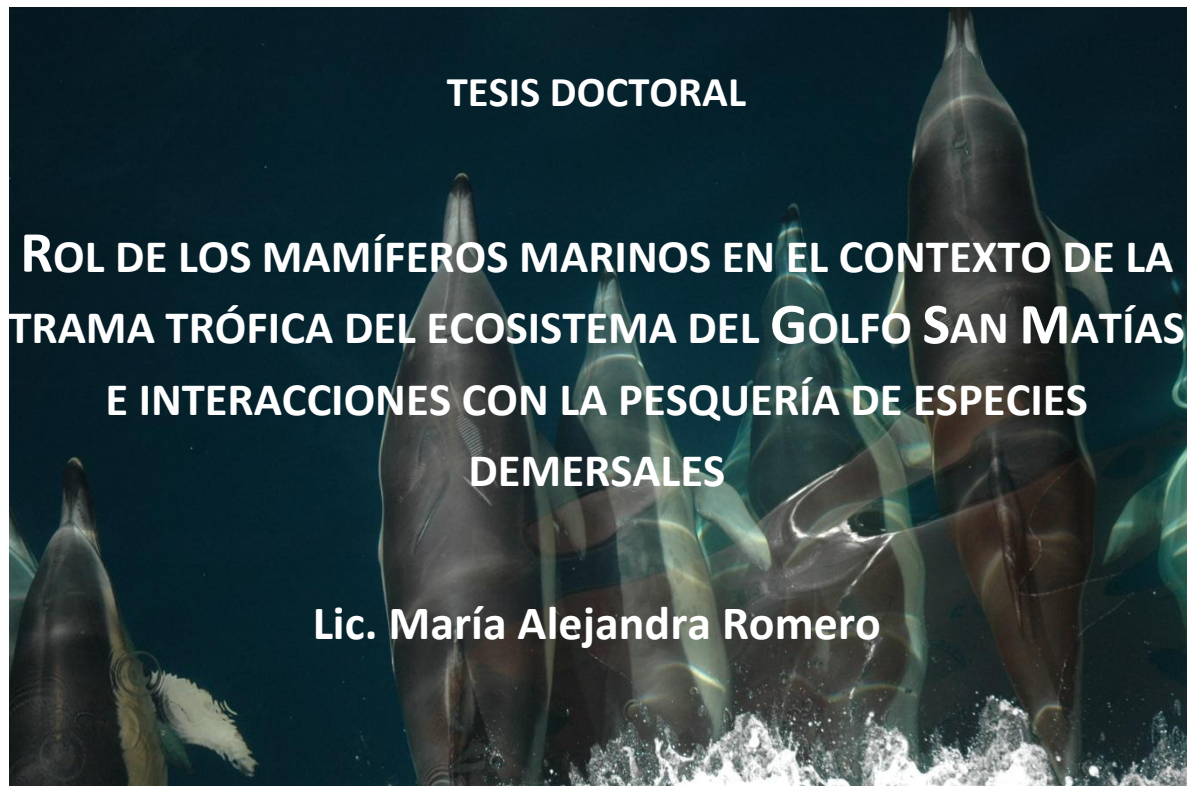




UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
CENTRO REGIONAL UNIVERSITARIO BARILOCHE



Director: Dr. Raúl A. González

Co-director: Dra. Silvana L. Dans

San Antonio Oeste - Río Negro

2011

Rol de los mamíferos marinos en el contexto de la trama trófica del ecosistema del Golfo San Matías e interacciones con la pesquería de especies demersales

Tesis presentada para optar al título de Doctor en Biología de la Universidad Nacional del Comahue.

Lic. María Alejandra Romero

Dr. Raúl A. González

Director

Dra. Silvana Dans

Co-director

A mi mamá, mi papá y mi hermana que siempre estuvieron presentes...

Agradecimientos

Poder trabajar en lo que a uno le gusta y en el tema por el cual empezó una carrera universitaria es una suerte enorme y yo tuve la posibilidad de alcanzarla. Esto no habría sido posible sin el apoyo y la colaboración de muchas personas e instituciones a quienes les estoy profundamente agradecida.

En primer lugar, a mi familia que siempre estuvo presente apoyando mis decisiones, y sobreponiéndose frente a situaciones tan tristes como perder a uno de los seres más queridos. Esta tesis está dedicada a mi mamá que siempre va a vivir en mis recuerdos.

A mi director de tesis, el Dr. Raúl González, no sólo por enseñarme y guiarme durante mi formación de posgrado sino también por brindarme su cariño y su amistad, y ayudarme en todo, Gracias!. Asimismo, a mi codirectora, la Dra. Silvana Dans, que a pesar de la distancia, siempre estuvo presente tanto en lo académico como en lo personal, muchas gracias.

A mi amigo del alma “El Pato” por haberme impulsado en este proyecto. Por haberte embarcado en este loco viaje y haberme acompañado en esta etapa, que hoy está culminando (y me libera de mi deuda). También te agradezco haber compartido conmigo a tu viejo, el Mafo.

A mis amigos de siempre, especialmente a Huguito y demás miembros de la banda bahiense, que a la distancia me aportaron su granito para salir adelante. A los chicos de San Antonio Oeste y Madryn por brindarme su compañerismo y amistad. Especialmente quiero agradecerles a Lore Storero, Guille Svendsen y Mati Ocampo por toda su colaboración, y a aquellos que me ayudaron en las campañas soportando olores un tanto particulares.

Al Programa de Observadores a Bordo por los datos que me facilitó. A Paúl Osovnikar por ayudarme a conseguir las preciadas muestras de lobos y delfines capturados incidentalmente. Quisiera agradecer particularmente a Augusto Crespi por la información sobre calamar.

A todos los miembros del Laboratorio de Mamíferos Marinos (LAMAMA) del CENPAT. Particularmente a Flor Grandi por guiarme en mis primeros pasos dentro del mundo de los mamíferos marinos y a Nestor García por enseñarme y ayudarme infinitamente.

También vale mi agradecimiento a Nestor, Sandro, Pablito, Kelo y el Colo que hicieron posible todas las campañas, siempre con la mejor onda y predisposición. A Guille Soria, por su creatividad.

Finalmente quiero agradecerle al Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, a CONICET y a la Universidad Nacional del Comahue que me brindaron la oportunidad de desarrollarme en el ámbito científico.

Índice general

RESUMEN	I
ABSTRACT	V
TRABAJOS PUBLICADOS EN EL MARCO DE LA TESIS	VIII
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
OBJETIVOS	
Objetivo general	8
Objetivos específicos	9
CARACTERIZACIÓN DEL ECOSISTEMA DEL GOLFO SAN MATÍAS	
Caracterización ambiental del Golfo San Matías	10
Caracterización biológica del ecosistema	14
La pesca en el Golfo San Matías	19
PRIMERA PARTE: LOS PREDADORES TOPE	
Capítulo I: Composición de la dieta y hábitos alimenticios del lobo marino de un pelo (<i>Otaria flavescens</i>)	
Introducción	22
Materiales y Métodos	25
Resultados	31
Discusión	40
Capítulo II: Composición de la dieta y hábitos alimenticios del delfín común (<i>Delphinus delphis</i>) y una comparación con el delfín oscuro (<i>Lagenorhynchus obscurus</i>)	
Introducción	45
Materiales y Métodos	48
Resultados	52
Discusión	64
SEGUNDA PARTE: LA PESQUERÍA DE ESPECIES DEMERSALES (LA FLOTA COMO UN PREDADOR)	
A. FLOTA DE ARRASTRE	
Capítulo III: Historia de la pesquería de arrastre y evolución en la composición de los desembarcos	
Introducción	70
Materiales y Métodos	72
Resultados	75
Discusión	83
Capítulo IV: Patrón estacional de los desembarcos y dinámica espacial de la flota de arrastre	
Introducción	87

Materiales y Métodos.....	88
Resultados.....	89
Discusión.....	97
Capítulo V: Composición de las capturas de la flota de arrastre	
Introducción.....	99
Materiales y Métodos.....	101
Resultados.....	106
Discusión.....	116
Capítulo VI: Estimación del descarte de merluza de la flota de arrastre de fondo	
Introducción.....	120
Materiales y Métodos.....	122
Resultados.....	125
Discusión.....	127
B. FLOTA DE PALANGRE Y FLOTA POTERA	
Capítulo VII: Caracterización de las capturas de la flota artesanal de palangre y de la flota potera (calamar)	
Composición de las capturas de la flota artesanal de palangre	
Introducción.....	133
Materiales y Métodos.....	135
Resultados.....	137
Discusión.....	140
Pesquería de calamar con buques poteros.....	142
TERCERA PARTE: INTERACCIÓN PREDADORES TOPE-PESQUERÍA	
Capítulo VIII: Solapamiento trófico entre los mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales	
Introducción.....	145
Materiales y Métodos.....	148
Resultados.....	152
Discusión.....	162
CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS PARA FUTURAS INVESTIGACIONES.....	172
APÉNDICE.....	176
REFERENCIAS.....	179
TRABAJO DE RESPALDO.....	210

Resumen

A nivel internacional, paralelo a la declinación y al colapso de pesquerías de gran escala, surgió un interés creciente por el estudio de las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías. En la mayoría de los ecosistemas marinos, los mamíferos al igual que algunas especies de peces y aves, son considerados predadores tope, con el potencial para el desarrollo de una competencia consuntiva con la pesca por los recursos disponibles. Los estudios dirigidos a evaluar competencia son difíciles de abordar debido a que se requiere conocer los parámetros biológicos y poblacionales tanto de las presas como de los predadores y disponer de series temporales de datos sobre la actividad pesquera. Consecuentemente, hasta que se disponga de información suficiente para desarrollar modelos más adecuados, el estudio del solapamiento trófico entre los mamíferos marinos y las pesquerías provee una buena aproximación del potencial grado de competencia entre ambos.

En el Golfo San Matías, desde principios de la década de 1970, se desarrolla una pesquería dirigida al complejo de especies demersales y demersal-pelágicas. De acuerdo a las propiedades oceanográficas y biológicas del golfo, varios estudios han demostrado que algunas de las especies que allí habitan forman unidades demográficas diferentes de las existentes en la Plataforma Continental Argentina, como es el caso de la merluza *Merluccius hubbsi*. Esta condición de sistema semi-cerrado podría generar escenarios particulares para la interacción entre las flotas pesqueras y los mamíferos marinos. En el marco planteado, se propuso como hipótesis de trabajo la existencia de una potencial competencia por los recursos entre los mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales del Golfo San Matías. A partir de esta hipótesis, el objetivo general de la tesis consistió en la identificación y evaluación de potenciales interacciones competitivas, a partir de un análisis de solapamiento trófico, entre las principales especies de mamíferos marinos (delfín común *Delphinus delphis*, delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* y lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*) y las flotas pesqueras (flotas de arrastre, palangre y

potera) que operan sobre el conjunto multiespecífico demersal, como base para el desarrollo posterior de modelos trofodinámicos.

La dieta del lobo marino de un pelo estuvo caracterizada por el aporte de 24 especies presa, siendo los peces el grupo dominante. La merluza fue la presa más importante, seguida por la raneya *Raneya brasiliensis* y el savorín *Seriolella porosa*. El lobo marino de un pelo fue identificado como un predador generalista, con relativamente pocos ítems presa dominantes. Asimismo se lo puede considerar un predador de hábitos mixtos, ya que se alimentó tanto de presas asociadas a la columna de agua como al fondo, y utilizaría los recursos de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente. No obstante, en el caso particular de la merluza se planteó la hipótesis sobre un posible subsidio de la pesca de arrastre hacia los lobos, mediante un aumento de la disponibilidad de tallas juveniles de merluza a través del descarte y la reducción del canibalismo por remoción de las tallas adultas.

El delfín común y el delfín oscuro basaron su dieta casi exclusivamente en anchoíta *Engraulis anchoita*, representando más del 80% del total consumido. El calamarete sudamericano *Loligo sanpaulensis* fue otro componente importante en la dieta. En Patagonia norte, ambas especies de delfines mostraron una estrategia de alimentación mixta. Es posible que estén predando según la disponibilidad de las presas, pero con un cierto grado de selección de acuerdo al comportamiento social de las presas, prefiriendo cardúmenes de especies de pequeño tamaño. Las semejanzas en la composición de la dieta, especies presas y distribución espacial entre el delfín común y el delfín oscuro podrían indicar un alto grado de competencia por los recursos. Sin embargo, si la disponibilidad de alimento es lo suficientemente grande, como parece ocurrir en el ecosistema de Patagonia norte, ambas especies podrían coexistir en el área de simpatria sin desarrollar una competencia consuntiva.

El análisis retrospectivo a largo plazo de la pesquería de arrastre de fondo identificó que las fluctuaciones históricas en la composición de los desembarcos habrían respondido a las variaciones en las condiciones macroeconómicas del país, en la demanda y en los precios de los mercados, y a la capacidad de las empresas para hacer frente a estas

situaciones. Por el contrario, la disponibilidad de los recursos no habría sido una limitante para el desarrollo del sistema productivo pesquero. A corto plazo, se encontró que las fluctuaciones estacionales en la composición específica de los desembarcos estarían reguladas por los procesos oceanográficos y biológicos que tienen lugar en el golfo.

Debido a que la merluza fue la principal especie consumida por el lobo marino de un pelo y la especie blanco de las flotas de arrastre y palangre, en el contexto de la tesis se realizó la primera evaluación global de la biomasa descartada de esta especie por parte de la flota de arrastre que opera en el golfo. Las evidencias indican que el descarte de merluza mostró una tendencia creciente durante la última década, con la posibilidad que sea aprovechado parcialmente por el lobo marino de un pelo para cubrir parte de sus requerimientos energéticos.

En las capturas de la flota de arrastre se identificaron 35 grupos de especies. La merluza representó el 72% en número del total de individuos. Esta especie sumada a los restantes grupos con importancia comercial, constituyeron el 90,5% de la captura. De esta forma, la pesquería de arrastre estaría relativamente ajustada a su objetivo. La correspondencia en la estacionalidad de los desembarcos y de las capturas indicaría que la actividad pesquera utiliza los recursos de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente. Según la biología de las especies capturadas por la red de arrastre de fondo, en su mayoría corresponden a organismos de lento crecimiento y marcada longevidad, con una estrategia reproductiva compleja. La flota pesquera podría considerarse equivalente a un predador apical del sistema.

La merluza también fue la principal especie desembarcada por la flota de palangre, representando entre un 88% y 93% de la captura total. Las tallas capturadas fueron significativamente más grandes que las capturadas por la flota de arrastre, sinónimo de una mayor selectividad del arte de pesca. La estacionalidad en las capturas de la flota palangrera siguió un patrón similar al observado en las capturas y desembarcos de la flota de arrastre, aunque en este caso no hubo una temporada de pesca dirigida específicamente a la captura de savorín.

La flota potera dirige su actividad exclusivamente a la captura de calamar *Illex argentinus*. En 2003, la distribución de tallas de calamar se ubicó en el rango de 23 a 30 cm. A pesar que esta pesquería no operó en los años subsiguientes, comparando las tallas de calamar consumidas por los mamíferos marinos y las capturadas por la flota potera existe el potencial para una interacción entre ambos componentes.

El análisis de solapamiento trófico arrojó un valor bajo para la interacción entre la flota de arrastre y los predadores tope estudiados. Al mismo tiempo, la comparación de las tallas de las presas consumidas por los mamíferos marinos y las capturadas por las flotas pesqueras, indicó diferencias en los valores medios. Considerando lo expuesto y en el marco de la hipótesis planteada, se concluyó que la posibilidad de una interacción competitiva entre las flotas pesqueras y los mamíferos marinos, a partir de la utilización de recursos similares, sería baja para el ecosistema del Golfo San Matías.

Abstract

As world fisheries began to decline and massive collapses were observed, the competition between marine mammals and fisheries for available marine food resources has become an issue of concern. This is understandable because many marine mammal species operate near or at the top of the marine food web. The studies that assess the consumptive competition are difficult to carry out because information about biological and population parameters of both prey and predators and time series data on fishing activity is required. Consequently, until more adequate models can be developed, the assessment of resource overlap between marine mammals and fisheries can provide some useful insights into the extent of potential competition.

In San Matías Gulf, a fishery targeting demersal and demersal-pelagic species has been developed since 1971. The gulf has particular oceanographic and biological properties. This determines that several species, like the common hake *Merluccius hubbsi*, constitute independent sub-populations with respect to other ones in the Argentine Continental Platform. The San Matías Gulf can be considered as a semi-enclosed ecosystem and this condition may generate particular sceneries for the interaction between marine mammals and fishery. In this context, the hypothesis proposed was the existence of a potential competition for available resources between marine mammals and San Matías Gulf demersal fishery. The main objective of this thesis was the identification and evaluation of potential competitive interactions, based on an analysis of trophic overlap, between the major species of marine mammals (common dolphin *Delphinus delphis*, dusky dolphin *Lagenorhynchus obscurus* and South American sea lion *Otaria flavescens*) and the fishing fleets that operate on demersal species. This is considered the basis for further development of trophodynamics models.

The diet of South American sea lion was characterized by the contribution of 24 prey species, being fish the dominant group. The hake was the most important prey, followed by the raneya *Raneya brasiliensis* and silver warehou *Seriollella porosa*. The South American sea lion was identified as a generalist predator, with relatively few dominant

prey items. It exhibited mixed habits, since it fed on prey associated to the water column and the bottom, and may use resources according to their availability in the environment. On the other hand, the sea lion population may be partially subsidized by fishery through the increase of the availability of young hake by the discard and the reduction of cannibalism by removing adult sizes.

The common and dusky dolphins based their diet almost exclusively on anchovy *Engraulis anchoita*, representing over 80% of total prey consumed. The South American long-fin squid *Loligo sanpaulensis* was another important prey item in the diet. In North Patagonia, both dolphin species showed a mixed feeding strategy. Hence, it seems that common and dusky dolphins forage opportunistically on available prey species, but selectively based on their social behavior, preferring small schooling species. The high general similarity in diet composition, prey profiles and spatial distribution between both dolphin species off North Patagonia could cause a high degree of competition for food. However, if food availability is high enough, the two species may occur in trophic coexistence as seems to apply in the North Patagonian ecosystem due to the high biomass of anchovy

The long-term retrospective analysis of bottom trawl fishery indicated that historical fluctuations in the species composition of landings may respond to changes in macroeconomic conditions, the demand and market prices, and the ability of companies to deal with these situations. Nevertheless, the availability of resources may have not been a limiting factor for the development of the fishery production system. On the other hand, the short-term analysis showed that seasonal fluctuations in species composition of landings may be regulated by the oceanographic and biological processes that occur in the gulf.

Since hake was the main species consumed by sea lions and also the target of demersal fishery, in the context of this thesis the first assessment of the biomass discarded of hake by the trawl fishing fleet was carried out. Evidences indicate an increase in hake discard over the last decade. The biomass discarded may be exploited by sea lion population to cover partially their energy requirements.

Thirty five groups of species were identified in the catches of trawl fleet. The hake represented 72% of the total number of individuals caught. This species together with other commercial resources accounted for 90,5% of the catch. Thus, the trawl fishery may be relatively focused to its target. The similarity in the seasonal patterns of landings and catches indicate that fishing activity may use the resources according to their availability in the environment. Taking into account the biology of the species caught by the bottom trawl (slow growth, high longevity and complex reproductive strategy), the fishing fleet may be considered equivalent to a top predator of the ecosystem.

The hake was also the main species landed by the longline fleet, ranging from 88% to 99% of the total catch. The sizes of hakes caught were significantly larger than those caught by the trawl net, showing a higher selectivity. The seasonality of the longline fleet catches followed a similar pattern to that observed in catches and landings of the trawl fleet. However, the longline fleet did not have a fishing season aimed specifically to catch silver warehou.

The jigger fleet directs its activity only to catch squid *Illex argentinus*. In 2003, the size distribution of squid ranged between 23 and 30 cm. Although this fishery did not operate in subsequent years, the comparison of squid sizes consumed by the marine mammals and the jigger fleet may indicate a potential interaction between these two components.

The trophic overlap analysis showed a low value for the interaction between the trawl fleet and the top predators studied. At the same time, the comparison of the sizes of prey consumed by marine mammals and those caught by fishing fleets, indicated differences in the mean values. Considering the above and within the framework of the proposed hypothesis, the probability of a consumptive competition between the fishing fleets and the marine mammals in San Matías Gulf ecosystem would be low.

Trabajos publicados en el marco de la tesis

Romero MA, González RA, Zaidman P, Millán DO. 2007. Síntesis Histórica. Estadísticas de desembarcos pesqueros, artesanales e industriales del Golfo San Matías, Río Negro. *IBMP Serie Publicaciones 6*: 23-38. ISSN 1666-4019

Romero MA, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2008. Análisis histórico de la composición por especie de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías: identificación y caracterización de ciclos productivos. *IBMP Serie Publicaciones 7*: 1-25. ISSN 1666-4019

Romero MA, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2008. Patrón temporal en la composición específica de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías. *IBMP Serie Publicaciones 7*: 27-37. ISSN 1666-4019

González R, Ocampo-Reinaldo M, Schneider C, **Romero MA**, Maggioni M, Williams G, Cabrera G, Narvarte M, Gagliardini A. 2010. Correlating SST Satellite Data to the Spatial Distribution of Spawning Aggregations of Argentine Hake (*Merluccius hubbsi*) in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *JRC Scientific and Technical Reports - Proceeding "Oceans from Space" Venice 2010*. JRC 57986: 103-104. ISSN 1018-5593. doi: 10.2788/8394.

Romero MA, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2010. When conventional fisheries management measures are not effective to reduce the catch and discard of juvenile fish: a case study of Argentine hake trawl fishery in San Matías Gulf (Patagonia, Argentina). *North American Journal of Fisheries Management* 30: 702-712. doi: 10.1577/M09-148.1.

Romero MA, González RA, Caille, G. 2006. Composición de las capturas, *bycatch* y descarte en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías: resultados del Programa de Observadores Pesqueros (POP) del IBMP Alte. Storni entre 1994 y 2006. VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar y XIV Coloquio de Oceanografía. Puerto Madryn, Chubut - Argentina. 4-8/12/2006.

-
- Romero MA**, García N, Berón Vera B, Dans S, Svendsen G, Crespo EA, González RA. 2008. Dieta de delfín común, *Delphinus delphis*, en el norte de Patagonia. XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Marinos. 7° Congreso SOLAMAC. Montevideo – Uruguay. 13-17/10/2008.
- Romero MA**, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2009. La captura y el descarte de juveniles de merluza *Merluccius hubbsi* en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías durante el período 1996-2007. VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar y XV Coloquio de Oceanografía. Bahía Blanca, Buenos Aires - Argentina. 30/11-04/12.
- Romero MA**, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2009. Patrón estacional de la composición específica de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías para el período 2002-2006. VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar y XV Coloquio de Oceanografía. Bahía Blanca, Buenos Aires - Argentina. 30/11-04/12.
- Svendsen GM, **Romero MA**, González RA. 2007. Informe del relevamiento de los apostaderos de lobos marinos de un pelo, *Otaria flavescens*, de la provincia de Río Negro durante enero de 2007. IBMP “Alte Storni”. Inf. Tec. 01/2007. 4 pp.
- Svendsen GM, **Romero MA**, González RA. 2008. Informe del relevamiento de los apostaderos de lobos marinos de un pelo, *Otaria flavescens*, de la provincia de Río Negro durante enero de 2008. IBMP “Alte Storni”. Inf. Téc. 05/2008. 5 pp.
- Romero MA**, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2008. Evaluación de la capacidad pesquera histórica de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías. IBMP “Alte Storni”. Inf. Tec. 11/2008. 8 p.
- Romero MA**, González RA, Ocampo-Reinaldo, M. 2009. La captura y el descarte de juveniles de merluza *Merluccius hubbsi* en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías durante el período 1996-2007. Inf. Tec. IBMP “Alte. Storni”, N° 02/2009, 17 pp.

Introducción general

Introducción general

El impacto de origen antrópico sobre los ecosistemas marinos, ya sea a través de la pesca u otras actividades humanas, es un problema a escala global. La mayoría de las grandes pesquerías mundiales han presentado signos de declinación (Watson & Pauly 2001, Pauly *et al.* 2002, Hilborn *et al.* 2003), y durante las últimas décadas hubo varios registros de colapsos pesqueros importantes (Swissenwine & Rosenberg 1993, Pauly *et al.* 2002). Al mismo tiempo, se han reportado evidencias acerca de la declinación de algunas poblaciones de predadores tope de importancia comercial (Christensen *et al.* 2003, Myers & Worm 2003), con la consiguiente tendencia hacia la captura de especies de menor nivel trófico (fenómeno conocido como “pescando hacia abajo en las cadenas tróficas” o “fishing down marine food webs”, Pauly *et al.* 1998a). Esto ha contribuido a profundizar la crisis pesquera actual.

El manejo pesquero clásico, basado en evaluaciones de *stocks* (o efectivos pesqueros) monoespecíficas, ha sido parcialmente responsable de esta crisis, dado que estos modelos no contemplan las interacciones tróficas y otras interdependencias entre las especies marinas (Christensen & Pauly 1997, Link 2002, Pauly *et al.* 2002). Consecuentemente, hubo una demanda creciente hacia un manejo pesquero con un enfoque más amplio, que considere tanto los efectos directos como indirectos de la pesca sobre todos los componentes de las redes tróficas, incluyendo las interacciones con aquellos predadores cuyas presas revisten importancia comercial (Christensen 1996, Constable 2001).

Entre estos predadores están incluidos los mamíferos marinos, los cuales son afectados frecuentemente por la pesca y por otras actividades económicas (Northridge 1991, 2002). Los mamíferos marinos son un grupo heterogéneo de especies que pertenecen a tres órdenes taxonómicos distintos (Orden Carnívora – pinnípedos y mustélidos, Orden Cetacea – misticetos y odontocetos y Orden Sirenia – dugongos y manatíes). Ecológicamente son considerados *K*-estrategas (Estes 1979, McLaren & Smith 1985). Sus características biológicas incluyen gran tamaño corporal, larga esperanza de

vida, bajas tasas reproductivas y reproducción tardía (Crespo & Hall 2001). También poseen cualidades que fueron aprovechadas por el hombre desde sus orígenes, tales como poseer proteína y grasa altamente concentrados y ser relativamente predecibles y vulnerables en zonas costeras (Bonner 1982, Crespo & Hall 2001). Estas características promovieron una historia de interacción entre los mamíferos marinos y el hombre, que ha venido cambiando dinámicamente en función de los usos y tendencias poblacionales.

En el pasado, la captura masiva de diferentes especies de mamíferos marinos fue una de las principales amenazas a sus poblaciones (Gales & Burton 1989, Rodriguez & Bastida 1998, Clapham & Baker 2002). Estas se iniciaron en las aguas del norte de Europa y Asia, pero rápidamente se extendieron hacia la Antártida, reduciendo poblaciones numerosas a una pequeña fracción de las abundancias originales (Crespo & Pedraza 1991, Perry *et al.* 1999, Koen Alonso & Yodzis 2005) o extinguiéndolas completamente, como es el caso de la ballena gris del Atlántico (Mitchell & Mead 1977). Actualmente, los impactos directos de la pesca sobre las poblaciones de mamíferos marinos están vinculados a las capturas incidentales en redes de pesca (Crespo & Hall 2001, Northridge 2002, Kaschner 2003). Además, las especies de mamíferos marinos, al igual que otros componentes del ecosistema marino, son afectadas por la contaminación química (Mossner & Ballschmiter 1997, Borrell & Reijnders 1999, Coombs 2004) y acústica (Johnston & Woodley 1998, Jepson *et al.* 2003).

Sin embargo, también existen situaciones en las que los mamíferos marinos producen un impacto negativo para los humanos, relacionado principalmente con las operaciones pesqueras. Los casos controversiales incluyen daños al arte de pesca, la devaluación de la captura por predación, o indirectamente a través del costo que implica introducir modificaciones en las artes de pesca a fin de evitar la captura incidental de mamíferos marinos (Harwood 1999, Palka 2000, Culik *et al.* 2001). Este tipo de interacciones, que implican un perjuicio directo para cualquiera de los dos componentes, han sido clasificadas como interacciones operacionales (Lowry 1982, Northridge 1984, Beddington *et al.* 1985, Gulland 1986).

Otro tipo de interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías son aquellas que incluyen los efectos que se producen mutuamente como resultado de las relaciones ecológicas, tales como competencia, predación y parasitismo (Perrin 1988). En años recientes, asociado al colapso de grandes pesquerías y a la demanda creciente de proteínas de origen animal, se ha dirigido un interés progresivo hacia el estudio de la competencia entre mamíferos marinos y pesquerías por los recursos disponibles (Beddington *et al.* 1985, Harwood & Croxall 1988, Plagányi & Butterworth 2002). En la mayoría de los ecosistemas acuáticos, los mamíferos marinos, al igual que el hombre y algunos peces piscívoros, son considerados predadores tope, con un rol importante en la estructuración de las interacciones tróficas (Goldsworthy *et al.* 2003).

Desde una perspectiva ecológica pura, competencia se define con una situación donde la presencia simultánea de dos consumidores es mutuamente desventajosa (Chase & Leibold 2003). Generalmente se asume de forma implícita que la remoción de uno de los consumidores se traduce en beneficios directos para el otro consumidor. En el contexto de la definición propuesta, para que exista competencia entre los mamíferos marinos y la pesca, ambos deberían consumir el mismo tipo de recursos dentro de un área geográfica particular. Más importante aún es el hecho que, para que ocurra competencia la remoción de alguno de ellos se debería traducir en un incremento directo de la disponibilidad de los recursos para el otro componente (Cooke 2002, IWC 2003).

Dentro del mismo enfoque teórico de nicho ecológico, el solapamiento trófico o de nicho describe de forma más neutral la interacción entre las especies. El solapamiento trófico representa el grado en que dos consumidores se solapan en la explotación de un mismo recurso, pero sin el supuesto de que la presencia de cualquiera de los consumidores tenga algún efecto sobre el otro (Chase & Leibold 2003). A pesar que no evalúa la competencia, el grado de similitud en el nicho de dos consumidores, que es descrito a partir del solapamiento trófico, es comúnmente reconocido como un indicador de una potencial competencia (Hulbert 1978, Wan-Xiong *et al.* 2003).

Por otro lado, el estudio del solapamiento trófico requiere menor cantidad de información de entrada que una evaluación acerca de la competencia entre dos

consumidores, dado que no considera la dinámica trófica. La base de datos para un análisis de competencia requiere conocer los parámetros biológicos y poblacionales tanto de las presas como de los predadores y disponer de un set de datos históricos sobre la actividad pesquera. Consecuentemente, hasta que se disponga de información suficiente para desarrollar modelos más adecuados, el estudio del solapamiento trófico entre los mamíferos marinos y las pesquerías provee una buena aproximación de la potencial competencia entre ambos, y ha sido objeto de varios estudios a nivel mundial (Kaschner & Pauly 2005).

El debate inicial sobre la importancia de las interacciones tróficas entre mamíferos marinos y pesquerías se basó en el supuesto que los mamíferos consumían grandes cantidades de alimento y esto podía generar un impacto significativo sobre las poblaciones de aquellas presas que también eran explotadas comercialmente (Gulland 1987, Butterworth *et al.* 1988, Butterworth 1992, Wickens *et al.* 1992, Bowen 1997). Estos argumentos fueron utilizados para justificar o implementar programas para la reducción en el tamaño de ciertas poblaciones de mamíferos, especialmente de lobos marinos (Wickens *et al.* 1992).

Sin embargo, las estimaciones sobre el consumo poblacional que indicaban valores elevados surgieron de modelos simples que ignoraban, por ejemplo, las variaciones entre individuos ya sea por sexos o por clase de edad. Asimismo, estos modelos no tenían en cuenta la complejidad de factores que intervienen para determinar qué efecto tiene la remoción de un predador tope de un ecosistema (Parsons 1992). Al incorporar la incertidumbre asociada a estos modelos y la necesidad de generar un enfoque más integrador y holístico para el manejo pesquero, el debate acerca del solapamiento entre mamíferos y pesca fue redirigido a evaluar como la explotación pesquera puede afectar el estado de conservación de las poblaciones de predadores tope marinos y los efectivos pesqueros (Furness & Cooper 1982, Duffy 1983, Hammill *et al.* 1997, Stenson *et al.* 1997, Trites *et al.* 1997).

Kaschner y Pauly (2005), estudiando el solapamiento espacial entre el consumo de alimento por parte de los mamíferos marinos y las capturas pesqueras (basado en la

composición específica de la dieta y de las capturas), encontraron que a escala global la competencia por alimento parecería ser baja, aun considerando la incertidumbre asociada y la complejidad de las relaciones tróficas. Los puntos más conflictivos respecto del grado de solapamiento se localizaron en regiones específicas con altos niveles de explotación pesquera. De esta forma, es más probable que las pesquerías puedan afectar negativamente a las poblaciones de mamíferos marinos en estas regiones que viceversa, como había sido sugerido anteriormente (DeMaster *et al.* 2001).

Las especies con amplia distribución (como algunas ballenas) podrían reaccionar frente a potenciales extinciones locales aprovechando una fuente de recursos alternativa. En el caso de las especies con rangos de distribución mucho más acotados (fundamentalmente delfines y lobos marinos), una reducción substancial en la disponibilidad de los recursos, debido a una explotación pesquera intensiva, puede afectar más seriamente su supervivencia (Kaschner & Pauly 2005). En este punto radica la importancia de realizar estudios de solapamiento trófico a escala local, donde la interacción entre las poblaciones de mamíferos marinos y las pesquerías pueden ser significativas.

En la Plataforma Continental Argentina, el estudio de los efectos directos e indirectos de la pesca sobre la fauna superior marina cuenta con antecedentes desde la década de 1990 (Crespo *et al.* 1997, Dans 2003a). Estos estudios se focalizaron en la pesquería de arrastre que opera en el norte y centro del litoral patagónico (entre 42° y 47°S), con el fin de evaluar sus efectos sobre los predadores tope, entre ellos el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, la tonina overa *Cephalorhynchus commersonii*, la raya picuda *Dipturus chilensis*, el tiburón espinoso *Squalus acanthias* y el tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Koen-Alonso *et al.* 2001, 2002, Dans *et al.* 2003b).

A través del análisis de solapamiento trófico y de los tamaños de presa se sugirió una baja probabilidad de competencia por los recursos alimenticios (Dans *et al.* 2003a). Sin embargo, este análisis sólo considera la competencia consuntiva, uno de los efectos indirectos posibles de camino más corto (Abrams *et al.* 1996), mientras que el resultado

final dependerá de todos los caminos posibles en la red alimentaria (Yodzis 1988, 1996). Hubo algunos intentos adicionales de explorar más allá los efectos indirectos en este sistema (Dans *et al.* 2003b, Koen-Alonso & Yodzis 2005), involucrando el desarrollo de modelos trofodinámicos simples basados en el subsistema merluza *Merluccius hubbsi* - anchoíta *Engraulis anchoita* - calamar *Illex argentinus*, las capturas pesqueras y uno o más predadores tope. El resultado más impactante de estos estudios subyace en la factibilidad de describir la dinámica de los componentes claves de la comunidad de una manera integrada.

En el Golfo San Matías, desde hace más de tres décadas, se desarrolla una pesquería dirigida al complejo de especies demersales y demersal-pelágicas. El golfo puede considerarse como un "ecosistema pesquero" de características productivas bien conocidas, aunque sus patrones ambientales y biológicos presentan fuertes variaciones intra e interanuales (Gagliardini & Rivas 2004). Varios estudios han demostrado que algunas especies demersales presentes en el golfo completan todas las etapas de sus ciclos de vida en el interior del mismo, dando lugar al desarrollo de unidades demográficas independientes de las existentes en aguas de plataforma (Di Giácomo *et al.* 1993, Perier & Di Giacomo 2002, Sardella & Timi 2004, González *et al.* 2007).

La especie blanco de la pesquería dirigida al conjunto demersal ha sido históricamente la merluza, que en el golfo constituye una subpoblación o *stock* pesquero unitario (Di Giácomo *et al.* 1993, González *et al.* 2007). Sobre esta especie se encuentran dirigidas dos flotas pesqueras, una de arrastre de fondo y otra de palangre, que producen a su vez la captura de un número importante de especies acompañantes (Romero *et al.* 2007, 2008a). El calamar representa la especie blanco de la pesca con buques poteros durante los meses de invierno, en tanto existe un creciente interés en el desarrollo de una pesquería de especies pelágicas, con énfasis en la captura de anchoíta.

Durante la última década, la pesca en el Golfo San Matías ha mantenido un nivel de intensidad creciente (Romero *et al.* 2007). La mayoría de las especies se encuentran explotadas al nivel de su Captura Máxima Permisible, al mismo tiempo que el aprovechamiento comercial de los recursos se extiende año tras año sobre otras especies

antes subutilizadas (Romero *et al.* 2008a). Esta situación ha determinado que recientemente la Administración Provincial estableciera entre sus principales objetivos de Política Pesquera el desarrollo de un marco conceptual y metodológico para el manejo ecosistémico de las pesquerías artesanales y costeras del Golfo San Matías (González *et al.* 2007). Esta iniciativa persigue como objetivos subsecuentes, la adopción efectiva de procedimientos para el manejo de las pesquerías basados en un enfoque ecosistémico e integrador, contrastando con los objetivos monoespecíficos del manejo tradicional (García *et al.* 2003). El principal desafío para la ciencia actual es avanzar en la comprensión de las relaciones que se dan entre las especies y sus hábitats, a fin de poder trasladar ese conocimiento a estrategias de manejo que maximicen los rendimientos, confiriendo sustentabilidad ecosistémica (Grafton *et al.* 2010, Smith & Fulton 2010).

Objetivos

Objetivos

Objetivo general

La intensa explotación pesquera de los últimos años parecería estar ejerciendo un impacto significativo sobre algunos componentes del ecosistema del Golfo San Matías, los cuales podrían mostrar cambios identificables y cuantificables en algunos parámetros ecológicos (indicadores, especies clave, etc.). Si bien las pesquerías son objeto de análisis en forma continua, las relaciones recíprocas entre éstas y los predadores tope no han sido objeto de estudios sistemáticos hasta el presente. Las interacciones competitivas y predatorias podrían resultar relevantes en un ecosistema en el cual la pesca produce anualmente una remoción de biomasa de magnitud significativa y donde las especies blanco de la pesquería son ítems importantes en la dieta de los principales predadores tope del sistema (Koen-Alonso 1999).

Los estudios comparados acerca del uso de los recursos alimentarios son el primer paso hacia la construcción de hipótesis y modelos de funcionamiento posibles de la red trófica (Wootton 1994, Menge 1995), los cuales podrían permitir la identificación de las cadenas de interacción importantes (camino principales) que determinan la estructuración comunitaria. En el Golfo San Matías, el estudio de las interacciones ecológicas entre pesquerías y predadores tope presenta especial interés, ya que por su condición de sistema semicerrado podría considerarse un ecosistema marino con límites naturales identificables. Estas condiciones pesquero-ambientales, otorgan un marco óptimo para el desarrollo de modelos trofodinámicos (ej.: análisis del balance de biomasa y flujos energéticos del ecosistema trófico), como herramientas adicionales para asistir a los responsables del manejo y la administración sustentable de estas pesquerías.

En el marco planteado, se propuso como hipótesis de trabajo para este estudio la existencia de una potencial competencia por los recursos entre los mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales del Golfo San Matías. A partir de esta hipótesis, el objetivo general de la tesis consistió en la identificación y evaluación de potenciales interacciones competitivas, a partir de un análisis de solapamiento trófico, entre las principales especies de mamíferos marinos (delfín común *Delphinus delphis*, delfín oscuro

Lagenorhynchus obscurus y lobo marino de un pelo (*Otaria flavescens*) y las flotas pesqueras (flota de arrastre, palangre y potera) que operan sobre el conjunto multiespecífico demersal, como base para el desarrollo posterior de modelos trofodinámicos.

Objetivos específicos

1. Caracterizar en forma cuali y cuantitativa la dieta de las dos principales especies de mamíferos marinos presentes en el ecosistema del golfo: el lobo marino de un pelo y el delfín común. Además, dada la disponibilidad de datos, también se incorporó en el análisis al delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*.

2. Caracterizar la actividad pesquera mediante el análisis de la composición específica de las capturas y los desembarcos, considerando la co-existencia de tres flotas pesqueras que operan sobre el conjunto demersal: la pesquería artesanal de palangre, la pesquería de arrastre de fondo y la pesquería de buques poteros o *jiggers*.

3. Evaluar el solapamiento trófico entre los componentes antes mencionados: mamíferos marinos y flotas pesqueras.

Para alcanzar estos objetivos, la tesis ha sido estructurada en tres partes. La primera parte (Capítulo I y II) aborda los estudios de alimentación de las tres especies consideradas. La segunda parte (Capítulo III, IV, V, VI y VII) se centra en la caracterización de las capturas y los desembarcos de la pesquería de especies demersales del golfo. De manera integradora, la tercera parte (Capítulo VIII) presenta el análisis de solapamiento trófico entre los predadores tope estudiados y las flotas pesqueras. Por último, se integran todos los resultados brindando las consideraciones finales y perspectivas para futuras investigaciones. A modo de apéndice se detalla la campaña de difusión realizada para la obtención de las muestras.

Caracterización del ecosistema del Golfo San Matías

Caracterización ambiental del Golfo San Matías

Situación geográfica

El Golfo San Matías (Fig. I.1) es el más extenso de los golfos norpatagónicos. Se extiende entre las latitudes 40°45'S y 42°14'S, con una superficie total aproximada de 19.700 km². Constituye una cuenca marina semicerrada, con profundidades máximas de hasta 220 m en su parte central y un zócalo de profundidades relativamente menores (50-80 m) en su boca, la cual está delimitada al norte por Punta Bermeja y al sur por Punta Norte, en la Península Valdés (Mazio & Vara 1983, Piola & Scasso 1988). Al sur, el Golfo San Matías se comunica con el Golfo San José, el cual tiene una superficie aproximada de 815 km² y una profundidad media de 30 m (Pizarro 1975).

En general, la fisonomía del litoral del Golfo San Matías se caracteriza por la presencia alternada de acantilados, medanales y depresiones, o bajos, por donde el mar se interna en el continente y forma extensas marismas. La más conspicua de estas depresiones es la Bahía de San Antonio, ubicada en el extremo noroeste del golfo, con una superficie aproximada de 130 km² (Escofet *et al.* 1978, Schnack *et al.* 1996, Masera *et al.* 2005). La zona interna de la bahía está caracterizada por extensos intermareales fangosos y la zona exterior por grandes bancos arenosos que forman, hasta una profundidad de 14 m, un gran delta de mareas (Schnack *et al.* 1996, Aliotta *et al.* 2000, Schnack 2004). Este entorno espacial constituye un ambiente marino costero de características únicas en lo que respecta a su fisiografía y régimen hidrológico, y un ecosistema de biodiversidad relevante, fuertemente influido por actividades de origen antrópico desde hace casi un siglo (González *et al.* 2003a). La totalidad de este sistema marino costero y otros sectores aledaños han sido jerarquizados desde hace diez años como Área Natural Protegida por la Ley N° 2670 de la Provincia de Río Negro.

Las aguas del golfo son de jurisdicción de la Provincia de Río Negro desde la desembocadura del río homónimo, al noreste, hasta el paralelo 42°S. La jurisdicción

provincial se extiende hacia la Zona Económica Exclusiva (ZEE) hasta las 12 millas náuticas desde la línea de costa o de la línea de base.

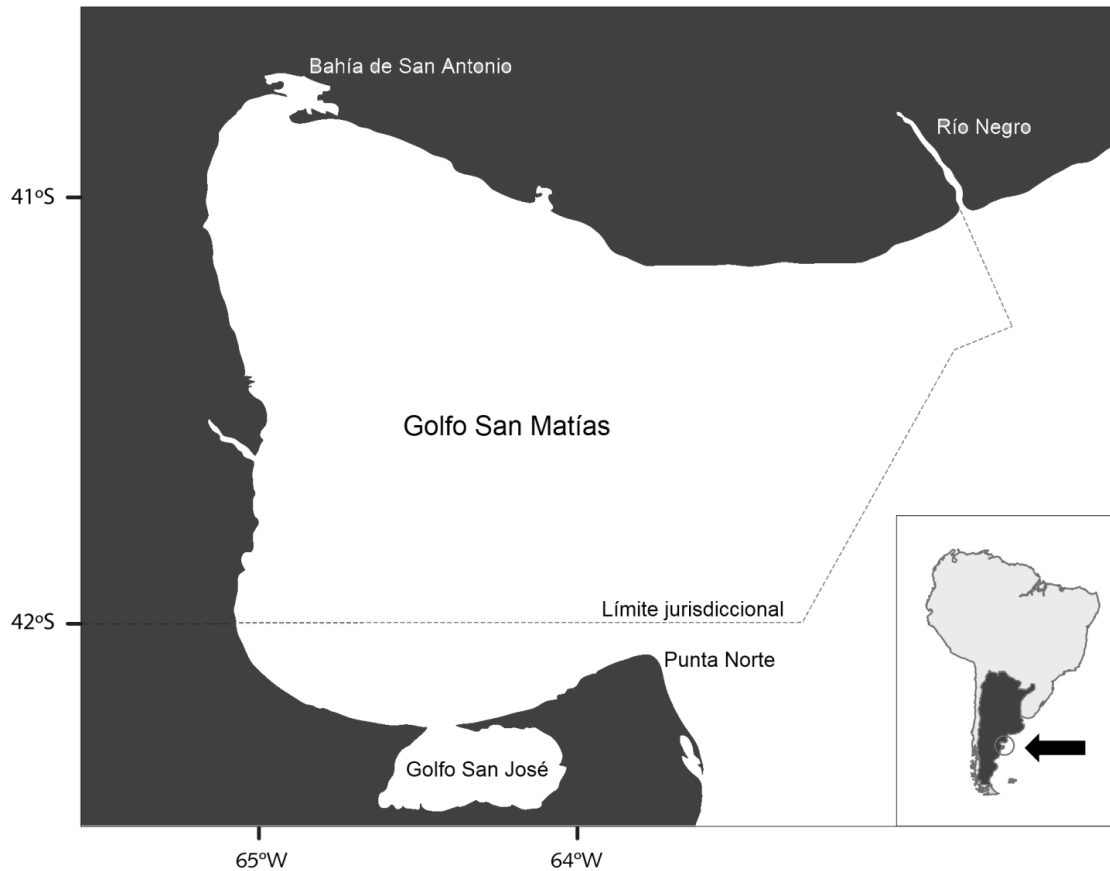


Figura I.1: Mapa del Golfo San Matías mostrando los principales accidentes geográficos de la costa y el límite jurisdiccional de la Provincia de Río Negro.

Oceanografía

La circulación de las masas de agua en el Golfo San Matías presenta un patrón particular (Fig. I.2). Una masa de agua fría ingresa por la zona sur de la boca del golfo, provenientes de la Corriente Costera Patagónica, rodeando a la Península Valdés hasta la boca del Golfo San José (Gagliardini & Rivas 2004). En el sector norte del golfo, la circulación está caracterizada por una celda cerrada en sentido ciclónico de 70 km de

diámetro. En el sector sur, la circulación parece estar dominada también por un giro ciclónico de menor dimensión (Piola & Scasso 1988). Luego de un periodo de permanencia de 300 días dentro del golfo, el agua sale por el sector norte de la boca y se dirige en sentido nor-noreste, hasta alcanzar la costa este del sistema estuarial de El Rincón; región comprendida entre las desembocaduras de los ríos Negro y Colorado (Rivas & Beier 1990, Lucas *et al.* 2005).

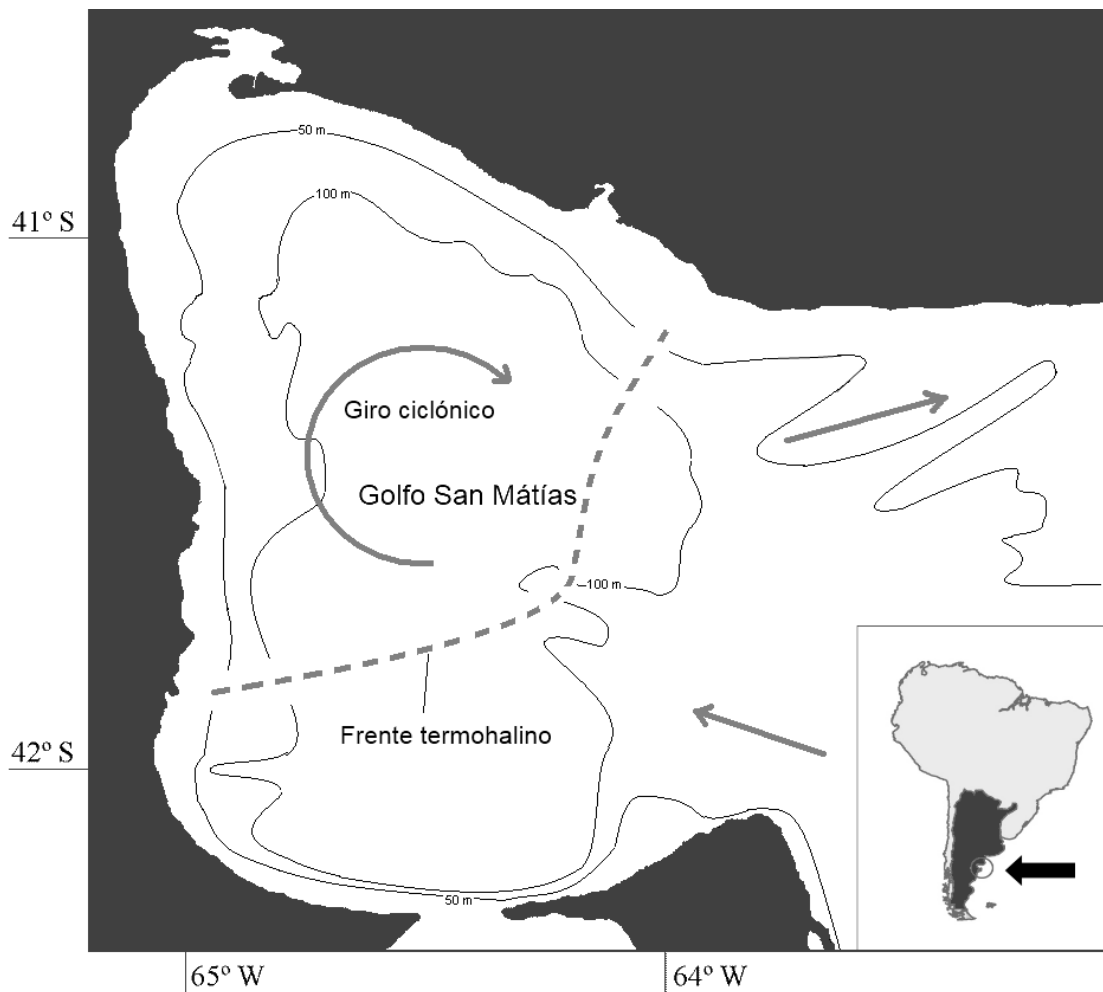


Figura I.2: Esquema de la circulación que rige el GSM. Las flechas hacen referencia al intercambio de agua con la Plataforma Continental Argentina.

Otra particularidad de la oceanografía del Golfo San Matías es la aparición de un frente termohalino durante los meses cálidos. En imágenes satelitales de temperatura

superficial del mar (TSM) puede observarse que a partir de septiembre, comienza a formarse un frente que separa dos masas de agua bien diferenciadas: el sector noroeste presenta aguas más cálidas y de mayor salinidad que el sector sureste (Fig. I.3) (Carreto *et al.* 1974, Piola & Scasso 1988, Gagliardini & Rivas 2004, Williams *et al.* 2006). Este frente térmico se intensifica durante el verano y comienza a desaparecer en abril. Durante los meses invernales la distribución de TSM es uniforme en toda la extensión del golfo (Gagliardini & Rivas 2004).

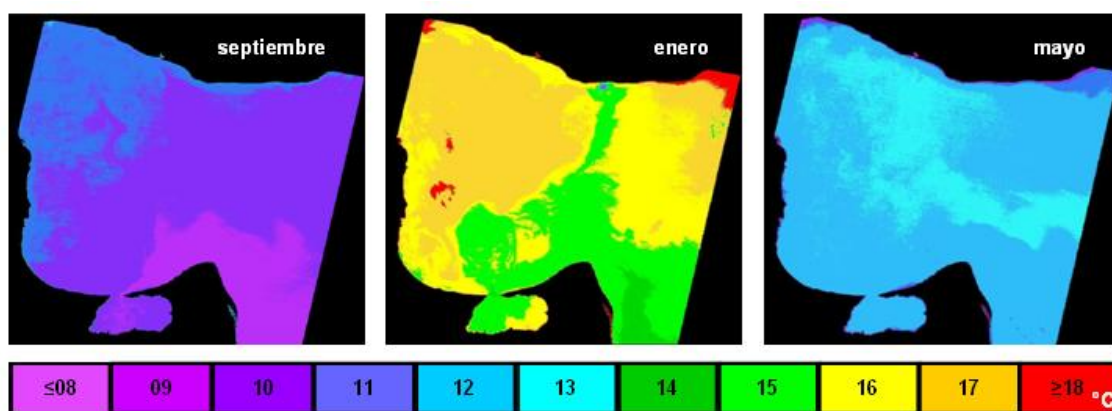


Figura I.3: Imágenes del sistema satelital LANSAT-ETM+ mostrando la evolución del frente térmico a lo largo de todo el año. Cada color está asociado a un valor de TSM en grados Celsius (°C). (Gentileza de A. Gagliardini)

En verano los valores de clorofila *a* llegan a los 0,5 y 0,7 mg/m³, característicos de aguas poco productivas, mientras que en mayo estos valores aumentan hasta los 1,97 mg/m³, principalmente en la zona noroeste del golfo (Carreto *et al.* 1974). En la parte sur, los valores bajos de salinidad y temperatura promueven valores medios de clorofila (0,3-0,7 mg/m³). Sin embargo, en el frente estacional se superan ampliamente estos valores promedios, con altas concentraciones de material particulado, clorofila *a* y zooplancton (Gagliardini & Rivas 2004).

Los procesos oceanográficos descritos son importantes desde el punto de vista biológico y pesquero ya que la producción, concentración, retención y dispersión de especies planctónicas y larvas de invertebrados bentónicos, así como el transporte de nutrientes, son altamente dependientes de la circulación de las masas de agua y sus

propiedades fisicoquímicas (González *et al.* 2010). El Golfo San Matías es una zona de alta productividad, relacionada principalmente con ciertos procesos oceanográficos inherentes que aceleran la productividad primaria y, en consecuencia, también la productividad secundaria (Williams 2004).

Caracterización biológica del ecosistema

El área norte del litoral patagónico, incluido el Golfo San Matías, representa el límite entre las dos provincias zoogeográficas del Mar Argentino: las provincias Argentina y Magallánica. La definición de las provincias está principalmente asociada a las bajas temperaturas (subantárticas) de las aguas en la Provincia Magallánica, y temperaturas más elevadas (subtropicales) características de la Provincia Argentina (Menni & Stehmann 2000, Balech & Ehrlich 2008).

La Provincia Argentina se extiende desde los 23°S (Río de Janeiro) a los 41°- 44°S (Golfo San Matías - Península Valdés), con una separación en dos distritos hacia los 34°S: el Distrito Sudbrasileño y el Distrito Bonaerense (Menni 1981). La Provincia Argentina está definida por una alta heterogeneidad biológica debido a la mezcla de especies tropicales y subantárticas, lo que determina también su bajo endemismo (Balech & Ehrlich 2008). La comunidad de peces está bien descrita por una familia de peces costeros de aguas templado-cálidas, la familia Sciaenidae, incluyendo cuatro especies: la pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*, la corvina rubia *Micropogonias furnieri*, la pescadilla real *Macrodon ancylodon* y el pargo *Umbrina canosai* (Menni 1981, 1983). Otras familias típicas y que se distribuyen en toda la provincia son los Sparidae y Cheilodactylidae. Entre los peces pelágicos la anchoíta *Engraulis anchoita* es la especie más importante, con una biomasa promedio estimada en 2009 de dos millones de toneladas para el *stock* (efectivo pesquero) bonaerense (Hansen *et al.* 2009).

López (1963, 1964) indica que la Provincia Magallánica abarca, en el Atlántico Sudoccidental, casi la totalidad del litoral patagónico. Se abre de la costa

aproximadamente a los 42°S y continúa hacia el norte hasta los 34°S, por la parte externa de la costa bonaerense, limitando al este con la corriente de Brasil. A diferencia de la Provincia Argentina, es más homogénea por la neta dominancia de las aguas frías subantárticas. La ictiofauna está caracterizada por una alta abundancia de algunas especies de Gadiformes y dos familias endémicas de peces: Nototheniidae y Zoarcidae (Balech & Ehrlich 2008).

El Golfo San Matías, ubicado en el límite de ambas provincias zoogeográficas, tiene un origen mixto de su fauna, con un aporte aproximadamente equilibrado de organismos del norte y del sur. Esto determina que muchas especies propias de cada una de estas regiones compartan este hábitat común (Tabla I.1) (Balech & Ehrlich 2008). Sin embargo, tanto el régimen hidrológico y la actual geomorfología de la cuenca, como así también los procesos geológicos que dieron origen a la misma, han determinado la existencia de importantes restricciones a la dispersión y al desplazamiento de varias especies de invertebrados y peces. Esto se ha traducido en la formación de varias subpoblaciones o enclaves aislados de los existentes en la plataforma, como es el caso de la merluza *Merluccius hubbsi*, el principal recurso pesquero del golfo (Di Giácomo *et al.* 1993, Sardella & Timi 2004, González *et al.* 2007).

Tabla I.1: Ejemplo de algunos organismos propios de la Provincia Argentina y de la Provincia Magallánica que coexisten en el Golfo San Matías (Balech & Ehrlich 2008).

Provincia	Crustáceos	Moluscos	Peces
Argentina	<i>Platyxanthus crenulatus</i>	<i>Mytilus edulis platanesis</i>	<i>Micropogonias furnieri</i>
	<i>Ovalipes trimaculatus</i>	<i>Aequipecten tehuelchus</i>	<i>Cynoscion guatucupa</i>
	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<i>Amiantis purpuratus</i>	<i>Umbrina canosai</i>
	<i>Pleoticus muelleri</i>	<i>Adelomelon brasiliana</i>	<i>Pagrus pagrus</i>
		<i>Zidona dufresnei</i>	<i>Engraulis anchoíta</i>
			<i>Pseudoperca semifasciata</i>
Magallánica	<i>Peltarion spinosulum</i>	<i>Aulacomya atra</i>	<i>Macruronus magellanicus</i>
	<i>Munida</i> spp.	<i>Tegula patagónica</i>	<i>Salilota australis</i>
	<i>Pterygosquilla armata</i>	<i>Loligo sanpaulensis</i>	<i>Eleginops maclovinus</i>

La comunidad marina del Golfo San Matías ha sido descripta tradicionalmente por estar organizada alrededor del sistema tri-trófico ‘anchoíta-calamar-merluza’ (Angelescu

& Prenski 1987, Prenski & Angelescu 1993). Más allá que estas especies soportan un número importante de relaciones tróficas tanto entre sí como con los demás componentes del ecosistema, estudios recientes han señalado que la contribución del calamar en la estructuración comunitaria no sería tan importante como en el caso de la merluza y la anchoíta (Ocampo-Reinaldo 2010).

El conjunto íctico del golfo está compuesto por cuatro comunidades de peces (Angelescu & Preski 1987). A continuación se mencionan algunas especies de cada una de ellas con importancia pesquera:

Comunidad pelágica (asociado a la superficie): anchoíta.

Comunidad demersal – pelágica (próximos al fondo con desplazamientos a aguas de menor profundidad): merluza común, merluza de cola o argentino, palometa *Parona sygnata*, palometa pintada o pampanito *Stromateus brasiliensis* y savorín *Seriolella porosa*.

Comunidad demersal – bentónica (próximos al fondo con desplazamientos a aguas más profundas): abadejo *Genypterus blacodes*, mero *Acanthistius brasilianus*, cabrilla *Pinguipes brasilianus*, pez palo *Percophis brasiliensis*, salmón de mar *Pseudopercis semifasciata*, chernia *Epinephelus marginatus*, castañeta *Cheilodactylus bergi*, bacalao austral *Salilota australis*, nototénias y tiburones (cazón *Galeorhynchus galeus*, gatuzo *Mustelus schmitti*, espineto o espinillo *Squalus acanthias*).

Comunidad bentónica (asociado al fondo): pez gallo *Callorhynchus callorhynchus*, rayas (raya hocicuda *Dipturus chilensis*, raya plata *Atlantoraja platana*, raya marmorada *Sympterygia bonapartii*, raya lentiginosa *Psammobatis lentiginosa*) y lenguados.

Desde el punto de vista trófico, algunas componentes del conjunto íctico, como son los tiburones y las rayas, se encuentran entre los principales predadores tope del golfo. Los mamíferos marinos desempeñan un rol similar dentro del ecosistema, predando principalmente sobre el sistema trófico anchoíta-merluza-calamar. Las especies de mamíferos marinos más abundantes son el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y el delfín común *Delphinus delphis*.

El lobo marino de un pelo es considerado un predador oportunista y de amplio espectro, alimentándose de peces, calamares y crustáceos (Koen Alonso *et al.* 2000a). A lo largo de las costas del Golfo San Matías, se localizan 15 apostaderos reproductivos de lobo marino de un pelo (Fig. I.4). A su vez esta especie es el mamífero marino más abundante de la región y es una de las principales atracciones de la naturaleza que soporta la creciente actividad turística en Patagonia.

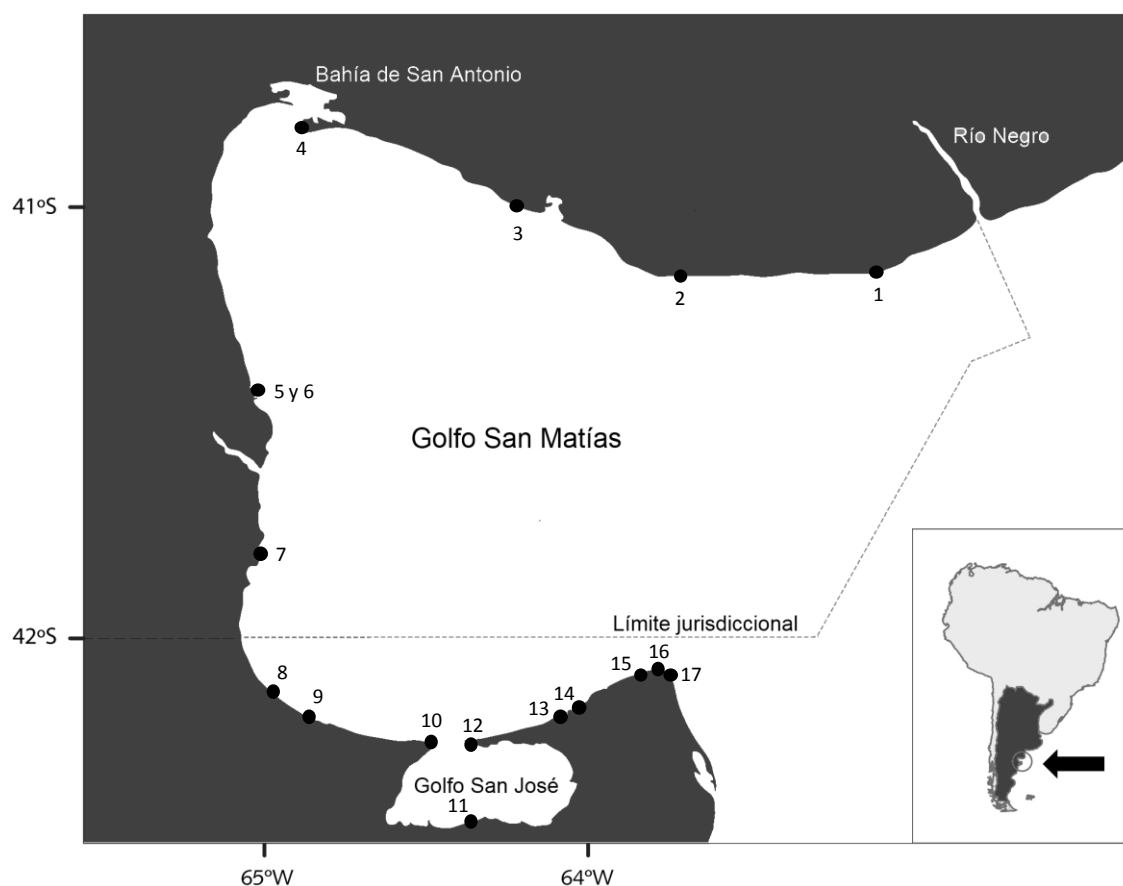


Figura I.4: Distribución de los apostaderos de lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías. 1: Punta Bermeja, 2: Promontorio Belén, 3: Caleta de los Loros, 4: Punta Villarino (no reproductivo), 5 y 6: Islote Lobos e Isla “La Pastosa”, 7: Los Hornitos, 8: Rincón de Elizalde (no reproductivo), 9: Barrancas Blancas, 10: Punta Quiroga, 11: Larralde, 12: Punta Buenos Aires, 13: El progreso, 14: La Armonía, 15: Ensenada Medina, 16: Punta Norte, 17: La Ernestina.

El delfín común es la especie de cetáceo más abundante del Golfo San Matías (González 1990). Se caracteriza por tener hábitos pelágicos y ser una especie altamente gregaria, capaz de formar manadas compuestas por centenares de ejemplares (Perrin 2002). Se alimenta básicamente de pequeños peces epipelágicos que forman cardúmenes en las capas superficiales del mar, aunque los cefalópodos y los peces mesopelágicos también son importantes ítems en la dieta (Young & Cockcroft 1994, Ohizumi *et al.* 1998, Silva 1999, Santos *et al.* 2004).

El delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* es otra especie abundante en el golfo y es probablemente la especie mejor conocida del género *Lagenorhynchus* en el Hemisferio Sur. Esta especie es común en las aguas templadas de Nueva Zelanda, Sudáfrica, Perú y Argentina (Crespo 1991, Van Waerebeek 1992, Dans 1999), con hábitos similares a los descritos para el delfín común.

Más allá que el lobo marino de un pelo, el delfín común y el delfín oscuro son las especies más conspicuas, a partir de relevamientos realizados se tiene conocimiento que el Golfo San Matías cuenta con varias especies más de mamíferos marinos. Las especies registradas con mayor frecuencia fueron el delfín nariz de botella *Tursiops truncatus* y la ballena franca austral *Eubalaena australis* (Gonzalez 1990, Gonzalez *et al.* 1992, Dans *et al.* 2004, Crespo & Dans 2008). En estos relevamientos también se registraron, pero en menor frecuencia, lobos marinos de dos pelos *Arctocephalus australis*, toninas overas *Cephalorhynchus commersonii*, orcas *Orcinus orca*, franciscanas *Pontoporia blainvillei* y calderones *Globicephala melas* (Gonzalez *et al.* 1992, Crespo *et al.* 1998, 2004, Crespo & Dans 2008).

La pesca en el Golfo San Matías

En el contexto del ecosistema del Golfo San Matías, la pesca se presenta como una de las actividades productivas más relevantes. Los recursos pesqueros del golfo son administrados en forma autónoma por el Estado de la Provincia de Río Negro. En el golfo operan tres flotas pesqueras permanentes: una flota industrial de arrastre y dos flotas artesanales, una dirigida a la captura de especies demersales con palangre y otra dirigida a la captura de invertebrados costeros (comúnmente agrupados bajo la denominación de mariscos) con rastra bentónica y buzos marisqueros. De forma esporádica y en consonancia con la disponibilidad del recurso, la administración pesquera de la provincia admite la entrada de buques poteros dirigidos a la captura de calamar. Sin embargo, desde 2003, esta pesquería permanece cerrada. Por otro lado, durante los últimos años, hubo un interés creciente en el desarrollo de una pesquería de especies pelágicas con énfasis en la captura de anchoíta, aunque hasta el presente sólo se realizaron capturas experimentales.

El tipo de barco utilizado mayoritariamente en el interior del golfo (exceptuándose los poteros para el calamar) es el arrastrero de mediano porte (18 a 25 m. de eslora, bodega refrigerada útil de entre 35 y 50 t., potencia de motor entre 400 y 800 HP). Estas unidades llevan una tripulación variable de entre 8 y 12 tripulantes. El arte de pesca consta de una red de arrastre de fondo tipo merlucera (de entre 90 y 120 pies de relinga).

Las lanchas artesanales dirigidas a la captura de merluza *Merluccius hubbsi* utilizan como arte de pesca al palangre de media agua (o de “piedra-bola”). En la pesquería artesanal de mariscos se utilizan rastras bentónicas de pequeñas dimensiones, extracción manual por buceo asistido para moluscos bivalvos y recolección manual costera de pulpos con gancho. Las lanchas marisqueras llevan comúnmente una tripulación compuesta por tres pescadores.

El volumen de desembarcos totales anuales de la flota industrial arrastrera se ubica en torno a las 14 mil t anuales (promedio de la última década) (Romero *et al.* 2007). El sector artesanal tiene un acceso prácticamente exclusivo a los bancos costeros de

invertebrados marinos de cotizado valor en el mercado. Entre las especies más relevantes en términos de desembarcos para la pesca artesanal, se encuentran la merluza (flota de palangre), el mejillón *Mytilus edulis platensis*, la almeja púrpura *Amiantis purpurata*, la vieira *Aequipecten tehuelchus* (flota marisquera) y el pulpito patagónico *Octopus tehuelchus* (recolectores costeros). Los desembarcos anuales promedio de los últimos cinco años del subsector artesanal se ubicaron alrededor de 1,3 mil t anuales de mariscos y 1 mil t de merluza y otros peces demersales (Romero *et al.* 2007).

La flota comercial del golfo se compone de un total de diez barcos arrastreros de mediano porte y unas cincuenta embarcaciones artesanales habilitadas para la pesca de merluza con palangre y mariscos (Romero *et al.* 2007). Las capturas son mayoritariamente destinadas al procesamiento local en cinco establecimientos industriales.

La administración y el manejo de las pesquerías marinas en la Provincia de Río Negro son competencia del Ministerio de Producción, Autoridad de Aplicación de las leyes Q1960 y Q2519. Ambas leyes regulan el ejercicio de la pesca en la jurisdicción provincial sobre el Golfo San Matías y en el sector de aguas costeras hasta las 12 millas náuticas por fuera del golfo. De acuerdo a lo establecido por la Ley Q1960 (1985), el recurso pesquero es de propiedad del estado, y la Autoridad de Aplicación, por lo general mediante la intervención directa de la Dirección de Pesca, concede el aprovechamiento de dichos recursos a las empresas a través de Cupos de Captura. Anualmente, la Autoridad de Aplicación fija una Captura Máxima Permisible por especie y autoriza una cantidad de Permisos de Pesca en relación con los cupos otorgados.

Las variaciones en la disponibilidad de algunos de los recursos pesqueros del golfo, especialmente los mariscos, unidas a las oscilaciones del mercado y a un bajo nivel de organización de los propios pescadores para la comercialización de la producción, han condicionado negativamente el desempeño sectorial durante los últimos años (Romero *et al.* 2008a). Respecto de la contribución de la pesca a la economía regional, según recientes estimaciones, el Producto Bruto final de la actividad en el Golfo San Matías promedia los 10 millones de dólares anuales (Sylwan & González 2008). En suma, el sector pesquero rionegrino genera aproximadamente un millar de puestos de trabajo directos, de los

cuales, un 70% constituye empleos en tierra (operarios de plantas procesadoras) y un 30% corresponde a empleos en las embarcaciones. Una relación porcentual similar se observa en la composición de los puestos de trabajo por cada subsector de la pesca rionegrina, siendo la pesca industrial la que genera la mayor cantidad de empleos totales (Sylwan & González 2008).

Primera Parte

Los predadores tope

Capítulo I

Composición de la dieta y
hábitos alimenticios del lobo
marino de un pelo
Otaria flavescens

Composición de la dieta y hábitos alimenticios del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*

Introducción

El lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* es uno de los mamíferos marinos más abundantes y una de las especies más comunes en el Atlántico Sudoccidental. Se distribuye a lo largo de las costas de Sudamérica desde Zorritos en Perú (4°S - Riedman 1990) hasta Torres en el sur de Brasil (29°20'S, 49°43'W – Rosas *et al.* 1994), llegando su límite austral hasta el Canal de Beagle e Islas Malvinas. En Argentina han sido reportadas más de 120 colonias continentales e insulares (Dans *et al.* 1996, Reyes *et al.* 1999, Schiavini *et al.* 1999). Las colonias pueden representar sitios de reproducción conocidos también como apostaderos reproductivos, o colonias donde no tienen lugar actividades reproductivas; a su vez las colonias pueden ser permanentes, estacionales u ocasionales (Carrara 1952, Lewis & Ximénez 1983, Ximénez 1975).

La población de lobo marino de un pelo, si bien de menor valor peletero que las especies del género *Arctocephalus*, fue objeto de intensa explotación comercial durante la primera mitad del siglo XX y protegida a partir de 1974. Las colonias ubicadas en Patagonia norte fueron las más afectadas por la presión comercial (Crespo & Pedraza 1991) junto con las de Tierra del Fuego. Alrededor de la mitad de las pieles exportadas desde Argentina entre 1930 y 1960 provenían de cuatro colonias ubicadas en la región (201.259 de un total de 493.438 pieles). En 1938, el número de lobos marinos de un pelo en Patagonia norte fue estimado en 137.500 (Godoy 1963), cayendo a 18.396 individuos en 1946 (Carrara 1952). Al mismo tiempo que sufrieron una fuerte explotación, las colonias de Patagonia norte fueron las mejor monitoreadas desde 1972. Se estima que la población alcanzó su número más bajo durante la década de 1960 (Koen Alonso & Yodzis 2005), y no mostró signos de recuperación hasta 1989 (Crespo & Pedraza 1991). Actualmente la población está creciendo con una tasa anual de incremento de 5,7%, estimada para el periodo 1983-2002 (Dans *et al.* 2004). El último censo poblacional

realizado en 2009 estimó un total de 34.200 individuos para las colonias ubicadas en el Golfo San Matías y el Golfo San José (Grandi 2010).

Paralelo al crecimiento poblacional, muchas colonias exhibieron un incremento en el número de crías y cambios en la distribución espacial y en la composición social (Crespo & Pedraza 1991, Dans *et al.* 1996, Crespo *et al.* 2002). Crespo (1988) y posteriormente Dans *et al.* (2004) propusieron que la falta de espacio y las agresiones intraespecíficas en los apostaderos reproductivos tradicionales, junto a la filopatría y la fidelidad al sitio, promoverían el establecimiento de nuevas colonias reproductivas cerca de los apostaderos tradicionales, más allá de lo que podría esperarse por simple casualidad. Grandi *et al.* (2008), trabajando en base a esta hipótesis, encontraron que las nuevas colonias reproductivas de Patagonia norte se localizaron más cerca de los apostaderos reproductivos tradicionales que de áreas no reproductivas, sugiriendo un efecto de dispersión de individuos juveniles. Este mecanismo de colonización sugiere que las áreas potenciales para la expansión de la población podrían ser cercanas a colonias en crecimiento, con un aporte significativo de las clases de edad juveniles desde las colonias de origen.

Por otro lado, existe evidencia de movimientos estacionales de los animales entre colonias, al menos en Patagonia norte (41-43° S) (Ximénez 1975, Lewis & Ximénez 1983, Campagna *et al.* 2001). Durante el verano, las hembras adultas dan a luz a una cría, y alrededor de una semana después copulan y parten hacia al mar, dejando a las crías momentáneamente sin cuidado parental (Campagna *et al.* 1988). Campagna *et al.* (2001) estudiaron la dirección y localización de los viajes de forrajeo de hembras en periodo de lactancia y de machos adultos previo al apareamiento, a lo largo del litoral patagónico.

Los resultados de este estudio sugieren que los machos se desplazan a mayores distancias que las hembras, llegando hasta cerca del borde la Plataforma Continental Argentina. La distancia media recorrida por las hembras fue de 206 km (duración media del viaje 3,4 días), con buceos a una profundidad de entre 2 y 30 m. Los machos alternaron periodos en la costa con viajes al mar, con una duración media de 5,7 días y una distancia media recorrida de 591 km. A su vez, los autores encontraron que los

animales monitoreados provenientes de loberías localizadas en el interior del Golfo San Matías se alimentaron mayoritariamente dentro del golfo. Analizando el solapamiento espacial entre las flotas pesqueras de plataforma y la localización de los lobos, hallaron una amplia superposición. En base a estos resultados surge la hipótesis que existiría un solapamiento en el uso de los recursos, teniendo en cuenta que muchas de las especies capturadas por la flota forman parte de la dieta de los lobos (Campagna *et al.* 2001).

El lobo marino de un pelo es considerado un consumidor oportunista de amplio espectro. Se alimentan básicamente de peces, calamares, crustáceos y ocasionalmente de aves marinas (Vaz Ferreira 1982, George-Nascimento *et al.* 1985, Crespo *et al.* 1997, Koen Alonso *et al.* 2000a). En Chile, las presas más importantes son la merluza de cola o argentino *Macruronus magellanicus* y el abadejo *Genypterus* spp. (George-Nascimento *et al.* 1985). Koen Alonso *et al.* (2000a) analizaron la dieta de 59 estómagos de lobo marino de un pelo recolectados en Patagonia norte y centro, siendo la merluza *Merluccius hubbsi*, el pulpo colorado *Enteropctopus megalocyatus*, el calamar *Illex argentinus*, la raneya *Raneya brasiliensis* y la anchoíta *Engraulis anchoita* las presas más importantes de la dieta. Las hembras se alimentaron principalmente de especies bentónicas, mientras que los machos lo hicieron sobre especies demersal-pelágicas. Este comportamiento podría asociarse con un uso diferente del ambiente por parte de cada uno de los sexos, demostrado en parte por Campagna *et al.* (2001).

La interacción entre lobos y pesquerías ha sido reportada para Patagonia norte a través de evaluaciones de las capturas incidentales generadas por las distintas flotas pesqueras (Crespo *et al.* 2009). Estimaciones recientes para la flota de arrastre que opera dentro del Golfo San Matías señalan que entre febrero de 2006 y septiembre de 2009 fueron capturados 9 lobos de un pelo. La tasa calculada sería de 0,02 lobos por lance. En el caso de la flota de palangre, entre febrero y octubre de 2004, se registraron robos y daños de las capturas por parte de los lobos marinos de un pelo en el 16,67% de los viajes (n = 24 viajes). En dichos casos, el daño representó un promedio del 14,85% de la captura total del día (González Zevallos & Firstater 2004).

Por otro lado, las interacciones competitivas y predatorias podrían resultar relevantes en un ecosistema donde la pesca produce una remoción de biomasa importante y donde existe un solapamiento espacial entre ambos componentes. El estudio de la dieta de los predadores resulta fundamental al momento de evaluar dicha interacción ecológica, bajo la hipótesis que los predadores y las flotas pesqueras están capturando las mismas presas. El objetivo del presente capítulo es caracterizar la composición de la dieta y los hábitos alimenticios del lobo marino de un pelo en el Golfo San Matías.

Materiales y Métodos

Característica de la muestra

Durante el periodo 2006-2009 se realizaron relevamientos periódicos en aquellas playas del Golfo San Matías en las que por la fisonomía de la costa y las corrientes dominantes, suelen aparecer frecuentemente animales muertos o varados (tanto lobos como delfines). También se recorrieron las playas cercanas a los apostaderos reproductivos de lobo marino de un pelo en busca de ejemplares muertos. Adicionalmente, debido a la gran amplitud de la zona a recorrer y a la dificultad de acceder en algunas áreas, se generó una red de contactos locales con el fin de recibir información sobre la ubicación de animales muertos (ver Apéndice).

La muestra consistió de un total de 34 estómagos colectados en el Golfo San Matías (Fig. 1.1 y Tabla 1.1). Los estómagos fueron obtenidos a partir de animales encontrados muertos en las costas (13 hembras y 8 machos) y provenientes de capturas incidentales (9 machos, 3 hembras y un animal al que no se le pudo determinar el sexo). Las capturas fueron realizadas por barcos arrastreros de fondo dirigidos a la captura de merluza, a excepción de un individuo que fue capturado por un barco arrastrero pelágico de media agua pescando anchoíta.

Previo a la necropsia se registró el largo estándar (LS, cm) de los individuos y se los revisó externamente para constatar la presencia de heridas. Los esqueletos y cráneos

completos fueron acondicionados y depositados en la colección del CENPAT. En el laboratorio de Mamíferos Marinos (LAMAMA¹) de dicha institución se determinó la edad de los ejemplares a partir del conteo de bandas de dentina en los dientes. Los estómagos una vez removidos fueron almacenados en bolsas de polietileno en frío (-20°C), para su posterior análisis. Los datos de edad y estado reproductivo de los individuos fueron extraídos de Grandi *et al.* (2009). El tamaño corporal de los individuos muestreados varió entre 170 y 220 cm, con una edad entre 2 y 18 años (Tabla 1.1).

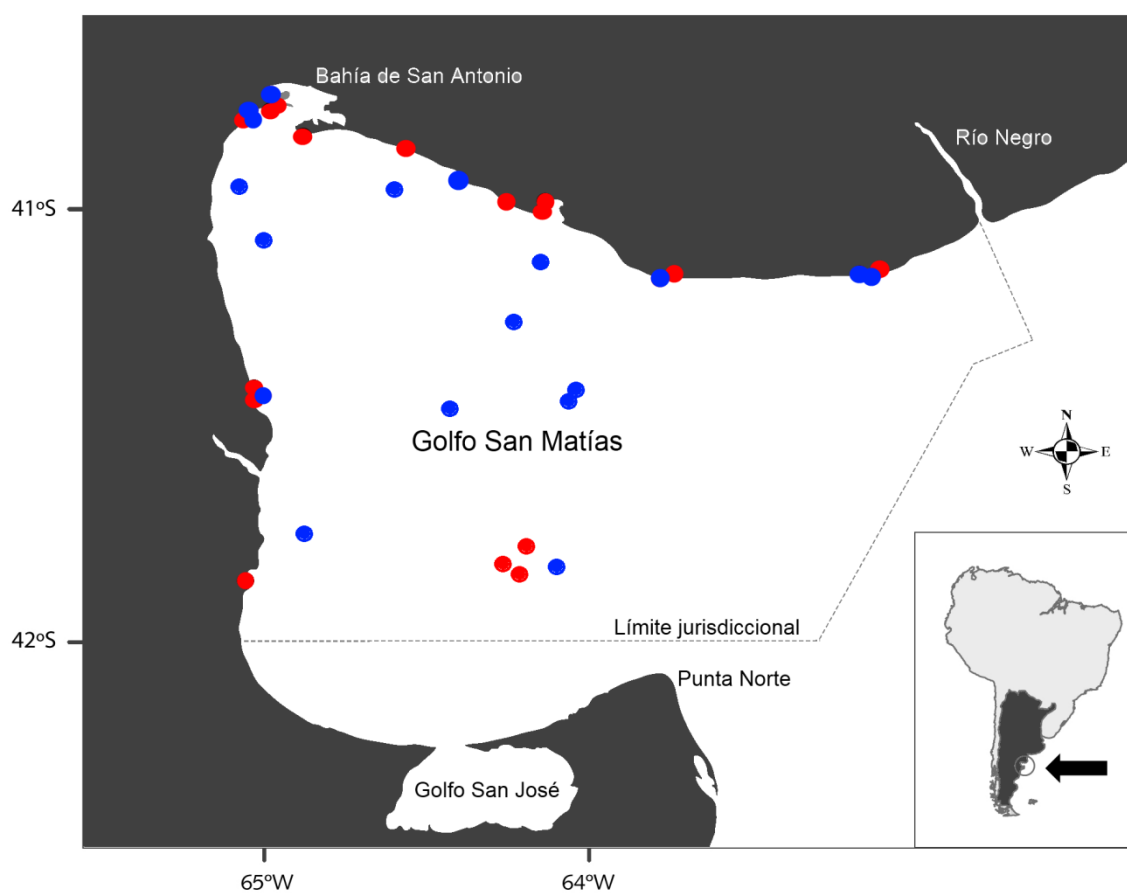


Figura 1.1: Área de estudio. Los círculos (rojos: hembra, azul: macho) indican los lugares de varamientos o capturas incidentales de lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*.

¹ Laboratorio de Mamíferos Marinos (LAMAMA), Centro Nacional Patagónico (CENPAT), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Boulevard Brown 3600, (9120) Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

Tabla 1.1: Resumen de los ejemplares de lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* analizados en el presente estudio.

Código	Fecha de muerte	Origen del ejemplar	Sexo	Largo	Estado reproductivo*	Edad*	Contenido Estomacal
Ota,fla,0799	01-Jun-06	MC	Hembra	185	Madura	8,4	Si
Ota,fla,0800	18-Jun-06	MC	Macho	228	Maduro	13,4	No
Ota,fla,0817	18-Sep-06	EFDM	Macho	220	Maduro	9,7	Si
Ota,fla,0822	01-Nov-06	MC	Macho	210	Maduro	8,8	No
Ota,fla,0829	31-Dic-06	MC	Macho	109	Inmaduro	0,9	Si
Ota,fla,0830	20-Ene-07	MC	Hembra	180	Madura	21	Si
Ota,fla,0831	24-Ene-07	MC	Hembra	173	Madura	12	No
Ota,fla,0838	26-Ene-07	MC	Hembra	157	Madura	10	Si
Ota,fla,0844	14-Feb-07	MC	Macho		Maduro	11	No
Ota,fla,0850	25-Mar-07	MC	Hembra	120	Inmadura	2,2	Si
Ota,fla,0923	22-Abr-07	MC	Hembra	166	Madura	9,3	No
Ota,fla,0924	29-Abr-07	EFDM	Macho	181	Maduro	6,3	Si
Ota,fla,0926	10-May-07	MC	Macho	207	Maduro	11,4	Si
Ota,fla,0931	07-Jul-07	MC	Hembra	168	Madura	19,5	Si
Ota,fla,0932	13-Jul-07	MC	Hembra	200	Madura	19,5	Si
Ota,fla,0933	10-Ago-07	MC	Hembra	109	Inmadura	1,6	No
Ota,fla,0934	15-Ago-07	MC	Hembra	165	Madura	10+	Si
Ota,fla,0935	15-Ago-07	MC	Hembra	170	Madura	19,6	Si
Ota,fla,0936	28-Sep-07	EFDM	Macho	200	Maduro	7,7	Si
Ota,fla,0943	07-Nov-07	EPDA	Macho	156	Inmaduro	4,8	Si
Ota,fla,0944	07-Nov-07	EFDM	Macho	180	Maduro	5,8	Si
Ota,fla,0946	22-Feb-08	EFDM	Hembra	171	Maduro	11	Si
Ota,fla,0947	22-Feb-08	EFDM	Hembra	181	Madura	9,1	Si
Ota,fla,0948	24-Abr-08	EFDM	Hembra	144	Madura		Si
Ota,fla,0949	08-May-08	MC	Macho	210	Maduro	11,3	Si
Ota,fla,0950	23-May-08	EFDM	Macho	142	Inmaduro	3,4	Si
Ota,fla,0951	27-Jun-08	MC	Hembra	181	Madura		No
Ota,fla,0954	26-Ene-08	MC	Macho	150	Inmaduro	2	Si
Ota,fla,0964	30-Sep-07	EFDM	Macho	222	Maduro	13,7	Si
Ota,fla,0965	30-Sep-07	EFDM	Macho	232	Maduro	9,7	Si
Ota,fla,0966	08-Oct-07	EFDM	Macho	165	Inmaduro	4,7	Si
Ota,fla,0969	20-Ago-08	MC	Macho	218	Maduro		Si
Ota,fla,0972	31-Ago-08	EFDM	Indeterminado		Sin dato		Si
Ota,fla,0983	13-Abr-09	MC	Hembra	175,5	Madura		No

* Los datos fueron obtenidos de Grandi *et al.* (2009). MC: muerto en la costa, EFDM: Enmallado Fondo diurno merluza, EPDA: Enmallado Pelágica diurna anchoíta.

Análisis de la muestra

Los contenidos estomacales fueron descongelados y lavados utilizando tamices secuenciales de diferentes tamaños de malla (desde 0,5 a 10 mm). En el caso de encontrar presas intactas (principalmente en individuos capturados incidentalmente), estas fueron inmediatamente identificadas, medidas y pesadas. Las partes diagnósticas remanentes (otolitos, huesos y picos de cefalópodos) fueron recuperadas y almacenadas en etanol 70%. Las presas fueron identificadas al nivel taxonómico más bajo posible, utilizando las colecciones de referencia del LAMAMA-CENPAT y del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni (IBMP)², y catálogos publicados (Clarke 1986, Menni *et al.* 1984, Roper *et al.* 1984, Boschi *et al.* 1992, Gosztanyi & Kuba 1996, Boltovskoy 1999, Volpedo & Echevarría 2000, García-Godos 2001).

El número total de peces consumidos por individuo fue determinado a partir del conteo de otolitos, discriminando en derechos, izquierdos y otolitos no asignados. El número mínimo de otolitos por especie fue obtenido como la suma del número mayor de otolitos identificados (ya sean izquierdos o derechos) más la mitad de los otolitos no identificados. El número de cefalópodos fue estimado a partir del máximo número de picos superiores o inferiores encontrados en cada estómago (Pierce & Boyle 1991).

El largo (LT – largo total – de peces y LDM – largo dorsal del manto – de cefalópodos, cm) y peso húmedo (g) de las presas al momento de la ingestión fue estimado a partir de las piezas duras remanentes, utilizando regresiones alométricas (Pineda *et al.* 1996, Bassoi 1997, Koen Alonso *et al.* 2000a). A fin de minimizar la subestimación de los parámetros, sólo los otolitos y picos no dañados fueron medidos. Cuando en los estómagos se encontraron piezas digeridas o rotas, las medidas de estos elementos fueron asignadas a partir de una muestra al azar de las piezas enteras y no digeridas de cada especie, encontradas dentro del mismo estómago (Koen Alonso *et al.* 1998).

² Colección personal de referencia, elaborada durante el doctorado.

Análisis de los datos

La importancia relativa de las presas en la dieta fue evaluada mediante una serie de índices, incluyendo:

a) **Frecuencia de ocurrencia (%FO)**: este índice es el más frecuentemente utilizado, aunque presenta sesgos y problemas (Hyslop 1980). Se lo emplea como uno de los factores para el cálculo del índice de importancia relativa (*IRI*).

$$FO_i = \frac{\sum_{e=1}^E e_i}{E} 100 \quad (1.1)$$

$e_i = 1$ si el estómago contiene a la presa i ; ó $e_i = 0$ si el estómago no contiene a la presa i ; E = número total de estómagos. La *FO* evalúa la asiduidad con que una presa dada es consumida, pero no es sensible a la abundancia de la presa.

b) **Dominancia numérica o porcentaje en número (%N)**: este índice mide la abundancia numérica de las presas en la totalidad de la muestra, pero es insensible a la distribución de las presas en los estómagos (Hyslop 1980). Se lo calcula como paso previo al *IRI*.

$$\% N_i = \frac{\sum_{e=1}^E n_{ie}}{N} 100 \quad (1.2)$$

$n_{i,e}$ = número de individuos de la presa i en el estómago e ; N = número total de presas en la colección. Se consideran para el cálculo los individuos de una presa determinada hallados en la muestra total y el número de presas contabilizadas en toda la colección.

c) **Dominancia en peso o porcentaje en peso (%W)**: este índice mide la importancia en peso de las presas en la totalidad de la muestra y también es insensible a la distribución de las presas en los estómagos.

$$\% W_i = \frac{\sum_{e=1}^E w_{ie}}{W} 100 \quad (1.3)$$

$w_{i,e}$ = peso de la presa i en el estómago e ; N = peso total de las presas en la colección.

d) **Índice de importancia relativa porcentual (%IRI)**: El *IRI* (Pinkas *et al.* 1971, Cortés 1997)

es una medida comúnmente utilizada ya que provee un resumen de la composición de la dieta (típicamente se expresa como porcentaje) y se obtiene como:

$$IRI_i = (\%W_i + \%N_i) \%FO_i \quad (1.4)$$

Los índices fueron calculados por especie, por grupo zoológico (peces, moluscos y crustáceos) y por grupo ecológico. Los grupos ecológicos considerados fueron: pelágico (presas que viven en las capas superficiales de la columna de agua sin relación con el fondo), bentónico (presas que viven asociadas directamente al fondo) y demersal (presas que viven cerca del fondo pero no vinculado directamente con este). Este último grupo fue subdividido en demersal-pelágico (presas que tienen un patrón de migración diario, dispersándose en la columna de agua durante la noche y permaneciendo cerca del fondo durante las horas de luz) y demersal-bentónico (presas que no realizan migraciones verticales).

Con el objetivo de cuantificar la incertidumbre debida al muestreo, se generaron intervalos de confianza no paramétricos de 95% para los índices de porcentaje en número (%N) y biomasa reconstruida (%W), mediante una técnica de remuestreo (*bootstrap*) (Efron 1979). La rutina para ejecutar el *bootstrap* fue escrita en lenguaje de programación R. Las muestras al azar fueron extraídas con reemplazo, y el procedimiento fue repetido 1000 veces.

Debido a que los ejemplares considerados para el estudio fueron obtenidos a partir de un muestreo oportunista (ya sean ejemplares hallados muertos en las costas o capturados incidentalmente por redes pesqueras) no fue posible realizar un análisis teniendo en cuenta variaciones temporales y/o estacionales.

La relación entre el tamaño del predador y el tamaño de sus presas es una característica que permite, por un lado analizar si los cambios en la dieta pueden deberse en parte a procesos ontogenéticos (crecimiento y maduración sexual) y, además, es una relación relevante en la estructuración de las redes tróficas y una variable de importancia en diversos modelos de dinámica de las comunidades biológicas (Yodzis & Innes 1992, Cohen *et al.* 1993). La correlación por rangos de Spearman (r_s) fue utilizada para evaluar

dicha relación (Conover 1999). Las variables consideradas en el análisis fueron el largo del predador (LS) y el largo estimado de las presas (LT o LDM).

Estrategia de alimentación

La estrategia de alimentación del lobo marino de un pelo (en forma conjunta y por sexo) fue evaluada mediante el método gráfico de Costello (Costello 1990), modificado por Amundsen *et al.* (1996). Este método se basa en una representación bidimensional, donde cada punto relaciona la frecuencia de ocurrencia (%FO) de cada presa con la abundancia específica por presa (%P):

$$\%P_i = (\sum_i S_i / \sum_{ti} S_{ti}) \times 100 \quad (1.5)$$

donde $\sum_i S_i$ = número total de la presa i , y $\sum_{ti} S_{ti}$ = número total de presas en los estómagos con la presa i .

La interpretación del diagrama de Amundsen es obtenida examinando la distribución de los puntos a lo largo de las diagonales y los ejes del gráfico. La diagonal desde la esquina inferior izquierda hasta la esquina superior derecha provee una medida de la importancia de las presas; con presas dominantes en la parte superior, y presas raras o poco abundantes en la esquina inferior. El eje vertical representa la estrategia de alimentación del predador en términos de especialización o generalización. Las presas ubicadas en la parte superior del gráfico indican cierto grado de especialización del predador por dichas presas; mientras que las presas ubicadas en la parte inferior son sólo consumidas ocasionalmente (generalización). Los puntos situados en la parte superior izquierda del diagrama serían un indicativo de la especialización de los predadores de manera individual, en cambio los puntos ubicados en la parte superior derecha representarían la especialización por parte de la población de predadores.

Resultados

Composición de la dieta. Del total de estómagos colectados, 26 contuvieron restos de alimento (13 provenientes de capturas incidentales y 13 provenientes de animales

mueritos en las costas). El estado de digestión de las presas fue mayor en los animales varados en las costas que en los capturados incidentalmente, en los cuales fue común encontrar presas recién ingeridas. Un total de 1.030 presas fueron recuperadas e identificadas a partir de las muestras, correspondiendo a una biomasa total estimada de 115,1 kg. El número medio (\pm error estándar, ES) de presas por estómagos fue $39,6 \pm 11,4$; con un peso medio de $4,5 \pm 0,9$ kg. De acuerdo al origen de las muestras, el número medio de presas por estómago fue $58,1 \pm 15,8$ para animales capturados incidentalmente y $39,6 \pm 11,4$ para animales hallados muertos en las costas.

Veinticuatro especies presa fueron identificadas, correspondientes a tres grupos zoológicos: peces (15 especies), cefalópodos (6 especies) y crustáceos (3 especies) (Tabla 1.2). Los peces fueron el grupo más importante, con un %IRI de 93%; mientras que los moluscos sólo representaron el 6,95% de la dieta. En el caso de los crustáceos, no fue posible calcular el valor del %IRI debido a que no se pudo reconstruir el peso de las presas al momento del consumo.

El número medio de especies presa por estómago fue $3,5 \pm 0,5$. La merluza fue la presa más importante, con un %IRI de 55,42%, y representando el 39,67% en número y el 37,09% en peso del total de presas consumidas. La raneya y el savorín *Seriolella porosa* también fueron presas significativas en la dieta del lobo marino de un pelo, con un %IRI de 15,14% y 9,57% respectivamente. Además, seis especies presa (pampanito *Stromateus brasiliensis*, abadejo *Genypterus blacodes*, anchoíta, calamar, pulpo colorado *Enteroctopus megalocyathus*) tuvieron un %IRI entre 1% y 5%, constituyendo ítems frecuentes en la dieta del predador.

Tabla 1.2: Composición de la dieta del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías. B: bentónico, DB: demersal-bentónico, DP: depersal-pelágico, P: pelágico, NA: no asignado, %FO: frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %IRI: índice de importancia relativa porcentual, N: número de presas, IC: intervalo de confianza.

Presa	Grupo Ecológico	Composición en Número			Composición en Peso			N
		%FO	%N	IC	%W	IC	%IRI	
Peces		81,48	92,63		90,19		93,00	955
<i>Merluccius hubbsi</i>	DP	44,44	39,67	14,38-70,38	37,09	17,25-59,85	55,42	409
<i>Raneya brasiliensis</i>	DB	29,63	26,67	1,52-55,26	4,79	0,08-16,92	15,14	275
<i>Seriolella porosa</i>	DP	22,22	4,46	1,11-13,04	22,05	7,53-44,35	9,57	46
<i>Stromateus brasiliensis</i>	DP	18,52	3,78	0,34-13,56	12,41	0,46-32,04	4,87	39
<i>Genypterus blacodes</i>	DB	22,22	2,13	0,50-6,50	8,89	2,47-21,53	3,98	22
<i>Engraulis anchoíta</i>	P	14,81	10,57	0,29-28,43	1,93	0,02-6,96	3,01	109
<i>Porichthys porosissimus</i>	B	22,22	1,84	0,69-4,03	0,42	0,14-1,02	0,82	19
<i>Macruronus magellanicus</i>	DP	7,41	0,48	0,00-1,88	1,34	0,00-4,64	0,22	5
<i>Xystreuris rasile</i>	B	7,41	0,39	0,00-1,57	0,21	0,00-0,65	0,07	4
<i>Trachurus picturatus</i>	P	3,7	0,87	0,00-2,25	0,23	0,00-0,89	0,07	9
<i>Prionotus nudigula</i>	B	7,41	0,29	0,00-0,89	0,24	0,00-0,95	0,06	3
<i>Paralichthys patagonicus</i>	B	7,41	0,29	0,00-1,07	0,11	0,00-0,50	0,05	3
<i>Cynoscion guatucupa</i>	DB	3,7	0,29	0,00-1,48	0,14	0,00-0,53	0,03	3
<i>Psammobatis lentiginosa</i>	B	3,7	0,1	0,00-0,50	0,33	0,00-1,22	0,03	1
<i>Paralichthys isósceles</i>	B	3,7	0,58	0,00-2,68				6
Pez no indentificado	NA	11,11	0,1	0,00-0,48				1
Moluscos		66,67	6,89		9,81		6,95	71
<i>Illex argentinus</i>	DP	37,04	3,39	1,08-7,65	4,27	1,46-9,44	4,61	35
<i>Enteroctopus megalocyathus</i>	B	14,81	0,68	0,06-2,91	4,57	0,34-13,30	1,26	7
<i>Loligo sanpaulensis</i>	DP	14,81	1,26	0,13-3,69	0,55	0,09-1,55	0,44	13
<i>Loligo gahi</i>	DP	11,11	0,87	0,00-3,45	0,21	0,03-0,34	0,2	9
<i>Eledone massyae</i>	B	11,11	0,39	0,00-1,23	0,12	0,00-0,47	0,09	4
<i>Octopus tehuelchus</i>	B	7,41	0,29	0,00-0,93	0,09	0,00-0,34	0,05	3
Crustáceos		18,52	0,48					5
<i>Tumidotheres maculatus</i>	B	7,41	0,19	0,00-1,57				2
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	B	3,7	0,1	0,00-0,40				1
Cangrejo	B	3,7	0,1	0,00-0,51				1
<i>Eucopia</i> sp.	DP	3,7	0,1	0,00-0,54				1
								1030

Con referencia a los grupos ecológicos, el mayor componente correspondió a presas de hábitos demersal-pelágicos (Fig. 1.2), aunque las frecuencias de ocurrencia de

las presas demersal-bentónicas y bentónicas fueron igualmente altas. La merluza, el savorín, el pampanito y el calamar fueron las principales especies de hábitos demersal-pelágicos. La alta frecuencia de ocurrencia del grupo demersal-bentónico se atribuye a la presencia de la raneya y el abadejo; mientras que el componente bentónico estuvo dado por el aporte de varias especies.

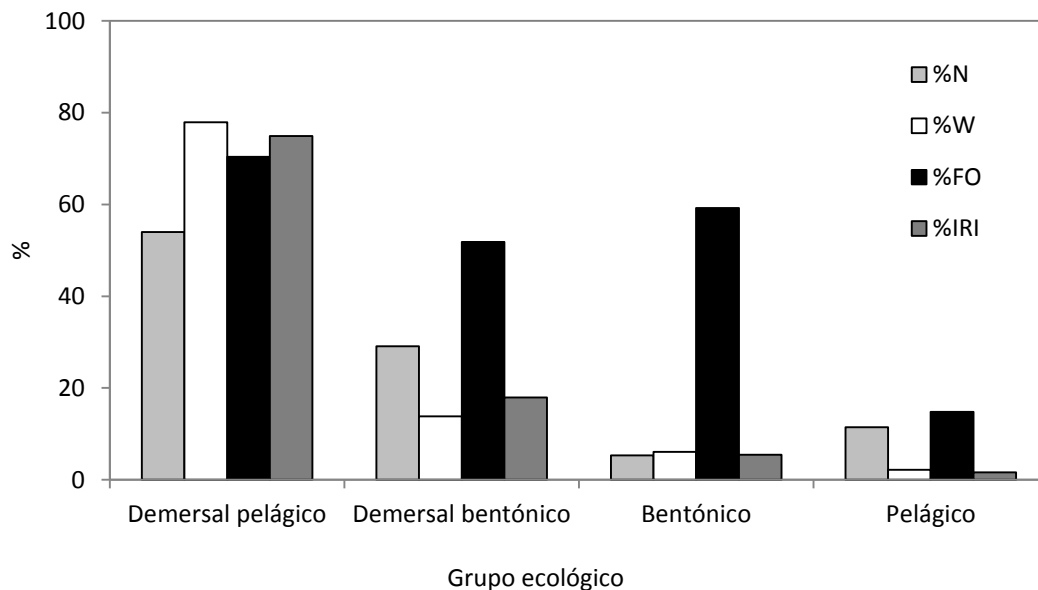


Figura 1.2: Composición de la dieta del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías de acuerdo al grupo ecológico de las presas. %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %FO: frecuencia de ocurrencia, %IRI: índice de importancia relativa porcentual.

Por otro lado, debido a que la dieta fue descrita a partir un número similar de estómagos provenientes de individuos varados e individuos capturados incidentalmente, se realizó un análisis descriptivo para comparar la composición de presas según el origen de las muestras. Este análisis es importante ya que es frecuente que en los estómagos de individuos hallados muertos en las costas dominen los restos duros de presas que soportan en mayor medida la digestión enzimática, como son los picos de cefalópodos y los otolitos más robustos (da Silva & Neilson 1985, Jobling & Breiby 1986).

Concordante con lo esperado, en los estómagos provenientes de ejemplares muertos en las costas, las especies presas dominantes fueron aquellas con estructuras duras remanentes más resistentes a la digestión o de hábitos más costeros (asumiendo

que antes de morir se alimentaron cerca de la costa) (Fig. 1.3). En los estómagos de individuos capturados incidentalmente fue común encontrar presas recién ingeridas, y por lo tanto menos afectadas por el proceso de digestión, pudiendo recuperar las estructuras duras en buen estado de conservación. En base a estos resultados y al tamaño de la muestra, no fue posible evaluar estadísticamente diferencias en la dieta según el sexo del predador, debido al sesgo que implica el origen de las muestras (dos factores: sexo y origen de las muestras). La mayoría de los estómagos recuperados de capturas incidentales correspondieron a machos; mientras que los animales varados fueron principalmente hembras.

Tamaño de las presas. El LT medio de los peces consumidos por el lobo marino de un pelo presentó un rango de 6,8 a 65,2 cm. El rango de LDM de los cefalópodos presa fue estimado entre 5,1 y 30,8 cm. Considerando todas las especies presa, el largo total estimado varió entre 5,1 y 65,2 cm y la biomasa reconstruida entre 0,3 y 3.444,3 g (Tabla 1.3). El análisis de correlación entre el tamaño del predador y el tamaño de las presas encontró que dicha correlación fue positiva y significativa para machos (Fig. 1.4; $r_s = 0,41$; $gl = 966$; $p < 0,001$) y no significativa para hembras (Fig. 1.4; $r_s = 0,12$; $gl = 299$; $p = 0,06$) Si bien este resultado indica que el tamaño de las presa se incrementa con el tamaño del los machos, el valor bajo del coeficiente de correlación indica también que esta relación presenta una gran variabilidad.

La distribución de frecuencias de tallas fue unimodal para la merluza, la raneya y el savorín (Fig. 1.5). La merluza fue la presa que presentó el rango de tallas consumidas más amplio, aunque prevalecieron las tallas pequeñas, con una moda en 21 cm. Aproximadamente el 90% de las merluzas ingeridas tuvieron una talla menor a 35 cm, correspondientes a individuos juveniles con una edad inferior a 3 años (Ocampo-Reinaldo 2010). El peso medio ($\pm DS$) de la merluza fue $104,4 \pm 133,29$ gr (Tabla 1.3).

El largo promedio de las raneyas consumidas fue $15,5 \pm 3,4$ cm, con un peso medio de $20,2 \pm 13,1$ g (Tabla 1.3). La moda de la distribución de frecuencias de tallas se ubicó en 17 cm (Fig. 1.5). En el caso del savorín, la moda se ubicó en 37 cm, con una talla media

consumida de $37,7 \pm 4,2$ cm y un peso medio de $551,8 \pm 170,1$ g. Según el patrón de maduración sexual de la especie, las tallas de savorín consumidas por el lobo marino de un pelo corresponden a individuos adultos (Perier & Di Giácomo 2002).

Estrategia de alimentación. La interpretación del gráfico de Amundsen permitió identificar una estrategia de alimentación generalista para el lobo marino de un pelo, a partir de las muestras colectadas en el Golfo San Matías (Fig. 1.6). Cerca del 95% de los puntos se ubicaron en la parte inferior izquierda del gráfico, siendo presas consumidas ocasionalmente y poco importantes en la dieta. La pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* sólo estuvo presente en un número muy bajo de estómagos (frecuencia de ocurrencia %FO baja), pero cuando lo hizo representó el 100% de las presas consumidas (abundancia específica por presa %P_i alta). La ubicación de la merluza dentro del gráfico sería un indicativo de cierto grado de especialización hacia esta presa a nivel individual, lo que quiere decir que no es un carácter común a la población de lobos marinos de un pelo.

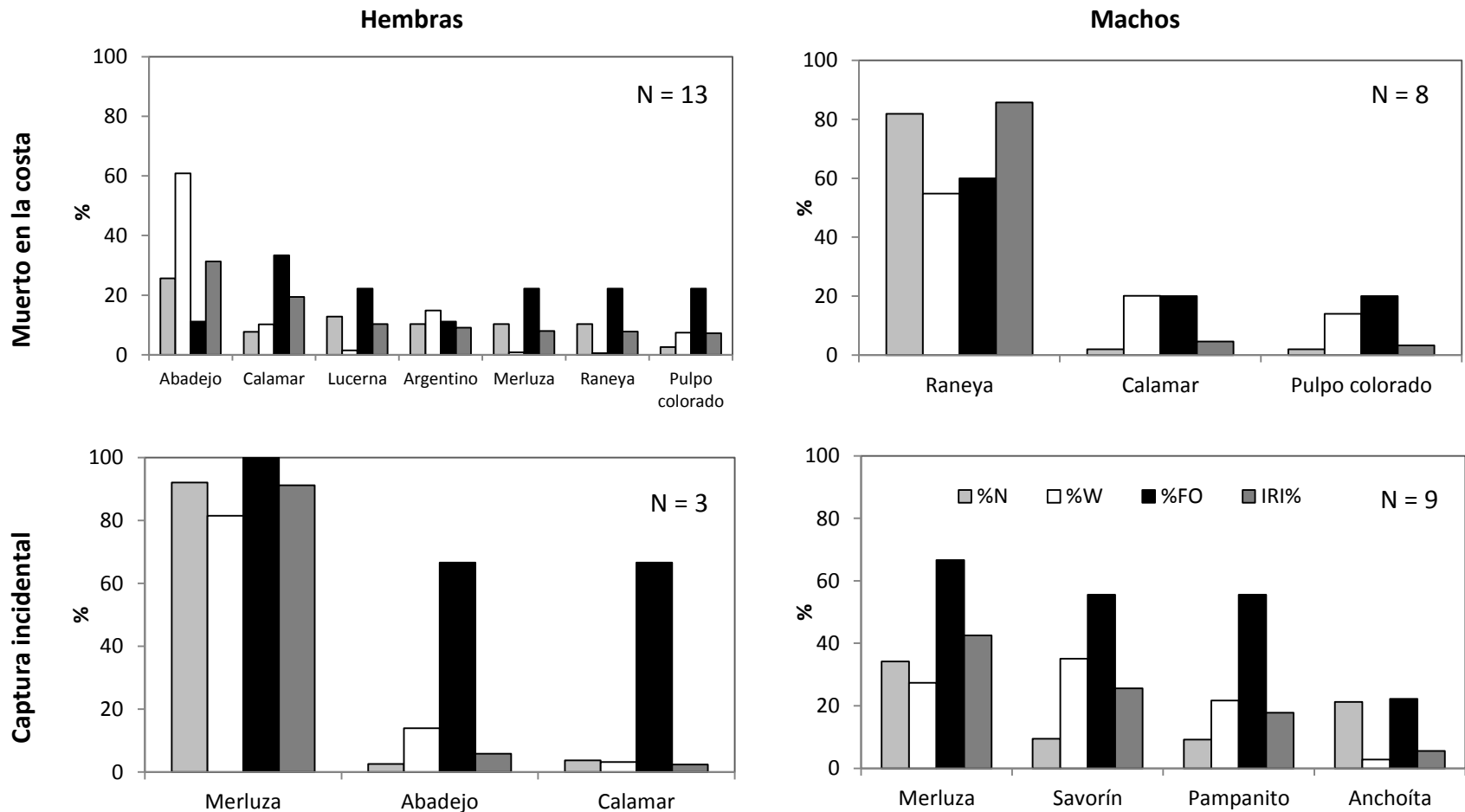


Figura 1.3: Composición de la dieta de lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías de acuerdo al origen de las muestras y el sexo del predador. %FO: frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %IRI: índice de importancia relativa porcentual, N: número de muestras. Abadejo *Genypterus blacodes*, Calamar *Illex argentinus*, Lucerna *Porichthys porosissimus*, Argentino *Macrurus magellanicus*, Merluza *Merluccius hubbsi*, Raneya *Raneya brasiliensis*, Pulpo colorado *Enteroctopus megalocyathus*, Savorín *Seriola porosa*, Pampanito *Stromateus brasiliensis*, Anchoíta *Engraulis anchoita*.

Tabla 1.3: Tamaño (LT: largo total para peces y LDM: largo dorsal del manto para cefalópodos) y peso húmedo estimado de las presas consumidas por el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo san Matías. Las especies listadas son aquellas con un %IRI mayor a 0,5%.

Presa	LT/LDM (cm)		Peso (g)	
	Media \pm DS	Rango	Media \pm DS	Rango
<i>Merluccius hubbsi</i>	23,1 \pm 7,9	6,8 - 61,9	104,4 \pm 133,3	1,7 - 1437,9
<i>Raneya brasiliensis</i>	15,5 \pm 3,4	7,5 - 24,2	20,2 \pm 13,1	1,6 - 73,7
<i>Seriollella porosa</i>	37,7 \pm 4,2	28,3 - 48,3	551,8 \pm 170,1	260,6 - 117
<i>Stromateus brasiliensis</i>	29,1 \pm 3,3	20,7 - 35,9	366,4 \pm 158,0	91,6 - 799,8
<i>Genypterus blacodes</i>	48,7 \pm 8,4	32,4 - 65,2	487,6 \pm 249,1	119,0 - 1136,0
<i>Porichthys porosissimus</i>	13,8 \pm 3,8	8,1 - 21,8	25,2 \pm 21,5	3,9 - 84,3
<i>Illex argentinus</i>	16,1 \pm 6,8	5,1 - 30,8	144,4 \pm 177,1	2,2 - 649,0
<i>Enteroctopus megalocyathus</i>			751,7 \pm 1197,3	158,0 - 3444,3

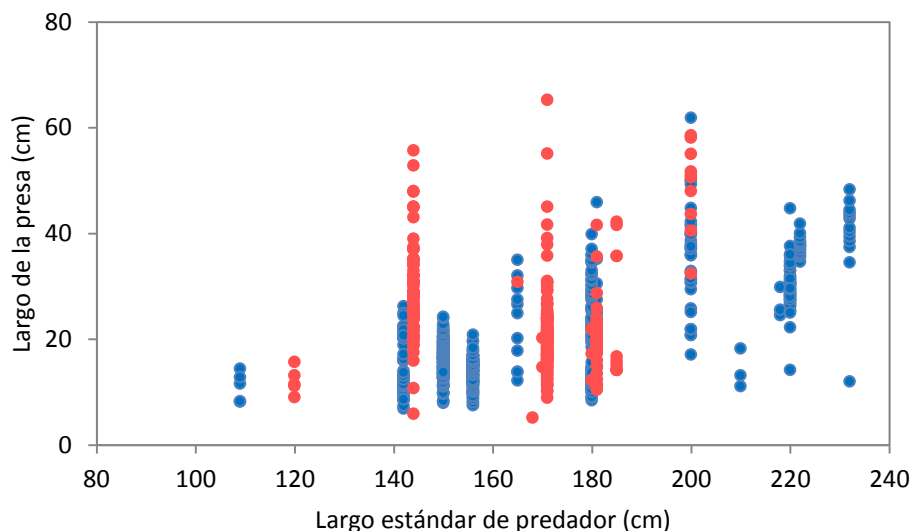


Figura 1.4: Relación entre el largo de la presa (LT: largo total para peces y LDM: largo dorsal del manto para cefalópodos, cm) y largo de los lobos marinos de un pelo *Otaria flavescens*, según el sexo del predador. Rojo: Hembras, Azul: Machos.

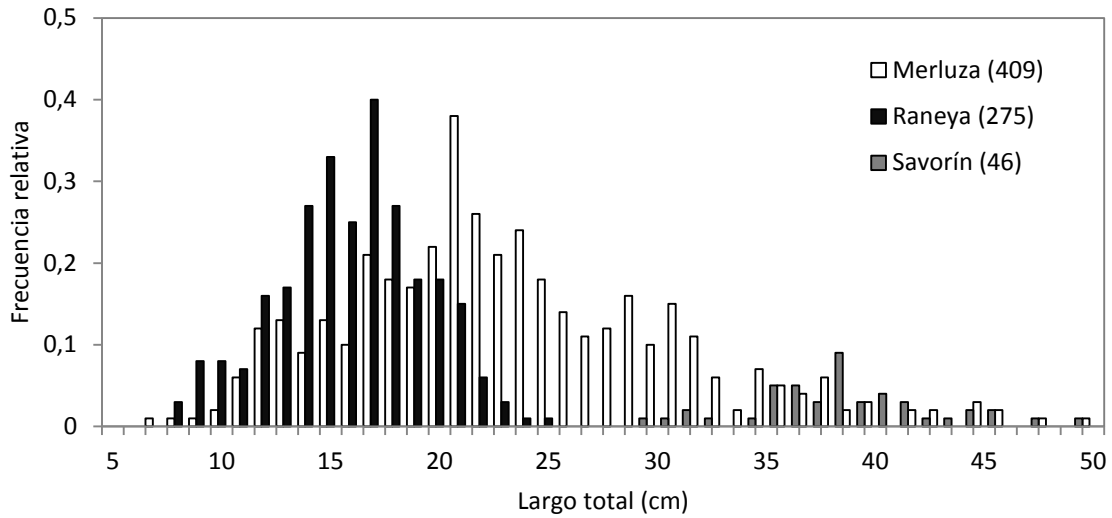


Figura 1.5: Distribución de frecuencias de tallas de merluza *Merluccius hubbsi*, raneya *Raneya brasiliensis* y savorín *Seriolella porosa* consumidas por los lobos marinos de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías. En paréntesis se indica el tamaño muestral.

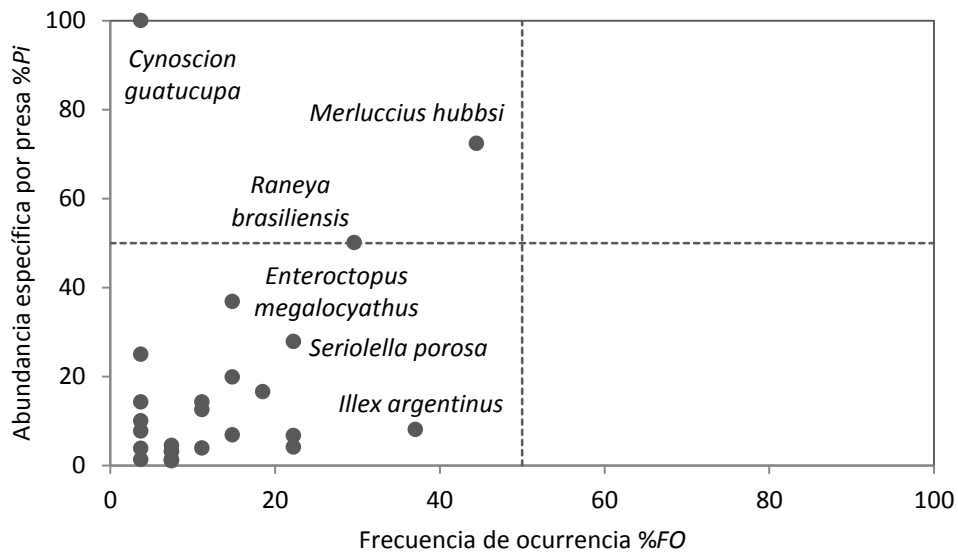


Figura 1.6: Diagrama de Amundsen mostrando el patrón de alimentación del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* en el Golfo San Matías. %FO: frecuencia de ocurrencia, %Pi; abundancia específica por presa.

Discusión

El análisis de las muestras provenientes del Golfo San Matías indica que el lobo marino de un pelo se alimentó casi exclusivamente de peces, representando el 93% (%IRI) del total de presas consumidas. Respecto a la composición específica, la merluza fue la presa más importante (%IRI = 55,42%), seguida por la raneya (%IRI = 15,14%) y el savorín (%IRI = 9,57%).

Las inferencias obtenidas a partir de la interpretación de los resultados de un estudio de dieta están frecuentemente limitadas por los sesgos inherentes a los métodos de muestreo y análisis (da Silva & Neilson 1985, Jobling & Breiby 1986, Meynier *et al.* 2008a). Los individuos encontrados muertos en las costas podrían no ser representativos de la dieta de animales saludables debido a que la afección por alguna enfermedad o una condición corporal desfavorable podría influir en el tipo de presas consumidas previo al deceso (De Pierrepont *et al.* 2005). Por otro lado, la información acerca de la dieta podría estar sesgada dependiendo del grado de digestión del contenido estomacal.

El uso de un número elevado de restos duros remanentes para la identificación de las presas permitió reducir el sesgo debido al grado de digestión del contenido. Aún cuando los otolitos de pequeño tamaño estuvieron completamente digeridos, la utilización complementaria de huesos (principalmente del cráneo) permitió la identificación y cuantificación de dichas presas. Asimismo, la estimación del tamaño de la presa al momento de la ingesta a través de regresiones alométricas evitó la subestimación de la importancia de las presas pequeñas o muy digeridas.

Por otro lado, las muestras de lobo marino de un pelo consideradas en este análisis tuvieron un origen diverso y fueron obtenidas a partir de un muestreo oportunista. Esta condición imposibilitó el desarrollo de un análisis particular para evaluar el efecto de ciertas variables (por ejemplo: el sexo del predador, variaciones temporales y/o espaciales) sobre la dieta del predador. Además, el origen mixto de las muestras adicionó las limitaciones debidas al estado corporal *pre-mortem* y al grado de descomposición de los individuos hallados muertos en las costas. Entre las presas recuperadas de estos

estómagos dominaron aquellas con estructuras duras más resistentes a la digestión estomacal, existiendo una marcada diferencia entre la composición de la dieta de estos animales con los provenientes de capturas incidentales. Estas discrepancias no sólo podrían deberse a la resistencia diferencial de las presas a la digestión enzimática *post-mortem*, sino también podría asumirse un hábito alimenticio *pre-mortem* diferente.

Los individuos varados se alimentaron de presas más costeras como son la raneya, el pulpo colorado y la lucerna *Porichthys porosissimus*, las cuales estuvieron presentes en una muy baja proporción en los individuos capturados incidentalmente en zonas alejadas al ambiente costero. Esto podría deberse a un estado de salud desfavorable previo al deceso que le impidiera realizar viajes de alimentación a grandes distancias. Por otro lado, podría simplemente atribuirse a un hábito alimenticio diferente, teniendo en cuenta que la mayoría de las muestras correspondieron a hembras que previamente han sido descritas como forrajeadores bentónicos de hábitos más costeros que los machos (Thompson *et al.* 1998, Koen Alonso *et al.* 2000a).

Más allá de los sesgos propios del método de análisis y de la dificultad para la obtención de las muestras, los resultados de este estudio son relativamente similares a lo reportado en estudios previos acerca de la dieta del lobo marino de un pelo. En Islas Malvinas, a partir del análisis de fecas, se encontró que los peces constituyeron la base de la dieta de este predador, con una frecuencia de ocurrencia de 95% (Thompson *et al.* 1998). Algunas especies de nototénidos y la merluza (tanto *Merluccius hubbsi* como *M. australis*) fueron las presas dominantes. Koen Alonso (1999) trabajando con muestras provenientes del norte y centro del Mar Patagónico describió al lobo marino de un pelo como un predador generalista (48 items presa identificados), con la merluza (%IRI = 39,68%), el pulpo colorado (%IRI = 25,59%), el calamar (%IRI = 13,89%) y la raneya (%IRI = 7,31%) como las presas más importantes. Las discrepancias en la composición específica de la dieta entre los resultados obtenidos en esta tesis y el estudio de Koen Alonso podrían estar relacionadas con el origen de las muestras, siendo que la mayoría de los contenidos estomacales analizados por este autor fueron obtenidos en Patagonia centro.

A su vez, el mayor número de ítems presa identificados por Koen Alonso podría estar asociado con un tamaño muestral más grande.

En relación a la estrategia de alimentación, mediante el método gráfico de Amundsen se identificó al lobo marino de un pelo como un predador generalista, con relativamente pocos ítems presa dominantes. Asimismo se lo puede considerar como un predador de hábitos mixtos, ya que se alimentó tanto de presas asociadas a la columna de agua como al fondo, y utilizaría los recursos de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente.

La merluza es el principal recurso demersal-pelágico de Patagonia norte y centro, siendo un elemento clave dentro de la comunidad demersal (Angelescu & Prenski 1987). Esta especie se distribuye desde Cabo Frío en Brasil (22°S) hasta el sur de Argentina (55°S) (Cousseau & Perrota 2004). Es euribática (se la encuentra entre 50 y 500 m de profundidad) y euritámica (temperatura óptima entre 5° y 10°C para la Plataforma Continental Argentina y entre 11° y 12° C para el Golfo San Matías); y realiza migraciones verticales diarias para alimentarse durante la noche en las capas superiores del mar (Angelescu & Prenski 1987, Cousseau & Perrota 2004, González *et al.* 2010). En la Plataforma Continental Argentina se han identificado 3 *stocks* o efectivos pesqueros, que presentan su propia época y zonas de desove: el efectivo del norte (entre 34°S y 41°S); el efectivo del sur o patagónico (entre 41°S y 55°S) que constituye aproximadamente el 85% del total de la biomasa estimada en Argentina (Dato *et al.* 2000); y el efectivo del Golfo San Matías (Macchi *et al.* 2004).

Las poblaciones de lobo marino de un pelo de Patagonia norte podrían preñar indistintamente sobre los tres efectivos pesqueros de merluza, ya sea que se alimenten dentro del Golfo San Matías o sobre la plataforma adyacente, en la zona de confluencia de los efectivos norte y sur (alrededor de los 41°S). Respecto de las tallas consumidas, los lobos marinos ingirieron merluzas en un rango de tallas de 6 a 62 cm de largo, con una mayor proporción de tallas no comerciales (< a 35 cm). Las estimaciones publicadas del número de individuos por clases de edad, realizadas tanto para el efectivo pesquero del Golfo San Matías como los de plataforma, indican que las clases de edad más abundantes

de la merluza son aquellas de 1 y 2 años (hasta aproximadamente 30-35 cm de LT) (Irusta & D'Atri 2009, Renzi *et al.* 2009, Ocampo-Reinaldo 2010). Estos datos sugieren que el lobo marino de un pelo utilizaría este recurso de acuerdo a la distribución de tallas disponibles en el ambiente. Sin embargo, es posible que parte del consumo de merluza este subsidiado por el descarte pesquero dado que justamente las tallas preferidas por los lobos son aquellas no comercializadas y arrojadas al mar. El descarte de merluza constituye una parte importante de la captura y en términos de biomasa (ver Capítulo VI) puede representar un aporte significativo de alimento accesible para la población de lobo marino de un pelo.

La importancia de la raneya en la dieta del lobo podría encontrarse ligeramente sobreestimada debido a la resistencia de los otolitos a la digestión enzimática y a la procedencia de las muestras, lo que derivaría en una mayor importancia de esta presa en las muestras procedentes de animales muertos en las costas. Koen Alonso (1999) encontró que la raneya es una presa clave en la dieta del lobo marino de un pelo, aunque no revistió la importancia alcanzada en este estudio.

La biología de la raneya es pobremente conocida, a pesar de ser una especie frecuente en la dieta de aves marinas y elasmobranquios (Malacalza *et al.* 1994, 1997, Gosztonyi & Kuba 1998, Koen Alonso *et al.* 2001, 2002). Se distribuye en zonas costeras, entre los 40 y 150 m de profundidad, en el Atlántico Sudoccidental desde el Sur de Brasil (alrededor de los 23°S; Carvalho Filho 1999) hasta Patagonia centro (alrededor de los 46°S; Gosztonyi *et al.* 2007). La raneya no reviste importancia comercial, y rara vez es capturada como fauna acompañante en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías (ver Capítulo V), probablemente porque vive en zonas rocosas o costeras no accesibles para las artes de pesca.

El savorín fue la segunda presa en importancia en las muestras provenientes de animales capturados incidentalmente. A su vez, representa una especie objetivo de la flota de arrastre del Golfo San Matías durante una determinada época del año (septiembre-octubre) (ver Capítulo IV). Esta temporalidad en las capturas estaría asociada a una presencia de carácter estacional del savorín dentro de las aguas del golfo (Perier &

Di Giácomo 2002). Los lobos que consumieron esta especie fueron capturados justamente en septiembre y octubre, mientras forrajeaban en torno a las redes de los buques arrastreros. La distribución de frecuencias de tallas estimada se corresponde con tallas comerciales, con una media superior a 35 cm.

Estos resultados implican otro sesgo vinculado al estudio de la dieta de un predador a partir de contenidos estomacales, dado que es común que los animales capturados en las redes de pesca hayan forrajeado sobre la captura y que la composición de la dieta refleje parcialmente la composición de la misma (para predadores generalistas). En el caso de los contenidos estomacales con savorín, esta presa junto a la merluza representaron la mayor parte de la dieta, indicando que el predador consumió de acuerdo a la disponibilidad de las presas capturadas por la red.

Por otro parte, la mayoría de los individuos capturados incidentalmente fueron machos. Esto es esperable según lo observado acerca de la estrategia de alimentación del lobo marino de un pelo en estudios previos (Cappozzo *et al.* 1991, Reyes & Crespo 1993, Thompson *et al.* 1998, Koen Alonso *et al.* 2000a, Campagna *et al.* 2001). Koen Alonso *et al.* (2000a) asoció las diferencias encontradas según el sexo del predador con diferencias en las áreas de alimentación y/o diferentes rangos de acción. El marcado dimorfismo de esta especie podría generar restricciones en sus comportamientos de alimentación, lo que llevaría a las hembras a alimentarse en aguas más costeras y someras que los machos. Por lo tanto, machos y hembras de esta especie pueden ser considerados como especies tróficas distintas y podrían tener una interacción diferente con las flotas pesqueras.

Capítulo II

Composición de la dieta y
hábitos alimenticios del delfín
común *Delphinus delphis*, y
una comparación con el delfín
oscuro *Lagenorhynchus
obscurus*

Composición de la dieta y hábitos alimenticios del delfín común *Delphinus delphis* y una comparación con el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*

Introducción

El delfín común *Delphinus delphis* es una de las especies de pequeños cetáceos más ampliamente distribuida, habitando una diversidad de hábitats templados, subtropicales y tropicales (Jefferson *et al.* 1993, Evans 1994, Perrin 2002, Tavares *et al.* 2010). Es una especie pelágica que se distribuye principalmente a lo largo de la plataforma continental, alrededor de los 100-200 m de profundidad, mostrando una gran movilidad en su hábitat (Evans 1982). Se alimenta principalmente sobre cardúmenes de pequeños peces epipelágicos, aunque los cefalópodos y algunas especies de peces mesopelágicos también son importantes ítems en la dieta de esta especie (Young & Cockcroft 1994, Ohizumi *et al.* 1998, Silva 1999, Santos *et al.* 2004, Pusineri *et al.* 2007, Meynier *et al.* 2008a, 2008b). El delfín común es una especie muy sociable, formando manadas compuestas desde unos pocos individuos hasta grandes agrupaciones de cientos de ejemplares (Perrin 2002). Es común encontrarlos en asociación con otras especies, posiblemente a causa de la co-ocurrencia en áreas con alta concentración de presas.

La diferenciación entre poblaciones de delfines comunes y su clasificación taxonómica ha sido problemática y está en discusión a nivel mundial. Los representantes del género *Delphinus* tienen una distribución cosmopolita y un alto grado de variación morfológica. De acuerdo a la clasificación actual, se distinguen dos morfotipos, el de pico largo denominado *D. capensis* y la variedad de pico corto *D. delphis*, llevados respectivamente a la categoría específica (Heyning & Perrin 1994).

La separación entre los morfotipos de pico corto y largo se basa tanto en caracteres morfológicos externos (por ejemplo: el patrón de coloración y tamaño del cuerpo), como en caracteres morfológicos del esqueleto, incluyendo el largo del rostro, y el número de vertebras y dientes (Heyning & Perrin 1994). El status de especie fue asignado

principalmente a partir de un análisis morfológico y genético de dos poblaciones simpátricas de la costa de California (Rosel *et al.* 1994).

Natoli *et al.* (2006) analizaron muestras correspondientes a ocho regiones geográficas, incluyendo una muestra de Argentina proveniente del Golfo San Matías denominada como *Delphinus delphis*. Los autores encontraron una diferenciación genética significativa entre las poblaciones que habitan diferentes océanos (Índico vs Atlántico) y distintos lados de un océano (Atlántico Este vs Atlántico Oeste); aunque las diferencias fueron escasas entre poblaciones de un mismo lado del océano. La muestra de Argentina tuvo mayor grado de asociación con las muestras de morfotipo de pico corto del Atlántico Noroeste (Natoli *et al.* 2006). Sin embargo, estudios recientes basados en la morfología del cráneo de muestras del Atlántico Sudoccidental (ASO) reportaron asociaciones tanto con el morfotipo *capensis* como con el *delphis* (Tavares *et al.* 2010).

De esta forma, la taxonomía del género *Delphinus* basada en el largo del pico y asociada a la morfología no fue sustentada por los datos genéticos. Las variaciones morfotípicas podrían estar más relacionadas con adaptaciones locales que con diferenciación entre linajes filogenéticos. Según los estudios genéticos, las poblaciones de pico corto mostraron bajos niveles de diferenciación (y evidencias de flujo génico a lo largo de los océanos), reflejo de la alta movilidad, hábitos pelágicos y una fluida estructura social típica de estas poblaciones (Natoli *et al.* 2006). En el caso de las poblaciones del ASO, para elucidar la problemática taxonómica del género serán necesarios futuros estudios que consideren la morfología, el patrón de coloración y la genética de estos individuos (Tavares *et al.* 2010).

En las costas de Patagonia norte, el delfín común es una de las especies de cetáceos más abundantes, con un alto grado de movilidad. Los registros más australes incluyen avistajes en Península Valdés a 43°S (Crespo *et al.* 2008), representando el límite sur de su distribución en el ASO. Si bien no se disponen de estimaciones del tamaño poblacional para el Mar Argentino, se estima que en Patagonia norte habitarían unos 9.000 individuos mientras que en la Provincia de Buenos Aires habría unos 5.000 individuos. Estos valores

corresponden a una franja costera de 15 millas náuticas desde la costa (Crespo & Dans 2008).

Entre los 35°S y 43°S, el delfín común es simpátrico con el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, otra especie pelágica que habita en aguas templadas y frías a lo largo de la plataforma continental. El delfín oscuro tiene hábitos similares al delfín común, formando manadas desde pocos individuos hasta cientos de ejemplares con amplios desplazamientos. Se alimenta de cardúmenes de peces y calamares (Koen-Alonso *et al.* 1998). En Patagonia norte y específicamente en el Golfo San Matías, es frecuente observar agrupaciones de ambas especies, conjuntamente con lobos marinos y aves, formando ensambles mixtos que se alimentan sobre cardúmenes de peces pelágicos (Crespo & Dans 2008).

El ecosistema marino de Patagonia norte ha recibido un esfuerzo pesquero creciente desde mediados de 1970s, paralelo al desarrollo de las pesquerías de arrastre de altura dirigidas a la captura de merluza *Merluccius hubbsi*. A partir de la aparición de los primeros signos de sobreexplotación a fines de 1990, especies alternativas como es el caso de la anchoíta *Engraulis anchoita* comenzaron a ser comercializadas. Actualmente, a pesar que el esfuerzo pesquero es bajo en la Plataforma Continental Argentina y casi nulo en el interior del Golfo San Matías, el uso de redes de arrastre de media agua dirigidas a la captura de anchoíta elevó la probabilidad de capturas incidentales de pequeños cetáceos. Las especies más afectadas fueron el delfín común y el delfín oscuro sugiriendo un solapamiento en espacio y tiempo entre ambas especies de predadores, la pesquería y las presas (Crespo *et al.* 2000).

A pesar que existieron varios intentos de modelar la comunidad marina de Patagonia norte, a fin de evaluar el impacto extractivo de las pesquerías sobre el ecosistema, la escasez de datos no permitió la inclusión de ninguna especie de cetáceo en el modelo (Dans *et al.* 2003a). El modelo más sofisticado fue desarrollado por Koen-Alonso y Yodzis (2005), incluyendo sólo al lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* como predador tope del sistema tri-trófico anchoíta-calamar-merluza. En el presente, la inclusión de otros predadores a los modelos multi-específicos y estudios de solapamiento trófico está

parcialmente limitada por la falta de estudios de dieta, estimaciones del consumo y respuestas del comportamiento de los predadores a cambios en la densidad de las presas como también de otras especies de predadores.

En base a estos argumentos, el presente capítulo provee una caracterización de la dieta y hábitos alimenticios de dos especies de delfines que habitan el Golfo San Matías, el delfín común y el delfín oscuro. El área de estudio se hizo extensiva a la plataforma dada la gran capacidad de desplazamiento de ambas especies. Si bien, ya se cuenta con estudios de dieta del delfín oscuro en el norte y centro de Patagonia, el análisis particular de esta especie en el Golfo San Matías permitirá una comparación con el delfín común en el área de simpatría.

Materiales y Métodos

Característica de la muestra

La muestra estuvo conformada por 30 estómagos de delfín común colectados en 1999 y entre 2003 y 2009 en Patagonia norte (Fig. 2.1 y Tabla 2.1). Las muestras provinieron de animales encontrados muertos en las costas (6 hembras y 3 machos) y de capturas incidentales efectuadas por las flotas pesqueras que operan en el área (7 hembras y 14 machos). La metodología para recuperar los ejemplares se detalla en el Capítulo I y en el Apéndice.

La mayor parte de las capturas incidentales fueron realizadas por barcos arrastreros de media agua dirigidos a la captura de anchoíta, a excepción de un delfín común que fue capturado por un barco palangrero pescando merluza. Del total de delfines capturados incidentalmente por barcos arrastreros de media agua, 18 individuos fueron capturados por un único barco en enero de 1999, operando entre 40°30'- 41°30'S y 61°00'-61°40'W. Esta fue la única muestra recuperada de un total de al menos 60 delfines que fueron capturados por esa embarcación. Los restantes individuos analizados fueron colectados entre 2003 y 2009.

La composición de la dieta del delfín oscuro se basó en el análisis de 31 contenidos estomacales. Parte de las muestras fueron analizadas y publicadas por Koen Alonso *et al.* (1998); mientras que las restantes fueron analizadas como parte de este estudio (Tabla 2.1). A fin de realizar comparaciones, la muestra fue dividida en dos sub-conjuntos: aquellos individuos provenientes del área donde se solapan delfines comunes y oscuros (Patagonia norte, muestras analizadas en este estudio) y aquellos provenientes de la región sur de la plataforma por debajo de los 43°S, donde solo están presentes los delfines oscuros (Koen Alonso *et al.* 1998). Las muestras colectadas en la zona de simpatria fueron obtenidas a partir de individuos muertos en las costas como así también de capturas incidentales, mientras que las muestras del sur fueron obtenidas exclusivamente a partir de capturas incidentales, a excepción de un estómago de origen desconocido.

Una vez recuperados los ejemplares, se registró el largo estándar (LS, cm), y se los revisó exteriormente para evaluar la presencia de lesiones posiblemente asociadas a la captura en redes de pesca o patrones de marcación propios del ejemplar. Luego de extraer el estómago, se lo almacenó en frío (-20°C) en bolsas de polietileno. El esqueleto fue recuperado en forma completa para estudios específicos de morfometría, mientras que la edad del individuo fue determinada a partir del análisis de las marcas de crecimiento registradas en los dientes (Grandi *et al.* 2009). El tamaño corporal de los individuos muestreados se ubicó en el rango de 170 a 220 cm, con una edad que varió entre 2 y 18 años.

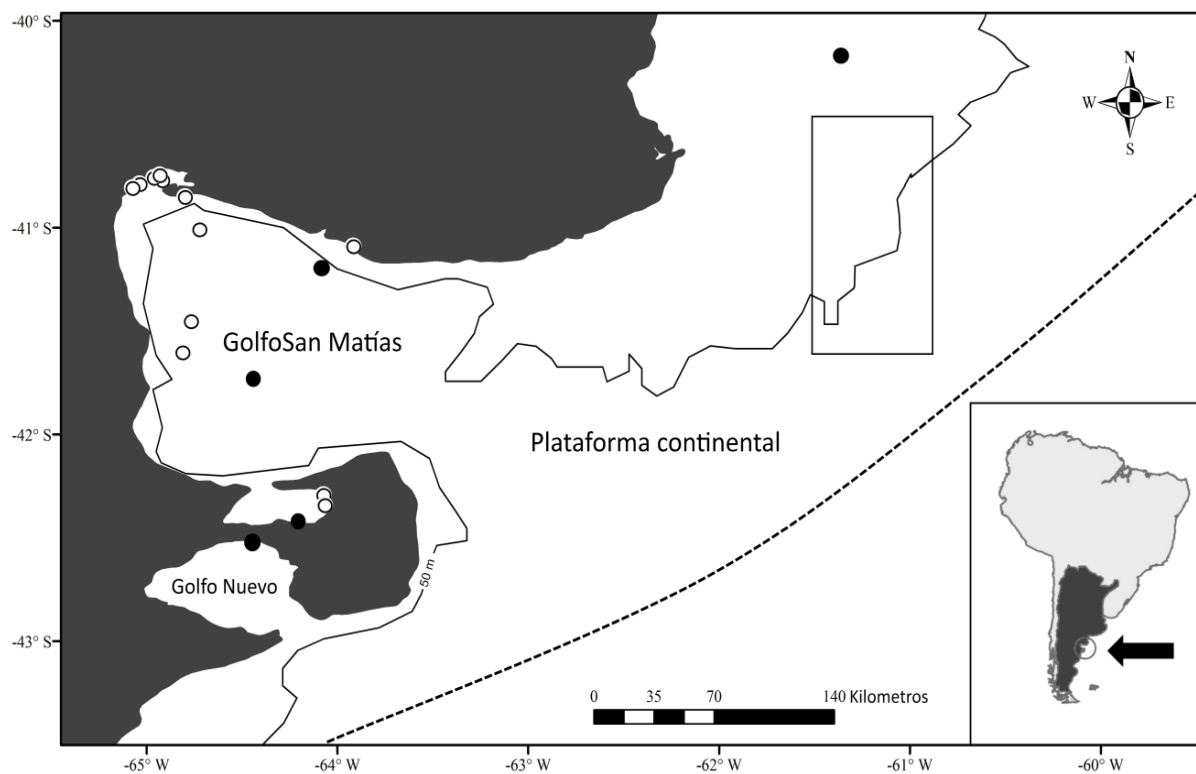


Figura 2.1: Área de estudio. Los círculos vacíos y el rectángulo indican lugares de recolección de las muestras de delfines comunes *Delphinus delphis* y los círculos rellenos hacen referencia a los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* (ejemplares varados o capturados incidentalmente). La línea discontinua muestra el límite entre las provincias zoogeográficas Argentina y Magallánica (Balech & Ehrlich 2008).

Tabla 2.1: Resumen de los ejemplares de delfín común *Delphinus delphis* de Patagonia norte. A fin de realizar un análisis comparativo también se resume la información de los delfines oscuros para la región norte y centro de Patagonia (Koen-Alonso *et al.* 1998).

	<i>Delphinus delphis</i>		<i>Lagenorhynchus obscurus</i>	
Región	Patagonia norte	Patagonia norte	Patagonia centro	Patagonia centro
Intervalo de muestreo	1999-2009	1998-2009	1989-1994	
Tamaño de la muestra	13 hembras 17 machos	2 hembras 3 machos	19 hembras 7 machos	
Rango de largo estándar (cm)	170-220	164-175	157-174	
Rango de edades (GLGs)	2-18	5-12	3-11	
Fuente de las muestras	Captura incidental 21 Costas 7	Captura incidental 3 Costas 2	Captura incidental 25 Desconocido 1	
Número de estómagos con contenido	27	5	25	
Número total de presas	1946	618	3702	
Número total de especies presa	15 (+3 no identificados)	9	8 (+1 no identificado)	
Presa más frecuente %FO	<i>E. anchoíta</i>	<i>E. anchoíta</i>	<i>Loligo gahi</i>	
Presa más importante %W	<i>E. anchoíta</i>	<i>E. anchoíta</i>	<i>E. anchoíta</i>	
Presa más importante %N	<i>E. anchoíta</i>	<i>E. anchoíta</i>	<i>E. anchoíta</i>	

Análisis de la muestra

Para la identificación y cuantificación de las presas se utilizaron los restos duros recuperados de los contenidos estomacales. La estimación de las tallas y pesos de las presas al momento de la ingesta se realizó en base a las estructuras duras, mediante el empleo de ecuaciones alométricas y por comparación con ejemplares de referencia. La metodología aplicada fue similar a la descrita para el estudio de la dieta del lobo marino de un pelo (ver Capítulo I).

Análisis de los datos

La importancia relativa de las presas fue evaluada mediante el porcentaje en número (%*N*), el porcentaje en peso (%*W*), la frecuencia de ocurrencia (%*FO*), y el índice de importancia relativa porcentual (%*IRI*) (ver Capítulo I). Los índices fueron calculados por especie, por grupo zoológico (peces y moluscos) y por grupo ecológico. Los grupos ecológicos considerados fueron pelágico, bentónico, demersal-pelágico y demersal-bentónico.

Los intervalos de confianza para los índices de porcentaje en número (%*N*) y porcentaje en peso (%*W*) fueron construidos mediante una técnica de remuestreo (*bootstrap*) (Efron 1979). La rutina para ejecutar el *bootstrap* fue escrita en lenguaje R. Las muestras al azar fueron extraídas con reemplazo, y el procedimiento fue repetido 1000 veces.

La correlación por rangos de Spearman (r_s) fue utilizada para evaluar la relación entre el tamaño del predador y el tamaño de las presas (Conover 1999). Las variables consideradas en el análisis fueron el largo del predador (LS) y el largo estimado de las presas (LT o LDM). Debido al pequeño tamaño muestral, no se estudiaron las posibles diferencias intraespecíficas en la dieta, considerándose a la especie biológica como una única especie trófica (Koean Alonso 1999).

Para evaluar el solapamiento trófico entre la dieta del delfín oscuro y del delfín común se empleó el índice de solapamiento general (*GO*) y el índice de solapamiento específico (*SO*) (Petraitis 1979, Ludwig & Reynolds 1988). Estos índices fueron

seleccionados ya que se basan en los mismos principios matemáticos, tienen un test estadístico asociado (Petraitis 1979), y el *GO* presenta relativamente pocos sesgos cuando el número de muestras es bajo (Smith & Zaret 1982) (ver Capítulo VIII). A su vez, para comparar el índice entre diferentes muestras, este fue ajustado para que varíe entre 0 y 1 (GO_a) (Ludwig & Reynolds 1988). Los datos utilizados para este análisis fueron las ocurrencias en número de aquellas presas con un $\%IRI$ mayor a 1% en toda la muestra.

Estrategia de alimentación

La estrategia de alimentación del delfín común y del delfín oscuro (tanto en la región norte como en la sur) fue evaluada mediante el método gráfico de Costello (Costello 1990), modificado por Amundsen *et al.* (1996). La metodología de este método se describe en el Capítulo I.

Resultados

Hábitos alimenticios del delfín común

Composición de la dieta. De los 30 estómagos revisados, 27 presentaron restos de alimentos (21 estómagos provenientes de capturas incidentales y 6 provenientes de individuos varados) (Tabla 2.1). La mayoría de las presas se encontraron en avanzado estado de descomposición, dominando los restos duros remanentes (picos, huesos y otolitos). Se identificó un total de 1.946 presas, y la biomasa total estimada a través de las regresiones fue de 41,5 kg con una media (\pm error estándar, ES) de $1,5 \pm 0,2$ kg por estómago. El número medio de ítems presa por estómago fue $72,1 \pm 23,0$. El valor elevado del ES se debió principalmente a la gran variación entre las muestras de acuerdo al origen de las mismas. El número medio de presas por estómago fue $90,2 \pm 28,5$ para animales capturados incidentalmente y $7,3 \pm 3,8$ para animales varados.

A partir de los restos de alimentos, se identificaron doce especies de peces y tres especies de cefalópodos (Tabla 2.2). El número medio de especies presa por estómago fue $3,6 \pm 0,2$. Ambos grupos zoológicos se encontraron en más del 92% de los estómagos

examinados, aunque los peces fueron el ítem más importante en la dieta (%IRI = 85,82%). La anchoíta fue la presa principal y representó el 81% en número y el 63% en peso del total de las presas consumidas, con una frecuencia de ocurrencia de 81%. El calamarete sudamericano *Loligo sanpaulensis* se ubicó segundo en orden de importancia y constituyó el 6% en número y el 17% en peso del total de presas ingeridas, con una ocurrencia en el 74% de los estómagos. Considerando el %IRI, ambas especies en conjunto representaron el 95% de la dieta del delfín común. Dentro de las restantes especies presa, sólo el savorín *Serirolella porosa* alcanzó un valor de %IRI mayor a 1%.

Tabla 2.2: Composición de la dieta del delfín común *Delphinus delphis* en Patagonia norte. B: bentónico, DB: demersal-bentónico, DP: depersal-pelágico, P: pelágico, NA: no asignado, %FO: frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %IRI: índice de importancia relativa porcentual, N: número de presas.

Presa	Grupo Ecológico	Composición en Número			Composición en Peso			N
		%FO	%N	IC	%W	IC	%IRI	
Peces		92,59	92,24		80,34		85,82	
<i>Engraulis anchoita</i>	P	81,48	80,88	58,76 - 90,74	62,59	47,59 - 75,92	82,67	1574
<i>Serirolella porosa</i>	DP	33,33	4,62	1,06 - 12,90	7,04	2,06 - 14,88	2,75	90
<i>Cynoscion guatucupa</i>	DB	37,04	0,92	0,34 - 1,95	1,49	0,64 - 2,57	0,63	18
<i>Merluccius hubbsi</i>	DP	18,52	1,75	0,25 - 5,47	3,03	0,42 - 6,88	0,63	34
<i>Raneya brasiliensis</i>	DB	14,81	2,31	0,07 - 7,65	0,56	0,02 - 1,80	0,30	45
<i>Percophis brasiliensis</i>	DB	7,41	0,31	0,00 - 1,45	3,13	0,00 - 9,12	0,18	6
<i>Stromateus brasiliensis</i>	DP	14,81	0,26	0,04 - 0,62	1,10	0,00 - 3,55	0,14	5
<i>Sorgentinia incisa</i>	P	7,41	0,41	0,00 - 1,50	0,29	0,00 - 0,80	0,04	8
<i>Pagrus pagrus</i>	DP	3,70	0,15	0,00 - 0,64	0,58	0,00 - 1,92	0,02	3
<i>Trachurus picturatus</i>	P	7,41	0,10	0,00 - 0,38	0,24	0,00 - 0,74	0,02	2
<i>Bassanago albescens</i>	DB	3,70	0,15	0,00 - 0,65	0,27	0,00 - 1,13	0,01	3
Lenguado sp.	B	3,70	0,05	0,00 - 0,21	0,02	0,00 - 0,09	0,00	1
Pez no id. sp. 1	NA	11,11	0,15	0,00 - 0,44				3
Pez no id. sp. 2	NA	3,70	0,15	0,00 - 0,66				3
Cefalópodos		96,30	7,76		19,66		14,18	
<i>Loligo sanpaulensis</i>	DP	74,07	6,37	2,55 - 15,26	16,72	8,91 - 28,70	12,10	124
<i>Loligo gahi</i>	DP	18,52	1,03	0,17 - 3,35	1,33	0,09 - 3,48	0,31	20
<i>Illex argentinus</i>	DP	14,81	0,31	0,09 - 0,76	1,60	0,03 - 4,72	0,20	6
Cef. no id.	NA	3,70	0,05	0,00 - 0,26				1
								1946

De acuerdo a los grupos ecológicos, las especies pelágicas dominaron la dieta (Fig. 2.2). La gran importancia del grupo pelágico se atribuye a la contribución de la anchoíta. Las especies demersal-pelágicas fueron las segundas en orden de importancia, debido al aporte de los cefalópodos y del savorín. La pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* estuvo presente en más del 37% de los estómagos analizados y determinó la alta frecuencia de ocurrencia registrada para el grupo demersal-bentónico.

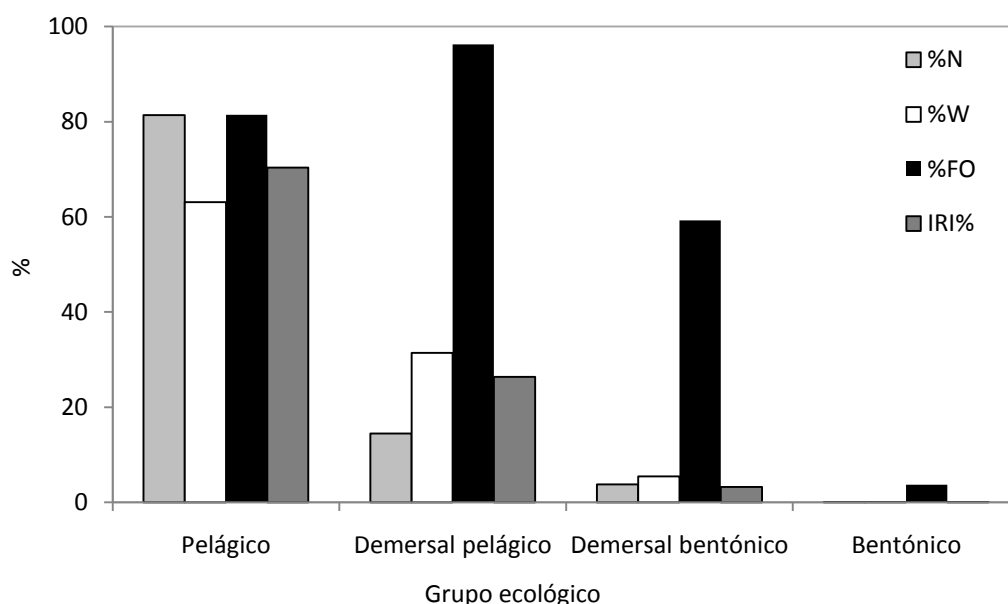


Figura 2.2: Composición de la dieta del delfín común *Delphinus delphis* en Patagonia norte de acuerdo al grupo ecológico de las presas. %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %FO: frecuencia de ocurrencia, %IRI: índice de importancia relativa porcentual.

Tamaño de las presas. El LT estimado de las presas varió entre 4,5 y 37,0 cm, con un peso estimado de 0,7 a 416,1 g (Tabla 2.3). El 98% de las presas consumidas por los delfines se concentró en las clases de talla entre 10 y 25 cm, con una moda inferior en 50 g. Estas pequeñas presas correspondieron a peces pelágicos y cefalópodos. Por otro lado, la cola superior de la distribución de tallas estuvo representada por la merluza y el congrio *Bassanago albescens*. El tamaño del predador y el tamaño de las presas no presentó correlación significativa (Fig. 2.3; $r_s = 0,09$; $gl = 1897$, $p > 0,05$).

A nivel de las especies presa, la anchoíta consumida por los delfines comunes tuvo un largo promedio de $12,7 \pm 3,5$ cm. La distribución de frecuencias de tallas fue bimodal, con modas en 9 y 17 cm (Fig. 2.4). La moda inferior correspondió a anchoítas recuperadas de muestras del Golfo San Matías, siendo tallas juveniles. El rango de tallas de anchoítas consumidas por los delfines capturados en la plataforma abarcó mayoritariamente individuos adultos, con un LT superior a 13-14 cm (moda superior).

La distribución de frecuencias de tallas del calamarete sudamericano fue unimodal (Fig. 2.5), con una media de $12,2 \pm 2,6$ cm y una moda en 13 cm de LDM. Las tallas consumidas se corresponden a individuos maduros (Barón & Ré 2002). En el caso del savorín, las tallas ingeridas variaron entre 8,50 y 16,68 cm (Fig. 2.6), con una media de $13,5 \pm 1,8$ cm y una moda en 14 cm, las cuales se corresponden con individuos juveniles (Perier & Di Giácomo 2002). El peso húmedo promedio de la anchoíta, el calamarete sudamericano y el savorín fue $16,5 \pm 13,0$; $56,0 \pm 29,6$ y $32,5 \pm 10,9$ g, respectivamente.

Tabla 2.3: Tamaño (LT: largo total para peces y LDM: largo dorsal del manto para cefalópodos) y peso húmedo estimado de las presas consumidas por el delfín común *Delphinus delphis* en Patagonia norte. Las especies listadas son aquellas con un %IRI mayor a 0,5%.

	LT/LDM (cm)		Peso (g)	
	Media \pm DS	Rango	Media \pm DS	Rango
<i>Engraulis anchoita</i>	$12,7 \pm 3,5$	6,1 – 20,3	$16,5 \pm 13,0$	1,1 – 60,6
<i>Seriollella porosa</i>	$13,5 \pm 1,8$	8,5 -16,7	$32,5 \pm 11,0$	8,3 – 57,6
<i>Cynoscion guatucupa</i>	$13,3 \pm 5,3$	7,2 – 27,4	$34,3 \pm 49,1$	3,8 – 189,1
<i>Merluccius hubbsi</i>	$13,5 \pm 8,8$	5,1 – 37,0	$37,0 \pm 79,2$	0,7 – 326,6
<i>Loligo sanpaulensis</i>	$12,2 \pm 2,6$	4,5 – 19,0	$56,0 \pm 29,6$	4,0 – 165,7

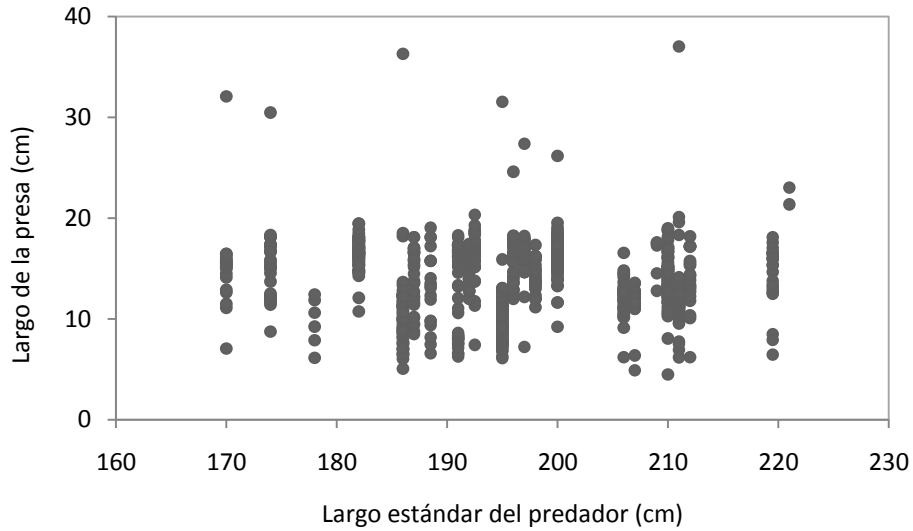


Figura 2.3: Relación entre el largo de la presa (LT: largo total para peces y LDM: largo dorsal del manto para cefalópodos, cm) y largo del los delfines comunes *Delphinus delphis*.

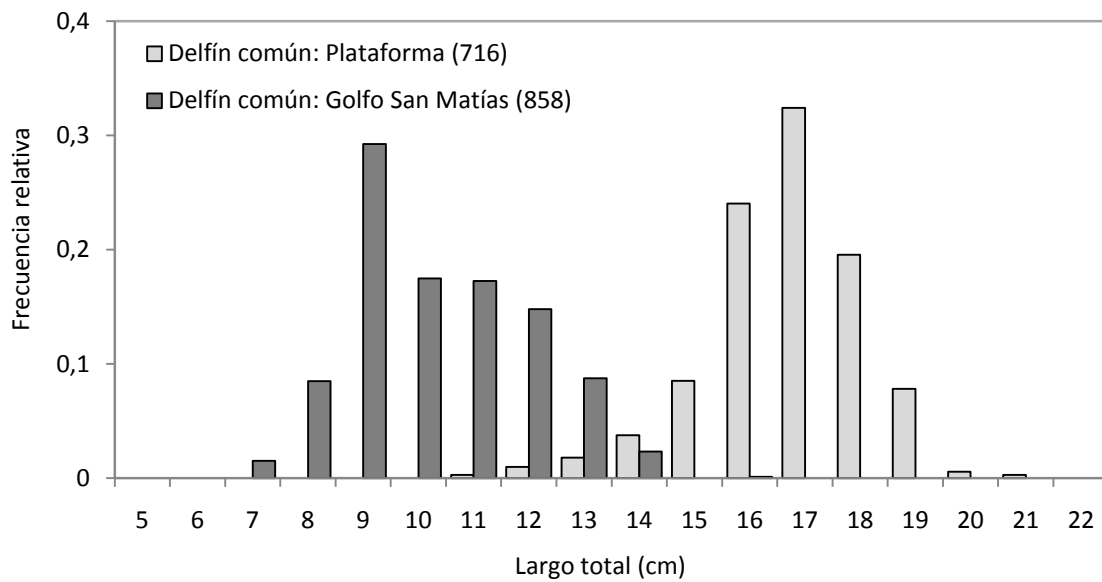


Figura 2.4: Distribución de frecuencias de tallas de anchoíta *Engraulis anchoita* consumidas por los delfines comunes *Delphinus delphis* dentro del Golfo San Matías (GSM) y en la Plataforma Continental Argentina. En paréntesis se indica el tamaño de la muestra.

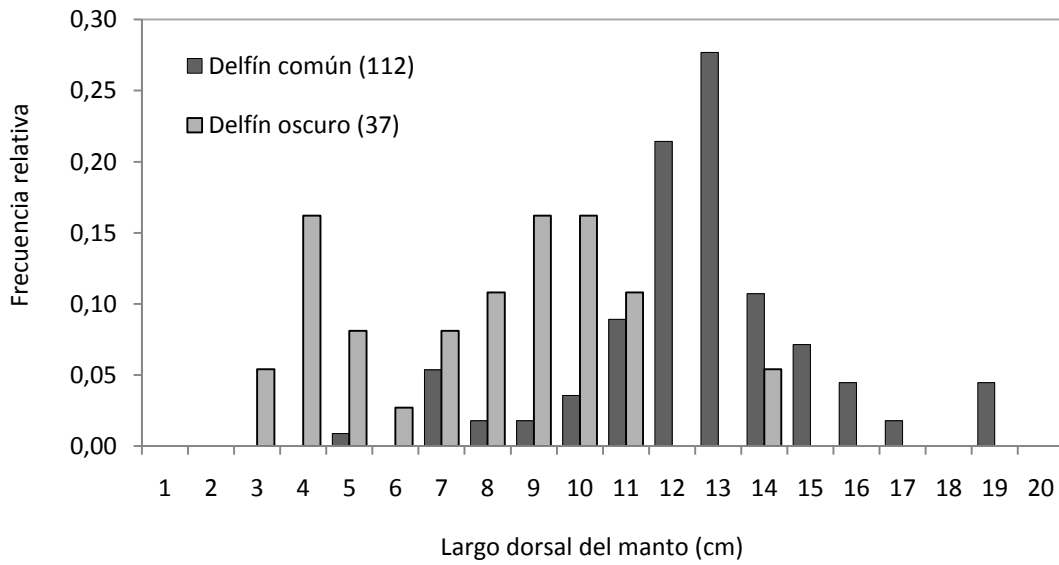


Figura 2.5: Distribución de frecuencias de tallas de calamarete sudamericano *Loligo sanpaulensis* consumidas por los delfines comunes *Delphinus delphis* y los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte. En paréntesis se indica el tamaño de la muestra.

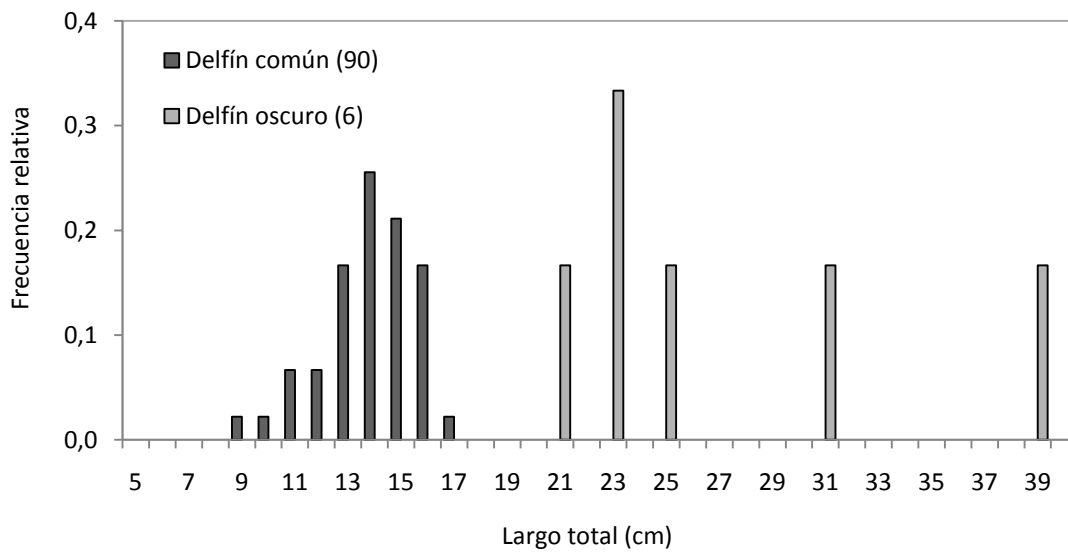


Figura 2.6: Distribución de frecuencias de tallas de savorín *Seriolella porosa* consumidas por los delfines comunes *Delphinus delphis* y los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte. En paréntesis se indica el tamaño de la muestra.

Hábitos alimenticios del delfín oscuro en Patagonia norte

Composición de la dieta. El contenido estomacal de los cinco delfines oscuros colectados en Patagonia norte estuvo compuesto casi exclusivamente de peces, representando el 93,57% del total de presas (5 especies, 564 individuos). Los demás restos correspondieron a calamares (3 especies, 42 individuos) y una especie de anélido (12 individuos) (Tabla 2.4). Se recuperó un total de 618 presas con una biomasa total estimada de 16,5 kg. El número medio de ítems presa por estómago fue $123,6 \pm 52,3$; sin existir diferencias en el número de presas entre individuos varados en las costas y capturados incidentalmente.

La anchoíta fue la presa más frecuente, con una %FO de 100%, y representando el 59,50% del peso estimado y el 85,11% del número total de presas consumidas. El calamarete sudamericano fue la segunda presa en importancia, representando el 5,99% del número total de presas y el 4,07% del peso reconstruido, con una frecuencia de ocurrencia de 60%. El savorín, la merluza y el calamar también fueron presas importantes en la dieta de los delfines oscuros, con un %IRI mayor al 2%. De acuerdo a los grupos ecológicos, las especies pelágicas fueron dominantes en la dieta (Fig. 2.7).

Tamaño de las presas. El LT estimado de las presas varió entre 2,1 y 40,1 cm, con un peso estimado entre 0,7 y 1105,2 g (Tabla 2.5). La distribución de frecuencias de tallas de las anchoítas consumidas fue bimodal, con modas en 10 y 16 cm (Fig. 2.8). El LDM de los calamaretos varió entre 21 y 39 cm (Fig. 2.5), mientras que el savorín presentó un LT entre 21 y 39 cm (Fig. 2.6).

Tabla 2.4: Composición de la dieta del delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte. B: bentónico, DB: demersal-bentónico, DP: depersal-pelágico, P: pelágico, NA: no asignado, %FO: frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %IRI: índice de importancia relativa porcentual, N: número de presas.

Presa	Grupo Ecológico	Composición en Número			Composición en Peso			N
		%FO	%N	IC	%W	IC	%IRI	
Peces		100	91,26		84,51		93,57	
<i>Engraulis anchoíta</i>	P	100	85,11	72,10-94,65	59,50	29,92-77,57	85,15	526
<i>Seriolaella porosa</i>	DP	60	0,97	0,32-5,10	8,37	1,23-43,37	3,30	6
<i>Merluccius hubbsi</i>	DP	40	4,05	0,00-9,85	9,61	0,00-34,69	3,22	25
<i>Stromateus brasiliensis</i>	DP	40	0,97	0,00-1,71	7,01	0,00-8,95	1,88	6
<i>Maurolicus magellanicus</i>	P	20	0,16	0,00-0,41	0,02	0,00-0,07	0,02	1
Cefalópodos		100	6,80		15-49		6,43	
<i>Loligo sanpaulensis</i>	DP	60	5,99	0,14-14,74	4,07	0,10-13,94	3,55	37
<i>Illex argentinus</i>	DP	40	0,49	0,00-0,92	11,39	0,00-18,41	2,80	3
<i>Semirossia tenera</i>	DB	40	0,32	0,00-0,97	0,04	0,00-0,14	0,08	2
Anélidos								
<i>Eunereis patagónica</i>	P	40	1,94	0,00-4,40				12
								618

Tabla 2.5: Tamaño (LT: largo total para peces y LDM: largo dorsal del manto para cefalópodos) y peso húmedo estimado de las presas consumidas por el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte. Las especies listadas son aquellas con un %IRI mayor a 0,5%.

	LT/LDM (cm)		Peso (g)	
	Media ± DS	Rango	Media ± DS	Rango
<i>Engraulis anchoíta</i>	13,7 ± 2,7	7,1 - 19,1	18,7 ± 9,7	1,8 - 49,0
<i>Illex argentinus</i>	27,7 ± 11,2	15,1 - 36,3	627,3 ± 525,7	64,2 - 1105,2
<i>Loligo sanpaulensis</i>	7,3 ± 3,0	2,1 - 13,6	18,2 ± 15,6	0,7 - 65,8
<i>Merluccius hubbsi</i>	19,2 ± 7,2	11,8 - 40,1	63,5 ± 95,6	9,1 - 411,1
<i>Seriolaella porosa</i>	25,7 ± 6,7	19,7 - 37,5	230,4 ± 188,6	93,3 - 585,2
<i>Stromateus brasiliensis</i>	23,0 ± 6,6	14,7 - 29,8	193,1 ± 166,7	23,9 - 381,1

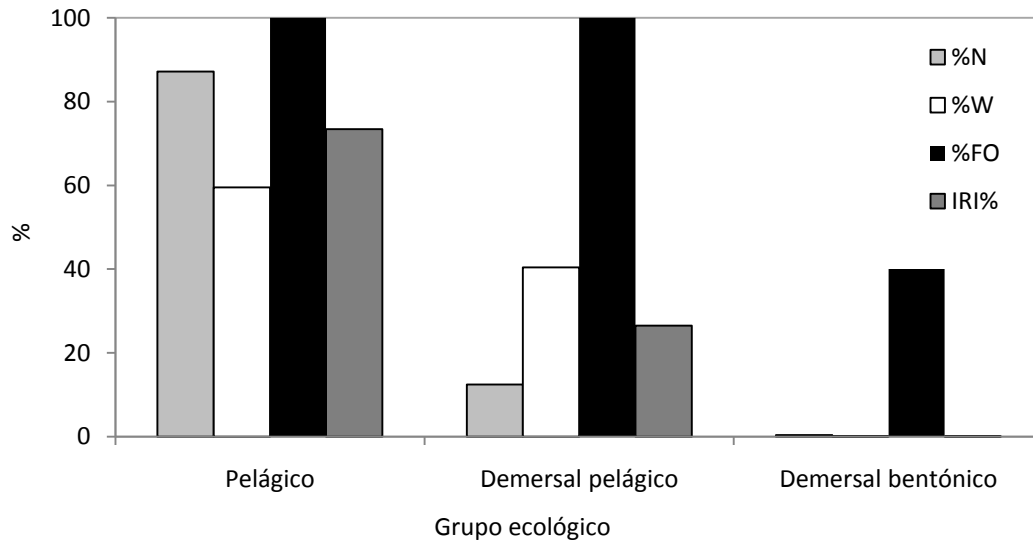


Figura 2.7: Composición de la dieta del delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte de acuerdo al grupo ecológico de las presas. %N: porcentaje en número, %W: porcentaje en peso, %FO: frecuencia de ocurrencia, %IRI: índice de importancia relativa porcentual.

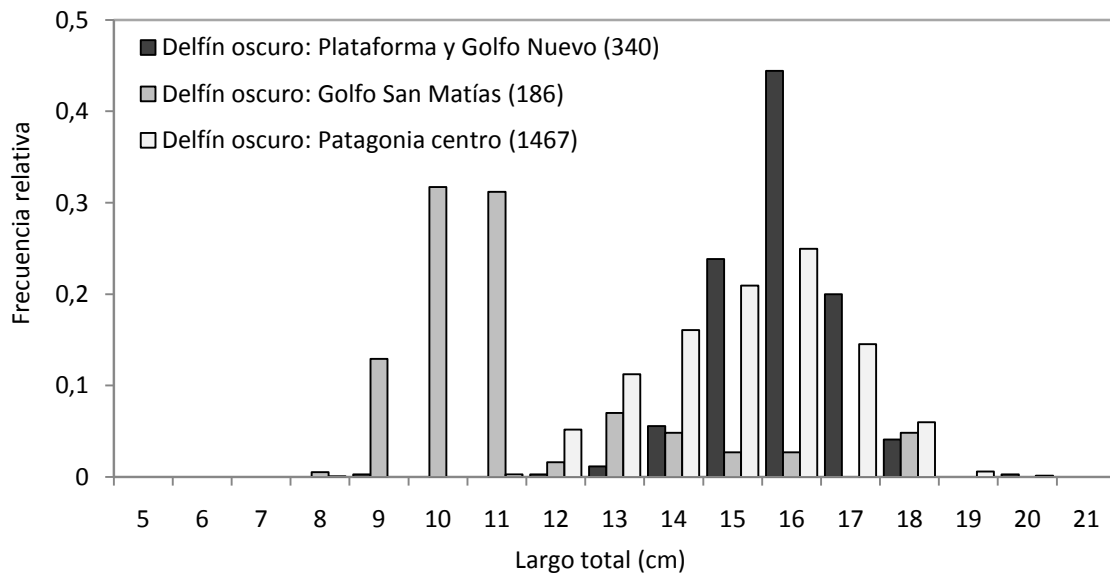


Figura 2.8: Distribución de frecuencias de tallas de anchoíta *Engraulis anchoita* consumidas por los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* en Patagonia norte y centro. Las muestras del norte fueron divididas en dos sub-conjuntos: muestras provenientes del Golfo San Matías y muestras provenientes de la plataforma y del Golfo Nuevo. En paréntesis se indica el tamaño de la muestra.

Comparación de los hábitos alimenticios del delfín común y el delfín oscuro

En la muestra total, seis especies (anchoíta, savorín, merluza, pampanito *Stromateus brasiliensis*, calamarete y calamar) tuvieron un %IRI mayor al 1%, y por lo tanto fueron consideradas para el análisis del solapamiento trófico. De acuerdo al test estadístico asociado al índice GO , la hipótesis de solapamiento “completo” ($GO = 1$) fue rechazada ($GO = 0.97$; $V = 118$, $df = 5$; $p < 0.001$) (Tabla 2.6). Los delfines oscuros consumieron tres especies presas con un %IRI mayor al 1% (merluza, pampanito y calamar) que no fueron principalmente consumidas por los delfines comunes. El índice de solapamiento específico también indicó diferencias en la dieta entre ambas especies, con un menor valor del índice cuando se evalúa el solapamiento de los delfines oscuros sobre los delfines comunes (común-oscuro = 0,91, oscuro-común = 0,38). Este resultado probablemente esté asociado al bajo número de muestras de delfines oscuros para Patagonia norte. Sin embargo, a pesar de las diferencias estadísticamente significativas, el valor del índice GO_a ($GO_a = 0,94$) fue lo suficientemente grande como para suponer que existen similitudes entre la dieta de ambos predadores.

El análisis de la estrategia de alimentación, basado en el método gráfico de Amundsen, mostró que los delfines comunes y oscuros de Patagonia norte presentan un patrón mixto de alimentación (Fig. 2.9). La concentración de puntos en la mitad inferior del gráfico indicaría una generalización en la dieta, sin embargo la ubicación de la anchoíta dentro del gráfico sería sinónimo de cierto grado de especialización sobre dicha presa. El calamarete sudamericano estuvo presente con una frecuencia de ocurrencia alta aunque sólo representó una pequeña proporción del alimento contenido en el estómago. Tanto la anchoíta como el calamarete, sumado al savorín, fueron categorizados como ítems frecuentes. Las especies presa con una baja frecuencia de ocurrencia y una baja abundancia específica por presa, localizadas en la esquina inferior izquierda, fueron consideradas ítems complementarios.

Comparando los datos obtenidos por el Laboratorio de Mamíferos Marinos (LAMAMA-CENPAT, Koen Alonso *et al.* 1998) para los delfines oscuros de Patagonia centro con las muestras de Patagonia norte, se encontraron diferencias en los hábitos

alimenticios (Fig. 2.9). Los delfines oscuros del centro mostraron un grado de preferencia menor por la anchoíta, con una estrategia de alimentación de un perfil más generalista. Por otro lado, opuesto a lo encontrado para los delfines comunes y oscuros de Patagonia norte, la dieta de los delfines oscuros del sur se basó en una mezcla de peces y cefalópodos en proporciones similares (Koen Alonso *et al.* 1998).

La distribución de frecuencias de tallas también fue particular según la especie y el origen de las muestras. Las muestras de delfines comunes y oscuros provenientes del Golfo San Matías contenían anchoítas de menor tamaño (con una moda entre 9-11 cm) que aquellas encontradas en las muestras de plataforma (con una moda entre 15-17 cm) (Fig. 2.4 y 2.8). El savorín y el calamarete fueron ítems comunes para los delfines de Patagonia norte. Sin embargo, comparando las tallas de calamarete consumidas por las dos especies, los delfines comunes se alimentaron sobre tallas mayores (4,5-19,0 cm) que los delfines oscuros (2,1-13,6; Fig. 2.5). Esta relación fue revertida en el caso del savorín (delfines comunes: 8,5-16,7 cm; delfines oscuros: 19,7-37,5 cm) (Fig. 2.6).

Tabla 2.6: Solapamiento trófico entre el delfín común *Delphinus delphis* y el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*. GO : índice de solapamiento general, GO_a : índice de solapamiento general ajustado, V : valor del estadístico para testear la hipótesis nula de $GO = 1$, gl : grados de libertad, P : probabilidad del estadístico, SO_{ik} : índice de solapamiento específico del grupo i sobre el grupos k , U : valor del estadístico para testear la hipótesis nula de $SO_{ik} = 1$.

Índice de solapamiento general					
	GO	GO_a	V	gl	P
	0,97	0,94	118	5	<0,001
Índice de solapamiento específico					
i	k	SO_{ik}	U	gl	P
Delfín común	Delfín oscuro	0,91	350	5	<0,001
Delfín oscuro	Delfín común	0,38	1164	5	<0,001

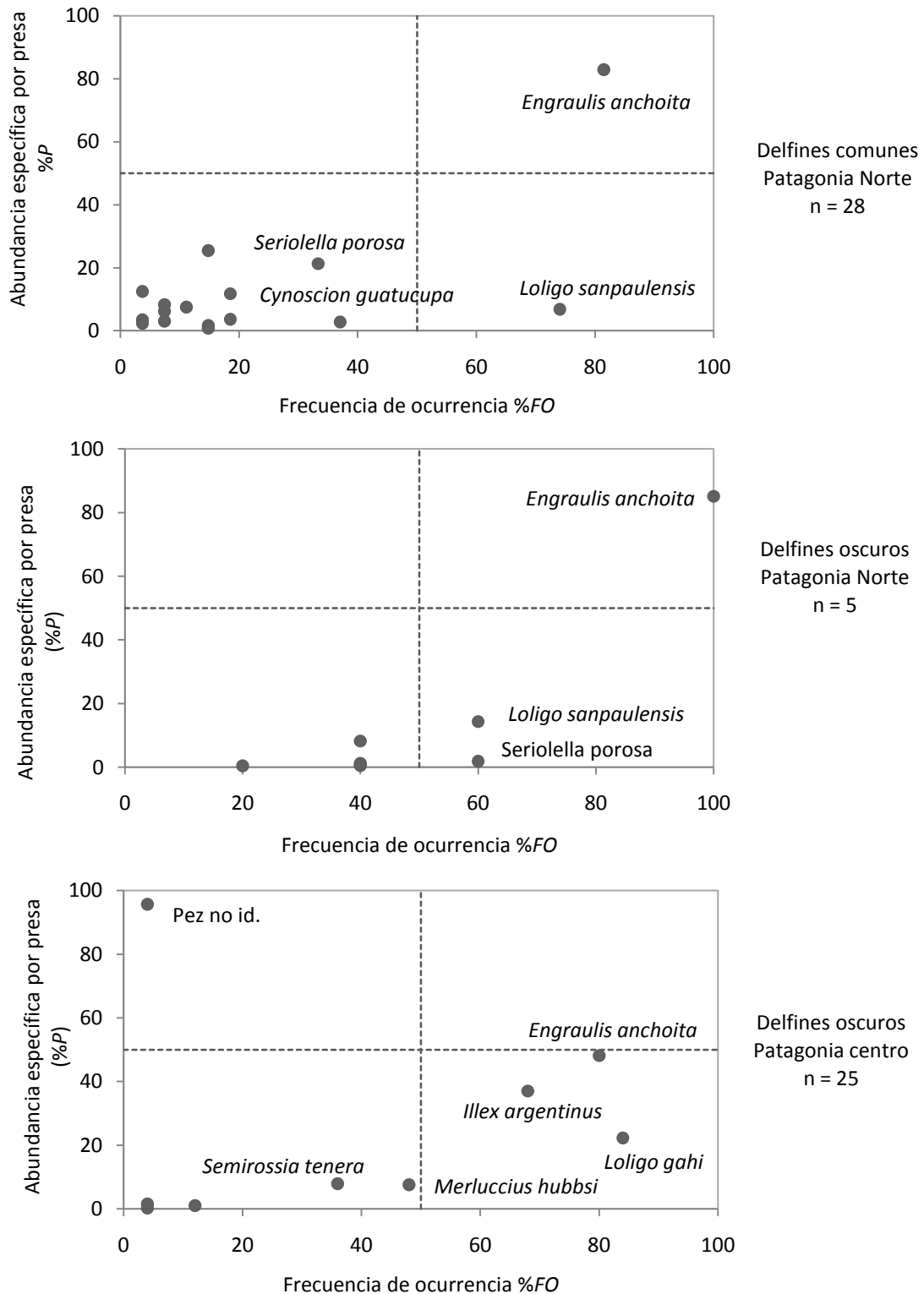


Figura 2.9: Diagrama de Amundsen mostrando el patrón de alimentación de los delfines comunes *Delphinus delphis* y de los delfines oscuros *Lagenorhynchus obscurus* de Patagonia norte y centro. %FO: frecuencia de ocurrencia, %P; abundancia específica por presa.

Discusión

Los resultados de este estudio indican que el delfín común en Patagonia norte se alimentó principalmente de anchoíta, representando el 80% en número y el 62% en peso del total de presas consumidas. El calamarete sudamericano fue otro componente importante en la dieta de este predador. A pesar que en la mayoría de las muestras se encontraron más de tres ítems presa por estómago, la anchoíta y el calamarete describieron la mayor parte de la dieta.

Al mismo tiempo, la anchoíta fue la principal presa consumida por los delfines oscuros de Patagonia norte, representando el 85% (%IRI) de las presas ingeridas. Este valor fue significativamente superior al registrado por Koen Alonso *et al.* (1998) para los delfines oscuros que se alimentan en Patagonia centro, para los cuales la anchoíta sólo significó el 47% (%IRI) de la dieta. De acuerdo a los grupos zoológicos, los delfines oscuros de Patagonia norte basaron su dieta casi exclusivamente en peces, mientras que los grupos del sur mostraron una dieta mixta de peces y calamares.

El estudio de la dieta de un predador está influido por una variedad de sesgos dependientes del método de análisis. Cuando el método consiste en describir la dieta a partir de contenidos estomacales, los sesgos pueden estar dados por el origen de las muestras, el grado de digestión del contenido estomacal, entre otros (da Silva & Neilson 1985, Jobling & Breiby 1986, Meynier *et al.* 2008a).

En el caso del delfín común, los resultados fueron obtenidos principalmente en base a estómagos recuperados de ejemplares capturados incidentalmente, asumiendo que estos individuos se encontraban en estado saludable previo a la captura. Sin embargo, podría esperarse que los resultados estén sesgados hacia las especies objetivo de la pesquería (Santos *et al.* 2004). En este estudio, a excepción de un delfín común que fue capturado por una lancha palangrera de media agua dirigida a merluza, todas las capturas incidentales fueron realizadas por embarcaciones pescando anchoíta. No obstante, a pesar que esta especie fue globalmente la principal presa consumida no fue la presa dominante en todos los estómagos provenientes de capturas incidentales (el 25% de los

estómagos no registraron a la anchoíta como la presa principal). Esto sugiere que dicha fuente de sesgo podría ser no significativa. Otro punto a resaltar sobre la muestra de delfines comunes es que la mayoría de los estómagos fueron colectados a partir de un evento puntual de captura incidental ocurrido en 1999. A pesar de esta condición, la variabilidad entre las muestras fue baja (Tabla 2.2), indicando que en el periodo de estudio no se registraron cambios significativos en la composición de la dieta ni en los hábitos alimenticios de esta especie.

Las muestras de delfín oscuro contenían en su totalidad un número elevado de presas, en buen estado de conservación. El mayor sesgo asociado a esta especie es independiente del método de análisis y se debe al bajo número de muestras. Sin embargo, los resultados encontrados respecto de la composición de la dieta y tamaño de las presas consumidas, son coherentes y comparables con lo encontrado para el delfín común en Patagonia norte y a lo descrito por Koen Alonso *et al.* (1998) para el delfín oscuro en Patagonia centro. De esta forma, y teniendo en cuenta las limitaciones para la obtención de las muestras, los resultados podrían representar una primera aproximación a la dieta del delfín oscuro en el área de simpatria, aunque sería indispensable aumentar el tamaño muestral.

El estudio de la dieta de delfines comunes y oscuros indica que sus hábitos alimenticios fueron similares cuando co-ocurren en Patagonia norte. Estos resultados son semejantes a lo descrito para el delfín común de pico largo *Delphinus capensis* y el delfín oscuro en la zona central de Perú, donde el alto grado de simpatria entre ambas especies estuvo reflejado en la composición de las dietas (García-Godos *et al.* 2004).

En Patagonia, tanto el delfín común como el delfín oscuro se alimentaron sobre presas cuyos estadios exhiben hábitos de vida pelágicos y forman cardúmenes. Esto es concordante con lo encontrado en otros estudios de dieta de delfines. En Perú, el delfín común de pico largo y el delfín oscuro dependen de presas pelágicas y mesopelágicas, principalmente de peces que viven en cardúmenes como la anchoíta *Engraulis ringens*, mictófidios, el camotillo *Normanictys crockeri*, la caballa *Trachurus picturatus* y la merluza *Merluccius gayi* (García-Godos *et al.* 2004). Pusineri *et al.* (2007) encontraron que los

delfines comunes del Atlántico Noreste predan tanto en hábitats oceánicos como neríticos sobre bancos de pequeñas especies que se encuentran disponibles en la capa epipelágica. En Nueva Zelanda, Meynier *et al.* (2008b) reportó que el calamar *Nototodarus* spp., la caballa *Trachurus* spp. y la anchoíta *Engraulis australis* fueron las presas más frecuentes en la dieta de los delfines comunes. Por otro lado, Cipriano (1992) encontró que algunas especies de mictófidios y calamares fueron los principales recursos utilizados por los delfines oscuros en Nueva Zelanda.

Otra característica que ha sido reportada acerca de los hábitos alimenticios de ambas especies de delfines es el hecho que predan primariamente sobre los recursos locales más abundantes. Ohizumi *et al.* (1998) citó que los delfines comunes del Pacífico norte forrajean sobre peces mictófidios que alcanzan grandes volúmenes de biomasa y que la composición de la dieta podría reflejar las propiedades del frente subártico. En las costas de Portugal, la sardina *Sardina pilchardus* fue la presa principal de la dieta de los delfines comunes, siendo uno de los peces pelágicos más abundantes de las costas Ibéricas (Silva 1999). En el Golfo de Vizcaya, se encontraron resultados similares, ya que los delfines comunes se alimentaron de las especies de peces más comunes en la región (anchoíta *Engraulis encrasicolus*, sardina, caballa *Trachurus* spp. y *Trisopterus* spp.); mientras que la variabilidad temporal en la composición de la dieta fue asociada con cambios en la disponibilidad de las presas (Meynier *et al.* 2008a). En el caso de los delfines oscuros, Robertson *et al.* (1978) reportó que en Nueva Zelanda los peces mictófidios y calamares consumidos por esta especie son recursos muy abundantes y ampliamente distribuidos.

En el ecosistema de Patagonia norte, la anchoíta, el calamar y el calamarete sudamericano son justamente los recursos pelágicos más importantes (Bakun & Parrish 1991, Lima & Castello 1995, Brunetti *et al.* 1998, Barón & Ré 2002, Hansen 2007, Hansen *et al.* 2009). Por consiguiente, es posible que el delfín común y el delfín oscuro estén predando según la disponibilidad de las presas, pero con un cierto grado de selección de acuerdo al comportamiento social de las mismas, prefiriendo los cardúmenes de especies de pequeño tamaño. Probablemente, alimentarse sobre cardúmenes es la estrategia de

forrajeo energéticamente más favorable para un predador cooperativo como son los delfines (Meynier *et al.* 2008a).

Otro factor que contribuye al estudio de la ecología de alimentación de un predador es la biología de las presas. La anchoíta se distribuye en aguas de la Plataforma Continental Argentina desde el sur de Brasil (24°S) hasta la Patagonia (48°S), presentando grandes volúmenes de biomasa a lo largo de toda el área (Hansen *et al.* 2009). Esta especie realiza migraciones diarias verticales, desplazándose hacia la superficie durante las horas de oscuridad para alimentarse y regresando a las capas más profundas al amanecer para evitar la predación (Angelescu 1982). Dentro de su gradiente latitudinal se han reportado dos *stocks* (efectivos pesqueros) principales: el Bonaerense (norte) y el Patagónico (sur) (Gudmundsson *et al.* 1973, Brandhorst *et al.* 1974, Hansen *et al.* 1984). Durante el invierno, los adultos y preadultos del *stock* bonaerense migran hacia el noreste desde las aguas costeras de reproducción a las zonas de alimentación más alejadas de la costa, reduciendo la probabilidad de contacto con el *stock* del sur (Hansen 1994). El máximo solapamiento entre los dos *stocks* tiene lugar a fines de la primavera y principios del verano, alrededor de 41°S. Respecto del *stock* Patagónico no se han encontrado evidencias de una migración estacional (Hansen *et al.* 1984), y de esta forma estaría disponible a lo largo de todo el año para ser consumido por predadores como el delfín común y el delfín oscuro. Es posible que ambas especies estén forrajeando en la zona de simpatria, alternativamente sobre el *stock* Bonaerense y Patagónico, dependiendo de la migración de los mismos a lo largo de la Plataforma Continental Argentina.

La diferencia en el rango de tallas de anchoíta consumidas por los delfines según la procedencia de las muestras es concordante con los resultados obtenidos en campañas de prospección de los recursos pelágicos. Hansen (2007) estudió el tamaño y la estructura poblacional de la anchoíta dentro del Golfo San Matías y encontró que las tallas dominantes fueron las juveniles y pre-adultas. La correspondencia entre el rango de tallas ingeridas por los delfines y la disponibilidad en el ambiente también apoya la hipótesis que los delfines se alimentan sobre los recursos más abundantes localmente.

El calamarete sudamericano es una especie nerítica y oceánica, que se distribuye entre 20°S y 46°S. Los eventos reproductivos tienen lugar en aguas costeras, y luego migran hacia zonas más profundas para alimentarse y crecer (Barón & Ré 2002). En Patagonia norte, la estación reproductiva de esta especie está restringida al verano y principios de otoño. Basado en la fecha de muerte de los animales que contenían restos de calamarete en sus estómagos y en el rango de tallas consumidas por los delfines, el forrajeo sobre esta especie podría ocurrir cuando se forman las agrupaciones reproductivas.

Por otro lado, además que ambas especies tienen hábitos alimenticios similares y viven en un área de simpatría, en Patagonia norte se han registrado interacciones de forrajeo entre las mismas. Los delfines comunes en ocasiones capturan a las presas en aparente coordinación con los delfines oscuros, sumado a lobos marinos y varias especies de aves (Crespo & Dans 2008). Las asociaciones interespecíficas entre delfines podrían ser beneficiosas para al menos una de las especies (por ejemplo, aumentar la probabilidad de encontrar alimento, disminuir las tasas de predación; Bearzi 2005). En la literatura se han mencionado algunos estudios de campo sobre las asociaciones simpátricas entre delfines, aunque la mayoría de ellos no cita la formación de agrupaciones mixtas de forrajeo. Perrin *et al.* (1973) observó la cooperación entre dos especies de delfines pelágicos *Stenella longirostris* y *S. attenuata* durante una secuencia de alimentación en el Pacífico Este Tropical. En las Bahamas, el delfín pintado *Stenella frontalis* en simpatría con el delfín nariz de botella *Tursiops truncatus* fueron observados formando agrupaciones mixtas de forrajeo y durante desplazamientos, juegos, cuidados parentales y agresiones (Herzing & Johnson 1997).

Las semejanzas en la composición de la dieta, especies presas y distribución espacial entre el delfín común y el delfín oscuro en Patagonia norte podrían ser interpretadas de dos modos. La similitud en la dieta y el solapamiento espacial podrían causar un alto grado de competencia por los recursos. Por otro lado, si la disponibilidad de alimento es suficientemente grande, ambas especies podrían estar presentes en una coexistencia trófica (Cowell & Futuyma 1971, Pianka 1974), como parece ocurrir en el ecosistema de

Patagonia norte debido a la gran abundancia de anchoíta. Al mismo tiempo, esto podría favorecer la formación de las agrupaciones mixtas que fueron observadas en el área de simpatría, al menos en determinadas épocas del año.

Otra posible fuente de competencia está vinculada a la actividad pesquera en el área. La anchoíta representa un importante recurso económico, soportando una pesquería dirigida a la captura de esta especie en aguas de la Plataforma Continental Argentina. Los desembarcos anuales durante los últimos diez años fluctuaron entre 2.400 y 3.300 t (Hansen *et al.* 2009). Comparando las tallas consumidas por los delfines y las capturadas por la pesquería, se detectó un solapamiento: 7-20 cm en este estudio versus 14-19 cm registradas en las capturas (Garciaarena *et al.* 2002). A pesar que el nivel histórico de explotación se ha encontrado muy por debajo del potencial biológico del *stock* (Hansen *et al.* 2009), sí la pesquería expandiera su nivel de actividad podría existir una competencia directa entre los delfines y la pesquería.

La identificación de posibles escenarios de solapamiento trófico en Patagonia norte es esencial para la conservación de los mamíferos marinos en un ecosistema donde la actividad pesquera continua creciendo. En el Golfo San Matías, la pesca de anchoíta ha revestido un carácter experimental y sólo en pocas oportunidades el recurso ha sido explotado. De esta forma, aunque actualmente el impacto pesquero sea casi nulo, es importante considerar que existe el potencial para una interacción ecológica entre las poblaciones de delfines y la pesca de anchoíta.

Segunda Parte
La pesquería de especies
demersales (la flota como un
predador)

A. Flota de arrastre

Capítulo III

Historia de la pesquería de arrastre y evolución en la composición de los desembarcos

Historia de la pesquería de arrastre y evolución en la composición de los desembarcos

Introducción

La pesca de especies demersales con red de arrastre de fondo surgió en el Golfo San Matías como una actividad alternativa a la pesca de viera tehuelche *Aequipecten tehuelchus*, luego de la implementación de una veda para la extracción de la misma en 1971 (González *et al.* 2004). Paralelamente, a nivel nacional, coincidió con un periodo de expansión y auge pesquero que favoreció el desarrollo de la actividad a escala regional (Bertolotti *et al.* 1987).

Históricamente la especie blanco de esta pesquería fue la merluza *Merluccius hubbsi* que constituyó, en promedio, aproximadamente el 80% de las capturas anuales desembarcadas en los puertos de San Antonio Oeste y San Antonio Este (Millán 2009). Sin embargo, durante la última década, el savorín *Seriolaella porosa* registró volúmenes desembarcados crecientes, hasta convertirse en la segunda especie blanco de la flota arrastrera (Romero *et al.* 2007, ver Capítulo IV).

El conjunto de especies demersales y demersal-pelágicas que es capturado por la flota de arrastre incluye, además de la merluza y el savorín, a las siguientes especies: argentino *Macruronus magellanicus*, calamar *Illex argentinus*, pez gallo *Callorhynchus callorhynchus*, palometa *Parona signata*, lenguados *Paralichthys* spp. y *Xistreuris rasile*, abadejo *Genypterus blacodes*, salmón *Pseudoperca semifasciata*, gatuzo *Mustelus schmitti* y cazón *Galeorhynchus galeus* (Millán 2009).

La utilización de los recursos demersales del golfo fue exclusividad de la flota de arrastre de fondo (buques del segmento rada o ría y costeros lejanos y cercanos) desde el inicio de la pesquería hasta 1996. A partir de entonces se sumaron embarcaciones palangreras industriales y artesanales a la explotación, las que operaron principalmente sobre la merluza. En los últimos años, los desembarcos totales anuales para arrastreros y palangreros oscilaron entre las 8 y 21 mil t (González *et al.* 2007).

A lo largo de su ciclo histórico, los desembarcos anuales de la flota de arrastre presentaron fluctuaciones, con máximos en 1973, 1980, y durante el periodo 2001-2009. Simultáneamente a los dos primeros máximos de desembarco, en la plataforma continental también se registraron aumentos en los desembarcos de la flota comercial (Di Giacomo & Perier 1992).

Bertolotti y Cabut (1986), asociaron las fluctuaciones interanuales en las capturas desembarcadas de plataforma, a cambios en las condiciones de la demanda internacional de pescado, el esfuerzo de pesca, el escenario económico interno del país, la promoción de la inversión y la habilitación de líneas de crédito, entre otros. Para la actividad extractiva del golfo, los periodos anuales con desembarcos inferiores al potencial pesquero disponible, fueron vinculados primariamente a reducciones en la eficiencia de la flota, mientras que la abundancia del recurso constituyó un factor secundario (Di Giacomo & Perier 1992).

En términos generales, Hilborn y Walters (2001) describieron el desarrollo de una pesquería como un proceso dinámico que involucra varias fases. En ausencia de un ordenamiento pesquero, usualmente el desarrollo se inicia con el descubrimiento de un potencial efectivo pesquero, seguido de una amplia difusión acerca de la existencia del mismo entre la comunidad pesquera. Posteriormente, continúa una etapa de rápido crecimiento del esfuerzo pesquero, actuando como estímulo para la incorporación de nuevos pescadores al sistema. De esta forma, la pesquería alcanza su máximo desarrollo, donde los rendimientos pesqueros se encuentran cerca o ligeramente por encima del nivel de sustentabilidad a largo plazo. El rápido desarrollo resulta en una disminución del rendimiento a medida que el efectivo pesquero se reduce y más pescadores compiten por las capturas. La pesquería, frecuentemente, alcanza un estado de sobreexplotación, el cual es seguido por el colapso pesquero. En caso que el colapso no sea de amplio alcance, continúa un periodo de disminución de la presión pesquera, después del cual el efectivo pesquero puede o no recuperarse (Hilborn & Walters 2001).

Una alternativa para evaluar la evolución de una pesquería consiste en estudiar la composición específica de las capturas desembarcadas. El análisis de los factores que

pueden determinar cambios en la composición debe contemplar, entre otros aspectos, a la demanda coyuntural de los productos pesqueros en el mercado interno y en el mercado externo, el interés específico de las empresas por capturar determinadas especies, estimaciones de abundancia e información propia de la actividad pesquera (Hilborn 1985). A los fines de explicar el comportamiento de las flotas y los cambios en los patrones de explotación se podrían tener en cuenta otros indicadores relacionados con el nivel de desenvolvimiento de la economía.

La posibilidad de contar con series históricas de extracción pesquera y de analizar las fluctuaciones en los desembarcos de una pesquería representa información esencial al momento de comprender las relaciones tróficas que se dan en un sistema bajo explotación. La actividad pesquera puede generar cambios en la estructura de las comunidades que se reflejan en cambios en la dieta de alguno de sus componentes e incluso en los desembarcos. Además, uno de los factores que puede provocar variaciones en la composición de las capturas desembarcadas es el mismo sistema biológico, además del mercado y la economía. La importancia de determinar la naturaleza de estos factores es clave cuando se quieren realizar estudios retrospectivos a largo plazo sobre la dieta de algún predador, principalmente de aquellos que actúan como potenciales competidores de la actividad pesquera.

En el contexto planteado, en el presente capítulo se analizan las fluctuaciones en la composición específica de los desembarcos y los posibles factores causales de las mismas a lo largo de la historia de la pesquería de arrastre del Golfo San Matías. Se identifican y caracterizan periodos o ciclos productivos en la trayectoria de la pesquería y se analizan los mismos con relación a los cambios acontecidos en el desarrollo local de la actividad y con los ciclos económicos de mayor escala.

Materiales y Métodos

Los datos de desembarcos de la flota arrastrera fueron extraídos de la estadística pesquera oficial recopilada por la Dirección de Pesca de la Provincia de Río Negro (Millán

2009). Las especies incluidas en el estudio fueron aquellas declaradas en los partes de pesca, teniendo en cuenta que las especies menos frecuentes son consignadas en conjunto en una categoría llamada “variado” (Tabla 3.1). El esquema típico de una red de arrastre de fondo se muestra en la Figura 3.1.

Los porcentajes de biomasa de cada especie relativos al total de la captura anual desembarcada fueron utilizados para identificar ciclos productivos en la historia de la pesquería de arrastre. Para ello se recurrió a un análisis de agrupamiento jerárquico, empleando como estrategia de enlace en el algoritmo de agrupamiento, el índice de similitud de Bray Curtis y el ligamiento completo (Clarke & Warwick 2001). La elección del índice de similitud se basó en sus propiedades algebraicas: está acotado entre 0-100%, toma el valor 0 cuando las dos muestras no tienen especies en común, el valor del índice no es afectado por la inclusión o exclusión de una especie que esté ausente en dos muestras y la inclusión de una nueva muestra no afecta los porcentajes de similitud entre las demás muestras. Por su parte, el ligamiento completo es un método útil cuando el objetivo es obtener grupos pequeños y evitar la formación de enlaces en cadena.

Las especies típicas que contribuyen a la similitud entre los años de un periodo y a la disimilitud entre periodos fueron determinadas mediante el análisis de similitud en porcentajes SIMPER (Clark 1993). El proceso de análisis multivariado se realizó con las rutinas provistas por el programa PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research).

Tabla 3.1: Ítems incluidos en el análisis multivariado. El grupo consignado como “variado” se compone de especies poco frecuentes y eventualmente de la mezcla del resto de las identificadas en esta nómina.

Nombre vulgar	Nombre científico
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>
Gallo	<i>Callorhynchus callorhynchus</i>
Mero	<i>Acanthistius brasilianus</i>
Abadejo	<i>Genypterus blacodes</i>
Salmón de mar	<i>Pseudoperca semifasciata</i>
Lenguados	<i>Paralichthys spp.</i> y <i>Xistreuris rasile</i>
Savorín	<i>Seriolella porosa</i>
Calamar	<i>Illex argentinus</i>
Argentino	<i>Macrurus magellanicus</i>
Castañeta	<i>Cheilodactylus bergi</i>
Pez ángel	<i>Squatina guggenheim</i>
Cazon	<i>Galeorhynchus galeus</i>
Gatuzo	<i>Mustelus schmitti</i>
Palometa	<i>Parona signata</i>
Variado	

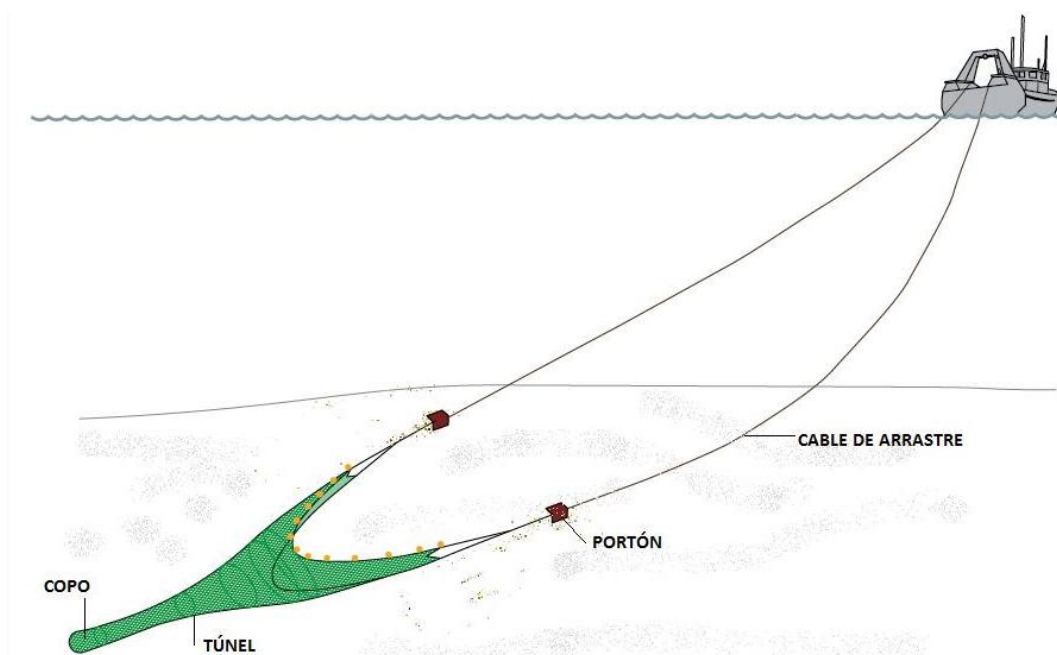


Figura 3.1: Detalle de los elementos principales que conforman una red de arrastre de fondo.

Resultados

Los resultados obtenidos en este capítulo se basaron en el análisis de la información recopilada por la Dirección de Pesca de Río Negro durante 39 años de historia de la pesquería (1971-2009). La información representa un resumen anual de los volúmenes desembarcados por todas las embarcaciones pesqueras de arrastre que operaron dentro del Golfo San Matías. El hecho que se haya relevado cada embarcación que arribó al puerto implica que el conjunto de datos constituye un censo. El número total de arribos durante el periodo estudiado fue 16.574, en los cuales se registró el desembarco en peso por cada especie listada en la Tabla 3.1.

Las variaciones en la composición específica porcentual de los desembarcos permitieron identificar, mediante el análisis de agrupamiento jerárquico, la existencia de seis periodos cronológicamente consecutivos desde el origen de la pesquería hasta la actualidad, con un porcentaje de similitud cercano al 80% (Fig. 3.2).

El periodo I se corresponde con la fase de inicio, organización y estructuración de la pesquería y comprendió la primera década de su ciclo histórico (1971-1981). Los desembarcos estuvieron dominados por la merluza, con valores superiores al 80% del total registrado y un máximo histórico de desembarcos de 10 mil t (Fig. 3.3 y 3.4). Algunas especies del variado fino, como el abadejo y el salmón, también registraron sus máximos históricos de desembarco (Fig. 3.5). El pez gallo fue otra especie de importancia relativa, con desembarcos declarados cercanos a las 800 t (Fig. 3.6).

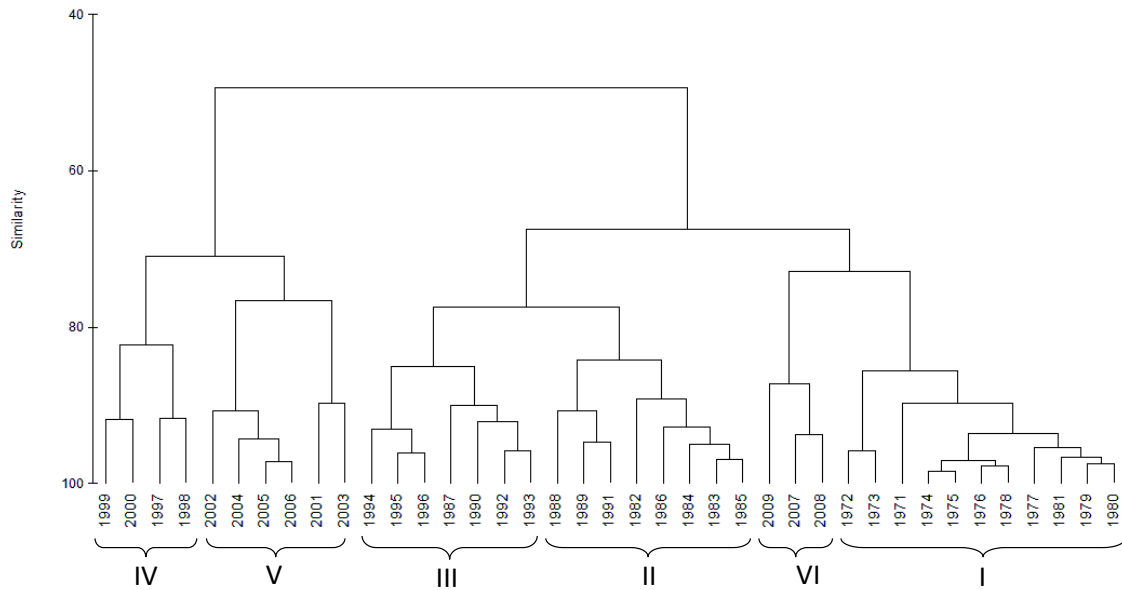


Figura 3.2: Dendrograma obtenido a partir del análisis de agrupamiento jerárquico, mostrando los periodos identificados a lo largo del ciclo histórico de la pesquería de arrastre de fondo del Golfo San Matías (I, II, III, IV, V y VI).

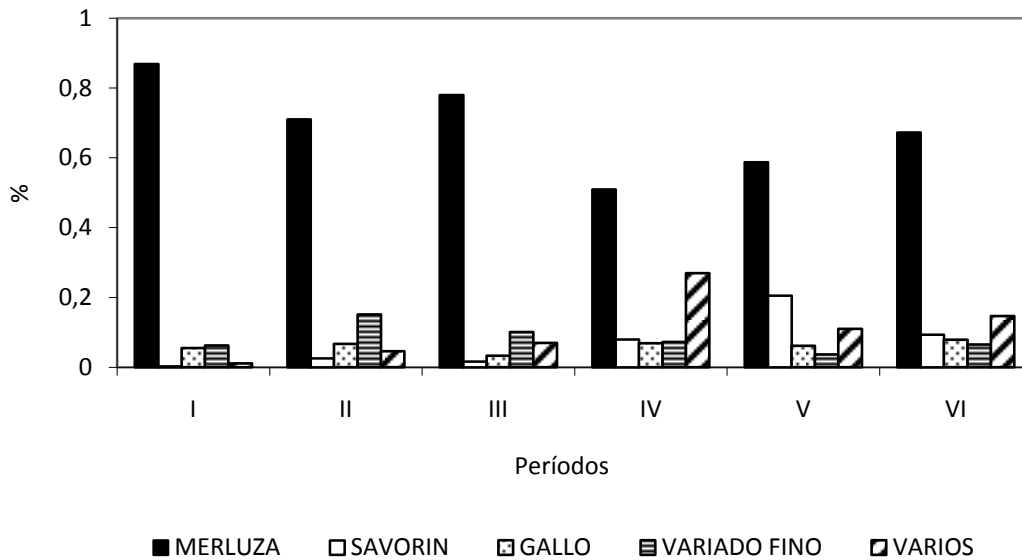


Figura 3.3: Composición porcentual específica de los desembarcos para los periodos descriptos. Merluza *Merluccius hubbsi*, Savorín *Seriolella porosa*, Gallo *Callorhynchus callorhynchus*.

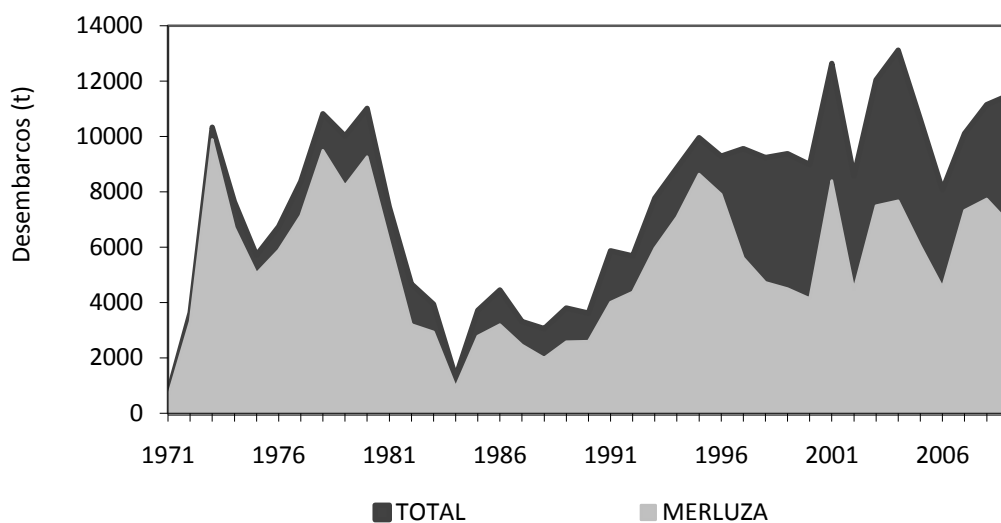


Figura 3.4: Registro de los desembarques totales y de merluza *Merluccius hubbsi* por la pesquería de arrastre de fondo a lo largo de su ciclo histórico.

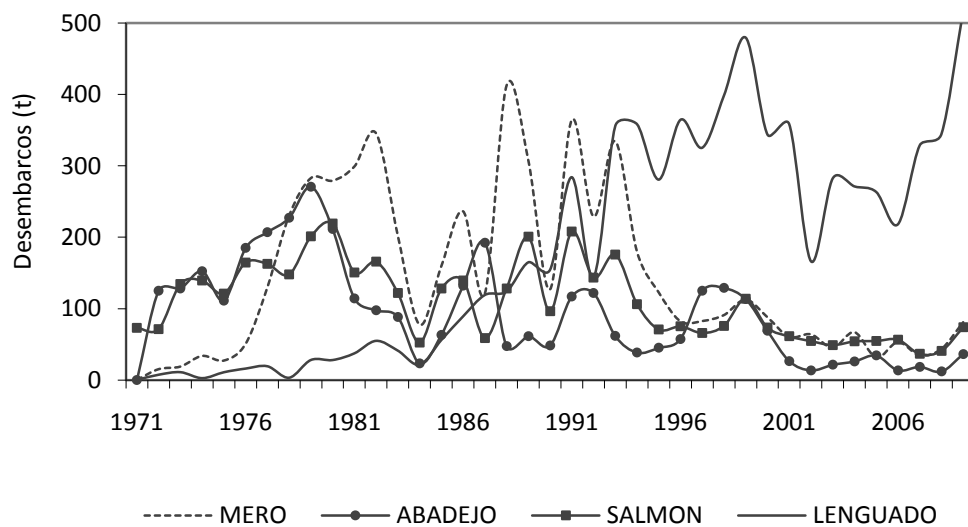


Figura 3.5: Registro de los desembarques históricos de las especies componentes del variado fino por la pesquería de arrastre. Mero *Acanthistius brasilianus*, Abadejo *Genypterus blacodes*, Salmón *Pseudoperca semifasciata*, Lengudo *Paralichthys spp.* y *Xistreuris rasile*.

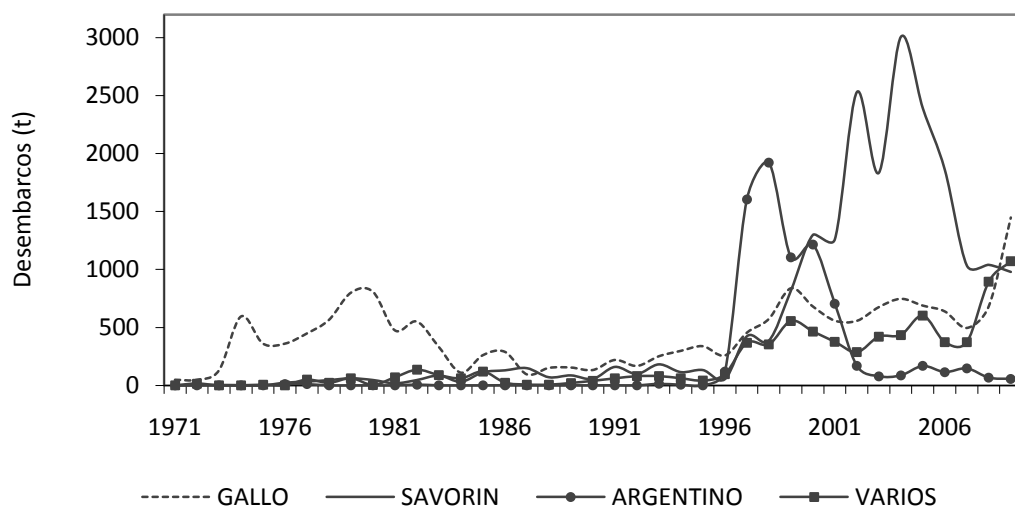


Figura 3.6: Registro de los desembarcos históricos de la pesquería de arrastre de algunas especies acompañantes. Gallo *Callorhynchus callorhynchus*, Savorín *Seriolella porosa*, Argentino *Macruronus magellanicus*.

El periodo II se extendió desde 1982 hasta 1989, teniendo en común que durante la década de 1980 tuvo lugar un nuevo pulso en la pesquería de viera tehuelche, lo cual generó una marcada disminución en la actividad pesquera de arrastre de fondo. La merluza continuó siendo la principal especie desembarcada; mientras que el variado fino (mero, abadejo, salmón y lenguado) registró el máximo histórico de su representatividad en los desembarcos (Fig. 3.3). A su vez, otras especies incluidas en el “variado” comenzaron a tener importancia en el volumen total desembarcado, marcando el inicio de un proceso de diversificación de la pesquería.

Los primeros años de la década de 1990 fueron agrupados en el periodo III, caracterizado por la reorganización de la flota de arrastre luego del cierre de la pesquería de viera tehuelche. La composición porcentual de las capturas desembarcadas fue similar a la observada para el periodo anterior (Fig. 3.3). El esfuerzo pesquero y la captura por unidad de esfuerzo, que se encontraban netamente disminuidos, aumentaron precipitadamente, asociado a bajos niveles de explotación y altos rendimientos (Fig. 3.7 y 3.8).

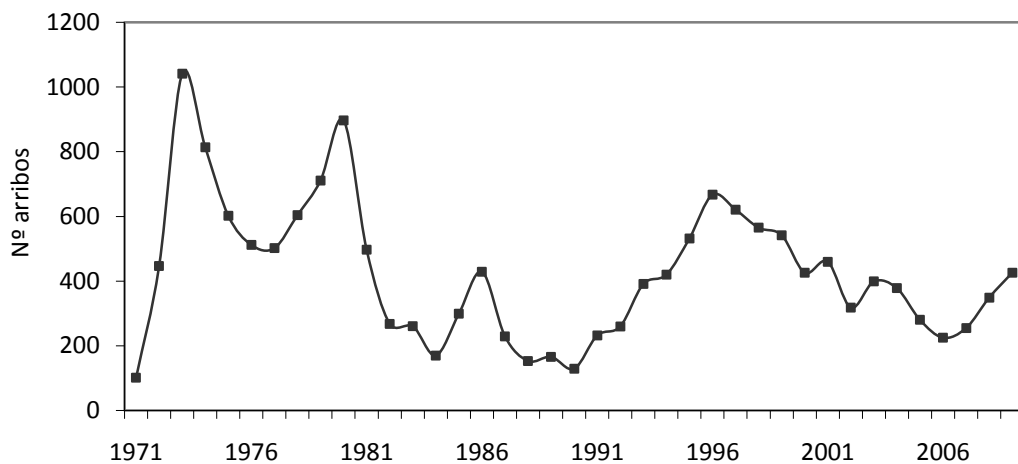


Figura 3.7: Evolución del número de embarcaciones activas y arribos anuales de la pesquería de arrastre de fondo.

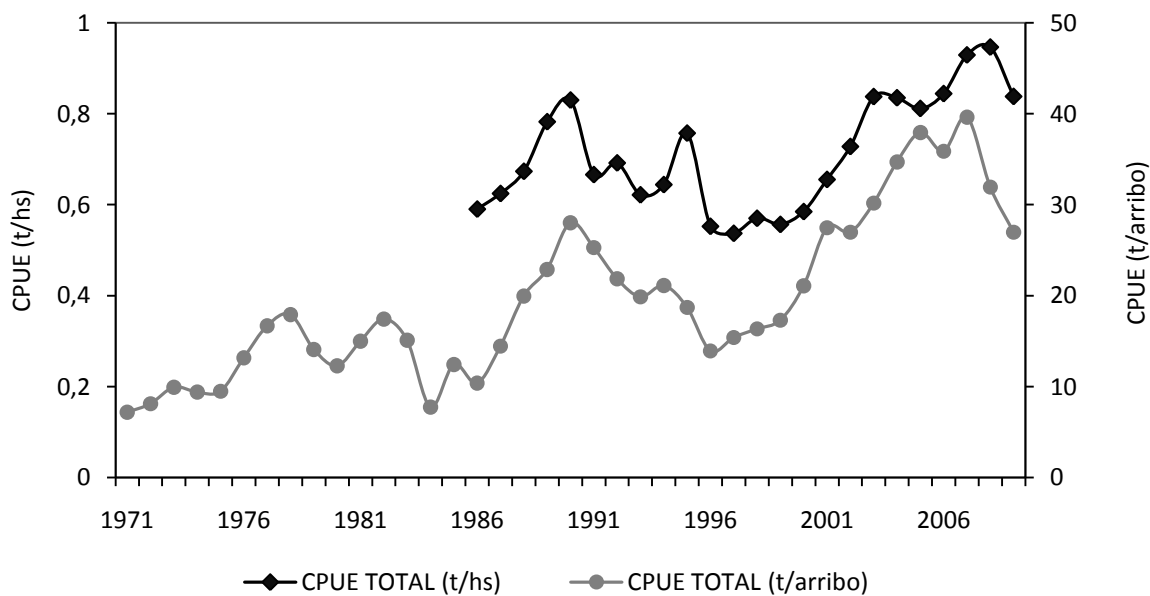


Figura 3.8: Evolución del rendimiento de la pesquería de arrastre de fondo (CPUE), calculado como la razón entre los desembarcos totales de la flota y el esfuerzo (1971-2006: número de arribos anuales; 1986-2006: horas efectivas de pesca).

El periodo IV (1997-2000) estuvo influido por el inicio de la pesquería de palangre. Los desembarcos mostraron una gran diversidad en cuanto a su composición específica, tendencia asociada a una fuerte disminución en la proporción de merluza desembarcada, siendo que sólo constituyó el 50% del total registrado. El savorín, que hasta ese momento no había registrado desembarcos significativos, alcanzó un porcentaje relativo similar al pez gallo y al variado fino. Asimismo, el “variado general” marcó su máximo histórico de representatividad (Fig. 3.3). Respecto al volumen desembarcado, el argentino fue la segunda especie que dominó los desembarcos, con un máximo de 2 mil t en 1998 (Fig. 3.6).

Los últimos años considerados en el estudio conformaron el periodo V y VI en la historia de la pesquería de arrastre del golfo. Las estadísticas pesqueras para el periodo V (2001-2006) señalan que los desembarcos de savorín aumentaron su representatividad hasta aproximarse a la mitad del porcentaje desembarcado de merluza (Fig. 3.3 y 3.6). Los desembarcos totales registraron sus máximos históricos en los años 2001 y 2003-2004, cercanos a las 13 mil t (Fig. 3.4). Los rendimientos fueron consecutivamente superiores alcanzando los valores más altos en la trayectoria de la pesquería, influido en mayor medida por el inicio de la comercialización del savorín (Fig. 3.8).

El periodo VI (2007-2009) estuvo caracterizado por un aumento en la representatividad de la merluza en los desembarcos, con una disminución en la proporción de savorín y del “variado general” (Fig. 3.3). Los volúmenes desembarcados de merluza oscilaron entre 6,7 y 7,7 mil t, con altos rendimientos (Fig. 3.4 y 3.8). El esfuerzo pesquero, medido en número de arribos, fue disminuyendo gradualmente debido a una concentración del esfuerzo en un bajo número de embarcaciones activas (Fig. 3.7). Los desembarcos de mero, abadejo y salmón se redujeron significativamente; mientras que los desembarcos de lenguado aumentaron, con un máximo histórico en 2009 de 520 t (Fig. 3.4).

El análisis de similitud en porcentajes SIMPER arrojó porcentajes de similitud superiores al 85% entre los años de cada periodo. Al mismo tiempo que, comparando los diferentes periodos entre sí, se obtuvieron disimilitudes en el rango de 14-40% (Tabla 3.2).

La merluza fue la especie con el porcentaje más alto de contribución a la similitud entre los años para los seis periodos. Particularmente, para el periodo I, II y III, esta única especie logró acumular un nivel de similitud de 75%. Sin embargo, para la última etapa del desarrollo pesquero (IV, V y VI), caracterizado por una tendencia hacia la diversificación de los desembarcos, fue necesario el aporte de otras especies para alcanzar el mismo porcentaje de similitud (Tabla 3.3).

Las contribuciones específicas en porcentajes a la disimilitud entre periodos se mencionan en la Tabla 3.4. A pesar que en la mayoría de las combinaciones se necesitaron varias especies para acumular un nivel de disimilitud de 75%, se destaca la participación de la merluza como especie clave para todo el ciclo histórico y especies particulares para cada periodo. Así, para los tres primeros periodos el variado fino fue determinante para diferenciar a cada uno de ellos. El cuarto periodo estuvo marcado por la contribución del argentino, mientras que el quinto y sexto periodo se distanció por la aparición del savorín en los desembarcos.

Tabla 3.2: Porcentajes de similitud entre los años de cada periodo (diagonal principal) y porcentajes de disimilitud entre los periodos (restantes celdas) (SIMPER).

Periodos	I	II	III	IV	V	VI
I	93,44					
II	17,99	89,29				
III	14,47	14,03	89,99			
IV	39,96	31,7	32,59	87,04		
V	34,05	27,47	29,00	23,54	88,00	
VI	20,08	29,97	21,40	32,28	25,56	90,14

Tabla 3.3: Contribución por especie (%) a la similitud entre los años de cada periodo (SIMPER). Nivel acumulado de similitud 90%. Los valores resaltados con negrita corresponden a un nivel acumulado de 75%.

Periodo	Especie	%
I	MERLUZA	90,53
	MERLUZA	77,18
II	GALLO	5,61
	MERO	5,56
	SALMON	3,34
III	MERLUZA	82,12
	LENGUADO	3,72
	GALLO	3,42
	MERO	2,25
IV	MERLUZA	54,65
	ARGENTINO	15,18
	GALLO	6,56
	SAVORÍN	5,78
	VARIADO	4,67
V	LENGUADO	4,25
	MERLUZA	63,33
	SAVORIN	18,74
	GALLO	6,14
VI	VARIADO	3,77
	MERLUZA	71,55
	SAVORIN	10,16
	GALLO	5,65
	VARIADO	5,50

Tabla 3.4: Contribución por especie (%) a la disimilitud entre los periodos (SIMPER). Nivel acumulado de disimilitud 75%.

Periodos	I	II	III	IV	V
II	MERLUZA 44,15				
	MERO 14,66				
	GALLO 8,00				
	SAVORIN 6,53				
	LENGUADO 6,20				
III	MERLUZA 33,16	MERLUZA 28,95			
	LENGUADO 12,7	MERO 13,43			
	GALLO 10,25	GALLO 12,59			
	MERO 7,88	SALMON 6,32			
	CALAMAR 5,50	LENGUADO 6,26			
	SALMON 5,44	CALAMAR 5,31			
		ABADEJO 5,27			
IV	MERLUZA 44,96	MERLUZA 31,03	MERLUZA 41,39		
	ARGENTINO 19,7	ARGENTINO 24,8	ARGENTINO 23,8		
	SAVORIN 9,64	MERO 8,92	SAVORIN 9,65		
	VARIADO 5,55	SAVORIN 8,49			
V		VARIADO 4,73			
	MERLUZA 41,33	SAVORIN 32,65	MERLUZA 33,09	ARGENTINO 29,3	
	SAVORIN 29,79	MERLUZA 22,42	SAVORIN 32,54	SAVORIN 27,52	
	VARIADO 5,34	MERO 11,20	VARIADO 5,09	MERLUZA 18,49	
		SALMON 5,53	GALLO 4,84		
VI		GALLO 4,29			
	SAVORIN 26,23	MERLUZA 32,14	MERLUZA 25,52	MERLUZA 52,30	MERLUZA 53,08
	VARIADO 19,68	SAVORIN 16,43	SAVORIN 21,81	ARGENTINO 19,26	SAVORIN 14,64
	MERLUZA 12,06	VARIADO 12,70	VARIADO 17,10	SAVORIN 7,37	VARIADO 9,60
	GALLO 11,76	MERO 9,85	GALLO 14,78		
	LENGUADO 9,97	GALLO 8,63			

Discusión

A lo largo de la historia de la pesquería de arrastre de fondo del Golfo San Matías, los desembarcos presentaron una tendencia hacia la diversificación respecto a su composición específica porcentual. Especies que anteriormente no eran comercializadas encontraron una posibilidad de inserción en el mercado y comenzaron a ser desembarcadas. La diversificación también se hizo extensiva a las artes de pesca utilizadas

en la explotación de los recursos demersales. Desde el ingreso de embarcaciones palangreras artesanales e industriales en 1996, el aprovechamiento de los recursos pasó a estar compartido entre ambas modalidades extractivas.

La flota de arrastre estuvo constituida, durante la historia de la pesquería, predominantemente por embarcaciones obsoletas, con una antigüedad superior a 20 años. Así, los picos en los rendimientos estuvieron vinculados primariamente a modernizaciones de la flota que permitieron aumentar la eficiencia de pesca, como ocurrió durante el tercer, quinto y sexto ciclo productivo.

Una forma de analizar la evolución en los rendimientos es a través del estudio de la capacidad pesquera de la flota. El método de análisis “pico a pico” (Pascoe *et al.* 2003) para evaluar la capacidad pesquera de una flota supone que los cambios en los rendimientos máximos se deben justamente a cambios tecnológicos. En forma preliminar, Romero *et al.* (2008c) aplicaron este método a la serie de datos de desembarco 1978-2007, encontrando que la capacidad pesquera de la flota de arrastre ha sido históricamente sub-utilizada (un $67\% \pm 16,3\%$). Esta condición permitió, de cierta forma, que los desembarcos totales anuales de esta pesquería se ubicaran en consonancia con los valores de la Captura Máxima Permisible fijados desde la sanción de la Ley N° Q1960/85.

Desde el punto de vista comercial, la mayoría de las especies desembarcadas presentan un perfil de mercado amplio y diversificado, con ciertas posibilidades de incrementar su precio de comercialización a través del incremento del agregado de valor y la diferenciación mediante distintos tipos de certificaciones (González *et al.* 2007). No obstante, la producción derivada de la pesquería de especies demersales del Golfo San Matías se caracterizó esencialmente por la generación de productos básicos. Por ello, la comercialización de la producción pesquera estuvo sujeta básicamente a la demanda y a los precios internacionales de los bienes genéricos o *commodities*.

Un estudio reciente elaborado por Sylwan y González (2008), demuestra que las variaciones en los desembarcos y rendimientos de la pesquería de arrastre del Golfo San Matías estuvieron relacionadas con el comportamiento de algunos indicadores

macroeconómicos (ej.: PBI). Además, al considerar otros factores tales como los costos laborales, la obsolescencia de la flota, las especulaciones empresarias, la calidad de la gestión y las políticas sectoriales, estos autores demostraron que en el caso de la pesca industrial del Golfo San Matías, el principal comportamiento aleatorio habría sido externo y de índole económica. Al mismo tiempo que, los problemas intrínsecos de la actividad (biológicos, climáticos, tecnológicos, etc.) no habrían tenido una gran incidencia sobre los niveles de capturas y el desarrollo de la actividad registrados históricamente.

Comparando el desarrollo de la pesquería de arrastre del Golfo San Matías con el modelo general descrito por Hilborn y Walters (2001), se encuentran ciertas diferencias. El comienzo de la pesquería estuvo marcado por fluctuaciones en los desembarcos y rendimientos, sinónimo de un continuo redescubrimiento de la misma. Aparentemente, los factores económicos y de mercado que condicionaron el crecimiento sostenido de la pesquería habrían frenado su desarrollo en las etapas de crecimiento y máximo aprovechamiento, sin alcanzar un nivel de sobreexplotación.

En síntesis, sobre la base de la información existente, los ciclos productivos observados para la pesquería del Golfo San Matías habrían respondido primariamente a las variaciones de las condiciones macroeconómicas del país, de la demanda y de los precios de los mercados, y a la capacidad de las empresas para hacer frente a estas situaciones. Por el contrario, la disponibilidad de los recursos no habría sido una limitante para el desarrollo del sistema productivo pesquero.

La reconstrucción de la historia de una pesquería brinda información relevante no sólo para comprender la evolución de la actividad económica sino como un aporte para dilucidar la dinámica de las relaciones tróficas que se dan en un sistema. En Patagonia norte, tanto en el Golfo San Matías como en la plataforma continental, el inicio de la pesquería de especies demersales tuvo lugar simultáneamente al cese de las capturas dirigidas de lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*. Drago *et al.* (2009) estudiaron los cambios históricos en la dieta de lobo marino y asociaron las variaciones en la composición específica con el desarrollo de la pesquería de especies demersales y pelágicas en la plataforma. El resultado más sorprende de este análisis fue que paralelo a

la declinación del efectivo pesquero de merluza se registró un aumento en la representatividad de esta especie en la dieta del predador. Aunque *a priori* parecería ser un resultado contradictorio, podría ser explicado por un aumento en la disponibilidad de juveniles de merluza debido a una disminución del canibalismo (producto de la remoción de adultos por la pesquería), por un aprovechamiento del descarte pesquero de merluza y/o por un aumento de la competencia intraespecífica (Drago *et al.* 2009).

En el Golfo San Matías, la relación histórica entre pesquería-lobo marino-merluza podría haber seguido un curso similar. El inicio de la actividad pesquera habría favorecido el consumo de merluza por parte de los lobos, principal ítem presa en la actualidad (ver Capítulo I), mediante un aumento en la disponibilidad de juveniles, ya sea por una disminución del canibalismo y/o por un aumento del descarte (ver Capítulo V). Al mismo tiempo, esta relación podría haber sido beneficiada por el hecho que el sistema no fue forzado hacia un nivel de sobreexplotación, como ocurrió en la Plataforma Continental Argentina.

Capítulo IV

Patrón estacional de los desembarcos y dinámica espacial de la flota de arrastre

Patrón estacional de los desembarcos y dinámica espacial de la flota de arrastre

Introducción

Durante la historia de la pesquería se han instrumentado una serie de medidas de manejo destinadas a optimizar el aprovechamiento del recurso (González 2003, González *et al.* 2004, 2007). A nivel internacional, en años recientes, el enfoque ecosistémico aplicado al manejo pesquero (Lackey 1998, 1999, Fluharty & Cyr 2001, Ward *et al.* 2002, FAO 2003, García *et al.* 2003) se ha constituido en el principal marco de referencia para la ordenación de los recursos pesqueros y la aplicación de los principios del desarrollo sostenible. En general, aunque este enfoque es ampliamente aceptado, ha registrado progresos en forma reactiva y no estructurada, más que como consecuencia de una planificación en función del análisis de todo el ecosistema y del establecimiento de prioridades.

A nivel local, para lograr incorporar el enfoque ecosistémico en el manejo pesquero, una de las prioridades es la definición de unidades de manejo tanto en la escala temporal como espacial, considerando los ensambles específicos, la interdependencia de los efectivos pesqueros, la distribución de especies claves y las condiciones ambientales y oceanográficas. Las variaciones estacionales en la dinámica de un sistema pueden reflejarse parcialmente en la composición específica de los desembarcos de una pesquería, considerando a la actividad pesquera como una fuente indirecta de datos sobre el estado del sistema.

Luego de haber analizado la evolución en la composición de los desembarcos a lo largo de la historia de la pesquería, en este capítulo se evalúa la existencia de patrones estacionales en la composición específica de los desembarcos durante el VI ciclo productivo (2007-2009). Conjuntamente, se evalúa la asociación de estos patrones con la distribución espacial de la flota de arrastre en el Golfo San Matías y los fenómenos biológicos y oceanográficos. Este tipo de análisis no sólo ayuda a comprender como

funciona la actividad pesquera y que variables la regulan, si no como varía la relación entre la pesca y el ecosistema marino a lo largo del año. A su vez, puede generar información esencial sobre la dinámica espacio-temporal propia del sistema dado que la actividad pesquera se comporta como una fuente alternativa de datos, que en la mayoría de los casos son difíciles de obtener en forma directa por los elevados costos operativos.

Materiales y Métodos

Patrón estacional de los desembarcos

El patrón estacional de la composición de los desembarcos (expresada en porcentaje relativo de cada especie al total de la captura mensual desembarcada) fue definido mediante un análisis de agrupamiento jerárquico. Como estrategia de enlace para el algoritmo de agrupamiento, se empleó el índice de similitud de Bray Curtis y el ligamiento completo (Clarke & Warwick 2001). Las especies típicas que contribuyen a la similitud entre los meses de una temporada y a la disimilitud entre temporadas fueron determinadas mediante el análisis de similitud en porcentajes SIMPER (Clark 1993). El proceso de análisis multivariado se realizó con las rutinas provistas por el programa PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research).

Dinámica espacial de la flota de arrastre

La información sobre la posición de los lances de pesca fue obtenida a partir del Sistema de Monitoreo Pesquero y Oceanográfico (SIMPO). El SIMPO es un sistema integral de control y fiscalización pesquero, con un componente de adquisición de datos de las operaciones de pesca y de los parámetros ambientales (González *et al.* 2004). Para evaluar la distribución espacial de la flota se utilizaron los datos recopilados por el SIMPO durante el año 2007, consistentes en transmisiones cada 96 minutos de la posición, rumbo y velocidad instantánea de cada buque de la flota industrial, a través del sistema Inmarsat D+ (González *et al.* 2004). Esta información fue filtrada para velocidades entre 2,5 y 4 nudos, ya que esas son las velocidades de arrastre típicas del estrato de flota analizado.

Los resultados representaron posiciones de presunta actividad de pesca que fueron posteriormente auditadas para eliminar registros inválidos (Ej.: velocidades de ese rango debidas a condiciones climáticas adversas, entradas a puerto, etc.). La información fue agrupada según las temporadas de pesca identificadas a partir del análisis multivariado.

Resultados

Patrón estacional de los desembarcos

La información extraída de la estadística pesquera oficial representa un censo de la actividad pesquera del golfo. Entre 2007 y 2009 la flota pesquera de arrastre realizó 1.030 viajes de pesca, en los cuales se registró el volumen desembarcado por especie. Los datos fueron resumidos mensualmente.

La composición porcentual mensual de las capturas desembarcadas presentó fluctuaciones a lo largo del año, siguiendo un patrón mensual similar para el periodo considerado (Fig. 4.1). La merluza registró desembarcos durante todo el año, siendo la especie dominante en los meses cálidos y disminuyendo su representatividad durante el invierno. Por su parte, el savorín fue la principal especie desembarcada en septiembre. El patrón anual de las especies agrupadas en el “variado” fue opuesto al de la merluza, alcanzando la mayor representatividad durante los meses fríos y reduciéndose en la temporada estival.

Teniendo en cuenta las variaciones en la composición porcentual de los desembarcos y basado en el análisis de agrupamiento jerárquico, se identificaron tres temporadas de pesca: I, II y III (con un porcentaje de similitud mayor al 60-70% dependiendo del año) (Fig. 4.2). La duración de cada una de ellas no fue constante, aunque en todos los años se registró la presencia de las tres temporadas con ciertas particularidades. En 2007, la temporada III estuvo sólo conformada por el mes de septiembre; mientras que los meses de agosto y octubre fueron agrupados con la temporada II, considerándolos como periodos de transición entre temporadas. La temporada II de 2008 incluyó, además de los meses fríos, a octubre, noviembre y

diciembre, periodo en el cual opera una veda sobre la captura de merluza. Por la misma razón, noviembre de 2009 también fue agrupado con la temporada II.

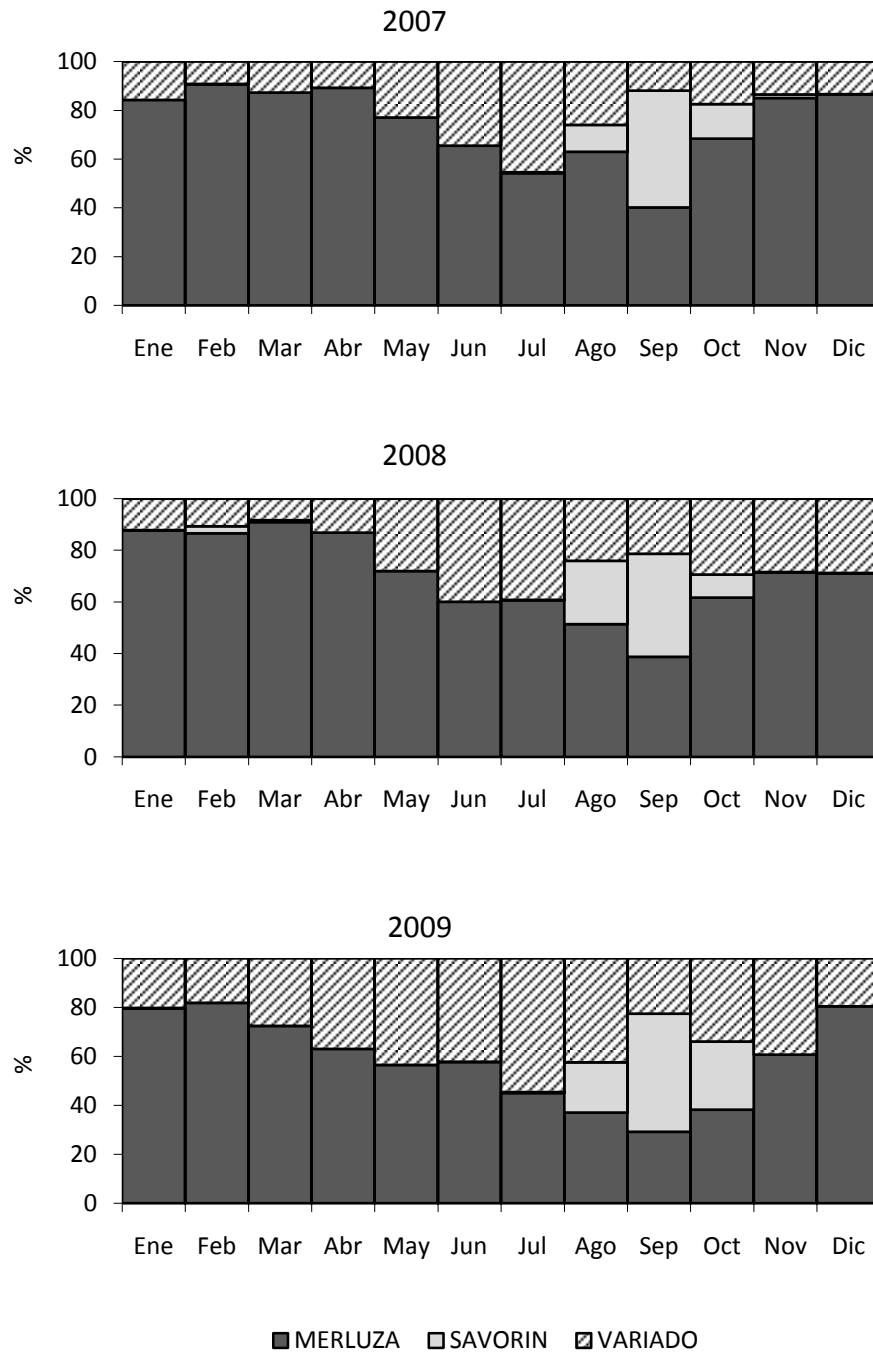


Figura 4.1: Composición porcentual mensual de los desembarcos de la flota arrastrera para el periodo 2007-2009. Todas las especies, excepto la merluza y el savorín, fueron agrupadas en la categoría “variado”.

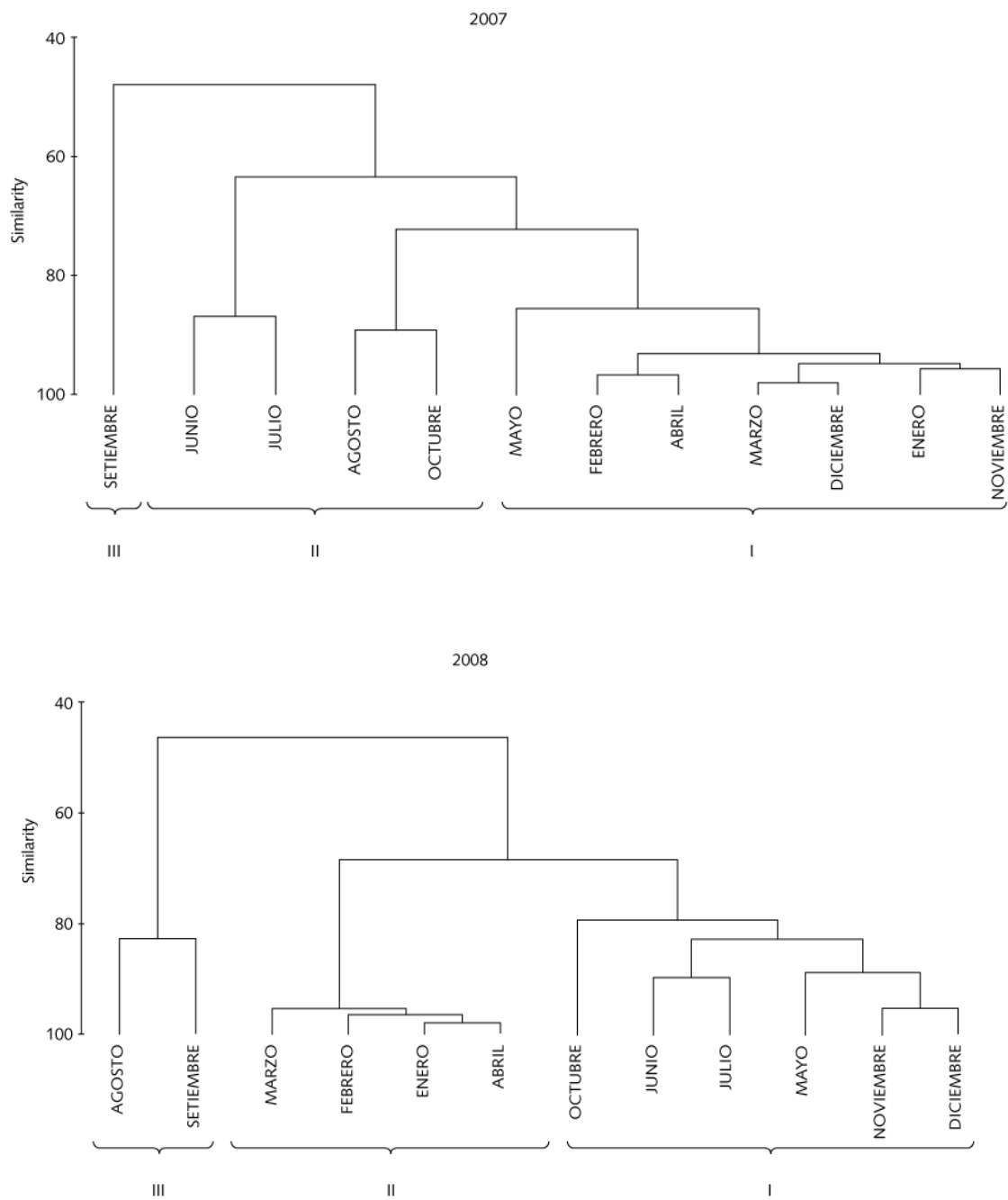


Figura 4.2: Dendrogramas obtenidos mediante el análisis de agrupamiento jerárquico, indicando las temporadas de pesca (I, II y III).



Figura 4.2 (cont.): Dendrogramas obtenidos mediante el análisis de agrupamiento jerárquico, indicando las temporadas de pesca (I, II y III).

El análisis SIMPER arrojó porcentajes de similitud altos (80-93%) entre los meses correspondientes a cada temporada (Tabla 4.1).

La temporada I abarcó principalmente los meses cálidos, entre diciembre y abril, y estuvo caracterizada por un alto porcentaje de merluza en los desembarcos (alrededor de 80%). A su vez, esta especie tuvo la mayor contribución a la similitud de los meses que conforman esta temporada (> al 80%) (Tabla 4.2).

Los meses fríos fueron agrupados en la temporada II de pesca donde varias especies estuvieron presentes en los desembarcos. La merluza (60-73%), el gallo (7-17%) y el variado (6-11%) fueron aquellas especies o grupos de especies con valores más altos de contribución a la similitud (Tabla 4.2).

La temporada III correspondió principalmente al mes de septiembre y estuvo definida por la presencia de savorín, con un máximo cercano al 50% del total desembarcado en dicho mes. Las dos especies determinantes de la similitud entre los meses de esta temporada fueron la merluza (40-47%) y el savorín (28-30%) (Tabla 4.2).

En la Tabla 4.3 se muestran los porcentajes de disimilitud entre las temporadas de cada año. Los porcentajes más altos se registraron entre las temporadas I y III (45-51%) y II y III (33-41%). Las especies que en conjunto alcanzaron una contribución porcentual a la disimilitud de 90% se listan en la Tabla 4.4.

Tabla 4.1: Similitud en porcentaje entre los meses de cada temporada (SIMPER). Para la temporada III de 2007, no se indica el porcentaje de similitud dado que solo está representada por un mes (septiembre).

Año	Temporada	Porcentaje
2007	I	93,08
	II	81,36
	III	
2008	I	96,13
	II	85,57
	III	83,66
2009	I	93,59
	II	87,64
	III	80,57

Tabla 4.2: Contribución por especie (%) a la similitud entre los meses de cada temporada (SIMPER). Nivel acumulado de similitud 90%. Los valores resaltados con negrita corresponden a un nivel acumulado de 75%. Para la temporada III de 2007, no se indica el porcentaje de contribución dado que solo está representada por un mes (septiembre).

Año	Especie	I	II	III
2007	MERLUZA	89,39	72,52	
	GALLO	3,92	6,92	
	VARIADO		5,90	
	LENGUADO		4,55	
	SAVORIN		2,41	
2008	MERLUZA	90,36	73,35	46,88
	SAVORIN			29,71
	VARIADO		10,32	14,52
	GALLO		7,65	
2009	MERLUZA	81,39	59,98	39,45
	SAVORIN			28,47
	GALLO	9,72	16,93	9,42
	VARIADO		10,68	15,32
	LENGUADO		6,30	

Tabla 4.3: Disimilitud en porcentaje entre las temporadas de cada año (SIMPER).

Año	Temporada	II	III
2007	I	24,61	50,64
	II		41,89
2008	I	23,06	45,12
	II		33,99
2009	I	23,73	47,42
	II		37,27

Tabla 4.4: Contribución por especie (%) a la disimilitud entre las temporadas por año (SIMPER). Nivel acumulado de disimilitud 90%. Los valores resaltados con negrita corresponden a un nivel acumulado de 75%.

Año	Temporada	II	III	
2007	I	MERLUZA 46,74	SAVORIN 47,04	
		SAVORIN 12,92	MERLUZA 44,98	
		VARIADO 10,39		
		GALLO 8,17		
		ARGENTINO 3,84		
	II		SAVORIN 49,51	
			MERLUZA 26,93	
			GALLO 6,26	
			VARIADO 4,84	
			LENGUADO 2,77	
2008	I	MERLUZA 47,45	MERLUZA 47,62	
		VARIADO 20,26	SAVORIN 34,71	
		GALLO 7,67	VARIADO 11,64	
		LENGUADO 6,41		
		SAVORIN 4,41		
	II		SAVORIN 45,05	
			MERLUZA 31,01	
			GALLO 6,76	
			VARIADO 4,40	
			LENGUADO 3,91	
2009	I	MERLUZA 48,36	MERLUZA 46,17	
		VARIADO 16,69	SAVORIN 33,96	
		GALLO 11,60	VARIADO 10,84	
		LENGUADO 5,79		
		GATUZO 4,32		
	II		SAVORIN 43,08	
			MERLUZA 29,24	
			GALLO 8,36	
			VARIADO 6,31	
			LENGUADO 2,98	
			CAZON 1,85	

Dinámica espacial de la flota

Los mapas de registros de actividad pesquera (Fig. 4.3) fueron construidos en base a 7.900 posiciones de presunta actividad pesquera, obtenidas luego de filtrar los datos originales entregados por el SIMPO.

La distribución espacial de los lances de la flota de arrastre presentó diferencias según las temporadas de pesca (Fig. 4.3). Durante los meses cálidos (temporada I), la mayor actividad de la flota se concentró en las zonas sureste y sur del golfo, cercana a la zona del frente térmico (ver la Caracterización ambiental del Golfo San Matías – Introducción general). En el invierno (temporada II) se observó una mayor dispersión de la flota pesquera, con lances distribuidos en toda la superficie del golfo, excepto dentro del área de exclusividad de la flota palangrera (ver Capítulo VII). Mientras que en la temporada III, la flota pesquera operó principalmente en la zona norte del golfo, dirigiendo sus esfuerzos a la captura de savorín.

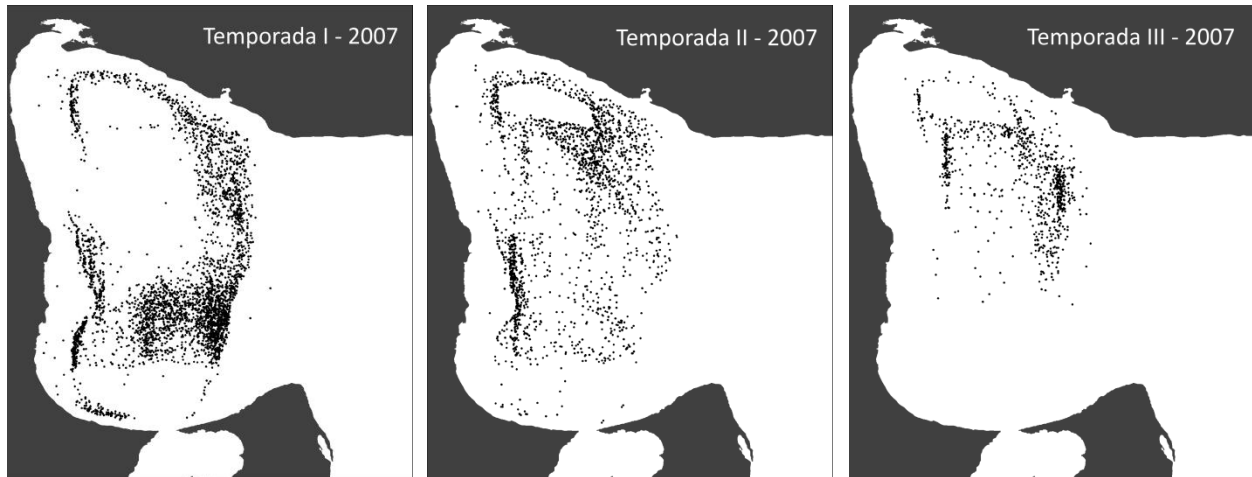


Figura 4.3: Distribución espacial de la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías, según las temporadas de pesca identificadas en el análisis multivariado.

Discusión

De los resultados obtenidos mediante el análisis de agrupamiento jerárquico se identificaron tres temporadas de pesca. La especie que permitió distinguir las temporadas I y II fue la merluza, en tanto la temporada III se diferenció notablemente de las anteriores a partir de la importancia del savorín en los desembarcos.

Asociado a esto último, se evidenció un cambio en la dinámica de la flota de arrastre del Golfo San Matías, la cual dirigió históricamente su esfuerzo a la captura de merluza como única especie blanco. Actualmente el savorín fue incluido como segunda especie objetivo de la pesquería. De acuerdo a los antecedentes existentes (Perier & Di Giácomo 2002), la presencia de esta especie en las aguas del golfo sería de carácter estacional, con una distribución acotada a la zona norte y noreste (consistente con la ubicación de los lances en la temporada III). Refuerza esta observación la escasa o nula presencia de savorín en las capturas muestreadas mediante sistemas de información independientes, tales como el Programa de Observadores Pesqueros (ver Capítulo V) y las campañas regulares de investigación pesquera (Ocampo-Reinaldo 2005a y b, 2006). Asimismo, el análisis de la dieta del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* (ver Capítulo I) también indicó una estacionalidad en la presencia de savorín dentro de las aguas del golfo, dado que este ítem presa sólo fue consumido por los lobos capturados incidentalmente durante la temporada III de pesca.

En relación a la merluza, el patrón de desembarcos observado, y en particular la diferenciación entre las temporadas I y II, estaría determinado por los procesos biológicos y migratorios propios del efectivo pesquero del golfo. A partir de los resultados de estudios recientes, se tiene conocimiento que durante la primavera y el verano, el efectivo pesquero de merluza forma agrupamientos más densos producto de la ocurrencia de fenómenos reproductivos (Di Giácomo *et al.* 1993, Di Giácomo & Perier 1996a, Osovnikar & Ocampo-Reinaldo 2005, Ocampo-Reinaldo 2010) y de la concentración en ciertas áreas de alimentación o forrajeo (en el sector del frente térmico del golfo) (Osovnikar *et al.* 2006). Como consecuencia de estos procesos biológicos, el efectivo pesquero se

encuentra más accesible al arte de pesca, situación que se vio reflejada en la distribución espacial de la flota (mayor concentración de los lances de pesca sobre el frente termohalino), la estacionalidad de los desembarcos y en los altos rendimientos pesqueros que se obtienen en la temporada I (Ocampo-Reinaldo 2010).

Por el contrario, durante el invierno (temporada II) se verifica una mayor uniformidad en los parámetros fisicoquímicos del agua del golfo, lo que generaría una mayor dispersión o desagregación del efectivo pesquero (Ocampo-Reinaldo 2010). Esta condición se percibió como una disminución estacional en la participación de la merluza en los desembarcos. Al mismo tiempo, durante la temporada invernal se registró un incremento en la representatividad del variado, lo que significa un mayor aprovechamiento comercial de especies que son habitualmente descartadas frente a los altos rendimientos de merluza. La distribución espacial de los lances de pesca también pone de manifiesto la mayor dispersión del efectivo pesquero, con una menor concentración de los lances comparado con la distribución durante los meses de verano.

Estos resultados señalan que las variaciones estacionales en la composición de los desembarcos estarían reguladas primariamente por factores biológicos y oceanográficos, a diferencia de las fluctuaciones a largo plazo que fueron asociadas con las condiciones de mercado y la economía (ver Capítulo III). De esta forma, si las variaciones a corto plazo se atribuyen a factores ambientales entonces es esperable que la dinámica de todo el sistema, con sus predadores tope e interacciones, cambie estacional y espacialmente.

Capítulo V

Composición de las capturas de la flota de arrastre

Composición de las capturas de la flota de arrastre

Introducción

En muchas ocasiones se utiliza la palabra “desembarco” como sinónimo de “captura”, a pesar que existe una clara diferencia entre ambas. En aquellas pesquerías no selectivas, como es el caso de la pesquería con redes de arrastre de fondo, donde existe un volumen considerable de fauna acompañante (especies no objetivo, que son capturadas incidentalmente al mismo tiempo que se captura la especie blanco), la diferencia entre captura y desembarco puede ser relativamente grande. El descarte hace referencia a la parte de la captura que no es retenida a bordo durante las operaciones de pesca comerciales y es regresada al mar (Fig. 5.1). El descarte incluye a especies no comercializables, peces dañados y a aquellos por debajo de la talla mínima comercial, y es una práctica común en la mayoría de las pesquerías del mundo (Alverson *et al.* 1994). En este capítulo y a lo largo del resto de la tesis se utilizará la palabra “captura” como sinónimo de captura total (desembarco + descarte) de cada especie.

La fracción descartada de merluza *Merluccius hubbsi*, especie blanco de la pesquería, representa una parte importante de la captura que es arrojada al mar (Fig. 5.1). El registro de este segmento de la captura es clave al momento de evaluar el impacto que genera la actividad pesquera sobre el ecosistema en el cual opera (Rochet *et al.* 2000, Pauly *et al.* 2002, Catchpole *et al.* 2005, Zeller & Pauly 2005, Zhou 2008).

Tradicionalmente, las estadísticas pesqueras se basan en el registro de los volúmenes capturados por las embarcaciones pesqueras que llegan a puerto (registro de los desembarcos). Debido a la problemática asociada a los niveles elevados de descarte a bordo, a nivel mundial se han articulado una serie de medidas a fin de tener un registro más fehaciente de lo que realmente es capturado por las embarcaciones pesqueras (Alverson *et al.* 1994). Una de las mayores motivaciones para el registro de las capturas es que la mayor parte de los individuos que son regresados al mar no sobreviven al proceso

de pesca y entran nuevamente al ecosistema como detritus o como fuente de alimento para aquellas especies que predan sobre el descarte (Hall 1999).

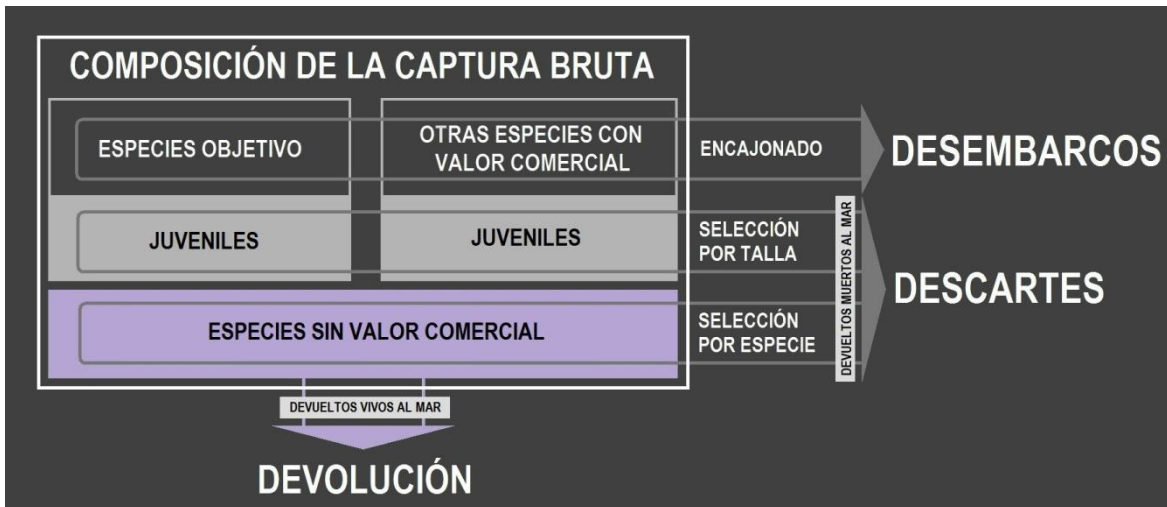


Figura 5.1: Composición de la captura bruta típica producida por una red de arrastre de fondo y categorización de acuerdo a su utilización. Estos criterios son los que se seguirán a lo largo de este trabajo. Tomado y adaptado de Alverson *et al.* (1994).

El método más difundido para el registro de las capturas consiste en implementar un programa de observadores a bordo. Los observadores pesqueros son personas capacitadas que se embarcan con el objetivo de obtener información biológica sobre el proceso de captura y descarte. En la Provincia de Río Negro hubo varios intentos de implementar un programa con estas características, logrando cierto nivel de continuidad entre 1995 y 1997 y a partir de 2006.

Luego de haber analizado el sistema pesquero desde el punto de vista de las variaciones históricas y estacionales en los desembarcos (ver Capítulos III y IV), en este capítulo se presenta un análisis global de las capturas de la pesquería de arrastre del Golfo San Matías. Estos datos son esenciales para evaluar el solapamiento entre las flotas pesqueras y la dieta de los mamíferos marinos.

Materiales y Métodos

Fuente de datos

Los datos sobre composición específica de las capturas y la distribución de frecuencias de tallas de las especies capturadas fueron obtenidos de los reportes periódicos del Programa de Observadores Pesqueros (POP) y de las campañas regulares de prospección pesquera del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni (IBMP).

Programa de Observadores Pesqueros (POP)

Los observadores son embarcados desde los puertos de San Antonio Oeste y San Antonio Este, siguiendo un criterio de selección al azar de las embarcaciones. Típicamente, los viajes de pesca de la flota de arrastre tienen una duración promedio de 3 a 6 días, realizando entre 2 y 5 lances por día de pesca (duración del lance \approx 2-5 horas). El esfuerzo de muestreo del POP, en relación a los desembarcos anuales de merluza y el esfuerzo de pesca (medido en número de lances y horas efectivas de pesca), se muestra en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1: Esfuerzo de muestreo anual del POP en función del número de lances, desembarcos de merluza y horas efectivas de pesca. Los totales de cada una de las variables fueron obtenidos de las estadísticas pesqueras recopiladas por la Dirección de Pesca (Millán 2009).

Año	Total			Muestra			Porcentaje de cobertura		
	Lances (número)	Desembarcos (t)	Esfuerzo (h)	Lances	Desembarcos	Esfuerzo (h)	Lances	Desembarcos	Esfuerzo (h)
1995	5162	8636,5	13142	61	101	181	1,18	1,17	1,38
1996	6002	7907,4	16805	53	69	165	0,88	0,88	0,98
2004	5332	7670,3	15706	62	74	179	1,16	0,96	1,14
2005	4255	6049,4	13086	63	108	192	1,48	1,79	1,47
2006	3097	4549,2	9561	167	276	534	5,39	6,08	5,59
2007	3612	7324,2	10874	130	281	393	3,60	3,83	3,61
2008	3871	7735,6	11777	85	209	260	2,20	2,70	2,21

El muestreo sobre la composición específica de las capturas consistió en la recolección de una muestra al azar de la captura (al menos 6 cajones de 40 kg cada uno), previo a la selección y descarte por parte de la tripulación (Fig. 5.2). Posteriormente, la muestra fue clasificada y cuantificada por especie. Los observadores repitieron esta rutina en uno/dos lance/s de pesca por día. Debido a la discontinuidad en el funcionamiento del POP, el set de datos disponible específicamente para caracterizar la composición de las capturas abarcó el periodo 2006-2008.

Para obtener una estimación de la estructura de tallas de las capturas totales (desembarco + descarte) de merluza, savorín y calamar (únicas especies muestreadas por el POP), los observadores separaron una muestra al azar de entre 6 y 10 cajones de cada una de las especies (Fig. 5.2). Se registró el sexo y la talla (medido aproximando al centímetro inferior) de los peces (largo total) y calamares (largo dorsal del manto). Esta rutina se repitió en uno/dos lance/s de pesca por día. El periodo de muestreo se extendió entre 2005 y 2008. Los muestreos sobre composición específica de las capturas y distribución de frecuencias de tallas se realizaron en forma alternada a lo largo de cada jornada de pesca.

Campañas de prospección pesquera del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni (IBMP)

Los datos sobre las estructuras de tallas de las capturas de ciertas especies (sobre las cuales no existe un protocolo de muestreo por parte del POP) fueron extraídos de los informes de las campañas regulares de prospección de los recursos demersales del golfo. En estas campañas, coordinadas por el IBMP, se clasifica por especies el total de la captura obtenida por lance (lances de 30 minutos de duración), y luego se separa una muestra por especie para estimar la distribución de tallas de la captura. En esas campañas, el arte utilizado consiste en una red de fondo cubierta con un paño cobertor de malla muy pequeña (conocido como “calcetín”) para asegurar que todos los individuos que ingresan en la red queden retenidos.

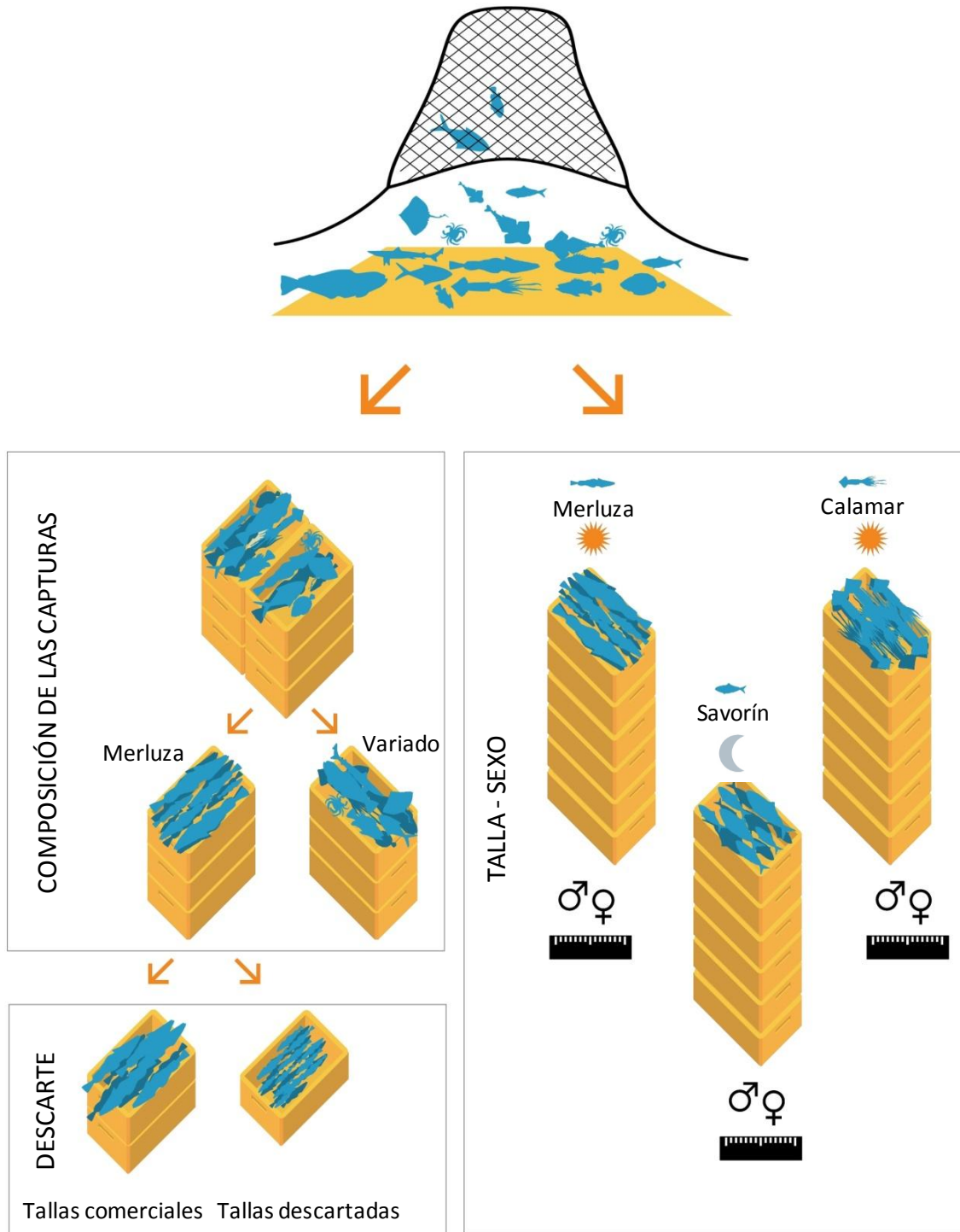


Figura 5.2: Esquema de los protocolos de muestreo del Programa de Observadores a Bordo (POP) de la Provincia de Río Negro. Se detalla el muestreo sobre la composición de la captura, del cual se desprende el muestreo de descarte de merluza, y por otro lado el muestreo de talla-sexo (merluza, calamar y merluza). Estos protocolos se realizan en lances alternados. El muestreo de talla-sexo de calamar y merluza se realizan en lances diurnos, mientras que el muestreo de savorín se realiza en lances nocturnos.

Análisis de los datos

Así como en el caso de los mamíferos marinos se consideró a cada estómago como unidad de muestreo, asumiendo que el contenido representa una ingesta diaria, en el caso de la pesquería se considero a cada lance de pesca como unidad de muestreo.

La estacionalidad en las capturas se analizó en forma combinada para los años 2006 y 2007, mediante un análisis de agrupamiento jerárquico. Como estrategia de enlace para el algoritmo de agrupamiento, se empleó el índice de similitud de Bray Curtis y el ligamiento completo (Clarke & Warwick 2001). Posteriormente se realizó el análisis SIMPER (Clark 1993) para determinar las especies que contribuyen a la similitud entre los meses de una temporada y a la disimilitud entre temporadas.

La importancia relativa de las diferentes especies capturadas fue calculada mediante los siguientes índices:

a) Frecuencia de ocurrencia (%FO):

$$FO_i = \frac{\sum_{e=1}^E e_i}{E} 100 \quad (5.1)$$

$e_i = 1$ si el lance contiene a la especie i ; ó $e_i = 0$ si el lance no contiene a la especie i ; $E =$ número total de lances.

b) Dominancia numérica o porcentaje en número (%N):

$$\% N_i = \frac{\sum_{e=1}^E n_{i,e}}{N} 100 \quad (5.2)$$

$n_{i,e}$ = número de individuos de la especie i en el lance e ; $N =$ número total de individuos capturados.

El índice de porcentaje en peso (%W) y el índice de importancia relativa (%IRI) no fueron utilizados al no disponer de los datos sobre el peso capturado por especie a nivel de lance. A fin de cuantificar la incertidumbre debida al muestreo, se generaron intervalos de confianza no paramétricos de 95% para el índice de porcentaje en número (%N), mediante una técnica de remuestreo (*bootstrap*) (Efron 1979). La rutina para ejecutar el

bootstrap fue escrita en lenguaje de programación R. Las muestras al azar fueron extraídas con reemplazo, y el procedimiento fue repetido 1000 veces.

El tamaño de las presas se analizó en función de las tallas consumidas. En el caso de merluza, calamar y savorín, la distribución de tallas se obtuvo de los muestreos del POP. Para el resto de las especies, no se cuenta con datos del programa. Por lo tanto, las distribuciones fueron construidas indirectamente a partir de las campañas de prospección del IBMP. Dado que en estas campañas se utiliza un caletín, la distribución de tallas de cada especie estaría sesgada hacia tallas menores a las que efectivamente captura la pesquería. Por consiguiente, las distribuciones se corrigieron por la selectividad de la red.

Para esa corrección se construyó una curva de selectividad a partir de datos obtenidos en 2004, durante una campaña específica para medir la selectividad de merluza de la red de arrastre de fondo utilizada por las embarcaciones comerciales del Golfo San Matías. El experimento fue realizado con el objetivo de estimar el patrón de selección de la red de arrastre, mediante el método de sobre-copo (“covered codend method”, Pope *et al.* 1975). Se utilizó un barco pesquero comercial (*Chiarpesca 57*, 38 m de eslora, 368 HP), equipado con una red de arrastre de fondo con una abertura de 29 m y una malla de 100 mm en el copo (hilo doble de polietileno de 3 mm). A lo largo del copo de la red se fijó un paño cobertor (hilo de polietileno simple de 1 mm) con una apertura de malla de 50 mm y se emplearon boyas para separar ambas mallas.

La campaña de selectividad consistió en 4 lances de pesca, con una duración de 30 min y una velocidad de 3 nudos, en la zona de arrastre del Golfo San Matías que es usualmente visitada por las embarcaciones comerciales. Las merluzas retenidas en el copo y el sobrecopo fueron contadas y medidas (aproximando al centímetro inferior). Debido a la naturaleza preliminar de este experimento, la curva de selectividad se obtuvo siguiendo el criterio de lances combinados (Wileman *et al.* 1996). Los datos fueron analizados mediante el método SELECT de Millar (1991), generalizado por Wileman *et al.* (1996). Para modelar la talla de selección $r(l)$ se empleó la función logística (Sparre & Venema 1998). Del análisis de los datos surgió que la merluza fue capturada dentro del rango de tallas de 12 a 78 cm. El parámetro $L_{50\%}$ estimado fue de 21,27 cm, con un rango de selección (SR)

de 5,80 cm (Fig. 5.3). Para las clases de tallas inferiores a 25 cm, más del 99% de los individuos fueron retenidos.

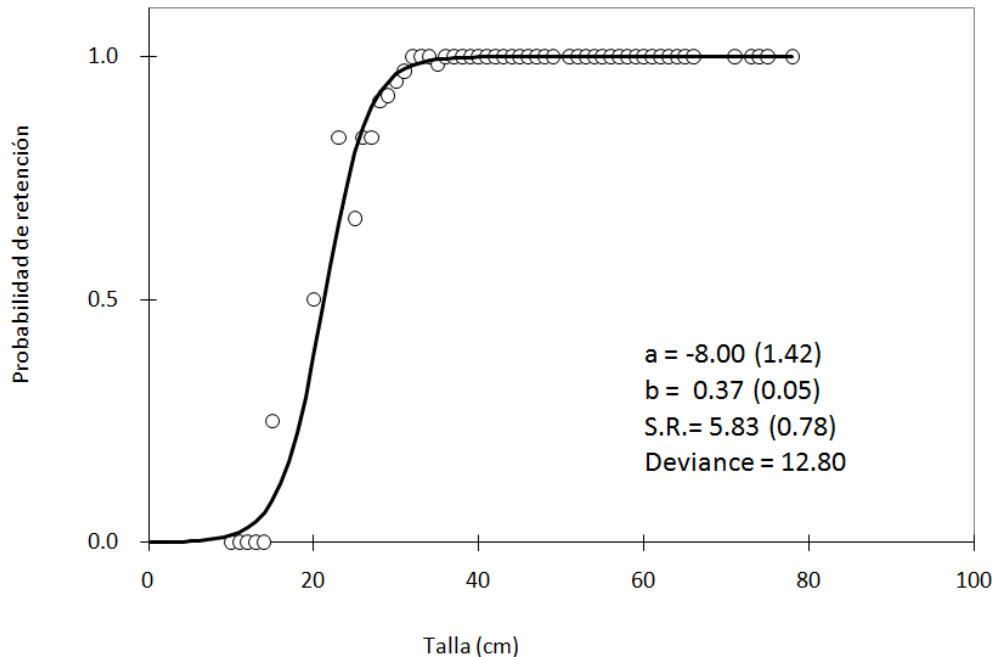


Figura 5.3: Curva de selectividad estimada para la red de arrastre de fondo empleada por las embarcaciones comerciales en el Golfo San Matías. a , b = parámetros estimados, SR = rango de selección, y la deviance del modelo. Los errores estándares se muestran en paréntesis. Las tallas de retención fueron $L_{25\%} = 18,35$ (1,41) cm, $L_{50\%} = 21,27$ (1,07) cm, $L_{75\%} = 24,18$ (0,79) cm.

Resultados

Composición de las capturas. Entre 2006 y 2008, se muestreó un total de 114 lances de pesca para evaluar la composición de las capturas de la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías. Se identificaron 35 grupos de especies en las capturas (Tabla 5.1), ya que no siempre pudieron ser clasificadas a nivel de especie y fueron agrupadas según su proximidad taxonómica (por ejemplo los lenguados y las rayas). Los peces fueron el componente en número más importante de la captura, con 30 grupos taxonómicos identificados, seguido por los moluscos (%N = 1,67%) y los crustáceos (%N = 0,11).

También se identificaron otras especies de moluscos, anélidos, tunicados y cnidarios, pero con una frecuencia de ocurrencia y un %N muy bajo.

La merluza, especie blanco de la pesquería, fue la principal especie capturada (%FO = 99%), representando el 72% del número total capturado (Tabla 5.1). El grupo “Lenguados”, conformado por varias especies (entre ellas *Paralichthys isosceles*, *Xistreuris rasile* y *Paralichthys patagonicus*), estuvo presente en el 98,24% de los lances muestreados y representó el 5,98% en número de la captura. Del total de grupos taxonómicos identificados sólo 10 tuvieron un %N mayor al 1%. Los restantes grupos fueron relativamente poco importantes respecto del número de individuos capturados, aunque algunos de ellos tuvieron una frecuencia de ocurrencia alta.

Cuando se representó gráficamente la composición mensual de las capturas (resumen de los datos 2006-2007, Fig. 5.4) se encontró un patrón estacional similar al observado en los desembarcos (año 2007, Fig. 4.1). La merluza fue la especie dominante a lo largo de todo el año, aunque su representatividad disminuyó durante el invierno y principios de primavera. La presencia del savorín fue exclusiva para los meses de agosto y septiembre. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el análisis de los desembarcos se realizó a partir del peso desembarcado de cada especie, mientras que el análisis de las capturas se basó en el número de individuos capturados por grupo taxonómico. Las diferencias en las proporciones se deben fundamentalmente a que algunas especies del variado (todas las especies a excepción de la merluza y el savorín) son poco abundantes en número pero tiene un peso relativamente alto.

Tabla 5.1: Composición de las capturas de la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías. %FO: frecuencia de ocurrencia, %N: porcentaje en número, IC: intervalo de confianza, N: tamaño de la muestra. En paréntesis se indica el %N para cada categoría taxonómica.

Nombre científico	%FO	%N	IC	N
Peces (97,41)				
<i>Merluccius hubbsi</i>	99,12	72,28	67,77-76,20	40733
Lenguados	98,25	5,99	5,16-6,88	3373
<i>Seriolella porosa</i>	33,33	4,30	2,15-7,01	2423
<i>Stromateus brasiliensis</i>	61,40	4,11	2,80-6,06	2317
<i>Engraulis anchoita</i>	19,30	2,07	0,81-3,81	1165
<i>Macruronus magellanicus</i>	38,60	1,97	0,99-3,44	1111
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	71,05	1,74	1,21-2,45	978
<i>Prionotus nudigula</i>	42,11	1,35	0,85-2,08	758
Rayas	79,82	1,16	0,95-1,42	651
<i>Acanthistius brasilianus</i>	48,25	0,53	0,31-0,92	296
<i>Mustelus schmitti</i>	23,68	0,28	0,15-0,45	158
<i>Genypterus blacodes</i>	45,61	0,26	0,19-0,35	149
<i>Parona signata</i>	29,82	0,26	0,17-0,40	149
<i>Sebastes oculatus</i>	5,26	0,26	0,02-0,92	145
<i>Congiopodus peruvianus</i>	26,32	0,18	0,10-0,30	101
<i>Pseudopercis semifasciata</i>	34,21	0,13	0,09-0,18	75
<i>Porichthys porosissimus</i>	20,18	0,10	0,06-0,16	57
<i>Cheilodactylus bergi</i>	4,39	0,10	0,01-0,33	56
<i>Percophis brasiliensis</i>	20,18	0,08	0,05-0,12	37
<i>Salilota australis</i>	7,02	0,07	0,04-0,10	35
<i>Squatina guggenheim</i>	15,79	0,06	0,02-0,15	22
<i>Mullus argentinae</i>	5,26	0,04	0,02-0,06	22
<i>Pagurus pagrus</i>	3,51	0,04	0,01-0,09	21
<i>Dules auriga</i>	3,51	0,04	0,01-0,11	16
<i>Galeorhinus galeus</i>	6,14	0,03	0,00-0,08	15
<i>Micropogonia furnieri</i>	1,75	0,03	0,01-0,06	12
<i>Squalus acanthias</i>	3,51	0,02	0,00-0,06	6
<i>Milyobatis spp</i>	4,39	0,01	0,00-0,03	5
<i>Notorhynchus cepedianus</i>	0,88	0,01	0,00-0,02	2
<i>Raneya brasiliensis</i>	0,88	0,00	0,00-0,01	2
Moluscos (1,67)				
<i>Illex argentinus</i>	78,95	1,41	1,10-1,74	794
<i>Loligo gahi, L. sanpaulensis</i>	27,19	0,26	0,15-0,39	145
<i>Enteroctopus megalocyathus, Eledone massyae</i>	3,51	0,01	0,00-0,02	4
Crustáceos (0,11)				
<i>Platyxanthus sp., Libinia spinosa, Ovalipes trimaculatus</i>	26,32	0,00		63
<i>Pleoticus muelleri</i>	3,51	0,00		4
				55900

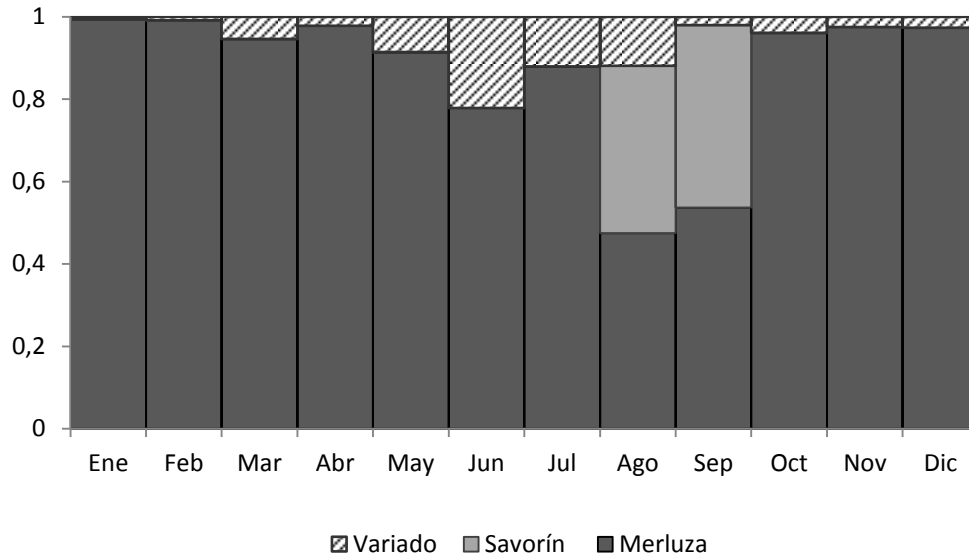


Figura 5.4: Composición porcentual mensual (%N) de las capturas de la flota arrastrera para el periodo 2006-2007. Todas las especies, excepto la merluza y el savorín, fueron agrupadas en la categoría “variado”.

El análisis de agrupamiento jerárquico permitió identificar tres periodos a lo largo del año de acuerdo a la composición porcentual de las capturas, con una similitud mayor al 70% (Fig. 5.5 y Tabla 5.2). Los meses cálidos (noviembre-abril) fueron agrupados en el periodo I, caracterizado por un fuerte dominio de la merluza. Además, esta especie tuvo la mayor contribución a la similitud entre los meses que conforman esta temporada (90%) (Tabla 5.3).

El periodo II correspondió a los meses fríos (mayo-julio), con una similitud de 81% (Tabla 5.2). Las especies que aportaron a la similitud entre los meses de este periodo fueron la merluza, la anchoíta *Engraulis anchoita* y las distintas especies de lenguados (Tabla 5.3). La anchoíta, a pesar de ser una especie pelágica pequeña, queda retenida incidentalmente en la red cuando es izada a bordo de la embarcación de pesca y debido a su gran abundancia alcanzó un porcentaje en número relativamente elevado comparado con otras especies.

Los meses de agosto y septiembre fueron agrupados en el periodo III, diferenciado por la presencia del savorín en las capturas. La merluza, el savorín y el pampanito

Stromatus brasiliensis fueron las especies que permitieron acumular un porcentaje de similitud de 90% entre los dos meses que conforman este periodo (Tabla 5.3).

Las contribuciones por especie a la disimilitud entre los meses de cada periodo se presentan en la Tabla 5.4. La disimilitud entre el periodo I y II estuvo dada por el aporte de varias especies, entre ellas la merluza, la anchoíta, el pampanito, los lenguados y el testolín rojo *Prionotus nudigula*. Mientras que, la disimilitud entre el periodo III y los periodos I y II estuvo determinada principalmente por la participación del savorín.

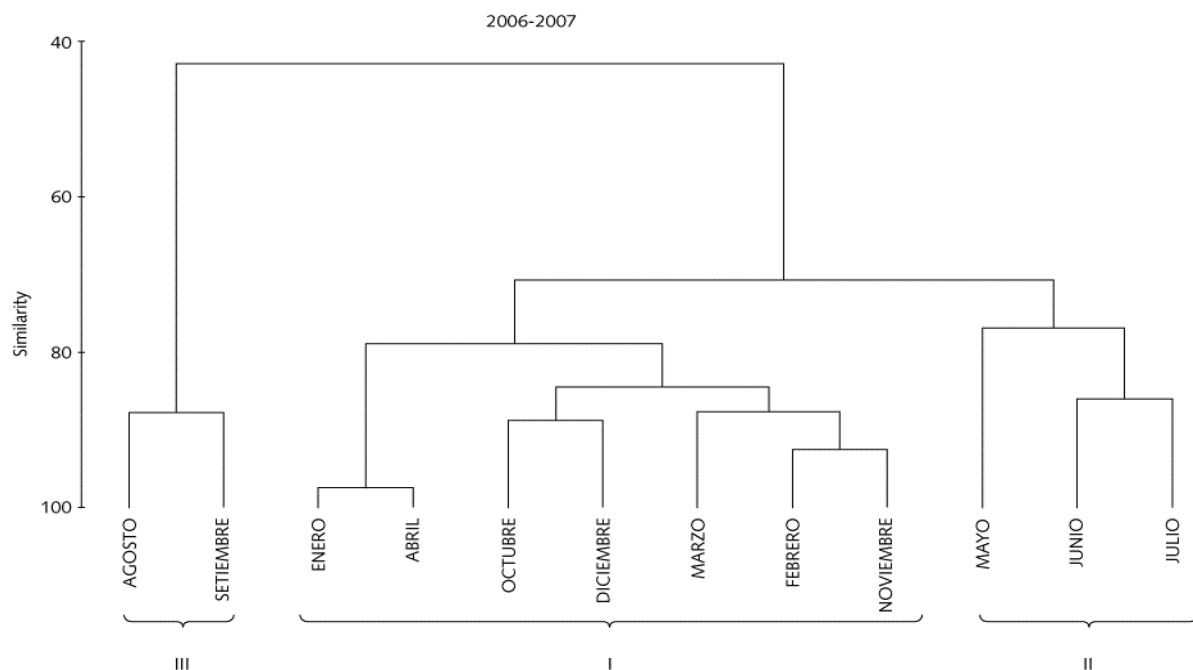


Figura 5.5: Dendrograma obtenido a partir del análisis de agrupamiento jerárquico, indicando los periodos identificados (I, II y III).

Tabla 5.2: Porcentajes de similitud entre los meses de cada periodo (diagonal principal) y porcentajes de disimilitud entre los periodos (restantes celdas) (SIMPER).

Periodos	I	II	III
I	86,66		
II	21,54	81,02	
III	52,85	46,75	87,77

Tabla 5.3: Contribución por especie (%) a la similitud entre los meses de cada periodo (SIMPER). Nivel acumulado de similitud 90%. Los valores resaltados con negrita corresponden a un nivel acumulado de 75%.

Periodo	Especie	%
I	MERLUZA	90,03
	MERLUZA	82,14
II	ANCHOÍTA	4,48
	LENGUADO	3,62
III	MERLUZA	43,52
	SAVORÍN	36,47
	PAMPANITO	12,99

Tabla 5.4: Contribución por especie (%) a la disimilitud entre los periodos (SIMPER). Nivel acumulado de disimilitud 75%.

Periodos	I	II
II	MERLUZA 30,42	
	ANCHOÍTA 19,43	
	PAMPANITO 10,96	
	LENGUADO 8,16	
	TESTOLÍN 7,14	
III	MERLUZA 41,92	SAVORÍN 34,56
	SAVORÍN 30,55	MERLUZA 33,40
	PAMPANITO 12,36	PAMPANITO 10,05

Por otro lado, al comparar las especies presentes en las estadísticas pesqueras (ver Capítulo III) con las identificadas en los muestreos de la composición de las capturas, se observó que una gran parte de las especies son descartadas. Sólo 14 grupos taxonómicos fueron registrados en las estadísticas pesqueras, aunque posiblemente las rayas y algunas otras especies de peces también son desembarcadas, siendo registradas conjuntamente dentro de la categoría “variado”.

Distribución de frecuencia de tallas de la captura. La distribución de frecuencias de tallas de la captura de merluza para los dos años bajo estudio fue unimodal, con una moda en 28 cm en 2006 y 33 cm en 2007 (Fig. 5.6). Teniendo en cuenta que las estimaciones sobre

la distribución de frecuencias de tallas para el efectivo pesquero del golfo indican que las tallas dominantes se ubican por debajo de los 25 cm (Ocampo-Reinaldo 2006, Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008), la flota dirigió su esfuerzo de pesca con cierto grado de selección (a pesar de la baja selectividad de la red), capturando principalmente individuos mayores a 20 cm (\geq a 1 año edad; Ocampo-Reinaldo 2010).

El rango de tallas de savorín capturado por la flota de arrastre varió entre 14 y 61 cm, sin embargo la mayor parte de las capturas se registraron entre los 24 y 40 cm (Fig. 5.7). De acuerdo a lo mencionado en un estudio previo donde se estimó el largo de primera madurez sexual para esta especie (33,7 cm en los machos y 45,1 cm en las hembras; Perier & Di Giácomo 2002), los individuos capturados por la flota de arrastre corresponden a tallas juveniles y pre-adultas.

La distribución de frecuencias de tallas de las capturas de calamar muestreadas entre 2005 y 2008 presentó un rango de 10 a 36 cm, con una moda principal en 17 cm (Fig. 5.8). Crespi (2010) estimó la talla de primera madurez para esta especie en el Golfo San Matías y encontró que para el grupo desovante de verano fue 13,9 cm y 18,9 cm para los machos y hembras respectivamente; mientras que para los individuos capturados el resto del año fue 21,1 cm para machos y 26,9 cm para hembras. De esta forma, la flota pesquera de arrastre captura tanto individuos juveniles como adultos, según la época del año.

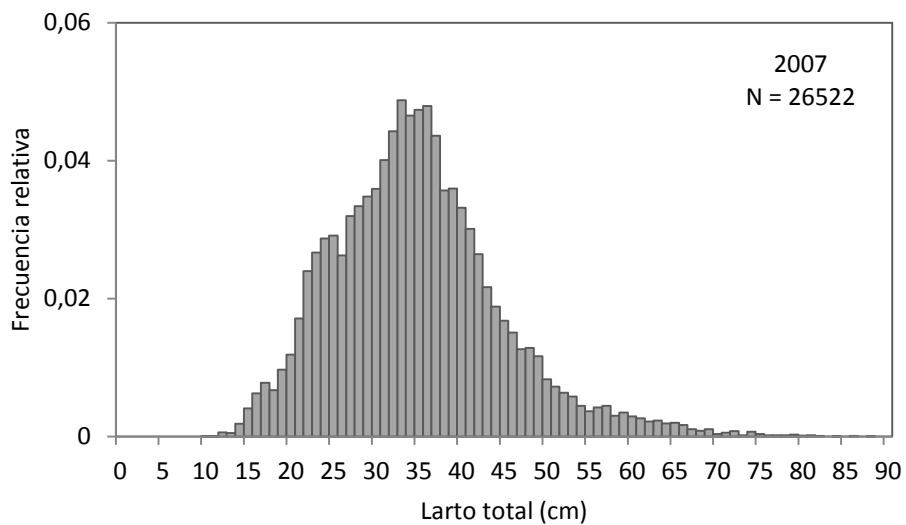
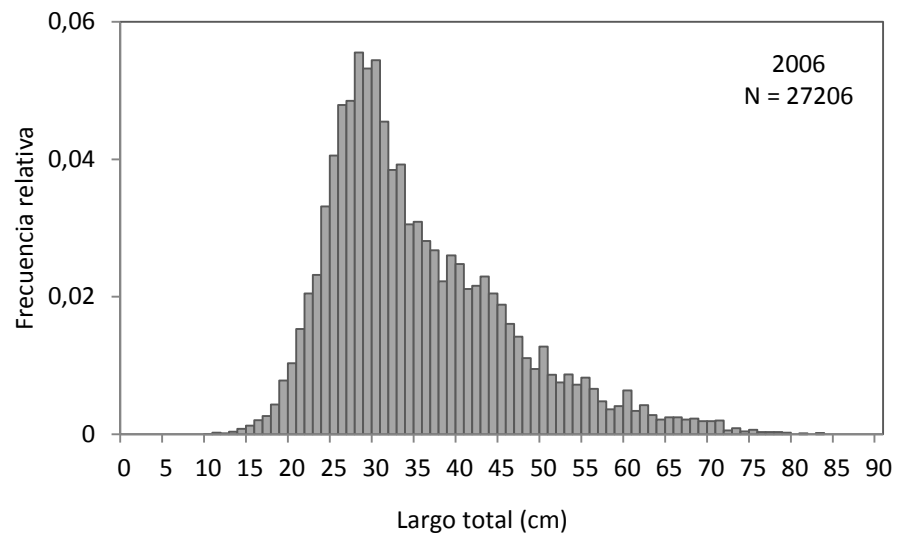


Figura 5.6: Distribución de frecuencias de tallas de merluza *Merluccius hubbsi* capturada (descarte + desembarco) por la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías (datos obtenidos a partir de los registros del Programa de Observadores Pesqueros).

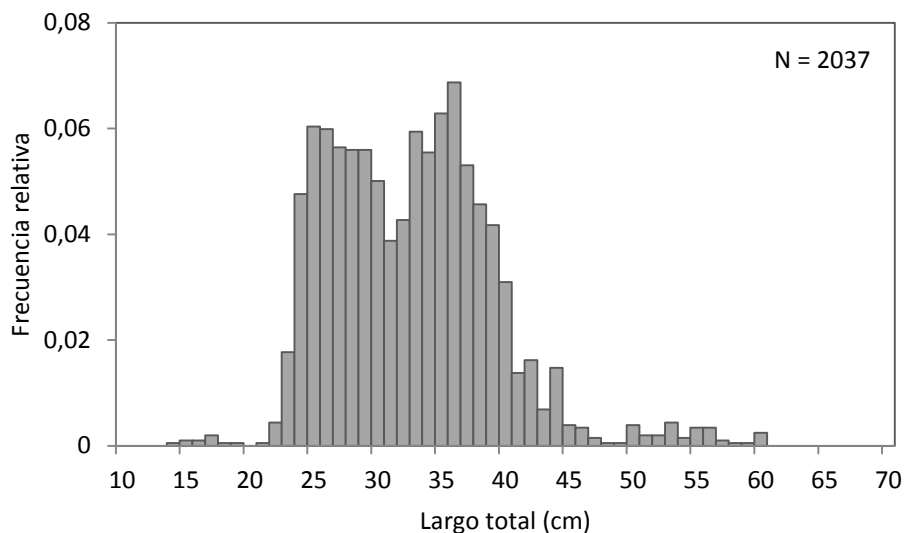


Figura 5.7: Distribución de frecuencias de tallas de savorín *Seriolella porosa* capturado por la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías (datos obtenidos a partir de los registros del Programa de Observadores Pesqueros).

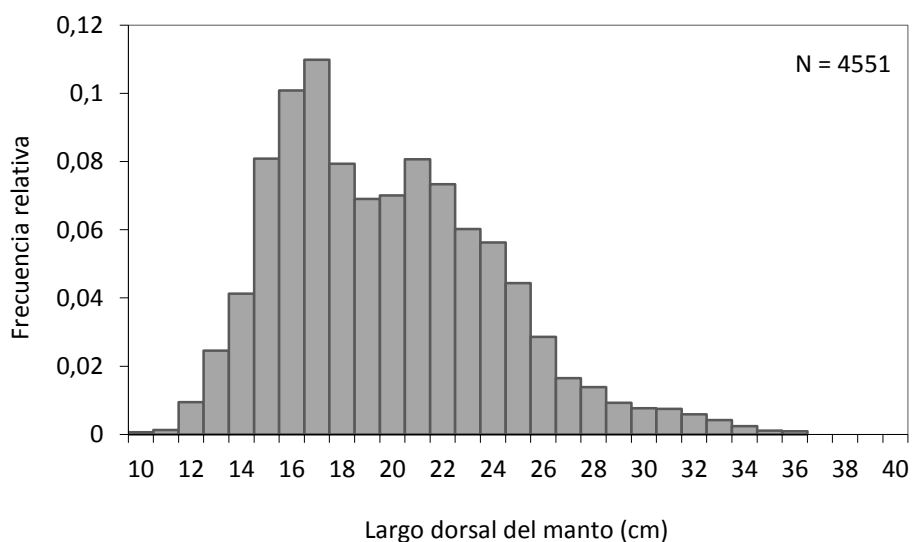


Figura 5.8: Distribución de frecuencias de tallas de calamar *Illex argentinus* capturado por la flota de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías (Crespi 2010).

Los datos obtenidos a partir de la campaña de prospección de los recursos demersales del golfo realizada en 2009 (REDE 09, Maggioni *et al.* 2010) permitieron construir una distribución de frecuencias de tallas para algunas especies capturadas por la

red de arrastre, que no son muestreadas habitualmente por el POP (Fig. 5.9). A pesar que los datos son puntuales para el mes de noviembre (fecha en que se realizó la campaña), representan una primera aproximación de la capacidad extractiva de la red de arrastre. Las tallas promedio de pampanito, mero *Acanthistius brasilianus* y salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* variaron entre 25 y 35 cm, mientras que las tallas de abadejo *Genypterus blacodes* se ubicaron en el rango de 40 a 50 cm y las de argentino variaron entre 60 y 70 cm (percentil 25-75%) (Fig. 5.9). La mayor amplitud en el rango de tallas se registró para el salmón de mar, con una talla mínima de 14 cm y un máximo de 92 cm.

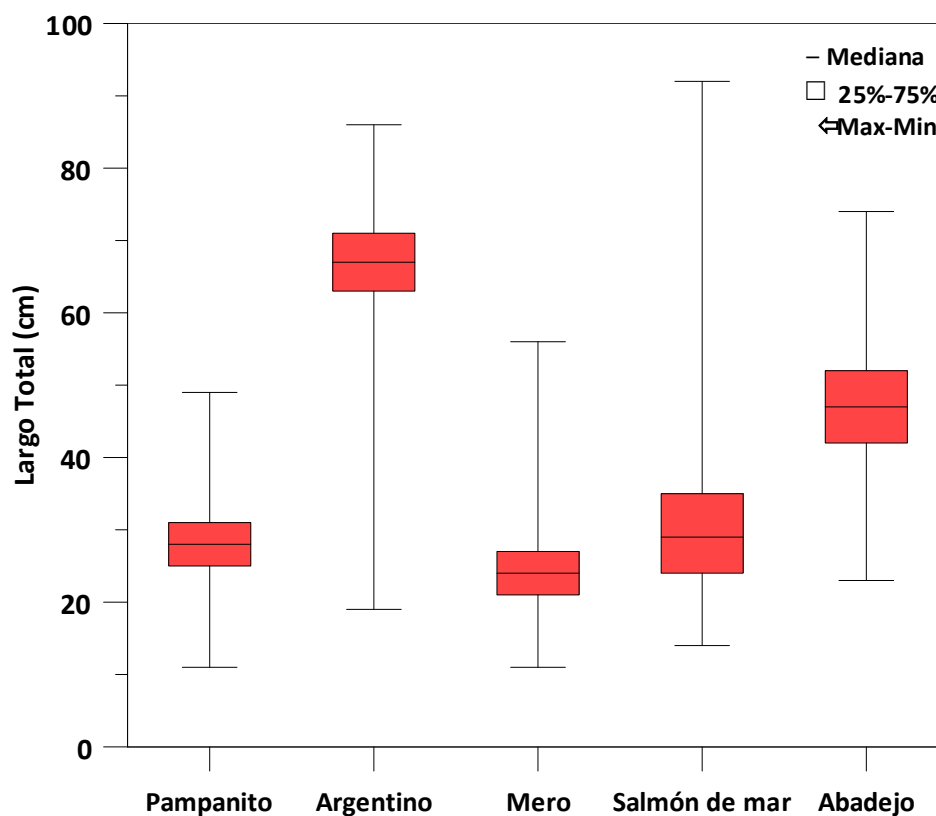


Figura 5.9: Gráficos de cajas (box-plot) del largo total (cm) de algunas especies capturadas por la red de arrastre (datos obtenidos a partir de la campaña REDE 09, Maggioni *et al.* 2010). Los tamaños muestrales se indican a continuación: Pampanito *Stromateus brasiliensis* = 1624, Argentino *Macruronus magellanicus* = 729, Mero *Acanthistius brasilianus* = 359, Salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* = 136, Abadejo = 373.

Discusión

La pesca genera un número de efectos directos sobre el ecosistema marino debido a que es responsable de incrementar la mortalidad de las especies blanco y de la fauna acompañante y de provocar disturbios en el ambiente marino. Los efectos directos de la pesca tienen a su vez implicancias indirectas para otras especies. La actividad pesquera puede remover presas de peces piscívoros, aves y mamíferos que de otra forma podrían ser consumidos, o puede remover predadores responsables del control de ciertas poblaciones de presas (control de tipo “top-down”). Además, la reducción en la densidad de algunas especies puede afectar las interacciones competitivas y resultar en la proliferación de otras especies. La actividad pesquera también provee, a través del descarte, alimento para especies carroñeras como peces y organismos bentónicos (Jennings & Kaiser 1998).

En el caso de la pesquería de arrastre de fondo que opera en el Golfo San Matías, 35 grupos de especies fueron identificados en las capturas, siendo los peces el grupo dominante (%N = 97,41%). No obstante, un número mayor de especies podría ser afectado por la actividad de la flota pesquera de arrastre, ya que algunas especies de pequeños invertebrados (poríferos, anélidos, tunicados, cnidarios y moluscos) no son registradas regularmente en las planillas de muestreo por los observadores pesqueros.

La merluza fue la principal especie capturada, representando el 72% en número del total de individuos, con una frecuencia de ocurrencia cercana al 100%. Esta especie sumada a los restantes grupos con importancia comercial (datos obtenidos de las estadísticas pesqueras, Millán 2009), constituyeron el 90,5% de la captura. De esta forma, la pesquería de arrastre estaría relativamente ajustada a su objetivo, aunque esto no implica que el descarte de individuos por debajo de la talla mínima comercial sea bajo. A su vez, la correspondencia en la estacionalidad de los desembarcos y de las capturas indicaría que la actividad pesquera utiliza los recursos de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente.

La diferencia en los registros de especies entre las estadísticas pesqueras de desembarco y los datos de la captura corresponde a aquellas especies que no revisten carácter comercial. Sin embargo, una especie que históricamente no tuvo importancia económica, por razones de mercado puede llegar a ser comercializada y por lo tanto registrada en los desembarcos. Este es el caso del savorín para la pesquería de arrastre del Golfo San Matías, el cual representa actualmente la segunda especie blanco de la pesquería (Romero *et al.* 2007). El inicio de la comercialización de esta especie es una de las causas principales de la correlación temporal observada entre los desembarcos y las capturas. Previamente, existen registros de la presencia de savorín en las capturas pesqueras pero al carecer de importancia comercial era descartada a bordo y no existía una temporada de pesca dirigida primariamente al aprovechamiento de esta especie (Romero *et al.* 2008b).

La talla de los individuos capturados varió según la especie, dentro de un rango general de 10 a 90 cm. El extremo inferior de la distribución de frecuencias de tallas correspondió al calamar, al mero y al salmón de mar, asimismo esta última especie junto al argentino presentaron las tallas máximas registradas. La merluza fue capturada principalmente entre 20 y 55 cm. Teniendo en cuenta que la talla histórica comercial para esta especie fue 35 cm, la red de arrastre capturó un número importante de individuos juveniles. Este segmento de la captura corresponde al descarte de merluza (estimado en el Capítulo VI) y es concordante con los resultados en el experimento de selectividad (baja selectividad de la red asociada a un mayor descarte).

Según la historia de vida de las especies capturadas por la red de arrastre, en su mayoría corresponden a organismos de lento crecimiento y marcada longevidad, con una estrategia reproductiva de tipo complejo. La merluza es una especie iterópara y desovante múltiple que presenta puestas casi todo el año (Cousseau & Perrota 2004). La edad máxima registrada para el efectivo pesquero de merluza del golfo fue 10 años para las hembras y 9 años para los machos, con una edad de media de madurez sexual próxima a los 2 años (Ocampo-Reinaldo 2010).

Las tallas máximas registradas en el golfo para las tres principales especies de lenguados fueron 50 cm en *Paralichthys isosceles*, 79 cm en *P. patagonicus* y 49 cm en *Xistreuris rasile*. La edad de madurez sexual varía entre 1 y 2 años (20-25 cm) dependiendo de la especie, con un ciclo de vida relativamente longevo (Perier & Di Giácomo 1999).

El savorín es un recurso estacional en el Golfo San Matías, asociado a la existencia de una masa de agua templado-cálida en el norte del mismo (Perier & Di Giácomo 2002). Es posible que el savorín encuentre en esta región condiciones adecuadas para el desove, hallándose agregaciones reproductivas en la zona noreste del golfo. Los máximos de captura de savorín se registraron en agosto y septiembre, coincidente con el pico de actividad reproductiva reportado para esta especie (Perier & Di Giácomo 2002).

El mero y el salmón de mar son unas de las especies de peces osteíctios regionales de mayor edad y tamaño corporal. Las edades máximas registradas fueron de 40 años para el mero (Rubinich 2000) y 28 años para el salmón de mar (González 1998). Además, presentan lento crecimiento, extensa época de reproducción con desoves múltiples y lenta recuperación del agotamiento somático (Elías & Rajoy 1992, González 1998, Rubinich 2000). Estas características biológicas también son comunes a otras especies de peces teleósteos (por ejemplo: *Macruronus magellanicus*, *Genypterus blacodes*) y de peces condriictios (por ejemplo: *Mustelus schmitti*, *Galeorhinus galeus*, *Squatina guggenheim*, *Galeorhinus galeus*, *Sympterygia bonapartii*, *Dipturus chilensis*), que son capturados por la flota de arrastre de fondo del golfo (Giussi 1996, Cordo *et al.* 2002, Awruch *et al.* 2008).

Las especies con ciclo de vida más largo son particularmente susceptibles a un incremento en su mortalidad natural generado por la actividad pesquera (Sadovy & Cheung 2003). Especies como el salmón de mar y el mero son incapaces de soportar tasas de captura y niveles de esfuerzo de pesca equivalentes a los que soportan otras especies demersales tales como la merluza, cuya población presenta mayor biomasa y numerosidad, además de una mayor tasa de crecimiento individual y fecundidad (González 1998, 2006, Rubinich 2000).

Por otro lado, los estudios sobre ecología trófica señalan que la mayoría de las especies de peces capturados son predadores de tipo eurípagos. Algunos grupos taxonómicos tienen hábitos carcinófagos y/o ictiófagos, con cambios en la dieta asociados a procesos ontogénicos (Di Giácomo *et al.* 1994, Di Giácomo & Perier 1996b, González 1998, Koen-Alonso 2001, 2002, Ocampo-Reinaldo 2010). El hecho que la mayoría de los individuos no sobrevivan al proceso de captura permite comparar a la flota pesquera de arrastre con un predador natural del sistema.

En base a las características biológicas de sus “presas” se podría considerar a la flota pesquera como un predador apical. El nivel trófico medio (NTm) estimado para los desembarcos de la flota de arrastre fue de 4,07 (Ocampo-Reinaldo 2010). Este valor ha sido propuesto como un indicador del impacto inducido por la actividad pesquera a nivel de la red trófica (Pauly *et al.* 1998a, 2001, 2002; Rochet & Trenkel 2003). Durante los últimos 45 años, el NTm de las pesquerías a una escala global ha mostrado un marcado descenso a una tasa de 0,10 por década (Pauly *et al.* 1998a). Este proceso es conocido como “pescando hacia abajo en las redes tróficas marinas” (“fishing down marine food webs”), y está asociado al colapso de los *stocks* pesqueros de predadores con niveles tróficos altos y al inicio de la captura de peces con menor nivel trófico.

En el caso de la pesquería de arrastre de fondo del Golfo San Matías, el NTm se mantuvo estable hasta mediados de la década de 1990 (periodo I, II y III de la historia de la pesquería) (Ocampo-Reinaldo *et al.* 2009). Posteriormente, con la incorporación del savorín como segunda especie blanco de la pesquería, se registró un descenso en el NTm de los desembarcos, dado que esta especie tiene un valor trófico bajo. Sin embargo, si el valor de este índice se calculara en base a la composición de las capturas y no en función de los desembarcos, posiblemente el NTm de la flota de arrastre se habría mantenido relativamente estable.

Capítulo VI

Estimación del descarte de merluza de la flota de arrastre de fondo

Estimación del descarte de merluza de la flota de arrastre de fondo

Introducción

El descarte y la captura incidental de especies son una de las problemáticas más importantes asociadas a la actividad pesquera, tanto a pequeña escala como en pesquerías de gran alcance. A lo largo de las últimas tres décadas se ha realizado un esfuerzo considerable para entender el proceso de descarte y su impacto sobre el ecosistema (Rochet *et al.* 2000, Pauly *et al.* 2002, Catchpole *et al.* 2005, Zeller & Pauly 2005, Zhou 2008). Sumado a esto, las políticas nacionales e internacionales para reducir el descarte han proliferado y han comenzado a ser más estrictas.

Dado que el descarte puede ser un componente substancial de la mortalidad por pesca, las estimaciones de descarte son esenciales para evaluar el impacto total sobre las poblaciones de peces y la estructura y funcionamiento del ecosistema (Alverson *et al.* 1994, Hall 1999, Borges *et al.* 2005b). Kelleher (2004) estimó el descarte anual para todas las pesquerías del mundo en 7,3 millones de toneladas, evidenciando una reducción en el descarte a partir del análisis de las tendencias en las pesquerías más grandes del mundo. Por otro lado, las pesquerías de arrastre dirigidas a la captura de langostino y peces demersales aportaron más de un tercio del descarte global.

Las diferentes especies del género *Merluccius* spp. son las principales especies blanco de las pesquerías demersales del mundo, siendo Argentina el país que domina los desembarcos globales de este género (más de 0,5 millones de toneladas) (FAO 2008). Las flotas fresquera y congeladora que operan sobre el efectivo pesquero de merluza *Merluccius hubbsi* de plataforma generaron a mediados de los 1990s, un descarte de merluza superior a 30 mil t, representando el 13,9% de las capturas totales (Dato *et al.* 2000).

En la pesquería de arrastre del Golfo San Matías, la primera aproximación para evaluar el descarte comercial de merluza, la principal especie capturada (72% en número,

ver Capítulo V), se realizó mediante observaciones directas en 1985 y 1986 (González 1990). Estudios posteriores efectuados durante 1993 y 1995, a partir de la implementación de un programa de observadores a bordo¹, permitieron obtener nuevas estimaciones de las tasas de descarte y evaluar su relación con las áreas de pesca en el golfo (González & Caille 1995).

En base a los resultados de estos estudios se concluyó que la causa principal de las altas tasas de descarte de merluza obedecía al tamaño de malla de las redes de arrastre de fondo usadas en la pesquería (entre 47 y 83 mm de apertura entre nudos opuestos) (González & Caille 1995). Para mitigar este impacto, en 1997 y 1998 las autoridades pesqueras establecieron dos regulaciones² tendientes a reducir la captura y el descarte de juveniles de merluza: a) la regulación de los tamaños de malla de las redes de arrastre de fondo (túnel y copo de la red de 110 mm para paños con hilo simple y 120 mm para paños con hilo doble y paño protector del copo de 240 mm), y b) la imposición de una zona de veda en un área de crianza.

El presente capítulo tiene por finalidad obtener estimaciones actualizadas del descarte de juveniles de merluza en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías, durante el periodo 1995-2008 (periodo pre y post-implementación de las medidas de manejo). Las estimaciones obtenidas mediante este análisis son esenciales para corregir las estadísticas pesqueras a fin de que puedan reflejar de forma fehaciente el volumen real capturado por las embarcaciones pesqueras. Estas correcciones son fundamentales al momento de incorporar los datos en los modelos de evaluación de *stocks* y en los modelos ecosistémicos, como ECOPATH (Christensen & Pauly 1992), donde se considera a la flota pesquera como un consumidor más del sistema. Además, dado que la merluza es la principal especie capturada por la pesquería de arrastre de fondo, disponer de estimaciones de la biomasa descartada de merluza brinda información sobre el subsidio que puede ejercer la pesca sobre las poblaciones de aquellos predadores que utilizan

¹ Programa de Biólogos Observadores a Bordo. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica (GEF/PNUD-FPN/WCS).

² Resoluciones S.E.P. N°018/97 y N°389/98.

parcialmente el descarte para cubrir sus requerimientos energéticos, como podría ser el caso del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*.

Materiales y Métodos

Fuentes de datos

Base de datos de los desembarcos y esfuerzo de pesca

Los desembarcos anuales totales y de merluza de la pesquería de arrastre de fondo y el esfuerzo de pesca (en número de lances y horas efectivas de pesca) fueron extraídos de la estadística pesquera oficial, recopilada por la Dirección de Pesca de la Provincia de Río Negro (Millán 2009).

Programa de Observadores Pesqueros (POP)

Los datos sobre el descarte de merluza fueron obtenidos de los reportes periódicos del POP. La metodología para el embarque de los observadores pesqueros y el esfuerzo de muestreo del POP se presentan en el Capítulo V.

El muestreo del descarte de merluza se realizó como parte del protocolo de muestreo sobre la composición específica de las capturas (Fig. 5.2). Luego de separar por especie el contenido de cada uno de los 6 cajones colectados de la captura (previo a la selección y descarte por parte de la tripulación), las merluzas recuperadas fueron clasificadas por tamaño en tallas comerciales y tallas descartadas, con la ayuda y criterio de un pescador de cubierta. Finalmente se registró el peso de cada fracción. Los observadores repitieron esta rutina en uno/dos lance/s de pesca por día. Debido a la discontinuidad en el funcionamiento del POP, el set de datos disponible para estimar el descarte fue dividido en dos periodos: 1995-1996 y 2004-2008.

Estimación del descarte

Una de las metodologías ampliamente utilizada para extrapolar el descarte muestreado a nivel de la flota pesquera consiste en incorporar una variable auxiliar, que

actúa como un indicador del nivel de actividad pesquera (Saila 1983, Thompson 1992, Stratoudakis *et al.* 1999). Las variables que cumplen con la condición de estar correlacionadas con la cantidad descartada podrían ser consideradas para este tipo de análisis (Rochet *et al.* 2002). En biología pesquera se asume generalmente, que el descarte es proporcional a los volúmenes desembarcados y/o al tiempo efectivo de pesca (cuanto más se captura más se descarta), y por esa razón son las variables auxiliares más utilizadas (Catchpole *et al.* 2002, Allain *et al.* 2003, Anderson & Clark 2003, Pálsson 2003, Borges *et al.* 2005a, Enever *et al.* 2007, Walmsley *et al.* 2007).

En el caso de la pesquería de arrastre del golfo, las variables auxiliares tenidas en cuenta fueron los desembarcos totales de merluza (L), las horas efectivas totales de pesca (E) y el número total de lances (H) por año. Estas variables fueron elegidas por la disponibilidad de información y por ser consideradas un reflejo directo de la actividad pesquera. El número total de lances de pesca suministrado por las estadísticas pesqueras fue corregido para seleccionar aquellos lances donde la especie blanco fue la merluza, ya que en los últimos años, durante los meses de agosto y septiembre, la flota de arrastre realiza lances nocturnos dirigidos específicamente a la captura de savorín *Seriolella porosa* (Romero *et al.* 2008b).

Para el lance h del viaje t , el descarte en peso (d_{ht}) fue estimado a partir de la siguiente relación:

$$d_{ht} = \frac{l_{ht} \cdot d_{box}}{l_{box}} \quad (6.1)$$

donde d_{box} es el descarte en peso en la muestra, y l_{box} y l_{ht} son el desembarco en peso en la muestra y en el lance respectivamente del viaje t .

La relación entre los desembarcos totales de merluza y las horas efectivas de pesca con la biomasa descartada se testeó mediante un análisis de regresión. Los datos fueron transformados con logaritmo para cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad. El modelo de regresión tuvo la forma:

$$\ln(\text{descarte} + 1) = a + b \ln(\text{VA}) \quad (6.2)$$

resultante de un modelo potencial, con VA igual a los desembarcos de merluza (l_{ht}) o el tiempo efectivo de pesca (e_{ht}).

La media del descarte en peso por lance (\bar{d}_{hy}) para los dos periodos de muestreo fue estimada de acuerdo a las siguientes ecuaciones (adaptadas de Borges *et al.* 2005a):

$$\bar{d}_{hy} = \frac{\sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} d_{ht}}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}} \quad (6.3)$$

con varianza

$$\sigma_{hy}^2 = \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht} - 1} \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} (d_{ht} - \bar{d}_{hy})^2 \quad (6.4)$$

donde n_{ht} es el número de lances muestreados en cada viaje de pesca.

Posteriormente, el descarte por lance fue extrapolado para obtener el descarte total anual de merluza de la pesquería, según las variables auxiliares seleccionadas para el análisis. En la Tabla 6.1 se listan las ecuaciones utilizadas para la estimación y la medida de dispersión del estimador. La tasa de descarte anual fue calculada a partir de las estimaciones de la biomasa anual descartada como el cociente entre el volumen descartado y el volumen capturado (descarte + desembarco).

Tabla 6.1: Ecuaciones usadas para obtener las extrapolaciones anuales de las biomosas descartadas y sus varianzas, adaptadas de Borges *et al.* (2005a).

Variables auxiliares	Descarte total anual	Varianza
Lances totales (H)	$D_{yH} = H \cdot \bar{d}_{hy}$ (6.5)	$Var(D_{yH}) = \left(\frac{L^2}{\sum_{t=1}^{n_t} l_{ht}} - L \right) \sigma_{hy}^2$
Horas de pesca (E)	$D_{yE} = E \frac{d_y}{e_y}$ (6.6)	$Var(D_{yE}) = \left(\frac{H^2}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}} - H \right) \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht} - 1} \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} \left(d_{ht} - \frac{d_y}{e_y} e_{ht} \right)^2$
Desembarcos de merluza (L)	$D_{yL} = L \frac{d_y}{l_y}$ (6.7)	$Var(D_{yL}) = \left(\frac{L^2}{\sum_{t=1}^{n_t} l_{ht}} - L \right) \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} l_{ht} - 1} \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} \left(d_{ht} - \frac{d_y}{l_y} l_{ht} \right)^2$

donde:

$$e_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} e_{ht} \quad (e_{ht} \text{ horas efectivas de pesca en lance } h \text{ de viaje } t),$$

$$d_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} d_{ht} \quad ; \quad l_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} l_{ht}$$

Resultados

Estimación del descarte

Los resultados del modelo de regresión fueron no significativos para la relación entre el descarte y las horas efectivas de pesca (F-test, $P > 0,1$) para todos los años bajo estudio (Tabla 6.2), razón por la cual esta variable no fue utilizada en la extrapolación anual del descarte por lance. Sin embargo, los desembarcos de merluza sí presentaron una relación lineal estadísticamente significativa con el descarte en peso (F-test, $P < 0,05$), a excepción de 1996 y 2008. El descarte total anual de merluza fue estimado a partir de las ecuaciones (6.5) y (6.7) (Tabla 6.1).

En la Tabla 6.3 se muestran las estimaciones de la biomasa total anual descartada por la flota de arrastre del Golfo San Matías considerando las dos variables empleadas para la extrapolación. En todos los casos excepto para el año 2004, la estimación en base al número total de lances arrojó un valor superior al obtenido cuando se utilizó a los desembarcos totales de merluza como variable auxiliar. Por ejemplo, para el año 1995, 2004 y 2006 ambas estimaciones fueron similares, mientras que para el año 1996 la estimación obtenida extrapolando por el número de lances fue un 70% superior a la resultante cuando se extrapoló por los desembarcos de merluza. No obstante estas diferencias, la variabilidad de las estimaciones fue similar para ambas variables auxiliares.

La biomasa total descartada mostró un incremento al comparar los valores obtenidos para 1995 y 1996 con los correspondientes al periodo 2004-2008 (Tabla 6.3). Relativizando el descarte a la captura total de merluza se refleja una tendencia similar (t -test, $P < 0.05$; Fig. 6.1). Durante 1995 y 1996, el descarte de merluza fluctuó entre 820-1400 t dependiendo del estimador de descarte que se utilice; mientras que la tasa de descarte varió entre 9-15%. En el segundo periodo (2004-2007), los valores fueron superiores, con volúmenes descartados entre 1500-2800 t, representando en promedio entre el 10-27% del peso total capturado de esta especie.

Tabla 6.2: Resultados de los análisis de regresión entre el log del descarte contra el log de las VA (tiempo efectivo de pesca y desembarcos de merluza). Se muestran el parámetro *b* de las regresiones, los errores estándares y los intervalos de confianza de 95%.

Año	Horas de pesca				Desembarcos					
	<i>B</i>	S.E.	95 % CI		<i>R</i> ²	<i>b</i>	S.E.	95 % CI		<i>R</i> ²
1995	-0,91	1,15	-3,38	1,55	0,04 ns	0,04	0,27	0,02	1,17	0,26*
1996	-0,73	0,89	-2,65	1,19	0,04 ns	0,04	0,37	-0,27	1,30	0,13 ns
2004	-0,58	1,32	-3,31	2,15	0,01 ns	0,01	0,14	1,12	1,70	0,80**
2005	2,38	1,91	-1,72	6,45	0,10 ns	0,10	0,23	0,19	1,17	0,39*
2006	0,56	0,45	-0,34	1,47	0,03 ns	0,02	0,16	0,23	0,86	0,18*
2007	0,59	1,81	-3,13	4,33	0,00 ns	0,00	0,35	0,89	2,33	0,45**
2008	1,93	1,50	0,27	3,47	0,08 ns	0,19	0,32	-0,49	0,89	0,01 ns

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns $P > 0,05$

Tabla 6.3: Descarte total anual de merluza y errores estándares (ES), basado en las dos variables auxiliares empleadas en la extrapolación: desembarcos totales de merluza (t) y número de lances de pesca. También se muestran los desembarcos anuales (t) de esta especie por parte de la flota de arrastre de fondo.

Año	Número total de lances		Desembarcos de merluza		Desembarcos anuales de merluza
	Descarte medio	ES	Descarte medio	ES	
1995	1298	58,55	1129	53,88	8636
1996	1410	78,04	825	78,55	8602
2004	1599	62,17	1817	35,12	9203
2005	2095	120,92	1657	95,50	7091
2006	1944	27,32	1695	32,82	5362
2007	2162	153,11	1625	141,36	8211
2008	2864	92,66	2166	111,44	8676

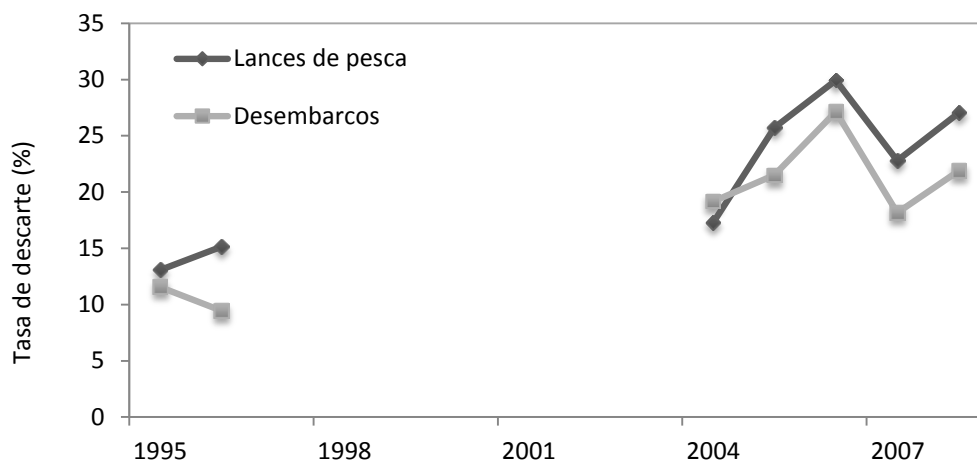


Figura 6.1: Estimaciones de las tasas de descarte de merluza para los dos periodos de muestreo de acuerdo a los dos variables auxiliares utilizadas para extrapolar el descarte muestreado por lance.

Discusión

Las estimaciones obtenidas en este capítulo representan la primera evaluación global de las biomásas de merluza descartadas por la flota de arrastre del Golfo San Matías. Las evidencias indican que el descarte de esta especie mostró una tendencia creciente durante la última década. Estos resultados son concordantes con lo registrado para la pesquería de arrastre de merluza que operan en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) Argentina (Dato *et al.* 2000).

En el proceso de descarte están involucrados una serie de factores que determinan qué y cuánto descartar. Los factores están relacionados con la disponibilidad de los recursos, las operaciones de pesca, las capturas, los incentivos de mercado, las restricciones técnicas respecto de los desembarcos y/o la clasificación a bordo, además del efecto que determina la implementación de regulaciones de manejo (Rochet & Trenkel 2005). Como el proceso es multivariado y complejo, la importancia relativa de cada factor varía entre las pesquerías y las escalas de análisis.

Un aumento del descarte de merluza puede ocurrir como resultado de un cambio en la estructura del efectivo o debido a factores técnicos como un cambio en la saturación

de las mallas o la manipulación de las artes de pesca (Catchpole *et al.* 2005, Graham *et al.* 2007, Suuronen *et al.* 2007, Suuronen & Sarda 2007). En relación a los factores biológicos se podría hipotetizar que el aumento de la captura de juveniles de merluza, y por consiguiente del descarte, podría estar relacionado con un cambio en la estructura del efectivo pesquero. En caso que estos cambios hubieran ocurrido, deberían reflejarse a través de variaciones en los parámetros poblacionales como la biomasa, el reclutamiento o sobre ambos.

Estudios realizados con el propósito de monitorear la estructura y abundancia del efectivo de merluza del Golfo San Matías (Ocampo-Reinaldo 2005a, 2005b, 2006, 2010 Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008, Romero *et al.* 2008a) no registraron variaciones significativas en la biomasa del *stock* desde el inicio de la actividad comercial (Fig. 6.2). Al mismo tiempo, información reportada por estos autores muestra que la abundancia relativa de juveniles (< 35 cm) permaneció aproximadamente constante durante el periodo de estudio (1986-2007, Fig. 6.3), indicando que no se habrían producido eventos inusuales de reclutamiento.

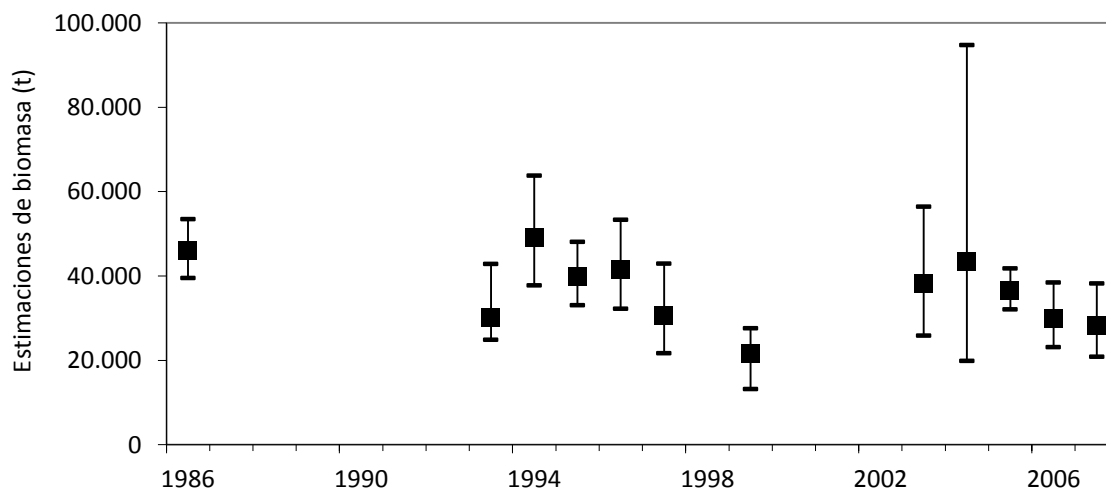


Figura 6.2: Evolución de las estimaciones de biomasa para la población de merluza *Merluccius hubbsi* del Golfo San Matías (adaptado a partir de Ocampo-Reinaldo 2005a, 2005b, 2006, Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008, Romero *et al.* 2008a). Las barras corresponden a un intervalo de confianza de 95%.

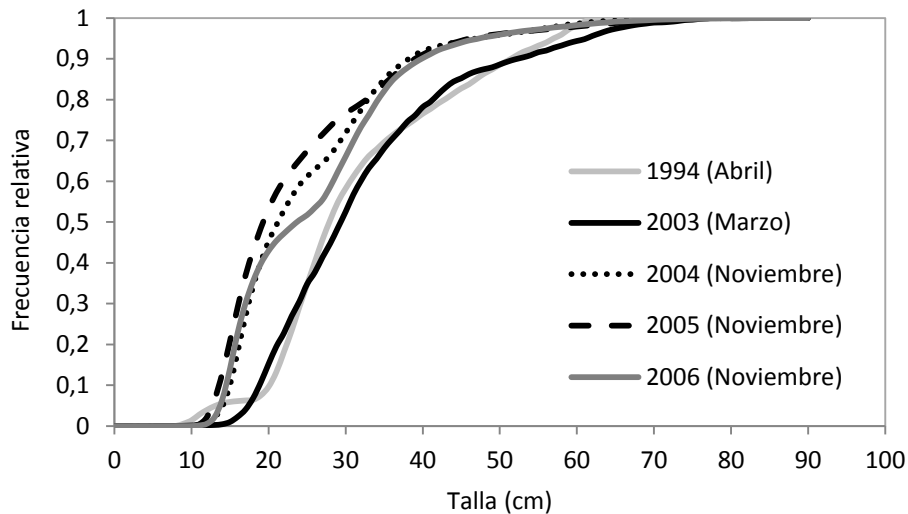


Figure 6.3: Frecuencia relativa acumulada por talla de la población de merluza *Merluccius hubbsi* del Golfo San Matías (adaptado a partir de Ocampo-Reinaldo 2005a, 2005b, 2006, Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008, Romero *et al.* 2008a). El mes de noviembre es considerado la fecha de reclutamiento al stock (curvas punteadas). El desplazamiento hacia la derecha de las curvas de 1994 y 2003 (línea sólida) se debe al cambio en la estructura de tallas de la cohorte debido al crecimiento individual entre noviembre y marzo-abril.

El patrón de distribución espacial del efectivo es otro factor que debe considerarse al evaluar las causas de un aumento en el descarte de la especie blanco de una pesquería. En 1997, se estableció como medida de manejo un área de veda en una zona de crianza de juveniles de merluza. Esta medida se respaldó en la reiterada presencia de individuos menores a 35 cm, tanto en las capturas de la flota de arrastre como en las campañas de investigación realizadas por el Instituto de Biología Marina y Pesquera “Almirante Storni”. Luego de más de cinco años de haber permanecido efectivamente como zona intangible³, entre diciembre de 2006 y febrero de 2007, se realizó una campaña dirigida a evaluar la selectividad de un dispositivo de malla cuadrada y se utilizó justamente la zona de veda debido a la alta probabilidad de encontrar individuos juveniles. No obstante, como resultado de dicha experiencia, se encontró que la abundancia de juveniles era

³ Se puede afirmar con certeza que desde la implementación del Sistema de Monitoreo Pesquero y Oceanográfico (SiMPO) en 2003 no han operado buques arrastreros en la zona de veda de Punta Pórfido durante los meses de vigencia de la medida.

relativamente baja comparado con lo esperado para un área de crianza (González *et al.* 2007).

Aunque deben realizarse nuevos estudios a fin de obtener una mejor comprensión del ciclo migratorio de la merluza del golfo, es probable que durante la última década, hayan ocurrido cambios en el patrón de distribución de la especie que cuestionarían la eficacia de la zona de veda como medida de manejo, tendiente a la protección de los individuos juveniles. A su vez, el cambio en el patrón de distribución podría generar un aumento en la disponibilidad de individuos juveniles en las zonas tradicionales de pesca, lo cual se vería reflejado en un aumento en la captura de juveniles y por lo tanto del descarte.

Luego de dejar de lado las causas biológicas, es esperable que las razones del aumento del descarte de merluza estén relacionadas con cambios en el patrón de operación de la flota o con factores tecnológicos. Respecto de la operatoria pesquera, el número de barcos se mantuvo estable a lo largo del periodo bajo estudio y estos continuaron operando sobre los caladeros tradicionales. La capacidad pesquera de la flota de arrastre del Golfo San Matías ha estado históricamente sub-utilizada (un $67\% \pm 16,3\%$) (Romero *et al.* 2008c). El esfuerzo de pesca (horas efectivas de pesca) registró un ligero aumento desde 2000 en adelante según la estadística pesquera oficial (Millán 2009). Sin embargo, el análisis de correlación entre el esfuerzo de pesca y la biomasa descartada no encontró que dicha relación fuese significativa (Tabla 6.2).

Las condiciones de mercado vigentes fueron relativamente similares para la década de 1990 y para el periodo posterior a la devaluación de 2001. La talla de comercialización de la merluza no varió, y se mantuvo próxima a los 35 cm. Por otro lado, no se crearon incentivos específicos (captura de una determinada especie o una talla particular) sobre la captura de la pesquería de arrastre, que hayan favorecido un cambio en el patrón de explotación de la flota (Sylwan & González 2008). Esto indicaría que el patrón de descarte no estuvo influido primariamente por fuerzas comerciales que estimularan el aumento de la captura y/o el descarte de juveniles de merluza.

Un factor clave en la decisión de qué y cuánto descartar está vinculado al manejo pesquero. La implementación de determinadas medidas de manejo puede favorecer el descarte tanto directa como indirectamente. Por ejemplo, el establecimiento de una talla mínima de desembarco y otro tipo de restricciones sobre la captura que llega a puerto, podrían beneficiar el descarte a bordo (Vestergaard 1996). El éxito de una medida de manejo dirigida específicamente a disminuir el descarte (por ejemplo: áreas de veda, aumento del tamaño de mallas de las redes) depende del éxito en cada una de las etapas desde su formulación y diseño hasta su implementación y control.

Las medidas de manejo implementadas en 1997 y 1998 para la flota de arrastre del golfo aparentemente no fueron eficaces ya que el descarte no sólo no disminuyó sino que se registró una tendencia positiva del indicador. La falta de estudios específicos y monitoreo a largo plazo de los parámetros biológicos y ambientales, la ausencia de incentivos adecuados para la adopción de las medidas por parte de los pescadores y la laxitud de los controles oficiales podrían ser los causales del fracaso de las medidas de manejo, traducido en un incremento en las capturas y descarte de juveniles.

El incremento del tamaño de malla de las redes de arrastre generó una reacción por parte de los pescadores para contrarrestar las pérdidas económicas a corto plazo. Así, conforme se avanzó en la obligatoriedad de utilizar tamaños de malla mayores en el caladero del Golfo San Matías, los pescadores fueron a su vez introduciendo modificaciones constructivas en las artes de pesca. Una de las modificaciones más frecuente, y de uso extendido en la flota argentina, es la colocación de los llamados “estrobos”. Se trata de cabos colocados a distancias regulares a lo largo del túnel de la red cuya función principal, según los patrones de pesca y los pescadores, es evitar la rotura de las mallas en el momento en que el arte de pesca es izado a bordo a través de la rampa de popa. En la mayoría de los casos, la longitud del perímetro del estrobo es menor al perímetro del túnel en condiciones normales de trabajo, por lo que bajo estas circunstancias, la apertura transversal de las mallas de la red se ve significativamente reducida.

Es posible que el uso generalizado de estobos en la flota contribuya como una de las causas principales de la baja selectividad de las redes de arrastre observada a partir del experimento de selectividad analizado en el capítulo previo. La modificación del funcionamiento de la red a partir de la limitación de la apertura, podría estar contrarrestando los efectos positivos del aumento del tamaño de malla, lo cual se vería reflejado en un incremento de la presencia de juveniles de merluza en las capturas y por consiguiente del descarte.

En resumen, desde 1995 se descartaron en promedio 1700 t anuales de merluza en el Golfo San Matías. Los individuos descartados corresponden primariamente a las clases de tallas inferiores a 35 cm. Si se tiene en cuenta que parte del descarte es consumido por algunas especies de predadores que son comúnmente avistadas cerca de las embarcaciones, la biomasa de merluza descartada por la flota de arrastre podría representar un subsidio importante para estas poblaciones. El lobo marino de un pelo es una de las especies que podría ser beneficiada por el descarte pesquero, teniendo en cuenta que la merluza es la principal presa de este predador (ver Capítulo I). En la plataforma continental, Drago *et al.* (2009) asociaron un cambio en la dieta del lobo marino con una mayor disponibilidad de juveniles de merluza tanto por el descarte pesquero como por la reducción del canibalismo. Esta facilitación por parte de la pesca podría favorecer, en cierta medida, la recuperación de las poblaciones de lobo marino de un pelo en Patagonia norte, aunque parezca *a priori* un resultado contradictorio.

B. Flota de palangre y flota potera

Capítulo VII

Caracterización de las capturas de
la flota artesanal de palangre y de la
flota potera (calamar)

Composición de las capturas de la flota artesanal de palangre

Introducción

La presencia de un efectivo pesquero en buen estado de conservación, la existencia de condiciones operativas adecuadas (especialmente la escasa distancia al caladero) para la actividad diaria de una flota fresquera artesanal y costera, y una fuerte demanda de merluza *Merluccius hubbsi* fresca de anzuelo por parte de los mercados europeos, fueron los factores disparadores que permitieron el nacimiento de la pesquería de palangre en 1996.

En la relativamente corta historia de la pesquería de palangre en el Golfo San Matías se reconocen tres etapas: la primera de ellas (1996-1997) estuvo caracterizada por un perfil netamente artesanal de la flota (lanchas menores de 9,9 m de eslora, con un esfuerzo típico de 3 a 4 mil anzuelos/día) (González *et al.* 2007). Este segmento de flota utilizó palangres de cordel operados integralmente en forma manual. Desde 1997 (inicio de la segunda etapa: 1997-2000) se incorporaron a la pesquería buques de tipo rada-ría y costeros (eslora entre 12 y 25 m, esfuerzo típico de 6 a 10 mil anzuelos/día) equipados con palangre semi-industrial (cordel y monofilamento, con halador para el virado del arte). A mediados de 1998 ingresaron a la pesquería buques industriales (26 a 30 m de eslora, 10 a 15 mil anzuelos/día de esfuerzo) equipados con palangre industrial de monofilamento. La flota palangrera del Golfo San Matías alcanzó su máximo número de embarcaciones en 1998: 66 artesanales, 23 costeros y rada-ría y 3 barcos industriales (Millán 2009). Sin embargo desde el 2000, sólo operan en la pesquería embarcaciones artesanales y de rada-ría.

La pesquería experimentó un ciclo de intensa actividad entre 1996 y 2000, con una máxima asignación del esfuerzo pesquero en 1998 y 1999: 29,8 y 29,1 millones de anzuelos calados al año respectivamente (esfuerzo corregido según poder de pesca de las

diferentes flotas); en tanto los desembarcos de merluza fueron de 4 mil t en 1998 y 2,2 mil t en 1999 (Millán 2009, Romero *et al.* 2007).

Las capturas mostraron una tendencia similar al esfuerzo durante el periodo 1996-2002. El rendimiento (captura por unidad de esfuerzo CPUE, g/anz) fue superior para los buques industriales comparado con las lanchas artesanales y de rada-ría. La CPUE promedio de toda la flota palangrera se redujo progresivamente a un 43,7 % del valor inicial entre 1996 (175,7) y 1999 (76,8). El esfuerzo medio de esta flota se ubicó en 4,07 (DE = 1,8) millones de anzuelos calados al año y la CPUE se estabilizó en 86 g/anz (DE = 14,6) (González *et al.* 2007).

La actividad se redujo a niveles mínimos entre 2000 y 2002 como consecuencia de recurrentes inconvenientes para acceder al mercado, entre los que se destacaron el retraso cambiario, el incremento de los costos locales y la caída en el precio internacional del producto. En igual medida, influyeron también el alto número de usuarios habilitados sobre el recurso merluza en la flota de palangre, tanto artesanales como buques de mayor porte. A raíz de esto se generaron una serie de externalidades propias de la concurrencia de un excesivo número de unidades de explotación sobre un área limitada y una fracción del efectivo pesquero de magnitud (biomasa) acotada: externalidades de *stock* y de aglomeración de embarcaciones a escala local (González 2003, González *et al.* 2007). Los cambios en los mercados obligaron temporalmente a volver al esquema de explotación basado casi exclusivamente en la pesca de arrastre entre 1999 y 2002.

Sin embargo, a partir de 2002, coincidentemente con la devaluación de la moneda, se produjo una reapertura de los mercados de exportación para los productos pesqueros. En especial, se volvieron a presentar condiciones adecuadas para la exportación a España de merluza fresca eviscerada vía aérea, lo que se tradujo en un incremento de la actividad de la flota palangrera artesanal (González 2003, González *et al.* 2007).

El presente capítulo tiene por objetivo caracterizar la composición de las capturas de la flota palangrera artesanal para el periodo 2006-2009.

Materiales y Métodos

El palangre de media agua (o de “piedra-bola”) es un método de pesca pasivo, que utiliza el estímulo visual y olfatorio de los peces. Son básicamente líneas de gran longitud, que en esta pesquería llevan en promedio entre 3 y 4 mil anzuelos por unidad de pesca. Sobre la línea madre se montan (a intervalos de distancia regulares) líneas secundarias llamadas brazoladas o reinales. En los extremos de las brazoladas, se empatillan o atan los anzuelos, que pueden ser de distinta forma, tamaño y material, donde posteriormente va colocada la carnada (Fig. 7.1).

Los datos para caracterizar la composición de las capturas fueron obtenidos a partir de la estadística pesquera oficial (Millán 2009) y del Programa de Observadores Pesqueros (POP) de la Provincia de Río Negro. Dado el carácter artesanal y el método de pesca, el descarte de esta flota es próximo a cero, comercializando el 100% de la captura (González *et al.* 2003b). Por lo tanto, los datos sobre la composición específica de las capturas fueron extraídos directamente de la estadística pesquera, mientras que la actividad de POP estuvo dirigida a registrar la distribución de tallas de la captura de merluza. La zona aproximada de pesca para la flota artesanal de palangre se muestra en la Figura 7.2.

El periodo de muestreo del POP se extendió desde 2007 a 2009, con un total de 8 salidas. Los embarques se realizaron con una frecuencia diaria e incluyeron el calado de al menos 4 mil anzuelos. La información registrada en cada lance consistió en los datos propios de la maniobra de pesca: posición, profundidad y cantidad de anzuelos calados. El muestreo biológico (talla-sexo) se realizó a bordo a partir de una muestra de entre 6 y 10 cajones de la captura de merluza.

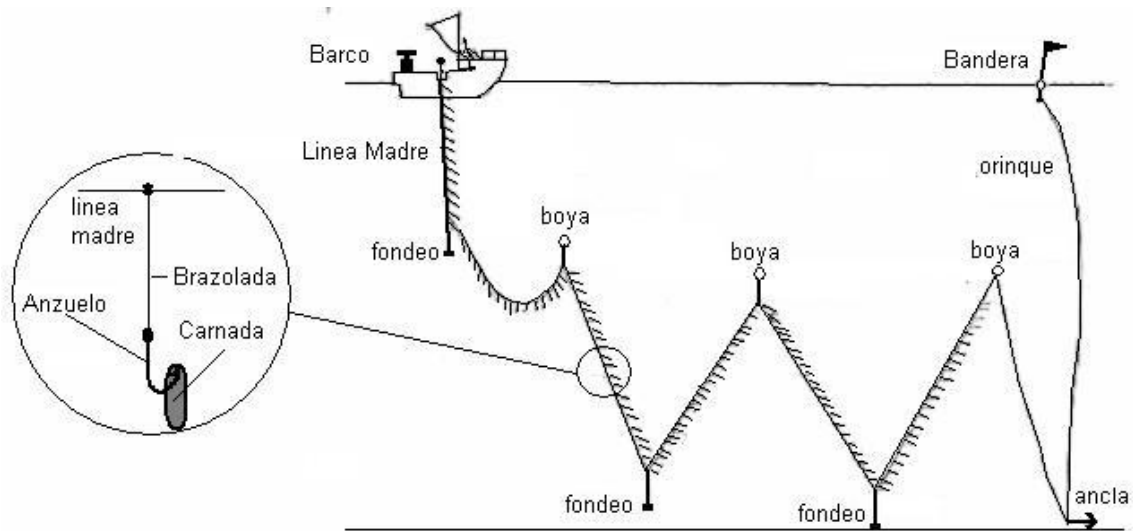


Figura 7.1: Detalle de un palangre de media agua.

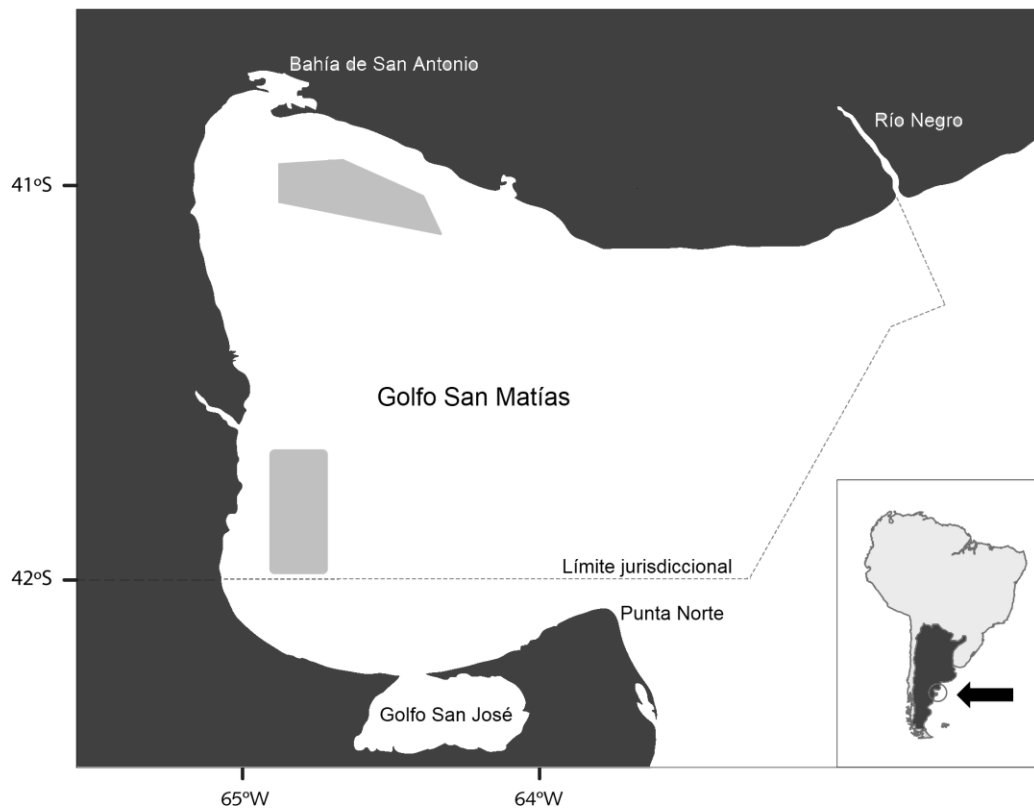


Figura 7.2: Las áreas sombreadas corresponden a las zonas de pesca de la flota artesanal de palangre en el Golfo San Matías. Los datos corresponden a lo establecido por la legislación provincial como zona exclusiva para la pesca con palangre y según lo informado por pescadores artesanales.

Resultados

El resumen de los datos obtenidos a partir de la estadística pesquera se presenta en la Tabla 7.1. La merluza fue la principal especie desembarcada, representando entre un 88% y 93% de la captura total. En 2007, la participación relativa de la merluza en el peso total desembarcado fue menor a la registrada para los años posteriores, con un mayor aporte de otras especies. La categoría “varios” corresponde mayoritariamente a algunas especies de rayas (raya hocicuda *Dipturus chilensis*, raya platana *Atlantoraja platana*, raya marmorada *Sympterygia bonapartii*, raya lentiginosa *Psammobatis lentiginosa*), al pez gallo *Callorhynchus callorhynchus* y al pez palo *Percophis brasiliensis*, especies que no son discriminadas en los partes de pesca.

La composición porcentual mensual de las capturas presentó un patrón similar en los tres años estudiados, con la excepción que durante los meses de noviembre y diciembre de 2007 la flota artesanal de palangre no operó (Fig. 7.3). La merluza fue la especie dominante a lo largo de todo el año, aunque se registró un ligero descenso en su representatividad durante el invierno, paralelo a un incremento de las restantes especies (categoría “variado”). Este patrón fue similar al observado en las capturas y desembarcos de la flota de arrastre, aunque en este caso no hubo una temporada de pesca dirigida específicamente a la captura de savorín.

Las tallas de merluza capturadas por la flota de palangre artesanal variaron aproximadamente entre 30 y 80 cm, con una moda en 52 cm (Fig. 7.4). Estas tallas corresponden a individuos adultos, con una edad superior a 2 años (Ocampo-Reinaldo 2010).

Tabla 7.1: Resumen de las estadísticas pesqueras para la flota de palangre de media agua que opera en el Golfo San Matías. Los datos de desembarco se presentan en toneladas.

Especies	2007	2008	2009	%N
<i>Merluccius hubbsi</i>	600,5	941,0	744,4	0,916
<i>Acanthistius brasilianus</i>	2,9	6,1	3,5	0,005
<i>Genypterus blacodes</i>	8,9	7,7	5,5	0,009
<i>Pseudoperca semifasciata</i>	2,6	1,8	0,3	0,002
<i>Seriola porosa</i>	0,1	0,1	0,04	0,000
<i>Mustellus schmitti</i>	3,2	3,1	2,2	0,003
Varios	59,0	52,4	49,2	0,064
Captura total	677,1	1012,3	804,9	
Número salidas	1513	1888	1491	
Número lanchas	44	49	42	

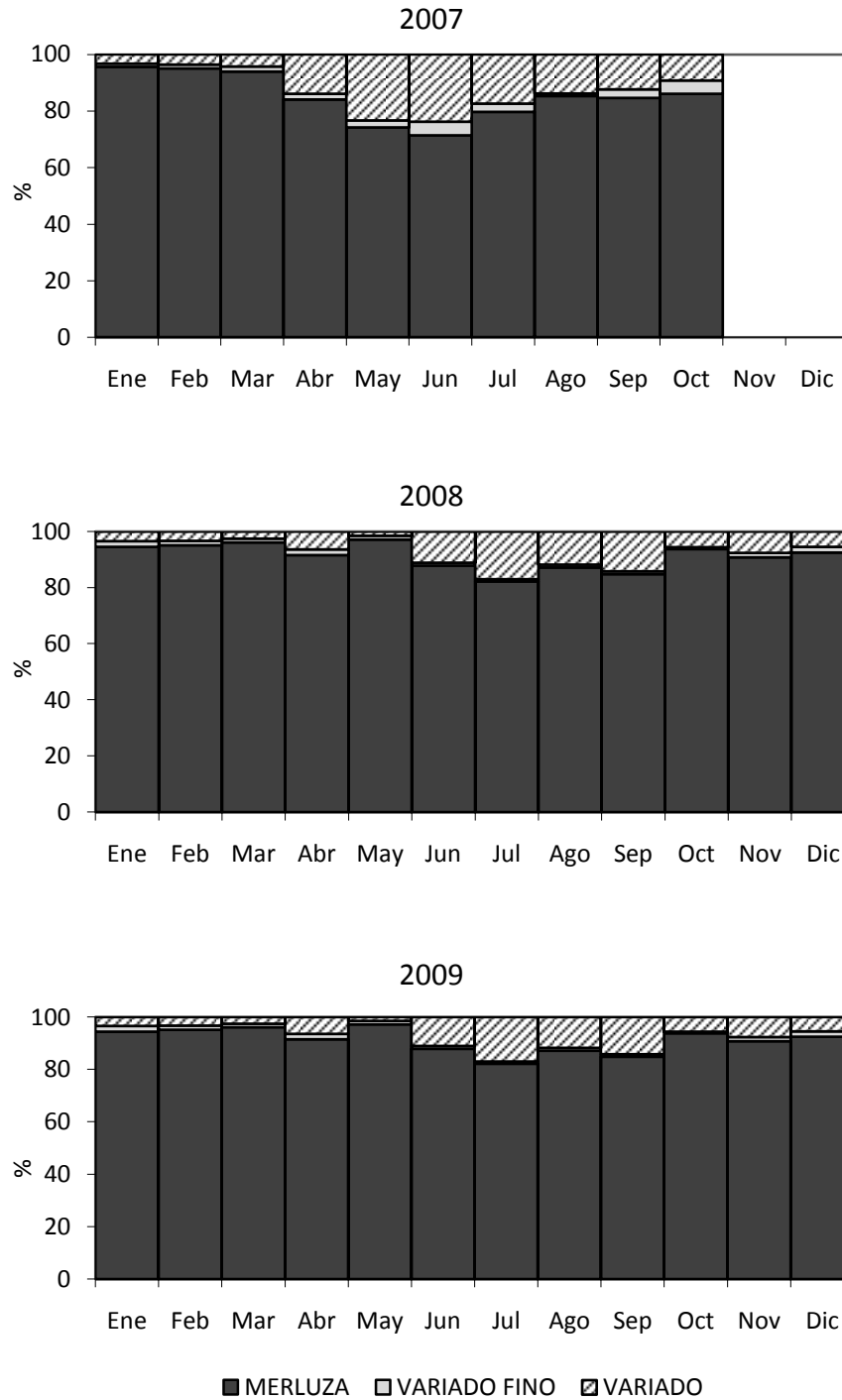


Figura 7.3: Composición porcentual mensual de las capturas de la de palangre para el periodo 2007-2009. Las capturas de salmón *Pseudoperca semifasciata*, mero *Acanthistius brasilianus* y abadejo *Genypterus blacodes* fueron agrupadas en la categoría “variado fino”, las restantes especies fueron incluidas en la categoría “variado”.

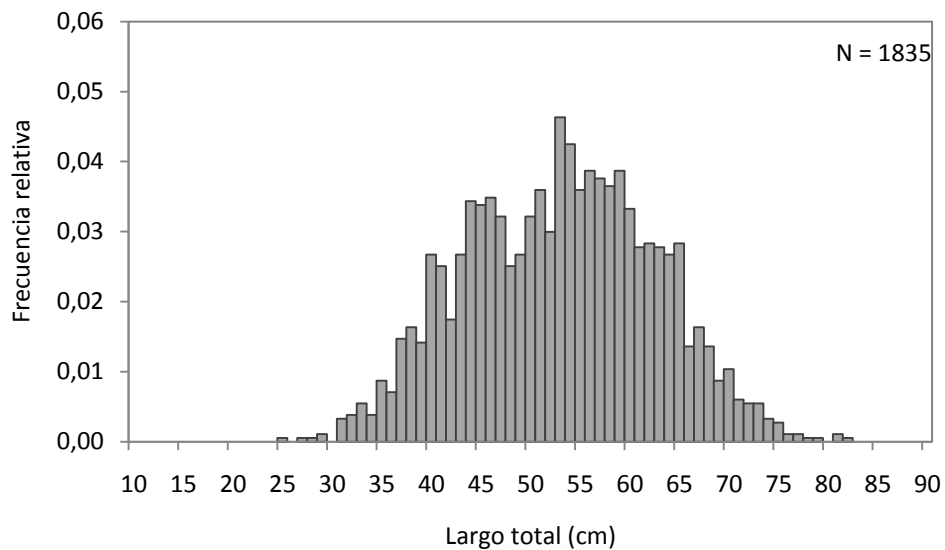


Figura 7.4: Distribución de frecuencias de tallas de merluza *Merluccius hubbsi* capturada por la flota de palangre artesanal que opera en el Golfo San Matías (datos obtenidos a partir de los registros del Programa de Observadores Pesqueros).

Discusión

La pesquería artesanal de palangre representa una importante actividad comercial para el sector pesquero del Golfo San Matías, a pesar de los bajos volúmenes de desembarcos. La merluza fue históricamente la especie blanco de esta flota, con un fuerte dominio en los desembarcos. Durante los últimos 3 años, los desembarcos de merluza estuvieron próximos a las 830 t. La fauna acompañante estuvo constituida por varias especies con importancia comercial y muy bajo descarte (González *et al.* 2003b).

El palangre, a diferencia de la red de arrastre de fondo, es un arte de pesca selectivo debido a que el tamaño de los peces capturados se regula según el tamaño y tipo de anzuelo utilizado, como así también del tipo y tamaño de carnada (Puente 1995). La flota de palangre que operó entre 2007 y 2009 en el Golfo San Matías dirigió sus esfuerzos principalmente a la captura de merluza con un tamaño superior a 40 cm, sin generar un impacto directo sobre las clases de tallas juveniles. Este contraste entre la pesca de arrastre no selectiva y el palangre ha sido discutido a nivel internacional.

Cada uno de los dos artes de pesca genera un impacto diferente sobre el ecosistema. Uno de los mayores problemas asociados a la pesca con redes de arrastre de fondo está vinculado a la mortalidad de especies acompañantes (Rochet & Trenkel 2005). La pérdida de selectividad de las redes y el incremento de la tasas de descarte de juveniles es otro problema recurrente en las pesquerías de arrastre en general (Alverson *et al.* 1994, Vestergaard 1996). Además, produce alteraciones sobre la estructura física del fondo y la biota asociada al mismo (Rumohr & Kujawski 2000).

El palangre es un arte de pesca pasivo (Bjordal 1981), que opera independientemente de las características fisiográficas del fondo marino (Ercoli 1998) y generalmente produce volúmenes bajos de descarte. No obstante, la capacidad para operar sobre fondos rocosos aumenta la probabilidad de impacto sobre las comunidades asociadas a estos tipos de fondos. A nivel mundial, uno de los impactos más cuestionado es la interacción operacional con aves y mamíferos marinos y la llamada “pesca fantasma” (artes perdidas que continúan pescando). En el Golfo San Matías, un estudio preliminar para evaluar la interacción entre palangre y fauna superior encontró una baja incidencia y significancia en esta pesquería (González Zevallos & Firstater 2004). Sin embargo, consultas recientes a pescadores artesanales sugieren que el daño ejercido por los lobos marinos de un pelo *Otaria flavescens* sobre la captura de palangre podría ser mayor a lo estimado previamente.

Pesquería de calamar con buques poteros

El calamar o pota argentina *Illex argentinus* es una especie semélpara que desarrolla todo su ciclo de vida en aproximadamente un año. Es propia de las aguas templado-frías de la plataforma y el talud patagónico, distribuyéndose desde la costa hasta mil metros de profundidad. Para el ecosistema bonaerense–norpatagónico y sector norte de la Corriente de Malvinas han sido descritas tres subpoblaciones o *stocks* (Brunetti 1981, Brunetti & Ivanovic 1990):

Subpoblación Bonaerense Norpatagónica (SBNP): constituyen el principal componente de los desembarcos de plataforma, al norte de Península Valdés. Son individuos de gran talla (21 - 35 cm LM) al momento de su madurez gonadal. Desovan en invierno (julio - agosto) en aguas abiertas.

Subpoblación Desovante de Primavera (SDP): también son de gran talla (20 - 35 cm LM). Desovan en profundidades menores de 120 m, entre los meses de septiembre y noviembre.

Subpoblación Desovante de Verano (SDV): presentan menor talla al momento de la madurez gonadal (14 - 25 cm). Desovan en profundidades menores a 150 m, entre diciembre y febrero.

La SDP, y en menor medida la SDV, se encuentran presentes en el ecosistema del Golfo San Matías, y las mismas han sido explotadas como fauna acompañante de la merluza desde el inicio de la pesca de especies demersales (Morsan & González 1996). En 1990, se realizaron en el golfo las primeras experiencias de captura de calamar con buques poteros (equipados con sistema de *jiggs* y máquinas automáticas de pesca), obteniendo rendimientos aceptables que permitieron determinar la factibilidad técnico-biológica de esta pesquería (Morsan & González 1996). A partir de 1994 se habilitó como operatoria estacional la explotación de calamar dentro del golfo mediante la autorización desde el 1 de junio hasta el 31 de agosto a buques pesqueros (entre 4 y 6 buques según el año) equipados con sistemas de poteras para la extracción del recurso (Morsan *et al.*

1999). Esta operatoria se mantuvo con continuidad hasta 1999. Posteriormente sólo en 2001 y 2003 se otorgaron permisos para la pesca de calamar con buques poteros.

La determinación del ingreso de buques poteros al golfo se ha basado en el análisis de los rendimientos de calamar por parte de la flota arrastrera (captura por unidad de esfuerzo = kg calamar/salida) para los meses de verano y otoño de cada año y en los resultados de campañas de prospección con uno o más buques poteros, dirigidas a evaluar en forma preliminar la presencia y rendimientos del efectivo pesquero (Morsan *et al.* 1999, Morsan & Crespi 2005). El ingreso al Golfo San Matías de los buques poteros brinda a los mismos la oportunidad de extender su temporada de pesca hasta fines de la primavera, por lo que le resulta conveniente acceder a estas licencias de captura una vez finalizada la temporada regular de pesca en la Plataforma Argentina. Sin embargo, a partir de 2005 la flota potera perdió el interés por pescar en aguas del golfo debido a la gran abundancia de calamar en aguas de la plataforma, al bajo precio del producto en el mercado internacional y a la incertidumbre acerca de la disponibilidad del recurso.

Los desembarcos de la flota que operó en el golfo fueron variables, con un máximo de captura en 2003 (Fig. 7.5), año en el cual operaron 7 buques poteros. Dado el carácter oportunista de la pesquería, se realizaron muestreos de las capturas en cada temporada de pesca coordinados por el Instituto de Biología Marina y Pesquera "Almirante Storni". Estos muestreos se realizaron a bordo con la finalidad de obtener datos biológicos básicos (largo del manto, sexo, estadio gonadal), necesarios para caracterizar el recurso.

En 2003, la distribución de frecuencias de tallas varió entre 27 y 30 cm para hembras (N = 1787) y entre 23 y 25 cm para machos (N = 2262) (Morsan & Rodeland 2003). El análisis de los datos derivados de los muestreos biológicos indicó que, similar a lo obtenido para años anteriores (Morsan *et al.* 1999), las capturas de la flota potera correspondieron a la subpoblación desovante de primavera (SDP).

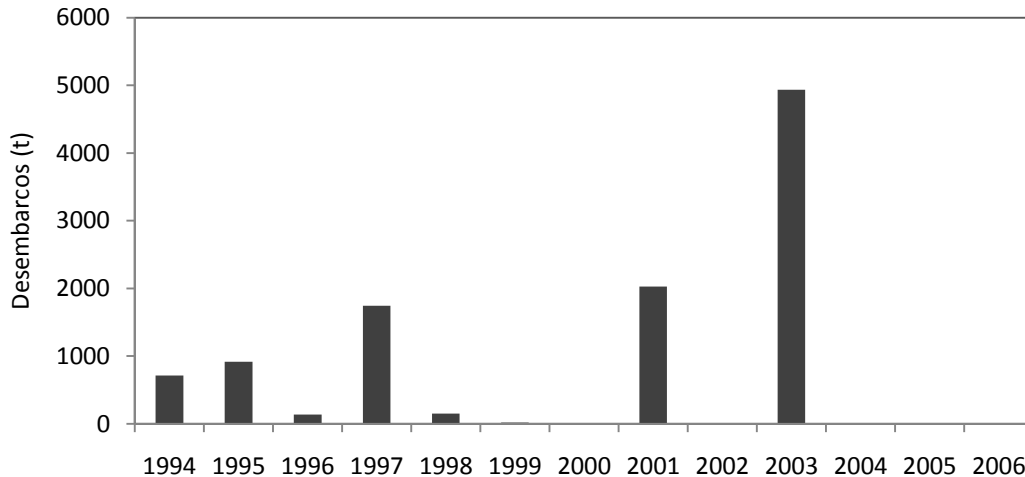


Figura 7.5: Desembarcos de calamar *Illex argentinus* por la flota de buques poteros operando en el Golfo San Matías (Millán 2009).

A pesar que esta pesquería no prosperó en los años subsiguientes, comparando las tallas de calamar consumidas por los predadores tope estudiados (5-30 cm para lobos de un pelo y 7-26 cm para delfines comunes) y lo capturado por la flota potera, existe el potencial para una interacción entre esta flota y los mamíferos marinos. No obstante, la media de las tallas de calamar consumidas por los predadores fue próxima a 15 cm, indicando, como una primera aproximación, que ambos grupos estarían utilizando el recurso en una escala espacio-temporal diferente (teniendo en cuenta que el calamar es un recurso anual), predando en forma diferencial sobre las unidades subpoblacionales de calamar presentes en el Golfo San Matías.

Tercera Parte

Interacción predadores tope- pesquería

Capítulo VIII

Solapamiento trófico entre los mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales

Solapamiento trófico entre los mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales

Introducción

La dieta y los hábitos alimenticios de una especie determinan su ubicación dentro de una red trófica, y definen su rol ecológico. En general, los mamíferos marinos están posicionados cerca o en la parte superior de la estructura trófica, y se considera que pueden tener un rol importante en el funcionamiento de los ecosistemas (Bowen 1997, Pauly *et al.* 1998b). Durante las últimas décadas, se ha especulado que los efectos a largo plazo producto de la grave disminución en la abundancia de muchas poblaciones de mamíferos marinos, como consecuencia de impactos de origen antrópico (caza, contaminación de los ambientes, capturas incidentales), podrían haber afectado de modo permanente a los ecosistemas marinos (Parsons 1992, Pauly *et al.* 1998a, Springer *et al.* 2003).

Por otro lado, paralelo a la profundización de la crisis pesquera mundial, también se ha discutido acerca de los efectos que los mamíferos marinos podrían generar sobre la pesca, compitiendo directamente por los recursos disponibles (Butterworth *et al.* 1988, Bowen 1997). De forma simple se pensaba que disminuyendo las poblaciones de mamíferos marinos, las capturas pesqueras se incrementarían en una proporción directa a lo consumido por los mamíferos, ahora disponible para la pesca (Yodzis 1998). Esta interpretación fue utilizada para promover la reducción en el tamaño de algunas poblaciones de mamíferos marinos (Wickens *et al.* 1992).

La controversia acerca de este argumento se centró en la pregunta básica sobre cuánto consumen realmente los mamíferos marinos y resaltó la necesidad de estudiar el rol que ellos cumplen dentro del ecosistema (Yodzis 2001). Otro debate surgió a partir del reconocimiento que este simple esquema está incluido en una red trófica mucho más compleja de interacciones que pueden afectar los resultados (Lavigne 1995), y en la cual

los efectos de las interacciones indirectas propagados por la red trófica pueden ser más importantes que los de las interacciones directas (Yodzis 2000).

El estudio del rol ecológico de los mamíferos marinos y del grado de interacción con las pesquerías se convirtió en foco de interés de muchos estudios (Northridge 1984, Northridge 1991, Bowen 1997, DeMaster *et al.* 2001, Koen-Alonso & Yodzis 2005, Dillingham *et al.* 2006, Morissette *et al.* 2006). Sin embargo, una evaluación dirigida a estudiar la competencia real entre las pesquerías y los mamíferos marinos es difícil de realizar, en parte debido al supuesto subyacente que para que exista competencia la remoción de uno de los competidores debe resultar en un incremento mensurable en la disponibilidad de alimento para el otro componente (Cooke 2002). Asimismo, el desarrollo de modelos lo suficientemente detallados para demostrar de forma inequívoca la existencia de una interacción competitiva está en gran medida limitado por la complejidad de las interacciones tróficas en los ecosistemas marinos y la dificultad para obtener datos fiables de cada uno de los componentes (Yodzis 2000, Plagányi & Butterworth 2002).

Actualmente existen algunos modelos ecosistémicos (por ejemplo, ECOPATH con Ecosim, Christensen & Walters 2000, Pauly *et al.* 2000; o MULTSPEC, Bogstad *et al.* 1997), que a pesar de ser útiles para generar hipótesis, se consideran insuficientes para proporcionar respuestas que sirvan como base para el asesoramiento y manejo de las pesquerías, en el contexto de la competencia entre los mamíferos marinos y la pesca (IWC 2003). Consecuentemente, la mayor parte de los esfuerzos realizados hasta la fecha han apuntado a estudiar el grado de solapamiento trófico, es decir, la medida en que las especies de mamíferos marinos y la pesca hacen uso de los mismos recursos alimentarios.

En Sudamérica hubo algunos intentos para evaluar el grado de solapamiento entre los mamíferos marinos, principalmente lobos marinos, y algunas pesquerías tanto industriales como artesanales. Szteren *et al.* (2004) estudiaron la similitud en la ecología trófica entre el lobo marino de dos pelos *Arctocephalus australis* y el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, y su relación con la pesca artesanal de Uruguay. Estos autores encontraron que el grado de solapamiento trófico entre las dos especies de mamíferos fue alto, aunque el solapamiento con la pesca artesanal (con palangre y redes de enmalle) fue

relativamente bajo. Las comparaciones de tallas para la pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*, la única especie bien representada en la dieta de ambas especies de Pinnípedos y en las capturas pesqueras, indicó que la talla de los peces capturados por la flota era mayor que la consumida por los lobos marinos.

En Chile, Hüsckstädt y Antezana (2006) analizaron la interacción entre el lobo marino de un pelo y las pesquerías de pequeña escala, a lo largo de toda la costa chilena, encontrando en promedio un solapamiento de nicho bajo. El valor del índice varió de acuerdo a la región, desde valores muy bajos en el sur a valores más altos en el norte del país. No obstante, la competencia potencial estimada a partir del grado de solapamiento trófico con la pesca artesanal, fue menor en aquellos lugares donde el esfuerzo pesquero fue mayor (Hüsckstädt & Antezana 2006).

El caso de estudio más cercano corresponde al litoral patagónico de la Plataforma Continental Argentina, donde se evaluaron las interacciones tróficas entre los principales predadores tope del sistema y la pesquería industrial de arrastre de fondo dirigida a merluza *Merluccius hubbsi* (Koen-Alonso *et al.* 2000b, Dans *et al.* 2003a). Este análisis involucró tanto a mamíferos marinos como a elasmobranquios. Las especies consideradas para el estudio fueron el lobo marino de un pelo, el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, la raya picuda *Dipturus chilensis*, el tiburón espinoso *Squalus acanthias* y el tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus*, discriminando subconjuntos tróficamente homogéneos dentro de cada especie biológica (especies tróficas o trofo-especies) (Koen Alonso 1999).

A partir de los análisis de dieta y de la composición de las capturas, se identificaron 70 especies presa, aunque sólo el 10% presentó valores de %IRI (índice de importancia relativa porcentual) mayores al 5%, en al menos una de las trofo-especies estudiadas. Considerando estas especies, el análisis de solapamiento trófico (índices de solapamiento general y específico; Petrakis 1979, Ludwig & Reynolds 1988) indicó que el grado de solapamiento de la pesquería de merluza sobre los predadores tope fue mayor (aunque igualmente bajo) que en sentido inverso. Esto sugiere que los predadores tienen un nicho trófico más amplio que la pesquería (Koen Alonso *et al.* 2000b). En cuanto a la

comparación de las tallas, la pesquería capturó ejemplares más grandes que los consumidos por la mayoría de las trofo-especies analizadas. De esta forma, mediante el análisis de solapamiento trófico y de los tamaños de las presas, se sugirió una baja probabilidad de competencia por los recursos alimenticios.

El Golfo San Matías es considerado un ecosistema pesquero independiente de las aguas de plataforma, siendo administrado en forma autónoma por el gobierno de la Provincia de Río Negro. De acuerdo a sus propiedades oceanográficas y biológicas, se ha sugerido que algunas de las especies forman unidades demográficas diferentes de las existentes en la Plataforma Continental Argentina, como es el caso de la merluza (Di Giácomo *et al.* 1993, Sardella & Timi 2004, González *et al.* 2007). Esta condición de sistema semi-cerrado podría generar escenarios particulares para la interacción entre las flotas pesqueras y los mamíferos marinos. La dinámica de de las comunidades naturales está asociada al elevado número de efectos indirectos propios de cada ecosistema, y este tipo de interacciones puede ser mucho más importantes que las interacciones directas (Pimm 1991).

En el contexto planteado, el objetivo de este capítulo es analizar en forma comparativa la dieta de las especies de mamíferos marinos, estudiadas en la primera parte de la tesis, y la composición de las capturas pesqueras estimada en la segunda parte. Este análisis abarca tanto la comparación de las especies presa como las tallas consumidas/capturadas.

Materiales y Métodos

El punto de partida para evaluar si existe competencia consuntiva entre la pesquería de especies demersales y los mamíferos marinos en el Golfo San Matías es el análisis del solapamiento trófico entre ambos componentes (Koen Alonso *et al.* 2000b). Este estudio involucra el cálculo de dos índices de solapamiento específicos: el índice de solapamiento general (*GO*) y el índice de solapamiento específico (*SO*) (Petrakis 1979, Ludwig & Reynolds 1988). Estos índices fueron elegidos por dos razones. En primer lugar,

ambos índices tienen propiedades estadísticas que permiten poner a prueba la hipótesis nula de un solapamiento total (Petraitis 1979, 1985, Ludwig & Reynolds 1988). Por otro lado, el *GO* es uno de los índices que presenta la menor cantidad de sesgos, ya sea debido a la variabilidad en la abundancia relativa de los recursos o a variaciones en el tamaño muestral (Smith & Zaret 1982).

El *GO* es un índice simétrico ($GO_{BA} = GO_{AB}$) que representa la probabilidad de que la curva de utilización¹ de cada predador provenga de la curva de utilización común a todos ellos. En este sentido, su rango de valores posibles depende del tamaño muestral y del número de recursos considerados. A los efectos comparativos, el *GO* se ajusta para que varíe entre 0 y 1, obteniéndose un índice ajustado (GO_a) (Ludwig & Reynolds 1988). El *GO* se define como:

$$GO = e^{\left(\frac{\sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^r n_{ij} (\ln c_j - \ln p_{ij})}{\sum_{i=1}^s N_i} \right)} \quad (8.1) \quad \text{siendo} \quad c_j = \frac{\sum_{i=1}^s n_{ij}}{\sum_{i=1}^s N_i} \quad \text{y} \quad p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N_i}$$

donde *s* es el número total de predadores, *r* es el número total de clases de recurso, n_{ij} es el número de ocurrencias de la presa *j* en el predador *i*, y N_i es la sumatoria de los n_{ij} en el predador *i*.

La hipótesis nula de un solapamiento completo ($H_0: GO=1$ versus $H_a: GO \uparrow 1$) se puso a prueba utilizando el estadístico *V*. Este estadístico se calcula como:

$$V = -2(\sum_{i=1}^s N_i) \ln GO \quad (8.2)$$

el cuál sigue una distribución Chi-cuadrado con $(s-1)(r-1)$ grados de libertad (Ludwig & Reynolds 1988).

El *SO* es un índice asimétrico que evalúa la probabilidad de obtener la curva de utilización de un predador *i* a partir de la curva de utilización de un predador *m*. Al ser un

¹ La proporción en que cada especie usa los recursos se denomina curva de utilización (Petraitis 1979). Estos recursos pueden ser presas, guaridas, territorios reproductivos, etc. (Hurlbert 1978). Cada recurso puede subdividirse en unidades consideradas como homogéneas (clases o estados del recurso), siendo la curva de utilización de una especie la proporción en que usa cada una de estas clases o estados del recurso (Hurlbert 1978, Petraitis 1979, Ludwig & Reynolds 1988).

índice asimétrico las probabilidades en ambos sentidos no deben ser necesariamente iguales. Se calcula como:

$$SO_{im} = e^{\left(\sum_{j=1}^r (p_{ij} \ln p_{mj}) - \sum_{j=1}^r (p_{ij} \ln p_{ij}) \right)} \quad (8.3)$$

donde p_{mj} se define para la presa j del predador m , de la misma forma que p_{ij} se define para la presa j del predador i .

La hipótesis nula de un solapamiento específico completo ($H_0: SO_{im} = 1$ versus $H_a: SO_{im} \hat{>} 1$) fue testeada utilizando el estadístico U (Ludwig & Reynolds 1988). Este estadístico se calcula como:

$$U_{im} = -2N_i \ln SO_{im} \quad (8.4)$$

el cuál sigue una distribución Chi-cuadrado con $(r-1)$ grados de libertad.

El análisis de solapamiento trófico sólo se realizó entre las especies de mamíferos marinos estudiadas (delfín común *Delphinus delphis*, el delfín oscuro y el lobo marino de un pelo) y la flota pesquera de arrastre. La interacción entre los predadores y la flota de palangre no pudo ser evaluada mediante este análisis debido a que los datos de captura sólo estuvieron disponibles en peso por especie capturada y este método requiere como dato de entrada al porcentaje en número. En el caso de la pesquería de calamar, durante el periodo de estudio no se registró el ingreso de embarcaciones poteras al golfo, por lo tanto las capturas de esta flota no pudieron ser caracterizadas.

Los datos utilizados para el análisis de solapamiento trófico fueron la frecuencia de ocurrencia de aquellas especies con un $\%N > 1\%$ en la muestra total. Típicamente se utiliza como criterio para incluir a las especies en el análisis un valor de $\%IRI > 1\%$ (Koen-Alonso *et al.* 2000a). Sin embargo, como los datos de la flota pesquera de arrastre correspondieron sólo al número de individuos por especie sin registrar el peso (no se pudo calcular el $\%IRI$), se utilizó el índice de dominancia en número para definir el criterio de inclusión. Aunque el $\%IRI$ tiene en cuenta mayor información que el $\%N$, cuando se calculó el número de especies incluidas por cada método, en aquellos casos donde ambos índices estaban disponibles, se vio que las diferencias fueron mínimas.

Además de las variaciones en cuanto a la composición e importancia de las especies presa y las especies capturadas, otra variable relevante que puede marcar diferencias entre los predadores tope y las pesquerías es un cambio en las tallas consumidas/capturadas de una misma especie.

La comparación de las tallas consumidas por los predadores tope con las capturadas por las flotas pesqueras (arrastre y palangre) se basó en las tallas estimadas a partir de las regresiones alométricas (ver Capítulos I y II) y las muestreadas por los observadores pesqueros (desembarco + descarte, ver Capítulos V y VII). Las diferencias estadísticas se evaluaron mediante la prueba U de Mann-Whitney cuando sólo se compararon dos grupos. En los casos en que la comparación abarcó más de dos grupos se utilizó la prueba de análisis de la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1995, Zar 1996, Siegel & Castellan 1995). Al igual que en un análisis de la varianza paramétrico, cuando se encuentran diferencias significativas mediante la prueba de Kruskal-Wallis es necesario realizar contrastes para poder detectar donde se encuentran estas diferencias. Si bien existe una gran variedad de contrastes posibles, en este caso se optó por el método de contrastes múltiples detallado por Siegel y Castellan (1995). A continuación se detalla el procedimiento para su cálculo.

Cuando se comparan k muestras mediante la prueba de Kruskal-Wallis se obtienen los rangos medios para cada uno de los k grupos (\bar{R}_i). Para poner a prueba la hipótesis nula que dos de estos grupos u y v provienen de una misma distribución (en sentido estricto que u y v poseen la misma mediana) contra una hipótesis alternativa de que u y v provienen de distribuciones distintas (en sentido estricto que u y v poseen diferentes medianas), se calcula el estadístico ε de la forma:

$$\varepsilon = |\bar{R}_u - \bar{R}_v| \quad (8.5)$$

este estadístico se compara con un valor crítico (VC) que se obtiene como:

$$VC = Z_{\alpha/[k(k-1)]} \sqrt{\frac{N(N+1)}{12} \left(\frac{1}{n_u} + \frac{1}{n_v} \right)} \quad (8.6)$$

donde $Z_{\alpha/[k(k-1)]}$ es el valor de una variable normal estándar que deja a su derecha (cola a la derecha) una probabilidad de $\alpha/[k(k-1)]$, α es el nivel de significación elegido para el conjunto de comparaciones a realizar (a global) y fue establecido en 0,05, N es el

número total de datos, y n_u y n_v son los tamaños muestrales de los grupos u y v respectivamente.

Para cada comparación el criterio de decisión establece que si $\varepsilon \geq VC$ se rechaza la hipótesis nula y puede concluirse que u y v provienen de distribuciones diferentes (en sentido estricto que u y v poseen diferentes medianas). Este contraste presenta ventajas y desventajas. En primer lugar posee como ventajas que considera el tamaño muestral total y los tamaños muestrales de cada grupo al realizar las comparaciones y que permite mantener el nivel de significación global de la prueba. La desventaja es que, al aumentar el número de comparaciones (valores grandes de k , muchos grupos a comparar), el α de cada comparación se hace muy pequeño, tornando al contraste en una prueba muy conservativa. Este hecho, si bien puede enmascarar diferencias significativas, también permite una mayor seguridad que las diferencias que se detectan son verdaderamente significativas.

Resultados

Análisis de solapamiento trófico

A partir de la caracterización de la dieta de los predadores tope y de la composición de las capturas pesqueras se identificaron más de 60 especies presa, correspondientes a peces cartilaginosos, peces teleósteos e invertebrados. Sin embargo, sólo 15 grupos taxonómicos tuvieron un $\%N > 1\%$ en la dieta de alguno de los predadores o en las capturas de la flota de arrastre, teniendo en cuenta que el grupo rayas y el grupo lenguados podrían abarcar a más de una especie (Fig. 8.1).

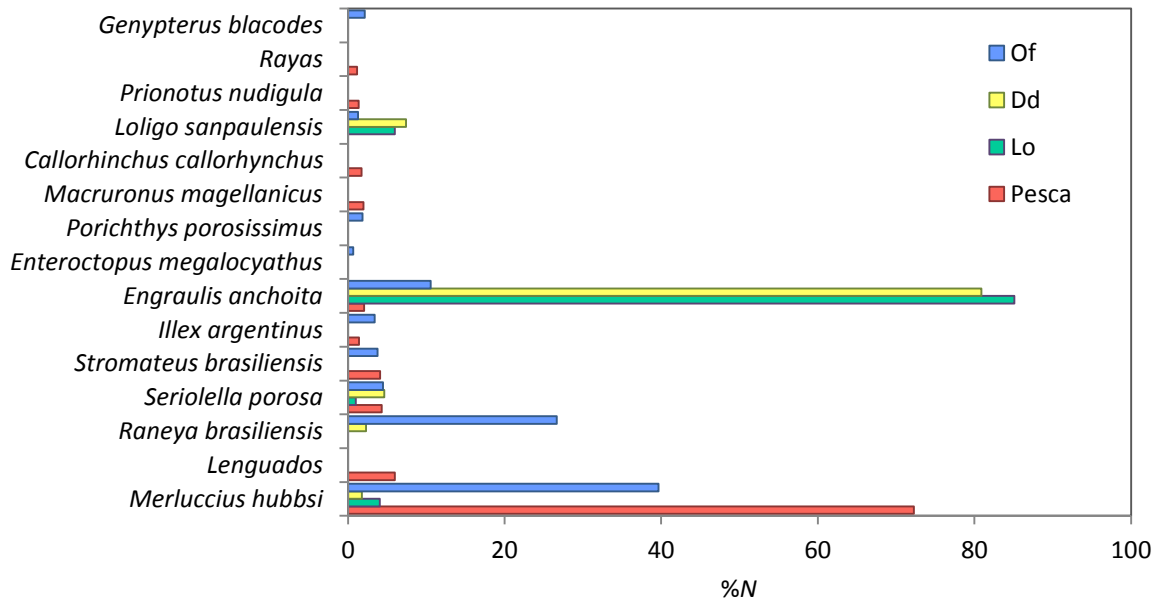


Figura 8.1: Porcentaje en número (%N) de las especies consideradas para el análisis de solapamiento trófico en cada uno de los predadores considerados y en las capturas de la flota pesquera de arrastre de fondo. Of: lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, Lo: delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, Dd: delfín común *Delphinus delphis*.

El análisis de solapamiento trófico fue realizado considerando el porcentaje en número de aquellas especies que fueron seleccionadas para cada comparación, según el criterio de inclusión. El índice de solapamiento general indicó que las curvas de utilización de cada predador (considerando a la flota pesquera como un predador) difirieron significativamente de la curva de utilización común a todos ellos (Tabla 8.1). Asimismo, mediante el análisis de solapamiento específico se encontró que todos los solapamientos de a pares fueron significativamente diferentes del solapamiento total. Esto significa que la curva de utilización de los recursos de cada uno de los predadores no puede obtenerse a partir de la curva de utilización de ninguno de los demás consumidores (ya sean predadores o la flota pesquera).

El test estadístico asociado a este tipo de pruebas sólo testea la hipótesis que el solapamiento general o específico sea igual a 1. Cuando esta hipótesis se rechaza, el resultado indica que existen evidencias estadísticamente significativas para asegurar que el solapamiento es distinto de 1. No obstante, el valor del índice podría ser igualmente

alto. En el caso de estudio, el índice de solapamiento general fue relativamente bajo y los valores de la mayoría de las comparaciones fueron muy inferiores al GO_a . La única comparación de a pares que presentó un valor cercano al GO_a se obtuvo al analizar el solapamiento de la flota pesquera de arrastre sobre los lobos marinos (Tabla 8.1). Esto sugiere que los lobos tienen un nicho trófico más amplio que la pesquería.

Si bien en los análisis de solapamiento sólo se consideran las ocurrencias de las presas más importantes y no la importancia de estas presas para cada uno de los predadores, el resultado de este análisis indica que los grupos consumidores analizados utilizan recursos similares, pero en formas diferentes.

Tabla 8.1: Solapamiento trófico entre el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, el delfín común *Delphinus delphis*, el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* y la flota pesquera de arrastre de fondo. GO : índice de solapamiento general, GO_a : índice de solapamiento general ajustado, V : valor del estadístico para testear la hipótesis nula de $GO = 1$, gl : grados de libertad, P : probabilidad del estadístico, SO_{ik} : índice de solapamiento específico del grupo i sobre el grupos k , U : valor del estadístico para testear la hipótesis nula de $SO_{ik} = 1$.

Índice de solapamiento general					
	GO	GO_a	V	gl	P
	0,86	0,44	17310	42	< 0,001
Índice de solapamiento específico					
i	k	SO_{ik}	U	gl	P
Lobo marino	Pesca arrastre	0,0004	15365,87	14	< 0,001
Delfín común	Pesca arrastre	0,0056	19547,75	11	< 0,001
Delfín oscuro	Pesca arrastre	0,0116	5346,23	11	< 0,001
Pesca arrastre	Lobo marino	0,3566	111978,29	14	< 0,001
Pesca arrastre	Delfín común	0,0000	803117,05	11	< 0,001
Pesca arrastre	Delfín oscuro	0,0103	496471,42	11	< 0,001
Delfín común	Lobo marino	0,0892	8955,22	9	< 0,001
Lobo marino	Delfín común	0,1801	6469,21	9	< 0,001
Delfín oscuro	Lobo marino	0,1738	2110,08	9	< 0,001
Lobo marino	Delfín oscuro	0,0008	13776,35	9	< 0,001
Delfín oscuro	Delfín común	0,38	1164,27	5	< 0,001
Delfín común	Delfín oscuro	0,91	350,93	5	< 0,001

Comparación de las tallas consumidas por los predadores y las capturadas por las flotas pesqueras

Del total de especies utilizadas para realizar el análisis de solapamiento trófico, se seleccionaron aquellas presas que fueron importantes y comunes a más de un grupo para realizar la comparación de las tallas consumidas. Estas especies fueron la merluza *Merluccius hubbsi*, el savorín *Seriolella porosa*, el pampanito *Stromateus brasiliensis*, el calamar *Illex argentinus*, la anchoíta *Engraulis anchoita* y el calamarete sudamericano *Loligo sanpaulensis*. La distribución total de las tallas consumidas/capturadas varió entre 5 y 82 cm, siendo la merluza la presa con mayor amplitud de rango (Fig. 8.2). La anchoíta y el calamarete fueron incluidos en el análisis por ser consumidos por las tres especies de predadores tope estudiados, a pesar de no constituir una especie importante en las capturas pesqueras del Golfo San Matías.

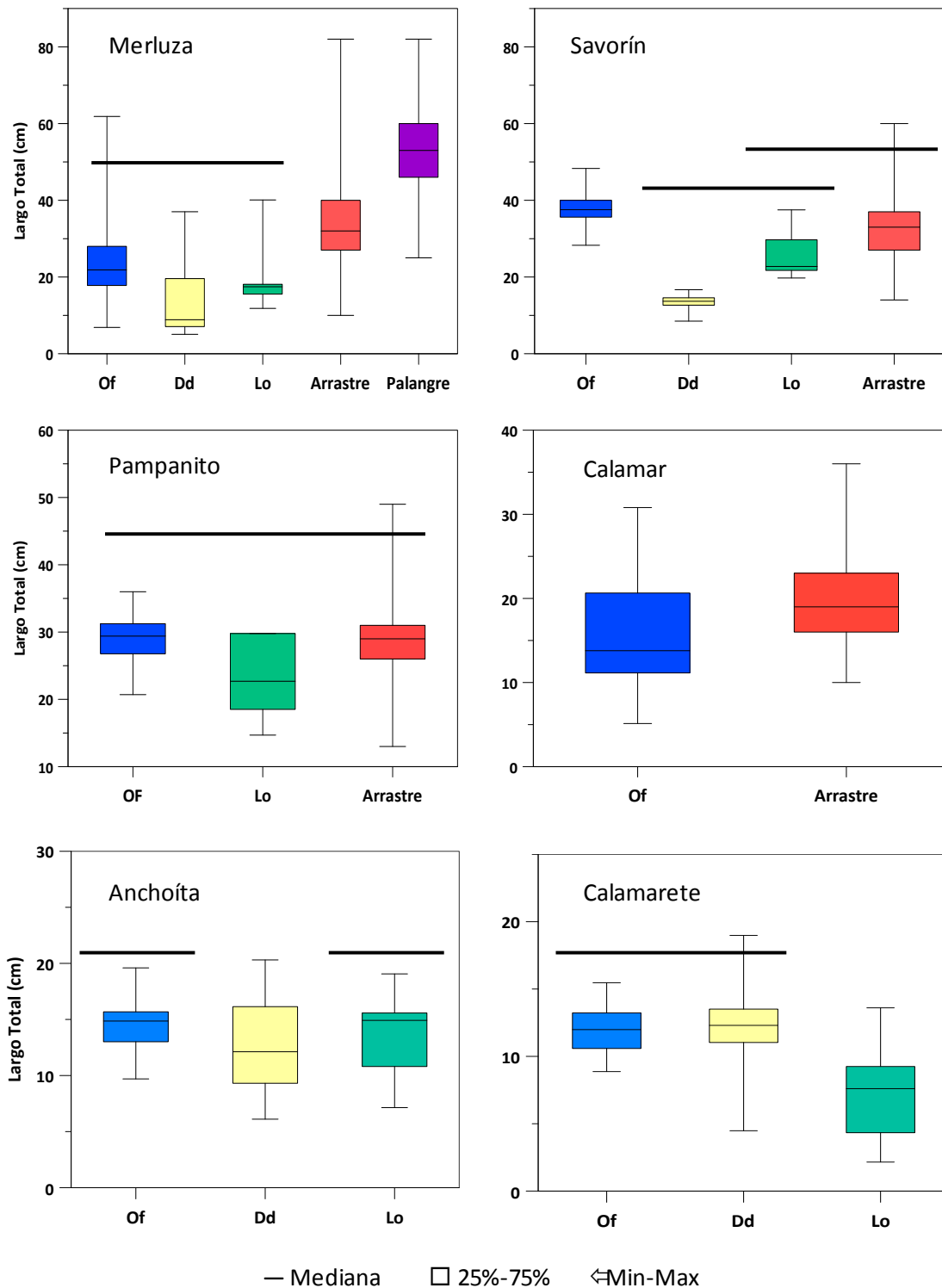


Figura 8.2: Gráficos de cajas (box-plot) del largo total (cm) de las principales presas consumidas por los predadores tope y/o capturadas por las flotas pesqueras (merluza *Merluccius hubbsi*, savorín *Seriolella porosa*, pampanito *Stromateus brasiliensis*, calamar *Illex argentinus*, anchoíta *Engraulis anchoita* y calamarete *Loligo sanpaulensis*). Of: *Otaria flavescens*, Lo: *Lagenorhynchus obscurus*, Dd: *Delphinus delphis*. Las barras horizontales indican los casos donde no hubo evidencias de diferencias estadísticas.

La merluza fue la presa dominante en las capturas pesqueras de la flota de arrastre y palangre, y fue la presa más importante en la dieta del lobo marino de un pelo. Los delfines también consumieron merluza pero en una proporción mucho menor (Fig. 8.1). Al realizar la comparación de las tallas de merluza consumidas/capturadas se encontraron diferencias altamente significativas ($H = 3714,47$, $N = 29.408$, $p < 0,0001$). La flota de palangre capturó las tallas más grandes, seguido por la flota de arrastre, mientras que los predadores consumieron sobre el extremo inferior de la distribución de tallas (Tabla 8.2). El resultado de los contrastes indicó diferencias entre las tallas de merluza capturadas por las flotas pesqueras, y entre estas y las consumidas por los predadores tope (Fig. 8.2, Tabla 8.2). No obstante, no se detectaron diferencias en las tallas consumidas por el lobo marino de un pelo y las dos especies de delfines.

Tabla 8.2: Tallas de merluza *Merluccius hubbsi* consumidas por los predadores tope estudiados (lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, delfín común *Delphinus delphis*, delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*) y capturadas por las flotas pesqueras de arrastre y palangre. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis, y los contrastes asociados. Los contrastes se muestran en forma matricial, indicando por debajo de la diagonal el valor de los estadísticos calculados (ϵ) y por encima los valores críticos respectivos. En negrita se señalan las comparaciones en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	409	23,1 \pm 7,9	6,8 - 61,9	21,8
Delfín común	32	13,5 \pm 8,8	5,1 - 37,0	8,9
Delfín oscuro	25	19,2 \pm 7,2	11,8 - 40,1	17,5
Pesca arrastre	27206	34,4 \pm 10,5	10,0 - 82,0	32,0
Pesca palangre	1736	53,1 \pm 9,4	25,0 - 82,0	53,0

Comparaciones de a pares					
	Lobo marino	Delfín común	Delfín oscuro	Pesca arrastre	Pesca palangre
Lobo marino		4374,3	4909,6	1187,2	1309,8
Delfín común	3211,0		6360,9	4215,1	4251,3
Delfín oscuro	2174,2	1036,8		4768,2	4800,3
Pesca arrastre	9074,6	12285,6	11248,8		589,9
Pesca palangre	20748,8	23959,8	22923,0	11674,2	

Una comparación interesante surge al incluir a las series de datos sobre las capturas pesqueras (desembarco + descarte) y los consumos de los predadores, la estructura de tallas estimada para el efectivo pesquero de merluza del golfo (Fig. 8.3). Estos datos fueron obtenidos del informe de la campaña de prospección de los recursos demersales realizada en 2007 (Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008). La distribución de frecuencias de tallas de la subpoblación de merluza fue bimodal, con modas en 14 cm y 33 cm (Ocampo-Reinaldo 2008a). Las clases de tallas más abundantes (medido en número de individuos) fueron las juveniles, correspondientes a individuos de 1 y 2 años de edad (Ocampo-Reinaldo 2010). La distribución de frecuencias de tallas de las merluzas consumidas por el lobo marino de un pelo fue la más cercana a la estimada para el *stock* del golfo, con una moda en 21 cm. La pesca de arrastre centró su esfuerzo de captura sobre la moda superior de la subpoblación de merluza. En el caso de la pesca de palangre se visualizó un desplazamiento hacia la derecha, concentrando su esfuerzo sobre las tallas más grandes, las cuales tienen una baja representatividad en el efectivo pesquero (Fig. 8.3).

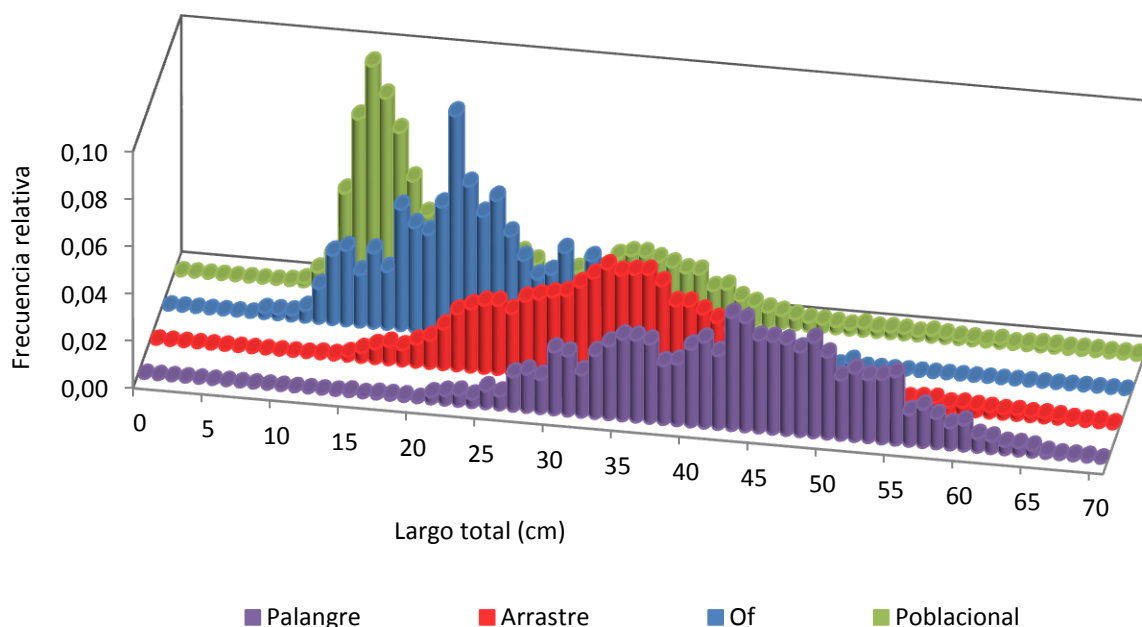


Figura 8.3: Distribución de frecuencias de tallas de merluza *Merluccius hubbsi* consumida por el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y capturada (desembarco + descarte) por la flota de arrastre de fondo y la flota

de palangre que operan en el Golfo San Matías. La estructura poblacional fue obtenida a partir de la campaña de prospección de los recursos demersales del golfo 2007 (REDE07, Ocampo-Reinaldo *et al.* 2008).

El savorín no constituyó una especie blanco de la flota de palangre, de esta forma las comparaciones sólo fueron realizadas entre los predadores y la flota de arrastre. En términos generales, la comparación las tallas de savorín consumidas/capturadas mostró diferencias estadísticamente significativas ($H = 297,74$, $N = 2179$, $p < 0,0001$) entre los grupos estudiados. El lobo marino de un pelo consumió las tallas más grande de savorín, siendo significativamente mayores a las capturadas por la flota pesquera de arrastre (Fig. 8.2, Tabla 8.3). No se encontraron diferencias en las tallas consumidas por los delfines oscuros y las capturadas por la flota de arrastre, aunque el resultado podría estar influido por el escaso número de muestras obtenidas para los delfines. Un resultado similar se encontró al comparar las tallas de savorín consumidas por las dos especies de delfines. Sin embargo, las tallas capturadas por la flota de arrastre sí fueron significativamente mayores a las consumidas por los delfines comunes.

Tabla 8.3: Tallas de savorín *Seriollella porosa* consumidas por los predadores tope estudiados (lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, delfín común *Delphinus delphis*, delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*) y la capturada por flota pesquera de arrastre. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis, y los contrastes asociados. Los contrastes se muestran en forma matricial, indicando por debajo de la diagonal el valor de los estadísticos calculados (ϵ) y por encima los valores críticos respectivos. En negrita se señalan las comparaciones en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	46	37,7 \pm 4,2	28,3 - 48,3	37,6
Delfín común	90	13,5 \pm 1,8	8,5 - 16,7	13,7
Delfín oscuro	6	25,7 \pm 6,7	19,7 - 37,5	22,7
Pesca arrastre	2037	32,7 \pm 6,6	14,0 - 60,0	33,0

Comparaciones de a pares				
	Lobo marino	Delfín común	Delfín oscuro	Pesca arrastre
Lobo marino		320,1	766,6	263,31
Delfín común	1633,2		744,6	190,2
Delfín oscuro	1146,8	486,4		722,1
Pesca arrastre	555,2	10778,0	591,6	

El pampanito representó una presa importante para el lobo marino de un pelo, el delfín oscuro y la flota de arrastre. De acuerdo a la talla media consumida de esta especie, el mayor valor corresponde al lobo marino de un pelo, seguido por la flota de arrastre y por último el delfín oscuro (Fig. 8.2, Tabla 8.4). Sin embargo, según el test de Kruskal-Wallis, las diferencias encontradas no fueron estadísticamente significativas ($H = 5,43$, $N = 1669$, $p = 0,074$). Nuevamente los resultados sobre el delfín oscuro podrían estar sesgados por el bajo número de muestras.

Tabla 8.4: Tallas de pampanito *Stromateus brasiliensis* consumidas por los predadores tope estudiados (lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*) y capturadas por la flota pesquera de arrastre. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	39	29,0 \pm 3,3	20,7 – 36,0	29,4
Delfín oscuro	6	23,0 \pm 6,6	14,7 - 29,8	22,7
Pesca arrastre	1624	28,6 \pm 3,7	13,0 - 49,0	29,0

En el caso del calamar, la comparación de tallas fue realizada sólo entre el lobo marino de un pelo y la flota de arrastre. El análisis estadístico indicó que las tallas de calamar capturadas por la flota de arrastre fueron significativamente mayores ($N = 4583$, $p < 0,0001$) a las consumidas por el lobo marino de un pelo (Fig. 8.2, Tabla 8.5).

Tabla 8.5: Tallas de calamar *Illex argentinus* consumidas por el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* y capturadas por la flota pesquera de arrastre. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	32	16,1 \pm 6,8	5,1 – 30,8	13,8
Pesca arrastre	4551	19,8 \pm 4,4	10,0 - 36,0	19,0

Test U Mann-Whitney	U (N = 4583)	$p < 0,0001$
---------------------	--------------	--------------

El rango de tallas de anchoíta consumido por las tres especies de predadores varió entre 6,1 y 20,3 cm (Tabla 8.6). Cuando se compararon conjuntamente las tallas de anchoítas consumidas por cada uno de los predadores, se detectaron diferencias significativas ($H = 29,96$, $N = 2209$, $p < 0,0001$). La talla media más grande fue registrada para las anchoítas consumidas por el lobo marino de un pelo, aunque estadísticamente no se hallaron diferencias con las tallas consumidas por el delfín oscuro. Las diferencias encontradas en la comparación global se atribuyen a que las tallas de las anchoítas recuperadas de estómagos de lobo marino y delfín oscuro fueron significativamente mayores a las predadas por el delfín común (Fig. 8.2, Tabla 8.6).

Tabla 8.6: Tallas de anchoíta *Engraulis anchoita* consumidas por el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, el delfín común *Delphinus delphis* y delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis, y los contrastes asociados. Los contrastes se muestran en forma matricial, indicando por debajo de la diagonal el valor de los estadísticos calculados (ϵ) y por encima los valores críticos respectivos. En negrita se señalan las comparaciones en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	109	14,4 \pm 2,0	9,7 - 19,6	14,9
Delfín común	1574	12,7 \pm 3,5	6,1 - 20,3	12,1
Delfín oscuro	526	13,7 \pm 2,7	7,1 - 19,1	14,9

Comparaciones de a pares			
	Lobo marino	Delfín común	Delfín oscuro
Lobo marino		177,3	188,4
Delfín común	252,3		90,2
Delfín oscuro	111,7	140,7	

El calamarete sudamericano fue consumido por los predadores en el rango de 2,1 a 19,0 cm (Tabla 8.7). La comparación general de las tallas consumidas mostró diferencias significativas entre el lobo marino y las dos especies de delfines ($H = 53,43$, $N = 162$, $p < 0,0001$). Sin embargo, a partir de los contrastes de a pares no se encontraron diferencias en las tallas predadas por el lobo marino de un pelo y el delfín común, aunque sí se detectaron diferencias entre ambos predadores y el delfín oscuro (Fig. 8.2, Tabla 8.7).

Tabla 8.7: Tallas de calamarete sudamericano *Loligo sanpaulensis* consumidas por el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, el delfín común *Delphinus delphis* y delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*. También se presenta el resultado del análisis la varianza unifactorial por rangos de Kruskal-Wallis, y los contrastes asociados. Los contrastes se muestran en forma matricial, indicando por debajo de la diagonal el valor de los estadísticos calculados (ϵ) y por encima los valores críticos respectivos. En negrita se señalan las comparaciones en las cuales se encontraron diferencias estadísticamente significativas. N: número de presas en cada especie trófica.

Grupo trófico	N	Media \pm DS	Rango	Mediana
Lobo marino	13	11,8 \pm 1,9	8,9 - 15,5	12,0
Delfín común	112	12,2 \pm 2,6	4,5 - 19,0	12,3
Delfín oscuro	37	7,3 \pm 3,0	2,1 - 13,6	7,6

Test Kruskal-Wallis	H (2, N = 162) = 53,43		p < 0,0001
	Lobo marino	Delfín común	Delfín oscuro
Lobo marino		38,6	42,4
Delfín común	6,1		25,0
Delfín oscuro	58,6	64,7	

Discusión

El estudio del solapamiento trófico entre predadores tope y pesquerías representa una primera aproximación para evaluar el grado de potencial competencia consuntiva que se puede generar producto de la intervención humana en los ecosistemas marinos. Particularmente en el Golfo San Matías se disponía de buena información sobre los desembarcos, la distribución espacial, la abundancia y los aspectos biológicos de la mayoría de los peces demersales (González *et al.* 2004), aunque se desconocía casi por completo las relaciones tróficas entre los eslabones superiores, y entre éstos y las pesquerías. El análisis del solapamiento trófico entre mamíferos marinos y pesquería conducido en esta tesis constituye la primera evaluación global de las interacciones tróficas entre las principales especies de mamíferos marinos y la pesquería de especies demersales que opera en el Golfo San Matías, permitiendo empezar a diagramar la trama trófica del ecosistema del golfo (Fig. 8.4).

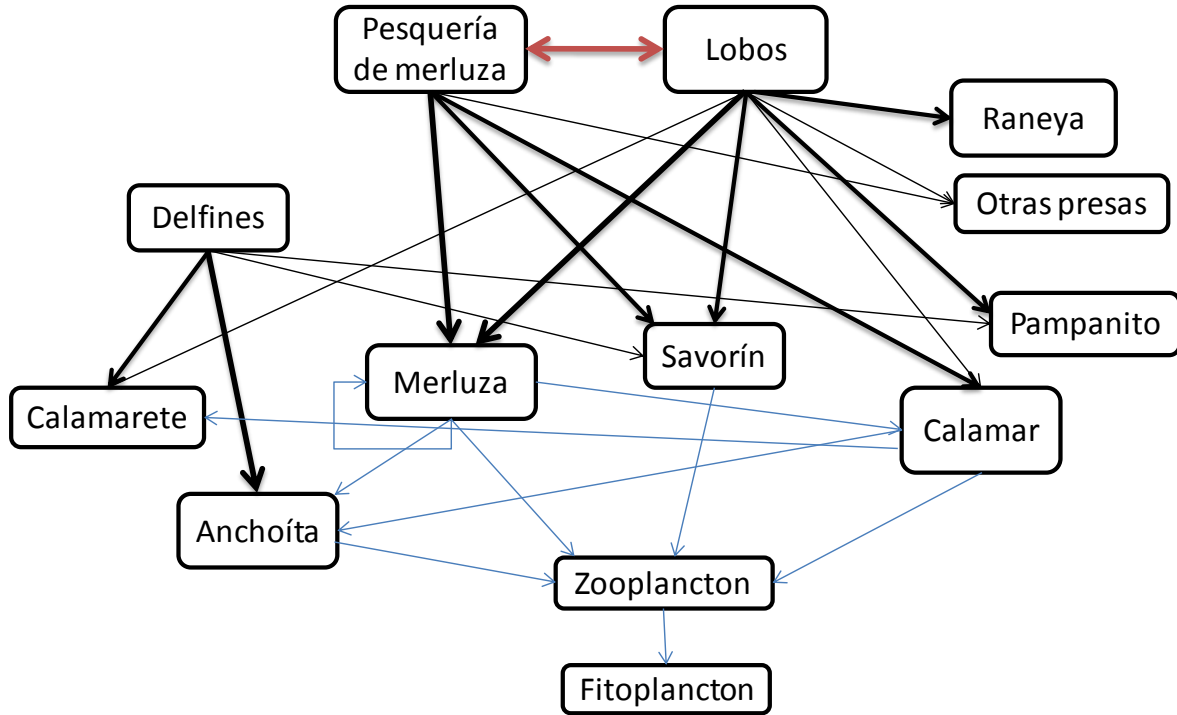


Figura 8.4: Esquema de las principales relaciones tróficas para las especies de predadores estudiadas y la pesquería de especies demersales del Golfo San Matías. Se indican en negro las relaciones de predación identificadas en el contexto de esta tesis y en azul las relaciones tróficas más importantes entre las especies de menor nivel trófico (Crespi 2010, Ocampo-Reinaldo 2010). En rojo se indica la relación entre el lobo marino de un pelo y la pesquería de merluza, resaltando la particularidad de esta interacción.

Los estudios de dieta de los predadores tope indican que tanto el delfín común, como el delfín oscuro y el lobo marino de un pelo consumen una amplia variedad de recursos. Esto permitiría caracterizarlos como predadores generalistas. No obstante, el número de presas con una importancia relativamente alta en la dieta fue bajo. En el caso de los delfines, la anchoíta alcanzó un valor de %IRI (índice de importancia relativa porcentual) mayor al 80%. La estrategia de alimentación fue mixta, siendo generalista pero con un cierto grado de selección de acuerdo al comportamiento social de las presas, prefiriendo los cardúmenes de especies pelágicas de pequeño tamaño. La dieta del lobo marino de un pelo se basó en 24 especies presa, aunque el 80% (%IRI) estuvo determinado por el aporte de la merluza, el savorín y la raneya. A su vez, se lo definió como un predador de hábitos mixtos, ya que se alimentó tanto de presas asociadas a la columna de agua como al fondo. Otra característica importante del comportamiento

alimenticio de las tres especies de predadores es el hecho que utilizarían los recursos de acuerdo a su disponibilidad en el ambiente.

En las capturas pesqueras se identificó un número elevado de especies, que incluyeron invertebrados, peces cartilagosos y peces teleósteos, aunque la mayoría registraron una baja representatividad en número. La merluza, especie blanco de la pesquería, dominó ampliamente las capturas de la flota de arrastre y de palangre. De acuerdo a los hábitos alimentarios de las especies capturadas, las flotas pesqueras actuarían en forma equivalente a la de un predador tope natural del ecosistema, sumado a que la mayoría de las especies no sobreviven al proceso de captura. No obstante, la pesquería podría considerarse como “un predador no eficiente”, ya que parte de los recursos explotados son descartados e ingresan nuevamente al sistema como detritus o son aprovechados por otros predadores que se comportan como comensales oportunistas.

La flota de palangre resultó más eficiente en relación al uso de las especies comparada a la de arrastre, debido a la selectividad del arte y a que el carácter artesanal de esta flota estimula a los pescadores a comercializar casi la totalidad de la captura (González *et al.* 2003b). En el caso de la flota de arrastre, alrededor del 10% del total de especies capturadas no fueron registradas en los desembarcos (Millán 2009), siendo descartadas durante el proceso de clasificación a bordo. Las especies descartadas corresponden principalmente a organismos de la fauna bentónica (poríferos, anélidos, tunicados, cnidarios, crustáceos y moluscos) que son retenidos en la red como consecuencia del método de pesca. De esta forma, a pesar del descarte de algunas especies (descarte por especie) por parte de la flota de arrastre, la pesquería de especies demersales del golfo estaría relativamente calibrada hacia aquellos recursos con posibilidad de inserción en los mercados. Esto, sin embargo, no implica que el descarte por talla de las especies con importancia económica sea bajo.

Por otro lado, cuando se comparó la composición específica de las capturas y los desembarcos de la flota de arrastre se encontró una correspondencia en el patrón estacional (ver Capítulo IV y V). Durante los últimos años del ciclo histórico (periodo V y VI,

ver Capítulo III), el savorín se incorporó como segunda especie blanco, caracterizando la temporada III de pesca (ver Capítulo IV) a partir del aprovechamiento de un recurso estacional. En relación a la merluza, las variaciones mensuales en la representatividad de las capturas y los desembarcos fueron asociadas a los procesos biológicos y migratorios propios de la especie. Durante la primavera y verano, el efectivo pesquero de merluza del golfo se encuentra más accesible al arte de pesca debido a la concentración en ciertas áreas de alimentación y/o reproducción (Ocampo-Reinaldo 2010). Esto se vio reflejado en la distribución espacial de la flota pesquera (Fig. 4.3) y en un aumento de los rendimientos. Por el contrario, en el invierno se observa una mayor dispersión del efectivo, disminuyendo la capturabilidad, lo que se percibió como una reducción de la participación de la merluza en los desembarcos de la flota de arrastre y palangre. Esto indicaría que, más allá de las restricciones establecidas por las medidas de manejo, tales como las vedas por época y por áreas de pesca, las flotas de arrastre y palangre estarían utilizando los recursos de acuerdo a su abundancia y distribución estacional.

En este punto se encontró una similitud entre los hábitos alimenticios de los mamíferos marinos y la actividad pesquera, dado que ambos estarían aprovechando los recursos según los procesos biológicos y migratorios propios de cada especie presa. Asimismo, muchos de los recursos utilizados son comunes a ambos consumidores (predadores o pesquería). No obstante, el análisis de solapamiento trófico indicó que a pesar de aprovechar recursos similares, lo harían de forma diferente.

Estas diferencias podrían asociarse a los dominios del ambiente donde consumen/capturan a las presas y a restricciones propias de cada consumidor. Los mamíferos marinos estarían limitados tanto física (tamaño del predador) como ecológicamente (la presencia de la cría en tierra en el caso del lobo marino o comportamientos gregarios de alimentación sobre cardúmenes en el caso de los delfines), lo que acotaría su rango de acción y el espectro de presas disponible para cada predador. Además estas diferencias y restricciones tienden a separar los nichos tróficos de las especies, disminuyendo la posibilidad real de una competencia intra e interespecífica. La pesquería también tiene ciertas restricciones respecto de su rango de acción, ya sean de

índole interna (limitaciones en la capacidad de la bodega, en el poder de pesca o la posibilidad de operar sobre ciertos sustratos) o externa (restricciones impuestas por el manejo pesquero o el mercado), que determinan la forma en la que utiliza cada recurso.

Al analizar las tallas consumidas/capturadas de aquellos recursos compartidos se encontraron diferencias entre los mamíferos marinos, y entre estos y las flotas pesqueras. En el caso de la merluza, la pesca capturó tallas significativamente mayores a las consumidas por los predadores. Comparando las distribuciones de tallas estimadas para el efectivo de merluza del golfo con las obtenidas a partir de los muestreos de las capturas (desembarco + descarte) y de los contenidos estomacales (Fig. 8.3), se encuentra una mayor correspondencia entre las tallas consumidas por los predadores y las disponibles en el ambiente. Aunque, paralelamente las tallas consumidas por el lobo marino de un pelo coinciden en gran medida con las tallas descartadas por la flota pesquera de arrastre (tallas inferiores a 35 cm).

El desplazamiento hacia la derecha de las curvas de captura está relacionado con la selectividad de las artes de pesca dado que se procura capturar individuos superiores a una talla mínima comercial, que para la merluza ha sido históricamente 35 cm. El palangre presentó una alta selectividad, capturando individuos con una talla media próxima a 55 cm. La red de arrastre constituye típicamente un arte de pesca menos selectivo, no sólo respecto de las especies capturadas sino también de las tallas (Alverson *et al.* 1994, Vestergaard 1996, Rochet & Trenkel 2005). En el golfo, la estimación de la selectividad de la red arrastre de fondo empleada por las embarcaciones comerciales indicó una muy baja selectividad, afectando incluso a las merluzas del grupo de edad 1 (Fig. 5.3). Esta es una de las causas principales de las elevadas tasas de descarte de merluza que fueron estimadas para la flota de arrastre (ver Capítulo VI).

Respecto del pampanito no se encontraron diferencias en las tallas consumidas por los predadores y las capturadas por la flota de arrastre. Es importante resaltar que esta especie ha carecido históricamente de importancia comercial y es descartada casi en su totalidad por las embarcaciones pesqueras, a pesar de una alta frecuencia de ocurrencia y un porcentaje en número cercano al 5% del total de individuos capturados. A su vez, esta

especie constituye uno de los ítems presa más importante en la dieta del lobo marino de un pelo.

Las tallas de savorín consumidas por los lobos marinos y los delfines se ubicaron dentro del rango de distribución de las tallas capturadas por la flota de arrastre. Es probable que la pesquería esté aprovechando el recurso según la disponibilidad en el ambiente, mientras que los predadores desarrollen cierto grado de selectividad por las tallas, particionando el recurso.

En el caso del calamar, las tallas capturadas por la flota de arrastre y la flota potera (aunque no tiene continuidad en su actividad, ver Capítulo VII) fueron significativamente más grandes que las consumidas por el lobo marino de un pelo. Esta diferencia podría asociarse con una variación espacio-temporal en la utilización del recurso debido la presencia desfasada en el tiempo de dos subpoblaciones diferentes (SDP y SDV) de calamar.

La anchoíta fue la principal especie predada por el delfín común y el delfín oscuro, determinando un solapamiento trófico alto entre la dieta de ambas especies de delfines (Tabla 2.6). Esto podría suponer la existencia de una competencia consuntiva por los recursos. Sin embargo, la gran abundancia de esta especie en el ambiente permitiría una coexistencia trófica entre el delfín común y el delfín oscuro en Patagonia norte. La distribución de tallas de las anchoítas consumidas también indicó una similitud en el aprovechamiento de los recursos. Los delfines oscuros y comunes que fueron capturados incidentalmente dentro del Golfo San Matías consumieron anchoítas de menor tamaño que las recuperadas de las muestras de plataforma. Estas distribuciones fueron concordantes con las estimadas para los efectivos pesqueros de Patagonia norte. Hansen (2007) encontró que las tallas dominantes dentro del golfo fueron las juveniles y pre-adultas, mientras que en plataforma la talla media fue superior. Esto respalda la hipótesis que los delfines se alimentan de los recursos pelágicos según su abundancia en el ambiente.

El calamerete es un recurso anual pobremente explotado y a su vez sub-declarado por la actividad pesquera del golfo, aunque constituye un ítem presa importante en la

dieta de los mamíferos. El análisis de las tallas consumidas indicó que el lobo marino de un pelo y el delfín común estarían haciendo un uso similar del recurso (tallas entre 10 y 15 cm), mientras que el delfín oscuro se centraría en la cola inferior de la distribución de tallas (< a 10 cm).

En términos generales, el bajo solapamiento trófico entre las flotas pesqueras del golfo y los predadores topes estudiados, y la diferencia en las tallas de las presas, sugirieron que la posibilidad de potenciales efectos competitivos a partir de la utilización de recursos similares podría ser baja. Estos resultados son equivalentes a lo observado en el litoral patagónico, donde se encontró una baja probabilidad de competencia por los recursos entre la pesquería de merluza y varias especies de predadores tope, entre los que se incluyen mamíferos marinos y elasmobranquios (Koen-Alonso *et al.* 2000b, Dans *et al.* 2003a).

Sin embargo, el uso de recursos similares pero con diferencias espacio-temporales o en un rango de tallas distintivo no necesariamente mitiga la intensidad de la interacción (Harwood 1987). El análisis previo sólo considera los efectos indirectos más obvios, como es la competencia consuntiva (una sola especie intermediaria, la presa), pero descarta los efectos producidos a través de las conexiones de mayor longitud (más de una especie intermediaria) presentes en la red trófica (Yodzis 2000).

Más aún, el análisis de solapamiento trófico implica una visión estática de las interacciones. En un sistema donde la pesca estaría regulada a corto plazo por los patrones biológicos y oceanográficos (ver Capítulo IV), es esperable que la dinámica de las interacciones que se dan en el ecosistema cambie estacional y espacialmente. A largo plazo es aún más probable que se generen modificaciones en la forma en que interactúan los componentes del sistema, donde típicamente el nivel de de intervención humana varía en el tiempo. En un análisis retrospectivo, se encontró que la actividad pesquera en el Golfo San Matías ha estado históricamente determinada por las fluctuaciones en las condiciones de mercado (ver Capítulo III), y esto podría haber conducido a diferentes escenarios de interacción, principalmente con aquellos predadores con vínculo más directo.

Asimismo, estos cambios en los niveles de interacción podrían conducir a cambios en la dieta del predador, mediante la variación en la disponibilidad de las especies presa. Un cambio en la dieta puede traducirse en un cambio en la dinámica poblacional del predador, ya que las diferentes presas tienen diferente contenido nutricional (por ejemplo menor contenido lipídico). Rosen y Trites (2000a y b) propusieron que la sobreexplotación del arenque (*Clupea harengus*) en el Golfo de Alaska y en las Islas Aleutianas condujo a un cambio en la dieta de los lobos marinos de Steller (*Eumetopias jubatus*) hacia el consumo de presas con un contenido calórico menor y esto sería una de las causas de la fuerte disminución poblacional registrada para la especie. En el caso del lobo marino de un pelo, Drago *et al.* (2009) estudiaron cambios en la dieta del predador mediante cambios en la marca isotópica y observaron fluctuaciones asociadas a la actividad pesquera, registrando un incremento en el consumo de merluza por parte de los lobos paralelo al incremento en las capturas de merluza.

El lobo marino de un pelo es la principal especie de mamífero marino que depende del recurso merluza en el ecosistema patagónico. Según los estudios sobre los hábitos alimenticios de esta especie, los machos serían aún más dependientes de la merluza que las hembras, favoreciendo la captura incidental en las redes de arrastre merluceras (en el golfo, justamente la mayoría de los lobos capturados fueron machos) (Koen-Alonso 1999, Koen-Alonso *et al.* 2000a). Analizando específicamente la relación entre lobos y pesca se podría dar una dinámica ambigua, que modifique el resultado de la interacción en función de la historia y la evolución del sistema.

Por un lado, se podría suponer que la población de lobo marino se vería afectada negativamente por la actividad pesquera, ya sea tanto a través de las interacciones operacionales (captura incidental) como las ecológicas (competencia, en este caso principalmente por las tallas de merluza descartadas). El hecho que en la actualidad, los estimadores de estas interacciones (la captura incidental por lance y el solapamiento trófico) señalen una baja intensidad para el ecosistema del Golfo San Matías, no implica que en el mediano plazo se puedan producir modificaciones.

Por otro lado, podría darse una relación de comensalismo por parte de los lobos. La pesca, desde sus inicios, podría haber subsidiado parcialmente a la población de lobo marino de un pelo del golfo, facilitando a través del descarte y la reducción del canibalismo (por remoción de adultos), la disponibilidad de tallas juveniles de merluza. Este tipo de dinámica entre la pesca de especies demersales, el lobo marino de un pelo y la meluza ya fue sugerido por Koen-Alonso y Yodzis (2005) y luego por Drago *et al.* (2009) para la Plataforma Continental Argentina.

En el escenario actual del ecosistema del Golfo San Matías se encuentra una población de lobo marino de un pelo en crecimiento, con una tasa anual de incremento de 5,7% (Dans *et al.* 2004). La pesquería de especies demersales del golfo registró, durante los últimos años, una expansión en su nivel de actividad (Fig. 3.4), con rendimientos consecutivamente superiores (Fig. 3.8), y una tendencia hacia la diversificación de los desembarcos (ver Capítulo III). Paralelamente, el descarte de merluza también mostró un incremento durante el periodo 1995-2008 (Fig. 6.1).

Respecto del estado del recurso, mediante un modelo clásico de evaluación de *stock* desarrollado recientemente, se sugirió que el efectivo pesquero de merluza del golfo parece estar en buen estado de conservación, manteniendo una estructura demográfica equilibrada (más juveniles que adultos) (Fig. 6.2, Fig. 6.3; Ocampo-Reinaldo 2010). Las proyecciones de diferentes escenarios pesqueros, bajo un régimen de análisis monoespecífico, demostraron que duplicando y cuadruplicando la mortalidad por pesca, se producirían cambios negativos en la abundancia y estructura etaria de la población. Estos cambios estarían asociados a una caída en la biomasa total y en la abundancia de hembras desovantes, pudiendo impactar negativamente en los futuros reclutamientos y generar una espiral indeseada de degradación poblacional (Ocampo-Reinaldo 2010). Esta situación hipotética para el golfo es similar a la realmente observada durante las últimas décadas en los dos efectivos pesqueros de merluza de la Plataforma Continental Argentina, los cuales fueron declarados en emergencia pesquera en 1999 (Boletín Oficial de la República Argentina, Decreto 189/1999).

Si a estas proyecciones se le incorpora el efecto de las relaciones tróficas y la propagación a lo largo de la red, los resultados pueden ser inesperados. Las tendencias de los componentes de una comunidad ante distintos escenarios (perturbaciones) están caracterizadas por altos niveles de incertidumbre (Yodzis 1988). Esto implica que tanto la magnitud como el sentido de los cambios pueden contradecir lo esperado *a priori*. Los modelos multiespecíficos (ya sean bioenergéticos o balanceados en masa) permiten estudiar la dinámica de los cambios y sus impactos sobre las diferentes especies involucradas, mientras que en un enfoque uniespecífico se asumen constantes. El desarrollo de modelos multiespecíficos es especialmente importante para el ecosistema del Golfo San Matías, donde pareciera que aún se encuentran efectivos pesqueros (merluza y anchoíta) en buen estado de conservación, acompañado de una actividad pesquera en expansión y un crecimiento en el tamaño de las poblaciones de mamíferos marinos.

Consideraciones finales y perspectivas para futuras investigaciones

Consideraciones finales y perspectivas para futuras investigaciones

El estudio de las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías ha adquirido relevancia mundial y son muchos los países que incluyeron la conducción de este tipo de análisis en sus esquemas de investigación. Uno de los impulsos principales estuvo asociado al colapso de grandes pesquerías, que implicaron substanciales pérdidas económicas. Se comenzó a especular acerca del impacto que podrían generar las poblaciones de mamíferos marinos sobre el estado de los recursos pesqueros dada su condición de predadores tope.

En la mayoría de los casos, los estudios se iniciaron en sistemas que habían alcanzado un nivel crítico de perturbación, ya sea por una fuerte reducción en los tamaños poblacionales de los predadores tope debido a capturas directas o por *stocks* pesqueros comprometidos severamente a causa de la sobrepesca. Así, las evaluaciones sobre la interacción entre mamíferos marinos y pesca son típicamente diseñadas *a posteriori*, en lugar de incluirse como parte de una estrategia de manejo sustentable que evite alcanzar una condición de disturbio significativo. El conocimiento de las interacciones operacionales y específicas no debería considerarse como un elemento complementario del manejo pesquero, por el contrario debería ser una parte constitutiva de estas estrategias.

Los efectos recíprocos entre las pesquerías y los predadores tope tienen una multiplicidad de derivaciones que van desde los problemas de mortalidad incidental hasta las consecuencias de la extracción de recursos sobre la dinámica tanto de los predadores como de los propios recursos pesqueros. En este sentido, es necesario asumir en forma explícita y contundente que son las comunidades las que se encuentran bajo explotación y no sólo algunos de sus componentes. Esto destaca la necesidad de construir estrategias de manejo a nivel comunitario y/o ecosistémico, lo cual implica a su vez el desarrollo de

herramientas formales de análisis para estudiar el comportamiento del sistema (ya no de las poblaciones individuales) ante diferentes escenarios pesqueros.

El Golfo San Matías representa un caso de estudio interesante debido a que podría considerarse como un “ecosistema saludable” en base a sus características ambientales, biológicas y pesqueras. Aún se encuentran efectivos pesqueros en buen estado de conservación, situación casi anecdótica a nivel global, que soportan una presión pesquera creciente y un aumento en el tamaño de las poblaciones de mamíferos marinos.

La merluza es una especie clave dentro del ecosistema del golfo dado que sustenta tanto la pesquería de especies demersales como a la población de lobo marino de un pelo. Para ambos componentes, esta especie constituye la presa principal, sentando las bases para una potencial competencia consuntiva. Sin embargo, mediante el análisis de solapamiento trófico, se encontró que en la actualidad la probabilidad de una interacción competitiva podría ser baja. Es importante resaltar que aunque la presencia simultánea de ambos consumidores no conduzca a un escenario mutuamente desventajoso, la intensidad de la interacción podría ser igualmente alta cuando se tienen en cuenta los efectos producidos a través de las conexiones de mayor longitud que se dan en las redes tróficas.

Los delfines basaron su dieta casi exclusivamente en la anchoíta, siendo la especie dominante en la comunidad pelágica del Golfo San Matías. El hecho que hasta el presente no se haya registrado una presión pesquera específica sobre el efectivo del golfo podría haber contribuido a conservar las poblaciones de delfines, y en general, la estructura y funcionalidad del ecosistema, más aún si la trama trófica tiene algún grado de control desde los eslabones intermedios (cintura de avispa o “wasp-waist”) (Cury *et al.* 2000). En caso de iniciarse una pesquería de especies pelágicas deberían tenerse en cuenta no sólo las interacciones ecológicas con los predadores del sistema si no también la potencialidad de generar un incremento en la mortalidad a través de la captura incidental.

Aparentemente en el Golfo San Matías se da un escenario propicio para gestionar una política de manejo sustentable, bajo una mirada amplia del ecosistema. Esto implica que los esquemas de manejo no deberían basarse únicamente en cuestiones ecológicas,

sino que deberían incorporar información social y económica, con el objetivo de maximizar los retornos en función de la renta y la creación de fuentes de trabajo. Para ello es necesario contar con políticas claras y objetivos precisos que creen un ámbito articulado y participativo entre las autoridades de la administración, los investigadores y los usuarios. La participación es un elemento clave para evitar efectos indeseados que se traduzcan en un impacto negativo real sobre el ecosistema, como ocurrió, por ejemplo, con las medidas de manejo establecidas en 1997 y 1998 dirigidas a disminuir el descarte.

Como parte de este camino, el desarrollo de modelos multiespecíficos, ya sean bioenergéticos o balanceados en masa, podría permitir en un futuro la evaluación simultánea y explícita de las interacciones operacionales, específicas y de las estrategias de manejo para los recursos pesqueros. Sin embargo, la aplicación de estas metodologías está limitada por la necesidad de disponer de un gran volumen de información básica, a partir del surgimiento de nuevos interrogantes. Así, de los resultados de esta tesis se desprenden nuevas preguntas relacionadas con cada uno de los componentes estudiados y acerca de la interacción, como una perspectiva para futuras investigaciones que aporten al desarrollo de modelos multiespecíficos. Entre ellas se pueden mencionar:

¿Cuál es el consumo poblacional de las diferentes especies de mamíferos marinos en el Golfo San Matías? y ¿Cómo varía ese consumo en función de la estacionalidad en los recursos?

¿Cuál es el aporte energético de las distintas especies presas en la dieta de los predadores? y ¿Cómo la actividad pesquera podría llegar a afectar la disponibilidad de las diferentes presas, teniendo en cuenta el aporte nutricional de cada una de ellas?

¿La captura incidental de predadores tope es significativa y puede llegar a afectar la supervivencia de las poblaciones?

¿Existe un solapamiento espacial entre las flotas pesqueras y los mamíferos marinos por el aprovechamiento de los recursos disponibles?

¿Existe una relación de comensalismo verdadero entre el lobo marino de un pelo y la pesquería?

¿Qué especies son realmente afectadas por la actividad pesquera y en qué medida?

Algunos de estos interrogantes podrían ser respondidos parcialmente mediante el uso de técnicas novedosas como son los isotopos estables, análisis de ácidos grasos e incluso mediante técnicas moleculares. No obstante, la mayoría de ellas dependen de disponer información de base sobre la composición específica de la dieta de las presas y los predadores. De esta forma, la información generada en la presente tesis representa un punto de partida para el diseño de nuevas investigaciones con el objetivo general de asegurar un uso sustentable del ecosistema.

La aplicación del enfoque multiespecífico a la evaluación pesquera dependerá finalmente de la planificación de una política institucional de investigación. Si se avanza tanto en el manejo de los recursos como en la investigación con una visión holística e integradora se podrá preservar la estructura y funcionamiento del ecosistema del Golfo San Matías a largo plazo.

Apéndice

Apéndice

El estudio de la dieta de un predador puede realizarse según varias metodologías, entre las que se encuentran el análisis de isótopos estables, de fecas y/o de contenidos estomacales. Cada una de las metodologías tiene sus ventajas y desventajas y son utilizadas con diferentes objetivos. Si el fin de un estudio de dieta es cuantificar la composición por especie presa, una de las metodologías posibles es el análisis de contenidos estomacales. En el caso de los mamíferos marinos, las muestras pueden ser obtenidas a partir de animales varados en las costas o capturados incidentalmente por algún arte de pesca. Al igual que en cualquier trabajo ecológico, disponer de un tamaño muestral adecuado es fundamental para asegurar la representatividad de los resultados.

Por otro lado, cuando se depende de animales que aparecen muertos en las playas, otra característica importante de la muestra es el estado de descomposición al momento de recuperar el estómago. Al trabajar con mamíferos marinos, la posibilidad de obtener una buena muestra, tanto en cantidad como calidad, es baja. Por esta razón, un animal muerto natural o incidentalmente por una embarcación pesquera representa una fuente valiosa de información (Geraci & Lounsbury 1993, Perrin & Geraci 2009). En muchos países, se han desarrollado programas de respuesta frente a varamientos con el objetivo de recuperar la mayor cantidad de información posible, dada la naturaleza esporádica de los hallazgos (Perrin & Geraci 2009).

En el Golfo San Matías, debido a su gran extensión, con una vasta zona costera por recorrer y sumado a la dificultad de acceder en algunas regiones, en 2007 se generó una red de contactos locales para el aviso de animales muertos. La campaña de difusión a la comunidad se llevó a cabo personalmente y a través del diseño e impresión de afiches con información y números de contacto (Fig. A.1). Se visitaron y entregaron pósters a las embarcaciones pesqueras artesanales e industriales, a los puestos de los guardafaunas de Punta Bermeja, Caleta de los Loros y Playas Doradas; a los destacamentos de Prefectura Naval Argentina de San Antonio Oeste y Puerto de San Antonio Este; a los guardavidas de Las Grutas y San Antonio Oeste y a la Universidad Nacional del Comahue. Asimismo se colocaron afiches en puntos estratégicos de las comunidades costeras del golfo. Esta

campaña de difusión se realizó en coordinación con el Laboratorio de Mamíferos Marinos, del Centro Nacional Patagónico (CENPAT-CONICET).

Además de la campaña de difusión, se realizaron charlas de capacitación dirigidas a los guardas ambientales del Área Protegida de la Bahía de San Antonio y a los observadores a bordo del Programa de Observadores Pesqueros de la Pcia. de Río Negro. Las charlas apuntaron a resaltar la importancia de la información que brindan los animales muertos en las costas y a capacitarlos en técnicas de disección.

Como resultado de esta campaña se recuperó un número importante de individuos, destacando la utilidad de este tipo de emprendimientos para la obtención de muestras. La mayoría de los lobos y delfines capturados incidentalmente fueron mantenidos a bordo y traído a tierra por propia iniciativa del patrón de la embarcación (a excepción de los casos donde había observadores a bordo de la embarcación). Del total de animales muertos en las costas (lobo marino de un pelo *Otaria flavescens*, delfín común *Delphinus delphis* y delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*), el 50% fueron informados mediante la red de contactos locales, mientras que los restantes fueron encontrados durante las recorridas periódicas de las costas y apostaderos. Asimismo a través de la campaña de difusión también se recuperaron otras especies de mamíferos marinos que fueron incorporados a la colección del Laboratorio de Mamíferos Marinos del CENPAT. Estas fueron: lobo de dos pelos sudamericano *Arctocephalus australis*, lobo marino de dos pelos subantártico *A. tropicalis*, elefante marino *Mirounga leonina*, delfín nariz de botella *Tursiops truncatus*, foca cangrejera *Lobodon carcinophagus*, ballena sei *Balaenoptera borealis* y ballena jorobada *Megaptera novaeangliae*.



HACÉ UN LLAMADO

POR LA NATURALEZA

Los restos de mamíferos marinos que suelen quedar en la costa son una importante fuente de información para los investigadores. Si encontrás cuerpos de delfines, ballenas, orcas, lobos marinos u otras especies, por favor llamá a los teléfonos:



02920 15526726
02934 430764

Un equipo de biólogos del Programa de Mamíferos Marinos se encargará de recuperar tu valioso hallazgo.

Hacé contacto con tu naturaleza
y participá como asistente especial en el Programa de Investigación de Mamíferos Marinos del Golfo San Matías del IBMP • CENPAT



Figura A.1: Póster diseñado (Guillermo Soria) y distribuido por el Laboratorio de Mamíferos Marinos del Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni.

Referencias

Referencias

- Abrams PA, Menge BA, Mittelbach GA, Spiller DA, Yodzis P. 1996. The role of indirect effects in food webs. pp: 371-395. En: Polis GA, Winemiller KO (Eds.), Food webs. Integration of patterns and dynamics. Kluwer Academic Publishers (2nd printing of the original Chapman & Hall 1996 edition).
- Aliotta S, Schnack EJ, Isla FI, Lizasoain GO. 2000. Desarrollo secuencial de formas de fondo en un régimen macromareal. Asociación Argentina de Sedimentología (AAS) revista 7: 95-107.
- Allain V, Biseau A, Kergoat B. 2003. Preliminary estimates of French deepwater fishery discards in the Northeast Atlantic Ocean. Fisheries Research 60: 185-192.
- Alverson DL, Freeberg MH, Murawski SA, Pope JG. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper 339. 233 pp.
- Amundsen PA, Gabler HM, Staldvik FJ. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology 48: 607– 614.
- Anderson DL, Clark MR. 2003. Analysis of bycatch in the fishery for orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*, on the South Tasman Rise. Marine Freshwater Research 54: 643-652.
- Angelescu V. 1982. Ecología trófica de la anchoíta del mar Argentino (Engraulidae, *Engraulis anchoíta*). Parte II. Alimentación, comportamiento y relaciones tróficas en el ecosistema. Contribuciones del INIDEP 409. 83 pp.
- Angelescu V, Prenski LB. 1987. Ecología trófica de la merluza común del Mar Argentino (Merlucciidae, *Merluccius hubbsi*). Parte II. Dinámica de la alimentación analizada sobre la base de las condiciones ambientales, la estructura y las evaluaciones de los efectivos en su área de distribución. Contribuciones del INIDEP 561. 205 pp.
- Awruch CA, Lo Nostro FL, Somoza GM, Di Giácomo E. 2008. Biología reproductiva del tiburón ángel *Squatina guggenheim* (Chondrychthyes: Squatinidae) en la costa patagónica (Argentina, Atlántico suroeste). Ciencias Marinas 34: 17-28.

-
- Bakun A, Parrish RH. 1991. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the anchovy (*Engraulis anchoita*) of the southwestern Atlantic. ICES Journal of Marine Science 48: 343-361.
- Balech E, Ehrlich MD. 2008. Esquema Biogeográfico del Mar Argentino. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero 19: 45-75.
- Barón PJ, Ré ME. 2002. Reproductive cycle and population structure of *Loligo sanpaulensis* in the Northeastern coast of Patagonia. Bulletin of Marine Science 71: 175-186.
- Basso M. 1997. Avaliação da dieta alimentar de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe, no sul do Rio Grande do Sul. Tesis de Grado, Universidad de Río Grande. Brasil. 68 pp.
- Bearzi M. 2005. Dolphin sympatric ecology. Marine Biology Research 1: 165-175.
- Beddington JR, Beverton RJH, Lavigne DM. 1985. Marine Mammals And Fisheries. George Allen & Unwin. 354 pp.
- Bertolotti ML, Cabut D. 1986. Flota de altura: Breve reseña de la evolución histórica y operatividad durante el período 1981/1982. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero 6: 165-179.
- Bertolotti MI, Piergentili V, Cabut D. 1987. Flota de altura: Análisis de la operatividad período 1979/84. Frente Marítimo 3: 125-130.
- Bjordal A. 1981. Engineering and fish reaction aspects of longlining. A review. Council Meeting ICES 1981/B:35. 22 pp.
- Bogstad B, Hauge KH, Ulltang Ø. 1997. MULTSPEC - A multi-species model for fish and marine mammals in the Bering Sea. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 22: 317-342.
- Boltovskoy D. 1999. South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers. 1706 pp.
- Bonner WN. 1982. Seals and Man: a Study of Interactions. University of Washington Press. 170 pp.
- Borges L, Zuur AF, Rogan E, Officer R. 2005a. Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. Fisheries Research 75: 29-39.

-
- Borges L, Rogan E, Officer R. 2005b. Discarding by the demersal fishery in the waters around Ireland. *Fisheries Research* 76: 1-13.
- Borrell A, Reijnders PJH. 1999. Summary of temporal trends in pollutant levels observed in marine mammals. *Journal of Cetacean Research and Management* 1: 145-155.
- Boschi EE, Fischbach CE, Iorio MI. 1992. Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo* 10: 7-94.
- Bowen WD. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 158: 267-274.
- Brandhorst W, Castello J, Cousseau MB, Capezzani D. 1974. Evaluación de los recursos de anchoíta (*Engraulis anchoita*) frente a la Argentina y Uruguay. VIII. Desobe, crecimiento, mortalidad y estructura de la población. *Revista Physis* 33: 37-58.
- Brunetti N. 1981. Distribución de tallas y biología reproductiva del calamar (*Illex argentinus*) en el Mar Argentino (Campañas del BI "Shinkai Maru", 1978 -1979) Mar del Plata. *Contribuciones del INIDEP* 386: 105-119.
- Brunetti N, Ivanovic M. 1990. Calamar (*Illex argentinus*). En Cousseau MB (ed.): Muestreo bioestadístico de desembarque del puerto de Mar del Plata. Período 1980 - 1985. *Contribución del INIDEP* 585. 219 p.
- Brunetti NE, Ivanovic M, Rossi G, Elena B, Pineda S. 1998. Fishery biology and life history of *Illex argentinus*. Pp: 21-231. In: Okutani T (Ed.), *Contributed paper to International Symposium on Large Pelagic Squid*. Japan Marine Fishery Resources Research Center.
- Butterworth DS. 1992. Will more seals result in reduced fishing quotas? *South African Journal of Science* 88: 414-416.
- Butterworth DS, Duffy DC, Best PB, Bergh MO. 1988. On the scientific basis for reducing the South African fur seal population. *South African Journal of Science* 84: 179-88.
- Campagna C, Le Boeuf B, Cappozzo HL. 1988. Group raids: a mating strategy of male Southern sea lions. *Behaviour* 105: 224-249.
- Campagna C, Werner R, Karesh W, Marín MR, Koontz F, Cook R, Koontz C. 2001. Movements and location at sea of South American sea lions (*Otaria flavescens*). *Journal of Zoology (London)* 257: 205-220.

-
- Cappozzo HL, Campagna C, Monserrat J. 1991. Sexual dimorphism in newborn Southern sea lions. *Marine Mammal Science* 7: 385-394.
- Carrara IS. 1952. Lobos Marinos, pingüinos y guaneras de las costas del litoral marítimo e Islas adyacentes de la República Argentina. Informe Técnico. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de La Plata. 191 pp.
- Carreto JL, Verona CA, Casal AB, Laborde MA. 1974. Fitoplancton, pigmentos y condiciones ecológicas del Golfo San Matías III. *Contribución* 237: 49-76. Instituto de Biología Marina.
- Carvalho Filho A. 1999. Peixes: Costa Brasileira. Editora Metro. 320 pp.
- Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS. 2002. Estimated Catch and Discard Quantities for the English Northeast Coast *Nephrops norvegicus* Fishery. ICES CM 2002/V:33. 15 pp.
- Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS. 2005. Discard in North Sea Fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 29: 421-430.
- Chase JM, Leibold MA. 2003. Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches. University of Chicago Press. 212 pp.
- Christensen V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. *Reviews in Fish Biology & Fisheries* 6: 1-26.
- Christensen V, Pauly D. 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystems models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169- 185.
- Christensen V, Pauly D. 1997. Placing fisheries resources in their ecosystem context. *EC Fisheries Cooperation Bulletin/Bulletin. CE Cooperation Peche* 10: 9-14.
- Christensen V, Walters C. 2000. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. pp: 79-105. En: Pauly D, Pitcher TJ (Eds.), *Methods for evaluating the impacts of fisheries on North Atlantic ecosystems*, Vol 8(2). Fisheries Centre.
- Christensen V, Guénette S, Heymans J, Walters C, Watson R, Zeller D, Pauly D. 2003. Hundred year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries* 4: 1-24.

-
- Cipriano F. 1992. Behavior and occurrence patterns, feeding ecology, and life history of dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) off Kaikoura, New Zealand. PhD dissertation, University of Tucson. Tucson. 216 pp.
- Clapham PJ, Baker CS. 2002. Modern Whaling. pp: 1328-1329. En: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press.
- Clark KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.
- Clark KR, Warwick RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth. 175 pp.
- Clarke MR. 1986. Cephalopods in the diet of odontocetes. pp: 281-321. En: Bryden MM, Harrison R (Eds.), Research on dolphins. Oxford University Press.
- Cohen JE, Pimm SL, Yodzis P, Saldañas J. 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. Journal of Animal Ecology 62: 67-78.
- Conover WJ. 1999. Practical nonparametric statistics. John Wiley & Sons Inc. 592 pp.
- Constable AJ. 2001. The ecosystem approach to managing fisheries: achieving conservation objectives for predators of fished species. CCAMLR Science 8: 37-64.
- Cooke JG. 2002. Some aspects of the modelling of effects of changing cetacean abundance on fishery yields. International Whaling Commission - Modelling Workshop on Cetacean- Fishery Competition (SC/J02/FW10). 28 pp.
- Coombs AP. 2004. Marine mammals and human health in the eastern Bering Sea: Using an ecosystem based food web model to track PCBs. MSc. Thesis, University of British Columbia. British Columbia. 98 pp.
- Cordo HD, Machinandiarena L, Macchi GJ, Villarino, MF. 2002. Talla de primera madurez del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico Sudoccidental. Informe Técnico INIDEP 47/2002. 16 pp.
- Cortés E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 726–738.

-
- Costello MJ. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* 36: 261–263.
- Cousseau MB, Perrotta RG. 2004. Peces Marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Publicaciones Especiales INIDEP. 163 pp.
- Cowell RK, Futuyma DJ. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52: 567-576.
- Crespi AC. 2010. La historia de vida de *Illlex argentinus* en el Golfo San Matías. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. Bariloche. 124 pp.
- Crespo EA. 1988. Dinámica poblacional del lobo marino del sur *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) en el norte del litoral patagónico. Tesis Doctoral, Facultad de Cs. Exáctas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires. 298 pp.
- Crespo EA. 1991. *Lagenorhynchus obscurus*, delfín oscuro. pp 42-45. En: Capozzo HL, Junín M. (Eds.), Estado de conservación de los mamíferos marinos del Atlántico Sudoccidental. Informes y estudios del Programa de Mares Regionales del PNUMA N°138. 249 pp.
- Crespo EA, Pedraza SN. 1991. Estado actual y tendencia de la población de lobos marinos de un pelo (*Otaria flavescens*) en el litoral norpatagónico. *Ecología Austral* 1: 87–95.
- Crespo EA, Hall MA. 2001. Interactions between Aquatic Mammals and Humans in the context of Ecosystem Management. pp: 463-490. En: Evans PGH, Raga JA (Eds.), *Marine Mammals: Biology and Conservation*. Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Crespo EA, Dans SL. 2008. Bases para el monitoreo y herramientas de gestión para el manejo de las poblaciones de mamíferos marinos afectadas por las actividades turísticas y recreativas en el litoral Patagónico. Informe Final Proyecto FMAM/BIRF 28385-AR. Proyecto PNUD ARG 02/018. 62 pp.
- Crespo EA, Pedraza SN, Dans SL, Koen Alonso M, Reyes LM, García NA, Coscarella M, Schiavini ACM. 1997. Direct and indirect effects on the high seas fisheries on the marine mammal populations in the northern and central patagonian coast. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22: 189–207.

-
- Crespo EA, Harris G, Gonzalez R. 1998. Group Size And Distributional Range Of The Franciscana *Pontoporia blainvillei*. Marine Mammal Science 14: 845-849.
- Crespo EA, Koen Alonso M, Dans SL, García NA, Pedraza SN, Coscarella MA, González R. 2000. Incidental Catch of Dolphins In Mid-Water Trawls for Southern Anchovy off Patagonia. Journal of Cetacean Research Management 2: 11-16.
- Crespo EA, Dans SL, Svendsen G, Kovalik A, Berón Vera B. 2002. Cambios estructurales y sociales en Punta León, litoral norte de Patagonia, en una población de lobos marinos en crecimiento. Resumen en X Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Chile. pp: 30–31.
- Crespo EA, Pedraza SN, Grandi MF, Dans SL, Garaffo G. 2004. Abundance of franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, in the Argentine coast, from aerial surveys. International Whaling Commission SC/56/SM9.
- Crespo EA, García NA, Dans SL, Pedraza SN. 2008. Mamíferos marinos. En: Boltovskoy D (Ed.), Atlas de Sensibilidad Ambiental de la Costa y el Mar Argentino. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. <http://atlas.ambiente.gov.ar>.
- Crespo EA, Dans SL, Romero MA, González R, García N, Koen-Alonso M, Pedraza SN. 2009. Interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías en la costa Argentina. Presentación oral en Taller de trabajo: “Estado de situación del lobo marino común *Otaria flavescens* en su área de distribución”. SOLAMAC. Chile.
- Culik BM, Koschinski S, Tregenza N, Ellis GM. 2001. Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. Marine Ecology Progress Series 211: 255-260.
- Cury PM, Bakun A, Crawford RJM, Jarre A, Quiñones RA, Shannon LJ, Verheye HM. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. ICES Journal of Marine Science 57: 603-618.
- Dans SL. 1999. Ecología poblacional del delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus* (Gray, 1828) en el litoral patagónico, Atlántico Sudoccidental. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires. 158 pp.

-
- Dans SL, Crespo EA, Pedraza SN, González R, García N. 1996. Estructura y tendencia de los apostaderos de lobos marinos de un pelo (*Otaria flavescens*) en el norte de Patagonia. Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica (Puerto Madryn, Argentina) No. 13. 17 pp.
- Dans SL, Koen Alonso M, Crespo EA, Pedraza SN, García NA. 2003a. Interactions between Marine Mammals and High Seas Fisheries in Patagonia under an integrated approach. pp: 88-103. En: Gales N, Hindell M, Kirkwood R (Eds.), Marine Mammals: Fisheries; Tourism and Management Issues. CSIRO Publishing.
- Dans SL, Koen-Alonso M, Pedraza SN, Crespo EA. 2003b. Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off Patagonia, Argentina: can populations persist? Ecological Applications 13: 754-762.
- Dans SL, Crespo EA, Pedraza SN, Koen Alonso M. 2004. Recovery of the South American sea lion population (*Otaria flavescens*) in northern Patagonia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1681-1690.
- Dato CV, Villarino MF, Cañete GR. 2000. El descarte de meluza (*Merluccius hubbsi*) en el Mar Argentino. Periodo 1990-1997. Informe Técnico Interno INIDEP 07/2000. 16 pp.
- DeMaster DP, Fowler CW, Perry SL, Richlin MF. 2001. Predation and Competition: The impact of fisheries on marine-mammal populations over the next one hundred years. Journal of Mammalogy 82: 641-651.
- De Pierrepont JF, Dubois B, Desormonts S, Santos MB, Robin JP. 2005. Stomach contents of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. Journal of Marine Biological Association of United Kingdom 85: 1539-1546.
- Di Giácomo E, Perier MR. 1992. Retracción de la pesquería demersal del Golfo San Matías: ¿Escasez de recursos o disminuciones de la eficiencia? Frente Marítimo 11: 7-13.
- Di Giácomo E, Perier MR. 1996a. Informe "Campañas REDE III y REDE IV". Estimación de biomasa e índice de abundancia relativa. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni". 58 pp.

-
- Di Giacomo EE, Perier MR. 1996b. Feeding habits and prey selection by cockfish, *Callorhynchus callorhynchus* in patagonian waters, Argentina. Marine and Freshwater Research 47: 801-808.
- Di Giacomo E, Calvo J, Perier MR, Morriconi ER. 1993. Spawning aggregations of *Merluccius hubbsi*, in Patagonian waters: evidence for a single stock? Fisheries Research 16: 9-16.
- Di Giacomo EE, Parma AM, Oresanz JM. 1994. Food consumption by the cock fish, *Callorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae), from Patagonia (Argentina). Environmental Biology of Fishes 40: 199-211.
- Dillingham PW, Skalski JR, Ryding KE. 2006. Fine-scale geographic interactions between Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) trends and local fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63: 107-119.
- Drago M, Crespo EA, Aguilar A, Cardona L, García N, Dans SL, Goodall N. 2009. Historic change of the diet of the South American sea lion in Patagonia as revealed by isotopic analysis. Marine Ecology Progress Series 384: 273-286.
- Duffy DC. 1983. Environmental uncertainty and commercial fishing: effects on Peruvian guano birds. Biological Conservation 26: 227-238.
- Efron B. 1979. Bootstrap methods; another look at the jackknife. Annals of Statistics 7: 1-26
- Elías I, Rajoy C. 1992. Hábitos alimenticios del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 18929): Pinguipedidae, en aguas norpatagónicas argentinas. Revista de Biología Marina 27: 133-146.
- Enever R, Revill AS, Grant A. 2007. Discarding in the English Channel, Western approaches, Celtic and Irish seas (ICES subarea VII). Fisheries Research 86: 143-152.
- Ercoli R. 1998. Una experiencia conjunta Japón-Argentina en la pesca con palangre de fondo. Pesca en el Atlántico Sur. Buenos Aires. Publicación del Centro Integral de Información Empresaria: 273-287.
- Escofet A, Oresanz JM, Olivier SR, Scarabino V. 1978. Biocenología bentónica del golfo San Matías (Río Negro, Argentina): estudio ecológico de un gran espacio geográfico

-
- en América Latina. *Anales de Ciencias del Mar y Limnología*, Univ. Nac. Auton. México 51: 59-82.
- Estes JA. 1979. Exploitation of marine mammals: r-selection or K-strategists? *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36: 1009-1017.
- Evans WE. 1982. Distribution and differentiation of stocks of *Delphinus delphis* Linnaeus in the northeastern Pacific. *FAO Fisheries Series* 5: 45-66.
- Evans WE. 1994. Common dolphin, white-bellied porpoise *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758. pp: 191-224. En: Ridgway SH, Harrison RJ (Eds.), *Handbook of marine mammals*, Vol 5. Academic Press.
- FAO International. 2003. The ecosystem approach to marine capture fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries* 4(Suppl.2). 112 pp.
- FAO Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service. 2008. Total fishery production 1950-2006. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series [online or CD-ROM]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at: <http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>
- Fluharty D, Cyr N. 2001. Implementing ecosystem-based management of fisheries in the context of the US regional fisheries management: recommendations of the NMFS principles advisory panel. *CalCOFI Reports* 42: 66-73.
- Furness RW, Cooper J. 1982. Interactions between breeding seabirds and pelagic fish populations in the Southern Benguela Region. *Marine Ecology Progress Series* 8: 243-250.
- Gagliardini DA, Rivas AL. 2004. Environmental characteristics of San Matías Gulf obtained from LANDSAT-TM and ETM+ DATA. *Gayana* 68: 186-193.
- Gales NJ, Burton HR. 1989. The past and present status of the southern elephant seal *Mirounga leonine* Linn. in greater Antarctica. *Mammalia* 53: 35-48.
- García SM, Zerbi A, Do Chi T, Lasserre G. 2003. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 443. 71 pp.
- García-Godos I. 2001. Patrones morfológicos del otolito *sagita* de algunos peces óseos del mar Peruano. *Informe del Instituto del Mar de Perú* 20. 84 pp.

-
- García-Godos I, Van Waerebeek K, Reyes JC, Alfaro J. 2004. A comparative analysis of the diet of the long-beaked common dolphin (*Delphinus capensis*) with three other small cetaceans off Central Peru. International Whaling Comisión IWC SC/56/SM2. 20 pp.
- Garciarena AD, Perrotta RG, López F. 2002. Informe sobre el muestreo de desembarque de anchoíta (*Engraulis anchoita*) y caballa (*Scomber japonicus*) en el puerto de Mar del Plata: período septiembre 1999-enero 2000, con algunos comentarios sobre el manejo de estos recursos. INIDEP Informe Técnico 45/02. 17 pp.
- George-Nascimento MF, Bustamante RA, Oyarzun RC. 1985. Feeding ecology of the Southern sea lion *Otaria flavescens* Shaw, 1800: food contents and food electivity. Marine Biology Progress Series 21: 135–143.
- Geraci JR, Lounsbury VJ. 1993. Marine Mammals Ashore. A Field Guide for Stranding. Texas A&M University Sea Grant College Program. 305 pp.
- Giussi AR. 1996. Estudio de algunos aspectos del ciclo vital de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus*, Lonnerberg, 1907. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata. 150 pp.
- Godoy JC. 1963. Fauna Silvestre. Consejo Federal de Inversiones. Serie Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina (Buenos Aires) 8. 299 pp.
- Goldsworthy SD, Bulman C, He X, Larcombe J, Littnan C. 2003. Trophic interactions between marine mammals and Australian fisheries: an ecosystem approach. pp: 54-87. En: Gales N, Hindell M, Kirkwood R (Eds.), Marine Mammals and Humans: Fisheries, tourism and management. CSIRO Publications.
- Gonzalez RA. 1990. Distribución espacio temporal y composición de las manadas de delfín común, *Delphinus delphis* Linn 1758, en el Golfo San Matías. Actas de la 4ta. Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Chile. 148-158.
- González RA. 1998. Biología y explotación pesquera del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) en el golfo San Matías, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 135 pp.

-
- González RA. 2003. Propuesta de medidas de manejo complementarias para una gestión sustentable de la pesquería de merluza común *Merluccius hubbsi* y otras especies demersales del Golfo San Matías. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 06/03. 5 pp.
- González R. 2006. Age and growth of the Argentine Sandperch *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier 1829) Berg, 1899 in the Gulf of San Matías (Patagonia, Argentina). Fisheries Research 79: 120-128.
- González RA, Caille MG. 1995. Composición por especies y estimaciones del descarte en la pesquería demersal del Golfo San Matías. En Actas VI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. p. 99.
- Gonzalez RA, Acosta S, Curtolo L. 1992. Avistajes y varamientos de cetáceos en aguas y costas Rionegrinas (período 1985-1992). Comunicación en la 5ta. Reunión de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América de América del Sur. Argentina. p. 30.
- González R, Narvarte M, Perier MR, Sawicky S, Filippo P, Curtolo L, Carbajal M. 2003a. Propuesta de gestión para el Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, a partir de los conceptos y metodologías del Manejo Costero Integrado (MCI). IV Congreso Anual ASAEC (Asociación Argentina de Estudios Canadienses). Las Áreas Protegidas y la Gente. Neuquén. 23 pp.
- González RA, Osovnikar FP, Saiz N. 2003b. Distribución y rendimientos del efectivo pesquero de merluza común *Merluccius hubbsi* y otras especies demersales a partir de los resultados de campañas de prospección pesquera con palangre de media agua realizadas en el Golfo San Matías entre los años 1996 y 1999. IBMP Serie Publicaciones 2: 27-46.
- González RA, Narvarte M, Morsan E. 2004. Estado de situación de los recursos pesqueros del Golfo San Matías, sus pesquerías, especies asociadas y ambiente: informe *ad hoc* para la evaluación preliminar de las pesquerías marinas de Río Negro con vistas a la certificación de su sustentabilidad. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 03/04. 51 pp.

-
- González RA, Narvarte MA, Caille MG. 2007. An assessment of the sustainability of the hake *Merluccius hubbsi* artisanal fishery in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Fisheries Research* 87: 58-67.
- González R, Ocampo-Reinaldo M, Schneider C, Romero MA, Maggioni M, Williams G, Cabrera G, Narvarte M, Gagliardini A. 2010. Correlating SST Satellite Data to the Spatial Distribution of Spawning Aggregations of Argentine Hake (*Merluccius hubbsi*) in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. JRC Scientific and Technical Reports - Proceeding "Oceans from Space" Venice 2010. JRC 57986: 103-104.
- González Zevallos D, Firstater F. 2004. Palangre Artesanal del Golfo San Matías. Reporte 2004 del Proyecto "Evaluación de las interacciones e impacto de la pesquería de merluza con palangre artesanal del Golfo San Matías". Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 23/2004. 41 pp.
- Gosztonyi A, Kuba L. 1996. Atlas de huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. Informe Técnico del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica 4. 29 pp.
- Gosztonyi AE, Kuba L. 1998. Fishes in the diet of the imperial cormorant *Phalacrocorax atriceps* in the vicinity of Punta Loberia (Chubut, Argentina). *Marine Ornithology* 26: 63-68.
- Gosztonyi AE, Kuba L, Mansur LE. 2007. Estimation of body size using morphometric relationships of head bones, pectoral fin bones and bony precaudal distance in *Raneya brasiliensis* (Kaup, 1856) (Pisces, Ophidiiformes, Ophidiidae) in Patagonian waters. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 42: 1-5.
- Grafton RQ, Hilborn R, Squires D, Williams MJ. 2010. Marine conservation and fisheries management: at the crossroads. pp: 3-19. En Grafton RQ, Hilborn R, Squires D, Tait M, Williams MJ (Eds.), *Handbook of marine fisheries: Conservation and management*. Oxford University Press.
- Graham N, Ferro RST, Karp WA, McMullen P. 2007. Fishing practice, gear design, and the ecosystem approach-three case studies demonstrating the effect of management

-
- strategiemy on gear selectivity and discards. ICES Journal of Marine Science 64: 744-750.
- Grandi MF. 2010. Dinámica poblacional y cambios estructurales en una población en crecimiento de lobo marino común, *Otaria flavescens*, del litoral Norpatagónico. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. Bariloche. 182 pp.
- Grandi MF, Dans SL, Crespo EA. 2008. Social composition and spatial distribution of colonies in an expanding population of South American Sea Lions. Journal of Mammalogy 89: 1218–1228.
- Grandi MF, Dans SL, García NA, Crespo EA. 2009. Growth and age at sexual maturity of South American sea lions. Mammalian biology. En prensa.
- Gudmundsson T, Gamberale A, Martini L. 1973. Explotación de recursos pelágicos en la zona costera entre 42°S y 44°S, noviembre de 1972. Proyecto de Desarrollo Pesquero. Documento Técnico Preliminar 25. 10 pp.
- Gulland JA. 1986. Marine mammal-Fisheries interactions. Ambio 15: 152-154.
- Gulland JA. 1987. Seals and fisheries: a case for predator control? Trends in Ecology and Evolution 2: 102–103.
- Hall S. 1999. The Effect of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Fish Biology and Aquatic Resources Series. Blackwell. 413 pp.
- Hammill MO, Lydersen CL, Kovacs KM, Sjare B. 1997. Estimated fish consumption by hooded seals (*Cystophora cristata*), in the Gulf of St Lawrence. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 22: 249–258.
- Hansen JE. 1994. Diferencias entre parámetros vitales de las poblaciones bonaerense y patagónica de anchoíta argentina. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero 9: 11-24.
- Hansen JE. 2007. "EH-09/06". Evaluación de anchoíta patagónica (41°-45°20'S) e investigación del Golfo San Matías en la primavera de 2006. INIDEP Informe Técnico 01/07. 20 pp.

-
- Hansen JE, Cousseau MB, Gru DL. 1984. Características poblaciones de la anchoíta (*Engraulis anchoita*) del Mar Argentino. Parte I. El largo medio al primer año de vida, crecimiento y mortalidad. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 4: 21-48.
- Hansen JE, Buratti CC, Garciarena AD. 2009. Estimación de la abundancia y la composición de la población de anchoíta bonaerense durante el periodo 1990-2008, y de una captura biológicamente aceptable en el año 2009. INIDEP Informe Técnico 12/09. 22 pp.
- Harwood J. 1987. Competition between seals and fisheries. *Scientific Progress* 71: 429-437.
- Harwood J. 1999. A risk assessment framework for the reduction of cetacean by-catches. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 593-599.
- Harwood J, Croxall JP. 1988. The assessment of competition between seals and commercial fisheries in the North Sea and the Antarctic. *Marine Mammal Science* 4: 13-33.
- Herzing JE, Johnson CM. 1997. Interspecific interaction between Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Bahamas, 1985-1995. *Aquatic Mammals* 23: 85-99.
- Heyning JE, Perrin WF. 1994. Evidence for two species of common dolphins (genus *Delphinus*) from the eastern North Pacific. *Natural History- Museum of Los Angeles County, Contribution in Science* 442: 1-35.
- Hilborn R. 1985. Fleet dynamics and individual variation: why some people catch more fish than others. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 2-13.
- Hilborn R, Walters CJ. 2001. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Kluwer Academic Publisher. 570 pp.
- Hilborn R, Branch TA, Ernst B, Magnusson A, Minte-Vera CV, Scheuerell MD, Valero JL. 2003. State of the world's fisheries. *Annual Review of Environmental Resources* 28: 1-40.
- Hurlbert SH. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67-77.

-
- Hüskstädt LA, Antezana T. 2006. The Diet of *Otaria flavescens* in Chile: What Do We Know? Sea Lions of the World. Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-06-01: 83-116.
- Hyslop EJ. 1980. Stomach content analysis: A review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- Irusta CG, D'Atri LL. 2009. Evaluación del estado del efectivo norte de 41°S de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y estimación de la captura biológicamente aceptable para el año 2010. INIDEP Informe Técnico 45/2010. 39 pp.
- International Whaling Commission (IWC). 2003. Report of the Modelling Workshop on Cetacean-Fishery Competition International Whaling Commission - Modelling Workshop on Cetacean-Fishery Competition (SC/55/Rep 1). 21 pp.
- Jefferson TA, Leatherwood S, Webber MA. 1993. FAO Species Identification Guide: Marine Mammals of the World. FAO and UNEP. 320 pp.
- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing in Marine Ecosystems. *Advance in Marine Biology* 34: 201-212.
- Jepson PD, Arbelo M, Deaville R, Patterson IAP, Castro P, Baker JR, Degollada E, Ross HM, Herráez P, Pocknell AM, Rodríguez F, Howie FE, Espinosa A, Reid RJ, Jaber JR, Martin V, Cunningham AA, Fernández A. 2003. Gas-bubble lesions in stranded cetaceans: Was sonar responsible for a spate of whale deaths after an Atlantic military exercise? (Brief communication). *Nature* 425: 575-576.
- Jobling M, Breiby A. 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia* 71: 265-274.
- Johnston DW, Woodley TH. 1998. A survey of acoustic harassment device (AHD) use in the Bay of Fundy, NB, Canada. *Aquatic Mammals* 24: 51-61.
- Kaschner K. 2003. Review of small cetacean bycatch in the ASCOBANS area and adjacent waters - current status and suggested future actions. ASCOBANS-UN. 123 pp.
- Kaschner K, Pauly D. 2005. Competition between Marine Mammals and Fisheries: Food for thought. Chapter 8. pp: 95-117. En: *The State of the Animals III: 2005*. The Humane Society of the United States/Humane Society International.

-
- Kelleher K. 2004. Discards in the world's marine fisheries—an update. FAO Fisheries Technical Paper 470. 152 pp.
- Koen Alonso M. 1999. Estudio comparado de la alimentación entre algunos predadores de alto nivel trófico de la comunidad marina del norte y centro de Patagonia. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Buenos Aires. Buenos Aires. 180 pp.
- Koen-Alonso M, Yodzis P. 2005. Multispecies modelling of some components of the marine community of northern and central Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1490–1512.
- Koen Alonso M, Crespo EA, García NA, Pedraza SN, Coscarella M. 1998. Diet of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, in waters off Patagonia, Argentina. *Fishery Bulletin* 96: 366–374.
- Koen-Alonso M, Crespo EA, Pedraza SN, García NA, Coscarella MA. 2000a. Food habits of the South American sea lion, *Otaria flavescens*, off Patagonia, Argentina. *Fishery Bulletin*: 250-263.
- Koen Alonso M, Pedraza SN, Garcia NA, Crespo EA. 2000b. Solapamiento trófico entre predadores tope y la pesquería de merluza en Patagonia. Resumen en las IV Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Argentina. p. 79.
- Koen-Alonso M, Crespo EA, García NA, Pedraza SN, Mariotti PA, Berón-Vera B, Mora NJ. 2001. Food habits of *Dipturus chilensis* (Pisces: Rajidae) off Patagonia, Argentina. *ICES Journal of Marine Science* 58: 288-297.
- Koen-Alonso M, Crespo EA, García NA, Pedraza SN, Mariotti PA, Mora NJ. 2002. Fishery and ontogenetic driven changes in the diet of the spiny dogfish, *Squalus acanthias*, in Patagonian waters, Argentina. *Environmental Biology of Fishes* 63: 193-202.
- Lackey R. 1998. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 40: 21-30.
- Lackey R. 1999. Radically contested assertions in ecosystem management. *Journal of Sustainable Forestry* 9: 21-34.
- Lavigne DM. 1995. Ecological interactions between marine mammals, commercial fisheries, and their prey: unraveling the tangled web. *Studies of High-Latitude*

-
- Homeotherms in Cold Oceans Systems (ed. WA Montevecchi). Canadian Wildlife Service Occasional Paper. 16 pp.
- Lewis MN, Ximénez I. 1983. Dinámica de la población de *Otaria flavescens* (Shaw) en el área de Península Valdés y zonas adyacentes (Segunda parte). Contribución 79. Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn.
- Lima I, Castello JP. 1995. Distribution and abundance of Southwest Atlantic anchovy spawners (*Engraulis anchoita*) in relation to oceanographic processes on the southern Brazilian shelf. *Fishery Oceanography* 4: 1-16.
- Link JS. 2002. Ecological considerations in fisheries management: when does it matter? *Fisheries Management* 27: 10-17.
- López RB. 1963. Problemas sobre la distribución geográfica de los peces marinos sudamericanos. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"* 1: 109-135.
- López RB. 1964. Problemas de la distribución geográfica de los peces marinos sudamericanos. *Boletín del Instituto de Biología Marina* 7: 57-63.
- Lowry LF. 1982. Documentation and Assessment of Marine Mammals-Fishery Interaction in the Bearing Sea. Transaction of the 47th North American Wildlife and Natural Resources Conference. Wildlife Management Institute. pp: 300-311.
- Lucas AJ, Guerrero RA, Mianzan HW, Acha EM, Lasta CA. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43° S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 405-420.
- Ludwig JA, Reynolds JF. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley & Sons. 358 pp.
- McLaren I, Smith TG. 1985. Population ecology of seals: retrospective and prospective views. *Marine Mammal Science* 1: 54-83.
- Macchi CJ, Pájaro M, Ehrlich M. 2004. Seasonal egg production pattern of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Fisheries Research* 67: 25-38.
- Maggioni M, Romero MA, Ocampo-Reinaldo M. 2010. Campaña Recursos Demersales 2009 (REDE 09). Estimación de la biomasa y estructura poblacional de la merluza

-
- común (*Merluccius hubbsi*) en el Golfo San Matías. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 01/2010. 22 pp.
- Malacalza VE, Poretti TI, Bertellotti NM. 1994. La dieta de *Phalacrocorax albiventer* en Punta León (Chubut, Argentina) durante la temporada reproductiva. *Ornitología Neotropical* 5: 91-97.
- Malacalza VE, Bertellotti NM, Poretti TI. 1997. Variación estacional en la dieta de *Phalacrocorax magellanicus* (Aves: Phalacrocoracidae) en Punta Loma (Chubut, Argentina). *Neotrópica* 43: 35-37.
- Masera RF, Lew J, Peirano GS. 2005. Las mesetas patagónicas que caen al mar: la costa rionegrina. Primera edición. Gobierno de Río Negro, Viedma. 542 pp.
- Mazio CA, Vara CD. 1983. Las mareas del Golfo San Matías. Informe Nº 13, Servicio de Hidrografía Naval. Armada Argentina, Buenos Aires. 67 pp.
- McLaren I, Smith TG. 1985. Population ecology of seals: retrospective and prospective views. *Marine Mammal Science* 1: 54-83.
- Menge BA. 1995. Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. *Ecological monographs* 65: 21-74.
- Menni RC. 1981. Sobre la distribución de los peces marinos de la Argentina. Resumen en *Symposia VI Jornadas Argentinas de Zoología*. Argentina. pp: 57-73.
- Menni RC. 1983. Los peces en el medio marino. *Sigma*. 169 pp.
- Menni RC, Ringuelet RA, Aramburu RA. 1984. Peces marinos de la Argentina y Uruguay. Editorial Hemisferio Sur S.A. 359 pp.
- Menni RC, Stehmann MFW. 2000. Distribution, environment and biology of batoid fishes off Argentina, Uruguay and Brasil. A review. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 2: 69-109.
- Meynier L, Pusineri C, Spitz J, Santos MB, Pierce GJ, Ridoux V. 2008a. Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the Bay of Biscay: importance of fat fish. *Marine Ecology Progress Series* 354: 277-287.

-
- Meynier L, Stockin KA, Bando MKH, Duignan PJ. 2008b. Stomach content of common dolphin (*Delphinus* sp.) from New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 257-268.
- Millán D. 2009. Anuario de Estadísticas Pesqueras de la Provincia de Río Negro. Dpto. Policía de Pesca, Dirección de Pesca. 153 pp.
- Millar RB. 1991. Estimating the size-selectivity of fishing gears by conditioning on the total catch: the SELECT (Share Each Lengthclass's Catch Total) model. *ICES Documents CM* 1991/B:57.
- Mitchell E, Mead JG. 1977. The history of the gray whale in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the 2nd Conference on the Biology of Marine Mammals*. Society of Marine Mammalogy, San Diego. p 12.
- Morissette L, Hammill MO, Savenkoff C. 2006. The trophic role of marine mammals in the Northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammals Science* 22: 74-103.
- Morsán E, González R. 1996. Sobre la presencia de dos unidades demográficas de la población de calamar (*Illex argentinus*) en el golfo San Matías. *Frente Marítimo* 16, Secc. A: 125-130.
- Morsan E, Crespi A. 2005. Perspectivas de la explotación comercial de calamar (*Illex argentinus*) con poteras en el Golfo San Matías durante 2005. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 14/05. 5 pp.
- Morsan E, Rodeland H. 2003. Explotación de calamar (*Illex argentinus*) en el Golfo San Matías. Temporada 2003. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 07/03. 10 pp.
- Morsan E, González R, Kroeck M. 1999. Stock composition and fishery of *Illex argentinus* in San Matías Gulf. *Proceedings of the Terminal Seminar 1999 INIDEP-JICA: Advances in Methods and Technology Applied to Fisheries Research*. Studies on Stocks Identification and Resources Management: 161-164.
- Mossner S, Ballschmiter K. 1997. Marine mammals as global pollution indicators for organochlorines. *Chemosphere* 34: 1285-1296.
- Myers RA, Worm B. 2003. Rapid world-wide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.

-
- Natoli A, Cañadas A, Peddermors VM, Aguilar A, Vaquero C, Fernández-Piqueras P, Hoelzel AR. 2006. Phylogeography and alpha taxonomy of the common dolphin (*Delphinus* sp.). *Journal of Evolutionary Biology* 19: 943–954.
- Northridge SP. 1984. World review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Papers* 251. 190 pp.
- Northridge SP. 1991. An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 251 - Supplement 1, Food and Agricultural Organization of the United Nations. 58 pp.
- Northridge S. 2002. Effects of Fishing Industry. pp: 442-447. En: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press.
- Ocampo-Reinaldo M. 2005a. Campaña Recursos Demersales I 2004 (REDE I – 2004). Informe preliminar: Estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común (*Merluccius hubbsi*). Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 02/05. 19 pp.
- Ocampo-Reinaldo M. 2005b. Campaña Recursos Demersales I 2005 (REDE I – 2005). Informe preliminar: Estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común (*Merluccius hubbsi*). Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 31/05. 18 pp.
- Ocampo-Reinaldo M. 2006. Campaña Recursos Demersales 2006 (REDE 2006). Informe preliminar: Estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común (*Merluccius hubbsi*). Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 10/06. 14 pp.
- Ocampo-Reinaldo M. 2010. Evaluación pesquera integral de la merluza común (*Merluccius hubbsi* Marini, 1933) del Golfo San Matías y efectos de la explotación de esta especie sobre otros componentes de la trama trófica. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba. 156 pp.
- Ocampo-Reinaldo M, Maggioni M, González R, Gavensky M. 2008. Campaña Recursos Demersales 2007 (REDE 2007). Estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común *Merluccius hubbsi* en el Golfo San Matías. Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 08/2008. 14 pp.

-
- Ocampo Reinaldo M, González R, Milessi AC. 2009. Modelación de las relaciones tróficas del ecosistema pesquera del Golfo San Matías (Patagonia, Argentina). Resúmenes de las VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Argentina. p 359.
- Ohizumi H, Yoshioka M, Miyazaki N. 1998. Stomach contents of common dolphins (*Delphinus delphis*) in the pelagic Western North Pacific. *Marine Mammals Science* 14: 835-844.
- Osovnikar P, Ocampo-Reinaldo M. 2005. Campaña de Prospección de la Zona de Veda ubicada al norte del paralelo 41° 30' S del Golfo San Matías - Octubre de 2005 – Resultados de los muestreos realizados por el Programa de Observadores Pesqueros. Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 25/05. 16 pp.
- Osovnikar P, González R, Gagliardini A, Williams G, Ocampo-Reinaldo M, Peralta R, Rodríguez L, Narvarte M. 2006. Análisis de la dinámica espacial de la flota arrastrera del Golfo San Matías durante el año 2004 y relación con las condiciones y procesos ambientales. Resumen en las VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Argentina. p. 282.
- Palka D. 2000. Effectiveness of gear modifications as a harbour porpoise by-catch reduction strategy off the Mid-Atlantic coast of the USA. *International Whaling Commission – Scientific Committee Meeting (SC/52/SM24)*. 27 pp.
- Pálsson ÓK. 2003. A length-based analysis of haddock discards in Icelandic fisheries. *Fisheries Research* 59: 437-446.
- Parsons TR. 1992. The removal of marine predators by fisheries and the impact of trophic structure. *Marine Pollution Bulletin* 25: 51–53.
- Pascoe S, Kirkley J, Gréboval D, Morrison-Paul C. 2003. Measuring and assessing capacity in fisheries. 2. Issues and methods. *FAO Fisheries Technical Paper* 433/2. 130 pp.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F. 1998a. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860–863.
- Pauly D, Trites AW, Capuli E, Christensen V. 1998b. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 55: 467-481.

-
- Pauly D, Christensen V, Walters C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57: 697-706.
- Pauly D, Palomares ML, Froese R, Sa-a P, Vakily M, Preikshot D, Wallace S. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 51–62.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689–694.
- Perier MR, Di Giacomo EE. 1999. Distribución, abundancia y aspectos reproductivos de los lenguados *Paralichthys isosceles*, *P. patagonicus* y *Xystreurys rasile*, en el golfo San Matías. Informe Final Proyecto 'Biología, ecología y explotación pesquera de tres especies de lenguados del Golfo San Matías'. Universidad Nacional del Comahue. 17 pp.
- Perier MR, Di Giacomo E. 2002. El savorín *Seriolaella porosa* como un recurso estacional en el Golfo San Matías, República Argentina. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 15: 15-26.
- Perrin WF. 1988. Dolphins, Porpoises, and Whales. An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988-1992. IUCN/SSC. 30 pp.
- Perrin WF. 2002. Common dolphins *Delphinus delphis*, *D. capensis*, and *D. tropicalis*. pp. 245–248. En: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press.
- Perrin WF, Geraci JR. 2009. Strandings. pp. 1118-1123. En: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*, 2nd Edition. Academic Press.
- Perrin WF, Warnerc RW, Fiscus L, Holts DB. 1973. Stomach contents of porpoise, *Stenella* spp., and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in mixed-species aggregations. *Fishery Bulletin* 71: 1077-1092.
- Perry SL, DeMaster DP, Silber GK. 1999. The status of endangered whales. *Marine Fisheries Review* 61. 74 pp
- Petraitis PS. 1979. Likelihood measures of niche breadth and overlap. *Ecology* 60: 703-710.

-
- Petraitis PS. 1985. The relationship between likelihood niche measures and replicated tests for goodness-of-fit. *Ecology* 66: 1983-1985.
- Pianka ER. 1974. Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of National Academic Science* 71: 2141-2145.
- Pierce GJ, Boyle PR. 1991. A review of methods for diet analysis in piscivorous marine mammals. *Oceanographic Marine Biological Annual Review* 29: 409-486.
- Pimm SL. 1991. *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities.* The University of Chicago Press. 434 pp.
- Pineda SE, Aubone A, Brunetti NE. 1996. Identificación y Morfometría comparada de las Mandíbulas de *Loligo gahi* y *Loligo Sanpaulensis* (Cephalopoda, Loliginidae) del Atlantico Sudoccidental. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 10: 85-99.
- Pinkas L, Oliphant MS, Iverson ILK. 1971. Food habits of albacore, blue-fin tuna, and bonito in California waters. *Fish Bulletin* 152: 1-105.
- Piola AR, Scasso LM. 1988. Circulación en el Golfo San Matías. *Geoacta* 15: 33-51.
- Pizarro MJ. 1975. Análisis de los resultados de la primera campaña oceanográfica en el Golfo San José. Contribución N° 3, Centro Nacional Patagónico. Puerto Madryn.
- Plagányi EE, Butterworth DS. 2002. Competition with fisheries. pp 268-273. En: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals.* Academic Press.
- Pope S, Margetts AR, Hanley JM, Akuz AF. 1975. Manual of methods for fish stock assessment. Part III. Selectivity of fishing gear. *FAO Fisheries Technical Paper* 145.
- Prenski LB, Angelescu V. 1993. Ecología trófica de la merluza común (*Merluccius hubbsi*) del Mar Argentino. Parte 3. Consumo anual de alimento a nivel poblacional y su relación con la explotación de las pesquerías multiespecíficas. *INIDEP Documentos Científicos* 1. 130 pp.
- Puente E. 1995. Ensayo de nuevos cebos para la pesca de merluza con anzuelo. *Sustrai* 37: 7-9.
- Pusineri C, Magnin V, Meynier L, Spitz J, Hassani J, Ridoux V. 2007. Food and feeding ecology of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the oceanic Northeast Atlantic and comparison with its diet in neritic areas. *Marine Mammals Science* 23: 30-47.

-
- Renzi MA, Villarino MF, Santos BA. 2009. Evaluación del estado de explotación del efectivo sur 41°S de la merluza (*Merluccius hubbsi*) y estimación de las capturas biológicamente aceptables al año 2009 y 2010. INIDEP Informe Técnico 46/2009. 37 pp.
- Reyes LM, Crespo EA. 1993. Variaciones diarias y lunares y viajes de alimentación en el lobo marino del sur *Otaria flavescens* en el norte de Patagonia. Resúmenes en las Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar 1993. Argentina. p. 156.
- Reyes L, Crespo E, Szapkievich V. 1999. Distribution and population size of the southern sea lion (*Otaria flavescens*) in central and southern Chubut, Patagonia, Argentina. *Marine Mammals Science* 15: 478–493.
- Riedman M. 1990. The pinnipeds; seals, sea lions, and walruses. University of California Press. 439 pp.
- Rivas AL, Beier EJ. 1990. Temperature and salinity fields in the Northpatagonic Gulfs. *Oceanologica Acta* 13: 15-20.
- Robertson DA, Roberts PE, Wilson JB. 1978. Mesopelagic faunal transition across the Subtropical Convergence east of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 12: 295–312.
- Rochet MJ, Trenkel VM. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 86–99.
- Rochet M-J, Trenkel VM. 2005. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 224-235.
- Rochet M-J, Trenkel VM, Poulard JC, Péronnet I. 2000. Using discards estimates for assessing the impact of fishing on biodiversity. *ICES Documents CM 2000/Mini:06*.
- Rochet M-J, Péronnet I, Trenkel VM. 2002. An analysis of discards from the French trawler fleet in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 59: 538-552.
- Rodriguez D, Bastida R. 1998. Four hundred years in the history of pinniped colonies around Mar del Plata, Argentina. *Aquatic Conservation* 8: 721-735.

-
- Romero MA, González RA, Zaidman P, Millán DO. 2007. Síntesis Histórica. Estadísticas de desembarcos pesqueros, artesanales e industriales del Golfo San Matías, Río Negro. IBMP Serie Publicaciones 6: 23-38.
- Romero MA, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2008a. Análisis histórico de la composición por especie de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías: identificación y caracterización de ciclos productivos. IBMP Serie Publicaciones 7: 1-25.
- Romero MA, González R, Ocampo-Reinaldo M. 2008b. Patrón temporal en la composición específica de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías. IBMP Serie Publicaciones 7: 27-37.
- Romero MA, González RA, Ocampo-Reinaldo M. 2008c. Evaluación de la capacidad pesquera histórica de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías. Informe Técnico IBMP "Almirante Storni" 11/2008. 8 pp.
- Roper CFE, Sweeney MJ, Nauen CE. 1984. FAO species catalogue. Vol. 3. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fisheries Synopsis 125: 1-277.
- Rosas FCW, Pinedo MC, Marmontel M, Haimovici M. 1994. Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast, Brazil. Mammalia 58: 51-59.
- Rosel PE, Dizon AE, Heyning JE. 1994. Genetic analysis of sympatric morphotypes of common dolphins (genus *Delphinus*). Marine Biology 119: 159-167.
- Rosen DAS, Trites AW. 2000a. Digestive efficiency and dry matter digestibility of Steller sea lions fed herring, pollock, squid, and salmon. Canadian Journal of Zoology 78:1-6.
- Rosen DAS, Trites AW. 2000b. Pollock and the decline of Steller sea lions: testing the junk-food hypothesis. Canadian Journal of Zoology 78:1243-1250.
- Rubinich JP. 2000. Edad y crecimiento del mero *Acanthistius brasiliensis* (Pisces, Serranidae) en el Golfo San Matías. Tesis de grado, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Puerto Madryn. 46 pp.

-
- Rumohr H, Kujawski T. 2000. The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1389–1394.
- Sadovy Y, Cheung WL. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: trouble among the croakers. *Fish and Fisheries* 4: 86–99.
- Saila SB. 1983. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. *FAO Fisheries Circular* 765. 62 pp.
- Santos MB, Pierce GJ, López A, Martínez JA, Fernández MT, Ieno E, Mente E, Porteiro C, Carrera P, Meixide M. 2004. Variability in the diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) in Galician waters 1991–2003 and relationships with prey abundance. *ICES CM* 2004/Q:09. 40 pp.
- Sardella N, Timi J. 2004. Parasites of Argentine hake in the Argentine Sea: population and infracommunity structure as evidence for host stock discrimination. *Journal of Fish Biology* 65: 1472–1488.
- Schiavini ACM, Crespo EA, Szapkievich VB. 1999. Status de los apostaderos del lobo marino de un pelo (*Otaria flavescens*) en las Provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica GEF/PNUD/WCS/FPN (Puerto Madryn, Argentina)* N° 40. 30 pp.
- Schnack EJ. 2004. Origen y evolución del Golfo San Matías y la Bahía de San Antonio, Patagonia-Argentina. *IBMP Serie Publicaciones* 3: 25-26.
- Schnack E, Aliotta S, Isla F, Lizasoain G. 1996. Formas de fondo asociadas a un delta de refluo macromareal, San Antonio Oeste, Provincia de Río Negro, Argentina. *Thalassas* 12: 121-135.
- Siegel S, Castellan NJ. 1995. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. 4ª edición española. Editorial Trillas S.A. 437 pp.
- Silva J da, Neilson JD. 1985. Limitations of using otoliths recovered in scats to estimate prey consumption in seals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1439-1442.

-
- Silva MA. 1999. Diet of common dolphin, *Delphinus delphis*, off the Portuguese continental coast. *Journal of Marine Biology Association of United Kingdom* 79: 531-540.
- Smith, DMA, Fulton EA. 2010. *Ecosystem Modeling and Fisheries Management*. pp: 182-194. En Grafton RQ, Hilborn R, Squires D, Tait M, Williams MJ (Eds.), *Handbook of marine fisheries: Conservation and management*. Oxford University Press.
- Smith EP, Zaret TM. 1982. Bias in estimating niche overlap. *Ecology* 63: 1248-1253.
- Sparre P, Venema SC. 1998. *Introduction to Tropical Fish Stock Assessment - Part 1: Manual*. FAO Fisheries Technical Document 306 (1 Rev 2). 420 pp.
- Springer AM, Estes JA, Vliet GBv, Williams TM, Doak DF, Danner EM, Forney KA, Pfister B. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: An ongoing legacy of industrial whaling? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 12223–12228
- Sokal RR, Rohlf FJ. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company. 887 pp.
- Stenson GB, Hammill MO, Lawson JW. 1997. Predation by harp seals in Atlantic Canada: preliminary consumption estimates for Arctic cod, capelin and Atlantic cod. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22: 137–154.
- Stratoudakis Y, Fryer RJ, Cook RM, Pierce GJ. 1999. Fish discarded from Scottish demersal vessels: Estimators of total discards and annual estimates for targeted gadoids. *ICES Journal of Marine Science* 56: 592-605.
- Suuronen P, Sardà F. 2007. The role of technical measures in European fisheries management and how to make them work better. *ICES Journal of Marine Science* 64: 751-756.
- Suuronen P, Tschernij V, Jounela P, Valentinsson D, Larsson P-O. 2007. Factors affecting rule compliance with mesh size regulations in the Baltic cod trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1603-1606.
- Sylwan C, González D. 2008. Los ciclos del sector pesquero rionegrino desde una perspectiva económica. Informe Técnico IBMP “Almirante Storni” 16/08. 17 pp.

-
- Swissenwine MP, Rosenberg AA. 1993. Marine fisheries at a critical juncture. *Fisheries* 18: 6-14.
- Szteren D, Naya DE, Arim M. 2004. Overlap between pinniped summer diet and artisanal fishery catches in Uruguay. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3: 119-125.
- Tavares M, Moreno IB, Siciliano S, Rodríguez D, De O Santos MC, Lailson-Brito Jr J, Fabián ME. 2010. Biogeography of common dolphins (genus *Delphinus*) in the Southwestern Atlantic Ocean. *Mammal Review* 40: 40–64.
- Thompson SK. 1992. *Sampling*. Wiley. 343 pp.
- Thompson D, Duck CD, McConnell BJ, Garrett J. 1998. Foraging behaviour and diet of lactating female southern sea lions (*Otaria flavescens*) in the Falkland Islands. *Journal of Zoology (London)* 246: 135-146.
- Trites AW, Christensen V, Pauly D. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22: 173–187.
- Van Waerebeek K. 1992. Records of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus* (Gray, 1828) in the Eastern South Pacific. *Beaufortia* 43: 45-61.
- Vaz Ferreira R. 1982. *Otaria flavescens* (Shaw), South American sea lion. pp 447–495. En: *Mammals of the Seas vol IV. Small cetaceans, seals, sirenians and otters*. FAO Fisheries Series 5 (IV).
- Vestergaard N. 1996. Discard behavior, highgrading and regulation: the case of the Greenland shrimp fishery. *Marine Resource Economy* 11: 247-266.
- Volpedo AV, Echevarría DD. 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del mar Argentino. 1. Peces de importancia económica. Editorial Dunke. 88 pp.
- Ximénez I. 1975. Dinámica de la población de *Otaria flavescens* (Shaw) en el área de Península Valdés y zonas adyacentes (Provincia del Chubut, R.A.). Informe Técnico 1.4.1. Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn. 53 pp.
- Yodzis P. 1988. The indeterminacy of ecological interactions, as perceived through perturbation experiments. *Ecology* 69: 508-515.

-
- Yodzis P. 1996. Food webs and perturbation experiments: theory and practice. pp: 192-200. En: Polis GA, Winemiller KO (Eds.), Food webs. Integration of patterns and dynamics. Kluwer Academic Publishers (2nd printing of the original Chapman & Hall 1996 edition).
- Yodzis P. 1998. Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 67: 635–658.
- Yodzis P. 2000. Diffuse effects in food webs. *Ecology* 81: 261–266.
- Yodzis P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecological Evolution* 16: 78–84.
- Yodzis P, Innes S. 1992. Body size and consumer-resource dynamics. *The American Naturalist* 139: 1151-1175.
- Young DD, Cockcroft VG. 1994. Diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) off the south-east coast of southern Africa: Opportunism or specialization? *Journal of Zoology (London)* 234: 41–53.
- Walmsley SA, Leslie RW, Sauer WHH. 2007. Bycatch and discarding in the South African demersal trawl fishery. *Fisheries Research* 86: 15-30.
- Wan-Xiong W, Yi-Min L, Zi-Zhen L, Fengxiang Y. 2003. A fuzzy description on some ecological concept (Short communication). *Ecological Modelling* 169: 361–366.
- Ward T, Tarte D, Hegerl E, Short K. 2002. Ecosystem-based management of marine capture fisheries. World Wide Fund for Nature Australia. 80 pp.
- Watson R, Pauly D. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534-536.
- Wickens PA, Japp DW, Shelton PA, Kriel F, Goosen PC, Rose B, Augustyn CJ, Bross CAR, Penney AJ, Krohn RG. 1992. Seals and fisheries in South Africa – competition and conflict. En Payne AIL, Brink KH, Hilborn R (Eds.), Benguela Trophic Functioning. *South African Journal of Marine Science* 12: 773–789.
- Wileman DA, Ferro RST, Fonteyne R, Millar RB (Eds). 1996. Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. ICES Cooperative Research Report 215. 126 pp.

-
- Williams G. 2004. ¿Cuáles son las fuentes para mantener la productividad del golfo San Matías? Tesis de Grado, Universidad Nacional de la Patagonia "San Juan Bosco", Puerto Madryn. 100 pp.
- Williams G, Gagliardini D, Rivas A, Sapoznik M, Narvarte M, González R. 2006. Caracterización ambiental del Golfo San Matías (Argentina) mediante información AVHRR y Sea WiFs. Resumen en las VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. Argentina. p. 55.
- Wootton JT. 1994. Predicting direct and indirect effects: an integrated approach using experiments and path analysis. *Ecology* 75: 151-165.
- Zar JH. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. 718 pp.
- Zeller D, Pauly D. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards and declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries* 6: 156-159.
- Zhou S. 2008. Fishery by-catch and discards: a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries* 9: 308-315.

Trabajo de respaldo

Según lo establecido por el reglamento de la Carrera de Doctorado de la Universidad Nacional del Comahue, se presenta el siguiente trabajo de respaldo a la Tesis Doctoral:

Título: When conventional fisheries management measures are not effective to reduce the catch and discard of juvenile fish: a case study of Argentine hake trawl fishery in San Matías Gulf (Patagonia, Argentina).

Autores: Romero, M.A., González, R.A. & Ocampo-Reinaldo, M.

Año de publicación: 2010

Revista: North American Journal of Fisheries Management. Vol. 30 (3), 702-712. doi: 10.1577/M09-148.1. Online ISSN: 1548-8675. Print ISSN: 0275-5947.

When Conventional Fisheries Management Fails to Reduce the Catch and Discard of Juvenile Fish: A Case Study of the Argentine Hake Trawl Fishery in San Matías Gulf

M. ALEJANDRA ROMERO*

*Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Universidad Nacional del Comahue,
Güemes 1030, 8520 San Antonio Oeste, Río Negro, Argentina;
and Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Rivadavia 1917,
C1033AAV Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina*

RAÚL A. GONZÁLEZ

*Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Universidad Nacional del Comahue,
Güemes 1030, 8520 San Antonio Oeste, Río Negro, Argentina*

MATÍAS OCAMPO-REINALDO

*Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Universidad Nacional del Comahue,
Güemes 1030, 8520 San Antonio Oeste, Río Negro, Argentina;
and Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Rivadavia 1917,
C1033AAV Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina*

Abstract.—The performance of management measures adopted to reduce the catch of small-size fish in trawl fisheries requires a proper evaluation taking into account that different factors (e.g., the behavior of fishermen, gear efficiency, market forces, and weak controls) may affect the results. The high bycatch of juvenile Argentine hake *Merluccius hubbsi* recorded in the trawl fishery of San Matías Gulf, Argentina, could be an indication of a suboptimal harvesting pattern that should be addressed. Regulations to mitigate this problem (i.e., a minimum mesh size and the seasonal closure of a nursery area) were imposed in 1997–1998. The purpose of this study was to assess the efficacy of the size-selectivity measure 10 years after its implementation based on two key indicators: the presence of juvenile Argentine hake in catches and discard rates. Our results show that this measure was ineffective in reducing the catch and discard of juveniles and that both indicator values increased during the period analyzed. This failure could be the result of the limited scientific advice available when the measure was designed or poor implementation, monitoring, and control strategies.

Fishing mortality of juvenile fish (kept or discarded) is a major problem in trawl fisheries (Rochet and Trenkel 2005). Therefore, national governments and international agencies have focused their efforts on alternative solutions to this problem. Conventional approaches adopted to reduce the catch of small-sized fish are usually based on the implementation of technical management measures (Alverson et al. 1994). Traditional management measures broadly used in fisheries worldwide can be classified as gear-based selectivity solutions and as regulatory-based solutions (e.g., effort reduction, individual transferable quotas, time–area closures, regulations of fishing methods; Alverson et al. 1994). Although management measures are assumed to ensure both biological and economic benefits, a thorough evaluation is necessary because

several factors (such as the behavior of fishermen, gear efficiency, market forces, and weak controls) may reduce the positive results expected (Suuronen and Sardà 2007).

Discard refers to that part of the catch that is not retained during commercial fishing operations but rather returned to the sea. It is a regular practice in the majority of trawl fisheries (Kelleher 2005). Discard is, in general, either a consequence of market forces (noncommercial or low-value species, condition, or size) or a direct result derived from management measures (e.g., minimum landing size, landing restrictions, etc.; Vestergaard 1996). Over the past 3 decades, considerable efforts have been made to understand the impacts of discard on the ecosystem (Rochet et al. 2000; Pauly et al. 2002; Catchpole et al. 2005; Zeller and Pauly 2005), and international and national policies towards discard reduction have proliferated and become more stringent (Zhou 2008).

Hakes of the genus *Merluccius* are the main target of

* Corresponding author: aromero@imbpas.org

Received September 22, 2009; accepted February 25, 2010
Published online May 20, 2010

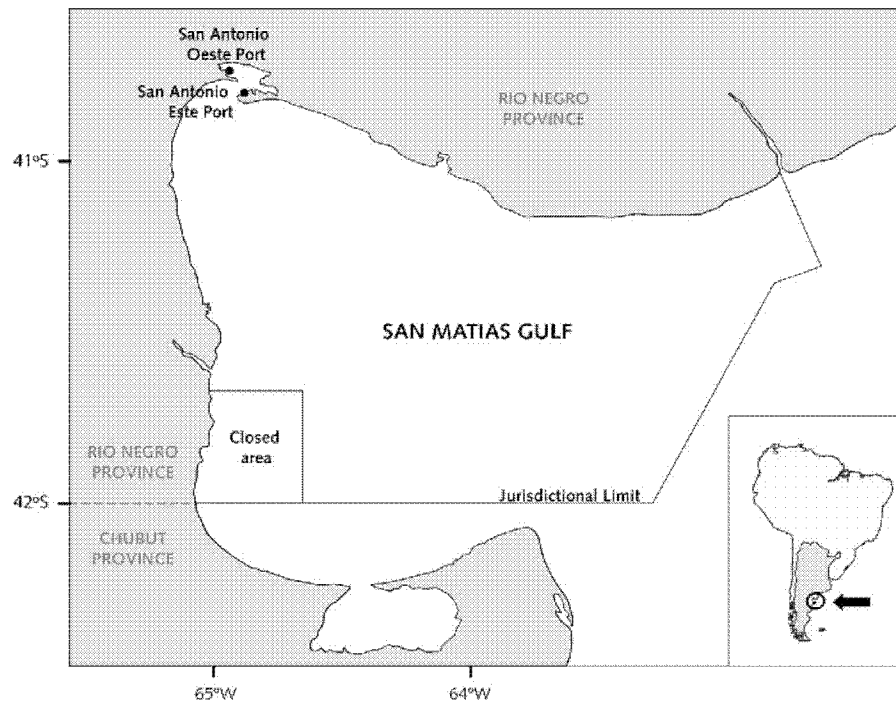


FIGURE 1.—Map of the San Matías Gulf study area.

demersal finfish trawl fisheries worldwide. According to FAO (2008) Argentina dominates global hake landings (>0.5 million metric tons [mt]). Dato et al. (2000) mention that the demersal trawl fishery targeting Argentine hake *Merluccius hubbsi* in the Argentine Economic Exclusive Zone (AEEZ), produced annual hake discards of up to 30,000 mt and had a weighted discard rate of about 14% (range, 9.9% for freezer trawlers to 19.8% for offshore ice trawlers) in the mid-1990s.

Since 1971 the demersal trawl fishery in the San Matías Gulf in Patagonia, Argentina (Figure 1), has targeted the Argentine hake. Studies on fish biology and population ecology indicate that the San Matías Gulf hake population constitutes an independent subpopulation with respect to other ones in the AEEZ (Di Giacomo et al. 1993; Sardella and Timi 2004; González et al. 2007). Since early 1980s, high bycatch of juvenile hake by the trawl fleet has been recorded and could be an indication of a suboptimal harvesting pattern (González 1990; Di Giacomo and Perier 1992). The first discard estimates were made by direct observations in 1985 and 1986 (González 1990). A further study based on the implementation of an onboard observer program, obtained new estimates of discard rates (González and Caille 1995). Findings from these studies led to conclude that discard rates

were higher than those reported by Dato et al. (2000) for the AEEZ, probably because of the small effective mesh size used by these trawlers. Cod end mesh measurements on all vessels of the San Matías Gulf trawl fleet indicated that mesh size ranged between 47 and 83 mm (González and Caille 1995). To reduce juvenile hake catches and discard rates, in 1997 and 1998 the fisheries authorities enforced regulation (numbers 018/97 and 389/98) that established (1) the compulsory use of a minimum 110-mm single-braided mesh or 120-mm double-braided mesh in the trawl cod end and (2) a seasonal closure (December to April) in a nursery area. The aim of these management measures was to reduce juvenile catches by mainly improving gear selectivity and to limit the access of fishing fleets to an area having high concentrations of juveniles (IBMPAS 1997). By reducing juvenile catches, fisheries authorities tried to reduce the number of fish that had to be discarded. Recent observations, a decade later, have shown high level of discarding of juvenile hake in this fishery, questioning the efficacy of these technical measures and of their implementation (Romero et al. 2009).

The purpose of our study was to assess the efficacy of the size-selectivity management measure in the San Matías Gulf trawl fishery by monitoring the presence of juvenile Argentine hake in commercial catches.

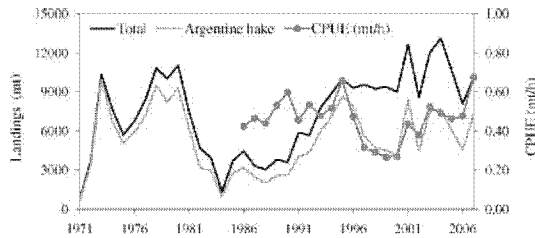


FIGURE 2.—Total landings (metric tons [mt]) and landings and catch per unit effort (CPUE [mt/h]) of Argentine hake by the demersal trawl fleet in the San Matías Gulf, 1971–2007. (Source: Millán 2007).

Using data collected over the 1990s during investigations of catch of the San Matías Gulf trawl fishery, we focused on (1) gear selectivity, (2) the length structure of hake catches and how that relates to cod end mesh size, and (3) discarded biomass.

Methods

Historical effort and landings database.—Trawler landings and fishing effort (number of trawl hauls and effective fishing hours) data corresponding to the San Matías Gulf fishery were taken from official statistics compiled by the Dirección de Pesca de la Provincia de Río Negro (Fishery Directorate of Río Negro Province; Millán 2007). By the early 1990s, the size of trawling fleet ranged between 10 and 17 vessels (mean = 12, SD = 3). This has remained fairly constant except for the years 1997–2000, when part of the fleet switched to midwater long-lining (González et al. 2007).

Total annual landings of all species by the trawl fishery (Figure 2) have fluctuated between 4,000 and 14,000 mt, Argentine hake being the predominant species, with an average annual landing of 5,000 mt. During the 1980s, landed hake volumes decreased owing to a switch to targeting the Tehuelche scallop *Aequipecten tehuelchus* (Romero et al. 2008). However, after 1986, except for 1997–2000, hake catch per unit effort remained similar to historical levels (Figure 2).

Fishery observer program data.—Data on landings, effort, discards, and length frequency distributions were obtained from periodic reports of the fishery observer program (FOP; Table 1). Fishing trips lasted from 3 to 6 d, and two to five hauls were conducted per fishing day (haul duration, about 2–5 h). For each haul, observers collected a random sample of Argentine hake from the unsorted catch (at least six 40-kg boxes) to evaluate discard. Sampled fish were subsequently sorted into commercial and discard lengths following the crew fisher criteria (discard size fluctuated with company demand). The weight of each fraction was recorded by means of a dynamometer scale (± 0.1 kg). This routine was repeated at least for one haul per fishing day. The database used to estimate hake discard was divided into 1995–1996 and 2004–2007 because FOP activities were discontinuous.

A random sample was also collected (6–10 40-kg boxes) to obtain the length frequency distribution of Argentine hake catches. Sex and total length (cm) were recorded. This routine was repeated at least for one haul per fishing day in all trips. This database covered the period 1993–2007.

For each trip, observers also recorded the main structural (headline and footrope length, nominal mesh size) and dynamic (height and width of net mouth) features of the fishing gear. Mesh size used in this study were measured following International Council for the Exploration of the Sea (ICES) standard, on a mesh line along the upper cod end panel, exerting a longitudinal force of 4 kilogram-force (kgf).

Gear selectivity experiment.—Data collected from a research survey in 2004 were used to perform an ad hoc gear selectivity experiment on the San Matías Gulf hake stock. This experiment was aimed at estimating the selection pattern and selectivity curve for the trawl netting used in the fishery. A 38-m-long (368-hp; 1 hp = 746 W) commercial trawling vessel was used that was equipped with a 29-m-wide bottom trawl net (3 mm double polyethylene twine) having 110-mm mesh openings in the cod end. The experiment was performed following the covered cod end methods

TABLE 1.—Annual sampling effort by the fishery observer program with respect to the San Matías Gulf trawl fleet in terms of the number of hauls, Argentine hake landings (metric tons), and fishing effort (h).

Year	Total			Sample			Sampling coverage (%)		
	Hauls	Landings	Effort	Hauls	Landings	Effort	Hauls	Landings	Effort
1995	5,162	8,636	13,142	61	101	181	1.18	1.17	1.38
1996	6,002	7,907	16,805	53	69	165	0.88	0.88	0.98
2004	5,332	7,670	15,706	62	74	179	1.16	0.96	1.14
2005	4,255	6,049	13,086	63	108	192	1.48	1.79	1.47
2006	3,097	4,549	9,561	167	276	534	5.39	6.08	5.59
2007	3,612	7,324	10,874	130	281	393	3.60	3.83	3.61

(Pope et al. 1975). A cover (1-mm single polyethylene twine) with 50-mm mesh opening was rigged around the whole cod end and an arrangement of eight buoys (0.35 kgf) was also fitted in the frontal edge of the cover to separate it from the cod end.

Four 30-min hauls at a mean towing speed of 3 nautical miles/h were conducted in the area usually visited by commercial vessels in the San Matías Gulf. All Argentine hake from cover and cod end were counted and measured (cm). Because of the explorative nature of this experiment, the selectivity curve was obtained following the combined-hauls approach (Wileman et al. 1996). Data were analyzed by means of the SELECT method of Millar (1991) as extended by Wileman et al. (1996). The logistic function (Sparre and Venema 1998) was used to model size selection.

Juvenile Argentine hake catches and relation to mesh size.—Based on the length frequency distribution of Argentine hake catches recorded by observers, two indices were formulated to evaluate juvenile presence in catches during the study period. These indices were developed regarding the data availability, simplicity, and reliability to express the quantitative change of the abundance of juveniles in catches. One of them was performed to obtain a reference value about the minimum length of hake caught by trawl nets. The index value considered was the length at which accumulative frequency equals 5% of the length distribution (LOAF5) rather than the minimum absolute length. This prevented us from obtaining fictitious estimates as a result of the presence of a few extremely small individuals.

The other index (PST35) represents the sampled percentage of fish less than 35 cm long, which is the mean length at which individuals attain sexual maturity and, historically, the minimum length commercialized by the local fishing industry (Di Giacomo and Perier 1992; Pájaro et al. 2005). The relationship between these indices (mean value per haul) and cod end mesh size (data obtained from FOP reports) was assessed by a linear regression model after testing assumptions of normality and homoscedasticity.

Discard estimation.—We employed a widely used method for raising sampled discards to fishery-level discards; the method relies on a ratio estimator based on auxiliary variables that serve as proxies for fishing activity (Saila 1983; Thompson 1992; Stratoudakis et al. 1999; Borges et al. 2005). Auxiliary variables that are correlated to the discard quantity can be included with this method (Saila 1983). In fishery science, it is usually assumed that landings and fishing effort are proportional to the level of discard (the more you catch the more you will discard). Therefore, these auxiliary variables were used to carry out the majority of

research studies on discarding (Catchpole et al. 2002; Allain et al. 2003; Anderson and Clark 2003; Pálsson 2003; Borges et al. 2005; Walmsley et al. 2007).

In our study, three auxiliary variables were chosen to estimate the total annual discards of the trawl fleet: total Argentine hake landings (L), the total number of fishing hours (E), and trawl hauls (H). These variables were chosen because they were available in official fishery statistics and because they reflect fishing activity.

Discards sampled (d_{box}) were raised to the haul level (d_{ht}) by the ratio estimator of total landings (l_{ht}) to the landings sampled (l_{box}), that is,

$$d_{ht} = \frac{l_{ht}}{l_{box}} \cdot d_{box} \quad (1)$$

The relationships between total landings, fishing hours, and discards were examined by regression analysis, the data being log transformed to meet the assumptions of normality and homoscedasticity. In that regression model, $\log(\text{discards} + 1) = a + b \log(\text{AV})$, AV is Argentine hake landings or effective fishing hours (e_{ht}). The mean discards sampled (\bar{d}_{hy}) per haul was estimated with the following equation (adapted from Borges et al. 2005):

$$\bar{d}_{hy} = \frac{\sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} d_{ht}}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}}, \quad (2)$$

The variance was derived as

$$\sigma_{hy}^2 = \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht} - 1} \cdot \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} (d_{ht} - \bar{d}_{hy})^2, \quad (3)$$

where n_{ht} is the number of hauls sampled in each fishing trip.

To obtain the total annual discards of Argentine hake by the fishery, the mean discards per haul were expanded via the auxiliary variables selected for the analysis. The annual estimates and their variances are listed in Table 2. The hake discard rate was calculated as the ratio of the discard weight to the caught weight (discard / [discard + landing]).

Results

Gear Selectivity Experiment

The length range of the Argentine hake captured was 12–78 cm. The $L_{50\%}$ parameter estimated by the combined haul level analysis was 21.27 cm (Figure 3). The estimated selection range (i.e., the sharpness of the selection) was about 5.80 cm. For length-classes

TABLE 2.—Annual discard estimators and variances for the San Matías Gulf trawl fishery for Argentine hake.

Auxiliary variable	Total annual discards ^a	Variance
Total hauls (<i>H</i>)	$D_{yH} = H \cdot \bar{d}_{hy}$	$\text{Var}(D_{yH}) = \left(\frac{H^2}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}} - H \right) \cdot \sigma_{hy}^2$
Total fishing hours (<i>E</i>)	$D_{yE} = H \cdot \bar{d}_{hy}$	$\text{Var}(D_{yE}) = \left(\frac{H^2}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}} - H \right) \cdot \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht} - 1} \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} \left(d_{ht} - \frac{d_y}{l_y} l_{ht} \right)^2$
Total hake landings (<i>L</i>)	$D_{yL} = L \cdot \frac{d_y}{l_y}$	$\text{Var}(D_{yE}) = \left(\frac{H^2}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht}} - H \right) \cdot \frac{1}{\sum_{t=1}^{n_t} n_{ht} - 1} \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} \left(d_{ht} - \frac{d_y}{e_y} e_{ht} \right)^2$

^a $e_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} e_{ht}$, $d_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} d_{ht}$, and $l_y = \sum_{t=1}^{n_t} \sum_{h=1}^{n_h} l_{ht}$.

above 25 cm, more than 99% of hake was retained. Because the mean length of 1-year-old hake is 19.35 cm, the trawl net used in this experiment caught an important fraction of individuals during their first year of life.

Juvenile Catch and Relation to Mesh Size

After the introduction of size regulations, cod end mesh size was changed based on data collected by the FOP (Figure 4). Although a minimum 110 or 120 mm cod end mesh size was officially made compulsory in 1997, replacement of old nets by the new ones was gradual, and it was not until 1999 that most of the vessels operated following the new regulation.

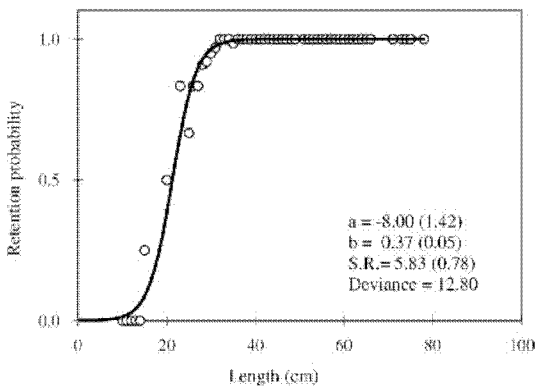


FIGURE 3.—Estimated selectivity curve for the trawl net used in the San Matías Gulf, where *a* and *b* are parameters and SR is the selection range. Retention sizes were as follows: $L_{25\%}$ retention length = 18.35 (1.41) cm, $L_{50\%}$ retention length = 21.27 (1.07) cm, and $L_{75\%}$ retention length = 24.18 (0.79) cm. Standard errors are in parentheses.

Regression analysis between the LOAF5 and PST35 indices and mesh size (Figure 5) yielded results opposite to those expected. The LOAF5 index showed a negative slope ($F = 6.95$, $df = 43$, $P = 0.01$), indicating that as the cod end mesh size increased, the minimum length of Argentine hake caught decreased significantly (Table 3). Before 1997, the mean value of this index was 31 cm (SE, 2.74) compared with 22.5 cm (SE, 0.46) after the implementation of the management measure.

The PST35 index showed a positive slope ($F = 17.83$, $df = 43$, $P = 0.0001$), depending on the cod end mesh size. Before 1997, the percentage of juvenile Argentine hake in catches was 50% lower than the percentage corresponding to the following period.

Discard Estimates

The regression model relating fishing effort (total fishing hours) to the proportion of discards was not

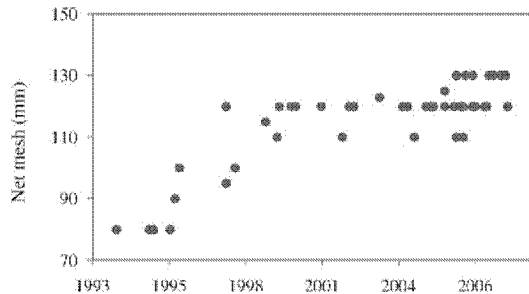


FIGURE 4.—Evolution in the mesh size of the trawl net cod ends used in the San Matías Gulf trawl fishery for Argentine hake, showing gradual compliance with the 1997 requirement of a minimum 110-mm single-braided mesh or a 120-mm double-braided mesh.

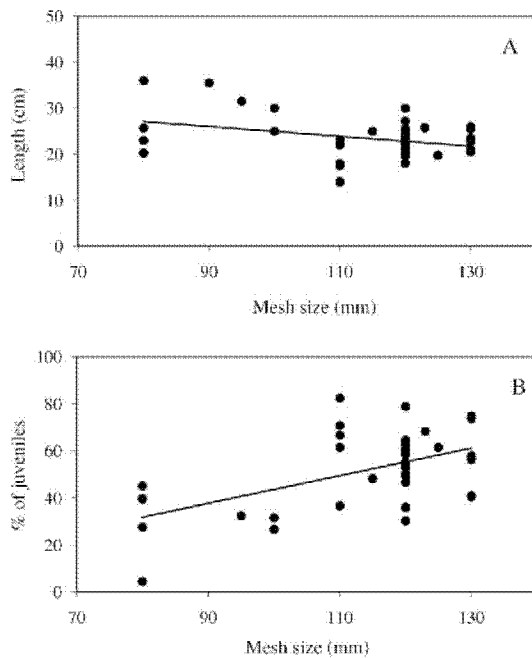


FIGURE 5.—Relationships between the mesh size used in the San Matías Gulf trawl fishery and the presence of juvenile Argentine hake in catches, based on (A) the length at which the cumulative frequency equals 5% of the length distribution and (B) the presence of length-classes smaller than 35 cm.

significant (F -test, $P > 0.1$) and the correlation was low during the study period ($R^2 < 0.10$; Table 4). Conversely, total annual landings showed a statistically significant linear relationship with discard (F -test, $P < 0.05$; Table 4), except in 1996. According to these results, the total Argentine hake landing (L) was selected as an auxiliary variable to increase sampled discard numbers to fleet level. Additionally, the total number of trawl hauls (H) was also used. Total annual discard was estimated by equations (4) and (6) in Table 2.

The estimates for total annual discards of Argentine hake by the San Matías trawl fleet ranged from 825 to 2,162 mt, and in all years except 2004 estimates based on the total number of hauls were higher than those obtained when total landings were used as an auxiliary variable (Table 5). Nevertheless, variability in mean discard per year was similar for both auxiliary variables. High annual discard estimates when total number of hauls (data obtained from fishery statistics) is used as auxiliary variable are related to the difficulty of identifying hauls with low or null hake catches in this data source.

Total annual Argentine hake discards increased during the study period (t -test, $P < 0.05$; Figure 6;

TABLE 3.—Results of regression of two indices of the presence of juvenile Argentine hake in catches by the San Matías Gulf trawl fishery against the mesh size of the cod end. The two indices are as follows: LOAF5 = the length at which the cumulative frequency equals 5% of the length distribution, and PST35 = the percentage of fish less than 35 cm long. Shown are the estimated slope (b), standard error, 95% confidence interval (CI), and coefficient of determination; both regressions were significant at $\alpha = 0.01$.

Index	b	SE	95 % CI	R^2	
LOAF5	-0.11	0.04	-0.19	-0.03	0.14
PST35	0.64	0.15	0.33	0.95	0.30

Table 5). During 1995 and 1996, annual total hake discard fluctuated between 820 and 1,400 mt, depending on the discard estimator used, discard rates ranging between 9% and 15%. In the period 2004–2007, total annual discard estimates were higher: 1,500 to 2,100 mt or 10% to 27% of total hake weight. In 2007, a substantial decrease in the discard rates was observed, although the values were higher than those recorded in the inception of the period analyzed.

Discussion

Our findings indicate that during the last decade the management of the San Matías Gulf trawl fishery failed to achieve one of its main objectives: to reduce the catch and discard of juvenile Argentine hake. Interestingly, and contrary to the expected results, both the number of juveniles in the catches and the discard levels increased rather than decreased after the implementation of the management measure.

To assess the effectiveness of the size-selectivity management measure, two key indicators were used: the presence of juvenile Argentine hake in catches and discard rates. The data used to calculate these indicators were obtained on board by independent methods. Our discard estimates are the first robust assessment of the biomass discarded by the San Matías Gulf trawl fleet. After implementing the size-selectivity measure for the fleet, catches of length-classes smaller than 35 cm gradually increased, reaching close to 55% of total fish caught, which reduced the minimum length of hake caught by trawl nets (LOAF5).

An increase in discards may occur as a result of a change in stock structure or technical factors such as mesh saturation or gear manipulation (Catchpole et al. 2005; Graham et al. 2007; Suuronen et al. 2007; Suuronen and Sardà 2007). In relation to changes in the biological factors, it could be hypothesized that the increase in juvenile catches during the study period was related to changes in the stock structure. If these changes had occurred, they should have been reflected

TABLE 4.—Results of regression of \log_{10} transformed discards against \log_{10} transformed fishing hours and landings of Argentine hake in the San Matías Gulf trawl fishery; $P < 0.05^*$, $P < 0.01^{**}$. See Table 3 for additional details.

Year	Fishing hours				Landings				
	<i>b</i>	SE	95 % CI	<i>R</i> ²	<i>b</i>	SE	95 % CI	<i>R</i> ²	
1995	-0.91	1.15	-3.38	1.55	0.04	0.27	0.02	1.17	0.26*
1996	-0.73	0.89	-2.65	1.19	0.04	0.37	-0.27	1.30	0.13
2004	-0.58	1.32	-3.31	2.15	0.01	0.14	1.12	1.70	0.80**
2005	2.38	1.91	-1.72	6.45	0.10	0.23	0.19	1.17	0.39*
2006	0.56	0.45	-0.34	1.47	0.03	0.16	0.23	0.86	0.18*
2007	0.59	1.81	-3.13	4.33	0.00	0.35	0.89	2.33	0.45**

in variations in population parameters such as biomass, recruitment, or both. Studies monitoring the structure and abundance of the hake stock in the San Matías Gulf indicated that stock biomass underwent no significant variations during the study period (Figure 7) and that the relative abundance of juveniles (<35 cm) remained fairly constant (Figure 8; Ocampo-Reinaldo 2005, 2006; Ocampo-Reinaldo et al. 2008; Romero et al. 2008), indicating that unusual recruitment events were not a factor. Additionally, the catch per unit effort (Figure 3) also showed a similar trend to that observed for biomass estimates, ranging between 0.45 and 0.70 mt/h.

Disregarding the biological causes, the increase in juvenile catches should be related to changes in the operational pattern of the fishing fleet or technological factors. However, no changes were observed in the seasonal exploitation pattern of the fleet during the study period (Romero et al. 2008). So, though not conclusive, the gear selectivity experiment performed in 2004 showed that the fishing gear used in the San Matías Gulf fishery provides poor selectivity, and it could be the main cause for the high catch of juveniles.

Notwithstanding the fact that our findings were unexpected, they are not novel. The literature indicates that the reductions in discards stemming from the implementation of technical measures are in general less than those predicted. For example, the mesh-size regulations stipulated by authorities during the last 2 decades to reduce juvenile catch of Atlantic cod *Gadus*

morhua in the Baltic Sea did not achieve expectations (Suuronen et al. 2007). Furthermore, Catchpole et al. (2005) claimed that in spite of the incremental increase in the minimum mesh size for roundfish in the North Sea trawl fishery between 1980 and 1992, the discarded proportion of haddock *Melanogrammus aeglefinus* and European whiting *Merlangius merlangus* did not change significantly.

The success of management measures requires the successful completion of every step involved, from formulation of the measure to monitoring its effects to postimplementation control. The size-selectivity measure adopted in the San Matías Gulf trawl fishery was formulated taking into account similar regulations enforced in the hake trawl fishery in AEEZ and discard studies performed on other Argentine hake stocks (Cousseau and John 1976; Pérez Comas et al. 1986). Even though the size-selectivity measure was developed from science-based information, the absence of particular studies on trawl-net selectivity in the San Matías Gulf seems to have generated flaws in measure's formulation and negated the positive results expected. However, change towards a larger mesh size should be carefully evaluated before implementation.

Another factor that is crucial to the success of management actions is an adequate program of

TABLE 5.—Estimated mean annual discards (metric tons) based on the number of trawl hauls and total landings.

Year	Trawl hauls		Landings	
	Mean discards	SE	Mean discards	SE
1995	1,298	58.55	1,129	53.88
1996	1,410	78.04	825	78.55
2004	1,599	62.17	1,817	35.12
2005	2,095	120.92	1,657	95.50
2006	1,944	27.32	1,695	32.82
2007	2,162	153.11	1,625	141.36

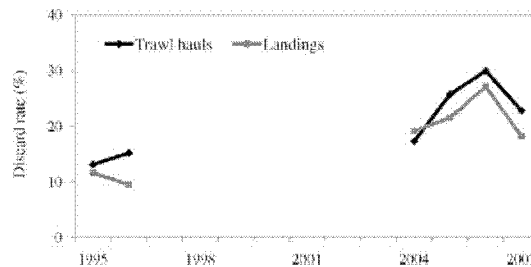


FIGURE 6.—Discard rate ([weight of discards/weight of all fish caught] $\times 100$) before (1995–1996) and after (2004–2007) implementation of a 110-mm single-braided mesh or a 120-mm double-braided mesh in the San Matías Gulf trawl fishery for Argentine hake, based on two auxiliary variables (the number of trawl hauls and total Argentine hake landings).

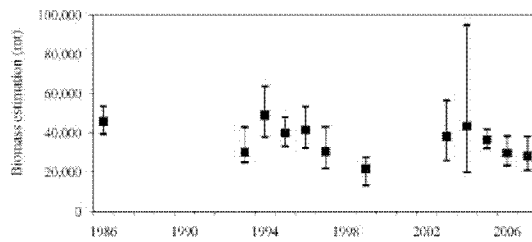


FIGURE 7.—Estimates of the biomass of Argentine hake in the San Matías Gulf, 1986–2007. Surveys were not done in all years. The error bars indicate the 95% confidence intervals. (Adapted from Ocampo-Reinaldo 2005, 2006; Ocampo-Reinaldo et al. 2008; Romero et al. 2008.)

incentives to promote their acceptance and implementation by fishers. Fishers are usually driven by short-term economic pressures, and from their point of view; therefore, management regulations, such as those ruling a minimum mesh size change, need to promise either better catches or better catch values in the not-too-distant future (Laevastu and Favorite 1988).

The lack of adequate incentives and the fact that the short-term effects were not taken into account in the management decisions for the San Matías Gulf fishery provoked a reaction from fishers, as evidenced by compensatory actions. Widespread legal and illegal gear manipulations were reported by fishery authorities after the implementation of the compulsory use of a larger mesh size (Agencia San Antonio 1999; Cañete et al. 2000). This type of reaction from fishers has been recorded in other fisheries worldwide. Graham et al. (2007) noted that reduced fishing opportunities acted as a disincentive to North Sea fishers to use trawls with large mesh. Suuronen and Tschernij (2003) observed in the Baltic cod fishery, widespread gear manipulation to reduce gear selectivity. Furthermore, Tschernij et al. (2004) highlighted that if losses are too large, gears will be manipulated and rules will be circumvented.

The most common gear manipulation in the San Matías Gulf fishery involves the use of six to eight round straps or belly lines known locally as *estrobos* that are fitted around the cod end of the trawl net (Figure 9). These round straps are typically shorter than the cod end perimeter when the net is under operative conditions, thus restricting net opening. According to fishers and skippers, *estrobos* are used mainly to avoid the rupture of the mesh panels when large catches are handled aboard in stern and side trawlers.

The net used in our selectivity experiment contained seven round straps fitted along 10 m of the cod end. In spite of the preliminary nature of this experiment, it demonstrated the selectivity of the trawl net operating under commercial conditions. It seems likely that the

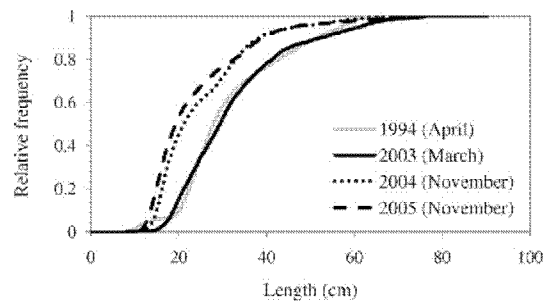


FIGURE 8.—Cumulative relative length frequencies of Argentine hake in the San Matías Gulf. Because recruitment occurs in November, the displacement to the right of the 1994 and 2003 curves reflects the increase in size structure resulting from growth between November and March–April. (Adapted from Ocampo-Reinaldo 2005, 2006; Ocampo-Reinaldo et al. 2008; Romero et al. 2008.)

use of round straps could change the selection properties of trawl nets. Changes in the net structure may affect the shape of the mesh opening, limiting the ability of the cod end to release undersized fish.

The implementation of management measures should be followed by an effective control from fisheries authorities to ensure the enforcement of these regulations. Moreover, the adaptive nature of management policies requires a long-term monitoring of fishery systems, to further understanding of the interaction of the biological, environmental, social, and economic elements, as well as to provide useful information for future actions. In the San Matías Gulf trawl fishery control actions over management measures regarding mesh sizes of fishing gear and catch of juvenile fish have shown those measure to be, in general, ineffective. For example, as mentioned before, it took 2 years after the implementation of the mesh-size regulation to achieve a widespread compliance of it measure.

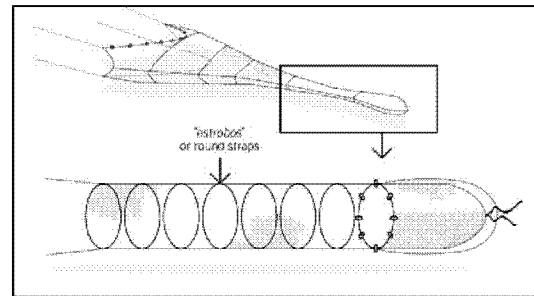


FIGURE 9.—Schematic of the cod end used by commercial trawlers in the San Matías Gulf depicting the *estrobos* that minimize the ballooning of the cod end and the possible expansion of the mesh.

Summing up, the management measures implemented by fishery authorities in 1997 and 1998 were not effective in reducing the catch and discard of juvenile Argentine hake in the San Matías Gulf trawl fishery. The reasons for this failure are (1) lack of local information on technical issues related to trawl fishery selectivity, (2) the absence of appropriate incentives promoting the acceptance of the new regulations by fishers, (3) the lack of a continuous monitoring program to assess the effectiveness of the management measures, and (4) a deficiency in controls by fishery authorities.

Both the decision-making process and management scheme for fishery activities in the San Matías Gulf are currently being reviewed as part of a formal program to implement an ecosystem approach to fisheries (García et al. 2003). This framework is expected not only to facilitate implementation of new management measures that deal with the current problems but also to ensure a greater degree of acceptance and trust among stakeholders.

Acknowledgments

We thank D. Millan, P. Osovnikar, and the FOP of the Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni for supplying fishery data and information. This study was carried out with the financial support of Ministerio de Producción de la Provincia de Río Negro, the Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica of Argentina (Grant Project PID2003-371), the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, and the Fundación Patagonia Natural. Thanks are also due to Maite Narvarte, Lorena Storero, and Martín Hall for their critical comments on earlier versions of this manuscript.

References

- Agencia San Antonio. 1999. Denuncian captura ilegal de peces de escaso tamaño. [They denounce illegal capture of undersized fish.] *Río Negro* (October 5):10.
- Allain, V., A. Biseau, and B. Kergoat. 2003. Preliminary estimates of French deepwater fishery discards in the northeast Atlantic Ocean. *Fisheries Research* 60:185–192.
- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, S. A. Murawski, and J. G. Pope. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper 339.
- Anderson, D. L., and M. R. Clark. 2003. Analysis of bycatch in the fishery for orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*, on the South Tasman Rise. *Marine and Freshwater Research* 54:643–652.
- Borges, L., A. F. Zuur, E. Rogan, and R. Officer. 2005. Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. *Fisheries Research* 75:29–39.
- Cañete, G., C. Dato, and M. F. Villarino. 2000. Caracterización del proceso de descarte de merluza (*Merluccius hubbsi*) en la flota de busques congeladores y factorías: resultados preliminares a partir de los datos recolectados por observadores del INIDEP en seis mareas realizadas entre agosto y diciembre de 1995. [Characterization of the discard process for Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) by the preserving and processing fleet: preliminary results from data collected by INIDEP observers in six surveys between August and December 1995.] Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Technical Memorandum 32/2000, Buenos Aires.
- Catchpole, T. L., C. L. J. Frid, and T. S. Gray. 2002. Estimated catch and discard quantities for the English northeast coast *Nephrops norvegicus* fishery. *International Council for the Exploration of the Sea C.M.* 2002/V:33.
- Catchpole, T. L., C. L. J. Frid, and T. S. Gray. 2005. Discard in North Sea fisheries: causes, consequences, and solutions. *Marine Policy* 29:421–430.
- Cousseau, M. B., and H. C. John. 1976. Undesirable catches of small fish in Argentinean hake fisheries. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 26:45–54.
- Dato, C. V., M. F. Villarino, and G. R. Cañete. 2000. El descarte de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el Mar Argentino, período 1990–1997. [Discards of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) in the Argentinean Sea, 1990–1997.] Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Technical Memorandum 07/2000, Buenos Aires.
- Di Giacomo, E., J. Calvo, M. R. Perier, and E. R. Morriconi. 1993. Spawning aggregations of *Merluccius hubbsi* in Patagonian waters: evidence for a single stock? *Fisheries Research* 16:9–16.
- Di Giacomo, E., and M. R. Perier. 1992. Abundancia, estructura poblacional y zona de desove de la merluza (*Merluccius hubbsi*) en el Golfo San Matías, Argentina. [Abundance, population structure, and spawning area of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) in the Golfo San Matías, Argentina.] *Frente Marítimo* 12:47–52.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2008. Total fishery production 1950–2006. FISHSTAT Plus; universal software for fishery statistical time series. FAO, Rome. Available: <http://www.fao.org/>. (August 2009.)
- García, S. M., A. Zerbi, T. Do Chi, and G. Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper 443.
- González, R. A. 1990. Estimación de las tasas de descarte de merluza *Merluccius hubbsi* en la pesquería del Golfo San Matías, y su relación con las artes de pesca utilizadas por la flota. [Estimation of discard rates for Argentine hake *Merluccius hubbsi* in the Golfo San Matías fishery and its relationship to the gear used by the fleet.] Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Technical Memorandum 03/1990, San Antonio Oeste, Argentina.
- González, R. A., and M. G. Caille. 1995. Composición por especies y estimaciones del descarte en la pesquería demersal del Golfo San Matías. [Species composition and estimates of discards in the demersal fishery in the Golfo San Matías.] Page 99 in Universidad Nacional de

- Mar de Plata, editor. Actas VI, Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Mar del Plata, Argentina.
- González, R. A., M. A. Narvarte, and M. G. Caille. 2007. An assessment of the sustainability of the hake *Merluccius hubbsi* artisanal fishery in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Fisheries Research* 87:58–67.
- Graham, N., R. S. T. Ferro, W. A. Karp, and P. McMullen. 2007. Fishing practice, gear design, and the ecosystem approach: three case studies demonstrating the effect of management strategies on gear selectivity and discards. *ICES Journal of Marine Science* 64:744–750.
- IBMPAS (Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni). 1997. Antecedentes sobre la explotación e investigación de la merluza común *Merluccius hubbsi* del Golfo San Matías y pautas para su manejo en el corto y mediano plazo. [Antecedents to the exploitation and investigation of the Argentine hake *Merluccius hubbsi* in the Golfo San Matías and guidelines for management in the short to medium term.] IBMPAS, Technical Memorandum 03/1997, San Antonio Oeste, Argentina.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper 470.
- Laevastu, T., and F. Favorite. 1988. Fishing and stock fluctuations. Fishing News Books, Farnham, UK.
- Millán, D. 2007. Anuario de estadísticas pesqueras de la provincia de Río Negro. [Statistical yearbook of fisheries in Río Negro Province.] Departamento Policía de Pesca, Dirección de Pesca, Report 2007, San Antonio Oeste, Argentina.
- Millar, R. B. 1991. Estimating the size selectivity of fishing gears by conditioning on the total catch: the SELECT (Share Each Length-Class's Catch Total) model. *International Council for the Exploration of the Sea C.M.* 1991/B:57.
- Ocampo-Reinaldo, M. 2005. Campaña Recursos Demersales I, 2005 (REDE I 2005): informe preliminar—estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común (*Merluccius hubbsi*). [Demersal Resources Campaign I, 2005: preliminary report—estimation of biomass and population structure of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*).] Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Technical Memorandum 31/2005, San Antonio Oeste, Argentina.
- Ocampo-Reinaldo, M. 2006. Campaña Recursos Demersales, 2006 (REDE 2006): informe preliminar—estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común (*Merluccius hubbsi*). [Demersal Resources Campaign, 2006: preliminary report—estimation of biomass and population structure of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*).] Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Technical Memorandum 10/2006, San Antonio Oeste, Argentina.
- Ocampo-Reinaldo, M., M. S. Maggioni, and M. Gavensky. 2008. Campaña Recursos Demersales, 2007 (REDE 2007): estimación de biomasa y estructura poblacional de merluza común *Merluccius hubbsi* en el Golfo San Matías. [Demersal Resources Campaign, 2007: preliminary report—estimation of biomass and population structure of the Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) in the Golfo San Matías.] Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Technical Memorandum 08/2008, San Antonio Oeste, Argentina.
- Pájaro, M., G. J. Macchi, and P. Martos. 2005. Reproductive pattern of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Fisheries Research* 72:97–108.
- Pálsson, Ó. K. 2003. A length-based analysis of haddock discards in Icelandic fisheries. *Fisheries Research* 59:437–446.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T. J. Pitcher, R. R. Sumaila, C. J. Walters, R. Watson, and D. Zeller. 2002. Towards sustainability in fisheries management. *Nature (London)* 418:689–695.
- Pérez Comas, J. A., R. G. Perrota, and G. R. Cañete. 1986. Análisis del descarte de merluza (*Merluccius hubbsi*) realizado por la flota comercial marplatense durante el periodo julio/1979–septiembre/1980. [Analysis of discards of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) by the commercial fishery in Mar del Plata from July 1979 to September 1980.] *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 50:531–551.
- Pope, S., A. R. Margets, J. M. Hanley, and A. F. Akuz. 1975. Manual of methods for fish stock assessment, part III. Selectivity of fishing gear. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper 145.
- Rochet, M.-J., V. M. Trenkel, J. C. Poulard, and I. Péronnet. 2000. Using discards estimates for assessing the impact of fishing on biodiversity. *International Council for the Exploration of the Sea C.M.* 2000/Mini:06.
- Rochet, M.-J., and V. M. Trenkel. 2005. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:224–235.
- Romero, M. A., R. A. González, and M. Ocampo-Reinaldo. 2008. Análisis histórico de la composición por especie de los desembarcos de la pesquería de arrastre demersal del Golfo San Matías: identificación y caracterización de ciclos productivos. [Historical analysis of the species composition of the landings by the demersal trawl fishery in the Golfo San Matías: identification and characterization of production cycles.] IBMP (Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni) Serie Publicaciones 7:67–91.
- Romero, M. A., R. A. González, and M. Ocampo-Reinaldo. 2009. La captura y el descarte de juveniles de merluza *Merluccius hubbsi* en la pesquería de arrastre del Golfo San Matías durante el período 1996–2007. [Capture and discard of juvenile Argentine hake *Merluccius hubbsi* in the Golfo San Matías trawl fishery over the period 1996–2007.] Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Technical Memorandum 02/2009, San Antonio Oeste, Argentina.
- Saila, S. B. 1983. Importance and assessment of discards in commercial fisheries. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Circular 765.
- Sardella, N., and J. Timi. 2004. Parasites of Argentine hake in the Argentine Sea: population and infracommunity structure as evidence for host stock discrimination. *Journal of Fish Biology* 65:1472–1488.
- Sparre, P., and S. C. Venema. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment, part 1. Manual. FAO (Food and

- Agriculture Organization of the United Nations), Fisheries Technical Document 306/1 Revision 2, Rome.
- Stratoudakis, Y., R. J. Fryer, R. M. Cook, and G. J. Pierce. 1999. Fish discarded from Scottish demersal vessels: estimators of total discards and annual estimates for targeted gadoids. *ICES Journal of Marine Science* 56:592–605.
- Suuronen, P., and F. Sardà. 2007. The role of technical measures in European fisheries management and how to make them work better. *ICES Journal of Marine Science* 64:751–756.
- Suuronen, P., and V. Tschernij. 2003. The problems encountered in the adoption of improved selectivity in the Baltic cod demersal trawl fishery. *International Council for the Exploration of the Sea C.M. 2003/Z:07*.
- Suuronen, P., V. Tschernij, P. Jounela, D. Valentinsson, and P.-O. Larsson. 2007. Factors affecting rule compliance with mesh size regulations in the Baltic cod trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science* 64:1603–1606.
- Vestergaard, N. 1996. Discard behavior, high-grading, and regulation: the case of the Greenland shrimp fishery. *Marine Resource Economics* 11:247–266.
- Thompson, S. K. 1992. *Sampling*. Wiley, New York.
- Tschernij, V., P. Suuronen, and P. Jounela. 2004. A modelling approach for assessing short-term catch losses as a consequence of a mesh size increase. *Fisheries Research* 69:399–406.
- Walmsley, S. A., R. W. Leslie, and W. H. H. Sauer. 2007. Bycatch and discarding in the South African demersal trawl fishery. *Fisheries Research* 86:15–30.
- Wileman, D. A., R. S. T. Ferro, R. Fonteyne, and R. B. Millar, editors. 1996. *Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears*. ICES Cooperative Research Report 215.
- Zeller, D., and D. Pauly. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards and declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries* 6:156–159.
- Zhou, S. 2008. Fishery bycatch and discards: a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries* 9:308–315.