

**Dinámica espacial del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) –
Implicancias para el uso sustentable de los
sistemas de arrecifes rocosos**

Dinámica espacial del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) – Implicancias para el uso sustentable de los sistemas de arrecifes rocosos

Resumen. El salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) es un importante recurso pesquero y turístico en los golfos norpatagónicos de Argentina, donde vive asociado a pequeños arrecifes rocosos conocidos como “salmoneras”, que sustentan actividades recreativas y comerciales de buceo y pesca deportiva, submarina y artesanal. Es una especie longeva (~30 años), de gran tamaño (supera el metro de largo y los 20 kg de peso), y baja fecundidad, lo que la convierte en un blanco potencialmente vulnerable a la pesca. Sin embargo, su explotación nunca fue regulada y la aplicabilidad de los métodos de evaluación y manejo convencionales puede ser poco viable dependiendo de sus patrones de migración y movilidad a distintas escalas espaciales. En este trabajo se analiza información sobre áreas de desove y distribución de larvas y prerreclutas en la plataforma argentina, para investigar la posibilidad de que existan migraciones reproductivas. El grado de movilidad y el patrón de ocupación de los arrecifes por salmones de distinta talla, sexo y fenotipo cromático se estudiaron mediante marcación y censos visuales subacuáticos. Se desarrolló una metodología para estimar el esfuerzo de pesca recreativa y la cosecha, la que se aplicó a datos colectados en el golfo San José durante tres temporadas de pesca, y se evaluaron los cambios demográficos producto de esa actividad. Sobre la base de los resultados obtenidos se discuten alternativas para la evaluación del estado de las poblaciones locales del salmón de mar, y opciones de manejo para la pesca deportiva de altura sobre arrecifes rocosos.

Palabras clave. Arrecifes rocosos norpatagónicos; Larvas y prerreclutas; Patrón de ocupación; Movilidad; Pesca recreativa de altura; Censos visuales subacuáticos; Marcación externa; Opciones de evaluación y manejo; Áreas marinas protegidas

Spatial dynamics of the Argentine sandperch *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) – Implications for the sustainable use of rocky reef systems

Abstract. The Argentine sandperch *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) represents an important commercial and tourist resource in the northern Patagonian gulfs of Argentina. It inhabits low-relief rocky reefs known as “salmoneras”, which sustain recreational and commercial activities such as SCUBA diving and sport-, spear- and artisanal fishing. The Argentine sandperch is a vulnerable target to fishing due to its massive size (more than 1 m long and 20 kg weight), longevity (maximum age of about ~30 years) and low fecundity. However, its exploitation has never been regulated and conventional assessment and management approaches may not be applicable, depending on the migratory patterns and mobility of this species at different spatial scales. Information about spawning grounds and distribution of larvae and post-transition juveniles along the Argentine shelf was analyzed in order to investigate the possible occurrence of spawning migrations. The mobility and seasonal occupation of the reefs by different sizes, sexes and chromatic phenotypes of sandperch were studied at the local scale. A methodology was developed to estimate recreational angling effort and catches, and applied to data collected in San José Gulf over three fishing seasons. The demographic changes induced by fishing were also assessed. Possible approaches for the assessment of local sandperch populations and for the management of recreational angling on rocky reefs are suggested, based on the results obtained.

Key words. Northern Patagonian rocky reefs; Larvae and post-transition juveniles; Occupation pattern; Mobility pattern; Recreational angling; Underwater visual censuses; External tagging; Assessment and management options; Marine protected areas

Agradecimientos

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a las siguientes personas e instituciones, sin cuya colaboración habría resultado imposible la ejecución de este trabajo: Ana Parma, “Lobo” Orensanz, Martín Ehrlich, Laura Machinandiaarena, Graciela Esnal, David Galván, Alejo Irigoyen, Miguel A. “Hormiga” Díaz, Ricardo “Bebote” Vera, Néstor Ortiz, Julio Rúa, Ana Cinti, Andrea Rodríguez, Celia Beloso, “Capitán” Alberto Kowalyk, Luciana Loto, Javier Ciancio, Pedro Fiorda, Leandro Becker, Lucas Bandieri, Nadia Mohamed, Gaspar Soria, Mariano Venerus, Nora Glembocki, Jorgelina Robledo, Valeria Martínez, Marcelo “Caco” Arroyo, Daniel Hernández, Daniel Brown, Gustavo Macchi, Atila Gosztonyi, Raúl González, Juan José López Gappa, Inés Elías, tripulación y personal científico que recolectó las muestras durante las campañas oceanográficas llevadas a cabo por el INIDE, becarios y compañeros del Centro Nacional Patagónico (son demasiados para nombrarlos uno a uno), Raúl “Pelado” Díaz, Luis de Francesco, José Ascorti, Juan y José Signorelli, Pedro Oroquieta, Manolo Suarez, Humberto Morón, Vladimiro Silhanek, Luis Bala, Emiliano Prado, Cacho Contreras, Guillermo Harris, pescadores deportivos, submarinos y artesanales. Entre las instituciones que permitieron llevar adelante este trabajo figuran: Centro Nacional Patagónico y sus áreas de servicios (Automotores, Náutica, Computación, Electrónica, Biblioteca), Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Secretaría de Pesca del Chubut, Dirección General de Conservación de Áreas Protegidas del Chubut, Asociación de Pescadores Artesanales de Puerto Madryn, Centro de Estudios Históricos y Sociales de Puerto Madryn, Universidad de Buenos Aires, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Fundación Patagonia Natural. El trabajo de campo fue financiado gracias al generoso apoyo de la *Wildlife Conservation Society* y de la *Liz Claiborne / Art Ortenberg Foundation*, así como de un proyecto de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (BID 1201/OC-AR-PICT N°07-10041).

Las tareas de campo fueron realizadas dentro de un área declarada Patrimonio Natural de la Humanidad por UNESCO, y aprobadas por la Dirección General de Conservación de Áreas Protegidas del Chubut.

A mi familia, a Paula (la Paisa) y a Cody

Contenidos

Introducción general	1
<i>Objetivos</i>	4
<i>Antecedentes sobre el sistema de estudio</i>	5
Capítulo 1: Descripción de las larvas y los prerreclutas del salmón de mar y de sus patrones de abundancia y distribución	
<i>Introducción</i>	8
<i>Material y Métodos</i>	9
<i>Resultados</i>	11
<i>Discusión</i>	15
<i>Tablas y figuras</i>	20
Capítulo 2: Patrón de ocupación anual del salmón de mar en arrecifes rocosos del golfo San José	
<i>Introducción</i>	32
<i>Material y Métodos</i>	34
<i>Resultados</i>	38
<i>Discusión</i>	45
<i>Tablas y figuras</i>	50
Capítulo 3: Dinámica espacial del salmón de mar en arrecifes rocosos de los golfos norpatagónicos San José y Nuevo	
<i>Introducción</i>	72
<i>Material y Métodos</i>	73
<i>Resultados</i>	80
<i>Discusión</i>	88
<i>Tablas y figuras</i>	93
Capítulo 4: Estimación del esfuerzo de pesca y de las capturas de salmón de mar para la pesquería recreativa de altura sobre arrecifes rocosos en el Parque Marino Golfo San José	
<i>Introducción</i>	111
<i>Métodos de muestreo</i>	113
<i>Características de la pesca recreativa de altura</i>	115

<i>Metodología para la estimación del esfuerzo total de pesca</i>	117
<i>Aplicación al monitoreo de la pesca recreativa de altura</i>	124
<i>Discusión</i>	130
<i>Tablas y figuras</i>	136

Conclusiones generales: Implicancias para la evaluación y el manejo de las poblaciones del salmón de mar en los arrecifes rocosos norpatagónicos 159

Opciones para la evaluación de las poblaciones de salmón de mar.... 160

Opciones de manejo para la pesca recreativa de altura

Literatura citada 168

Introducción general

La familia Pinguipedidae (Osteichthyes, Perciformes) incluye cinco géneros y alrededor de unas 50 especies marinas (Rosa y Rosa 1997, Imamura y Matsuura 2003, Froese y Pauly 2006). Tres de estos géneros: *Pinguipes* Cuvier, 1829, *Prolatilus* Gill, 1865, y *Pseudopercis* Miranda-Ribeiro, 1903 fueron citados por Rosa (1987) como endémicos de América del Sur (ver también Orsi Relini 2002). En la plataforma continental argentina los pinguipédidos están representados por dos especies¹: el salmón de mar *Pseudopercis semifasciata* (Cuvier, 1829) y el turco *Pinguipes brasilianus* Cuvier, 1829. El rango de distribución de *P. semifasciata* se extiende desde los 23°S en Brasil hasta los 47°S en Argentina (Gosztanyi 1981, Menni y Gosztanyi 1982, Otero *et al.* 1982, Cousseau 1985, Menezes y Figueiredo 1985, Cousseau y Perrotta 2000, Galván *et al.* 2003). Esta especie habita principalmente aguas costeras, aunque se lo encuentra en profundidades de hasta 100 m (Menezes y Figueiredo 1985). En los golfos norpatagónicos San Matías, San José y Nuevo, el salmón de mar habita arrecifes rocosos de relieve bajo conocidos localmente como salmoneras. Las características geológicas de las áreas donde se emplazan las salmoneras varían desde terrazas sumergidas de conglomerados polimícticos de gravas y conchillas hasta salientes de rocas porfíricas o graníticas, de tamaño limitado, que emergen de los fondos predominantemente planos, arenosos o fangosos, del litoral marítimo argentino (Meister, Com. Pers.²). Esta especie también ocupa arrecifes artificiales, generados a partir del hundimiento de estructuras de hierro de complejidad diversa y de barcos que fueron desguazados con el objeto de crear Parques Submarinos, como los existentes en la Bahía Nueva, Golfo Nuevo (Pérez Serra 1996, Galván 2000, Sanabra 2002, Galván *et al.* 2003).

El salmón de mar es uno de los componentes más conspicuos del ensamble de peces que habita los arrecifes rocosos en los golfos norpatagónicos. Este ensamble, que sustenta actividades recreativas y comerciales de buceo y pesca deportiva, submarina y artesanal, se caracteriza

¹ Aunque recientemente ha sido capturado un namorado *Pseudopercis numida* Miranda-Ribeiro, 1903 cerca de Playa Pardelas (~42°38'S 64°16'W), Golfo Nuevo (Venerus *et al.*, MS), este ejemplar representa el primer y único registro de la especie al sur de los 34°40'S (Menezes y Figueiredo 1985, Rosa 1987, Paiva y Andrade-Tubino 1998, Haimovici *et al.* 2003).

² Lic. Carlos Meister, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

por poseer una baja riqueza específica (González 1993, Galván *et al.* 2003) y por reunir representantes de dos provincias biogeográficas: la Provincia Biogeográfica Argentina, con especies cuyos rangos de distribución se extienden desde Río de Janeiro hasta el norte de la Patagonia, y la Provincia Biogeográfica Magallánica, con especies que se encuentran en latitudes más altas, por encima de los 40°S (Galván *et al.* 2003). Los golfos norpatagónicos San Matías, San José y Nuevo constituyen una zona de transición entre ambas provincias biogeográficas. Otras especies que conforman este ensamble son el mero (*Acanthistius brasilianus*), turco (*P. brasilianus*), escrófalo (*Sebastes oculatus*), sargo (*Diplodus argenteus*), besugo (*Pagrus pagrus*), castañeta o papamoscas (*Nemadactylus bergi*), chanchito o cacique (*Congiopodus peruvianus*), pez sapo (*Triathalassotia argentina*), vieja (*Bovichtus argentinus*), *Helchogrammoides cunninghami*, *Ribeiroclinus eigenmanni*, y ocasionalmente la garopa (*Epinephelus marginatus*) y el cocherito (*Dules auriga*) (González 1993, Galván 2000, Galván *et al.* 2003, 2005, Irigoyen *et al.* 2005, Galván, Com. Pers.³).

A pesar de la importancia económica y cultural que tiene el salmón de mar a lo largo de la costa argentina (38° – 45°S), la explotación de *P. semifasciata* nunca fue regulada y las medidas de evaluación y manejo tradicionales no parecen ser las más adecuadas para este recurso. González (1998) concluyó que los efectivos de salmón de mar en el golfo San Matías se encontrarían en estado de sobreexplotación debido principalmente a la intensa presión de pesca impuesta directa o indirectamente por la flota arrastrera, a partir de mediados de los ochenta. A través de algunas entrevistas informales dirigidas a buzos y pescadores deportivos, artesanales y submarinos que han realizado estas actividades por más de 30 años, se ha detectado preocupación con respecto a la abundancia y al tamaño de los salmones que se encuentran actualmente en los arrecifes o parajes de pesca más populares dentro de los golfos San José y Nuevo. Sometidas a una explotación indiscriminada por más de 40 años, las poblaciones locales de salmón de mar han dejado de ser abundantes en algunos arrecifes muy populares ubicados frente a la ciudad de Puerto Madryn y a la comuna de Puerto Pirámide, dos de los centros turísticos costeros más importantes de la provincia del Chubut, y en las salmoneras o parajes de pesca y buceo más conocidos de la zona.

Por otra parte, la crisis experimentada recientemente en la pesquería industrial de la merluza, junto con la escasez de fuentes de empleo alternativas

³ Lic. David E. Galván, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

producto de la crisis económica que afectó a la Argentina, llevó a incrementar la presión sobre las administraciones pesqueras provinciales para desarrollar pesquerías costeras de menor escala, introduciendo el uso de artes de pesca altamente eficientes en sitios que han servido como refugios naturales (ej.: espineles o palangres), aún cuando se desconoce la capacidad productiva de estos ambientes y las posibles consecuencias sobre las especies blanco de estas pesquerías⁴.

Las especies de peces que viven asociadas a arrecifes tienden a caracterizarse por su baja movilidad, según queda evidenciado por numerosos estudios recientes sobre áreas marinas protegidas (AMPs), los que demuestran que tanto la abundancia como las tallas de las especies explotadas son generalmente mayores dentro de las AMPs que en áreas circundantes (ejs.: Edgar y Barret 1999, Millar y Willis 1999, Cole *et al.* 2000, Willis *et al.* 2003). Este fuerte componente espacial en la distribución de los peces de arrecife impone serios desafíos para el monitoreo y la evaluación, ya que los métodos convencionales basados en el supuesto de que las poblaciones son un conjunto dinámico en el que los peces se mezclan libremente resultan inadecuados. Sumado a esto, los métodos convencionales de regulación pesquera, basados en el control centralizado de la captura o el esfuerzo pesquero, son inviables en este caso, dado que no existen estadísticas pesqueras y sistemas de monitoreo y control que permitan estimar la abundancia y los niveles de captura adecuados.

La estructura espacial de estos recursos lleva a considerar el uso de reservas extractivas y otras formas de regulación espacial del esfuerzo pesquero (ej. rotación de áreas de pesca) como las herramientas más naturales para el manejo de estos sistemas (Houde *et al.* 2001, Murray *et al.* 1999, Roberts y Polunin 1991). No obstante, la efectividad de las reservas para proteger la capacidad productiva de los peces depende en gran medida de la movilidad de los individuos (Guénette *et al.* 1998, Walters 2000, Gell y Roberts 2003a, Sladek Nowlis y Friedlander 2005) y del uso que los peces hacen de los arrecifes, tanto desde el punto de vista reproductivo como para forrajeo y protección contra la depredación.

⁴ Un ejemplo concreto lo constituye el Proyecto de Ley 13/06 presentado el 7 de marzo del corriente año, que propugna la creación de un muelle pesquero en Bahía Cracker, Golfo Nuevo (42°57'S 64°27'W), y el establecimiento de una "zona de pesca exclusiva" de tres millas para la flota de pesca artesanal (Diario de Madryn, 8 de marzo de 2006. www.diariodemadryn.com)

Prácticamente no existen antecedentes en la literatura referidos a la dinámica espacial y al comportamiento de *P. semifasciata*. La escasa información disponible se basa en unas pocas observaciones *in situ* realizadas mediante buceo autónomo en el Parque Submarino Las Grutas, entre noviembre de 1989 y octubre de 1990 (González 1998). Los operadores de buceo, buzos recreativos y marisqueros, y pescadores artesanales, recreativos y submarinos han acumulado información empírica a través de experiencias personales, aunque ésta no ha sido recopilada ni procesada de manera sistemática. Los estudios previos realizados sobre el salmón de mar estuvieron dirigidos a las características morfológicas (Rosa 1987, Gosztanyi y Kuba 1996, Herrera y Cousseau 1996, Rosa y Rosa 1997, González 1998), edad y crecimiento (Elías y Burgos 1988, Fulco 1996, González 1998, MS), hábitos alimentarios (Elías y Rajoy 1992, González 2002), carga parasitaria (González 1998, González y Tanzola 2000), y a los caracteres reproductivos, que incluyen la estación reproductiva, la modalidad del desove y la edad de primera madurez para las hembras (Macchi *et al.* 1995, Fulco 1996, González 1998).

El presente estudio constituye el primer intento de investigar la dinámica espacial del salmón de mar con esta finalidad.

Objetivos

El objetivo general de este trabajo es caracterizar la dinámica espacial del salmón de mar en relación a posibles patrones de migración reproductiva y al patrón de ocupación de los arrecifes costeros, a fin de evaluar el impacto local de la presión de pesca ejercida sobre los mismos y la posible eficacia de las reservas marinas u otras formas de regulación espacial para el manejo y conservación de este recurso.

Entre los objetivos particulares se encuentran:

- Estudiar el ciclo de vida del salmón de mar, con énfasis en la identificación de potenciales áreas de reproducción y cría de esta especie.
- Caracterizar el sistema de arrecifes costeros, incluyendo la identificación y mapeo de salmoneras y parajes de pesca en el GSJ.
- Describir los patrones de ocupación de las salmoneras a lo largo del ciclo anual, para salmones de distinta talla, sexo y fenotipo.
- Caracterizar los patrones de movimiento para salmones de distinta talla, sexo y fenotipo.

- Desarrollar una metodología para estimar el esfuerzo de pesca ejercido y las capturas de salmón de mar obtenidas en la pesca recreativa de altura.
- Caracterizar el uso de las salmoneras por los pescadores recreativos y evaluar la presión extractiva ejercida sobre las poblaciones locales de salmón de mar.
- Establecer recomendaciones para la evaluación y el manejo que resulten apropiadas en base a la biología y ecología del salmón de mar.

Antecedentes sobre el sistema de estudio

Historia de vida del salmón de mar. El salmón de mar es una especie longeva. Las máximas edades registradas fueron de 26 años para los machos y 31 para las hembras (Elías y Burgos 1988, Fulco 1996, González 1998). González (1998) postuló que la reproducción tiene lugar en las salmoneras; sin embargo esto no ha sido comprobado, ni tampoco se conoce cuáles son los hábitats preferenciales para los estadios juveniles de la especie. *Pseudoperca semifasciata* es un desovante parcial, con alta frecuencia de desoves durante la época reproductiva y baja fecundidad por camada. La actividad reproductiva para esta especie presenta picos entre noviembre y diciembre entre los 42° – 44°S (Elías y Burgos 1988, Macchi *et al.* 1995), y en octubre en el golfo San Matías (González 1998). Las hembras alcanzan la edad de primera madurez (i.e. la edad a la que el 50% de las hembras se encuentra madura) alrededor de los 34 – 37 cm de largo total (LT), que corresponde a ~3 años (Elías y Burgos 1988, Fulco 1996, González 1998). Si bien no se ha determinado la edad de primera madurez para los machos, Venerus y Macchi⁵ (datos sin publicar) observaron machos de entre 39 y 45 cm LT que presentaban esperma en los conductos eferentes, indicando la adquisición de madurez fisiológica. Existe un dimorfismo sexual manifiesto por un mayor tamaño de los machos y una diferenciación cromática asociada al sexo. Aunque se han distinguido dos patrones de coloración: el tipo cromático gris y el amarillo, se desconocen las implicancias en la ecología reproductiva de *P. semifasciata* (Fulco 1996, González 1998). La proporción de machos grises aumenta con la talla (Fulco 1996, González 1998), siendo el fenotipo macho amarillo un estadio ontogénico. Esta diferenciación cromática entre los sexos, también observada en *P. numida*, la otra especie del género (Paiva y De Andrade 1996) y en algunas de las especies pertenecientes

⁵ Lic. Gustavo Macchi, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

al género *Parapercis* (Randall *et al.* 1990, Sano 1990), es muy frecuente en peces asociados a arrecifes, que desarrollan comportamientos territoriales y sistemas de apareamiento complejos basados en la monopolización del espacio por parte de los machos como forma de ganar acceso a las hembras (“*resource defense polygyny*”; Turner 1986, Gross 1984, Sargent y Gross 1986). Basándose en estas características fenotípicas, González (1998) postuló que los machos amarillos actuarían como “satélites” aprovechando su semejanza con las hembras para acceder a las áreas de puesta dominadas por los machos grises (parentales), y así fecundarían parte de los oocitos. La ocurrencia de esta estrategia reproductiva alternativa en cierta fracción de los machos, que en inglés se denomina “*sneaking*” (Gross 1984), ha sido documentada para otro miembro de la familia: *Parapercis snyderi* (Ohnishi *et al.* 1997). Sin embargo, nunca se observó actividad reproductiva alguna de *P. semifasciata* en los arrecifes rocosos durante éste u otros estudios.

El salmón de mar como recurso pesquero. En aguas argentinas, el salmón de mar es un componente importante en la captura incidental de las pesquerías comerciales de arrastre y palangreras dirigidas a la merluza común *Merluccius hubbsi*, que operan frente a la costa norpatagónica (Otero *et al.* 1982, Elías y Burgos 1988, González 1998). Este recurso es explotado tanto por la flota costera con base en los puertos de Rawson, San Antonio Oeste y Quequén, como por la de altura, que desembarca en los puertos de Mar del Plata, Puerto Madryn, Comodoro Rivadavia y Bahía Blanca (Fulco 1996). En los últimos años, las estadísticas oficiales indican desembarcos anuales que oscilan entre 1900 y 3780 tm (SAGPyA-DNPA 2003). La pesca artesanal con línea de mano, que en el golfo San José alcanzó su apogeo durante los años ochenta, persiste hoy en día promovida por una mayor demanda turística de las especies denominadas “finas” durante el verano, y en el golfo San José representa un medio de subsistencia de algunas familias residentes durante los períodos de veda de las pesquerías de mariscos bivalvos (principalmente la vieira techuelche *Aequipecten tehuelchus*, la cholga *Aulacomya atra* y el mejillón *Mytilus edulis platensis*) (Elías 1998).

En aguas costeras, y particularmente dentro de los golfos San Matías, San José, Nuevo, norte del San Jorge y a lo largo del litoral del Chubut, *P. semifasciata* es una presa codiciada por los pescadores deportivos de altura y submarinos, y representa una atracción turística para los buzos recreativos (Pérez Serra 1996, Sanabra 2000), debido principalmente a su gran tamaño

(esta especie llega a superar el metro de largo y los 20 kg de peso). Desde mediados de los cincuenta, el interés deportivo por el salmón de mar condujo a la organización de numerosas competencias de pesca de altura y submarina sobre arrecifes desarrolladas en los golfos San José y Nuevo (Sanabra 2002). Actualmente se realiza en Camarones, Chubut, la Fiesta Nacional del Salmón, que año a año reúne a una treintena de embarcaciones, siendo éste el principal evento turístico de ese Municipio.

Descripción de las larvas y los prerreclutas del salmón de mar *Pseudopercis semifasciata* y de sus patrones de abundancia y distribución

Introducción

La historia de vida de los estadios tempranos de pinguipédidos en general (Watson *et al.* 1984) y de *Pseudopercis semifasciata* en particular ha sido poco estudiada. Hasta el momento se ha descrito el desarrollo larval de unas pocas especies pertenecientes al género *Parapercis* (*Parapercis* spp.: Leis y Rennis 1983, Houde *et al.* 1986, Leis y Rennis 2000; *P. haackei*: Neira 1998), y de *Prolatilus jugularis* (Fischer 1958, Vélez *et al.* 2003). De las tres especies que habitan el Atlántico sudoccidental sólo existe una descripción preliminar realizada por De Cabo (1988), en la que la autora llegó a identificar a las larvas a nivel de familia (Pinguipedidae, ex Mugiloididae), sin asignarlas a ninguna de las dos especies comunes en el Mar Argentino, *Pinguipes brasilianus* y *P. semifasciata*. La abundancia y distribución de larvas de pinguipédidos han sido tratadas sólo para unas pocas especies de *Parapercis* (Houde *et al.* 1986, Gaughan *et al.* 1990, Neira *et al.* 1992) y, más recientemente, para *P. jugularis* (Vélez *et al.* 2003).

La carencia de información referente a los estadios tempranos de *P. semifasciata* podría deberse principalmente a que sólo se encuentra en los arrecifes a los ejemplares >20 – 25 cm de largo total (Capítulo 2), y a que el hábitat de los juveniles se desconoce.

En el presente capítulo se describe el desarrollo de *P. semifasciata* desde el estadio larval hasta el de prerreclutas, y se analizan los patrones de distribución y abundancia de dichos estadios en la plataforma argentina correspondiente a la Patagonia norte (41° – 45°S). Esta información, más allá del aporte al conocimiento disponible sobre la familia, resulta indispensable para localizar los principales sitios de reproducción y de cría para la especie.

Material y métodos

Las larvas y los prerreclutas de *P. semifasciata* fueron recolectados durante 19 campañas de investigación llevadas a cabo por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) entre los años 1978 y 2001. Se analizó un total de 592 muestras de plancton y 277 muestras de arrastre con red provenientes de la plataforma argentina (Tabla 1.1).

Larvas. Para los muestreos de ictioplancton se utilizaron redes Bongo, Nansen, Nackthai y PairoVET. El diámetro de poro de la malla de la red Bongo fue de 300 μm . La red Nackthai, que consiste en una modificación del muestreador de alta velocidad Gulf V (Nellen y Hempel 1969), se utilizó con una malla cuyo diámetro de poro fue de 400 μm . Los lances efectuados con las redes Bongo y Nackthai fueron oblicuos, y el volumen de agua filtrada se determinó mediante un flujómetro colocado en la boca de las redes. El diámetro de poro de la red PairoVET, una versión tipo Bongo de la red CalVET utilizada para coleccionar huevos de peces (Smith *et al.* 1985), fue de 200 μm . Con esta red se efectuaron lances verticales y el volumen de agua filtrada se determinó de igual forma. Las muestras de plancton fueron fijadas en formol salino al 5%. Durante la mayoría de las campañas realizadas por el INIDEP, las profundidades alcanzadas por las redes se determinaron con un sensor SCANMAR montado sobre las mismas.

El desarrollo larval fue descrito sobre la base de 68 larvas cuyo largo del cuerpo (LCu) estuvo comprendido entre 3,3 y 11,7 mm. Para describir la morfometría se utilizó la terminología propuesta por Neira *et al.* (1988). Adicionalmente, se definió la altura de la cabeza (ACa) como la altura máxima alcanzada por la misma. Todas las mediciones fueron realizadas con una exactitud de 0,1 mm con un micrómetro ocular fijado a una lupa binocular. En las mediciones efectuadas no se tuvo en cuenta el potencial encogimiento de las larvas por efectos del fijador. Se registró además el patrón de pigmentación. Siempre que resultó posible, se registró el número de vértebras y el número de radios de las aletas dorsal, anal, caudales, pectorales y pélvicas. Además, se tiñieron 14 larvas de entre 3,4 y 11,7 mm LC siguiendo las metodologías de Potthoff (1984) y Taylor y Van Dyke (1985), y se examinaron los caracteres merísticos y algunas características osteológicas de las mismas. Tanto los conteos de los miómeros y de los radios de las aletas como las mediciones morfométricas fueron realizadas sobre el lado izquierdo del cuerpo. La

abundancia de larvas fue expresada en número de larvas·10 m⁻² de superficie de mar, tal cual fue sugerido por Smith y Richardson (1977).

Prerreclutas. Los prerreclutas fueron recolectados utilizando una red demersal de pequeñas dimensiones denominada "Piloto", con las siguientes características: largo total = 6 m, relingas superior e inferior = 6 m, mallero en las alas = 25 mm, mallero en el copo = 10 mm, superficie de pontones = 0,25 m², peso de pontones = 12 kg, bridas = 10 m y apertura = 0,80 m. Este arte de pesca es similar al que frecuentemente utiliza la flota tangonera para localizar agregaciones de langostinos. En la campaña EH-02/92 se utilizó un muestreador epibentónico (Rothlisberg y Pearcy 1976) con una red con diámetro de poro de 1 mm. Se considera que ambos artes de pesca son adecuadas para muestrear ejemplares de hasta 12 mm de largo total (LT).

Para describir los estadios de desarrollo de los juveniles del salmón de mar se utilizaron en total 27 prerreclutas, cuyo largo del cuerpo (LCu) varió entre 22 y 83 mm. Los ejemplares fueron congelados o fijados en formol salino al 5%.

El largo total, largo del cuerpo (= largo estándar), largo de la cabeza (LCa), largo predorsal (LPD) y largo preanal (LPA) fueron medidos al milímetro inferior. La altura de la cabeza (ACa), la altura del cuerpo (ACu) y el diámetro del ojo (DO) fueron medidos al intervalo de 0,2 mm inferior. Tres juveniles de entre 22 y 33 mm LCu fueron teñidos y transparentados (Potthoff 1984, Taylor y Van Dyke 1985) para el estudio de los caracteres merísticos.

La densidad de los prerreclutas, expresada como individuos·milla náutica⁻² (indiv·mn⁻²), se estimó por el método de área barrida.

La familia Pinguipedidae incluye en el Mar Argentino a dos especies morfológicamente muy similares en el estadio juvenil, cuyos rangos de distribución se superponen. Desafortunadamente, no todos los individuos recolectados en las campañas fueron conservados y examinados nuevamente; por lo tanto, para evitar posibles sesgos producidos por errores en la identificación de esos ejemplares, la distribución de los prerreclutas de ambas especies fue tratada como un solo grupo. Los centroides y elipses de la distribución fueron calculados tal cual fue sugerido por Kendall y Picquelle (1989), ponderando cada estación de muestreo por la densidad de individuos capturados. Con este propósito, cada valor de densidad obtenido fue estandarizado con respecto a la densidad máxima observada para cada estación del año (otoño y verano), agrupando todos los años en que se realizaron las campañas.

Resultados

Descripción de las larvas

Morfología general. El cuerpo de las larvas es alargado y la ACu relativa resultó $<0,25$ durante todos los estadios de desarrollo (Tabla 1.2). La larva más pequeña recolectada (larva vitelógena) midió 3,3 mm LCu. El saco vitelino es pequeño y contiene una única gota oleosa en la región anterior de la masa de vitelo. La flexión de la notocorda comienza aproximadamente a los 6 mm LCu y se completa alrededor de los 7 – 8 mm LCu. A medida que el desarrollo avanza, el cuerpo se ensancha y se comprime lateralmente. La cabeza es pequeña, presenta el hocico redondeado y carece de espinas. La boca, oblicua, se encuentra abierta hacia el final de la etapa vitelógena. Alrededor de los 10 mm LCu la premaxila y el dentario están cubiertos por dientes caniniformes. La premaxila es un hueso alargado que porta tres procesos en su margen dorsal, el primero de ellos se encuentra inserto en forma perpendicular a la misma. El largo relativo de la cabeza (LCa/LCu) permanece constante mientras que la ACa disminuye con el desarrollo (Fig. 1.1). Los ojos se encuentran pigmentados y el diámetro relativo de los mismos disminuye durante la preflexión, y luego se mantiene constante (Fig. 1.2, A y B). El tubo digestivo es recto y comienza a constreñirse alrededor de los 4 mm LCu, y mantiene esa constricción a lo largo de todo el desarrollo (Fig. 1.3, A – C). El mismo va de moderado a largo y se extiende hasta cerca de la mitad del cuerpo, resultando un largo preanal relativo (LPA/LCu) de 0,45 a 0,62.

Pigmentación. Las larvas del salmón de mar se encuentran suavemente pigmentadas durante todo el desarrollo (Fig. 1.3, A – C). La pigmentación sobre la superficie ventral del cuerpo, entre el istmo y el ano, consiste en pequeños melanóforos estrellados. Varios melanóforos pequeños aparecen diseminados sobre la superficie lateral de la porción anterior del tubo digestivo. Una hilera doble de melanóforos diminutos dispuestos a lo largo de la superficie ventral termina frecuentemente en un melanóforo impar presente sobre la constricción del tubo digestivo. La pigmentación a lo largo de la línea media lateral del cuerpo consiste en una serie de cuatro a siete melanóforos estrellados.

En las larvas en preflexión (Fig. 1.3A), una serie de pequeños melanóforos se encuentra presente a lo largo de la mandíbula inferior y sobre la región ventral de la cabeza. Varios pequeños melanóforos estrellados están dispersos sobre la

superficie dorsal del tubo digestivo. Finalmente, unos pocos melanóforos se encuentran esparcidos alrededor de la base de los primordios de las aletas pectorales.

Las larvas en preflexión y flexión (Fig. 1.3, A y B) muestran un patrón característico de 12 a 23 pequeños melanóforos post-anales dispuestos en serie, en número de aproximadamente uno por miómero, a lo largo de la línea media ventral. En larvas en postflexión se observan entre 11 y 18 melanóforos, alrededor de uno por pterigióforo de la aleta anal (Fig. 1.3C). A medida que la flexión de la notocorda progresa (Fig. 1.3, B y C), el número de melanóforos sobre la región ventral de la cabeza y sobre el tubo digestivo disminuye.

Aletas y caracteres merísticos. Las modas de los números de miómeros pre- y post-anales fueron 14 y 23, respectivamente. Todos los ejemplares estudiados presentaron en total entre 33 y 40 miómeros (moda = 36 – 38 miómeros). La osificación de la columna vertebral se produce en sentido antero-posterior. En larvas en postflexión de 10 – 12 mm LCu ($n = 2$) se registró un total de 38 – 39 vértebras.

La aleta embrionaria y los primordios de las aletas pectorales fueron las primeras estructuras del desarrollo de las aletas observadas en la larva vitelógena. En larvas en preflexión y flexión, la aleta embrionaria está presente y desaparece de manera gradual a medida que las verdaderas aletas se desarrollan. La secuencia de formación de los radios de las aletas, caracterizada por el desarrollo inicial de los elementos de las mismas, es: caudal (7 – 8 mm LCu), pectoral (9 – 10 mm LCu), anal (9 – 10 mm LCu), dorsal (9 – 10 mm LCu) y pélvica (10 – 11 mm LCu). Los elementos de la aleta caudal comienzan a formarse durante la flexión, y los de las aletas remanentes durante la postflexión. Alrededor de los 9 – 10 mm LCu, los elementos de las aletas dorsal (V,26 – 27) y anal (II,20 – 22) alcanzan su número definitivo.

Descripción de los prerreclutas

Este estadio se caracteriza por la adquisición del número definitivo de los elementos de las aletas y por las similitudes morfológicas con los adultos (Tabla 1.3 y Fig. 1.4). La transición desde el hábito pelágico al demersal en esta especie (i.e. asentamiento) probablemente ocurra alrededor de los 20 mm LCu, ya que el juvenil más pequeño de *P. semifasciata*, encontrado sobre el fondo, midió 22 mm LCu.

El cuerpo, que es alargado, se engrosa a medida que los ejemplares se desarrollan. La altura relativa del cuerpo se mantiene aproximadamente constante a lo largo de todo el desarrollo. El hocico es alargado y redondeado, y el largo de la cabeza moderado. La boca es terminal, se extiende hasta la mitad del ojo y presenta labios carnosos. Ambas mandíbulas portan únicamente dientes caniniformes. En todos los ejemplares estudiados se observaron dos espinas operculares. La altura relativa de la cabeza disminuye ligeramente durante el desarrollo. Esto no ocurre con el diámetro del ojo. El largo del tubo digestivo es moderado (LPA/LCu 0,38 – 0,48), y el ano está ubicado cerca de la mitad del cuerpo (Fig. 1.3D). El largo predorsal relativo (LPD/LCu = 0,26 – 0,30) disminuye con el desarrollo.

Las escamas son ctenoideas. Los juveniles más pequeños (LCu \leq 33 mm) conservan parte del patrón de pigmentación larvario. Los juveniles de mayor talla poseen varias barras verticales oscuras, aún no completamente definidas, y tres bandas horizontales a lo largo del cuerpo (Fig. 1.3D). Las barras verticales se desarrollan progresivamente desde el pedúnculo caudal hacia la cabeza. Dos bandas laterales se extienden en forma continua a lo largo de cada uno de los lados del cuerpo, casi completamente por encima de la línea media. La banda superior se inicia en la punta del hocico y la inferior comienza por detrás del ojo, y ambas se extienden hacia la región anterior del pedúnculo caudal. La tercera banda se desarrolla entre los ojos, en la región dorsal de la cabeza, y se extiende a lo largo de la aleta dorsal, uniéndose a la línea superior en el tercio posterior del cuerpo. En ejemplares más grandes (\geq 47 mm LCu), la membrana de la aleta dorsal se encuentra pigmentada más densamente entre las espinas que entre los radios. También se observan manchas circulares sobre la membrana entre los radios. La membrana de la aleta anal se encuentra más densamente pigmentada que la de la aleta dorsal. Las membranas de las aletas pectorales, pélvicas y caudales, y el borde externo de la membrana de la aleta dorsal, son amarillas en los individuos congelados, es decir, antes de la fijación. La mancha circular oscura que se observa en la base del lóbulo superior de la aleta caudal en los adultos de *P. semifasciata*, se encuentra ya presente a los 22 mm LCu (Fig. 1.3D). La aleta pélvica es larga y ligeramente más corta que la pectoral, cuyo margen es redondeado.

Abundancia y distribución

Larvas. Las larvas del salmón de mar se encontraron entre los 36°42'S y los 46°30'S, principalmente en aguas costeras, alrededor de la isobata de 50 m (Fig. 1.5). El límite hacia el sur en que se recolectaron larvas de *P. semifasciata* fue el golfo San Jorge, prospectado a fines de marzo (otoño). Las larvas estuvieron presentes en sólo el 3,6% de las estaciones, en densidades que variaron entre 2 y 74 larvas·10 m⁻² de superficie del mar (Tabla 1.4). Las mayores densidades (>20 larvas·10 m⁻² de superficie del mar) se obtuvieron en diciembre de 1986, 1996 y 1999, entre Bahía Engaño (~43°20'S 65°00'W) e Isla Escondida (~43°35'S 65°20'W). Las estaciones positivas formaron grupos dispersos a lo largo del área de distribución de esta especie. Las profundidades mínima y máxima muestreadas fueron 20 y 71 m, respectivamente. La temperatura del agua a 10 m de profundidad en las estaciones positivas varió entre 12,3°C (marzo de 1985) y 18,7°C (diciembre de 1999) (temperatura media ± DE: 15,2°C ± 2,1°C).

Prerreclutas. Los prerreclutas de pinguipédidos se encontraron entre los 42°77'S y los 43°37'S en febrero y marzo, y entre los 43°17'S y los 44°58'S desde abril a junio, principalmente alrededor de la isobata de 50 m (Fig. 1.6, A y B). El porcentaje de estaciones positivas fue 5,9% y 7,7% en las prospecciones de verano y otoño, respectivamente. Las densidades máximas de juveniles fueron 4410 ejemplares·mn⁻² en verano y 27027 ejemplares·mn⁻² en otoño (Tabla 1.5).

El grillado de estaciones cubiertas durante las campañas de verano y otoño se superpuso (Fig. 1.6, A y B), cubriendo la principal área de concentración de *P. semifasciata* (Otero *et al.* 1982). Las profundidades mínima y máxima fueron 54 y 74 m durante el verano (profundidad media ± DE: 64,5 m ± 10,0 m), y 34 y 79 m durante el otoño (profundidad media ± DE: 60,4 m ± 13,7 m). Las elipses que representan la distribución, calculadas sobre la base de las estaciones positivas para el verano y para el otoño, fueron pequeñas y estuvieron distanciadas. Las máximas densidades estivales de prerreclutas se encontraron al sudeste de Península Valdés, mientras que las máximas densidades durante el otoño se registraron al noreste de Bahía Camarones (Fig. 1.6, A y B).

Discusión

Las larvas de *P. semifasciata* se asemejan a las de otros pinguipédidos en el tamaño del tubo digestivo, los caracteres merísticos y en el patrón general de pigmentación. Difieren de las de *Parapercis* spp. y de las de *P. jugularis* en algunas características relevantes:

- La cabeza no posee espinas y es menos conspicua, moderada en vez de grande (rango de LCa/LCu = 0,17 – 0,30; media LCa/LCu \pm DE = 0,22 \pm 0,02);
- El cuerpo es alargado en vez de moderado (rango de AC/LCu = 0,12 – 0,26; media AC/LCu \pm DE = 0,16 \pm 0,03);
- La flexión de la notocorda se produce entre los 6,2 y 8,7 mm LCu, un tamaño relativamente grande comparado con las especies del género *Parapercis* (3,7 – 4,8 mm LCu) y con *P. jugularis* (5,7 – 6,9 mm LCu). *Pseudopercis semifasciata* es una especie de mayor tamaño;
- La aleta embrionaria persiste en larvas en preflexión y en flexión.

De Cabo (1988) describió algunas características osteológicas, merísticas y morfológicas de las larvas de pinguipédidos del Mar Argentino. Las observaciones realizadas en el presente trabajo coinciden con las suyas en lo que respecta a la aparición de la premaxila, el dentario y el cleitro como los primeros huesos craneales en formarse durante el desarrollo larval de *P. semifasciata*. Estas estructuras se encuentran ya osificadas en larvas preflexionadas de 3,4 mm LCu. Sobre la base de las descripciones osteológicas de los adultos realizadas por Herrera y Cousseau (1996) y Gosztanyi y Kuba (1996) se determinó que las larvas estudiadas en este trabajo pertenecían a la especie *P. semifasciata*. La otra especie de pinguipérido simpátrica en la plataforma argentina es el chanchito o turco (*Pinguipes brasilianus*), que comparte varias similitudes merísticas con el salmón de mar (Herrera y Cousseau 1996, Rosa y Rosa 1997). Sin embargo, algunas características osteológicas del neuro y branquiocráneo presentaron importancia taxonómica y fueron utilizadas para identificar los estadios larvales de *P. semifasciata*. Las dos especies pudieron distinguirse por la disposición del primer proceso de la premaxila, que es perpendicular a la misma en el salmón de mar, e inclinada hacia atrás en el turco, formando un ángulo agudo con ella (Herrera y Cousseau 1996). El dentario en *P. semifasciata* presenta un borde cuadrangular y un margen casi recto, mientras que el margen del dentario en *P. brasilianus* es oblicuo (Herrera y Cousseau 1996). Además, la cabeza y el parche de dientes

del vómer son cuadrangulares en *Pinguipes* y triangulares en *Pseudoperca* (Herrera y Cousseau 1996).

La moda del número de miómeros (36 – 38; $n = 47$) observado en las larvas de *P. semifasciata* coincide con el número de vértebras registrado por González (1998) para los adultos de la especie (36 – 37; $n = 50$). Los elementos de las aletas dorsal y anal alcanzan el número definitivo alrededor de 9 – 10 mm LCu, mientras que los elementos de las aletas caudal, pélvicas y pectorales continúan incompletos en el rango de tallas analizadas en el presente estudio (3,3 – 11,7 mm LCu). Los prerreclutas de *P. semifasciata* y *P. brasiliensis* difieren en la forma de la cabeza, el patrón de pigmentación y en el número de espinas de la aleta dorsal. En el turco, el hocico es más largo y la cabeza menos redondeada que en el salmón de mar. Estas diferencias en la forma de la cabeza se incrementan con la talla. En cuanto a la coloración las bandas laterales son menos notorias en *P. brasiliensis*, y las bandas verticales aparecen antes en el desarrollo (los juveniles de 50 mm LCu ya presentan siete bandas verticales bien definidas). En el salmón de mar, estas bandas verticales se encuentran bien definidas en la base de la aleta dorsal, mientras que en el turco se extienden por debajo de la línea media del cuerpo. Los ejemplares estudiados de *P. semifasciata* y *P. brasiliensis* presentaron cinco y siete espinas en la aleta dorsal, respectivamente. Estos números se encuentran comprendidos en los rangos citados para ambas especies por Herrera y Cousseau (1996).

Tanto el muestreador epibentónico como la red Piloto capturan la biota que se encuentra en contacto con el fondo marino hasta aproximadamente un metro por encima del mismo. Esto indica que los juveniles de *P. semifasciata* recolectados se habían reclutado ya al hábitat bentónico, aunque no habían desarrollado completamente el patrón de pigmentación de los adultos y aún conservaban algunos pigmentos larvales, y habían adquirido proporciones morfológicas similares a las de los mismos.

Aún cuando la información sobre los patrones de abundancia y distribución del salmón de mar utilizada en este estudio proviene de campañas de investigación que tuvieron como objetivo la prospección de otras especies demersales, su cobertura espacio-temporal fue satisfactoria. Esto resulta particularmente cierto para los muestreos de ictioplancton, que cubrieron una gran fracción del área de distribución de *P. semifasciata* en la plataforma norpatagónica, principalmente durante el pico de la estación reproductiva (noviembre y diciembre). Entre las estaciones positivas cubiertas por la red Piloto ($n = 20$), *P. brasiliensis* fue encontrado solo en únicamente tres de las mismas.

Esta especie resultó mucho menos abundante que el salmón de mar en los lances realizados con esa red. En consecuencia, puede considerarse que los patrones de abundancia y distribución de los prerreclutas de pinguipédidos reflejan adecuadamente la abundancia y distribución de los juveniles de *P. semifasciata* en la plataforma argentina.

La abundancia y distribución de las larvas y los prerreclutas del salmón de mar sugieren la existencia de al menos tres áreas reproductivas principales, una aguas afuera de Península Valdés (42° – 43°S, 63°W), otra aguas afuera entre Bahía Engaño e Isla Escondida (43° – 44°S, 64°W hacia la costa), y la tercera al noreste de Bahía Camarones (44° – 45°S, 65°W hacia la costa). Estas áreas se encuentran ligadas al Sistema Frontal Norpatagónico, que es una región altamente productiva durante la primavera y el verano y podría ofrecer mecanismos de retención larvaria (Bogazzi *et al.* 2004). En diciembre de 1978 se observaron salmones fluyentes de ambos sexos cerca de Isla Escondida (Ehrlich⁶, Obs. Pers.). Además, Elías y Burgos (1998) comunicaron la presencia de grandes concentraciones de salmones de mar, aguas afuera de Península Valdés (42° – 44°S) entre los meses de octubre y diciembre, basándose en estadísticas pesqueras para el período 1981 – 1988. Estas áreas reproductivas coinciden con las principales zonas de concentración estival descritas por Otero *et al.* (1982) para la especie. Elías y Burgos (1988) atribuyeron la caída en los rendimientos y en la talla media observados en enero y febrero a la dispersión de los individuos post-reproductivos. Sin embargo, los resultados del programa de marcación de salmón de mar en el golfo San José (Capítulo 3) sugieren que el salmón de mar presenta una alta fidelidad a los arrecifes y una limitada dispersión. En este caso, tanto la caída en los rendimientos como la disminución en la talla media de los individuos capturados a medida que avanza la estación de pesca podrían ser una consecuencia directa del esfuerzo pesquero dirigido sobre esas poblaciones. Por su parte, Macchi *et al.* (1995) detectaron una disminución de la proporción de hembras en enero, que también podría implicar la emigración desde las áreas reproductivas.

El bajo número de estaciones positivas a pesar del intenso muestreo realizado dentro del área de distribución de *P. semifasciata* sugieren la existencia de áreas reproductivas pequeñas. Tanto el área que se encuentra aguas afuera de la Península Valdés como la que rodea a Isla Escondida presentan fondos rocosos, con lajas, lo que dificulta las maniobras de pesca de

⁶ Dr. Martín D. Ehrlich, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

arrastre. Unos pocos capitanes experimentados capturaban salmones de mar realizando los lances de pesca a lo largo de corredores de arena entre salientes rocosas aguas afuera de la Península Valdés, durante la época reproductiva (Elías⁷, Com. Pers.). De igual forma, en la zona cercana a Isla Escondida, donde los salmones fueron observados fluyentes, el arrastre con redes demersales sólo es posible en un único sentido (Ehrlich, Com. Pers.). Esto indica que las áreas reproductivas en esta especie estarían asociadas con ambientes rocosos y/o fondos irregulares. La asociación de áreas reproductivas con arrecifes rocosos y la existencia de un dimorfismo sexual cromático serían compatibles con un sistema reproductivo complejo involucrando algún tipo de cortejo, como propusieron Macchi *et al.* (1995) y González (1998).

La máxima actividad reproductiva del salmón de mar en la plataforma norpatagónica tiene lugar en noviembre y diciembre (Elías y Burgos 1988, Macchi *et al.* 1995), y en octubre dentro del golfo San Matías (González 1998). Las máximas densidades de larvas (>20 larvas·10 m⁻² de superficie del mar) se recolectaron en diciembre de 1986, 1996 y 1999. La temperatura a 10 m de profundidad en las estaciones positivas de ictioplancton varió entre 12,3°C y 18,7°C. Este rango tan amplio de temperatura refleja el rango latitudinal en la distribución de *P. semifasciata* y el extenso período de tiempo (noviembre a marzo) durante el cual se encontraron larvas en el plancton.

Los prerreclutas de pinguipédidos fueron capturados principalmente a profundidades que variaron entre 60 y 65 m, en ambas estaciones muestreadas (verano y otoño). Otros siete juveniles cuyas tallas estuvieron comprendidas entre los 66 y 82 mm LT fueron capturados en otoño (junio), cerca de la costa norte del golfo San Matías (40°58' – 41°00'S; 64°18' – 64°24'W), entre los 29 y 54 m, asociados con bancos de cholga (*Aulacomya atra*) (González⁸, Com. Pers.). La información analizada sugiere que las áreas de cría estarían localizadas cerca de la costa. La ausencia de prerreclutas aguas afuera de Bahía Camarones durante el verano y su presencia en el otoño podría ser una consecuencia de un pulso de reproducción retrasado en las poblaciones que habitan latitudes más altas. Esta hipótesis se encuentra sustentada por algunas observaciones independientes: a) el cálculo de la fecha de eclosión basado en el recuento de bandas de crecimiento diarias en 19 prerreclutas capturados al noreste de Bahía Camarones, entre 43°50'S y 44°43'W, indicaron fechas de nacimiento entre febrero y marzo (Venerus y Brown 2003); b) el hallazgo de una

⁷ Dra. Inés Elías, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

⁸ Dr. Raúl González, Instituto de Biología Marina y Pesquera “Alte Storni”

larva de salmón de mar en el golfo San Jorge (46°30'S 67°18'W), el 30 de marzo de 1985; c) las observaciones macroscópicas de los ovarios de 24 hembras maduras capturadas por pescadores deportivos en la zona de Islas Blancas, Bahía Camarones (~44°46'S 65°38'W) los días 26 y 27 de enero de 2002, de las cuales el 58,3% (IC 95%: [36,6%; 77,9%]⁹) se encontraron en desarrollo avanzado ($n = 4$) o en puesta ($n = 10$) (estadios macroscópicos de madurez sexual *sensu* González 1998). Este pulso de reproducción retrasado en las poblaciones que habitan mayores latitudes aparentemente se encuentra asociado al ciclo de calentamiento del agua de mar sobre la plataforma argentina (Ciancio¹⁰, datos sin publicar). Retrasos similares fueron observados en la merluza común, *Merluccius hubbsi* (Pájaro y Macchi 2001, Machinandiarena *et al.* 2004).

Para confirmar la existencia de agregaciones reproductivas en el salmón de mar, tal cual lo sugieren los patrones de distribución y abundancia de larvas y prerreclutas, sería necesario estudiar la distribución espacial y estacional de los individuos reproductores. Para evaluar la dinámica espacial de la actividad reproductiva de esta especie en el Mar Argentino deberían realizarse estudios de marcado y recaptura y de telemetría.

⁹ Los intervalos de confianza fueron calculados mediante el método de Clopper y Pearson para una distribución binomial (Clopper y Pearson 1934).

¹⁰ Lic. Javier E. Ciancio, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

Tablas y figuras

Tabla 1.1: Campañas de investigación en el Mar Argentino, entre los años 1978 y 2001. Sólo se incluyeron en el análisis las campañas en las que al menos en una estación se capturaron larvas o prerreclutas de *Pseudoperca semifasciata*. EH: BIP Dr. Eduardo L. Holmberg; OB: BIP Capitán Oca Balda; SM: BIP Shinkai Maru.

Muestreos de ictioplancton					
Año	Campaña	Fechas	No. de estaciones	Rango Lat. S	Rango Long. W
1978/79	SM-IX	26 Dic 07 Ene	28	42°27' – 45°30'	61°58' – 66°01'
1982	EH-05/82	19 Nov 03 Dic	65	35°55' – 40°53'	54°45' – 61°57'
1983	EH-01/83	14 Ene 26 Ene	43	38°30' – 44°32'	58°00' – 65°07'
1985	OB-02/85	25 Mar 04 Abr	30	44°41' – 46°52'	65°05' – 67°18'
1986	OB-01/86	20 Ene 03 Feb	40	41°34' – 44°36'	61°27' – 65°05'
	OB-07/86	09 Dic 22 Dic	43	43°01' – 46°50'	62°40' – 66°51'
1991	OB-07/91	01 Nov 11 Nov	35	35°49' – 36°51'	56°03' – 56°59'
1995	OB-14/95	05 Dic 18 Dic	75	41°16' – 45°22'	60°00' – 67°00'
1996	EH-17/96	12 Dic 21 Dic	18	42°29' – 44°01'	62°03' – 65°16'
1998	OB-10/98	07 Dic 20 Dic	87	42°21' – 45°36'	61°00' – 65°44'
1999	OB-09/99	11 Dic 17 Dic	15	43°21' – 44°01'	62°59' – 65°12'
2000	OB-14/00	09 Dic 21 Dic	27	43°19' – 46°24'	63°37' – 66°48'
2001	EH-01/01	06 Ene 29 Ene	28	43°19' – 46°54'	62°12' – 67°33'
	OB-02/01	12 Feb 25 Feb	40	42°54' – 45°25'	62°30' – 66°12'
	OB-13/01	10 Nov 13 Nov	18	42°21' – 43°42'	61°55' – 65°01'
Lances con red Piloto o muestreador epibentónico					
Año	Campaña	Fechas	No. de estaciones	Rango Lat. S	Rango Long. W
1992	EH-02/92	02 Mar 21 Mar	45	42°04' – 45°43'	62°45' – 66°14'
1998	EH-04/98	01 Abr 10 Abr	41	43°18' – 47°02'	63°51' – 66°43'
1999	EH-04/99	20 May 31 May	56	43°10' – 47°01'	63°51' – 66°42'
2000	OB-05/00	01 Jun 20 Jun	112	43°45' – 47°02'	61°53' – 67°25'
2001	OB-02/01	12 Feb 25 Feb	23	42°54' – 45°25'	62°30' – 66°12'

Tabla 1.2: Proporciones corporales en larvas de *Pseudoperca semifasciata* en función del estado de flexión de la notocorda. Se indican los valores promedio (\pm DE), el rango y el número de observaciones (n). ACu: Altura del cuerpo; LCu: Largo del cuerpo; DO: Diámetro del ojo; ACa: Altura de la cabeza; LCa: Largo de la cabeza; LPA: Largo preanal.

	ACu/LCu*100	ACa/LCu*100
Preflexión 3,3 – 7,1 mm LCu; $n = 36$:	$16,4 \pm 3,1$ (12,4 – 25,5) $n = 27$	$18,5 \pm 2,3$ (14,8 – 23,1) $n = 25$
Flexión 6,2 – 8,7 mm LCu; $n = 8$:	$14,5 \pm 1,4$ (12,2 – 16,1) $n = 5$	$17,1 \pm 1,2$ (15,9 – 19,4) $n = 8$
Postflexión 7,3 – 11,7 mm LCu; $n = 20$:	$16,8 \pm 1,3$ (14,3 – 19,5) $n = 20$	$17,4 \pm 1,4$ (15,2 – 19,8) $n = 20$
	LPA/LCu*100	DO/LCu*100
Preflexión:	$53,6 \pm 4,1$ (45,0 – 62,5) $n = 29$	$7,8 \pm 1,1$ (5,9 – 10,9) $n = 29$
Flexión:	$52,0 \pm 2,2$ (49,4 – 56,5) $n = 8$	$6,1 \pm 0,3$ (5,6 – 6,5) $n = 8$
Postflexión:	$52,5 \pm 2,7$ (47,3 – 57,5) $n = 20$	$6,1 \pm 0,7$ (4,9 – 7,6) $n = 20$
	LCa/LCu*100	
Preflexión:	$21,2 \pm 2,4$ (17,0 – 27,7) $n = 27$	
Flexión:	$20,5 \pm 1,9$ (18,2 – 24,2) $n = 8$	
Postflexión:	$23,4 \pm 1,5$ (19,3 – 26,0) $n = 20$	

Tabla 1.3: Proporciones corporales, valores promedio (\pm DE) y rangos en prerreclutas de *Pseudoperca semifasciata*. ACu: Altura del cuerpo; LCu: Largo del cuerpo; DO: Diámetro del ojo; ACa: Altura de la cabeza; LCa: Largo de la cabeza; LPA: Largo preanal; LPD: Largo predorsal.

ACu/LCu*100	ACa/LCu*100
15,1 \pm 1,4 (12,7 – 19,3)	13,8 \pm 1,5 (11,9 – 19,3)
LPA/LCu*100	DO/LCu*100
41,7 \pm 2,2 (37,7 – 48,0)	8,4 \pm 1,1 (6,4 – 11,9)
LCa/LCu*100	LPD/LCu*100
23,0 \pm 2,4 (17,6 – 31,6)	27,8 \pm 1,3 (25,7 – 30,2)

Tabla 1.4: Estaciones positivas para larvas de *Pseudoperca semifasciata* en el Mar Argentino, entre 1978 y 2001. Los valores de temperatura entre paréntesis indican que sólo fue registrada la temperatura superficial. S/d: sin dato.

Campaña	Fecha	Muestre- ador	Lat, S	Long, W	Abundanci a (larvas·10 m ⁻² de superficie del mar)	Temperatura del agua (a 10 m)	Profundi- dad (m)
SM-IX	28 Dic 1978	Bongo	42°27'	63°08'	7,36	s/d	70
EH-05/82	22 Nov 1982	Bongo	40°39'	60°40'	5,85	(12,8)	53
EH-01/83	21 Ene 1983	Bongo	43°44'	65°00'	4,82	16,7	52
OB-02/85	30 Mar 1985	Bongo	46°30'	67°18'	Presencia	12,3	56
OB-07/86	20 Dic 1986	Nackthai	43°25'	64°45'	73,91	14,2	34
OB-07/86	20 Dic 1986	Nackthai	43°50'	64°17'	19,78	14,0	47
OB-01/86	22 Ene 1986	Nackthai	41°33'	62°15'	13,76	18,7	45
OB-01/86	22 Ene 1986	Nackthai	41°35'	63°40'	8,64	17,6	51
OB-07/91	02 Nov 1991	Nackthai	36°42'	56°21'	15,33	s/d	20
OB-14/95	12 Dic 1995	Pairovet	43°04'	63°59'	Presencia	13,0	65
EH-17/96	15 Dic 1996	Nackthai	43°30'	65°05'	23,92	14,3	24
OB-10/98	10 Dic 1998	Nackthai	42°21'	62°40'	Presencia	s/d	66
OB-09/99	12 Dic 1999	Nackthai	43°21'	64°52'	17,22	(14,6)	20
OB-09/99	12 Dic 1999	Nackthai	43°30'	64°29'	41,00	(21,0)	49
OB-14/00	11 Dic 2000	Bongo	43°19'	64°35'	1,81	(12,8)	37
OB-14/00	11 Dic 2000	Bongo	43°30'	64°24'	8,44	13,8	52
EH-01/01	26 Ene 2001	Bongo	43°29'	64°35'	2,51	15,9	47
OB-02/01	16 Feb 2001	Bongo	43°18'	64°08'	5,20	15,8	59
OB-13/01	10 Nov 2001	Bongo	42°30'	62°30'	9,30	s/d	71
OB-13/01	11 Nov 2001	Bongo	42°50'	62°55'	9,36	s/d	71
OB-13/01	13 Nov 2001	Bongo	43°25'	64°49'	7,99	s/d	38

Tabla 1.5: Estaciones positivas para pinguipédidos prerreclutas en el Mar Argentino, entre 1992 y 2001. En la columna “Especie” se indica la categoría que fue asignada en los informes de campaña. Los valores de abundancia subrayados indican que alguno o todos los ejemplares fueron conservados y que al menos uno de esos ejemplares fue identificado correctamente como *Pseudoperca semifasciata*. MEB: Muestreador epibentónico.

Campaña	Fecha	Estación del año	Muestreador	Lat. S	Long. W	Especie	Abundancia individuos·mn ⁻²)	Profundidad (m)
EH-02/92	18 Mar 1992	Verano	MEB	42°27'	62°45'	<i>Pseudoperca</i>	Presencia	71
OB-02/01	14 Feb 2001	Verano	Red Piloto	43°08'	63°32'	Ambas	<u>4409,5</u>	74
OB-02/01	16 Feb 2001	Verano	Red Piloto	43°16'	64°07'	Pinguipedidae	2572,2	59
OB-02/01	17 Feb 2001	Verano	Red Piloto	43°37'	64°28'	Pinguipedidae	1286,1	54
EH-04/98	07 Abr 1998	Otoño	Red Piloto	44°40'	65°13'	<i>Pseudoperca</i>	1492,6	74
EH-04/98	07 Abr 1998	Otoño	Red Piloto	44°43'	65°00'	<i>Pseudoperca</i>	10204,1	79
EH-04/98	07 Abr 1998	Otoño	Red Piloto	44°38'	65°01'	<i>Pseudoperca</i>	4761,9	78
EH-04/98	07 Abr 1998	Otoño	Red Piloto	44°34'	65°20'	<i>Pseudoperca</i>	3448,3	52
EH-04/98	07 Abr 1998	Otoño	Red Piloto	44°28'	65°14'	<i>Pseudoperca</i>	1587,3	61
EH-04/99	28 May 1999	Otoño	Red Piloto	44°12'	65°14'	<i>Pseudoperca</i>	<u>1449,3</u>	34
EH-04/99	28 May 1999	Otoño	Red Piloto	43°50'	64°44'	<i>Pinguipes</i>	1315,8	64
EH-04/99	29 May 1999	Otoño	Red Piloto	43°54'	64°30'	<i>Pinguipes</i>	1265,8	65
EH-04/99	29 May 1999	Otoño	Red Piloto	43°17'	63°51'	<i>Pseudoperca</i>	1250,0	73
OB-05/00	11 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	44°27'	65°13'	<i>Pinguipes</i>	2631,6	64
OB-05/00	11 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	44°34'	65°19'	<i>Pseudoperca</i>	<u>1250,0</u>	58
OB-05/00	11 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	44°41'	65°31'	<i>Pseudoperca</i>	<u>1351,4</u>	43
OB-05/00	11 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	44°43'	65°37'	Ambas	<u>27027,0</u>	38
OB-05/00	15 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	44°15'	64°59'	<i>Pinguipes</i>	1449,3	72
OB-05/00	18 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	43°50'	64°44'	Ambas	<u>5194,8</u>	59
OB-05/00	18 Jun 2000	Otoño	Red Piloto	43°46'	65°01'	<i>Pseudoperca</i>	<u>1388,9</u>	52

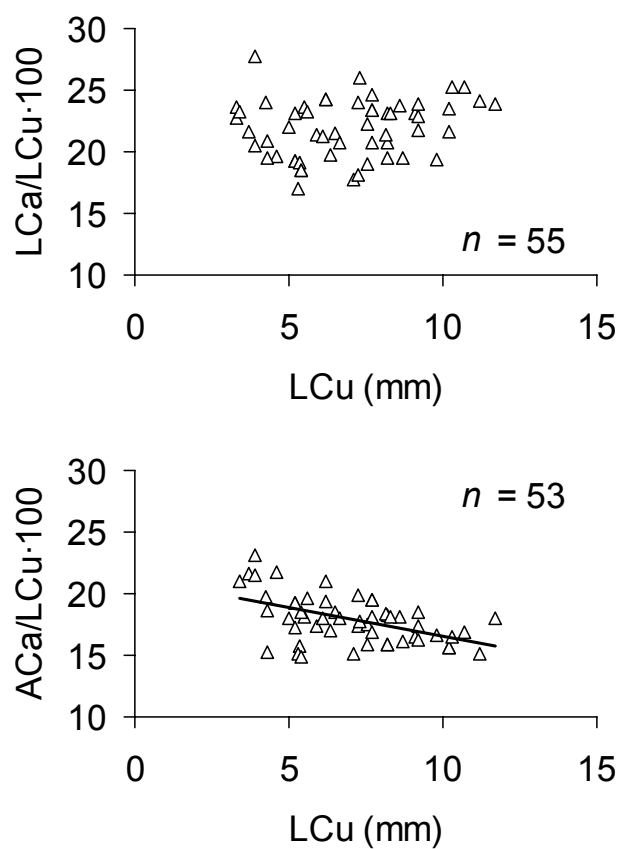


Figura 1.1: Largo relativo de la cabeza (LCa/LCu·100) y altura relativa de la cabeza (ACa/LCu·100) contra el largo del cuerpo (LCu) en larvas de *Pseudoperca semifasciata*, independientemente del estado de flexión de la notocorda. La línea recta representa la tendencia lineal entre ambas variables ($n = 53$; $r^2 = 0,2576$; $P < 0,001$).

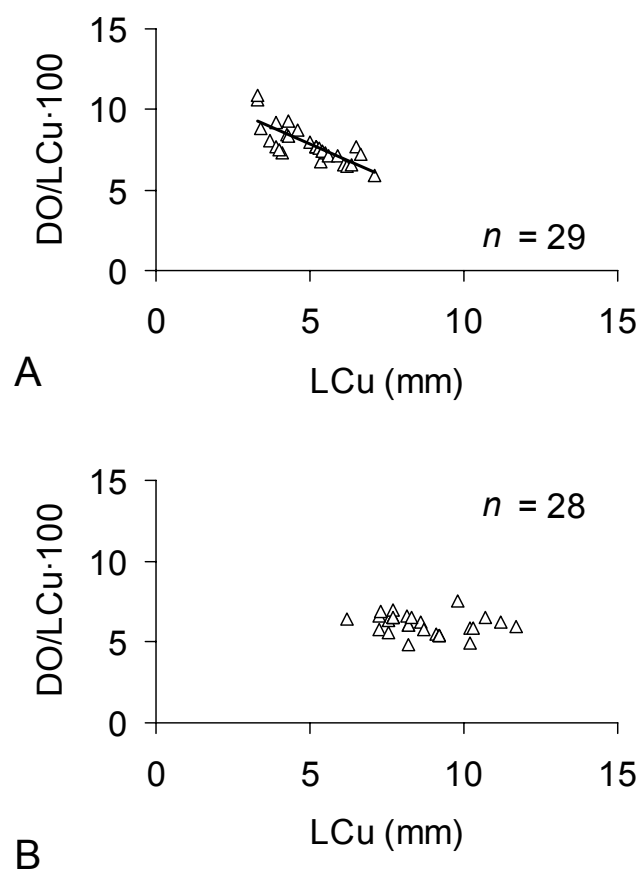


Figura 1.2: Diámetro relativo del ojo (DO/LCu·100) contra el largo del cuerpo (LCu) en larvas de *Pseudoperca semifasciata*. A) Larvas en preflexión. La línea recta representa la tendencia lineal entre ambas variables ($n = 29$; $r^2 = 0,6228$; $P < 0,001$). B) Larvas en flexión y post-flexión.

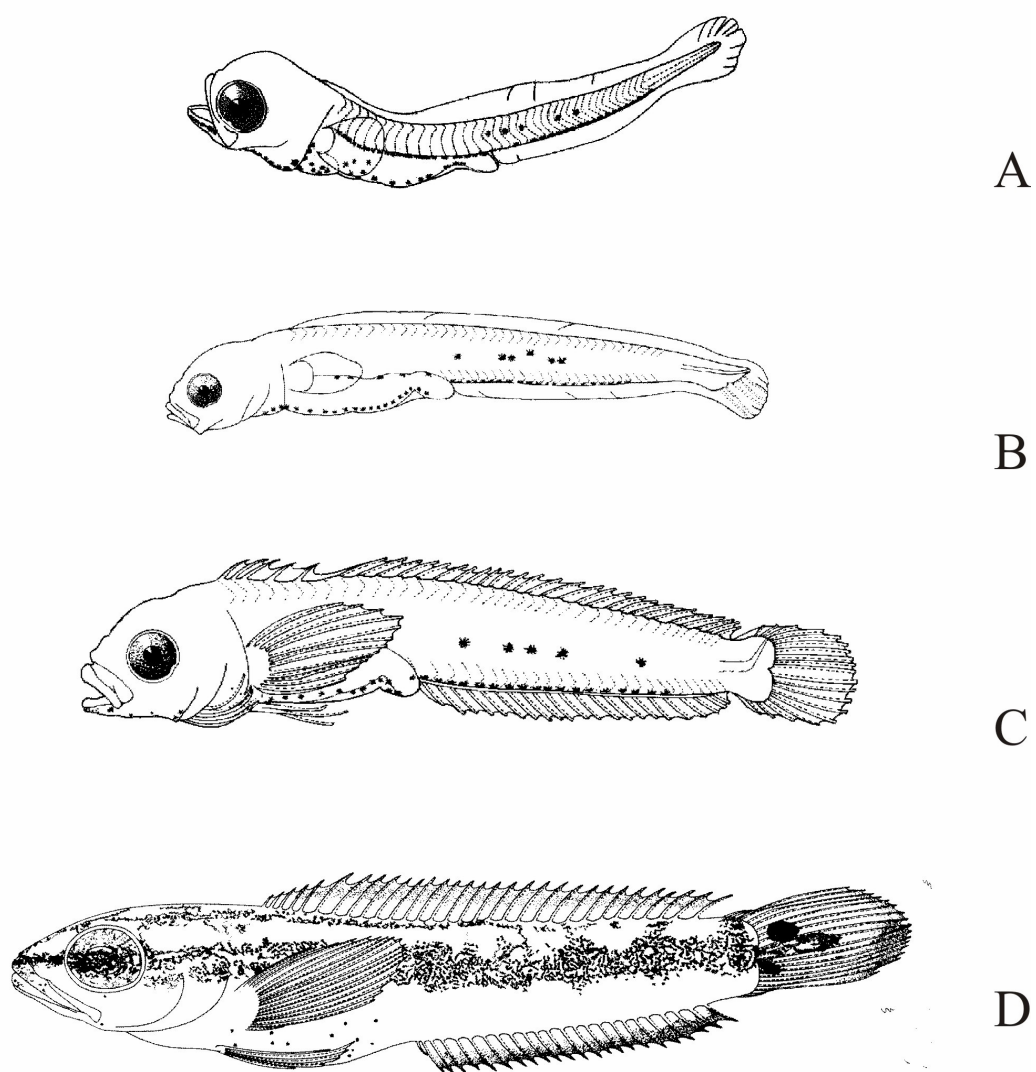


Figura 1.3: Larvas y prerecluta de *Pseudopercis semifasciata*. (A) Larva en preflexión (4,3 mm LCu). (B) Larva en flexión (8,7 mm LCu). (C) Larva en postflexión (10,7 mm LCu). (D) Prerecluta (22 mm LCu).

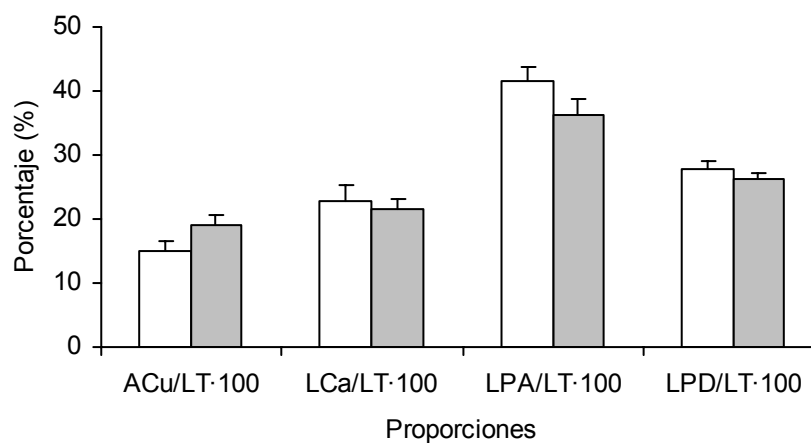


Figura 1.4: Comparación entre las proporciones corporales en prerreclutas (barras blancas) y en adultos (barras grises) de *Pseudoperca semifasciata*. Las medidas fueron tomadas respecto del largo total (LT). ACu: altura del cuerpo, LCa: largo de la cabeza, LPA: largo preanal y LPD: largo predorsal. Las proporciones correspondientes a los adultos fueron estimadas a partir de 99 ejemplares de <30 – 90 cm LT (González, 1998).

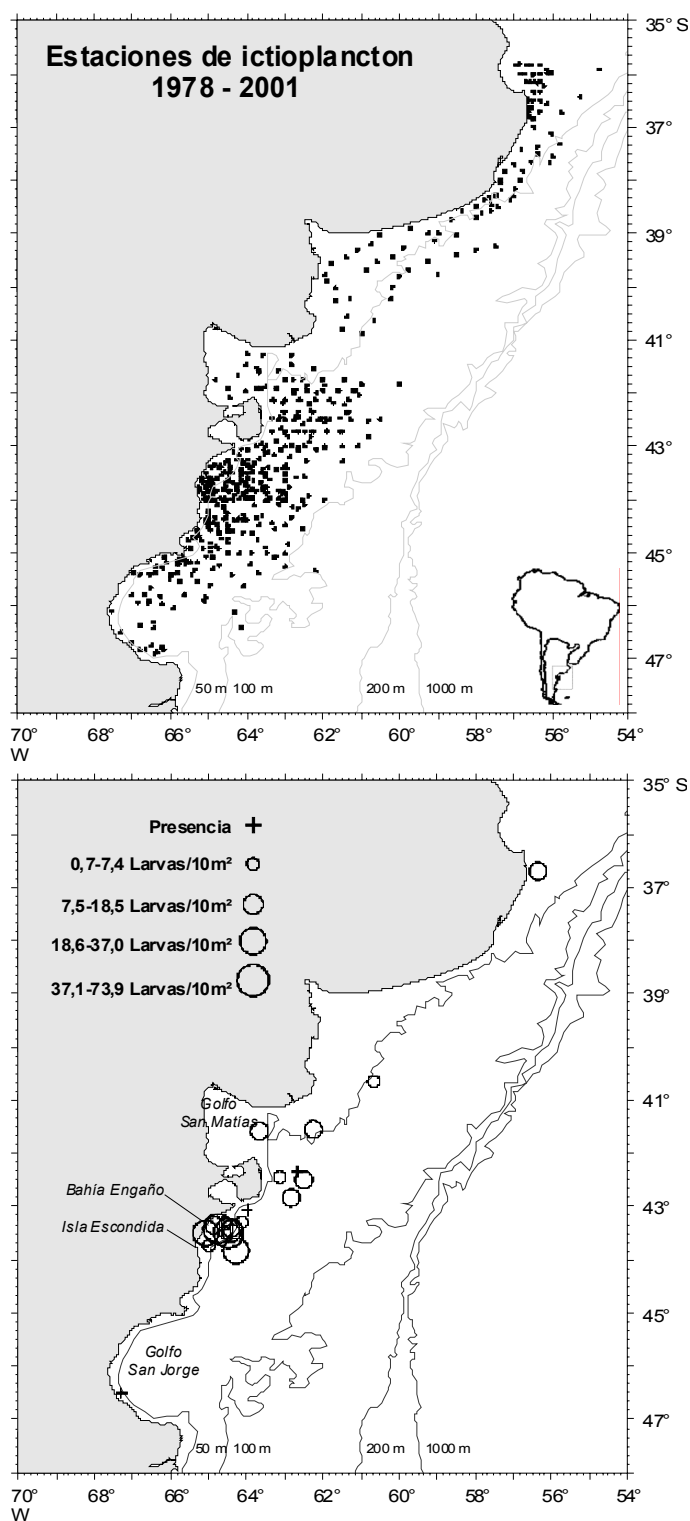


Figura 1.5: Distribución de las estaciones de ictioplancton (superior) y de larvas de *Pseudoperca semifasciata* (inferior) en el Mar Argentino en el período 1978 – 2001. El diámetro de los círculos, en cuatro categorías, es proporcional a la abundancia de larvas en cada estación (en número de larvas·10 m⁻² de superficie del mar).

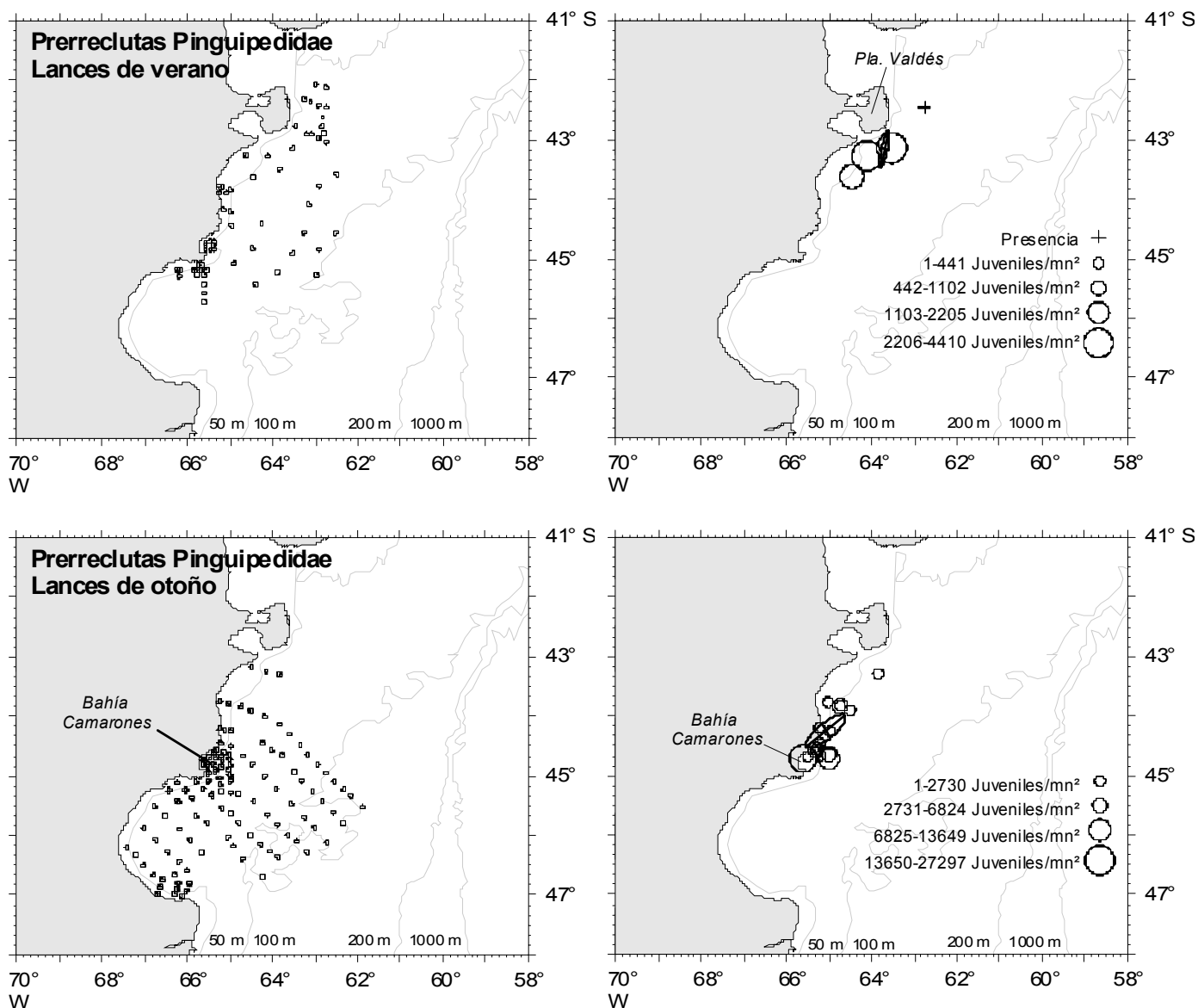


Figura 1.6: Estaciones relevadas con las redes “Piloto” o epibentónicas (izquierda) y posición de los prerreclutas de pinguipédidos en el Mar Argentino, separados por la estación del año (arriba: verano; abajo: otoño). El diámetro de los círculos, en cuatro categorías, es proporcional a la abundancia de prerreclutas en cada estación de muestreo (en número de juveniles·mn⁻²).

Patrón de ocupación anual del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en arrecifes rocosos del golfo San José

Introducción

Los patrones de ocupación y uso de los arrecifes tienen implicancias directas para la evaluación y el manejo de las poblaciones de peces asociadas a los mismos, dado que de ellos depende el tipo de distribución espacial de los peces, sus tasas de movimiento y, por ende, su grado de exposición a la pesca por los distintos tipos de arte. Las variaciones temporales en la densidad pueden responder a cambios reales en la abundancia de una población, producidos por reclutamiento o muerte de los individuos, o a cambios locales en la distribución, sin que exista una variación neta en el tamaño de las poblaciones (Thompson y Mapstone 2002). En el caso del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata*, el análisis de la distribución y abundancia de larvas en la plataforma argentina permitió postular que las áreas reproductivas de esta especie serían poco extensas y estarían asociadas a fondos rocosos o irregulares (Capítulo 1). La concentración de larvas en sitios puntuales a lo largo de la costa podría sugerir la existencia de agregaciones reproductivas en esas áreas. De hecho, muchas de las especies de peces que viven asociadas a arrecifes se agregan para reproducirse, y la mayoría de éstas abandona temporalmente el arrecife para formar agregaciones transitorias que perduran durante días o incluso semanas en sitios con características oceanográficas particulares (Sadovy y Domeier 2005). Alternativamente, el salmón de mar podría reproducirse en los mismos arrecifes en que vive o cerca de ellos, como sugirió González (1998), lo que también produciría un patrón espacial en la distribución y abundancia de larvas similar al observado. Sin embargo, las consecuencias de ambos tipos de comportamiento con respecto al grado de movilidad de los peces y a la estacionalidad en su disponibilidad a la pesca sobre arrecifes rocosos son muy diferentes. En el primer caso, se esperaría que al menos una fracción mayor de los ejemplares que se encuentran maduros se desplazara hacia las áreas de reproducción, coincidentemente con la época reproductiva, y desapareciera temporalmente de las salmoneras. Si, en cambio, los peces se reprodujeran en

las salmoneras o cerca de las mismas sin formar agregados masivos, el tiempo que pasarían fuera de los arrecifes sería menor, y las variaciones en la densidad y capturabilidad mediante la pesca con línea o arpón serían menos fluctuantes estacionalmente.

El objetivo de este capítulo es estudiar el patrón de ocupación anual de los arrecifes rocosos norpatagónicos por salmones de diferentes tallas, sexos y fenotipos, mediante el uso de censos visuales subacuáticos (CVS), a fin de inferir acerca del grado de movilidad de los peces y de caracterizar el uso que hacen de las salmoneras. Los CVS permiten obtener estimaciones de abundancia relativa, de biomasa y de distribuciones de tallas en peces de arrecife de manera relativamente sencilla, son métodos no destructivos y permiten recolectar datos independientes de las pesquerías (Thresher y Gunn 1986, Samoily 1997).

En busca de cambios demográficos en las poblaciones locales de *P. semifasciata* que pudieran estar asociados con su actividad reproductiva, además de los cambios en la abundancia a lo largo del ciclo anual, se analizaron las distribuciones de tallas (DFT) de los salmones y las proporciones de ambos fenotipos cromáticos en los arrecifes.

Como se explicó anteriormente, el salmón de mar presenta dos patrones de coloración: el tipo cromático gris y el amarillo. Mientras que la totalidad de las hembras son amarillas, aproximadamente la mitad de los machos son amarillos y el resto grises, incrementándose la proporción de machos grises con la talla (Fulco 1996, González 1998), y siendo el fenotipo macho amarillo un estadio ontogénico. González (1998) postuló que los salmones grises defenderían territorios reproductivos y que los machos amarillos incrementarían sus posibilidades de reproducirse gracias a la similitud fenotípica con las hembras de la especie. Sin embargo, estos aspectos de la ecología reproductiva del salmón de mar, así como el rol desempeñado por los diferentes fenotipos cromáticos continúan sin ser resueltos.

Más allá del interés científico en dilucidar la historia de vida de esta especie, comprender su dinámica espacial es relevante para el diseño de formas apropiadas de monitoreo y evaluación de la abundancia, y para analizar la posible eficacia de medidas de manejo espacial, tales como la implementación de reservas marinas para la conservación de las poblaciones locales de esta especie.

Material y métodos

Area de estudio. El Parque Marino Golfo San José (GSJ), cuya administración es compartida entre el Organismo Provincial de Turismo y la Secretaría de Pesca del Chubut, fue creado en 1975 mediante la Ley Provincial N° 1238, siendo a la fecha el primero y único de este tipo en el Atlántico sudoccidental. La región de Península Valdés, que incluye al GSJ, fue designada Patrimonio Natural de la Humanidad por UNESCO en 1999 (Fig. 2.1). Aunque el uso de artes de pesca de arrastre y de palangres o espineles ha sido prohibido en aguas del GSJ, dentro de los límites del parque se realiza pesca con línea con fines comerciales y pesca recreativa de altura y submarina, principalmente durante los meses estivales (Capítulo 4).

Los fondos marinos en la franja costera norpatagónica son predominantemente blandos y están constituidos por arena, canto rodado y piedra caliza. De estos fondos emergen parches aislados de sustrato duro que varían desde terrazas sumergidas de conglomerados polimícticos de gravas y conchillas hasta salientes de rocas porfiríticas o graníticas, de tamaño limitado. Estos parches se extienden unos pocos cientos de metros, conformando los arrecifes rocosos conocidos localmente como salmoneras. Los arrecifes se clasificaron en dos tipos (I y II), dependiendo de su estructura y topografía. Los de tipo I son áreas de forma y topografía irregular, cubiertos por rocas y pequeñas plataformas que en general no superan el metro de altura. Los arrecifes de tipo II, más comunes, son estructuras lineales, típicamente en forma de aleros, de hasta 1 a 1,5 m de altura, que se extienden a lo largo del borde de plataformas erosionadas, en los que se originan cavidades (Fig. 2.2). Se monitorearon un arrecife de tipo I (A) y cuatro de tipo II (B, C, D y E).

Censos visuales subacuáticos (CVS). Se efectuaron CVS mediante buceo autónomo en cinco arrecifes costeros localizados en el GSJ (Fig. 2.1), entre abril de 2002 y agosto de 2004 (Tablas 2.1 y 2.2). Estos arrecifes fueron escogidos como indicadores sobre la base de determinados atributos como la accesibilidad, presencia de salmones de mar, escasa profundidad, corrientes débiles, buena visibilidad, y por ser poco conocidos. Esto último resultó crucial en la selección con el objeto de minimizar el impacto de la pesca sobre la abundancia de los peces o sobre su comportamiento (Cole *et al.* 1990, Cole 1994, Kulbicki 1998, Davidson 2001).

Se utilizaron diferentes técnicas de CVS en función de la geomorfología de los arrecifes. Para monitorear el arrecife A, el único del tipo I, se utilizaron dos técnicas diferentes: transectas de banda fijas y buceo errante. Cada 6 m, aproximadamente, se dispusieron ocho transectas fijas paralelas de longitud variable (entre 25 y 58 m) y 4 m de ancho, que cubrieron el arrecife en su totalidad. Las transectas eran indicadas por medio de un hilo atado en ambos extremos a unas estacas de hierro enterradas en el fondo marino. Tres buzos entrenados realizaron los censos; a cada uno de ellos se le asignaban aleatoriamente dos o tres transectas contiguas (dependiendo de la longitud de las mismas) en cada sesión de censado. En cinco de las transectas se realizó un segundo censo, denominado “censo de pinguipédidos”, en el que se contaron los ejemplares de las especies *Pseudoperca semifasciata* y *Pinguipes brasilianus* (la otra especie de pinguipédido simpátrica del Mar Argentino). En ambos censos (*P. semifasciata* y censo de pinguipédidos), cada transecta fue replicada por dos buzos diferentes el mismo día.

El segundo método de CVS utilizado para monitorear el arrecife de tipo I es una adaptación de la técnica de buceo errante propuesta por Martell *et al.* (2000). Dos de los buzos nadaron sin seguir un recorrido fijo durante un mínimo de dos intervalos independientes de cinco minutos cada uno (excepto en abril y julio de 2002, en que uno de los buzos realizó uno solo de estos conteos), tratando de contar tantos salmones de mar como fuera posible, evitando censar más de una vez a un mismo individuo. El punto de partida de cada buceo errante se seleccionó al azar y el punto de finalización fue libre.

Los conteos en los arrecifes de tipo II se efectuaron nadando a lo largo del alero debido a que *P. semifasciata* generalmente no se aleja más de unos pocos metros de los arrecifes (Obs. Pers.) Cada salmón de mar observado era incluido en los conteos. Este método es esencialmente idéntico al buceo errante, ya que el mayor número de peces se registraba al nadar a lo largo del alero. En cada fecha de muestreo se realizaron tres censos a lo largo de todo el arrecife, uno por cada uno de los buzos. El orden en el que los buzos realizaron los censos fue aleatorizado en cada fecha de muestreo y en cada arrecife. A fin de minimizar la interferencia debida al disturbio ocasionado por los buzos, antes de comenzar cada buzo esperaba 10 minutos luego de iniciado el censo anterior (en los arrecifes más largos, B y C), o esperaba a que el buzo previo terminara el censo y saliera a superficie (en los arrecifes más cortos D y E). En los tres métodos los buzos nadaban de manera continua y evitaban contar a los peces que aparecían por detrás.

Además del número de peces se registraron los fenotipos cromáticos de *P. semifasciata* (clasificando a los ejemplares como amarillos o grises) y las tallas en intervalos de clase de 10 cm de largo total (LT). El criterio para asignar el fenotipo amarillo a un individuo fue la presencia de manchas en la cara. Las tallas se estimaron con ayuda de una regla de 30 cm de largo atada al extremo de una vara de 1 m de longitud, que a su vez se utilizaba para estimar el ancho de las transectas en el arrecife A. Cuando se contaban ambas especies de pinguipédidos no se estimaban las tallas. Los datos obtenidos durante los CVS se registraron en planillas plásticas.

Las variables ambientales registradas fueron: visibilidad horizontal, estado y amplitud de la marea, hora y duración del censo (al minuto inferior) (Tabla 2.3). Los CVS fueron realizados durante las horas de luz, entre las 09:00 y las 18:00 horas, pero principalmente alrededor del mediodía.

Análisis estadístico. Para analizar las tendencias estacionales en la abundancia de *P. semifasciata* se utilizaron modelos lineales generalizados (MLG). Los cálculos se realizaron con los paquetes estadísticos 'stats' y 'boot' (Ripley 2005), incluidos en el programa R V.2.2.1 (R Development Core Team 2005). Se evaluaron tres estructuras de error en los modelos: gamma, normal y quasipoisson. La función de enlace utilizada para los modelos gamma y quasipoisson fue la logarítmica $g(\mu) = \log(\mu)$, mientras que para el modelo normal se usó la función identidad $g(\mu) = \mu$. Se prefirió el uso de modelos quasipoisson en vez de modelos Poisson debido a que son más flexibles y permiten incorporar cualquier potencial sobre o sub-dispersión en los datos (p.14: Venables y Ripley 2000). La familia quasipoisson utilizada en este análisis especifica la misma función de varianza de un modelo Poisson (μ), pero existe un parámetro de dispersión adicional, el parámetro de escala (Φ)¹¹, cuyo valor también debe ser calculado durante el proceso de estimación de los parámetros.

Se obtuvieron tres juegos de datos distintos a partir de los tres tipos de CVS: transectas de banda fijas y buceo errante en el arrecife A, y conteos a lo largo de los aleros en los arrecifes de tipo II. Se definió un índice de abundancia relativa, i.e. variable respuesta, para cada juego de datos: peces·10 m⁻² para los datos de transectas, peces·min búsqueda⁻¹ y peces·5 min búsqueda⁻¹ (conteos crudos) para los datos de buceo errante, y peces·10 m lineales de arrecife⁻¹ para

¹¹ El parámetro de escala (Φ) se estima como el cociente entre la suma de los residuales de Pearson elevados al cuadrado y los grados de libertad residuales (Aitkin *et al.* 1989).

los censos a lo largo de los aleros. El índice de abundancia relativo para los conteos de transecta de banda se construyó juntando los conteos de todas las transectas como si se hubiera recorrido una única banda de 204 m x 4 m = 816 m² durante los censos de pingüpedidos, y una única banda de 339,5 m x 4 m = 1358 m² durante los censos de *P. semifasciata*. Debido a que cada transecta se replicó dos veces, se obtuvieron cuatro valores de abundancia en cada fecha de muestreo. Las excepciones fueron julio de 2002, en que los censos de pingüpedidos no fueron replicados ($n = 3$), y febrero de 2003, en que éstos fueron repetidos nuevamente por la tarde ($n = 6$). Al ajustar los modelos se les asignó pesos diferenciales a los valores de densidad obtenidos, de manera de que cada índice crudo (peces·10 m⁻²) fue ponderado en proporción a la distancia longitudinal efectivamente censada.

Debido a que la distribución de un índice dado resulta incierta, se probaron diferentes estructuras de error al ajustar los MLG, siguiendo las sugerencias de Jiao *et al.* (2004a, 2004b). Se evaluó la homocestadística de los residuales en los modelos mediante la inspección visual de los gráficos de los residuales *deviance*¹² contra los valores ajustados, transformados a la escala de información constante de la distribución del error considerada (McCullagh y Nelder 1989). Además, se aplicó el método de la regresión descrito por Jiao *et al.* (2004a), que consiste en evaluar la regresión de los residuales *deviance* y de sus valores absolutos en los valores ajustados, $2\log(\text{ajustados})$ y

$2\sqrt{\text{ajustados}}$ para los modelos normal, gamma y quasipoisson, respectivamente.

La distribución normal de los residuales *deviance* se evaluó utilizando una prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra (Sokal y Rohlf 1995). Aunque la normalidad de los residuales *deviance* no es un requisito en los modelos gamma o quasipoisson (sí lo es cuando se asume una estructura de error normal), la normalidad de estos residuos asegura que la distribución de los mismos alrededor del cero es simétrica.

Para obtener el modelo mínimo adecuado (i.e. un modelo en el cual todos los términos son significativos, *sensu* Crawley 1993) para cada conjunto de datos se siguió un procedimiento de ajuste añadiendo las potenciales variables explicatorias una a una, a partir del modelo nulo (p. 233: Hastie y Pregibon 1992). Aunque el objetivo de este capítulo consistió en estudiar las variaciones estacionales y anuales en la abundancia, se analizaron los efectos del buzo, la

¹² Definidos como $r_i^D = |y_i - \hat{\mu}_i| \sqrt{d_i}$, donde d_i es la contribución de la observación i a la *deviance* (Hastie y Pregibon 1992).

visibilidad horizontal, el orden de los censos, el arrecife, la velocidad de natación, la amplitud y el estado de la marea y el tipo de censo, para descartar cualquier potencial efecto de estas variables sobre los conteos de peces (Tabla 2.3). Además, se incluyeron algunas variables *dummy* ortogonales para reducir la influencia de los datos recolectados en unas pocas fechas de muestreo, que parecían no ajustarse a las tendencias generales observadas en los datos. Como criterios de selección de modelos se utilizaron cocientes de verosimilitud o de cuasi-verosimilitud (pruebas de F) y el criterio de selección de Akaike (AIC: Akaike 1973) corregido para muestras de pequeño tamaño (AICc: Burnham y Anderson 1998). Al ser un modelo de cuasi-verosimilitud, la familia quasipoisson no posee una verosimilitud asociada, por lo que ni el AIC ni el AICc pueden ser utilizados como criterios de selección. Una vez definidos los términos incluidos en los modelos mínimos se evaluaron todos los posibles términos de interacción. Para cuantificar la influencia de los valores puntuales y verificar la existencia de discrepancias aisladas en los datos se analizaron los valores de *leverage* y del estadístico de Cook (Aitkin *et al.* 1989, McCullagh y Nelder 1989, Crawley 1993).

Resultados

Densidad de peces en los arrecifes indicadores

Se observó un patrón general de fluctuaciones estacionales en la abundancia de *P. semifasciata* en todos los arrecifes costeros monitoreados dentro del GSJ, y la misma fue verificada durante más de dos ciclos anuales (Figs. 2.3 y 2.4). Las densidades de salmón de mar fueron máximas en invierno (julio a septiembre) y mínimas en la primavera y el verano (octubre a marzo). La densidad de peces en otoño (abril a junio) fue en general intermedia entre la del verano y la del invierno, indicando que ésta podría ser una estación de transición. La variable temporal 'Estación' explicó por sí misma entre el 14,6% y el 33,2% de la variabilidad contenida en los tres conjuntos de datos. Ninguna de las restantes variables analizadas explicó un porcentaje significativo de la variabilidad luego de haber incluido en los modelos a las variables temporales y a las variables *dummy*, con la excepción del factor 'Arrecife' en el modelo para los arrecifes de Tipo II, que explicó el 11,7% de la variabilidad en los conteos. En promedio, las fluctuaciones alrededor de las densidades medias para cada arrecife rondaron un 17% en arrecifes de tipo II (excluyendo al arrecife C debido

a los dos eventos documentados de pesca submarina) y entre 23 – 33% para el segundo y tercer año de monitoreo en el arrecife A.

Arrecife de tipo I: conteos de transectas. Para modelar la densidad del salmón de mar a partir de los conteos de transectas (en peces·10 m⁻²) se evaluaron las estructuras de error gamma y normal. El modelo seleccionado fue:

$$\text{Densidad de salmón de mar} \left(\frac{\text{peces}}{10 \text{ m}^2} \right) \approx \text{Estación} + D1 + D2 + \text{Año}$$

donde D1 representa los censos realizados en abril de 2003 (otoño) y D2, los realizados en octubre de 2002 (principios de primavera). Todos los términos en este modelo fueron considerados fijos.

En el modelo gamma se observó una clara heteroscedasticidad en los residuales, por lo que fue rechazado. En cambio se consideró que la estructura normal resulta adecuada ya que no se detectó ninguna tendencia en el gráfico de los residuales *deviance* contra los valores ajustados, y los residuales no se apartaron significativamente de la distribución normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra: $d = 0,0942$; $P > 0,2$) (Fig. 2.5).

La interacción ‘Estación x Año’ no resultó significativa ($F = 0,7147$; $P(>F) = 0,5482$) y el AICc disminuyó en 6,8 unidades cuando se la excluyó del mismo. El modelo mínimo adecuado para estos datos explicó el 79,1% de la variabilidad en los conteos ($F = 26,53$; $P(>F) < 0,0001$).

La densidad de *P. semifasciata* en el arrecife A fue máxima en otoño, intermedia en invierno y mínima durante la primavera y el verano, siendo el único caso en el que las densidades de salmón de mar fueron significativamente más altas en otoño (Tablas 2.4 y 2.5). Las densidades mínimas predichas (verano) estuvieron en promedio un 48% por debajo de las máximas. La densidad de peces osciló un 23 – 33% alrededor del valor medio estimado para cada año de muestreo. Este patrón general estuvo superpuesto a una aparente recuperación gradual luego de una brusca caída en la abundancia del orden del 56% durante la primer primavera monitoreada, entre el 17 de octubre y el 11 de diciembre de 2002 (Fig. 2.3A). Aunque en otros arrecifes también se observó una caída en la abundancia durante la primavera (discutido más adelante), la disminución en la abundancia del salmón de mar en el arrecife A resultó mayor en magnitud, no pudiendo descartarse la posibilidad de que los peces hubieran sido pescados o

depredados. Las densidades recuperaron los niveles previos a la caída recién unos 18 meses después. Las densidades medias de *P. semifasciata* fueron $0,28 \pm 0,04$ peces·10 m⁻² (rango: 0,24 – 0,38 peces·10 m⁻²) para el otoño e invierno del primer año de monitoreo, y $0,19 \pm 0,08$ peces·10 m⁻² (rango: 0,05 – 0,34 peces·10 m⁻²) y $0,23 \pm 0,07$ peces·10 m⁻² (rango: 0,12 – 0,38 peces·10 m⁻²) para el segundo y tercer año, respectivamente. Extrayendo los censos de octubre de 2002 y abril de 2003 como variables *dummy*, el modelo detectó diferencias significativas entre el segundo y tercer año de monitoreo (Tabla 2.5), siendo estas diferencias consistentes con la tendencia de recuperación. Hasta la caída en la abundancia durante el 2002, las densidades de *P. semifasciata* se mantuvieron estables entre abril (otoño) y octubre (primavera) de 2002. Por el contrario, la densidad en abril de 2003 (otoño) fue un 30% menor que la estimada para el invierno siguiente (julio y agosto de 2003).

La mitad de los conteos de octubre de 2002 (primavera) y de abril de 2003 (otoño) en el arrecife A presentaron *leverages* altos (Fig. 2.3A). Sin embargo, estos conteos particulares habían sido extraídos como variables *dummy* (D2 y D1, respectivamente) en el modelo, por lo que su exclusión sólo afectó los coeficientes estimados para esos términos.

Arrecife de tipo I: conteos mediante buceo errante. A partir de los datos de buceo errante se evaluaron dos escalas de medición diferentes para la variable respuesta. Para modelar el número de peces por minuto de búsqueda se evaluaron los errores gamma y normal, y para modelar los conteos crudos (peces·5 min búsqueda⁻¹) se utilizó la familia quasipoisson. El modelo elegido para este conjunto de datos fue:

$$\text{Densidad de peces} \left(\frac{\text{peces}}{\text{tiempo de búsqueda}} \right) \approx \text{Año} + D3 + \text{Estación}$$

donde D3 representa los censos realizados en octubre de 2002 (principios de primavera). Todos los términos en este modelo fueron considerados fijos.

Para este conjunto de datos la elección de una estructura de error apropiada resultó menos obvia. La inspección visual de los gráficos de residuales contra los valores ajustados no permitió descartar *a priori* ninguno de los modelos candidatos (Fig. 2.6). La interacción ‘Año x Estación’ resultó significativa para el modelo normal ($F = 3,24$; $P(>F) = 0,0198$). Sin embargo, en

el caso de los errores normal y gamma, las pendientes de los valores absolutos de los residuales *deviance* contra los valores predichos por los respectivos modelos mínimos fueron significativas (pendiente = 0,097; $F = 2,798$; $P(>F) = 0,10$ para el modelo normal, $y = -0,15$; $F = 3,24$; $P(>F) = 0,0772$ para el modelo gamma), por lo que estos modelos fueron descartados. Se seleccionó un modelo con estructura de error quasipoisson, para el cual los residuales no mostraron evidencia de heterocedasticidad (pendiente = -0,014; $F = 0,047$; $P(>F) = 0,8292$). En este modelo la interacción 'Año x Estación' no fue significativa ($F = 1,77$; $P(>F) = 0,1505$), al igual que bajo el supuesto de error gamma. La misma había sido significativa en el modelo normal.

El modelo quasipoisson para este conjunto de datos explicó el 62,5% de la variabilidad en los conteos crudos ($F = 11,31$; $P(>F) < 0,0001$). Nuevamente se verificó la distribución normal de los residuales (prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra: $d = 0,0756$; $P > 0,02$). El parámetro de escala (Φ) resultó 1,29, indicando una ligera sobredispersión en los datos que justifica el uso de un modelo quasipoisson en vez de un modelo poisson.

El patrón de abundancia de *P. semifasciata* en el arrecife A obtenido a partir de los conteos de buceo errante fue muy similar al estimado utilizando los datos de las transectas de banda, siendo prácticamente una versión suavizada de este último (Fig. 2.3). Los conteos fueron máximos en invierno, intermedios en otoño y mínimos en la primavera y el verano (Tablas 2.6 y 2.7). En contraste con el modelo ajustado a los conteos en transectas, los conteos predichos para el buceo errante fueron significativamente mayores en el invierno que en el otoño ($t = -2,31$; $P = 0,0251$). Los valores ajustados indicaron un cambio porcentual promedio en la densidad de alrededor del 47% entre los valores mínimo (estival) y máximo (invernal), oscilando entre 23 – 31% alrededor del valor medio estimado para cada año de monitoreo. Nuevamente se detectó una brusca caída del orden del 63% en los conteos entre octubre y diciembre de 2002, seguido por una recuperación gradual que se extendió hasta el otoño de 2004, en que se alcanzaron los niveles previos a la caída, un año y medio después. Los conteos medios durante 5 minutos de búsqueda fueron $14,67 \pm 5,71$ (rango: 4 – 27 peces) para el otoño e invierno del primer año de monitoreo, y $8,96 \pm 4,08$ (rango: 3 – 18 peces) y $13,9 \pm 5,87$ (rango: 5 – 25 peces) para el segundo y tercer año, respectivamente. Se detectaron diferencias significativas en los niveles de densidad entre los tres años de monitoreo (Tablas 2.6 y 2.7).

Arrecifes de tipo II. La densidad del salmón de mar (peces·10 m lineales de arrecife⁻¹) en arrecifes de tipo II se modeló asumiendo errores gamma y normal. El modelo elegido para este conjunto de datos fue:

$$\text{Densidad de peces} \left(\frac{\text{peces}}{10 \text{ m lineales de alero}} \right) \approx \text{Estación} + D4 + \text{Arrecife} + D5 + D6$$

donde D4 representa los censos realizados en agosto de 2003 (invierno) en el arrecife E, y D5 y D6 representan los censos realizados en noviembre de 2002 (primavera) y en enero y marzo de 2003 (verano) en el arrecife C. Todos los términos en este modelo fueron considerados fijos.

La inspección visual de los gráficos de los residuales *deviance* contra los valores ajustados transformados permitió corroborar la homoscedasticidad de los residuales en el modelo gamma, y un patrón simétrico en forma de cono alrededor del eje de abscisas en el modelo normal (Fig. 2.7). El modelo gamma fue considerado el más apropiado. La interacción 'Estación x Arrecife' resultó no significativa con un nivel de confianza del 95% ($F = 1,72$; $P = 0,094$) y el AICc se redujo sustancialmente en 25,3 unidades cuando ésta fue excluida del modelo. La variabilidad explicada por el modelo gamma sin la interacción fue de 49,1% ($F = 13,68 < P, 0,0001$). La distribución de los residuales *deviance* del modelo gamma no se apartó significativamente de una normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra $d = 0,0729$, $P > 0,20$).

El modelo ajustado capturó algunas características comunes a los cuatro arrecifes del tipo II en los patrones de densidad de *P. semifasciata*: la densidad de peces fue nuevamente más alta en invierno, intermedia en el otoño y más baja en la primavera y el verano (Tablas 2.8 y 2.9). Aunque las densidades estivales estuvieron un 30 – 32% por debajo de las invernales, las oscilaciones alrededor del valor medio para cada arrecife, excluyendo el arrecife C, fueron del orden del 17% (Fig. 2.4). Esto indica que la densidad de peces en los arrecifes de tipo II se mantuvo más o menos estable a lo largo de todo el período de estudio.

La densidad media de *P. semifasciata* observada en los arrecifes de tipo II fue 1,27 ($\pm 0,31$), 1,08 ($\pm 0,28$), 1,26 ($\pm 0,35$) y 1,49 ($\pm 0,55$) peces·10 m lineales de alero⁻¹ para los arrecifes B, C, D y E, respectivamente. Estos valores medios corresponden a conteos promedio de 39,49 ($\pm 9,65$), 34,11 ($\pm 8,89$), 14,71 ($\pm 5,41$), y 6,53 ($\pm 1,83$) peces para los arrecifes B, C, D y E. La densidad de *P. semifasciata* fue significativamente menor en el arrecife C, pero no difirió entre

los otros tres arrecifes (Tablas 2.8 y 2.9). La tasa media de encuentro en peces·min búsqueda⁻¹ al nadar sin rumbo fijo o a lo largo de los aleros fue también similar entre el arrecife de Tipo I y los de Tipo II (primer año, arrecife A: $2,93 \pm 1,14$; segundo año, arrecife A: $1,79 \pm 0,82$; tercer año, arrecife A: $2,78 \pm 1,17$; arrecife B: $2,65 \pm 0,75$; C: $2,86 \pm 0,87$; D: $2,48 \pm 1,05$; y E: $2,46 \pm 0,89$).

Aunque el factor 'Año' explicó por sí mismo menos del 0,2% de la variabilidad en los conteos y no fue incluido en el modelo mínimo adecuado durante el proceso de selección de variables, en el arrecife D se observó una tendencia creciente en la abundancia, superpuesta al patrón estacional (Fig. 2.4): el modelo sobrestimó la abundancia de peces para el 2003 y la subestimó para el 2004.

El arrecife C sufrió un incremento inesperado en la abundancia de peces del orden del 39% por sobre el valor medio, en noviembre de 2002, y esto fue seguido por una disminución en la abundancia hacia fines del verano (marzo de 2003) (Fig. 2.4). Esta situación motivó la inclusión de dos variables *dummy* en el modelo (D2 y D3) con el objeto de evitar una influencia desmedida de estos conteos al estimar los coeficientes.

Durante el período de estudio el arrecife C fue descubierto y pescado en dos ocasiones por dos pescadores submarinos. La primera vez fue en abril de 2003, siendo visitado nuevamente por uno de ellos en febrero de 2004. Al ser entrevistados, los pescadores indicaron haber cazado 10 ejemplares que superaban los 3 kg de peso la primera vez, y 5 la segunda. Dado el número medio de peces censados en este arrecife ($n \sim 34$), los peces capturados podrían haber causado una drástica reducción en los conteos, particularmente después del primero de estos eventos.

Otra desviación del patrón general se observó durante agosto de 2003 (fines del invierno) en el arrecife E, cuando la densidad se redujo en un 39% alcanzando su valor más bajo ($0,77 \pm 0,19$ peces·10 m lineales de alero⁻¹). Se incluyó una nueva variable *dummy* (D4) para explicar este cambio.

Los conteos de diciembre de 2002 (primavera), enero y marzo de 2003 (verano) en el arrecife C, y de agosto de 2003 (invierno) en el arrecife E presentaron *leverages* altos. Incluso, el valor del estadístico de Cook para los conteos más extremos de agosto de 2003 en el arrecife E fue mayor al valor límite, dado por:

$$\frac{8}{n - 2p}$$

donde n es el número de observaciones y p es el número de parámetros estimados. Esos conteos estuvieron representados por las variables *dummy* D4, D5 y D6, de manera que no afectaron el valor de los coeficientes estimados para los factores 'Estación' y 'Arrecife'.

Distribución de tallas del salmón de mar en los arrecifes indicadores

Las distribuciones de frecuencias de tallas (DFT) para el salmón de mar en los arrecifes indicadores se agruparon por arrecife y por semestre (otoño-invierno y primavera-verano) (Figs. 2.8 – 2.12). Las DFT se construyeron promediando las frecuencias relativas registradas en cada réplica. Para los datos de buceo errante, las frecuencias absolutas provenientes de cada censo realizado por el mismo buzo se sumaron debido a que los buzos recorrieron diferentes áreas durante las réplicas.

No se registraron salmones <19 cm LT en ninguno de los arrecifes monitoreados. Sólo un ejemplar fue asignado a la clase de talla de 10 cm LT por uno de los buzos en el arrecife A, en octubre de 2002, pero la talla podría haber sido subestimada. Las DFT para *P. semifasciata* resultaron similares en todos los arrecifes indicadores: en general se registró una única moda entre los 30 – 40 cm LT y una cola hacia la derecha (Figs. 2.8 – 2.12). En el arrecife B se registró un número mayor de individuos de tallas grandes, lo que originó una segunda moda alrededor de los 90 – 100 cm LT (Fig. 2.10). En el arrecife E, uno o dos ejemplares grises fueron vistos a lo largo de la mayor parte del ciclo anual, generando una segunda moda alrededor de los 80 cm LT. Sin embargo, el número de peces en este arrecife fue en promedio demasiado bajo ($n \sim 6$) para producir una DFT suavizada. No se observaron diferencias claras en las tallas de los peces en otoño-invierno comparado con primavera-verano. Tampoco se registraron diferencias evidentes en la estructura de tallas durante la primavera y el verano del segundo año de monitoreo en el arrecife C, cuando la abundancia de peces fue inusual para este arrecife. Sin embargo, los peces >80 cm LT desaparecieron de los conteos luego de la primavera-verano del segundo y tercer año de monitoreo, coincidiendo con las capturas denunciadas por los pescadores submarinos (Fig. 2.11). Durante los siguientes seis meses no se registraron peces de estas tallas en este arrecife, y esto se repitió durante el segundo y tercer año de monitoreo.

Fenotipos cromáticos

Se censaron sólo unos pocos salmones grises en los arrecifes comparados con el número de ejemplares amarillos, y todos ellos superaron los 40 cm LT. Los conteos crudos de salmones grises oscilaron entre 0 – 6 peces (media: $1,88 \pm 1,68$ peces) y 0 – 3 peces (media: $0,81 \pm 0,95$ peces) en el arrecife A (transectas de banda y buceo errante, respectivamente), 1 – 7 peces (media: $3,35 \pm 1,70$ peces) en el arrecife B, 0 – 4 peces (media: $1,11 \pm 0,96$ peces) en el C, 0 – 3 peces (media: $0,95 \pm 1,00$ peces) en el D, y 0 – 3 peces (media: $1,29 \pm 0,63$ peces) en el arrecife E. Estos conteos corresponden a valores de densidad de $1,08 \pm 0,55$ machos grises·100 m lineales de arrecife⁻¹ en el arrecife B, $0,35 \pm 0,31$ machos grises·100 m lineales de arrecife⁻¹ en el C, $0,96 \pm 1,01$ machos grises·100 m lineales de arrecife⁻¹ en el D, y $2,49 \pm 1,21$ machos grises·100 m lineales de arrecife⁻¹ en el arrecife E. En A, las densidades medias estimadas a partir de las transectas de banda y de los buceos errantes fueron, respectivamente, $1,39 \pm 1,24$ peces·1000 m⁻² y $0,76 \pm 0,75$ machos grises·5 min de búsqueda⁻².

No se observó un patrón estacional claro ni en la densidad ni en la relación entre el número de ejemplares amarillos y grises en los arrecifes indicadores. En promedio, esta relación resultó ~14:1, ~12:1, ~4:1, ~16:1 y ~11:1 amarillos:grises para los arrecifes B, D, E y para los conteos sobre las transectas de banda y los buceos errantes en el arrecife A, respectivamente. En el arrecife C, esta relación fue de ~13:1 amarillos:grises durante el otoño y el invierno de 2002 (julio a septiembre), se elevó a ~35:1 amarillos:grises luego del pulso migratorio en la primavera de 2002 y se mantuvo aproximadamente constante hasta fines del verano de 2003 (noviembre de 2002 a marzo de 2003). Después del primer evento de pesca submarina en abril de 2003 esta relación disminuyó a 26:1 y se mantuvo constante hasta el final del período de estudio, en agosto de 2004.

Discusión

La disminución en los conteos de salmones en la primavera y el verano coincidieron con la estación reproductiva de esta especie, que presenta un pico en noviembre-diciembre entre los 42 – 44 °S (Macchi *et al.* 1995). Es posible que algunos individuos realicen migraciones reproductivas o tróficas de corto alcance durante la época reproductiva, incluso con una frecuencia diaria, desapareciendo de los conteos. Esta hipótesis no descarta que la actividad reproductiva se

produzca en los arrecifes o cerca de éstos, como sugirió González (1998). Algunas especies de pinguipédidos hermafroditas del género *Parapercis* presentan sistemas de apareamiento harémicos en los que los machos defienden un territorio y cortejan a las hembras que integran el harem, principalmente cerca de la caída del sol (Nakazono *et al.* 1985, Sano 1990, Ohnishi *et al.* 1997). Sin embargo, nunca se observó actividad reproductiva alguna de *P. semifasciata* en los arrecifes rocosos durante éste u otros estudios.

A pesar de los cambios observados en la abundancia no se detectaron cambios evidentes en la distribución de tallas de los salmones en los arrecifes indicadores, ni se registraron ejemplares <20 cm LT. Los únicos registros de salmones juveniles provienen de dos naufragios ubicados en la Bahía Nueva, Golfo Nuevo: B/P Antonio Miralles y B/P Albatros, en los que se registró regularmente la presencia de unos pocos ejemplares durante el 2004. Según las estimaciones de González (1998) para el crecimiento de esta especie en el golfo San Matías, una talla de 20 cm LT correspondería a ejemplares de un año de edad. De manera que *P. semifasciata* se reclutaría a los arrecifes a una edad mínima de un año, desconociéndose el hábitat de los juveniles. La segregación espacial que los aleja de los ejemplares de mayor talla podría ser evolutivamente adaptativa, debido a que *P. semifasciata* es un depredador piscívoro y podría presentar cierto grado de canibalismo (Elías y Rajoy 1992, González 2002).

Similares distribuciones en las tallas de los peces durante todo el año, en arrecifes que sufrieron presiones extractivas bajas o incluso nulas sugieren que la especie podría presentar una alta fidelidad a los arrecifes y tiempos de residencia prolongados, características que fueron confirmadas a través de un estudio de marcado y recaptura (Capítulo 3).

Mayormente, la relación entre el número de ejemplares amarillos y grises estuvo entre 12:1 y 14:1 en los arrecifes indicadores monitoreados. Las dos excepciones estuvieron dadas por el arrecife E, donde el número promedio de peces censados rondó los seis individuos, y el arrecife C, en el que se detectó un inusual pulso migratorio en la primavera del 2002 y se documentaron dos eventos de caza submarina. Esta relación no pareció seguir ninguna tendencia estacional clara a lo largo del período de estudio.

Tanto en el arrecife A como en los más costeros C y E se registraron algunas desviaciones importantes en los conteos con respecto al patrón general, que no pudieron ser explicadas por ninguno de los factores estudiados. El impacto de estas desviaciones sobre los coeficientes estacionales estimados se redujo al incluir las variables *dummy* en los modelos. Por supuesto que con este

procedimiento se introduce cierto grado de subjetividad en el análisis. Sin embargo, las variables *dummy* fueron evaluadas durante el proceso de selección de variables y su inclusión se tradujo en una reducción significativa de la *deviance* residual de los modelos. A pesar de su versatilidad, los MLG presentan limitaciones al ser usados para analizar factores temporales debido a que no tienen en cuenta la correlación temporal entre censos sucesivos, ni disponen de la flexibilidad necesaria para incorporar variabilidad en el momento en que se produce algún fenómeno estacional, como la migración o emigración. Por ejemplo, en el arrecife A, los conteos registrados en octubre de 2002 (principios de primavera) fueron inusualmente elevados y similares a los del otoño e invierno previos (Fig. 2.3). La explicación más parsimoniosa es que durante el segundo año de monitoreo los peces no abandonaron el arrecife sino hasta más tarde en la primavera.

En el arrecife C, en octubre de 2002 (primera primavera monitoreada), se detectó un incremento inesperado del orden del 39% por sobre la densidad promedio, sin que hubiera un cambio notorio en la composición de tallas. Luego de este incremento, la densidad de peces disminuyó a medida que progresó el verano, de acuerdo al patrón general. La persistencia de una densidad mayor a la media a lo largo del verano sugiere que los elevados conteos de primavera reflejaron un pulso migratorio real. Una explicación alternativa sería que estos conteos estuvieron afectados por alguna diferencia en el comportamiento de los peces asociada con la hora del día en que se realizó el censo, ya que los mismos fueron los que se efectuaron más temprano en horas de la mañana. Sin embargo, este efecto no parece generar un impacto consistente entre los distintos arrecifes (por ejemplo, los únicos censos realizados en la mañana en el arrecife E en agosto de 2003 produjeron densidades más bajas a las esperadas), aún cuando el diseño de muestreo no provee los contrastes necesarios para evaluar este efecto de manera más formal. Thompson y Mapstone (2002) investigaron los efectos de la variabilidad temporal en los conteos a escalas diurna, diaria y mensual para especies pertenecientes a las familias Scaridae, Siganidae, Zanclidae, Labridae, Acanthuridae, Chaetodontidae, Lethrinidae, Lutjanidae, Serranidae y Pomacentridae, en la Gran Barrera de Arrecifes, Australia. Estos autores concluyeron que las diferencias entre horas de muestreo a lo largo del mismo día parecían de carácter estocástico para la mayoría de los grupos investigados, excepto para los escáridos, y recomendaron realizar los censos alrededor del mediodía, entre las 2 a 3 horas posteriores a la salida del sol y las 2 a 3 horas anteriores a la puesta, como estrategia para minimizar

potenciales efectos de la hora del día. Únicamente los CVS de julio de 2003 en el arrecife E fueron realizados fuera de esa ventana temporal, faltando menos de dos horas para la puesta del sol.

La tercer variable *dummy* en el modelo para los arrecifes de Tipo II (D6) se incluyó para explicar la inesperada caída en los conteos (de nueve a cuatro peces) registrada en el arrecife E en agosto de 2003. Esta caída podría haber sido causada por pesca, ya que una embarcación fue divisada desde la costa en los alrededores de este arrecife el día posterior al último censo realizado.

En los arrecifes A y D se detectaron diferencias interanuales en la abundancia de *P. semifasciata*. La caída brusca en la densidad en el arrecife A durante la primera primavera monitoreada podría haber sido consecuencia de un evento de pesca o depredación. Koen Alonso (2000) y Suárez *et al.* (2004) citaron al salmón de mar entre las presas comunes del lobo marino de un pelo *Otaria flavecens*. Repetidamente se observó a esta especie, y menos frecuentemente a otros potenciales depredadores como el lobo marino de dos pelos *Arctocephalus australis* y el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, nadando alrededor de los arrecifes. Durante censos realizados en un arrecife cercano a Punta Este (42°48'S 64°57'W), golfo Nuevo, y en agosto de 2005 en el arrecife A, se observaron lobos marinos de un pelo nadando a lo largo de los aleros y mirando dentro de los mismos en busca de presas. No se descarta la posibilidad de que un grupo de lobos marinos haya predado sobre el arrecife. Otra posibilidad es que los salmones de mar hayan sido pescados o cazados, aunque no se registraron embarcaciones en el área y el arrecife no es accesible desde la costa. En tercer lugar, esta fluctuación podría responder a otras causas como a la variación en la disponibilidad de alimento. La comparación entre las densidades observadas y predichas para el arrecife D también evidenció una tendencia creciente superpuesta a las fluctuaciones estacionales en la abundancia de peces (Fig. 2.4).

La similitud entre las tasas de encuentro en ambos tipos de arrecifes indicaría que las densidades no son muy diferentes entre arrecifes estructuralmente distintos, aún cuando la oferta de refugios probablemente varíe entre los mismos. Esta similitud sugiere que *P. semifasciata* tendría requerimientos de espacio similares en arrecifes con diferente complejidad estructural. Dentro del arrecife, sin embargo, los peces tienden a distribuirse en parches dependiendo de características particulares a escala de microhábitat. Mientras ciertos sectores, caracterizados por refugios de relieve bajo con

aperturas pequeñas y fondo arenoso (Galván y Parma 2003), eran ocupados por más de un ejemplar, otros permanecían deshabitados.

La fuerte asociación de los peces con las salmoneras incrementa las posibilidades de agotar localmente a las poblaciones de *P. semifasciata* en los arrecifes rocosos norpatagónicos. La proximidad espacial de los peces a los aleros, su preferencia por ciertos tipos de cuevas o refugios (Galván y Parma 2003), y la permanencia de los peces en los arrecifes a lo largo del ciclo anual incrementan la predictibilidad de la ubicación de los peces y por lo tanto su susceptibilidad a las artes de pesca. Estas características convierten al salmón de mar en una presa muy vulnerable incluso para las actividades extractivas recreativas como la pesca con línea de mano o con caña y la pesca submarina (para otros ejemplos del efecto de la pesca recreativa con caña o de la pesca submarina ver Westera *et al.* 2003 y Jouvenel y Pollard 2001). Al mismo tiempo, los tiempos de residencia potencialmente largos en los arrecifes implican que el uso de reservas marinas podría ser una herramienta muy efectiva para el manejo de sus poblaciones. Como sostuvieron Coleman *et al.* (2000), los peces de arrecife que presentan historias de vida particulares, entre ellas elevada longevidad (hasta 31 años en *P. semifasciata*), y alta fidelidad de sitio, la estrategia de manejo más promisoría para *P. semifasciata* sería el uso de reservas marinas, i.e. zonas vedadas a las actividades extractivas. Las vedas temporarias no serían efectivas porque no generan un refugio para las poblaciones (Sladek Nowlis y Friedlander 2005) y, como lo demuestra este estudio, la abundancia de peces en los arrecifes se mantiene relativamente estable a lo largo del ciclo anual.

Aunque técnicamente posible, el establecimiento efectivo de estas medidas de control espacial demandaría un nivel de compromiso por parte de la Secretaría de Pesca de la Provincia del Chubut que hasta el presente no ha sido conseguido.

Tablas y figuras

Tabla 2.1: Características físicas de los arrecifes indicadores en el golfo San José.

Arrecife	Tipo	Longitud (m) o área (m ²)	Rango de profundidad (m)	Rango de visibilidad horizontal (m)	Corriente máxima
A	I	~4000 m ²	6,5 – 14,5	4,50 – 10,50	fuerte
B	II	310 m	9 – 20,5	3,75 – 8,75	moderada
C	II	315 m	5,5 – 13,5	4,75 – 11,75	baja
D	II	99 m	10 – 18	3,75 – 8,50	moderada
E	II	52 m	7 – 15	5,75 – 10,25	fuerte

Tabla 2.2: Cronograma de censos visuales subacuáticos en arrecifes indicadores del golfo San José.

Arrecife	Fechas de muestreo	Número de censos	Esfuerzo de muestreo (horas)
A	Abr 02, Jul 02, Ago 02, Oct 02, Dic 02, Feb 03, Abr 03, Jul 03, Ago 03, Oct 03, Dic 03, Feb 04, Abr 04, Ago 04	355 transectas de banda y 58 buceos errantes	13 h (transecta de banda) y 5 h (buceo errante)
B y C	Jul 02, Sep 02, Nov 02, Ene 03, Mar 03, May 03, Jul 03, Sep 03, Nov 03, Ene 04, Mar 04, May 04, Ago 04	35 en cada arrecife	9 h (B) y 7 h (C)
D	Mar 03, May 03, Jul 03, Sep 03, Nov 03, Ene 04, Mar 04, May 04, Ago 04	21	2 h
E	Oct 02, Dic 02, Feb 03, Abr 03, Jul 03, Ago 03, Oct 03, Dic 03, Feb 04, Abr 04, Ago 04	34	1.5 h

Tabla 2.3: Variables evaluadas durante el ajuste de los modelos. Los números entre paréntesis indican el número de niveles en cada factor. T: transectas; E: buceo errante; A: conteos a lo largo de aleros.

Variable explicatoria	Justificación
Amplitud de marea	Numérico. Diferencia de altura de la marea (m) entre bajamar y pleamar. (TEA)
Año	Factor (3). Un año de monitoreo se definió arbitrariamente desde la primavera al invierno siguiente. El primer año de monitoreo sólo incluyó el otoño y el invierno en el arrecife A y el invierno en arrecifes de tipo II. (TEA)
Arrecife	Factor (4). (A)
Buzo	Factor (3). (EA)
Estación	Factor (4). Verano (Ene–Mar), Otoño (Abr–Jun), Invierno (Jul–Sep) y Primavera (Oct–Dic). (TRL)
Estado de la marea	Numérico. Tiempo hasta la pleamar o bajamar más próxima corregido por el cociente entre la amplitud de la marea actual y la máxima amplitud de marea para el período de estudio (2002 – 2004) en el golfo San José. (A)
Orden del censo	Factor (3). Representa el nivel de disturbio generado por las sucesivas pasadas de los buzos. Para el arrecife A se definió como el orden de repetición de una sesión completa de censos (primera o segunda). (TA)
Tipo de censo	Factor (2). Conteos de <i>Pseudopercis semifasciata</i> y de <i>P. semifasciata</i> y <i>Pinguipes brasilianus</i> o censos de pinguipédidos. (T)
Velocidad de natación	Numérico. Distancia recorrida (m) / tiempo (min). (TA)
Visibilidad horizontal	Numérico. Índice relativo de visibilidad horizontal, medido con un disco de Secchi de 24 cm de diámetro inmediatamente luego de la finalización de una serie de censos. (TEA)

Tabla 2.4: Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para el modelo normal que describe la densidad de *Pseudopercis semifasciata* en el arrecife A, basado en los censos de transectas. 'Invierno' y 'primero' son los niveles de referencia para los factores 'Estación' (E) y 'Año' (A).

Nivel	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	0,265	0,013	0,240; 0,290
Otoño (E)	0,050	0,017	0,016; 0,083
Primavera (E)	-0,090	0,015	-0,120; -0,061
Verano (E)	-0,107	0,016	-0,138; -0,077
D1	-0,116	0,026	-0,166; -0,065
D2	0,167	0,023	0,122; 0,212
Segundo (A)	-0,042	0,016	-0,074; -0,010
Tercero (A)	0,010	0,016	-0,022; 0,041

Tabla 2.5: Significación de los contrastes entre los niveles de los factores 'estación' (cuadro superior) y 'Año' (cuadro inferior), estimados al asumir una modelo normal para los censos de transecta de banda. Se asumió una distribución t-Student para los coeficientes estimados.

	Otoño	Invierno	Primavera
Otoño	-----		
Invierno	0,0052	-----	
Primavera	< 0,0001	< 0,0001	-----
Verano	< 0,0001	< 0,0001	0,3062

	Primero	Segundo
Primero	-----	
Segundo	0,0128	-----
Tercero	0,5475	0,0002

Tabla 2.6: Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para el modelo quasipoisson que describe la densidad de *Pseudoperchis semifasciata* en el arrecife A, basado en los censos de buceo errante. 'Invierno' y 'primero' son los niveles de referencia para los factores 'Estación' (E) y 'Año' (A).

Nivel	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	2,749	0,089	2,570; 2,919
Segundo (A)	-0,427	0,128	-0,679; -0,175
Tercero (A)	0,256	0,124	0,012; 0,500
D1	0,997	0,195	0,611; 1,375
Otoño (E)	-0,282	0,122	-0,526; -0,046
Primavera (E)	-0,547	0,135	-0,814; -0,284
Verano (E)	-0,632	0,160	-0,953; -0,326

Tabla 2.7: Significación de los contrastes entre los niveles de los factores 'estación' (cuadro superior) y 'Año' (cuadro inferior), estimados al asumir un modelo quasipoisson para los censos de buceo errante. Se asumió una distribución t-Student para los coeficientes estimados.

	Otoño	Invierno	Primavera
Otoño	-----		
Invierno	0,0251	-----	
Primavera	0,0791	0,0002	-----
verano	0,0467	0,0002	0,6176

	Primero	Segundo
Primero	-----	
Segundo	0,0016	-----
Tercero	0,0446	< 0,0001

Tabla 2.8: Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para el modelo gamma que describe la densidad de *Pseudopercis semifasciata* en los arrecifes de tipo II. 'Invierno' y 'arrecife B' son los niveles de referencia para los factores 'Estación' (E) y 'Arrecife' (A).

Nivel	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	0,4035	0,0469	0,313; 0,496
Otoño (E)	-0,0680	0,0568	-0,179; 0,044
Primavera (E)	-0,2877	0,0616	-0,407; -0,167
Verano (E)	-0,3594	0,0538	-0,464; -0,254
D1	-0,7123	0,1358	-0,970; -0,438
Arrecife C (A)	-0,3001	0,0564	-0,410; -0,190
Arrecife D (A)	0,1345	0,0600	0,017; 0,253
Arrecife E (A)	0,0464	0,0549	-0,061; 0,154
D2	0,7536	0,1409	-0,485; 1,037
D3	0,4169	0,1043	0,216; 0,623

Tabla 2.9: Significación de los contrastes entre los niveles de los factores 'Arrecife' (cuadro superior) y 'Estación' (cuadro inferior), estimados al asumir un modelo gamma para los censos de aleros en arrecifes de tipo II. Se asumió una distribución t-Student para los coeficientes estimados.

	Arrecife C	Arrecife B	Arrecife D
Arrecife C	-----		
Arrecife B	< 0,0001	-----	
Arrecife D	< 0,0001	0,4558	-----
Arrecife E	< 0,0001	0,6369	0,8122

	Otoño	Invierno	Primavera
Otoño	-----		
Invierno	0,0669	-----	
Primavera	0,1381	0,0005	-----
Verano	0,1425	0,0001	0,8246

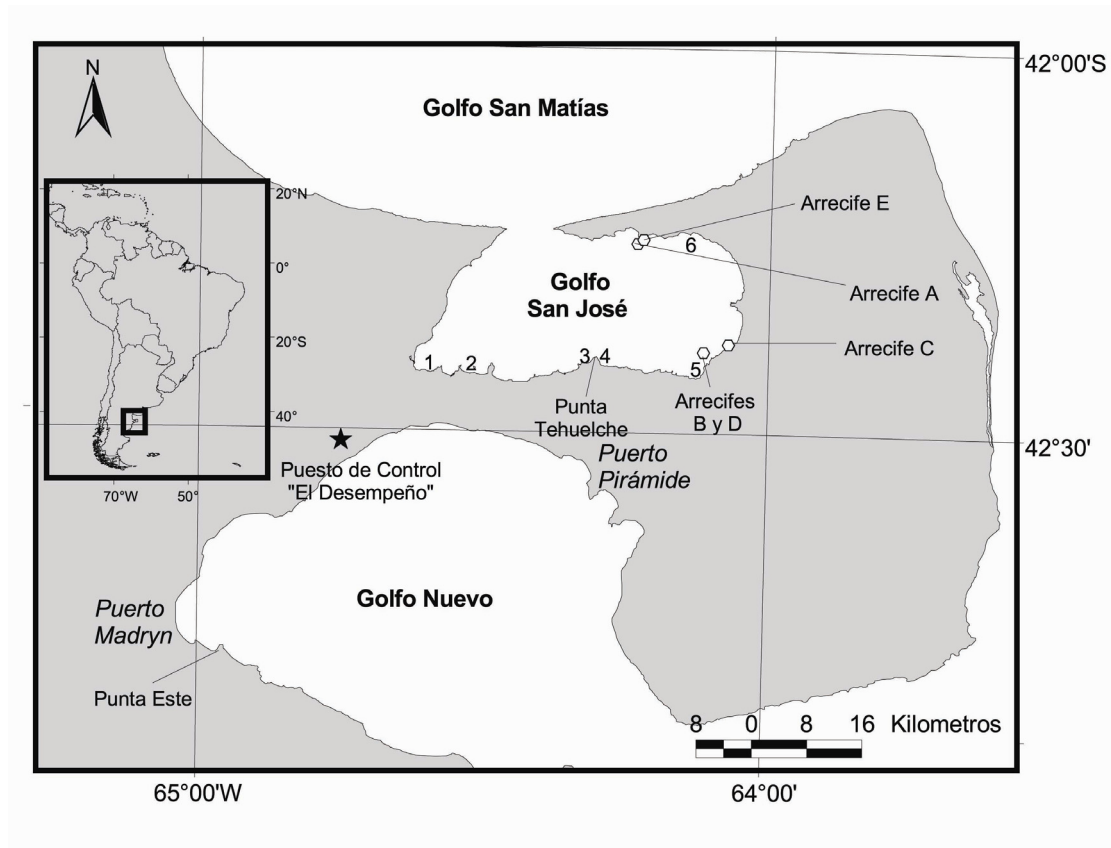


Figura 2.1: Mapa del área de estudio mostrando la ubicación de los arrecifes indicadores (A – E) y de las playas donde se concentran las actividades de pesca recreativa (r) y artesanal (a) en el golfo San José. 1: Riacho San José (a); 2: Punta Gales (r/a); 3: Playa Larralde (r/a); 4: Playa Villarino (r/a); 5: Playa Fracasso (a); y 6: Playa Bengoa (r/a).



Figura 2.2: Vista de un alero o arrecife rocoso de tipo II en el GSJ, en la que se distinguen seis meros (*Acanthistius brasilianus*) y un turco (*Pinguipes brasilianus*).

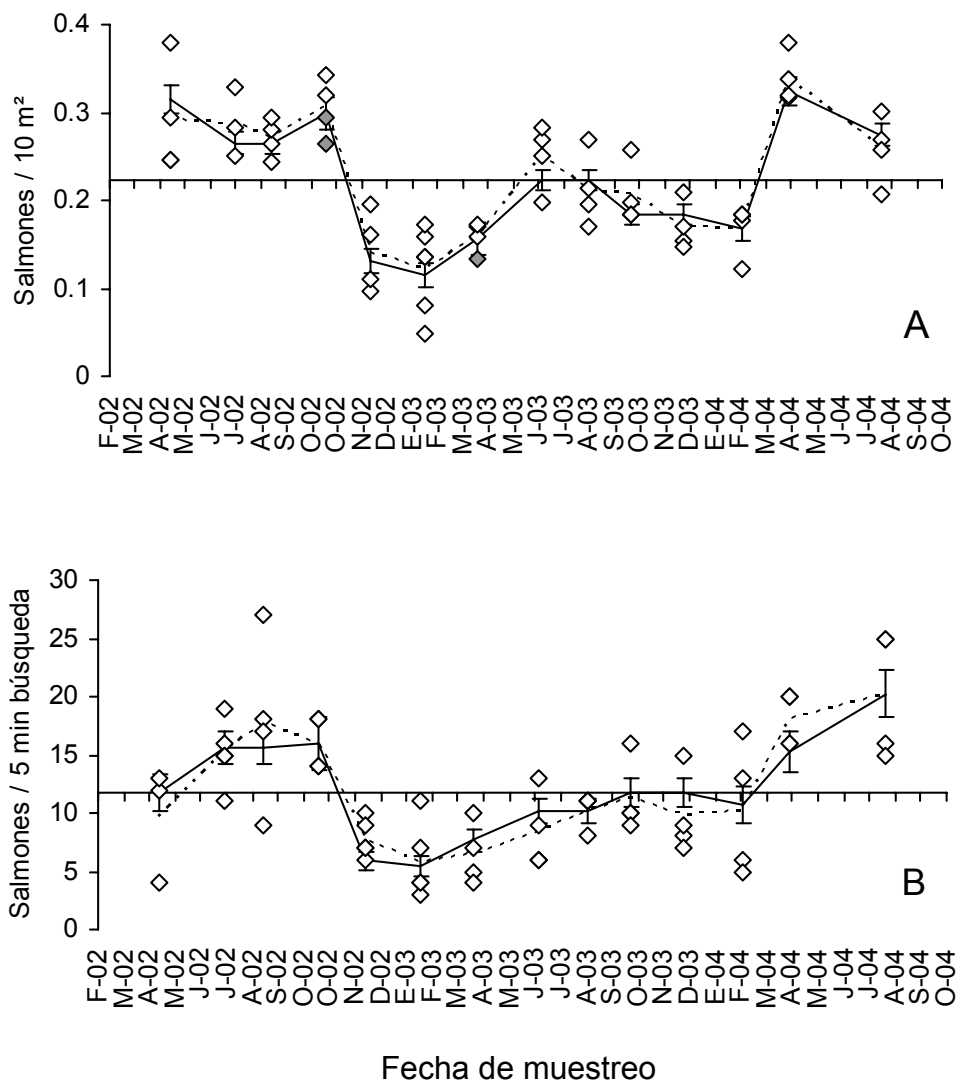


Figura 2.3: Densidad de salmón de mar cruda (rombos), media (línea punteada) y ajustada \pm DE (línea continua) en el arrecife A obtenidos mediante: a) conteos de transecta de banda fija y b) conteos mediante buceo errante. Los rombos grises indican conteos que presentaron altos valores de *leverage*.

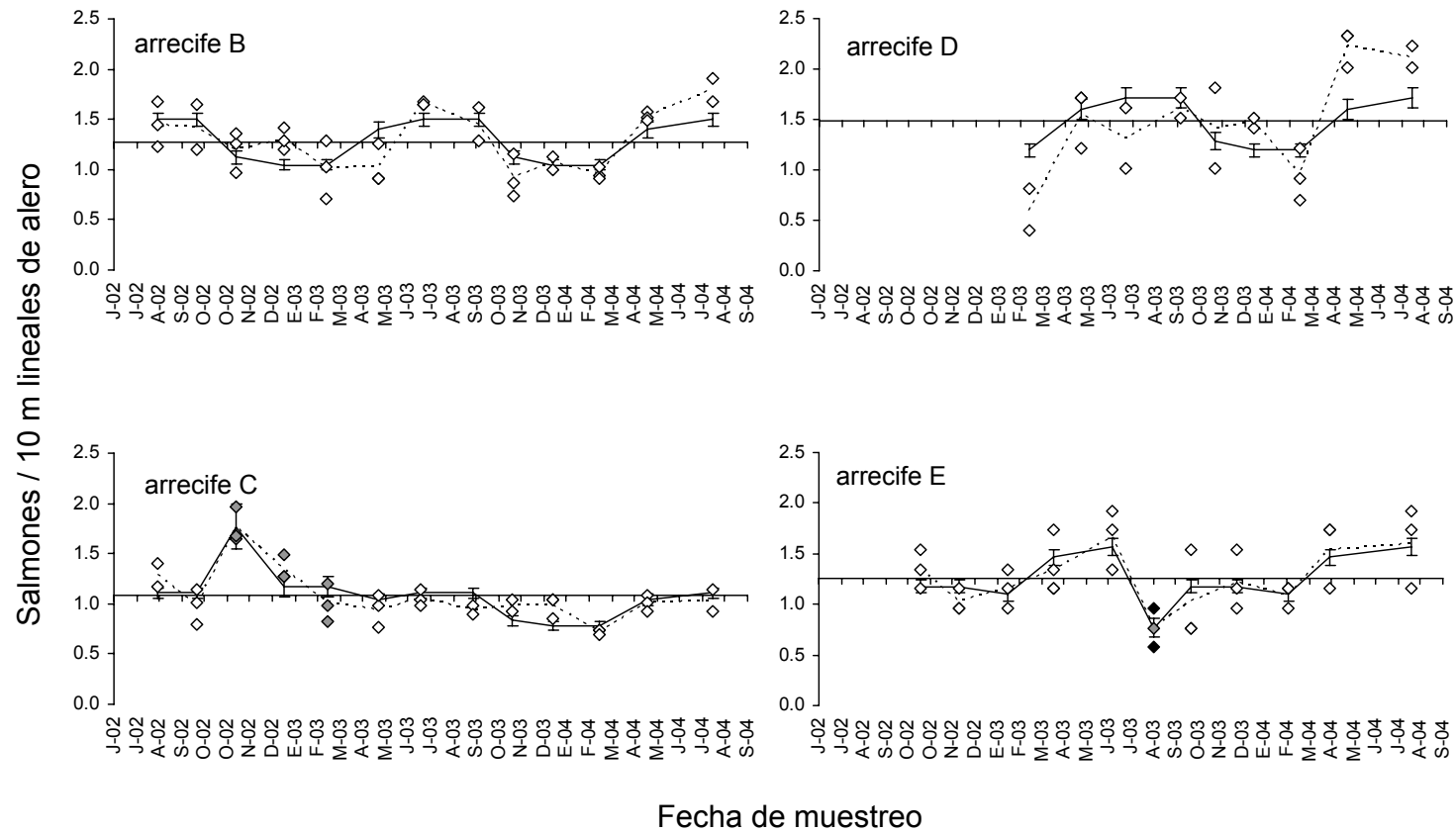


Figura 2.4: Densidad de salmón de mar cruda (rombos), media (línea punteada) y ajustada \pm DE (línea continua) en los arrecifes de tipo II. Los rombos grises indican conteos que presentaron altos valores de *leverage* y los rombos negros, conteos que presentaron un valor del estadístico de Cook mayor al valor límite (ver detalles en el texto).

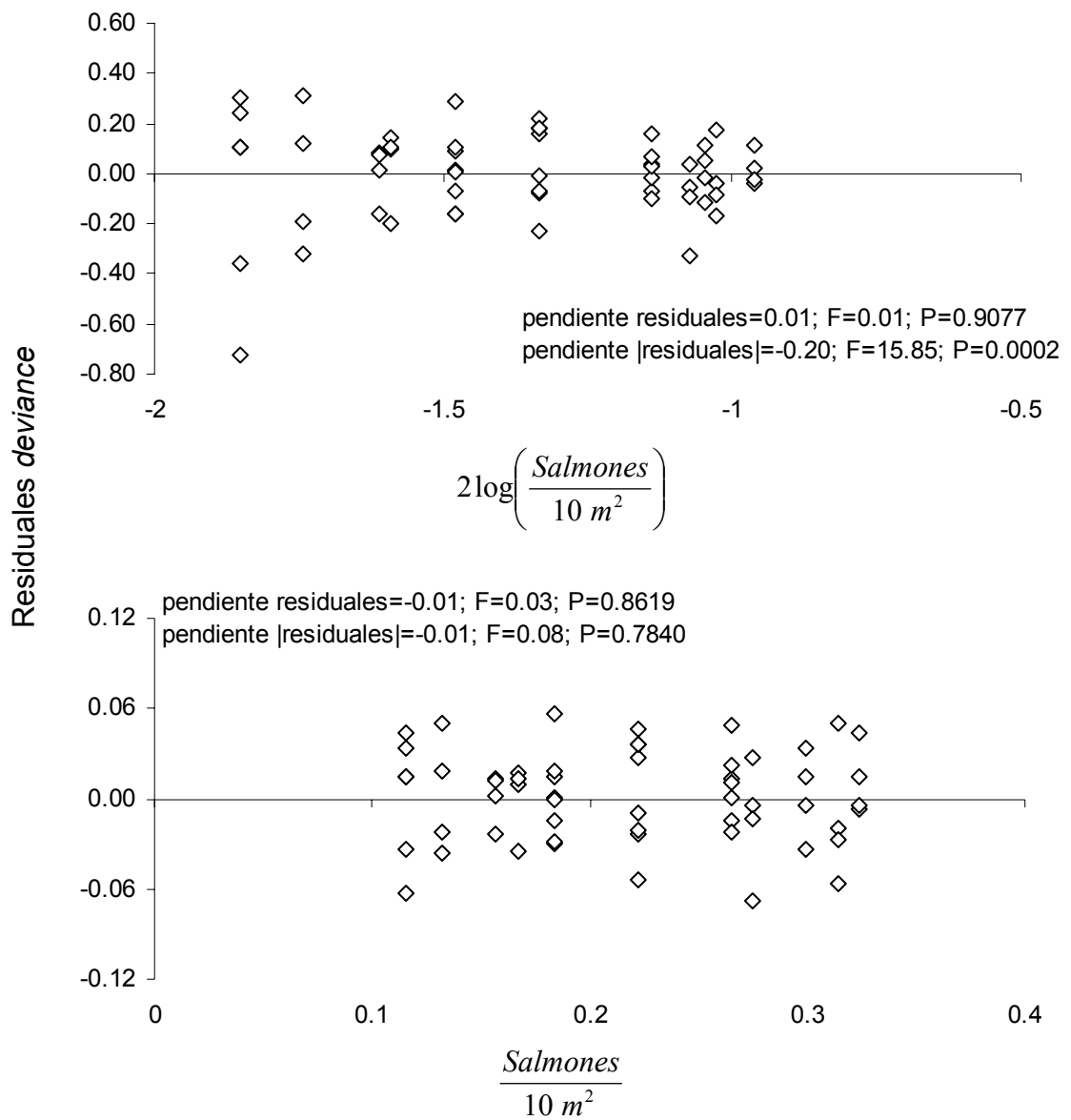


Figura 2.5: Residuales *deviance* contra los valores ajustados, transformados a la escala de información constante de la distribución del error considerada, para los conteos de transectas de banda fijas realizados en el arrecife A. Superior: modelo gamma; inferior: modelo normal. Se muestran además los resultados de la aplicación del método de regresión.

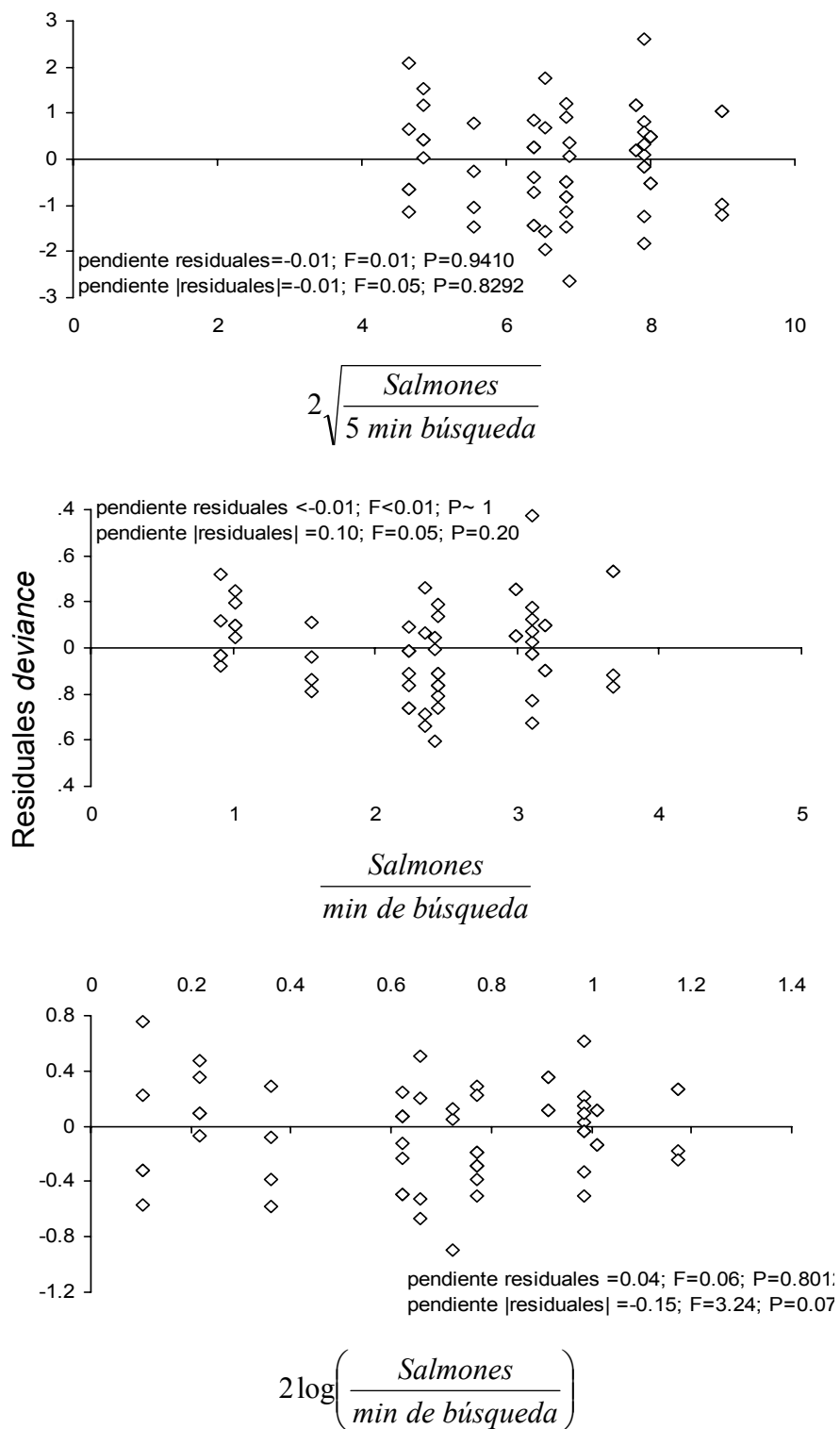


Figura 2.6: Residuales *deviance* contra los valores ajustados, transformados a la escala de información constante de la distribución del error considerada, para los conteos mediante buceo errante en el arrecife A. Superior: modelo quasipoisson; medio: modelo normal (incluyendo la interacción 'Año x Estación', ver detalles en el texto); inferior: modelo gama. Se muestran además los resultados de la aplicación del método de regresión.

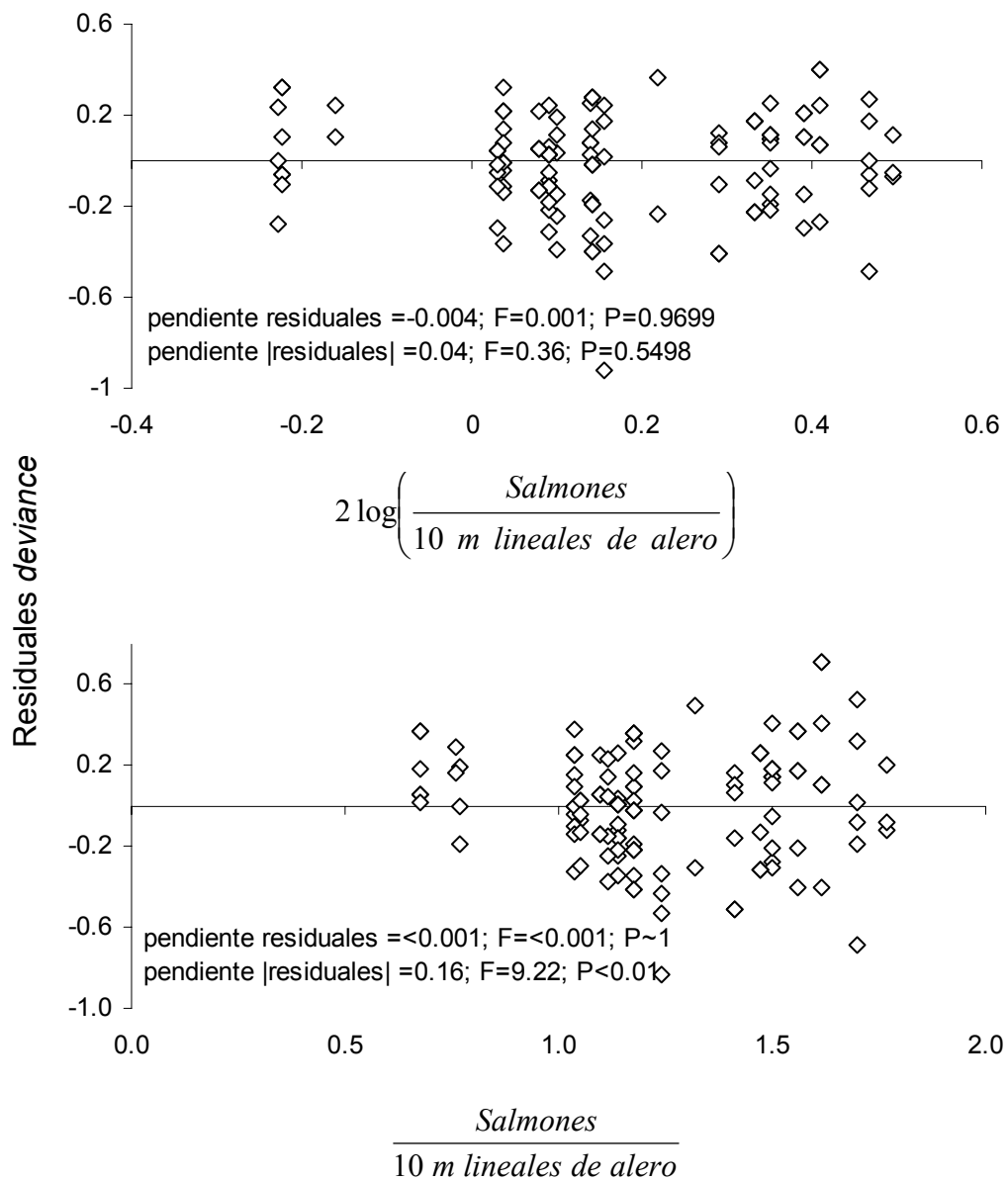


Figura 2.7: Residuales *deviance* contra los valores ajustados, transformados a la escala de información constante de la distribución del error considerada, para los conteos en los arrecifes de tipo II. Superior: modelo gamma; inferior: modelo normal. Se muestran además los resultados de la aplicación del método de regresión.

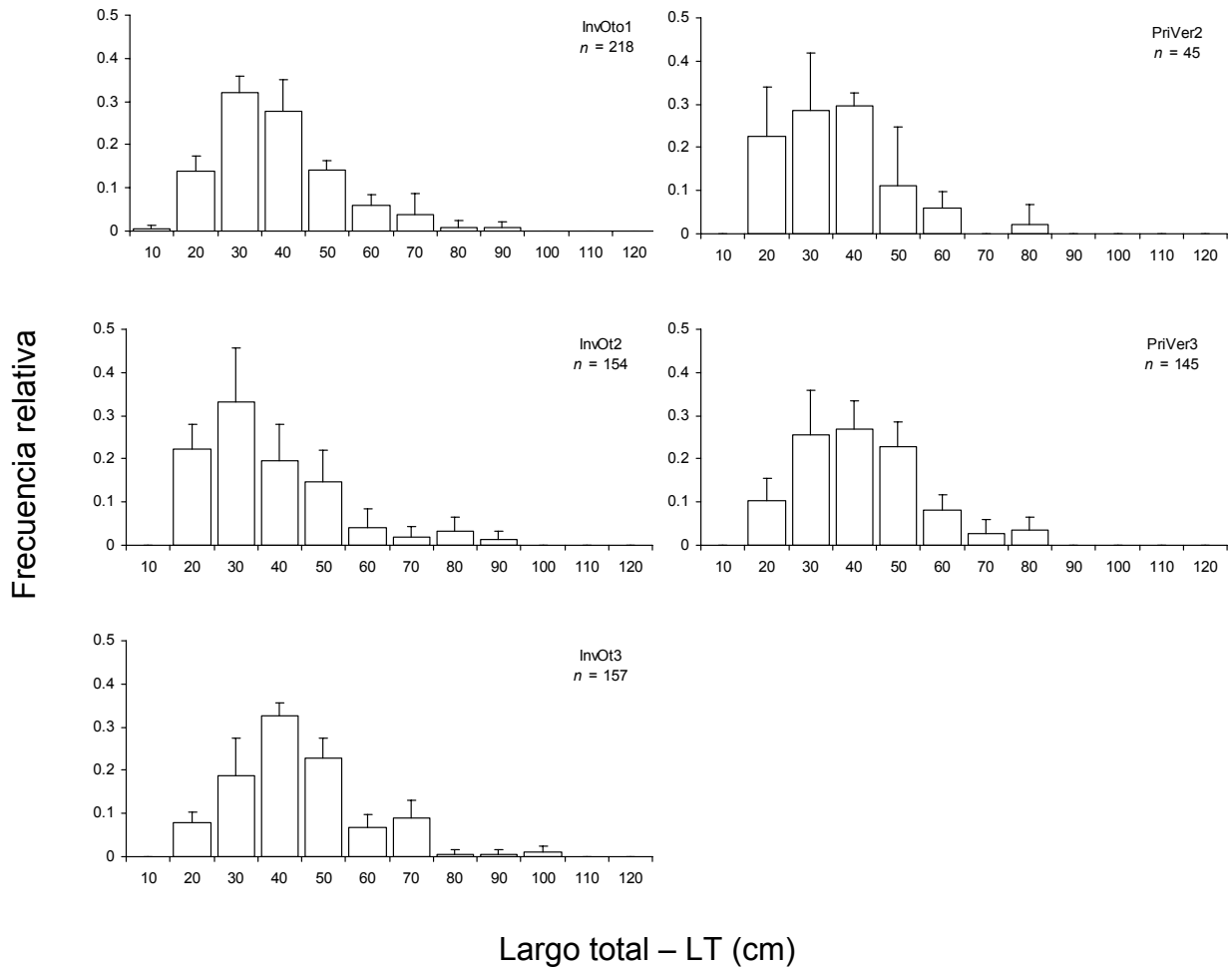


Figura 2.8: Distribuciones de frecuencias de tallas de *Pseudopercis semifasciata*, determinadas mediante conteos de transectas de banda fijas y agrupadas por semestre, en el arrecife A. Los números 1, 2 y 3 indican el primero (abril – septiembre de 2002), segundo (octubre de 2002 – septiembre de 2003) y tercer (octubre 2003 – agosto 2004) años de monitoreo, respectivamente.

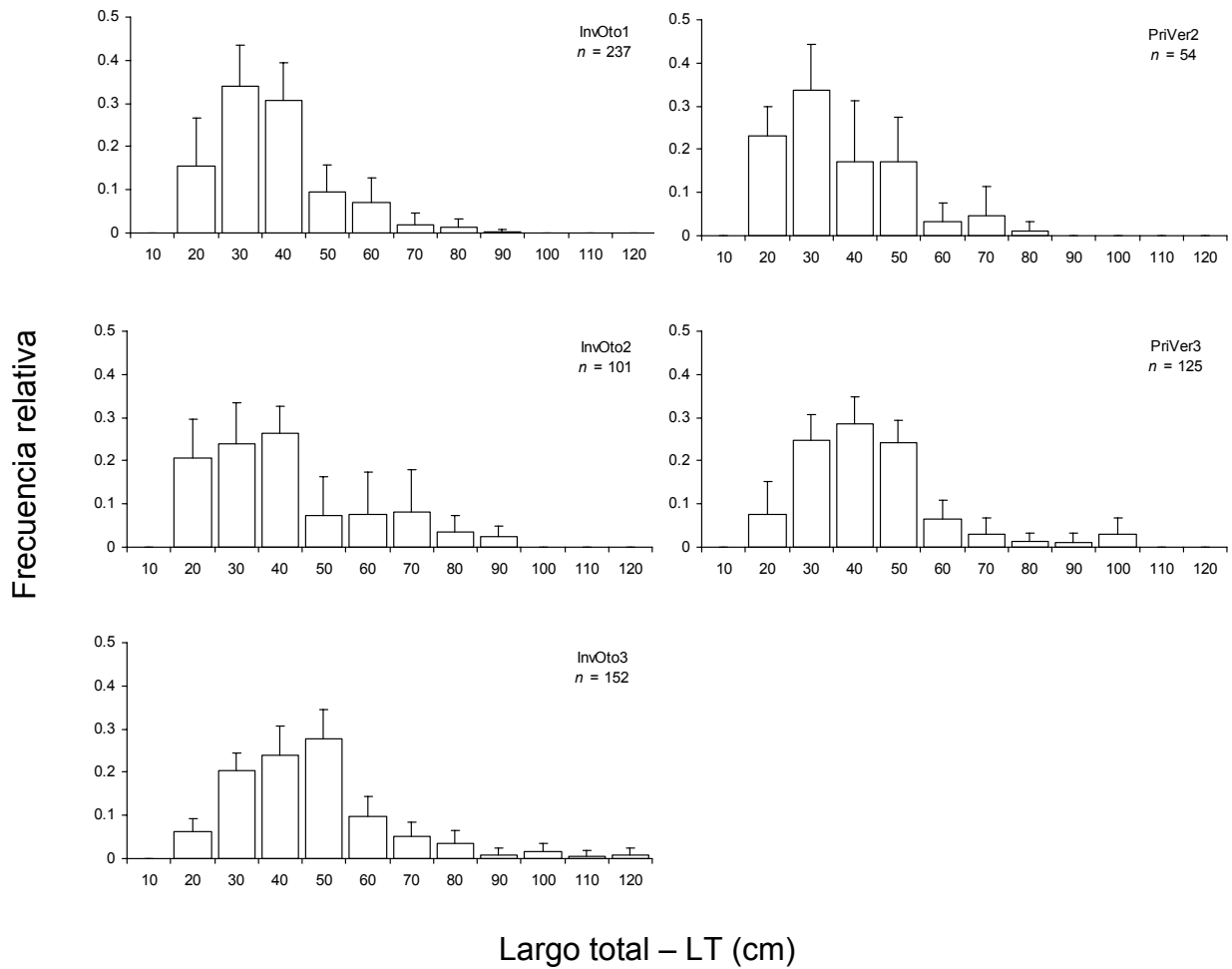


Figura 2.9: Distribuciones de frecuencias de tallas de *Pseudopercis semifasciata*, determinadas mediante buceo errante y agrupadas por semestre, en el arrecife A. Los números 1, 2 y 3 indican el primero (abril – septiembre de 2002), segundo (octubre de 2002 – septiembre de 2003) y tercer (octubre 2003 – agosto 2004) años de monitoreo, respectivamente.

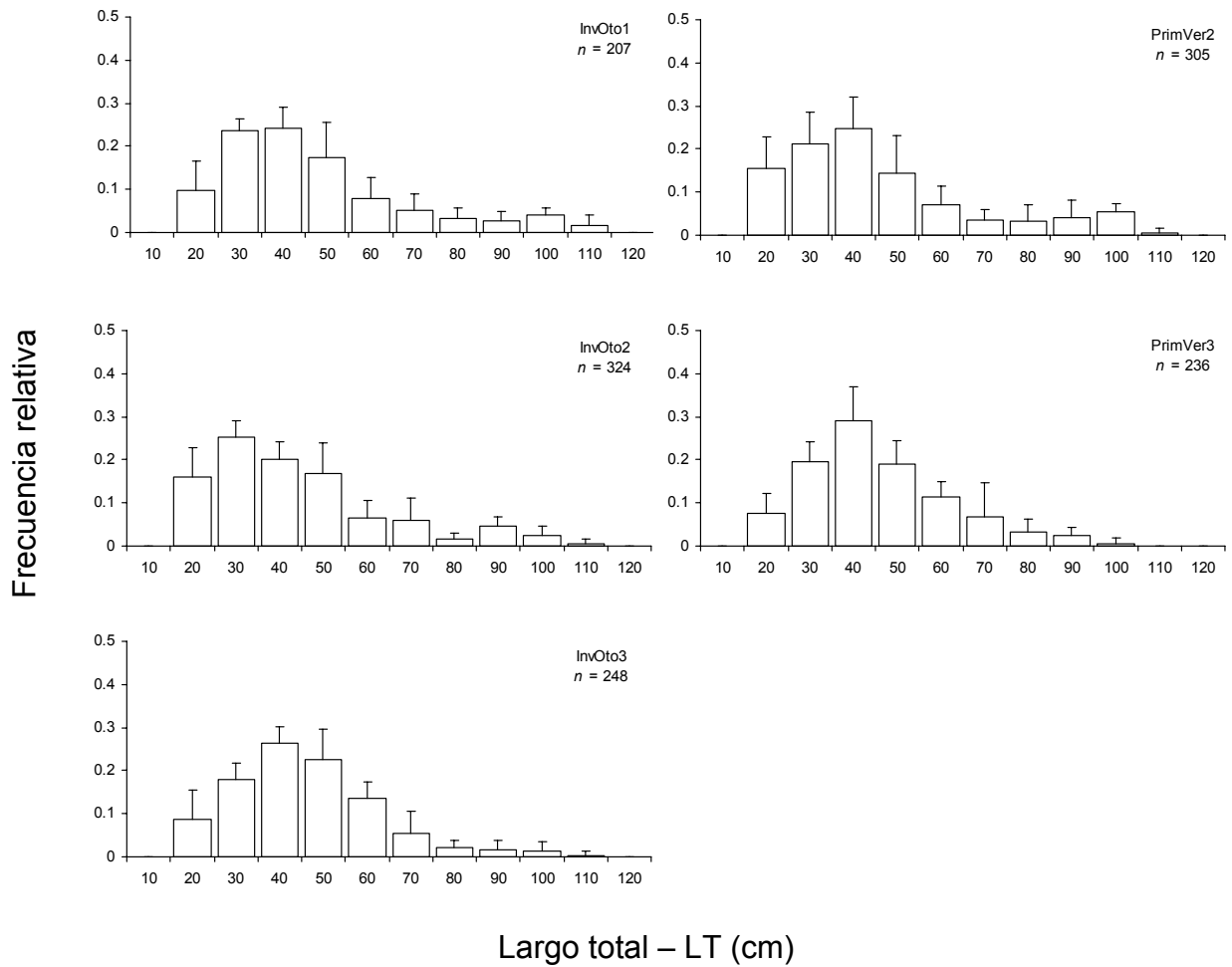


Figura 2.10: Distribuciones de frecuencias de tallas de *Pseudopercis semifasciata*, determinadas mediante CVS y agrupadas por semestre, en el arrecife B. Los números 1, 2 y 3 indican el primero (julio – septiembre de 2002), segundo (octubre de 2002 – septiembre de 2003) y tercer (octubre 2003 – agosto 2004) años de monitoreo, respectivamente.

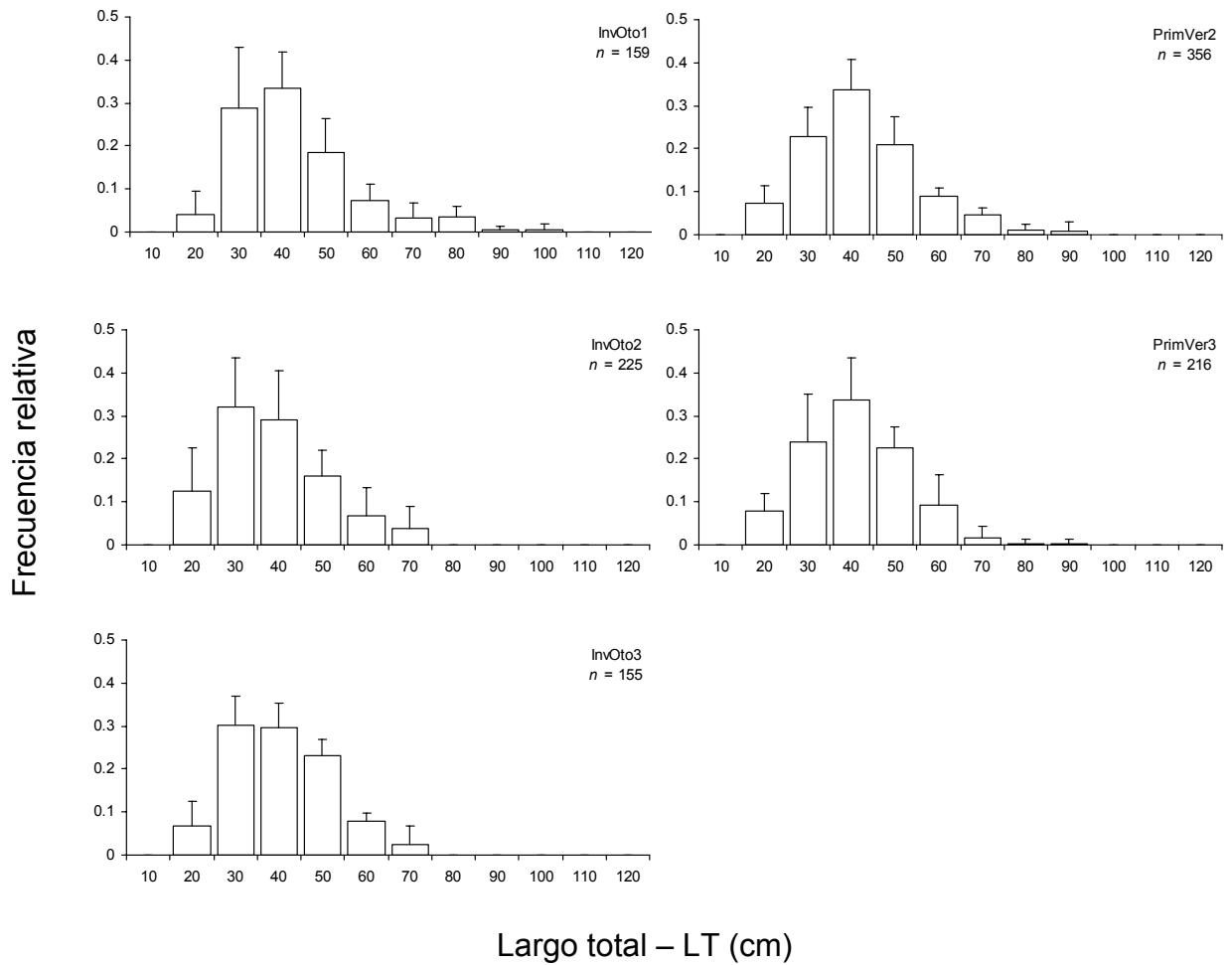


Figura 2.11: Distribuciones de frecuencias de tallas de *Pseudopercis semifasciata*, determinadas mediante CVS y agrupadas por semestre, en el arrecife C. Los números 1, 2 y 3 indican el primero (julio – septiembre de 2002), segundo (octubre de 2002 – septiembre de 2003) y tercer (octubre 2003 – agosto 2004) años de monitoreo, respectivamente.

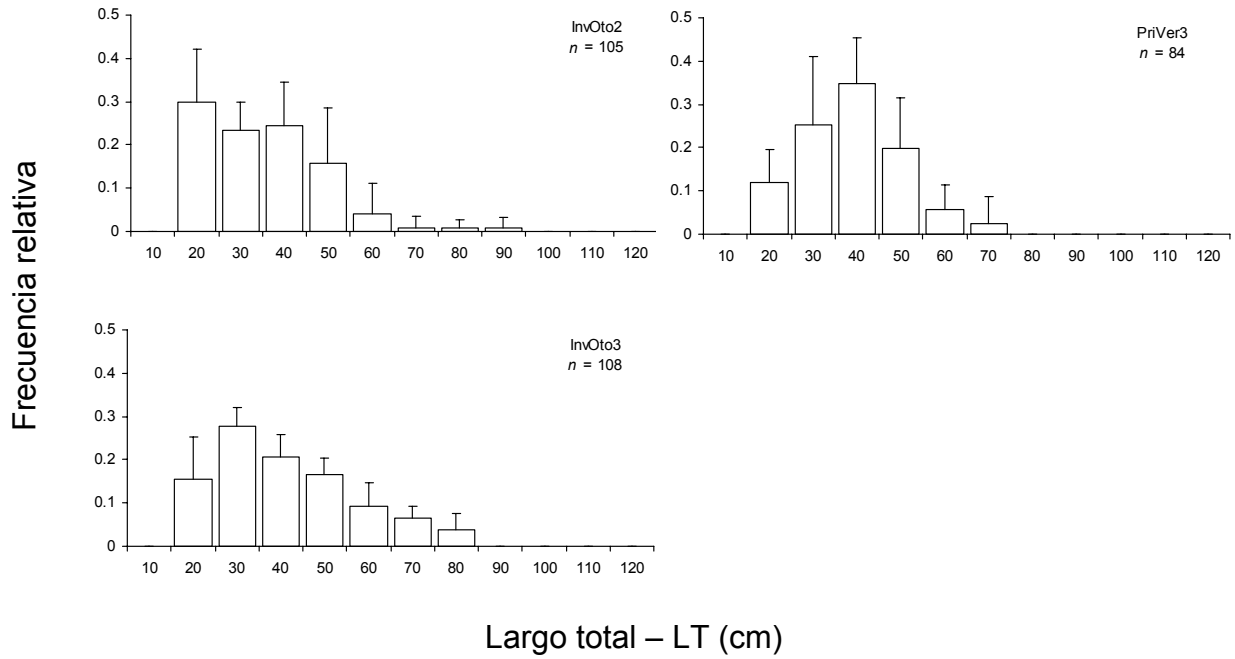


Figura 2.12: Distribuciones de frecuencias de tallas de *Pseudopercis semifasciata*, determinadas mediante CVS y agrupadas por semestre, en el arrecife D. Los números 2 y 3 indican el segundo (octubre de 2002 – septiembre de 2003) y tercer (octubre 2003 – agosto 2004) años de monitoreo, respectivamente.

Dinámica espacial del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en arrecifes rocosos de los golfos norpatagónicos San José y Nuevo

Introducción

El uso de una misma área durante el curso de las actividades de un animal, i.e. área de acción, es un fenómeno común en peces (Kramer y Chapman 1999). Robertson (1988) definió al cambio permanente en la posición del área de acción mediante el término reubicación, mientras que Kramer y Chapman (1999) distinguieron a este fenómeno de la migración dado que mediante la reubicación los individuos podrían retornar a las cercanías de su posición original.

El estudio de las áreas de acción en peces ha recibido renovada atención en años recientes debido a las implicancias del grado de movilidad en el diseño de áreas marinas protegidas. Las reservas marinas, i.e. áreas permanentemente cerradas a la pesca, pueden proteger de manera más eficiente a aquellos peces cuyos movimientos se encuentran restringidos a un área localizada al menos durante parte de su ciclo de vida (Gell y Roberts 2003a, 2003b). Los peces más móviles, en cambio, pueden salir fuera de los límites de las reservas, incrementándose el riesgo de ser capturados (Kramer y Chapman 1999). Gell y Roberts (2003a) distinguen cuatro posibles mecanismos mediante los cuales se puede producir el desborde (o *spillover*) de peces desde las reservas hacia afuera: 1) movimientos aleatorios; 2) movimientos denso-dependientes, mediante los cuales los peces de áreas densamente pobladas dentro de las reservas se moverían hacia las zonas de pesca; 3) movimientos dirigidos, como las migraciones diarias o estacionales; y 4) los cambios de hábitat que se producen durante la ontogenia.

Varios estudios referidos al grado de movilidad de los peces de arrecife indicaron que la alta fidelidad a los mismos es común entre especies de aguas templadas y cálido-templadas, lo que incrementa las probabilidades de éxito en el uso de reservas marinas como herramienta de manejo. Este es el caso de muchas especies pertenecientes a las familias Labridae (Barrett 1995, Arendt *et al.* 2001, Edgar *et al.* 2004), Monacanthidae (Barrett 1995, Edgar *et al.* 2004), Scorpaenidae (Matthews *et al.* 1987), Serranidae (Irigoyen 2006), Sparidae

(Willis *et al.* 2001, Griffiths y Wilke 2002, Parsons *et al.* 2003), Syngnathidae (Connolly *et al.* 2002, Moreau y Vincent 2004), e incluso Pinguipedidae (Mace y Johnston 1983, Cole *et al.* 2000).

Excepto por el trabajo de Irigoyen (2006) prácticamente no existe información sobre patrones de movilidad para las especies de peces que viven asociadas a los arrecifes rocosos templados en el Atlántico sudoccidental. Estas especies son el blanco de pesquerías comerciales, artesanales y deportivas que nunca han sido reguladas.

En el capítulo anterior se demostró que la abundancia de los salmones en algunos arrecifes indicadores del golfo San José (GSJ) se mantuvo más bien estable a lo largo del ciclo anual. Más aún, las distribuciones de tallas de los peces fueron similares a lo largo del año en arrecifes que no fueron pescados o que sólo experimentaron presiones extractivas leves. Esto sugiere que *P. semifasciata* podría mostrar una alta fidelidad a las salmoneras en las que encuentra refugio, que los tiempos de residencia de los salmones en las mismas podrían ser largos, y que las poblaciones locales de esta especie podrían beneficiarse de la implementación de clausuras espaciales a las actividades extractivas.

En este capítulo se analizan por primera vez los patrones de movilidad de *P. semifasciata*, a dos escalas espaciales distintas: la dispersión de los salmones entre arrecifes dentro del GSJ y su desplazamiento a lo largo de los aleros dentro de un mismo arrecife. Para cuantificar los períodos de residencia y las capacidades de dispersión de los individuos de salmón de mar, y para estudiar su grado de fidelidad a las salmoneras en los golfos norpatagónicos GSJ y Nuevo (GN) se desarrolló un programa de marcación utilizando marcas plásticas externas. Además, se analizó el contenido estomacal e intestinal y los regurgitados de unos pocos ejemplares pescados con línea o arpón en arrecifes rocosos, a fin de verificar el uso de las áreas de fondo blando alrededor de los arrecifes como fuente de alimentación. Los resultados de este capítulo contribuirán a la evaluación de las estrategias más apropiadas para el manejo y la conservación del salmón de mar en los arrecifes.

Material y métodos

Localización de los arrecifes. La localización de los arrecifes rocosos en el GSJ se obtuvo a partir de entrevistas realizadas a pescadores artesanales y recreativos, pobladores de la Península Valdés y guías de pesca que operan u

operaron en este golfo. Algunas salmoneras fueron descubiertas con una ecosonda durante las sesiones de marcación (ver más abajo), o durante las campañas de prospección de mariscos que realiza anualmente el personal del Área Náutica del Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET). En el GSJ se localizaron y geo-referenciaron aproximadamente 52 arrecifes o parajes de pesca, distribuidos de la siguiente manera: cuatro arrecifes en la costa norte del GSJ y fondeadero San Román, 10 arrecifes en las mesetas de Conos, siete arrecifes ubicados en el extremo sudeste del GSJ y área frente a playa Fracasso, 16 arrecifes en el área frente a las playas Larralde y Villarino, seis arrecifes frente a Punta Logaritmo y otros nueve en la boca del GSJ (Fig. 3.1). Únicamente 35 de estas salmoneras fueron utilizadas para la marcación de salmón de mar, debido a la facilidad de acceso, profundidad y presencia de salmones.

Un arrecife adicional localizado por personal del proyecto frente a Punta Este ($42^{\circ}48'S$ $64^{\circ}57'W$), en el GN, fue visitado con regularidad mensual, y utilizado para realizar observaciones de comportamiento (Venerus e Irigoyen¹³, datos sin publicar) y para evaluar la pérdida de marcas.

Marcación. Entre octubre de 2001 y agosto de 2005 se marcaron 1078 salmones de mar en 35 arrecifes o parajes de pesca en el GSJ (Fig. 3.1), a lo largo de 101 sesiones de pesca conducidas desde embarcaciones pertenecientes al Centro Nacional Patagónico (campañas CENPAT, 366 horas-anzuelo) y de 25 salidas a bordo de una lancha de pesca deportiva, conducida por un guía de pesca (306 horas-anzuelo). Las campañas de marcación no siguieron un esquema espacial ni temporal rígido, sino que fueron oportunistas y dependieron de los cronogramas de los censos visuales subacuáticos (CVS: Capítulo 2) y de muestreos de comportamiento (Venerus e Irigoyen, datos sin publicar), de la disponibilidad de personal, de las salidas de pesca organizadas por los guías, de las condiciones meteorológicas y en última instancia de la disponibilidad de embarcaciones y vehículos. El esfuerzo de pesca estuvo distribuido de manera asimétrica en las siguientes áreas dentro del GSJ: la boca del golfo, el fondeadero San Román, las mesetas de Conos, frente a la Punta Logaritmo y frente a las playas Larralde y Villarino (Fig. 3.1 y Tabla 3.1). En el GN sólo uno de los arrecifes fue pescado por personal del proyecto (arrecife #36), y

¹³ Lic. Alejo J. Irigoyen, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

aparentemente no fue localizado por otras personas durante el período de estudio.

Los salmones fueron pescados con línea de mano utilizando anzuelos pata larga con rebaba de las medidas 3/0, 5/0 y 10/0, hasta una profundidad de 25 – 28 m (campañas CENPAT), o con caña y anzuelos pata larga con rebaba 9/0 y 10/0, hasta una profundidad de ~55 m (a bordo de la lancha deportiva). En ambos casos, los peces fueron medidos al centímetro inferior, marcados e inmediatamente liberados. Durante las salidas de pesca deportiva sólo se marcaron y devolvieron los ejemplares menores a 50 – 55 cm de largo total (LT). Entre agosto de 2003 y diciembre de 2004 se realizaron otras 17 campañas CENPAT (19 horas-anzuelo) en el GN, en las que se marcaron otros 63 salmones en el arrecife #36, siguiendo el procedimiento habitual. Se utilizaron distintos tipos de carnada fresca, como mero (*Acanthistius brasilianus*), escrófalo (*Sebastes oculatus*), calamar (*Illex argentinus*), y pulpos colorado (*Enteroctopus megalocyathus*) y tehuelche (*Octopus tehuelchus*). Para mantener a los peces calmados durante la colocación de las marcas se los inmovilizó sobre un ictiómetro construido con dos tablas dispuestas en forma de V y se les cubrió los ojos con un trozo de tela húmeda. Se utilizaron marcas externas de tipo T (Floy™ FD-68B *anchor tags*) que fueron colocadas con pistolas del tipo Dennison. En los arrecifes #11 y # 36 se utilizó un código de doble marca basado en los colores de las mismas, en las posiciones a lo largo de la aleta dorsal (adelante, medio o atrás) y en el lado del cuerpo (izquierdo o derecho) en el que fueron insertadas, con el objeto de individualizar a los peces mediante buceo autónomo y de estimar la pérdida de marcas. Se colocaron en total 294 combinaciones de doble marca. A lo largo del período de estudio algunos ejemplares llevaron más de una combinación ya que se les agregó una segunda marca a aquellos peces que habían perdido una de ellas al ser recapturados por segunda o tercera vez, o a aquellos ejemplares recapturados a los que se les había colocado originalmente una única marca.

Para minimizar los daños producidos por la distensión de la vejiga natatoria de los salmones durante el ascenso rápido (Rogers *et al.* 1986, Keniry *et al.* 1996), y con el fin de permitir que los peces volvieran normalmente al fondo, algunos ejemplares debieron ser punzados previo a su liberación utilizando una aguja hipodérmica (Gotshall 1964) o la misma aguja hueca de la pistola de marcar (Bruesewitz *et al.* 1993).

Recuperación de las marcas. Los salmones marcados fueron recapturados visualmente durante sesiones de buceo y mediante pesca con línea o arpón (Fig. 3.1 y Tabla 3.1). En cada muestreo subacuático se registró en planillas plásticas la presencia de salmones marcados, sus tallas estimadas en intervalos de 10 cm LT, y el color y la localización de las marcas (lado del cuerpo y posición a lo largo de la aleta dorsal). Se consideró como recaptura visual al registro de la presencia, detectada por uno o más buzos, de un ejemplar en un arrecife particular en una fecha determinada.

Las marcas llevan impreso un número telefónico para que los pescadores recreativos y submarinos pudieran dar aviso de su recuperación. Un tríptico con información acerca del programa de marcación y de la manera de contactar al personal ligado al proyecto (Fig. 3.2) fue distribuido entre los pescadores artesanales, deportivos, submarinos y guías de pesca, en el puesto de control “El Desempeño”, y en negocios de venta de artículos de pesca, buceo y náutica y en dependencias gubernamentales de Puerto Madryn y Puerto Pirámide (Fig. 3.1). El programa de marcación fue también publicitado vía Internet, e-mail y mediante la prensa local, y fue diseminado por personal del proyecto en los sitios de desembarco, principalmente en las playas de Punta Gales, Larralde y Villarino. Con el propósito de incentivar la devolución de las marcas, se implementó un sistema de recompensas a partir de diciembre de 2003, que incluía como premios: cortaplumas, remeras, balanzas de mano, punteras para líneas de salmón, salidas de pesca embarcado, descuentos en negocios de la zona, etc.

Grado de movilidad de los peces. Para cuantificar el desplazamiento de los salmones de mar dentro de los arrecifes, a lo largo de los aleros, uno o dos buzos buscaron peces marcados durante un intervalo de tiempo variable en los arrecifes #11 y #36. Cada buzo nadó a lo largo de los aleros hasta no registrar nuevos ejemplares marcados (10 – 20 minutos) y fue señalizando con una boya de trasmallo unida a una plomada el lugar en que fueron observados los primeros cuatro a ocho ejemplares marcados. Al finalizar esta operación, uno de los buzos marcaba secuencialmente las posiciones mediante un cabo unido a una boya que llegaba a la superficie, donde el equipo a bordo de un bote neumático registraba su posición mediante un GPS (*Global Positioning System*). Debido al bajo número de recapturas visuales en las cuales se logró identificar la posición de un mismo salmón con exactitud (rango = 2 – 11; moda = 2), no resultó posible delimitar el área de acción de los peces individualizados. En

cambio, la distancia lineal entre las posiciones más alejadas en las que fue localizado un mismo salmón se utilizó como un estimador de la movilidad de los peces a lo largo de los aleros, como lo sugirieron Chapman y Kramer (2000). Kramer y Chapman (1999) definieron esta distancia como la longitud del rango de acción. Además, para cada uno de los salmones localizados dos o más veces (en fechas diferentes), se calculó el centroide de la distribución de las posiciones promediando las coordenadas geográficas, y se estimaron las distancias desde el centroide hasta cada una de las posiciones registradas. En el caso de los salmones que fueron localizados más de una vez durante el mismo día, se utilizó el promedio de estas posiciones como un estimador de la posición para ese día.

Para cuantificar el desplazamiento de los peces marcados entre el punto de liberación y el de recaptura con línea, se registraron las coordenadas geográficas mediante un GPS a bordo de la embarcación cada vez que un pez atacaba la carnada. La posición de recaptura así determinada carece de exactitud porque podría existir una distancia considerable entre la posición del bote y la posición del anzuelo en el fondo marino, particularmente en áreas profundas con corrientes fuertes o en días ventosos. Cuando las marcas fueron devueltas por pescadores artesanales o deportivos, o por cazadores submarinos, se les efectuó a éstos una breve entrevista con el objeto de localizar el punto de captura con la mayor exactitud posible.

Los datos de distancia estimados a partir de las recapturas visuales y de las recapturas con línea o arpón se analizaron por separado debido a que los desplazamientos estimados por ambos métodos difieren en su exactitud. Las distancias se estimaron proyectando la latitud y longitud en grados y décimas de grados en una grilla Gauss-Krüger, mediante el programa ArcView GIS 3.2 (Environmental Systems Research Institute, Inc.).

Con el fin de evaluar si los mayores desplazamientos eran más frecuentes en tallas menores, tal como fue sugerido para el bacalao azul *Paraperca colias* (Mace y Johnston 1983, Cole *et al.* 2000), se realizó una prueba de permutaciones (Manly 1991) en la que se comparó la talla media de los salmones recuperados a una distancia arbitraria igual o mayor a 100 m desde el sitio de marcación con la distribución de tallas medias obtenida a partir de 500000 muestras al azar del conjunto de tallas de los salmones para los que se cuantificó la distancia desplazada.

Estimación de la pérdida de marcas. Se utilizó el método propuesto por Seber (1982, p. 282) basado en el uso de doble marcación de ejemplares con marcas

indistinguibles entre sí. Para este método sólo se necesita conocer el número de marcas que porta un individuo doblemente marcado, luego de haber transcurrido un tiempo t desde la liberación. Asumiendo que ambas marcas son independientes y que la probabilidad de haber perdido una de ellas al tiempo t es igual para todas las marcas, independientemente del color y de la posición en que estuvieran colocadas, la probabilidad de pérdida de la marca al tiempo t (π_t) y su varianza pueden ser estimadas como:

$$\hat{\pi}_t = \frac{mC_t}{mC_t + 2 mAB_t}$$

$$\begin{aligned} \hat{Var}(\pi_t) = & \left[\frac{1}{mC_t + 2 mAB_t} \left(1 - \frac{mC_t}{mC_t + 2 mAB_t} \right) \right]^2 \hat{Var}(mC_t) + \left[\frac{(-2) mC_t}{(mC_t + 2 mAB_t)^2} \right]^2 \hat{Var}(mAB_t) + \\ & + 2 \left[\frac{1}{mC_t + 2 mAB_t} \left(1 - \frac{mC_t}{mC_t + 2 mAB_t} \right) \right] \left[\frac{(-2) mC_t}{(mC_t + 2 mAB_t)^2} \right] \hat{Cov}(mC_t, mAB_t) \end{aligned}$$

donde mC_t es el número de ejemplares recapturados con sólo una marca, mAB_t el de ejemplares recapturados con ambas marcas, y

$$\hat{Var}(mC_t) = \hat{m}_t \hat{P}(mC_t) (1 - \hat{P}(mC_t))$$

$$\hat{Var}(mAB_t) = \hat{m}_t \hat{P}(mAB_t) (1 - \hat{P}(mAB_t))$$

$$\hat{Cov}(mC_t, mAB_t) = \hat{m}_t \hat{P}(mC_t) \hat{P}(mAB_t)$$

$$\hat{m}_t = \frac{(mC_t + 2 mAB_t)^2}{4 mAB_t}$$

$$\hat{P}(mC_t) = 2 \hat{\pi}_t (1 - \hat{\pi}_t)$$

$$\hat{P}(mAB_t) = (1 - \hat{\pi}_t)^2$$

\hat{m}_t = estimación del número total de ejemplares recapturados en el tiempo t , incluyendo a los que habían perdido ambas marcas.

Para la estimación se utilizaron los datos de recapturas visuales efectuadas en el arrecife #36 entre agosto de 2003 y febrero de 2005, considerando que la probabilidad de detección de los peces fue invariable entre visitas. Se determinó el número de marcas que conservaba cada ejemplar recapturado en función del período de tiempo transcurrido desde la marcación (considerado como día 0), independientemente de las fechas en que se colocaron las marcas o en las que se hicieron las recapturas. El tiempo transcurrido fue categorizado en intervalos

de 50 días y se incluyó un período inicial de 10 días para evaluar la pérdida de marcas producida inmediatamente luego de la colocación.

Para modelar la probabilidad de retención de una marca ($1-\pi_i$) en función del tiempo en libertad t se ajustó un modelo lineal generalizado con una estructura de error normal y una función de enlace logarítmica $g(\mu) = \log \mu$ (McCullagh y Nelder 1989, Crawley 1993), lo que corresponde a un modelo exponencial.

La variable explicatoria considerada fue el período de tiempo t (en días) transcurrido desde la liberación. Durante el ajuste del modelo se asignó un peso diferencial a las probabilidades de retención de marca calculadas según el número de observaciones en cada categoría de tiempo utilizada.

*Hábitos alimentarios*¹⁴. Elías y Rajoy (1992) y González (2002) estudiaron los hábitos alimentarios de *P. semifasciata* basándose en ejemplares capturados por la flota comercial que operaba a lo largo del litoral del Chubut ($41^\circ - 43^\circ\text{S}$) y en el golfo San Matías. Debido a que el objetivo del presente trabajo fue investigar el potencial uso de las áreas de fondo blando adyacentes a los arrecifes por *P. semifasciata*, para verificar la inclusión de estas áreas en el rango de acción de los peces, sólo se estudiaron los hábitos alimentarios de salmones capturados en arrecifes rocosos. Se analizaron 83 contenidos estomacales, 68 contenidos intestinales y 20 regurgitados provenientes de un total de 149 salmones de mar capturados por pescadores deportivos o artesanales en el GSJ. Setenta y uno de estos peces eran hembras (rango de tallas: 36 – 95 cm LT, mediana = 62.0 cm LT), 64 eran machos (rango de tallas: 36 – 124 cm LT, mediana = 60.0 cm LT) y 13 no fueron sexados (rango de tallas: 34 – 72 cm LT, mediana = 48.0 cm LT). Los peces analizados fueron capturados entre febrero de 2002 y diciembre de 2004, mayormente (~85%) en verano, cuando la presión de pesca es más intensa en el GSJ (Capítulo 4). Las presas fueron conservadas en una solución de etanol 80%, identificadas al menor nivel taxonómico posible mediante lupa estereoscópica, contadas (en los contenidos estomacales y regurgitados), pesadas (sólo en los contenidos estomacales) y clasificadas según su hábitat habitual como: presas de fondos blandos, presas asociadas a los arrecifes rocosos y presas ubicuas o de hábitat desconocido. En los contenidos

¹⁴ La identificación de las presas del salmón de mar estuvo a cargo del Lic. David Galván (CENPAT – CONICET). Estos datos fueron cedidos gentilmente y formarán parte de su trabajo de tesis doctoral en preparación titulado "Ensamblajes de peces en los arrecifes norpatagónicos: diversidad, abundancia y relaciones con el hábitat", que será presentado en la Universidad del Comahue.

intestinales sólo se registró la presencia/ausencia de los ítems presa identificados. Los índices utilizados para el estudio de la dieta fueron revisados y actualizados por Berg (1979) y por Tirasin y Jorgensen (1999). La composición porcentual en número (%N) para cada categoría de presas fue estimada como el cociente entre el número de individuos (en los regurgitados y en los contenidos estomacales) en cada categoría y el número total de presas, juntando todos los peces. La composición porcentual en peso (%W) para cada categoría de presas (sólo en los contenidos estomacales) fue estimada como el cociente entre el peso húmedo de las presas en cada categoría y el peso húmedo total de todas las presas, juntando todos los peces. Finalmente, la frecuencia de ocurrencia porcentual (%O), definida como el cociente entre el número de peces en los que se encontró una presa dada y el número total de peces con contenidos analizados, fue aplicado a los datos de presencia/ausencia de presas en los contenidos intestinales.

Resultados

Pérdida de marcas. De los peces recuperados en el arrecife #36, la fracción de los mismos que conservaba ambas marcas disminuyó con el tiempo transcurrido desde la marcación (Fig 3.3A). Más allá de los 400 días no se recuperó ningún ejemplar con las dos marcas. La probabilidad de que un salmón conservara ambas marcas fue mayor que la probabilidad de que conservara sólo una de ellas hasta los 150 días, y disminuyó al ~5% alrededor de los 300 días. Por encima de los 150 días desde la colocación, la probabilidad de conservar una única marca fue mayor y se mantuvo relativamente constante hasta los 400 días (Fig. 3.3B). No se observó un período inicial, inmediatamente luego de la colocación de las marcas, en que la probabilidad de perder alguna de ellas se incrementara: sólo tres ejemplares fueron recapturados antes de los 10 días y estos conservaban ambas marcas.

La incorporación como covariable numérica del tiempo t transcurrido desde la colocación de una marca disminuyó significativamente la *deviance* residual respecto del modelo nulo, i.e. del promedio de las probabilidades de retención ($1-\pi_t$) ($F = 44,074$; $P(>F) < 0,0001$). La probabilidad de retención de una marca ($1-\pi_t$), dada por:

$$\text{Probabilidad de retención } (1 - \pi_t) \approx \text{Tiempo desde la colocación (días)}$$

varió exponencialmente entre $(1-\pi_t) = 0,97$ luego de 10 días de colocada la marca y $(1-\pi_t) = 0,32$ luego de 400 días transcurridos desde la liberación del ejemplar marcado (Fig. 3.4 y Tabla 3.2). El intercepto del modelo ajustado no difirió significativamente de cero ($t = -0,061$; $P(>|t|) = 0,9534$), indicando que no se produjo una pérdida inicial de las marcas. Eliminando el intercepto en el modelo, la tasa instantánea de pérdida de marcas (\pm DE) fue estimada en $0,0029 \pm 0,0003$ días⁻¹.

Número de ejemplares recapturados. Sumando las recapturas visuales con las obtenidas mediante línea o arpón, se recapturaron 213 ejemplares de un total de 1138 marcados (18,7%), hasta 29 meses después de a la colocación de las marcas.

Entre enero de 2002 y agosto de 2005 se contabilizaron 287 recapturas visuales de salmones individualizados en los arrecifes #36 ($n = 187$), #11 ($n = 67$), #12 ($n = 12$), #2 ($n = 11$), #30 ($n = 5$) y #3 ($n = 5$) (Tabla 3.1). Estas 287 recapturas visuales corresponden a 88 salmones de mar que fueron encontrados en los arrecifes al menos una vez después de haber sido marcados: 49 ejemplares fueron registrados en el arrecife #36, GN, y 22, 6, 5, 5 y 1 fueron encontrados en los arrecifes #11, #2, #12, #30 y #3, GSJ, respectivamente (Fig. 3.1). El número máximo de recapturas visuales múltiples para un mismo ejemplar fue 13 en el arrecife #36 (mediana = 3 recapturas visuales), 9 en el arrecife #11 (mediana = 2 recapturas visuales), 5 en el #3, 5 en el #12 (mediana = 1 recaptura visual), y 4 en el arrecife #2 (mediana = 1 recaptura visual) (Fig. 3.5).

En el arrecife #36, en el que a todos los salmones se les colocaron dos marcas, se registraron 55 recapturas visuales de ejemplares marcados, pero éstos no pudieron ser unívocamente individualizados debido a la pérdida de marcas. Por otra parte, los cuatro buzos que realizaron los CVS o buscaron peces marcados en unos pocos arrecifes del GSJ totalizaron 215, 115, 114 y 22 recapturas visuales de salmones que no pudieron ser unívocamente identificados (Tabla 3.1). Estos números sumados no representan el número total de recapturas de individuos diferentes ya que distintos buzos pueden haber registrado el mismo ejemplar durante el mismo día.

Entre mayo de 2002 y febrero de 2006 se contabilizaron 182 recapturas de salmón de mar obtenidas mediante línea ($n = 168$) o arpón ($n = 14$). Estas recapturas provienen de 161 ejemplares, los cuales representan el 14,2% del total de peces marcados. Se obtuvieron unas pocas recapturas múltiples: 15

salmones fueron atrapados dos veces y tres ejemplares fueron capturados tres veces. Los 143 restantes sólo fueron recapturados una vez.

El personal del proyecto totalizó 106 recapturas con línea o arpón, los pescadores artesanales efectuaron otras 11 devoluciones, los pescadores recreativos 25 y otras 40 fueron reportadas por turistas que pescaron a bordo de dos embarcaciones con guías de pesca que operan frente a playa Larralde y en la boca del GSJ. Otras 18 marcas fueron denunciadas por pescadores o por testigos ocasionales, pero su número no fue reportado.

Los porcentajes de peces recapturados visualmente o pescados en cada arrecife o paraje de pesca fluctuaron entre 2,7% en la boca del GSJ, y el 77,8% en el arrecife #36 (Tabla 3.1). La mayoría de los arrecifes en la boca del GSJ superan los 35 – 40 m de profundidad, y la mortalidad post-liberación de los salmones podría haber sido elevada a pesar de haber punzado sus vejigas natatorias. De hecho, el porcentaje de salmones liberados en malas condiciones o que murieron durante el proceso de marcado y liberación fue mayor en este área (14,8%), así como en otros arrecifes que superaron los 25 – 30 m (#15–17: 12,5%; #21–25: 7,80%), con respecto a los arrecifes más someros, en los que este porcentaje fue en promedio 2,6%. El porcentaje de ejemplares recapturados fue más alto en los arrecifes #36 y #11, donde se utilizó el código de doble marca, y en el arrecife #31.

Estacionalidad en las recapturas de salmón de mar. En el arrecife #11, el arrecife visitado con mayor frecuencia en el GSJ, la presencia de salmones marcados no siguió un patrón estacional evidente a lo largo del ciclo anual. En contraste, en el arrecife #36 del GN, los ejemplares marcados desaparecieron hacia fines del invierno y a principios de primavera (septiembre – octubre) junto con una pronunciada caída en los conteos de salmones (Venerus e Irigoyen, datos sin publicar), y reaparecieron en el arrecife a partir de mediados de primavera (noviembre y diciembre). Estas fluctuaciones en la abundancia de peces estuvieron acopladas con las fluctuaciones en la abundancia del alga parda invasora *Undaria pinnatifida*, presente en el GN desde principios de la década de los noventa (Casas *et al.* 2004). En los meses en que densas matas de *U. pinnatifida* cubrían casi la totalidad del arrecife (principalmente en septiembre y octubre), el número de salmones fue mínimo. Seis de siete ejemplares (87%), marcados en agosto de 2003 y no registrados en septiembre de ese año, reaparecieron en el arrecife entre fines de octubre de 2003 y enero de 2004. Al año siguiente, 11 de un total de 20 ejemplares (55%) que habían sido

recapturados entre julio y agosto de 2004, no fueron vistos durante septiembre ni octubre de ese año pero aparecieron nuevamente entre noviembre de 2004 y enero de 2005. Además de éstos, se observaron otros salmones marcados durante esa primavera y verano, pero los mismos no pudieron ser individualizados debido a la pérdida de alguna de las marcas.

Movimiento de los peces entre arrecifes. Todas las recapturas visuales de salmones que pudieron ser individualizados correspondieron a ejemplares que habían sido marcados en el mismo arrecife. En 28 de las recapturas visuales que no pudieron ser identificadas, el color de la marca no había sido utilizado en el arrecife donde se produjo la recaptura. Sin embargo, en 11 de estos casos, los buzos registraron más de un color posible para la misma marca, o el color había sido enmascarado por organismos adheridos a la misma (*fouling*), lo que hace que el registro sea dudoso. En otros dos casos, la combinación de color de la marca y talla del ejemplar no existía. En los 15 casos restantes, los salmones podrían haber llegado desde otros arrecifes o los colores de las marcas haber sido confundidos por los buzos.

Al igual que en el caso de las recapturas visuales, la mayoría de las recapturas con línea o arpón (~93%) fueron efectuadas en el mismo arrecife donde el salmón había sido marcado, o en áreas adyacentes. Diez ejemplares amarillos (37 – 52 cm LT) y uno gris (80 cm LT) en el GSJ, y otro ejemplar gris (59 cm LT) en el GN se reubicaron en o migraron hacia otros arrecifes, distantes entre 150 m y ~6,2 km del sitio de marcación. Uno de estos peces que midió 52 cm LT al momento de ser marcado se había metamorfoseado completamente en el fenotipo gris al ser recapturado, 278 días después de la colocación de la marca. Además, un salmón amarillo que había sido liberado a una distancia aproximada de 1,1 km desde el sitio de captura, fue atrapado nuevamente en ese mismo sitio 289 días después.

La distancia lineal entre los sitios de marcado y recaptura pudo ser estimada en 79 casos. De éstos, un 44% ($n = 35$) fue recapturado a menos de 30 m del sitio de liberación, y aproximadamente el 82% ($n = 65$) fue recapturado a menos de 100 m (mediana de la distancia desde el sitio de liberación = 32 m) (Fig. 3.6). La mayoría de los salmones que se desplazaron >100 m desde el punto de liberación midió alrededor de 40 – 50 cm LT ($n = 14$; media = $47,21 \pm 11,0$ cm LT) mientras que el rango de los salmones recapturados fue 37 – 90 cm LT, con una media (\pm DE) de $51,09 \pm 10,45$ cm LT ($n = 79$) Sin embargo, la prueba de permutaciones arrojó un resultado marginalmente no significativo

($P(\text{talla promedio} < \text{talla promedio}_{\text{obs}}) = 0,0520$), lo que impide rechazar la hipótesis de que los individuos que se desplazan mayores distancias, probablemente reubicándose en arrecifes cercanos, lo hacen independientemente de su talla.

Sólo cinco salmones de mar (tres amarillos y dos grises) fueron recapturados a distancias iguales o mayores a 1 km desde el sitio de liberación: estas distancias fueron 1 km; 1,1 km; 1,2 km; 2,3 km y 6,2 km, siendo uno de estos ejemplares el desplazado por personal del proyecto antes de ser liberado. Cuatro de estos ejemplares midieron <60 cm LT al momento de ser marcados, y el quinto (gris), recapturado a ~1,2 km del sitio de liberación, midió 80 cm LT. El otro salmón gris fue recapturado visualmente en el arrecife #36, 27 días después de haber sido marcado, y 33 días más tarde (el 31 de julio de 2004) fue pescado a una distancia aproximada de 2,3 km de ese arrecife a una profundidad de ~30 m.

Un resultado adicional que corrobora la escasa movilidad del salmón de mar está dado por el contraste en la composición de tallas de los salmones capturados en arrecifes frecuentemente visitados por pescadores recreativos, y otros que son menos conocidos o que han sido descubiertos más recientemente. Por ejemplo, se comparó la distribución de tallas de salmones capturados como parte del programa de marcación en tres arrecifes ubicados frente a Punta Logaritmo, distanciados aproximadamente 500 m uno del otro (Fig. 3.7, arrecifes #18, #19 y #20). Dos de estos arrecifes han sido históricamente explotados por pescadores recreativos, mientras que el más alejado es un arrecife poco conocido (Díaz, Com. Pers.¹⁵). Los porcentajes de salmones ≥ 50 cm LT fueron 27,8% ($n = 54$; IC 95% = [16,5%; 41,6%]¹⁶) y 31,3% ($n = 48$; IC 95% = [18,7%; 46,3%]) en los dos arrecifes explotados, y 52,7% ($n = 110$; IC 95% = [43,0%; 62,3%]) en el arrecife menos conocido. En otro arrecife recientemente descubierto en las mesetas de Conos (Fig. 3.1), un pescador artesanal capturó 16 ejemplares de entre 48 y 89 cm LT (mediana = 72,5 cm LT) en una sola salida de pesca en octubre de 2004, mientras que en los arrecifes adyacentes explotados, distantes entre 250 – 900 m del primero, la mediana de la talla de los ejemplares marcados por personal del proyecto fue 50 cm LT (rango: 30 – 92 cm; $n = 100$).

¹⁵ Miguel A. "Hormiga" Díaz, Centro Nacional Patagónico (CENPAT – CONICET)

¹⁶ Los intervalos de confianza fueron calculados mediante el método de Clopper y Pearson para una distribución binomial (Clopper y Pearson 1934).

Movimiento de los peces dentro de los arrecifes. La posición de 16 ejemplares de entre 39 y 75 cm LT fue registrada entre dos y 11 veces en el arrecife #36. La mediana y el promedio de la longitud del rango de acción de los salmones a lo largo del alero fueron, respectivamente 7,5 m y 12,9 m (rango: 2 – 38 m), siendo la longitud total del arrecife cercana a los 130 m (Fig. 3.8). Alrededor del 72% ($n = 46$) de las distancias desde los centroides de distribución fueron menores a los 6 m (Fig. 3.9).

En el arrecife #11, la posición de 7 ejemplares de entre 40 y 80 cm LT fue registrada entre dos y cinco veces. La mediana y el promedio de la longitud del rango de acción en este arrecife fueron 20,0 y 15,3 m, respectivamente (rango: 1 – 27 m), siendo la longitud total del arrecife de unos 315 m (Fig. 3.8). Alrededor del 54% ($n = 13$) de las distancias desde los centroides fueron menores a 6 m para estos ejemplares (Fig. 3.9). Un salmón amarillo que midió 40 cm LT al ser marcado, y cuya posición fue determinada cuatro veces, probablemente se reubicó en el mismo arrecife durante el verano. Este ejemplar había sido observado repetidamente en el arrecife entre agosto de 2004 y febrero de 2005, en un área restringida, entre 5 y 14 m desde el centroide de su distribución. Sin embargo, entre noviembre de 2004 y febrero de 2005, el centroide podría haberse desplazados unos 46 m, indicando que el pez podría estar ocupando otro refugio/cueva en el arrecife.

Juntando ambos arrecifes, el 52% de los salmones para los cuales se registró la posición mostró longitudes del área de acción <12 m a lo largo de los aleros (mediana = 8 m; cuartiles 25% y 75% = 5 y 22 m), mientras que el 68% de las distancias a los centroides estimados para estos ejemplares fue <12 m (mediana = 4 m; cuartiles 25% y 75% = 2 y 6,5 m).

Las longitudes medias del área de acción a lo largo de los aleros para los salmones grises o en transición y para los amarillos fueron, respectivamente, 17,8 m \pm 12,4 m (rango: 2 – 38 m; $n = 8$) y 11,4 m \pm 9,7 m (rango: 1 – 28 m; $n = 15$). La longitud del área de acción se incrementó con el número de recapturas visuales (coeficiente de correlación de Spearman = 0,4388; $P < 0,036$), y no se observó una relación obvia entre la talla y la longitud del área de acción.

Además, 10 salmones individualizados fueron observados reiteradamente en los alrededores de cuevas/refugios identificados en los arrecifes #11, #3 y #36, descansando sobre el fondo, patrullando cerca de la entrada de los refugios (en un radio menor a 2 m) u ocultos dentro de ellos, durante sucesivas visitas, hasta por un período máximo de ocho meses. Algunos de estos ejemplares fueron observados entrando en más de una cueva el mismo día.

Tiempos de residencia. Los máximos tiempo de residencia registrados mediante las recapturas visuales fueron 847, 655 y 867 días para un salmón amarillo (47 cm LT) y para dos grises (71 y 93 cm LT) que fueron individualizados una, cinco y cuatro veces, respectivamente, en los arrecifes #2 (amarillo) y #12 (grises). Un total de 10 salmones fue observado repetidas veces (23 recapturas en total) en el mismo arrecife durante más de un año (entre 372 y 867 días). El número de recapturas visuales disminuyó notablemente entre los 100 y los 200 días posteriores a la marcación, y continuó decreciendo suavemente a partir de los 200 días (Fig. 3.10).

Para los ejemplares recapturados con línea o arpón el máximo período de residencia fue de 848 días (mediana = 143 días) (Fig. 3.10). Un total de 29 ejemplares fue recapturado después de más de un año de haber sido marcado (entre 372 y 848 días, mediana = 497 días). Sólo dos salmones fueron recapturados con línea el mismo día en que habían sido marcados.

Excluyendo los períodos en que los peces abandonaron el arrecife #36, en el GN, los tiempos de residencia máximos detectados para ambos fenotipos cromáticos no fueron sensiblemente diferentes. Seis salmones amarillos (39 – 47 cm LT) recapturados visualmente entre 4 y 12 veces permanecieron en el arrecife #36 entre 11 y 17 meses, de manera similar a cuatro salmones grises (53 – 75 cm LT) recapturados visualmente entre 7 y 13 veces, que fueron observados en el arrecife entre 12 y 17 meses. Los tiempos de residencia de estos ejemplares podrían ser incluso mayores, como lo demostraron subsiguientes visitas a este mismo lugar (Irigoyen, Com. Pers.), en las que se localizaron algunos ejemplares grises fácilmente identificables debido a la presencia de cicatrices en los labios o el cuerpo.

Hábitos alimentarios. Se identificaron unos 49 ítems presa entre los regurgitados y los contenidos estomacales e intestinales de *P. semifasciata*, verificándose que el salmón de mar es un depredador eurífago que se alimenta principalmente de especies demersales y bentónicas. Once especies presa son típicas de fondos blandos, otras 16 se encuentran asociadas a los arrecifes rocosos y 22 son ubicuas, sus hábitats no se conocen, o las mismas no pudieron ser correctamente identificadas a nivel de especie (Tabla 3.3). Los ítems presa consumidos por *P. semifasciata* en el GSJ coincidieron en general con los encontrados por Elías y Rajoy (1992) y González (2002) en el litoral del Chubut y en el golfo San Matías. Promediando %N para los regurgitados y los contenidos estomacales, y ponderando este promedio por el número de unidades

analizadas en cada grupo, los teleósteos fueron las presas más abundantes ($35,5 \pm 8,3\%$), seguidos por los crustáceos ($23,5 \pm 2,5\%$), y por los moluscos ($20,4 \pm 19,1\%$), mientras que el porcentaje restante estuvo conformado por una colección heterogénea de organismos (Tabla 3.3). Los teleósteos comprendieron el 53,8% del peso húmedo total en los contenidos estomacales, siendo el taxón más importante en la dieta, seguido por los moluscos y crustáceos en proporciones similares (13,1 y 12,8%, respectivamente). *Pinuca chilensis* representó el 6,8% del peso húmedo total mientras que el porcentaje restante incluyó a otros grupos menos representados. Sobre la base de la presencia/ausencia de estos grupos de presas en los contenidos intestinales, los crustáceos fueron los más representados (%O: 47,1%), seguidos de cerca por los teleósteos (%O: 45,6%), quedando los moluscos en tercer lugar (%O: 23,5%) y *P. chilensis* en cuarto (%O: 19,1%). Otros grupos minoritarios estuvieron presentes en los contenidos de 18 ejemplares (%O: 26,5%).

Juntando todos los peces, el %N de presas de fondos blandos resultó 29,6% en los regurgitados y 27,5% en los contenidos estomacales mientras que el %N para las presas asociadas a arrecifes resultó 11,1% y 39,0%, respectivamente. Los promedios ponderados para estas dos categorías de presas resultaron $27,9\% \pm 0,9\%$ para las de fondos blandos y $33,6\% \pm 11,0\%$ para las asociadas a arrecifes (Fig. 3.11). El %W de las presas de fondos blandos y de las asociadas a arrecifes resultó también similar en los contenidos estomacales: 23,8% y 28,0%, respectivamente. Un total de 31 salmones (%O: 47,1%) tenían presas de fondos blandos en sus intestinos y 27 (%O: 39,7%) habían consumidos presas típicas de los arrecifes rocosos, mientras que nueve de los ejemplares (%O: 13,2%) presentaron ambos tipos de presas.

Los tres índices utilizados indicaron que ambos sexos y fenotipos cromáticos de *P. semifasciata* incluyeron fracciones significativas de presas de fondos blandos en su dieta (rango de %N: 13,6 – 29,4%; rango de %W: 14,7 – 30,6%; rango de %O: 39,3 – 50,0%), y que tanto las presas de fondos blandos como las asociadas a arrecifes fueron consumidas en proporciones similares por cada uno de estos subgrupos (Fig. 3.12). Sin embargo, se observó una clara diferencia en las proporciones de presas de fondos blandos consumidas por los salmones capturados en la boca del GSJ y en otros arrecifes costeros distribuidos a lo largo del golfo: ambos %N y %W en los contenidos estomacales resultaron 2,2% y 6,0% en la boca, y 51,5% y 45,9% en otros arrecifes, respectivamente. El %O de presas de fondos blandos en los contenidos

intestinales fue 11,1% en los salmones capturados en la boca del golfo y 69,2% en peces que provenían de otros arrecifes.

Discusión

El proceso de marcado del salmón de mar fue dificultoso principalmente debido a las fuertes corrientes y al pequeño tamaño de los arrecifes. Esto, sumado al hecho de que muchos arrecifes son demasiado profundos para que los salmones sobrevivan a la diferencia de presión cuando son llevados hacia la superficie, limita la utilidad de un protocolo de monitoreo regular basado en la captura/recaptura de individuos marcados para esta especie.

La confiabilidad de la identificación de los salmones marcados mediante buceo autónomo disminuye con el tiempo transcurrido desde la colocación de la marca, debido a que las marcas externas se cubren parcial o totalmente por algas y otros organismos incrustantes luego de unos pocos meses, principalmente durante la primavera y principios del verano. La incertidumbre en la detección del color de la marca pone en duda los registros de 15 salmones no identificados cuyos colores de marca no habían sido aplicados en los arrecifes en los que fueron recapturados visualmente. Willis y Babcock (1998) detectaron que la habilidad de los buzos para identificar correctamente los colores de las marcas se veía afectada por la claridad del agua al utilizar elastómeros fluorescentes (VIFE: *visible implant fluorescent elastomers*), y que en los casos en los que se produjeron errores en la identificación de los colores (el rango de la tasa de equivocación fluctuó entre <5% – 20%), los buzos confundían determinados colores de manera sistemática, por ejemplo rojo con naranja y verde con amarillo.

La elevada probabilidad de pérdida de las marcas colocadas, que alcanzó el 50% luego de 243 días de la marcación, sumado al alto número de recapturas de salmones que no pudieron ser identificados en los arrecifes #2, #3, #11, #12 y #36, implica que el número de ejemplares que permanecieron en los arrecifes podría ser mayor al detectado en este estudio. Otros trabajos en los que se marcaron peces de arrecifes rocosos con marcas externas también presentaron un porcentaje elevado de pérdidas de marca. Culver (1987) estimó que el porcentaje de marcas perdidas alcanzaría el 37,5% para *Sebastes melanops* en unos 7 meses (210 días), valor algo menor al estimado para el salmón de mar para ese mismo período (~45%). Mace y Johnston (1983) notaron que en *Parapercis colias* la pérdida de marcas sería importante, aunque el número de

peces recapturados que portaban doble marca fue demasiado bajo para estimar la tasa de pérdida con exactitud (tres de un total de siete ejemplares, i.e. ~43%, habían perdido una marca). Parker (1990) detectó que el 75% de los besugos (*Pagrus pagrus*) ($n = 8$) había perdido una marca del tipo *dart tag*, a lo largo de un experimento de retención en laboratorio que se extendió durante tres meses, aunque sus resultados no pueden ser directamente extrapolados al campo.

Aproximadamente el 94% de los salmones recapturados, ya sea visualmente o con línea o arpón, provienen del mismo arrecife en el que habían sido marcados, o de áreas adyacentes a los mismos. La mayoría de los salmones recuperados para los que resultó posible estimar la distancia de desplazamiento fueron pescados o cazados en un radio de 100 m desde el punto de liberación ($n = 65$). Los restantes ($n = 14$) se desplazaron entre 117 m y 6,2 km. Sólo trece ejemplares (6% del total de los recapturados) indudablemente se reubicaron o migraron desde el arrecife en el que fueron marcados y cinco de ellos viajaron 1 km o más, desplazándose una distancia lineal máxima de 6,2 km en 104 días.

Las capacidades de dispersión fueron estudiadas para otros pingüpidos de aguas templadas, como es el caso del bacalao azul *Parapericis colias*. Cole *et al.* (2000) observaron que un 90% de los ejemplares fueron recapturados en un radio de 100 m desde el punto de liberación (moda: 30 m; máxima distancia recorrida: 430 m), hasta 31 meses luego de la marcación. Mace y Johnston (1983) encontraron que 53 *P. colias* (~72% de los ejemplares recapturados) fueron pescados en la misma lengua de tierra o arrecife en el que habían sido marcados, mientras que los restantes 21 ejemplares se habían desplazado hasta 41,7 km del sitio de liberación. Sin embargo, Carbines (1998, 1999, *sensu* Cole *et al.* 2000) observó que una proporción pequeña de ejemplares marcados se desplazó distancias mayores que alcanzaron los 156 km, en sitios ubicados al sur de la Isla Sur de Nueva Zelanda. Cole *et al.* (2000) atribuyeron estas diferencias en las tasas de dispersión de *P. colias* entre las dos áreas a diferencias latitudinales y de hábitat.

Según los resultados presentados en el Capítulo 2, no se observaron diferencias en la distribución de tallas de *P. semifasciata* en arrecifes rocosos someros a lo largo del ciclo anual, durante más de dos años de censos visuales subacuáticos en unos pocos arrecifes indicadores del GSJ. Este hallazgo indica que el reclutamiento a los arrecifes en el salmón de mar podría depender de la disponibilidad de refugios/cuevas libres de buena calidad y por lo tanto de la densidad de los peces residentes, disponibilidad de presas, etc. En este

contexto, es probable que los individuos más pequeños presenten una mayor movilidad y recorran mayores distancias en busca de un refugio adecuado, ya que estas clases de edad podrían ser desplazadas competitivamente por los ejemplares más grandes. Aunque los ejemplares que se desplazaron más de 100 m desde el sitio de marcación mostraron una tendencia a presentar una menor talla, esta tendencia no fue estadísticamente significativa, siendo necesario incrementar el número de observaciones para re-evaluar esta cuestión. Mace y Johnston (1983) sugirieron que la migración de *P. colias* en Marlborough Sounds (41°S 174°E) ocurría principalmente entre los 24 – 29 cm LT, y Cole *et al.* (2000) sugirieron que, en Queen Charlotte Sound (42°10'S 174°15'E), los ejemplares >35 cm LT presentarían un área de acción definida, ya que la mayoría de los que se alejaron más de 250 m desde el punto de liberación midieron <29 cm LT (largo máximo para *P. colias* = 45 cm LT, *sensu* Fishbase [Froese y Pauly 2006]).

La fracción significativa de presas de fondo blando consumidas por *P. semifasciata* indica que los salmones utilizan las áreas de fondos blando adyacentes a los arrecifes como fuente de alimento, y por lo tanto incluyen esas áreas dentro de sus rangos de acción. A lo largo de este trabajo no se buscó a *P. semifasciata* fuera del ámbito de los arrecifes, de manera que las estimaciones de movilidad de corto alcance (a escala del arrecife) se refieren únicamente a las distancias desplazadas a lo largo de los aleros. Aunque los datos no permitieron cuantificar con exactitud ni el tamaño de las áreas de fondo blando utilizadas ni la fracción de tiempo que los salmones pasaron en ellas, resultó habitual observar peces nadando sobre los fondos blandos que rodeaban al arrecife, separados hasta seis u ocho metros de los aleros (Venerus e Irigoyen, datos sin publicar).

Se observaron claras diferencias en la proporción de presas de fondos blandos consumidas por salmones pescados en la boca del GSJ y en otros arrecifes someros. En los arrecifes de la boca del GSJ los salmones consumieron una mayor proporción de presas asociadas a sustratos rocosos y ubicuas o de hábitat desconocido. Esto posiblemente se deba a una disponibilidad diferencial de las presas entre las distintas áreas. La topografía del fondo es compleja hacia la parte interna de la boca, con caídas pronunciadas que superan los 100 m de profundidad. En este área las corrientes son intensas, de 2 a 6 nudos (3,7 – 11,1 km·h⁻¹) (Servicio de Hidrografía Naval 1978). Además, podría resultar desventajoso para los peces merodear en busca de presas, debido a que los costos energéticos de la natación podrían ser particularmente

elevados en áreas con corrientes de esa magnitud. Según estas consideraciones, es probable que los salmones en el área de la boca consuman mayormente presas que atraviesen o pasen cerca de los arrecifes de manera ocasional. Cualquiera sea la causa, *P. semifasciata* parece ser un depredador eurifago y oportunista que, así como ocurre con otras especies de peces de arrecifes (Frazer *et al.* 1991, Lindquist *et al.* 1994, Kurz 1995, Nelson y Bortone 1996, DeFelice y Parrish 2003, Langlois *et al.* 2005), sería parcialmente sustentado por materia generada fuera de los propios arrecifes.

Las recapturas visuales múltiples a lo largo de la mayor parte del ciclo anual indican que *P. semifasciata* presenta tiempos de residencia largos en los arrecifes (Fig. 3.3). Más aún, varios ejemplares fueron observados ocupando el mismo refugio/cueva en sucesivas recapturas visuales. Estas observaciones concuerdan con el patrón general de ocupación de los arrecifes descrito en el Capítulo 2, según el cual las fluctuaciones en la abundancia de salmones alrededor del valor medio fueron pequeñas en magnitud (17 – 33%), siendo la abundancia más alta durante el invierno y más baja en primavera y verano. En contraste, la abundancia de *P. semifasciata* en el arrecife #36 del GN sufrió una marcada fluctuación estacional entre agosto de 2003 y septiembre de 2005. Los salmones virtualmente desaparecieron del arrecife coincidentemente con la presencia de matas de *U. pinnatifida* cubriendo el alero y obstruyendo casi por completo la entrada de los refugios/cuevas (Venerus e Irigoyen, Obs. Pers.). Su presencia podría dificultar el acceso de los peces a los refugios reduciendo la protección que el arrecife ofrece contra los depredadores, principalmente el lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* (Koen Alonso 2000, Suárez *et al.* 2004). Los salmones podrían reubicarse en arrecifes más profundos libres de *U. pinnatifida* durante el invierno. De hecho, consistentemente con esta hipótesis, el único salmón capturado en el GN lejos del arrecife #36 fue pescado a una profundidad aproximada de 30 m. Es importante señalar que un porcentaje elevado (55 – 87%) de los salmones marcados que desaparecieron de este arrecife hacia fines del invierno y principios de la primavera (septiembre – octubre), reaparecieron a partir de noviembre y diciembre, una vez que las frondes de *U. pinnatifida* perdieron turgencia y la cobertura desapareció. El retorno de los salmones al mismo arrecife sugeriría que podría estar operando un comportamiento de *homing*, al menos en los ejemplares que no encontraron un mejor refugio en las áreas adyacentes. Otra posibilidad es que *P. semifasciata* presente un patrón de ocupación diferente dentro del GN, no relacionado con la presencia del alga

invasora. Para responder a este interrogante deberían realizarse experimentos de remoción de las algas.

Este trabajo corrobora que *P. semifasciata* presenta una fuerte fidelidad a los arrecifes y permanece largos períodos de tiempo en las salmoneras. A la escala de los arrecifes, ejemplares de diferente tamaño y fenotipo cromático presentan rangos de acción pequeños que incluyen porciones de fondos blandos adyacentes a los arrecifes, en los cuales se alimentan.

La fuerte asociación de los peces con las salmoneras convierte a esta especie en un blanco muy vulnerable para las actividades. El establecimiento de reservas marinas (áreas en donde las actividades extractivas están prohibidas) aparece como una medida de manejo promisoría para la conservación de las poblaciones locales de esta especie. Dentro del GSJ, reservas relativamente pequeñas (~1 km de diámetro) protegerían a la mayoría de los salmones que se encuentren dentro de los límites de las mismas. Debido a la limitada movilidad de *P. semifasciata*, el repoblamiento de áreas adyacentes a través del desborde (*spillover*) de salmones adultos y el consiguiente incremento en la biomasa exportable alrededor de las reservas sería muy bajo.

La aparente reubicación estacional de los salmones observada en el arrecife #36, cualquiera sea la causa, tendría importantes implicancias para el manejo de esta especie, y particularmente, para el diseño de reservas dentro del GN. En este sentido, sería de interés determinar si el desplazamiento estacional de los salmones es un fenómeno recurrente en los arrecifes del GN, y, de ser así, en qué medida está restringido a los arrecifes someros que son colonizados por *U. pinnatifida*. De cualquier modo, tal como señalaron Lindquist *et al.* (1994) para los arrecifes naturales y artificiales en la Bahía Onslow, Carolina del Norte, el diseño de reservas marinas para la protección de las poblaciones locales de *P. semifasciata* en los golfos norpatagónicos también debería considerar la inclusión de áreas de fondo blando adyacentes a los arrecifes.

Tablas y figuras

Tabla 3.1: Salmones de mar marcados y recapturados en arrecifes rocosos de los golfos norpatagónicos San José y Nuevo.

Arrecife	Número de salmones marcados ^a	Rango de talla (cm)	Mediana de la talla (cm)	Número de recapturas con línea o arpón ^b	Número de recapturas visuales de salmones identificados ^c	Número de recapturas visuales de salmones no identificados ^c	Número / porcentaje de salmones diferentes recapturados	Esfuerzo de buceo (inmersiones/horas) ^d	Esfuerzo de pesca con línea o arpón (sesiones / horas) ^d
1	7	32 – 62	51	0	0	1	1 / 14,3%	2 / 1	3 / 3
2	148 (150)	22 – 106	49,5	9 (9)	11 (6)	69/30/48/1	12 / 8,1%	30 / 103	20 / 49
3	19	38 – 86	55	3 (3)	5 (1)	16/11/7/0	4 / 21,1%	15 / 14	9 / 12
4	1	69	69	0	–	–	0 / –	– / –	1 / 0,1
5 – 10	100 (103)	30 – 92	50	8 (8)	0	6	8 / 8,0%	1 / 0,5	8 / 43
11	76 (77)	24 – 88	50,5	7 (7)	67 (22)	55/31/34/14	27 / 35,5%	29 / 61 + (3 / 6)	19 / 41
12	110 (113)	29 – 93	50	18 (16)	12 (5)	63/42/26/0	18 / 16,4%	19 / 37	12 / 42
13	34	30 – 79	49	6 (6)	0	2	6 / 17,7%	2 / 1	4 / 14
14	2	47 – 51	49	0	–	–	0 / –	– / –	1 / 1
15 – 17	14 (16)	40 – 78	52,5	0	–	–	0 / –	– / –	1 / 10
18	109 (110)	34 – 84	50	9 (8)	–	–	8 / 7,3%	– / –	8 / 71 +
19	46 (48)	30 – 77	43	5 (5)	–	–	5 / 10,9%	– / –	(28 / 126)
20	52 (54)	28 – 61	46	4 (4)	–	–	4 / 7,7%	– / –	
21 – 30	198 (206)	30 – 93	43	36 (31)	–	–	31 / 15,7%	– / –	7 / 27 + (337 / 1084)
31	48	31 – 83	50	21 (18)	5	10	19 / 39,6%	2 / 1	6 / 27
32 – 35	111 (122)	30 – 93	47	3 (3)	–	–	3 / 2,7%	– / –	2 / 26 + (115 / 1118)
36	63 (66)	30 – 76	47	32 (24)	187 (49)	55	49 / 77,8%	25 / 42	17 / 19

^a Entre paréntesis se indica el número total de ejemplares capturados incluyendo a los salmones que murieron durante el proceso de marcación.

^b Entre paréntesis se indica el número de salmones diferentes recapturados con línea o arpón al menos una vez.

^c Entre paréntesis se indica el número de salmones diferentes recapturados visualmente al menos una vez.

^d Entre paréntesis se indica el esfuerzo total estimado para pescadores recreativos de altura, pescadores submarinos y guías de pesca en las temporadas: octubre 2002 – abril 2003, octubre 2003 – abril 2004, octubre 2004 – abril 2005 y octubre 2005 – marzo 2006 (ver detalles de la estimación en Capítulo 4). Para la temporada octubre 2005 – marzo 2006 en los arrecifes #21-#30 (frente a Larralde/Villarino) y #32-#35 (boca del golfo San José) sólo se incluyó el esfuerzo de pesca ejercido por el principal guía de pesca que opera desde Playa Larralde. El esfuerzo de pesca ejercido para el área frente a Punta Logaritmo (arrecifes #18-#20) sólo fue estimado para la temporada octubre 2004 – abril 2005.

Tabla 3.2: a) Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para la función exponencial que describe la probabilidad de retención de una marca ($1-\pi_t$) en función del período de tiempo t transcurrido desde la colocación de la misma; y b) Valores estimados y desvíos estándar para las categorías de períodos de tiempo t utilizadas al ajustar el modelo. N = número de casos utilizados para el cálculo de las probabilidades de pérdida π_t .

a)

	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	-0,0042	0,0692	-0,1413; 0,1260
Pendiente	-0,0028	0,0005	-0,0039; -0,0019

b)

Categoría de tiempo desde la colocación de la marca (días)	Probabilidad de retención de una marca $1-\pi_t$	DE
10 ($n = 3$)	0,9680	0,0629
50 ($n = 42$)	0,8643	0,0434
100 ($n = 36$)	0,7501	0,0295
150 ($n = 26$)	0,6510	0,0282
200 ($n = 26$)	0,5650	0,0335
250 ($n = 21$)	0,4903	0,0393
300 ($n = 8$)	0,4256	0,0439
350 ($n = 8$)	0,3693	0,0470
400 ($n = 4$)	0,3205	0,0486

Tabla 3.3: Listado de especies o grupos taxonómicos identificados durante el análisis de los regurgitados y de los contenidos estomacales e intestinales del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata*, en base a ejemplares capturados en el gofo San José (GSJ). Las especies o grupos poco frecuentes se indican con un asterisco.

Familia	Especie	Procedencia de los salmones		Categoría de hábitat
		Boca del GSJ	Otros arrecifes	
Pisces				
Batrachoidae	<i>Triathalassothia argentina</i>	X	X	Arrecife
Cheilodactylidae	<i>Nemadactylus bergi</i>	X		Ubicuo/Descon.
Clinidae	<i>Ribeiroclinus eigenmanni</i>	X	X	Arrecife
Engraulidae	<i>Engraulis anchoita</i>	X	X	Ubicuo/Descon.
Merluccidae	<i>Merluccius hubbsi</i>	X	X	Ubicuo/Descon.
	<i>Macruronus magellanicus</i> (*)	X		Ubicuo/Descon.
Nototheniidae	<i>Patagonotothen sima</i>	X	X	Arrecife
	<i>Patagonotothen cornucola</i>	X	X	Arrecife
Odontesthidae	<i>Odontesthes</i> sp. (*)		X	Ubicuo/Descon.
Ophididae	<i>Raneya brasiliensis</i> (*)	X		Ubicuo/Descon.
Pinguipedidae	<i>Pinguipes brasilianus</i>	X	X	Arrecife
Scorpaenidae	<i>Sebastes oculatus</i>		X	Arrecife
Serranidae	<i>Acanthistius brasilianus</i>	X		Arrecife
Stromateidae	<i>Stromateus brasiliensis</i>	X	X	Ubicuo/Descon.
Syngnathidae	No identificado (*)	X		Fondos blandos
Trypterigidae	<i>Helchogrammoides</i>		X	Arrecife
	<i>cunninghami</i> (*)			
Crustacea				
Hyppolitidae	<i>Nauticaris magellanica</i>	X	X	Ubicuo/Descon.
Sergestidae	<i>Peisos petrunkevitchi</i>	X		Ubicuo/Descon.
Solenoceridae	<i>Pleoticus muelleri</i> (*)	X	X	Ubicuo/Descon.
Galatheidae	<i>Munida</i> sp. (*)	X	X	Fondos blandos
Atelecyclidae	<i>Peltarion spinosulum</i>		X	Fondos blandos
	<i>Libidoclaea granaria</i>		X	Fondos blandos
Majidae	<i>Leurocyclus tuberculatus</i>		X	Fondos blandos
	<i>Rochinia gracilipes</i> (*)		X	Arrecife
Pinnotheroidea	<i>Pinnixa brevipollex</i>		X	Ubicuo/Descon.
Portunidae	<i>Coenophthalmus tridentatus</i> (*)		X	Ubicuo/Descon.
	<i>Ovalipes trimaculatus</i> (*)	X		Fondos blandos
–	Isopoda sin identificar (*)		X	Ubicuo/Descon.
–	Balanomorpha sin identificar (*)	X		Ubicuo/Descon.
Mollusca				
Fissurellidae	<i>Fissurella</i> sp. (*)	X	X	Arrecife
	<i>Fissurellidea megatrema</i>	X	X	Arrecife
Volutidae	<i>Odontocymbiola magellanica</i> (*)		X	Fondos blandos
Hiatellidae	<i>Panopea abreviatta</i>		X	Fondos blandos

Familia	Especie	Procedencia de los salmones		Categoría de hábitat
		Boca del GSJ	Otros arrecifes	
Mollusca (Cont.)				
Mitylidae	<i>Aulacomya atra</i> (*)	X		Arrecife
	<i>Mytilus edulis platensis</i> (*)	X		Ubicuo/Descon.
Pectinidae	<i>Aequipecten tehuelchus</i>		X	Fondos blandos
Octopodidae	<i>Enteroctopus megalocyathus</i>		X	Arrecife
	Octopoda sin identificar	X	X	Ubicuo/Descon.
–	Cephalopoda sin identificar	X	X	Ubicuo/Descon.
–	Teuthida sin identificar	X	X	Ubicuo/Descon.
Otros phyla				
Aphroditidae	<i>Aphrodita longicornis</i>	X	X	Fondos blandos
Eunicidae	No identificado	X	X	Arrecife
–	Polychaeta sin identificar	X	X	Ubicuo/Descon.
Arbaciidae	<i>Arbacia dufresnei</i> (*)		X	Ubicuo/Descon.
Pinucidae	<i>Pinuca chilensis</i>	X	X	Fondos blandos
–	Ascidiacea sin identificar	X		Arrecife
–	Anthozoa sin identificar	X		Ubicuo/Descon.
–	Hydrozoa sin identificar (*)		X	Arrecife
–	Algae sin identificar		X	Ubicuo/Descon.

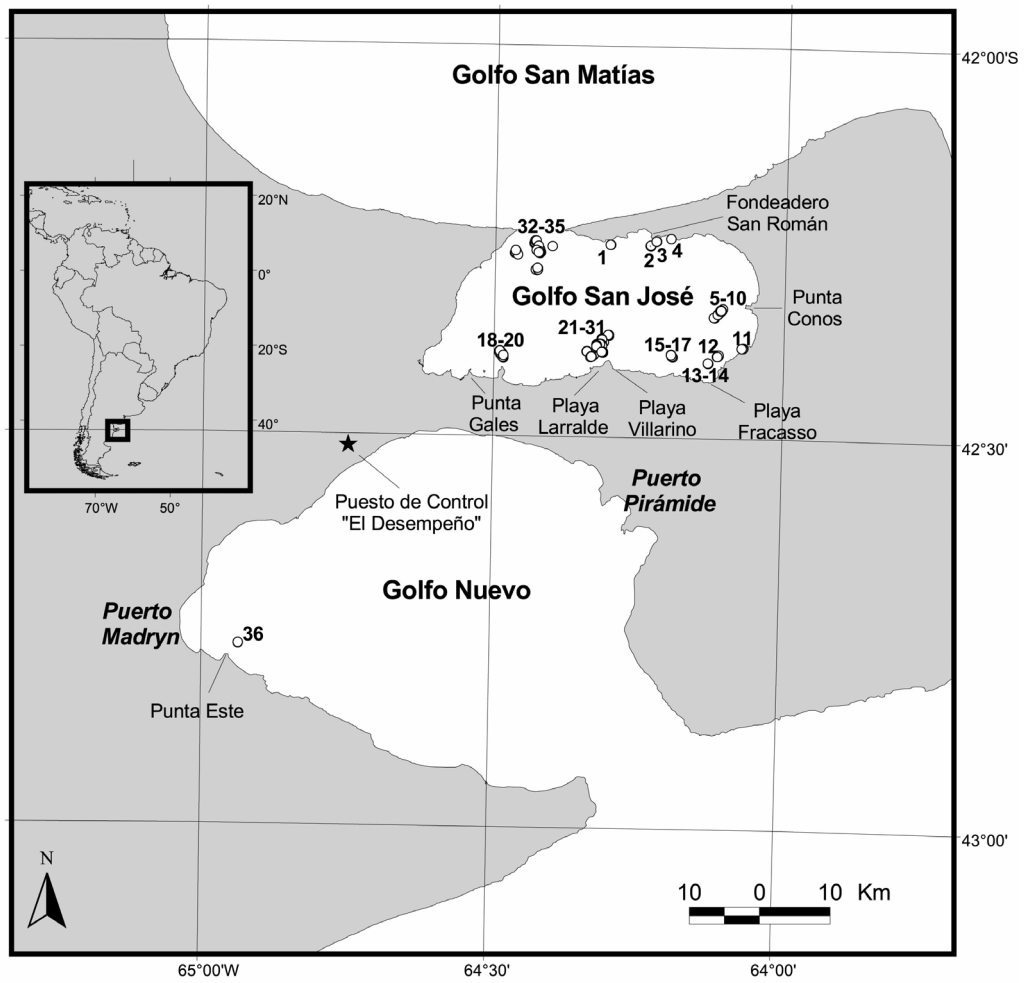


Figura 3.1: Área de estudio mostrando los sitios de marcación en los golfos norpatagónicos San José y Nuevo, Península Valdés. Los arrecifes están numerados y sus posiciones se indican mediante círculos.

Figura 3.2: Tríptico utilizado para difundir el proyecto de marcación del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en los golfos norpatagónicos.

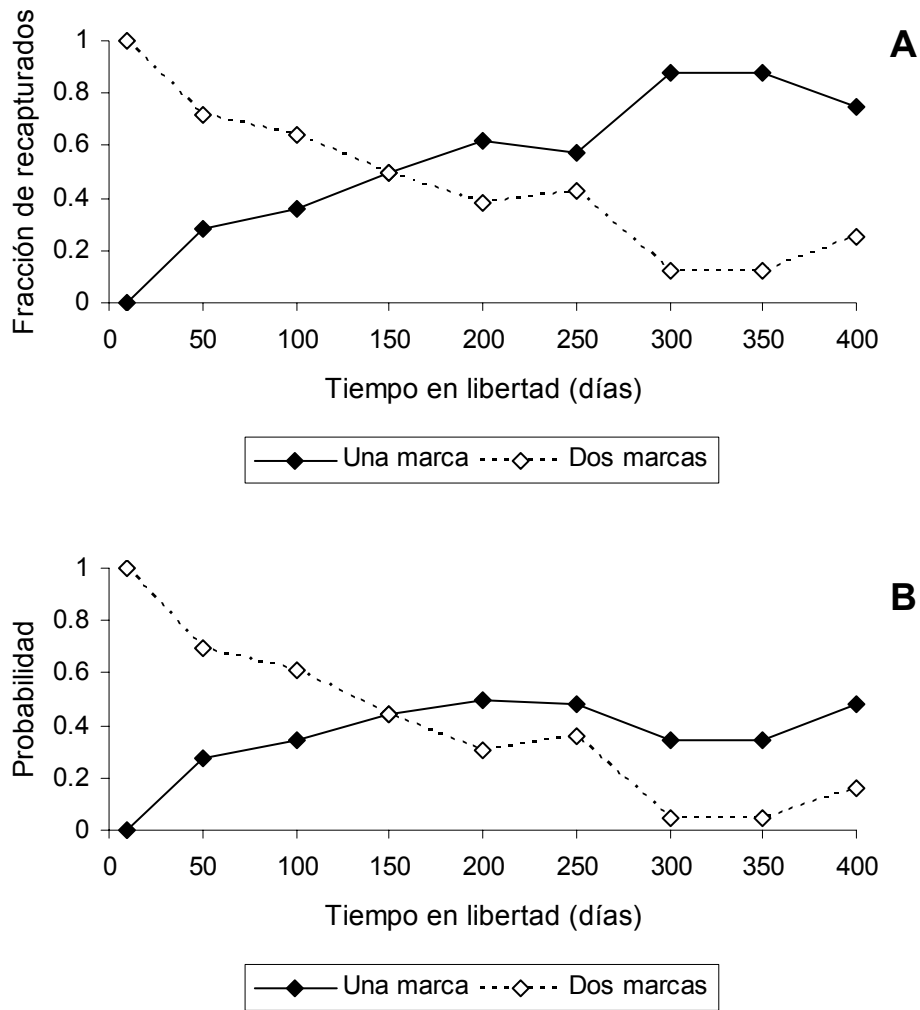


Figura 3.3: (A) Fracción de los salmones de mar recapturados visualmente en el arrecife #36 con una y dos marcas. (B) Probabilidad de que un salmón con dos marcas colocadas retenga una o ambas marcas, en función del período de tiempo t transcurrido desde la colocación de las mismas.

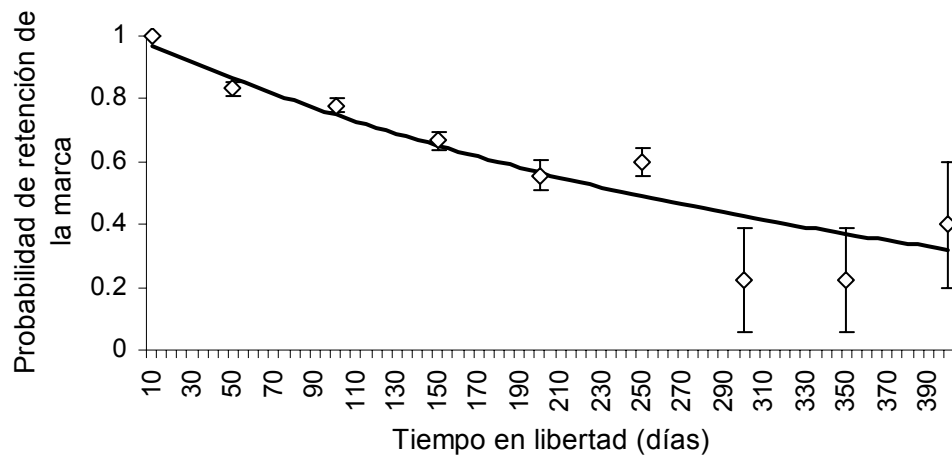


Figura 3.4: Probabilidad de retención de una marca ($1-\pi_t$) en función del período de tiempo t transcurrido desde la colocación (línea continua), y probabilidades puntuales \pm DE para t fijos estimadas mediante el método propuesto por Seber (1982) (rombos).

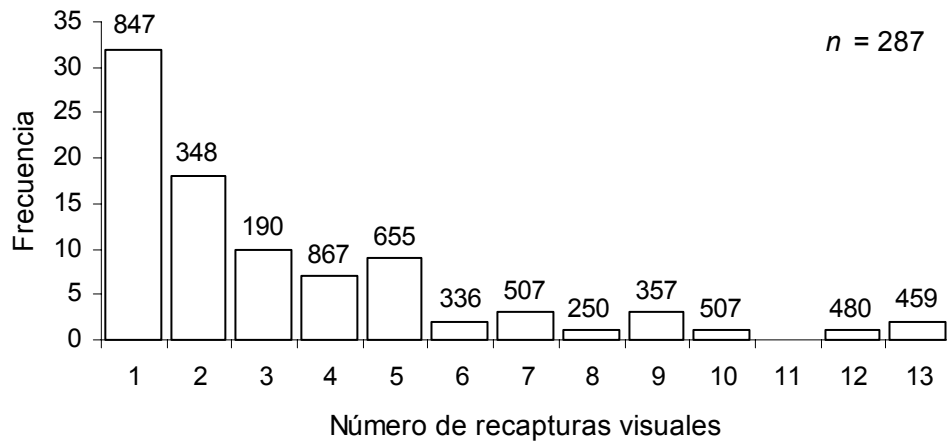


Figura 3.5: Distribución de frecuencia de salmones recapturados visualmente en varias ocasiones, en los golfos Nuevo y San José. Los números sobre las barras indican el máximo período en días entre la aplicación de la marca y la última recaptura visual.

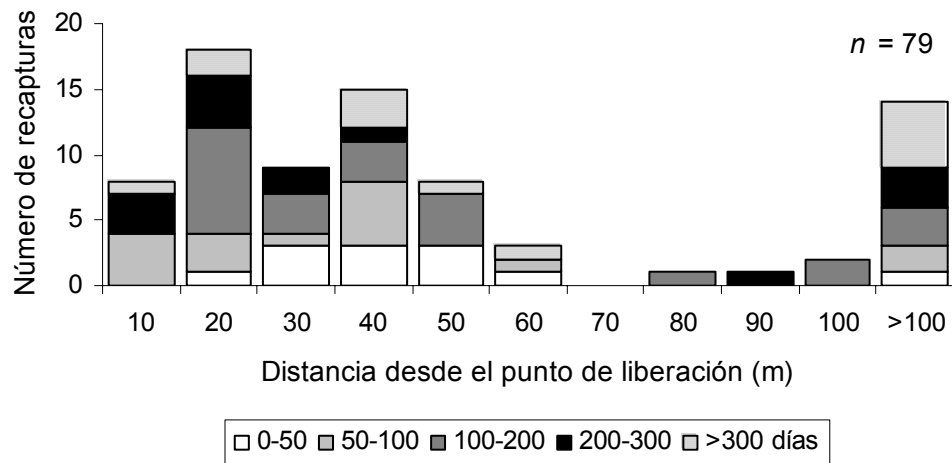


Figura 3.6: Distribución de frecuencias de las distancias entre los sitios de liberación y de recaptura para *Pseudopercis semifasciata* en los golfos San José y Nuevo, separados por categorías del número de días en libertad.

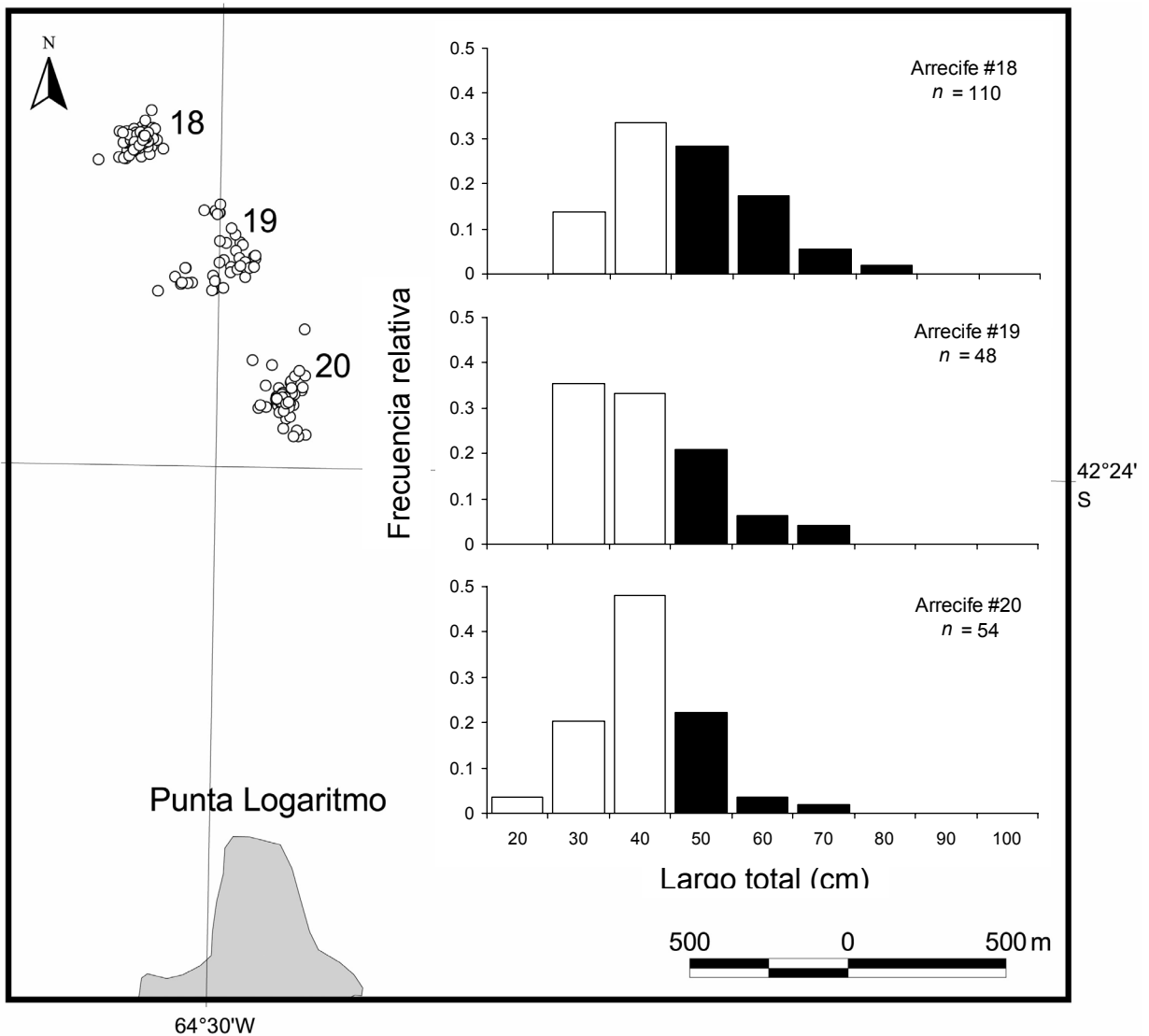


Figura 3.7: Distribución de frecuencia de tallas de salmones de mar capturados en tres arrecifes frente a Punta Logaritmo, Golfo San José. Los círculos indican las posiciones de la embarcación cuando los peces tomaron la carnada durante las sesiones de marcación. El arrecife #18 es muy poco conocido mientras que los otros dos han sido tradicionalmente utilizados por pescadores recreativos y submarinos.

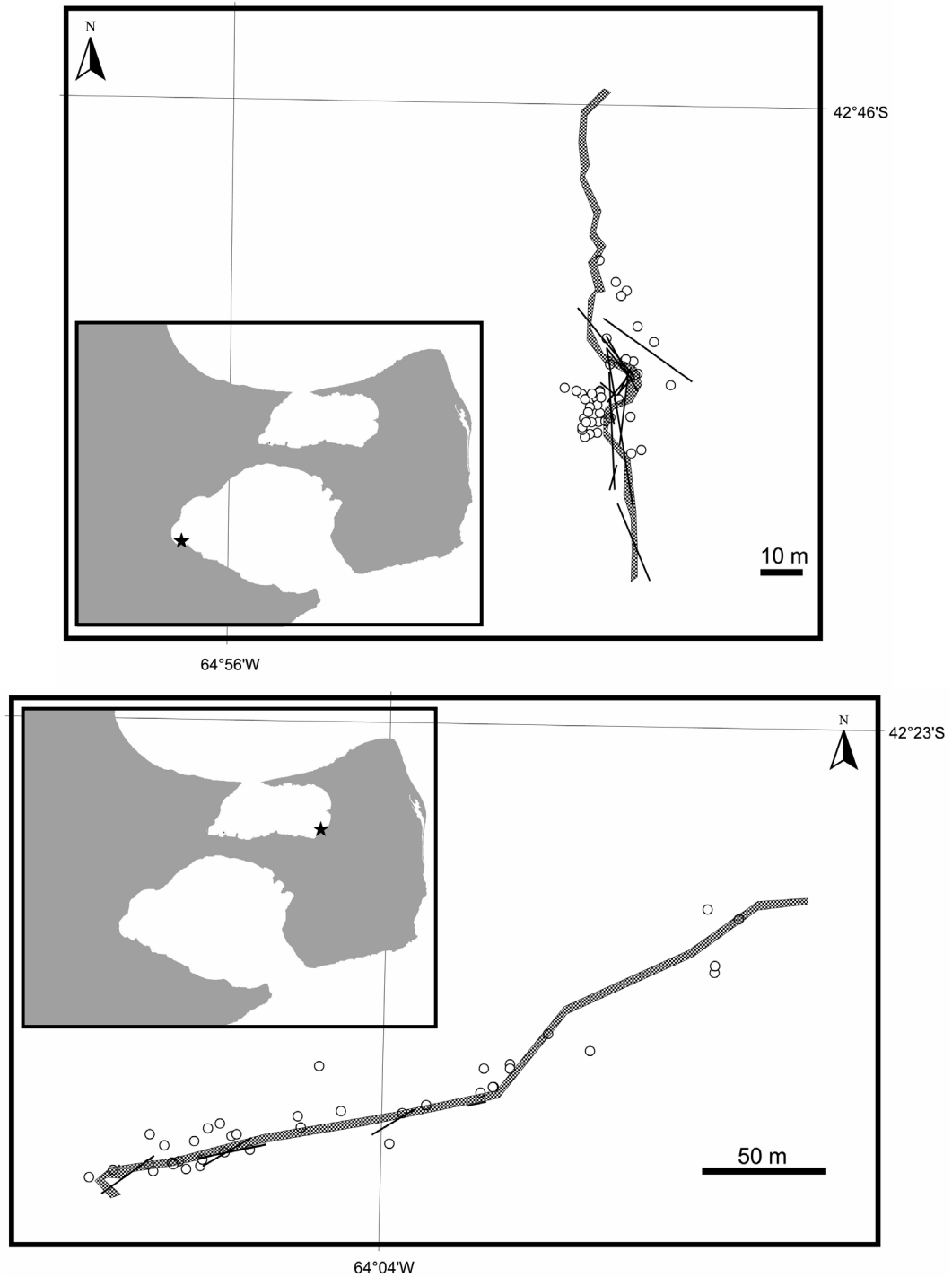


Figura 3.8: Longitudes del rango de acción (líneas continuas) para 16 salmones de mar en el arrecife #36 (superior) y para 6 ejemplares en el arrecife #11 (inferior). Los círculos indican la posición de la embarcación cuando los peces tomaron la carnada durante las sesiones de marcación.

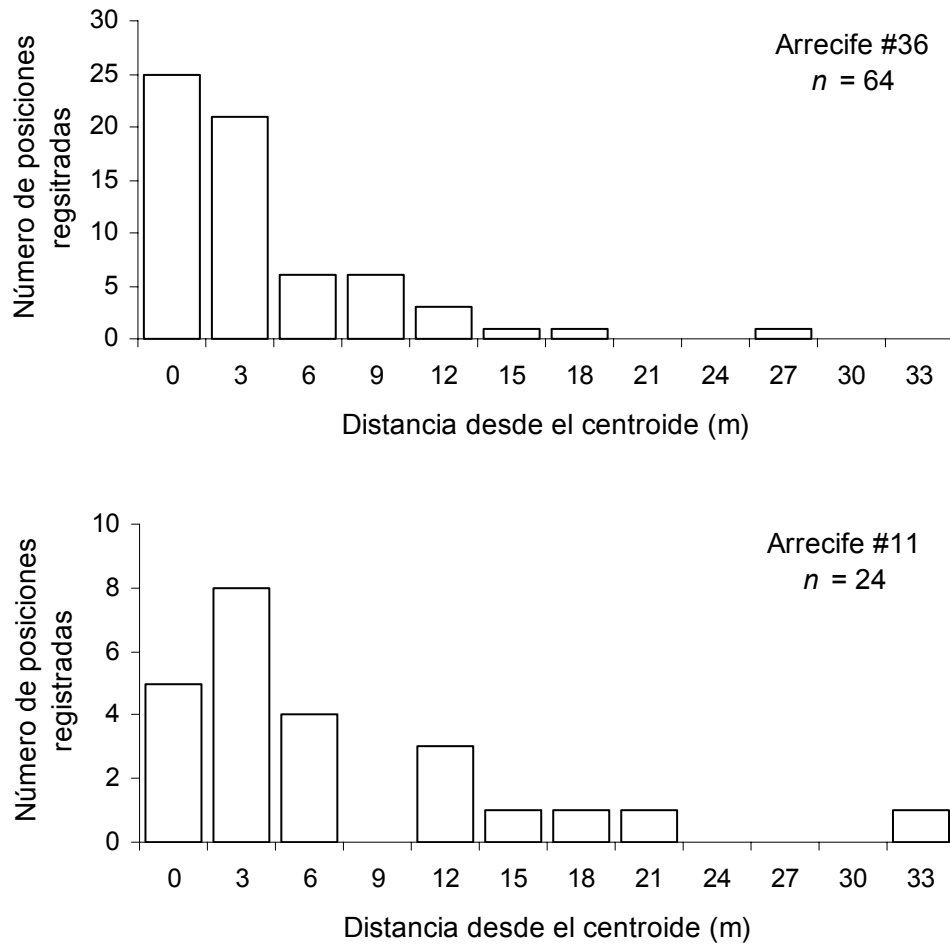


Figura 3.9: Distribuciones de frecuencia de las distancias al centroide para 16 salmones de mar en el arrecife #36 (superior) y para 6 ejemplares en el arrecife #11 (inferior).

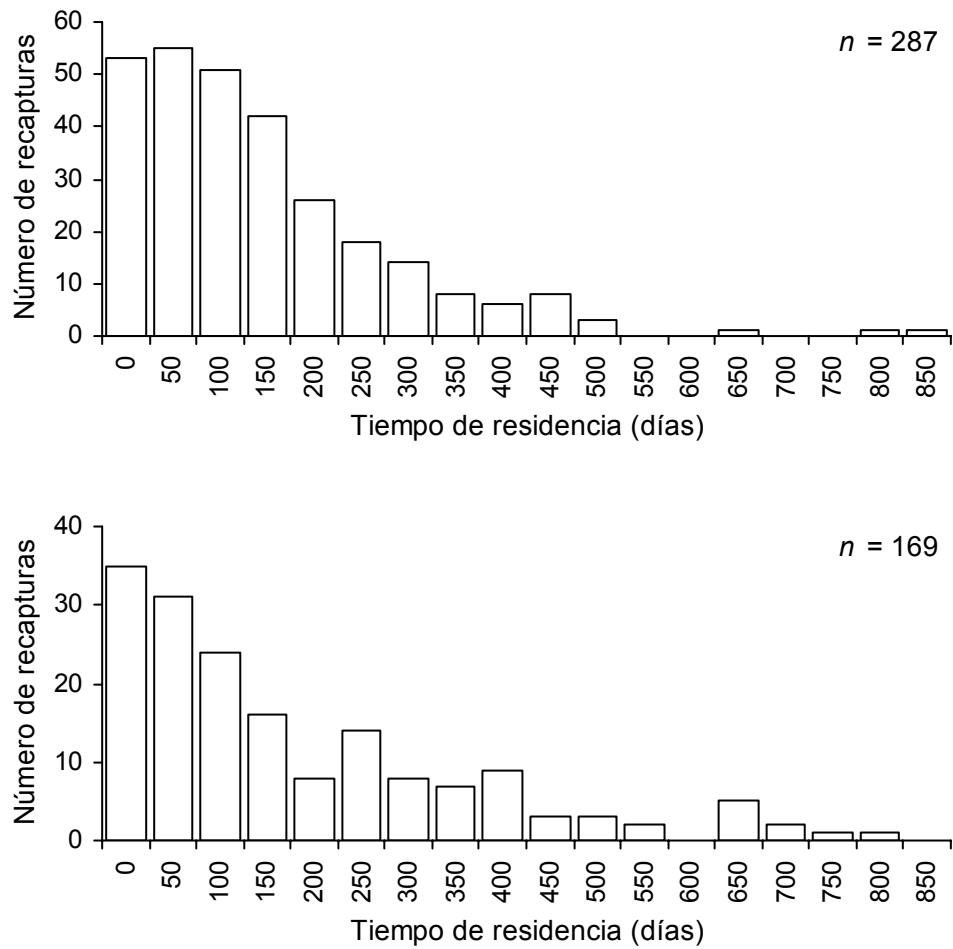


Figura 3.10: Distribución de frecuencias de los tiempos de residencia para los salmones de mar recapturados visualmente (superior) y mediante línea o arpón (inferior), en los arrecifes Nuevo y San José.

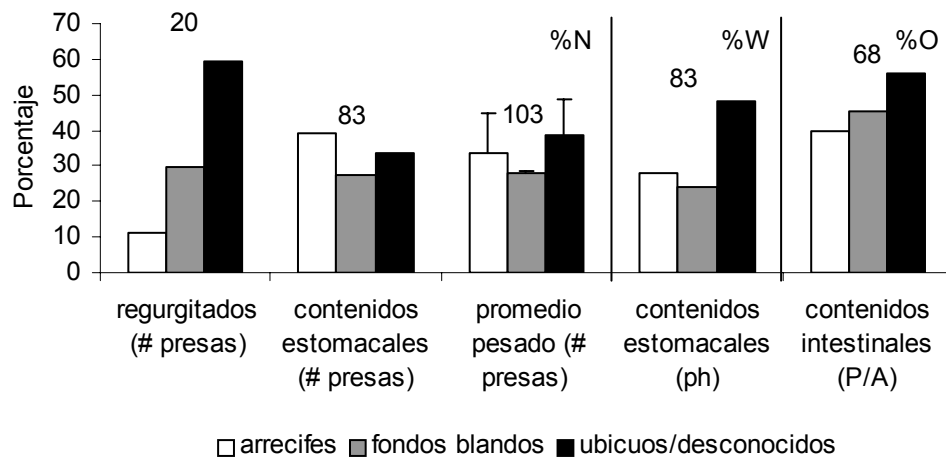


Figura 3.11: Composición porcentual en número (%N) y en peso (%W), y frecuencia porcentual de ocurrencia (%O) de presas de arrecifes, de fondos blandos y ubicuas o de hábitat desconocido, en los regurgitados (número de presas), y contenidos estomacales (número de presas y peso húmedo [ph]), e intestinales (presencia/ausencia [P/A]) de *Pseudoperca semifasciata*, juntando todos los peces. Los números sobre las barras representan el número de unidades analizadas en cada caso.

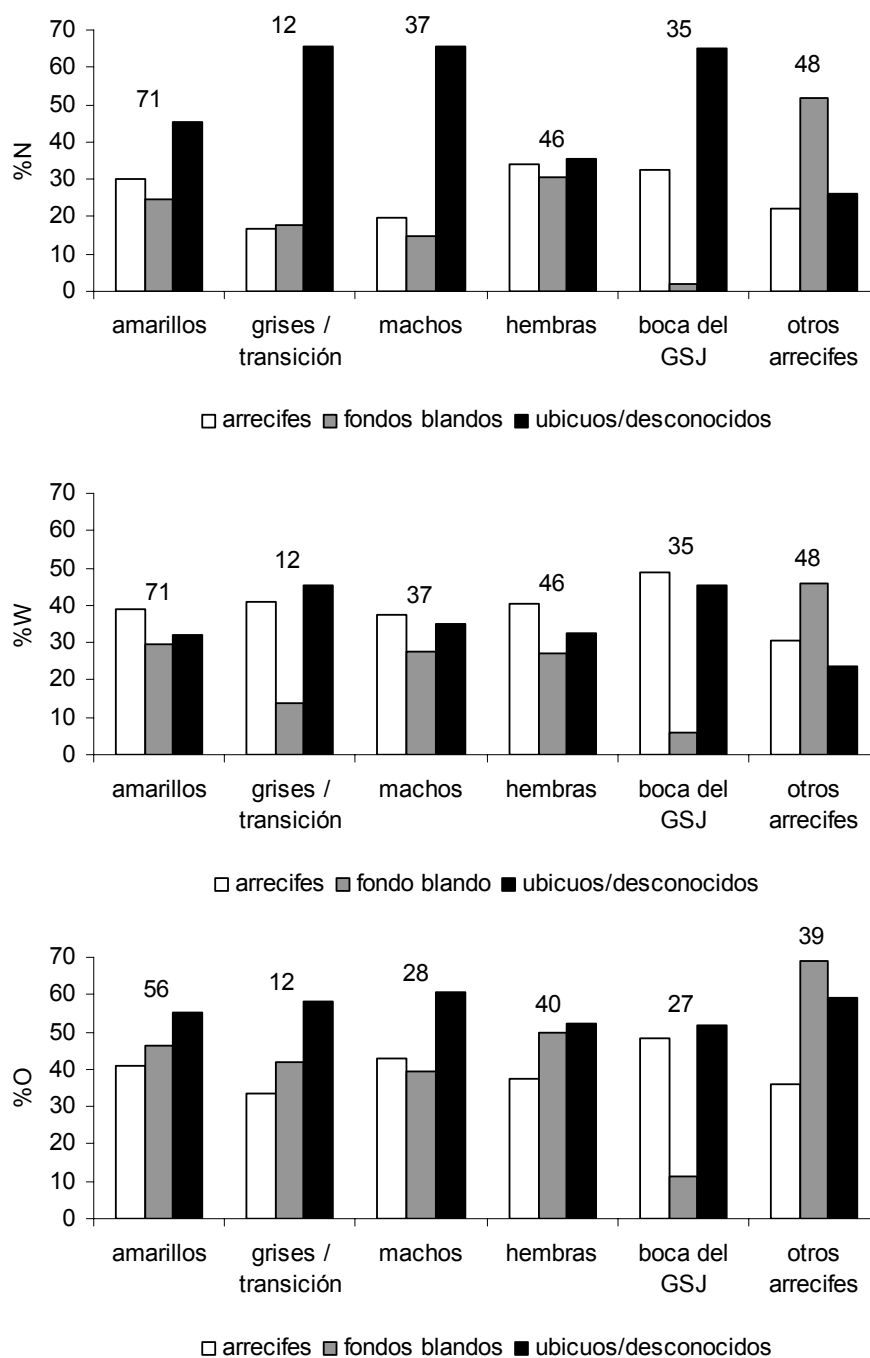


Figura 3.12: Composición porcentual en número (%N) y en peso (%W), y frecuencia porcentual de ocurrencia (%O) de presas de arrecifes, de fondos blandos y ubicuas o de hábitat desconocido, en los regurgitados (número de presas), y contenidos estomacales (número de presas y peso húmedo [ph]), e intestinales (presencia/ausencia [P/A]) de *Pseudopercis semifasciata*, por fenotipo cromático, sexo y procedencia de los peces. Los números sobre las barras representan el número de unidades analizadas en cada caso.

Estimación del esfuerzo de pesca y de las capturas de salmón de mar para la pesquería recreativa de altura sobre arrecifes rocosos en el Parque Marino Golfo San José

Introducción

A pesar de la creciente preocupación y de la diversidad de posturas con respecto al impacto de las pesquerías deportivas marinas (ej.: Westera *et al.* 2003, Coleman *et al.* 2004, Arlinghaus y Cooke 2005), prácticamente no existen estudios que permitan dimensionar la actividad de pesca recreativa con anzuelos sobre las poblaciones de peces que habitan el litoral argentino, y menos aún evaluar su impacto. Los trabajos de Lucifora (2003) y Cedrola (MS), referidos a la explotación por pesca deportiva de distintas especies de tiburones costeros, constituyen excepciones a esta carencia de información.

La falta de atención prestada a la pesca recreativa con anzuelo responde a que en general se considera que su impacto es menor respecto del causado por la pesca comercial basada en el uso de artes de pesca como redes, nasas y trampas (Ocean Studies Board – NRC 2000). Esto se debe a que la pesca con anzuelo tiende a ser más selectiva con respecto a las especies que captura, su eficiencia está influenciada por la habilidad del pescador y la actividad está impulsada mayormente por el deseo recreativo más que por un interés económico (Westera *et al.* 2003). En la pesca con anzuelo, sólo una fracción de los peces que se encuentran dentro del espacio activo¹⁷ responde a la carnada, la toma y es efectivamente capturada (Kaimmer 1999, Stoner 2003, 2004). La captura depende de una elección comportamental por parte de las especies objetivo, y puede verse afectada por algunas variables ambientales como la temperatura del agua, el nivel de luminosidad, la turbidez, la velocidad de la corriente, la disponibilidad de presas, la fase lunar, la estación del año, la presencia de conoespecíficos (Millar *et al.* 1997, Stoner 2004, Stoner y Ottmar 2004, Stoner y Sturm 2004) y, en el caso de pesquerías multiespecíficas, de otras especies que compiten por la carnada (Deriso y Parma 1987).

¹⁷ Espacio dentro del cual la carnada genera un efecto atractor por encima del umbral de detección de los peces (*sensu* Stoner 2004).

A pesar de que el poder de pesca puede ser reducido, la pesca con línea podría tener un fuerte impacto a escala local, en particular cuando las especies objetivo presentan escasa movilidad, tal como ocurre con gran parte de los peces que viven asociados a arrecifes (Mace y Johnston 1983, Matthews *et al.* 1987, Barrett 1995, referencias en Kramer y Chapman 1999, Cole *et al.*, 2000, Coleman *et al.* 2000, Arendt *et al.* 2001, Willis *et al.* 2001, Connolly *et al.* 2002, Griffiths y Wilke 2002, Parsons *et al.* 2003, Moreau y Vincent 2004, Irigoyen 2006).

El objetivo de este capítulo es evaluar el esfuerzo de pesca y la cosecha total de salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en la pesquería recreativa de altura sobre arrecifes rocosos desarrollada en algunos de los parajes de pesca más populares del golfo San José (GSJ), Península Valdés. La elevada fidelidad a los arrecifes que presentan el salmón de mar (Capítulo 3) y el mero *Acanthistius brasilianus* (Irigoyen 2006), las dos especies principales a las que se dirige la pesquería, permiten anticipar que la pesca sobre arrecifes costeros tendría un efecto local marcado y persistente.

El antecedente más directo para este trabajo es el estudio realizado por González (1998), quién recopiló información sobre la cosecha de salmón de mar y el esfuerzo (en número de cañas o pescadores) declarado ante la Prefectura Naval Argentina por pescadores recreativos y operadores turísticos en la localidad de Las Grutas (40°48'S 65°04'W), entre los años 1989 y 1997 (enero a marzo). Esta información sólo incluye a las embarcaciones que efectuaron el despacho ante la autoridad marítima, y no distingue las áreas donde se localizó el esfuerzo, ni contiene información sobre el descarte de ejemplares.

En general, las prospecciones aplicadas a las pesquerías en las que se utiliza caña o línea de mano tienen como objetivo estimar algunos de los siguientes parámetros (Pollock *et al.* 1994):

- Esfuerzo de pesca, que mide la presión extractiva aplicada sobre un recurso dado en un período de tiempo particular;
- Captura, el número o peso de los peces capturados (desembarcados y liberados) en una pesquería en un período de tiempo particular;
- Cosecha, la fracción de la captura que es retenida por los pescadores;
- Tasa de captura o captura por unidad de esfuerzo (CPUE), el número de peces capturados o su peso por hora-anzuelo, por salida de pesca, etc.

La metodología utilizada en este tipo de prospecciones incluye muestreos de intercepto, entrevistas (en los sitios de desembarco, telefónicas, por correo,

por e-mail) y muestreos a bordo (Die 1997, Ocean Studies Board – NRC 2000). En este capítulo se desarrolló una metodología para estimar el esfuerzo de pesca y la cosecha total a través de la inferencia estadística¹⁸, usando un muestreo de intercepto (Ocean Studies Board – NRC 2000) complementado con información obtenida a partir de entrevistas realizadas a los pescadores. La metodología se aplicó a datos sobre capturas deportivas de salmón de mar recolectados a lo largo de tres temporadas de pesca consecutivas, entre la primavera de 2002 y el otoño de 2005, en las playas Larralde, Villarino y Punta Gales. Además se evaluaron los cambios en la composición de tallas a través del análisis de la fracción de ejemplares devuelta por los pescadores a lo largo de la temporada, y se estudiaron las diferencias en la proporción de fenotipos cromáticos amarillos y grises en la captura respecto de los desembarques.

Esta metodología, adaptada a las realidades locales, podría servir como base para desarrollar un protocolo de monitoreo de la pesca recreativa de altura a lo largo del litoral del Chubut.

Métodos de muestreo

Entre los meses de octubre y abril, y durante tres temporadas consecutivas (2002 – 2003, 2003 – 2004 y 2004 – 2005), se realizó un relevamiento de la pesca recreativa de altura en tres playas del GSJ, con el fin de estimar el esfuerzo de pesca sobre los arrecifes y los volúmenes de las capturas asociadas.

Los pescadores fueron entrevistados en las playas de desembarco: Larralde, Villarino y Punta Gales (Fig. 4.1) en un total de 51 visitas a la costa (Tabla 4.1), o telefónicamente (guías de pesca). A lo largo de los tres años de monitoreo se reconstruyeron 123 partes de pesca correspondientes a salidas individuales, con información sobre la captura por especie y el esfuerzo invertido. Los partes fueron de dos tipos: *in situ*, cuando se tuvo acceso a las capturas, y retroactivos, cuando la captura se registró sólo a partir del reporte de los pescadores. En los casos en que fue posible se efectuó el muestreo biológico de las capturas al arribar las embarcaciones a la costa y a bordo de la lancha del principal guía de pesca que opera desde playa Larralde. El esfuerzo (tiempo efectivo de pesca) se midió en horas-anzuelo, registrándose para ello el número de pescadores en cada salida y el número de anzuelos utilizados en

¹⁸ Mediante la inferencia estadística se obtienen conclusiones, a partir de datos numéricos, sobre cantidades que no son observadas (Gelman *et al.* 1995).

cada línea. Aunque también se registraron las capturas de mero y de otras especies menos frecuentes en la pesca con anzuelo, como el escrófalo (*Sebastes oculatus*) y el turco (*Pinguipes brasilianus*), en el presente capítulo sólo se analiza la información referente al salmón de mar. Durante el muestreo biológico, los salmones fueron medidos al centímetro inferior, sexados y asignados al fenotipo cromático correspondiente (Tabla 4.1). Durante las salidas de pesca con uno de los guías que opera desde playa Larralde, en las temporadas 2002 – 2003 y 2003 – 2004, se contabilizaron, midieron y marcaron los ejemplares devueltos además de los desembarcados.

El parte de pesca contiene información adicional referida a los parajes de pesca visitados, la profundidad de los mismos, la hora del día, el estado del mar, la carnada y el tipo de anzuelos utilizados (Fig. 4.2). Esta información se completó sólo cuando los pescadores recordaban con exactitud los detalles de la maniobra.

La información recolectada fue volcada en una base de datos mediante una aplicación en SQL (*Standard Query Language*) desarrollada a tal efecto¹⁹.

Para completar los registros de presencia y duración de las estadías de pescadores deportivos en las playas Punta Gales, Larralde y Villarino, se revisaron las planillas de entrada y salida de vehículos con embarcaciones al área de Península Valdés confeccionadas por los inspectores de la Secretaría de Pesca del Chubut en el puesto de control “El Desempeño” (Fig. 4.1), correspondientes al período 1 de octubre – 30 de abril de cada temporada (Tabla 4.2).

Con el fin de determinar la cantidad de días aptos para la navegación a lo largo de la temporada de pesca se recurrió a los archivos de datos FNL (Stunder 1997), que contienen los pronósticos meteorológicos producidos por el *Air Resources Laboratory – National Oceanic and Atmospheric Administration* (ARL – NOAA)²⁰, para Punta Gales (42°25'S 64°29'W). Este conjunto de datos presenta cuatro estimaciones diarias de intensidad y dirección del viento (03:00 am, 09:00 am, 15:00 pm y 21:00 pm), de las cuales sólo se utilizaron las tres últimas, que cubren el período de tiempo en que las embarcaciones salen a pescar. A partir de estas estimaciones se le asignó una categoría ordinal a cada uno de los días de la temporada, que va de 0 a 3, de acuerdo al número de estimaciones que presentaron condiciones adecuadas para la navegación. Como criterio empírico, se asumió que la pesca era practicable si la intensidad

¹⁹ Lic. Mariano Venerus, Analista programador independiente

²⁰ <http://arl.noaa.gov>

de viento no superaba los 12 nudos (22.2 km/hora) con direcciones entre los 0° y los 135° (N – SE) o entre los 225° y los 360° (SO – N), o los 15 nudos desde cualquier dirección (27,8 km/hora).

Únicamente se estimó el esfuerzo de pesca ejercido y los volúmenes de las capturas obtenidas por los pescadores recreativos entre los meses de enero y febrero de cada temporada, y posteriormente se adicionaron las salidas de pesca y las capturas correspondientes a los pobladores y a los guías, asumiendo que se disponía de un censo total de las mismas. Las salidas de los pescadores recreativos entre los meses de octubre y diciembre, y entre marzo y abril no fueron consideradas por no disponer de una cobertura de muestreo aceptable durante esos períodos. Mediante consultas realizadas a los pobladores y por medio del análisis de las planillas de ingreso/egreso a través de El Desempeño se verificó que la afluencia de embarcaciones deportivas a las playas Larralde, Villarino y Punta Gales es generalmente baja durante esos períodos.

Características de la pesca recreativa de altura

La pesquería recreativa marina de altura a lo largo del litoral del Chubut es una pesquería de acceso abierto. No existen limitaciones ni en las tallas ni en el número de piezas por especie, más allá de un límite impuesto a la cosecha total, de 30 kg de pescado sucio o 15 kg de pescado limpio por permiso otorgado por día de pesca. Sin embargo, prácticamente no se han implementado controles que aseguren el cumplimiento de esta restricción, y a pesar de la existencia de un puesto de control ubicado estratégicamente en la entrada al istmo de la Península Valdés (“El Desempeño”), la fiscalización de la actividad dentro de los golfos San José y Nuevo ha probado ser muy ineficiente. La Secretaría de Pesca de la Provincia del Chubut otorga permisos temporarios sin costo alguno a las embarcaciones que atraviesan el puesto de control, principalmente durante el verano, pero no dispone de estadísticas de captura de peces de arrecife. Si bien existe un Plan de Manejo del Área Protegida Sistema Península Valdés que prevé la zonificación de la costa del GSJ y norte del golfo Nuevo (GN), imponiéndose restricciones a algunas actividades dentro de ciertas áreas, dicha zonificación no ha sido aún implementada. El plan de manejo sugiere que la pesca recreativa de altura podría realizarse en todo el GSJ, con excepción de las zonas intangibles y de las de uso sostenible restringido, sugiriendo como área principal para esta actividad la boca del golfo.

La pesca de altura sobre los arrecifes rocosos norpatagónicos se realiza con caña (pescadores recreativos) y con línea de mano o filástica (mayormente pescadores artesanales). En ambos casos se utiliza una puntera que puede llevar uno o dos anzuelos pata larga mayormente de tamaños 9/0 ó 10/0 y una plomada que varía entre los 250 – 500 g de peso, o incluso mayor, dependiendo de la intensidad de las corrientes de marea. Las embarcaciones deportivas utilizadas son semirrígidas, gomones o lanchas de 3,6 – 8,0 m de eslora (moda = 4,2 m), con motores cuya potencia oscila entre los 15 y 150 HP (moda = 40 HP). Muchas de estas embarcaciones deportivas cuentan con ecosonda y GPS (*Global Positioning System*), lo que incrementa las posibilidades de localizar los arrecifes. Debido al tamaño y a la forma de las salmoneras, siendo comunes los aleros de relieve bajo que se extienden unos pocos cientos de metros, la modalidad preferida de pesca es ‘al garete’, es decir, las embarcaciones son dejadas a la deriva y atraviesan los arrecifes al ser arrastradas por las corrientes y los vientos dominantes. El rendimiento de estas ‘pasadas’ depende de la dirección en la que es arrastrada la embarcación en relación a la orientación del arrecife.

Cada año, entre los meses de octubre y abril (hasta Semana Santa), principalmente durante enero y febrero, los pescadores recreativos instalan campamentos temporarios a lo largo de la costa del GSJ. Las playas más frecuentadas son Punta Gales, Larralde, Villarino y Bengoa. El tiempo que permanecen en la costa se extiende desde un día hasta aproximadamente dos meses. Durante ese período realizan distintos tipos de actividades, que incluyen la pesca de altura dirigida a los peces de arrecife, la pesca de altura dirigida al magrú (*Scomber japonicus*), para la que utilizan señuelos o líneas de media agua (desarrollada principalmente frente a playa Villarino), y otras actividades diversas que incluyen el aprovechamiento de la playa, paseos náuticos, *ski acuático*, buceo recreativo, pesca submarina, natación y *windsurf*. Durante las mareas extraordinarias se dedican a la recolección de pulpito, *Octopus tehuelchus*, y de bivalvos que quedan ocasionalmente expuestos en las restingas. A pesar de la permanencia de las embarcaciones en la costa, no todos los días salen a pescar, ya que el clima no siempre es adecuado para la navegación, y muchos de los pescadores no disponen de equipos de refrigeración para almacenar las capturas, con lo cual deben consumir el pescado antes de realizar una nueva salida de pesca.

Entre los meses de octubre y diciembre la pesca recreativa está prácticamente limitada a la desarrollada por unos pocos guías de pesca que

operan con embarcaciones propias desde Larralde y Punta Gales. A partir del mes de marzo la actividad disminuye notoriamente y se ve limitada casi exclusivamente a los fines de semana. Los guías de pesca continúan realizando salidas esporádicamente, con menor frecuencia por la menor afluencia turística a la zona.

Los pescadores que se instalan en las playas Larralde y Villarino, así como los guías que operan desde Larralde, pescan habitualmente frente a estas playas o en la boca del golfo (Fig. 4.1). Los que se instalan en Punta Gales y el guía que opera desde allí pescan frente a la Punta Logaritmo o en la boca. Frente a las playas Larralde y Villarino, en un área de aproximadamente 4,7 km² y a una distancia de hasta 4,5 km de la costa se localizaron al menos 16 arrecifes en un rango de profundidades entre 15 y 35 m, que son frecuentados por los pescadores recreativos. Frente a la Punta Logaritmo y hasta unos 2 km de la costa se ubicaron al menos siete salmoneras a profundidades entre 18 y 30 m, en un área aproximada de 0,6 km². En la boca, tanto las áreas de pesca como la distancia entre áreas son mayores, y existen al menos unos nueve parajes de pesca utilizados frecuentemente en profundidades generalmente mayores, entre 35 y 55 m.

Metodología para la estimación del esfuerzo total de pesca

Para estimar el esfuerzo total de pesca recreativa de altura se requiere estimar (1) el número total de salidas de pesca por temporada (E_{tot}), y (2) el esfuerzo medio realizado por salida. Dada la concentración de la actividad de pesca deportiva durante los meses de enero y febrero, se consideró como temporada al período de D días comprendido entre el 1 de enero y el último día de febrero ($D = 59$ en 2003 y 2005, y $D = 60$ en 2004). El número total de salidas de pesca durante una temporada depende de la cantidad de estadías de embarcaciones en la costa, cada una de las cuales tiene una duración d que puede variar entre 1 y D , y de la probabilidad de que una embarcación presente en la costa salga a pescar en el día. Si se asume que la probabilidad de salida es constante e igual a P_{med} , entonces el número esperado de salidas totales está dado por:

$$E_{tot} = \left(\sum_{d=1}^D N_d d \right) P_{med}$$

donde N_d es el número total de estadías de duración d y la sumatoria

$\sum_{d=1}^D N_d d$ representa el número total de días-embarcación, $demb$, en la

temporada. Para poder estimar N_d es necesario calcular previamente su probabilidad de detección $Pdec_d$, la que depende del diseño de muestreo aplicado.

Probabilidad de detección ($Pdec_d$). La probabilidad de que el monitoreo detecte una embarcación que permaneció en la costa durante d días seguidos en algún momento de la temporada de pesca ($Pdec_d$) depende del diseño de muestreo y de la fracción de días cubiertos. Los tipos de muestreos considerados para el cálculo de $Pdec_d$ fueron: aleatorio, que supone que los días de muestreo fueron seleccionados al azar; regular: el período entre visitas es constante; y el diseño usado en la realidad, que corresponde al cronograma de muestreos efectivamente realizado en cada una de las temporadas.

Al asumir que los pescadores actúan de manera independiente y, por lo tanto, que la presencia de una embarcación no afecta la probabilidad de que otra se encuentre en la costa, el proceso de detección de las estadías sigue una distribución de Bernoulli (Collett 1991) con variable de respuesta 1 (éxito) cuando una embarcación es detectada y 0 (fracaso) en el caso contrario. La probabilidad de detección $Pdec_d$ es una función creciente de la duración de la estadía. De manera trivial, para una duración de estadía $d = D$ (igual a la temporada completa), $Pdec_D = 1$. En el otro extremo, la probabilidad de detectar una embarcación que permaneció en la costa un único día ($Pdec_1$) es igual al número de días cubiertos por el muestreo (n) dividido por el número de días en la temporada:

$$Pdec_1 = \frac{n}{D}$$

De manera más general, si los n días muestreados dentro de una temporada de duración D se seleccionan aleatoriamente, la probabilidad de detección es función de n y de la duración de la estadía (d):

$$Pdec_d^{aleat} = 1 - \frac{\binom{D-d}{n}}{\binom{D}{n}}$$

para $d \leq D - n$, y 1 de otra manera.

La probabilidad de detección para un muestreo regular depende de la duración de la estadía respecto del período entre muestreos $\frac{D}{n}$. Si $d \geq \frac{D}{n}$, la probabilidad de detección es 1. Si $d < \frac{D}{n}$ la estadía será detectada siempre que se inicie el día de muestreo o dentro de los $d - 1$ días previos. Así, $Pdec_d$ es igual al cociente entre la duración de la estadía y el período entre muestreos:

$$Pdec_d^{reg} = d \frac{n}{D}$$

Para $1 < d \leq (D - n)$ las probabilidades de detección $Pdec_d$ siempre son mayores al seguir un esquema regular de muestreo que uno aleatorio (Fig. 4.3).

La probabilidad de detección también puede calcularse mediante permutaciones, aplicando una prueba de Monte Carlo (Manly 1991). Este método consiste en simular un esquema de muestreo (aleatorio, regular, cronograma real), fijando n , y verificar si una embarcación que se instala en la costa en un día seleccionado aleatoriamente (con igual probabilidad) entre el primero y el $(D-d)$ -ésimo día de la temporada es detectada. La probabilidad de detección $Pdec_d$ se calcula como el cociente entre el número de casos en que la embarcación se detectó (al menos en uno de los muestreos) y el número total de réplicas. Las simulaciones de Monte Carlo fueron realizadas con el programa R V.2.2.1 (R Development Core Team 2005), efectuándose 100000 iteraciones para cada uno de los tipos de muestreo y para cada valor posible de d , hasta obtener convergencia en el valor de $Pdec_d$.

Un supuesto en las derivaciones precedentes es que las embarcaciones se instalan en la costa con igual probabilidad en cualquier día de la semana, independientemente de la duración de su estadía. Este supuesto podría invalidarse fácilmente en particular en el caso de las estadías cortas, las cuales es razonable esperar que ocurran preferentemente los fines de semana, o que estén afectadas por las condiciones climáticas pronosticadas. De ser así, el cálculo de las probabilidades de detección debería tomar en cuenta esa heterogeneidad.

La validez del supuesto de independencia entre la duración de las estadías y los días de la semana en que ocurren se puso a prueba mediante una tabla de contingencia de 2x5 celdas (Sokal y Rohlf 1995) con variables a) duración de la estadía d , tratada como variable categórica con niveles '1-3', '4-7', '8-15', '16-30' y '31-60' días; y b) día de la semana, con niveles 'fin de

semana' (viernes a domingo) y 'hábiles' (lunes a jueves). Se utilizaron los datos recogidos en las playas Larralde y Villarino en las tres temporadas de muestreo y los de Punta Gales en la temporada 2004 – 2005, debido a que la cobertura del muestreo fue aceptable en esos casos (n estadías = 73).

Estimación del número de días-embarcación (demb). Según la regla de Bayes (Gelman *et al.* 1995), la distribución de probabilidad a posteriori del parámetro Φ dado un conjunto de datos y resulta:

$$P(\phi | y) = \frac{P(\phi) P(y | \phi)}{P(y)}$$

donde:

$p(\phi)$ = distribución de probabilidad *a priori*

$p(y | \phi)$ = probabilidad de observar un conjunto de datos y , dado el parámetro Φ y

$$P(y) = \sum_{\phi} P(\phi) P(y | \phi)$$

Se aplicó esta regla para estimar N_d , el número de estadías de duración d , usando una distribución *a priori* uniforme, y asumiendo que el número de estadías detectadas x_d sigue una distribución binomial con parámetros N_d y $Pdec_d$. Así, la distribución *a posteriori* es igual a:

$$P(N_d | x_d, Pdec_d) = \frac{P(x_d | N_d, Pdec_d)}{\sum_{N_d} P(x_d | N_d, Pdec_d)} = \frac{\binom{N_d}{x_d} Pdec_d^{x_d} (1 - Pdec_d)^{N_d - x_d}}{\sum_{N_d} \binom{N_d}{x_d} Pdec_d^{x_d} (1 - Pdec_d)^{N_d - x_d}}$$

la que corresponde a la función de verosimilitud de los datos x_d (normalizada) para una $Pdec_d$ fija en función de d . Esta distribución fue aproximada mediante un método de Monte Carlo, realizando un muestreo con reposición de los valores de N_{di} con probabilidad $P(N_d | x_d, Pdec_d)$, entre un valor mínimo igual a x_d (ya que el número de estadías no puede ser menor que el observado), y un máximo arbitrariamente grande (fijado en 40). Si el número de iteraciones es lo suficientemente grande, la distribución de N_{di} obtenida será una buena representación de la función de densidad, por lo que puede ser utilizada para estimar estadísticos de posición y de dispersión (Gelman *et al.* 1995). Este procedimiento se repitió para cada duración de estadía d , y a partir de esos resultados se estimó la distribución de probabilidades *a posteriori* del número

total de días-embarcación $demb$ para cada playa y temporada. Así, para cada iteración i se calculó:

$$demb_i = \sum_{d=1}^D N_{di} d \quad \text{para } i = 1, \dots, 500000$$

Estimación de la probabilidad de salir a pescar ($Ppes$). Para estimar la probabilidad de que una embarcación que se encuentra en la costa realice una salida de pesca $Ppes$ se utilizó un modelo lineal generalizado con una

estructura de error binomial y una función de enlace *logit* $g(\mu) = \log\left(\frac{\mu}{1-\mu}\right)$

(McCullagh y Nelder 1989, Crawley 1993). Se realizó un análisis de datos binarios (Wilson y Hardy 2002), en el que cada embarcación presente en la costa un día cualquiera puede o no salir a pescar. El uso de datos binarios, a diferencia de las proporciones binomiales (i.e. datos binarios agrupados), permite poner a prueba el efecto de variables no agregables, como por ejemplo la identidad de la embarcación, en la estimación de la probabilidad de un suceso.

Se incluyeron en el análisis los datos obtenidos durante las tres temporadas de muestreo en las playas Larralde y Villarino. Se utilizó la información del día del muestreo y de los dos días previos, asumiendo que los pescadores recordarían con exactitud las actividades desarrolladas hasta dos días antes de la entrevista. Para obtener el modelo mínimo adecuado (*sensu* Crawley 1993) se siguió un procedimiento de ajuste añadiendo las potenciales variables explicatorias una a una, a partir del modelo nulo (p. 233: Hastie y Pregibon 1992). Se analizaron los efectos de la temporada, duración de la estadía, lancha, y del estado del clima como posibles predictores de la probabilidad $Ppes$ (Tabla 4.3). Para la selección de modelos se utilizaron cocientes de verosimilitud (pruebas de F) y el criterio de información de Akaike (AIC: Akaike 1973).

Estimación del esfuerzo total de pesca ($Etot$). Para calcular la probabilidad media de que una embarcación que se encuentra en la costa salga a pescar, $Pmed$, se asumió que las estadías de embarcaciones en la costa se distribuyeron al azar con respecto al estado del clima. Esto significa que los pescadores planearon las estadías sin considerar el pronóstico meteorológico, lo cual es razonable en particular para las estadías más extensas, ya que los

pronósticos de la dirección e intensidad del viento suelen ser poco confiables más allá de dos o tres días. Bajo este supuesto:

$$P_{med} = \sum_{i=1}^4 c_i P_{pes_i}$$

donde c_i representa la fracción de días en la temporada a los que se les asignó la categoría de clima i , $i=1, \dots, 4$ (nc_i). La varianza de la probabilidad media de salir a pescar $V(P_{med})$ se aproximó mediante el método Delta (Seber 1982). Sólo se tuvo en cuenta la variabilidad asociada a la estimación, ignorándose la variabilidad del proceso Bernoulli por ser ésta despreciable debido al elevado número de días-embarcación.

Para poner a prueba la validez del supuesto de independencia entre las estadías cortas y el pronóstico meteorológico se efectuó una prueba de Monte Carlo utilizando las estadías cuya duración $d \leq 3$ días, detectadas durante la temporada 2004 – 2005 (ver detalles en la aplicación).

Estimación de la cosecha total de salmón de mar. Siguiendo la metodología propuesta por Seber (1982) para una captura por unidad de esfuerzo que no presenta tendencias a lo largo del período de estudio, la captura total obtenida en los meses de enero y febrero puede estimarse mediante el producto del esfuerzo total de pesca estimado y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) promedio, obtenida mediante el muestreo de las capturas en el campo. Para ello, es necesario verificar esta supuesta constancia en la CPUE a lo largo de la temporada de pesca.

Para estudiar el efecto del paraje de pesca, tipo de parte de pesca, tiempo efectivo de pesca, año, días transcurridos desde el inicio de la temporada y uso de GPS sobre las capturas obtenidas (Tabla 4.4) se ajustó un modelo lineal generalizado con una estructura de error quasipoisson y un enlace logarítmico $g(\mu) = \log \mu$ (McCullagh y Nelder 1989, Crawley 1993). La variable respuesta considerada fue el número de salmones desembarcados por salida de pesca. Se incluyeron en el análisis todos los partes de pesca deportiva recopilados durante las tres temporadas de muestreo ($n = 123$), exceptuando aquellos correspondientes a los guías de pesca y los pobladores de Larralde y Punta Gales ($n = 75$). Es esperable que en este conjunto de datos exista sobredispersión generada por las múltiples observaciones realizadas sobre una misma embarcación, o en un mismo día de pesca, etc., que puede ser incorporada mediante un modelo quasipoisson (p.14: Venables y Ripley 2000).

Debido al bajo número de partes de pesca (i.e. observaciones) obtenidos por embarcación (moda = 1; rango = 1 – 23), la identidad de la embarcación no fue considerada como un factor aleatorio entre las potenciales variables explicatorias. Para obtener el modelo mínimo adecuado se siguió un procedimiento de ajuste análogo al explicado para el análisis de datos binarios anteriormente descrito, utilizando cocientes de cuasi-verosimilitud (mediante pruebas de F) como criterio de selección de modelos.

A partir de las distribuciones de frecuencias de tallas obtenidas durante el muestreo de desembarcos por temporada y paraje de pesca, se estimó el peso medio y su varianza utilizando la relación largo-peso:

$$\ln Peso = 3,05 \ln LT - 4,61$$

en la que el peso está expresado en g y el largo total (LT) en cm, estimada por González (1998) para las hembras, por ser el valor de la pendiente intermedio entre los estimados para los machos amarillos y grises.

Impacto de la pesca recreativa sobre la distribución de tallas. Para determinar el impacto del esfuerzo de pesca ejercido a lo largo de la temporada sobre la distribución de tallas, se utilizó un modelo lineal generalizado con una estructura de error quasibinomial (que permite incorporar cualquier posible

sobredispersión) y una función de enlace *logit* $g(\mu) = \log\left(\frac{\mu}{1-\mu}\right)$ (McCullagh y

Nelder 1989, Crawley 1993). En este caso, se realizó un análisis de proporciones binomiales agrupadas (Wilson y Hardy 2002) para evaluar los potenciales cambios en la proporción de piezas liberadas (*Plib*) durante las salidas realizadas por el principal guía de pesca que opera desde playa Larralde, entre octubre y abril de cada temporada. Durante estas salidas, los pescadores son obligados a devolver los ejemplares menores a los 50 – 55 cm LT, de manera que los cambios en la proporción de ejemplares liberados podrían sugerir indirectamente una modificación de la estructura de tallas de los salmones en los arrecifes. Se incluyeron en el análisis los partes de pesca realizados a bordo de esta embarcación y los partes reconstruidos telefónicamente, para los cuales existía información sobre el número de ejemplares devueltos, para los tres años de monitoreo ($n = 93$). El modelo mínimo adecuado fue obtenido añadiendo las potenciales variables explicatorias una a una, a partir del modelo nulo. Como criterio de selección de modelos se utilizaron cocientes de cuasi-verosimilitud (mediante pruebas de F).

Se analizaron los efectos de la temporada, el tiempo efectivo de pesca, el paraje de pesca, el tipo de parte, el mes, el número de pescadores y el número de días julianos desde el inicio de la temporada como posibles predictores de la proporción de ejemplares devueltos (Tabla 4.4).

Los cálculos de Monte Carlo y los análisis con modelos lineales generalizados fueron realizados usando el programa R V.2.2.1 (R Development Core Team 2005), y los paquetes estadísticos 'boot' y 'stats' (Ripley 2005) allí implementados.

Aplicación al monitoreo de la pesca recreativa de altura en el golfo San José entre octubre de 2002 y abril de 2005

A lo largo de las tres temporadas monitoreadas, entre los meses de enero y febrero, se detectaron 40 embarcaciones que totalizaron 63 estadías de duración conocida (rango de $d = 1 - 60$ días) en las playas Larralde y Villarino, y otras 12 embarcaciones que totalizaron 19 estadías (rango de $d = 1 - 20$ días) en Punta Gales (Tabla 4.1). En Larralde y Villarino, ocho embarcaciones fueron detectadas en las tres temporadas, cuatro más en dos temporadas y las restantes una única vez. En Punta Gales sólo una embarcación fue detectada los tres años, tres fueron encontradas en dos temporadas y las restantes en una. Los pescadores detectados en más de una temporada siempre fueron encontrados en la misma playa.

En los registros de tránsito de vehículos con embarcaciones deportivas a través de El Desempeño (Tabla 4.2), en los que figuraban las playas Larralde o Villarino como destino o procedencia, se detectó un total de 13 embarcaciones y 16 estadías entre el 1 de enero y el 28 de febrero de 2003, y una embarcación y estadía entre el 3 y el 29 de febrero de 2004 que no fueron detectados durante el monitoreo. Unas pocas entre estas estadías, registradas en el puesto de control, (tres estadías de un día y cinco de dos días para el 2003, y una única estadía de 5 días para el 2004) correspondieron a embarcaciones que declararon dirigirse hacia o volver desde las playas Larralde o Villarino los mismos días en que fueron realizados los muestreos, sin embargo no fueron detectadas durante las visitas a la costa. Para Punta Gales, en estos registros se hallaron 9 embarcaciones y 19 estadías entre el 1 de enero y el 28 de febrero de 2003, no detectados mediante el monitoreo.

Las probabilidades de detección $Pdec_d$ obtenidas mediante el método de Monte Carlo (n iteraciones = 100000) convergieron a las calculadas

analíticamente. Las probabilidades correspondientes al cronograma real de muestreo, calculadas únicamente mediante el método de Monte Carlo, estuvieron comprendidas entre las calculadas para el muestreo aleatorio (mínima) y el regular (máxima) (Fig. 4.3).

La prueba de independencia entre la duración de la estadía d y los días de la semana en que una embarcación se encuentra en la costa fue rechazada ($G = 72,26$; $gl = 4$; $P < 0,0001$) debido a que las embarcaciones que permanecieron en la costa entre 1 y 3 días se encontraron casi exclusivamente los fines de semana. Para las estadías de más de 3 días, los días de la semana en que las embarcaciones se encuentran en la costa no dependen de la duración de la estadía ($G = 0,89$; $gl = 3$; $P = 0,93$).

Para evaluar la aleatoriedad entre las estadías cortas ($d \leq 3$) y el pronóstico meteorológico se comparó la categoría climática media de los días en los que estuvieron presentes esas embarcaciones con la media de 500000 muestras del mismo número de días tomadas al azar del conjunto de los días de fin de semana cubiertos por el muestreo. La prueba de Monte Carlo no mostró diferencias significativas ($P(\text{media} > \text{media}_{\text{obs}}) = 0,8896$) indicando que las estadías cortas no se ubican preferencialmente en días con condiciones climáticas más favorables.

Teniendo en cuenta estos resultados, la probabilidad de detección $Pdec_d$ para estadías cortas fue recalculada mediante simulaciones de Monte Carlo, restringiendo los días en que las embarcaciones podrían arribar a la costa a los fines de semana, independientemente del pronóstico. Específicamente, si $d = 1$, la estadía puede ocurrir de viernes a domingo, si $d = 2$ la embarcación puede llegar a la costa los viernes o sábados, y si $d = 3$ sólo puede llegar los viernes. En el caso de la temporada 2004 – 2005, en la que los muestreos se realizaron exclusivamente durante sábado o domingo, la probabilidad de detectar estadías cortas fue mayor que si se hubiera seguido un esquema de muestreo aleatorio o incluso regular (Fig. 4.4).

En todos los casos, el número de estadías N_d de menor duración (en particular aquellas de tres días o menos) se estimaron con un alto grado de incertidumbre. En las playas Larralde y Villarino, la cantidad de días-embarcación en enero y febrero estimada para las estadías cuya $Pdec_d < 1$, fue 102 (IC 95%: [78; 132]) para el 2003, 54 (IC 95%: [31; 83]) para el 2004, y 92 (IC 95%: [65; 129]) para el 2005. Sumando los días-embarcación observados durante el muestreo para las estadías cuya $Pdec_d = 1$ se obtuvieron 315 (IC

95%: [291; 345]), 372 (IC 95%: [349; 401]), y 266 (IC 95%: [239; 303]) días-embarcación, para enero y febrero de 2003, 2004 y 2005, respectivamente (Figs. 4.5 y 4.6). La fracción de días-embarcación correspondientes a embarcaciones detectadas durante el muestreo en Larralde y Villarino respecto del total estimado varió entre 0,86 y 0,90 en los tres años de monitoreo.

La frecuencia de visitas en Punta Gales durante 2003 y 2004 fue demasiado baja para permitir estimar con suficiente precisión el número de estadías y el número de días-embarcación *demb* (Figs. 4.5 y 4.6). En 2005, la fracción de estadías muestreadas correspondientes a embarcaciones detectadas respecto del total estimado fue de 0,60; y el número total de días-embarcación resultó 96 (IC 95%: [68; 135]) (Fig. 4.6)

Estimación de Ppes y Pmed. El modelo mínimo adecuado que representa la probabilidad de que una embarcación que se encuentra en la costa salga a pescar (*Ppes*) sólo incluyó la categoría climática, incluida como variable continua ($F = 32.63$; $P(>F) < 0,0001$). *Ppes* varió de acuerdo a una función logística entre $0,0545 \pm 0,0233$ (valor estimado \pm DE) para los días en que ninguna de las tres estimaciones diarias de intensidad y dirección del viento eran adecuadas para la navegación, y $0,4408 \pm 0,0367$, cuando los tres valores eran favorables (Tabla 4.6 y Fig. 4.7).

La probabilidad media *Pmed* de que una embarcación que se encuentra en la costa salga a pescar resultó $0,3037 \pm 0,0840$ (valor estimado \pm DE) para enero y febrero de 2003; $0,2912 \pm 0,0776$ para 2004 y $0,3091 \pm 0,0818$ para 2005.

Estimación del esfuerzo de pesca en los distintos parajes. El número de salidas de pesca a la boca del GSJ se estimó a partir de la fracción de salidas a la boca con respecto al total de salidas registradas en cada año. Debido al bajo número de salidas registradas particularmente en 2005, se calculó la fracción media de salidas a la boca para todo el período de estudio ponderándola por el número de salidas totales registradas en cada temporada. Asumiendo que la fracción de salidas a la boca se mantiene aproximadamente constante entre años, que es similar entre los pescadores instalados en Larralde/Villarino y en Punta Gales, y que la probabilidad *Ppes* de salir a pescar a la boca no difiere de la de salir a pescar frente a Larralde/Villarino o a Punta Logaritmo, la fracción de salidas de pesca a la boca del golfo respecto del total resultó $0,1792 \pm 0,0965$ (valor estimado \pm DE).

Capturas y CPUE. La mediana del tiempo efectivo de pesca por salida fue 4,40 horas-anzuelo (cuartiles 25% – 75% = 2,36 – 6,00; rango = 0,50 – 15,00).

El modelo mínimo adecuado indica que el número de salmones desembarcados (i.e. cosecha) por salida depende del paraje de pesca y del tipo de parte realizado (i.e. *in situ* o retroactivo):

$$\frac{\text{Número de salmones desembarcados}}{\text{Salida}} \approx \text{Paraje de pesca} + \text{Tipo de parte}$$

La interacción ‘Paraje de pesca x Tipo de parte’ resultó no significativa ($F = 0.3644$; $P(>F) = 0,695$), por lo que fue eliminada del modelo. El número medio de salmones capturados en una salida a la boca del GSJ estuvo entre 51 – 69% por encima del promedio obtenido frente a las playas Larralde/Villarino o Punta Logaritmo (Tablas 4.7 y 4.8). La segunda variable que afectó la captura fue el ‘Tipo de parte’, siendo el número de salmones declarado en un parte retroactivo 22,4% menor que el registrado *in situ* (Tabla 4.7).

El tiempo efectivo de pesca no explicó un porcentaje significativo de la variabilidad en los datos ($n = 116$; $F = 1,6905$; $P(>F) = 0,194$), de manera que la salida de pesca puede ser considerada como la unidad de esfuerzo. La CPUE (definida de ahora en más como el número de salmones desembarcados por salida de pesca) no dependió de la cantidad de días transcurridos desde el 1 de enero ($n = 223$; $F = 1,779$; $P(>F) = 0,278$), y a partir de las variables estudiadas no se detectaron cambios en la misma a lo largo del período de estudio.

En base a estos resultados, se desecharon posibles tendencias en la CPUE entre el 1 de enero y el 28 o 29 febrero y se estimó un único valor promedio (\pm DE) para cada uno de los parajes de pesca. Las tres estimaciones fueron $9,85 \pm 1,34$ salmones·salida⁻¹ para la boca del GSJ, $4,86 \pm 0,49$ salmones·salida⁻¹ para el área ubicada frente a las playas Larralde y Villarino, y $3,07 \pm 1,20$ salmones·salida⁻¹ para la zona frente a Punta Logaritmo.

Debido al bajo número de salmones medidos durante la temporada 2004 – 2005, el peso medio de los ejemplares para esa temporada se estimó para cada paraje a partir de la distribución de frecuencias de tallas obtenida durante las tres temporadas de muestreo. El peso promedio (\pm DE) estimado para los ejemplares cosechados frente a Larralde y Villarino fue $3,05 \pm 0,22$ kg, $2,95 \pm 0,21$ kg, y $3,09 \pm 0,02$ kg para las temporadas 2002 – 2003, 2003 – 2004 y 2004 – 2005. En la boca del GSJ, los pesos promedio (\pm DE) estimados para esas

mismas temporadas fueron $4,25 \pm 0,03$ kg, $4,01 \pm 0,05$ kg y $4,27 \pm 0,02$ kg, respectivamente. Finalmente, el peso medio (\pm DE) de los ejemplares capturados frente a Punta Logaritmo para la temporada 2004 – 2005 fue $1,84 \pm 0,11$ kg.

Incluyendo la actividad desarrollada por los guías de pesca y pobladores entre octubre y abril, el total de salidas de pesca (\pm DE) desde Larralde/Villarino fue 149 ± 26 para la temporada 2002 – 2003, 155 ± 29 para 2003 – 2004 y 103 ± 22 para 2004 – 2005 (Fig. 4.8A). El número total de salmones (\pm DE) desembarcados en Larralde/Villarino correspondientes a ese esfuerzo de pesca, capturados frente a esas playas o en la boca del GSJ, fue 1223 ± 161 salmones (4633 ± 603 kg), 981 ± 179 (3317 ± 636 kg), y 691 ± 136 (2432 ± 503 kg) para cada temporada (Fig. 4.8, B y C). El mayor esfuerzo de pesca (en número de salidas) se concentró frente a las playas Larralde y Villarino. En 2003, el número de salidas registradas para los guías que operan desde Larralde a la boca del GSJ fue inusualmente alto, lo que resultó en una mayor captura tanto en número de piezas como en biomasa (Fig. 4.8, B y C). El esfuerzo total y las capturas (\pm DE) estimados para los pescadores que desembarcaron en Punta Gales durante la temporada 2004 – 2005 fueron, respectivamente, 33 ± 9 salidas y 173 ± 51 salmones (448 ± 166 kg). El porcentaje de salidas efectuadas por los guías de pesca y los pobladores a lo largo de la temporada fluctuaron entre 14 y 67% del total, dependiendo del año y del paraje de pesca.

Composición de la captura. Al juntar los salmones medidos durante los tres años de monitoreo, la moda de la distribución de frecuencias de tallas fue 51 cm LT para los salmones capturados frente a Larralde y Villarino ($n = 273$), 50 cm LT para los pescados frente a Punta Logaritmo ($n = 27$) y 69 cm LT para aquellos capturados en la boca del GSJ ($n = 363$), no observándose diferencias notorias entre las tallas desembarcadas en los distintos años para cada paraje de pesca (Figs. 4.9 – 4.11). Entre el 43,0% ($n = 149$; IC 95%: [34,9%; 51,3%]²¹) y 48,5% ($n = 149$; IC 95%: [38,3%; 58,8%]) de los salmones desembarcados provenientes de Larralde y Villarino superó los 60 cm LT entre octubre de 2002 y marzo de 2005 (Fig. 4.9). El porcentaje de ejemplares mayores a 60 cm LT capturados en la boca del GSJ fue significativamente mayor: 66,8% ($n = 256$; IC 95%: [60,7%; 72,5%]), 70,2% ($n = 94$; IC 95%: [59,9%; 79,2%]) y 100 % ($n = 14$;

²¹ Los intervalos de confianza fueron calculados mediante el método de Clopper y Pearson para una distribución binomial (Clopper y Pearson 1934).

IC 95%: [80,7%; 100%]), respectivamente, para 2003, 2004 y 2005 (Fig. 4.10). De las capturas obtenidas frente a Punta Logaritmo se muestrearon únicamente 27 ejemplares de los cuales sólo cuatro midieron 60 cm LT o más (Fig. 4.11), representando el 14,8% (IC 95%: [4,2%; 33,7%]).

Considerando los partes de pesca en que los pescadores declararon el número de ejemplares pequeños devueltos, el porcentaje de devolución respecto del total capturado en Larralde/Villarino durante enero y febrero varió entre 14% y 83% ($n = 20$; media \pm DE = $50 \pm 19\%$), y entre 14% y 100% ($n = 37$; media \pm DE = $60 \pm 21\%$) para los años 2003 y 2004, respectivamente. En la boca, estos porcentajes fluctuaron entre 21 y 24% ($n = 3$; media \pm DE = $23 \pm 1\%$) durante enero y febrero de 2003.

Durante los dos primeros años de monitoreo, en los que se efectuó el relevamiento de la actividad a bordo de la embarcación del principal guía de pesca que opera desde Larralde, la fracción de salmones $\leq 50 - 55$ cm LT devueltos al mar respecto del total de ejemplares capturados estuvo entre 71 - 78% ($n = 227$) frente a Larralde y Villarino, y entre el 33 - 45% ($n = 156$) en la boca del GSJ. El modelo mínimo adecuado indica que la proporción de salmones liberados (*Plib*) depende del paraje de pesca y del número de días julianos transcurridos a partir del comienzo de la temporada:

$$P_{lib} \approx \text{Paraje de pesca} + \text{Días julianos}$$

La proporción de salmones liberados en la boca del GSJ resultó alrededor de un 33% menor a la observada frente a Larralde y Villarino, y en ambos casos aumentó a lo largo de la temporada (de 0,19 a 0,32 entre el 1 de octubre y el 30 de abril en la boca del GSJ, y de 0,54 a 0,70 en la zona frente a Larralde y Villarino (Tabla 4.9 y Fig. 4.12). Prácticamente la totalidad de ejemplares devueltos perteneció al fenotipo amarillo.

Durante los monitoreos a bordo no se observó una estacionalidad definida en la relación de ejemplares amarillos a grises capturados. Dicha relación fue en promedio $\sim 10:1$ (amarillos:grises) para los arrecifes ubicados frente a Larralde y Villarino, y $\sim 6:1$ en la boca del GSJ. Al considerar los salmones desembarcados por los guías de pesca, pobladores y pescadores recreativos, la relación media de salmones amarillos a grises fue $\sim 7:2$ en la boca del GSJ y $9:2$ en Larralde/Villarino.

La relación de sexos de los salmones desembarcados fue aproximadamente 1:1 (machos:hembras) durante los dos primeros años de monitoreo, tanto en la boca del GSJ ($n = 221$; 1,13:1) como frente a Larralde/Villarino ($n = 328$; 0,86:1).

Discusión

Estimación del esfuerzo de pesca. La estimación del número de días-embarcación $demb$ se basa en el cálculo de la probabilidad de detección de una embarcación que se encuentra en la costa $Pdec_d$ y del número de estadías detectadas durante las visitas a la costa, asumiéndose que en cada visita se realiza un censo total de las embarcaciones presentes. Sin embargo, durante la temporada 2003 y en febrero de 2004, el registro de vehículos relevados en El Desempeño incluyó unas pocas embarcaciones que declararon dirigirse hacia o volver desde Larralde o Villarino, el mismo día en que se realizó una visita a la costa, que no fueron detectadas durante los muestreos. Debido a que las zonas de acampe en las playas son muy reducidas, es poco probable que una embarcación que se encuentra en la costa, o al menos su *trailer*, no sean detectados durante el relevamiento. Una posible explicación para el primer año de muestreo es que las embarcaciones hayan sido encontradas pero que sus propietarios hayan declarado no practicar la pesca de altura, no siendo entonces registradas en las planillas de campaña. Esto fue subsanado en los años siguientes. Otra posibilidad es que estas embarcaciones no hayan estado realmente en el lugar que declararon, o hayan declarado sólo uno de los posibles destinos y se hayan movido entre diferentes playas del golfo San José o incluso hacia el golfo Nuevo durante su estadía. Ninguna de las embarcaciones detectadas únicamente a través del registro de entrada/salida de vehículos fue encontrada en otra temporada en Larralde/Villarino, aunque sí en otras playas (Punta Gales) o en el registro de entrada/salida con otros destinos (principalmente Puerto Pirámide y Pardelas, GN). La inclusión de estas embarcaciones como si efectivamente hubieran sido detectadas en los censos resultó en un aumento del número de días-embarcación de 9,5% para 2003 y de 1,8% para 2004.

La estimación de los días-embarcación se vio particularmente afectada por el espaciamiento entre visitas sucesivas. Por ejemplo, en Punta Gales sólo fue posible estimar razonablemente el esfuerzo de pesca durante 2005, gracias

a que el diseño de muestreo se apróximo al regular, siendo que el número de visitas sólo excedió en dos al número efectuado en 2004.

Los resultados de este estudio son relevantes para el diseño del monitoreo. Éste debería maximizar la obtención del tipo de información necesaria para resolver un problema o una pregunta particular a fin de lograr una mayor eficiencia en el uso de los recursos destinados (personal, disponibilidad de vehículos, etc.). Así, para aumentar el número de entrevistas y confeccionar un registro más completo del número de embarcaciones operando en la zona, las visitas a la costa deberían realizarse los fines de semana, independientemente del pronóstico, ya que la probabilidad de detectar estadias cortas (1 – 3 días) aumenta. Si en cambio la información biológica fuera más relevante, los muestreos deberían realizarse cuando se prevé una mayor actividad de pesca, dado un pronóstico meteorológico favorable.

La probabilidad de que una embarcación que se encuentra en la costa salga a pescar P_{pes} resultó ser función de las categorías climáticas. En las estimaciones precedentes se asumió que la dirección e intensidad de viento pronosticadas representó exactamente la realidad, aunque esto no es así. Más allá de la incertidumbre propia de los modelos matemáticos utilizados, los fenómenos locales como la brisa no son contemplados en los mismos, aunque sus magnitudes pueden producir cambios significativos en las condiciones meteorológicas. A modo de ejemplo, los pescadores entrevistados en la temporada 2005 – 2006 (en curso) declararon haber realizado un menor número de salidas entre enero y febrero de 2005 debido a que el clima fue en general desfavorable para la navegación y la pesca de altura. Sin embargo, el pronóstico para esos meses no evidenció diferencias importantes en la fracción de días aptos para la navegación respecto de años anteriores, como se deduce de la comparación de las probabilidades medias de que una embarcación que se encuentra en la costa realice una salida de pesca (P_{med}) para las distintas temporadas. Tampoco se detectaron diferencias interanuales en la probabilidad de salir a pescar (P_{pes}) considerando la actividad desarrollada el día de la visita y los dos días previos a la misma, aunque el número de salidas de pesca sobre arrecifes declarado por los pescadores fue llamativamente menor en el verano del 2005, y al menos dos de los pescadores que normalmente permanecen en la costa por más de un mes declararon haber utilizado menos combustible que durante enero y febrero de 2003 y 2004.

Con respecto a la proporción de salidas a la boca del GSJ respecto del total, se asumió que la misma fue constante para las tres temporadas

analizadas y similar entre los pescadores instalados en Larralde/Villarino y Punta Gales. Debido al bajo número de salidas a la boca y al área frente a Punta Logaritmo detectadas durante los muestreos, resultó imposible ajustar un modelo independiente para la probabilidad de salir a pescar a cada uno de estos parajes. Además, para ir a la boca, algunos pescadores se organizan en grupos de dos o más embarcaciones por una cuestión de seguridad. Según estas consideraciones, la idea de generar un modelo predictivo para estimar el número de salidas a cada paraje resultaría difícil de implementar, aún disponiendo de un relevamiento a más largo plazo de la actividad.

Estimación de las capturas. Las curvas de selectividad obtenidas por Elías (1998) para *P. semifasciata* indican que los palangres o espineles armados con anzuelos pata larga 10/0 capturaron mayormente ejemplares con una abertura bucal >20 cm (>54 cm LT, ~6 – 7 años de edad). Sin embargo, el uso del mismo tipo y tamaño de anzuelos con línea de mano o caña permitió la captura de ejemplares de menor tamaño, de hasta ~30 cm LT (3 años). La fracción de ejemplares <50 – 55 cm LT llegó a representar el 78% de las capturas en las salidas con guías de pesca en los arrecifes ubicados frente a Larralde y Villarino. En la boca del GSJ, el porcentaje de ejemplares <50 – 55 cm LT fue menor, indicando una distribución de tallas diferente entre ambos parajes. La relativa constancia en la distribución de tallas y en la CPUE obtenida en las diferentes temporadas para los parajes Larralde y Villarino y la boca del GSJ indican que año a año se produciría una recuperación de los mismos. Esta recuperación estaría dada en parte por la llegada de nuevos ejemplares hacia el otoño, que aprovecharían la disponibilidad de refugios producto de la actividad extractiva ejercida durante fines de la primavera y el verano, y por el crecimiento de los ejemplares residentes. Con un esfuerzo de pesca sostenido a las tasas registradas en los años cubiertos por el muestreo, las distribuciones de tallas (y por ende edades) están significativamente truncadas respecto de las observadas en arrecifes poco explotados, tal como se discutió en los Capítulos 2 y 3. La recomposición de la estructura etaria es uno de los objetivos del establecimiento de reservas en este tipo de peces que viven asociados a arrecifes (referencias en Coleman *et al.* 2000, Heppel *et al.* 2005).

Al estimar la cosecha de salmón de mar obtenida por los pescadores recreativos, guías de pesca y pobladores, no se tuvo en cuenta la mortalidad post-liberación de los individuos de menor talla, por lo que el impacto de la pesca recreativa podría ser incluso mayor al descrito en el presente capítulo. El

porcentaje de ejemplares devueltos constituyó una fracción apreciable de la captura, siendo particularmente alto en los arrecifes ubicados frente a las playas Larralde y Villarino, en los que representó más de la mitad de los ejemplares capturados. Aún si la mortalidad post-liberación fuese baja, un aumento en el esfuerzo de pesca en un área dada incrementaría la probabilidad de que algunos individuos sean capturados más de una vez a lo largo de su vida, lo que tendría un efecto negativo acumulativo sobre la supervivencia (Heppell *et al.* 2005). Durante el desarrollo de este trabajo, siete individuos de un total de 198 que fueron marcados en la zona de Larralde fueron recapturados dos y hasta tres veces por pescadores recreativos o durante las salidas con los guías de pesca (Capítulo 3).

Al verificarse mediante censos visuales subacuáticos una constancia en las distribuciones de tallas y en la relación entre fenotipos cromáticos en algunos arrecifes indicadores, sometidos a un nivel de explotación bajo o nulo (Capítulo 2), los cambios demográficos observados en los arrecifes explotados podrían ser atribuidos al impacto ocasionado por la pesca. La proporción de salmones liberados (*Plib*) durante las salidas con el principal guía de pesca que opera en Larralde se incrementó entre octubre y abril. Esto podría estar evidenciando a) un cambio en la distribución de tallas de los salmones en los arrecifes, o b) un cambio comportamental de los salmones frente al anzuelo, que provocaría una selección a favor de los ejemplares de menor talla a medida que avanza el otoño. Algunos estudios con palangres o espineles demostraron que ese arte de pesca selecciona positivamente a los ejemplares de mayor tamaño dentro de cada especie (referencias en Stoner 2004, Stoner y Otmar 2004). Estas observaciones han sido interpretadas en términos de la competencia por explotación: la mayor eficiencia demostrada por los individuos más grandes estaría dada por su mayor velocidad de natación y por la posibilidad de tomar más rápidamente la carnada (Hart 1993). Otra forma en que podría operar la competencia por los anzuelos es mediante interferencia, que se produce cuando algún individuo impide el acceso de otros a la carnada. En cualquiera de los dos casos, es de esperar que en un mismo espacio activo los ejemplares de mayor talla sean seleccionados positivamente por el anzuelo, por lo que la hipótesis del cambio estacional en el comportamiento debería ser descartada.

La posibilidad de que se produzcan cambios en la distribución de tallas de los salmones hacia el otoño podría responder a un proceso natural causado por la llegada de ejemplares de menor tamaño, como sugieren Elías y Burgos

(1988), o a la remoción selectiva por pesca de los ejemplares de mayor talla. En el segundo capítulo de esta tesis se ha demostrado que aunque la densidad de salmones en algunos arrecifes indicadores sometidos a una presión de pesca baja o nula se incrementó durante el otoño y el invierno, las distribuciones de tallas en los mismos no variaron de manera apreciable a lo largo del ciclo anual. Así, la hipótesis más favorable es que el aumento observado en la proporción de ejemplares liberados a medida que avanza la temporada de pesca se deba a la remoción de los ejemplares más grandes en los arrecifes explotados.

Como consecuencia de este mismo proceso de selección por pesca en favor de los ejemplares de mayor talla se produciría un cambio en la relación entre el número de ejemplares amarillos y grises en los arrecifes explotados. Considerando las capturas obtenidas en los muestreos realizados a bordo, la relación de salmones amarillos a grises fue ~6:1 en la boca del GSJ y ~10:1 en los arrecifes ubicados frente a Larralde, mientras que la representación de los ejemplares grises se duplicó entre los ejemplares desembarcados (~7:2 en la boca y a 9:2 frente a Larralde). Se desconocen las implicancias que esta remoción selectiva de ejemplares grises podría tener sobre la ecología reproductiva y la dinámica de las poblaciones de salmón de mar. Si el cambio de fenotipo en los machos respondiera a un fenómeno de denso-dependencia, lo cual puede sospecharse dada la constancia de la relación entre el número de ejemplares amarillos y grises observada en los arrecifes considerados indicadores (12:1 a 14:1 amarillos/grises, Capítulo 2), el cambio de fenotipo cromático podría producirse a tallas menores en los arrecifes explotados. Si esto fuera así, la talla/edad de los ejemplares grises en los arrecifes sería uno de los atributos a considerar al evaluar el estado de los mismos.

El número de salmones desembarcados por salida por los pescadores recreativos se mantuvo aproximadamente constante entre enero y febrero, siendo mayor en la boca del GSJ que frente a Larralde y Villarino o a Punta Logaritmo. Tampoco se observaron tendencias consistentes para las tres temporadas monitoreadas (entre octubre y abril) en la CPUE obtenida por turistas a bordo de las embarcaciones con guías, considerándose en este caso el número de horas-anzuelo como unidad de esfuerzo. Es posible que muchos otros factores no contemplados en el análisis precedente modifiquen la CPUE oscureciendo posibles patrones estacionales, siendo los más relevantes la altura de la marea, la hora del día, el estado del mar, la identidad de los arrecifes visitados, la habilidad de los pescadores, el nivel de conocimiento de la zona de pesca, etc. Durante una salida de pesca, los guías visitan diferentes

arrecifes hasta obtener una captura que satisfaga a los pescadores. Para ello, de un año a otro pueden cambiar la frecuencia con la que utilizan ciertos arrecifes, o incluso pueden comenzar a visitar salmoneras que en temporadas anteriores dejaron de ser utilizadas. De esta manera regulan el volumen de las capturas, dificultando la detección a corto plazo de variaciones en la CPUE que reflejen verdaderos cambios en la abundancia de peces en arrecifes específicos.

El cambio cualitativo en la composición de las capturas podría inferirse a través del relato de los pescadores recreativos o artesanales que han desarrollado estas actividades en la zona por años (Sáenz-Arroyo *et al.* 2005), de registros fotográficos de las capturas, planillas de pesajes de los torneos de pesca de altura y caza submarina, etc. Una fotografía de la captura obtenida durante el Concurso de Pesca Deportiva de Altura en conmemoración del 6to aniversario del CNAS²², en octubre de 1961, desarrollado frente a la Isla de los Pájaros (Punta Logaritmo), muestra al menos unos ocho salmones que superan holgadamente el metro de largo y los 15 kg de peso (Fig. 4.13). En esa oportunidad, el peso total de la captura obtenida por 18 pescadores en una única jornada de pesca asciende a 400 kg, habiéndose otorgado el premio a la pieza mayor por un salmón que pesó 19 kg²³. A lo largo de los tres años de monitoreo los pescadores con mayor experiencia en la zona han demostrado preocupación por la disminución en las tallas de los ejemplares capturados, particularmente frente a Larralde y Villarino. En charlas informales mantenidas con algunos de ellos, manifestaron que entre 20 y 30 años atrás la captura de salmones que superaban los 10 – 15 kg resultaba habitual, pero que actualmente es cada vez más difícil capturar un salmón de más de 2 kg. Esta caída en las tallas de los salmones capturados podría favorecer el desarrollo de otras modalidades de pesca como la dirigida al magrú, que durante principios del 2005 y 2006 comenzó a hacerse más popular entre los pescadores asentados en Larralde y Villarino, o incrementar el esfuerzo de pesca en otros parajes más rendidores en número de ejemplares y en tamaños, como la boca del GSJ.

²² Club Náutico Atlántico Sud, Puerto Madryn, fundado el 10 de octubre de 1955

²³ Diario Jornada, Trelew y Rawson (Ch.), viernes 20 de septiembre de 1963

Tablas y figuras

Tabla 4.1: Esfuerzo de muestreo y resumen de los datos obtenidos durante el relevamiento de la pesca recreativa de altura en el GSJ realizado entre octubre de 2002 y abril de 2005.

Número de visitas a la costa									
Playa de desembarco	2002 – 2003			2003 – 2004			2004 – 2005		
	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr
Larralde/Villarino	7	12	6	4	11	2	0	7	2
Punta Gales	0	3	2	0	5	1	0	7	1

Número de embarcaciones y estadías detectadas durante enero y febrero ^a						
Playa de desembarco	Embarcaciones			Estadías		
	2003	2004	2005	2003	2004	2005
Larralde/Villarino	23 (7)	23 (1)	14	24 (8) [2]	21 (1) [4]	18 [3]
Punta Gales	7 (3)	2	8	8 (4) [1]	1 [1]	11 (1)

Número de partes de pesca reconstruidos ^b									
Paraje de pesca	2002 – 2003			2003 – 2004			2004 – 2005		
	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr
Larralde/Villarino	1 (7)	44 (6)	1 (6)	2 (10)	42 (16)	1 (7)	0 (3)	13 (12)	5 (0)
Punta Logaritmo	0 (0)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	2 (0)	3 (0)	0 (0)	2 (4)	1 (0)
Boca GSJ	0 (3)	10 (23)	0 (8)	0 (6)	3 (7)	2 (1)	0 (1)	5 (5)	0 (0)

Número de salmones de mar muestreados ^c									
Paraje de pesca	2003			2004			2005		
	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr	Oct-Dic	Ene-Feb	Mar-Abr
Larralde/Villarino	68 (70) [42]	136 (139) [97]	6 (6) [0]	48 (48) [20]	127 (137) [50]	12 (12) [7]	0 (0) [0]	23 (27) [8]	2 (2) [0]
Punta Logaritmo	s/d	10 (10) [7]	s/d	s/d	s/d	5 (5) [0]	s/d	s/d	12 (12) [0]
Boca GSJ	65 (65) [65]	160 (161) [123]	67 (68) [40]	21 (53) [26]	88 (89) [72]	0 (0) [0]	0 (0) [0]	14 (14) [7]	0 (0) [0]

^a Entre paréntesis se indican las embarcaciones y estadías que no fueron detectadas pero aparecieron en el registro de entrada/salida de vehículos de “El Desempeño” como presentes en la costa el mismo día de una visita, y entre corchetes, el número de estadías detectadas cuya duración no pudo ser determinada con exactitud.

^b El número de partes reconstruidos correspondientes a los guías de pesca y pobladores se indican entre paréntesis.

^c Los números representan la cantidad de ejemplares medidos. Entre paréntesis se indica el número de ejemplares para los que se registró el fenotipo cromático, y entre corchetes, el número de ejemplares sexados.

Tabla 4.2: Cobertura de los registros de entrada/salida de vehículos a través de “El Desempeño” entre octubre de 2002 y abril de 2005.

Mes	Temporada		
	2002 – 2003	2003 – 2004	2004 – 2005
Octubre	No disponible	Completo	Completo
Noviembre	No disponible	Completo	Completo
Diciembre	Incompleto	Completo	Completo
Enero	Completo	No disponible	No disponible
Febrero	Completo	Completo	No disponible
Marzo	Completo	Completo	No disponible
Abril	Completo	Completo	No disponible

Tabla 4.3: Variables evaluadas durante el cálculo de la probabilidad de salir a pescar (Ppes). Los números entre paréntesis indican el número de niveles de cada factor.

Variable explicatoria	Justificación
Duración de la estadía	Factor (2). 1–3 días y >3 días.
Pronóstico meteorológico	Numérico. Variable ordinal que representa el número de estimaciones diarias de intensidad y dirección del viento que resultan adecuadas para la navegación. Los valores asignados varían entre 0 y 3, siendo 0: ninguna de las tres estimaciones resulta adecuada; 1: una estimación adecuada; y así sucesivamente.
Temporada	Factor (3). Cada temporada está representada por los meses de enero y febrero.

Tabla 4.4: Variables evaluadas durante el ajuste del modelo para la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en la pesca recreativa de altura entre los meses de enero y febrero, en los tres parajes de pesca relevados, GSJ. Los números entre paréntesis indican el número de niveles de cada factor.

Variable explicatoria	Justificación
Días (julianos)	Numérico. Número de días transcurridos desde el 1 de enero.
GPS	Factor (2). Con niveles: tiene y no tiene.
Mes	Factor (2). Con niveles: enero y febrero.
Paraje de pesca	Factor (3). Con niveles: Larralde/Villarino, Punta Logaritmo y boca del GSJ.
Temporada	Factor (3). Cada temporada está representada por los meses de enero y febrero.
Tiempo efectivo de pesca	Numérico. Medido en horas-anzuelo y determinado a partir de las entrevistas. Representa el tiempo en que las líneas estuvieron efectivamente pescando, excluyendo los tiempos de navegación hasta y desde el caladero o entre arrecifes.
Tipo de parte	Factor (2). Con niveles: retroactivo, <i>in situ</i>

Tabla 4.5: Variables evaluadas durante el cálculo de la proporción de salmones devueltos (Plib) en las salidas con el principal guía de pesca que opera desde la playa Larralde. Los números entre paréntesis indican el número de niveles de cada factor.

Variable explicatoria	Justificación
Días (julianos)	Numérico. Número de días transcurridos desde el 1 de octubre.
Mes	Factor (7). Con niveles: octubre, noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril.
Número de pescadores	Numérico.
Paraje de pesca	Factor (2). Con niveles: Larralde/Villarino y boca del GSJ.
Temporada	Factor (3). Cada temporada corresponde al período entre los meses de octubre y abril. La temporada 2002-2003 se extiende entre el 1 de octubre de 2002 y el 30 de abril de 2003, y así sucesivamente.
Tiempo efectivo de pesca	Numérico. Medido en horas-anzuelo y determinado a partir de las entrevistas. Representa el tiempo en que las líneas estuvieron efectivamente pescando, excluyendo los tiempos de navegación hasta y desde el caladero o entre arrecifes.
Tipo de parte	Factor (2). Con niveles: retroactivo, <i>in situ</i>

Tabla 4.6: a) Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para la regresión logística que describe la probabilidad de salir a pescar P_{pes} en función de la categoría climática; y b) Valores estimados y desvíos estándar para las cuatro categorías ordinales del pronóstico meteorológico. N = número de casos (datos binarios).

a)

	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	-2,8536	0,4521	-3,800; -2,020
Pendiente	0,8719	0,1727	0,549; 1,228

b)

Pronóstico meteorológico	Probabilidad de salir a pescar (P_{pes})	DE
0 ($n = 19$)	0,0545	0,0233
1 ($n = 53$)	0,1211	0,0309
2 ($n = 93$)	0,2479	0,0284
3 ($n = 169$)	0,4408	0,0367

Tabla 4.7: Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) e intervalos de confianza (95%) para el modelo quasipoisson que describe la CPUE (en número de salmones desembarcados por salida) en el golfo San José, durante enero y febrero de 2003 a 2005. `Boca` e `in situ` son los niveles de referencia para los factores `Paraje de pesca` (PP) y `Tipo de parte` (T).

Nivel	Coeficiente	DE	Intervalos de confianza (95%)
Intercepto	2,287	0,136	2,011 ; 2,546
Punta Logaritmo (PP)	-1,164	0,398	-2,039 ; -0,457
Larralde/Villarino (PP)	-0,705	0,139	-0,972 ; -0,428
Retroactivo (T)	-0,254	0,123	-0,494 ; -0,011

Tabla 4.8: Significación de los contrastes entre los niveles del factor 'Paraje de pesca', estimados al asumir un modelo quasipoisson para la cosecha de salmones por salida de pesca. Se asumió una distribución t-Student para los coeficientes estimados.

	Larralde / Villarino	Punta Logaritmo
Larralde / Villarino	-----	
Punta Logaritmo	0,2369	-----
Boca GSJ	< 0,0001	0,0041

Tabla 4.9: Coeficientes estimados, desvíos estándar (DE) y significación de los coeficientes para el modelo binomial que describe la proporción de salmones devueltos durante las salidas del principal guía de pesca que opera desde la playa Larralde, entre los meses de octubre y abril. 'Boca' es el nivel de referencia para el factor 'Paraje de pesca' (PP).

Nivel	Coeficiente	DE	Valor de t	P(> t)
Intercepto	-1.4361	0,2222	-6,476	<0,0001
Larralde/Villarino (PP)	1,5830	0,1392	11,376	<0,0001
Días julianos	0,0033	0,0015	2,174	0,0323

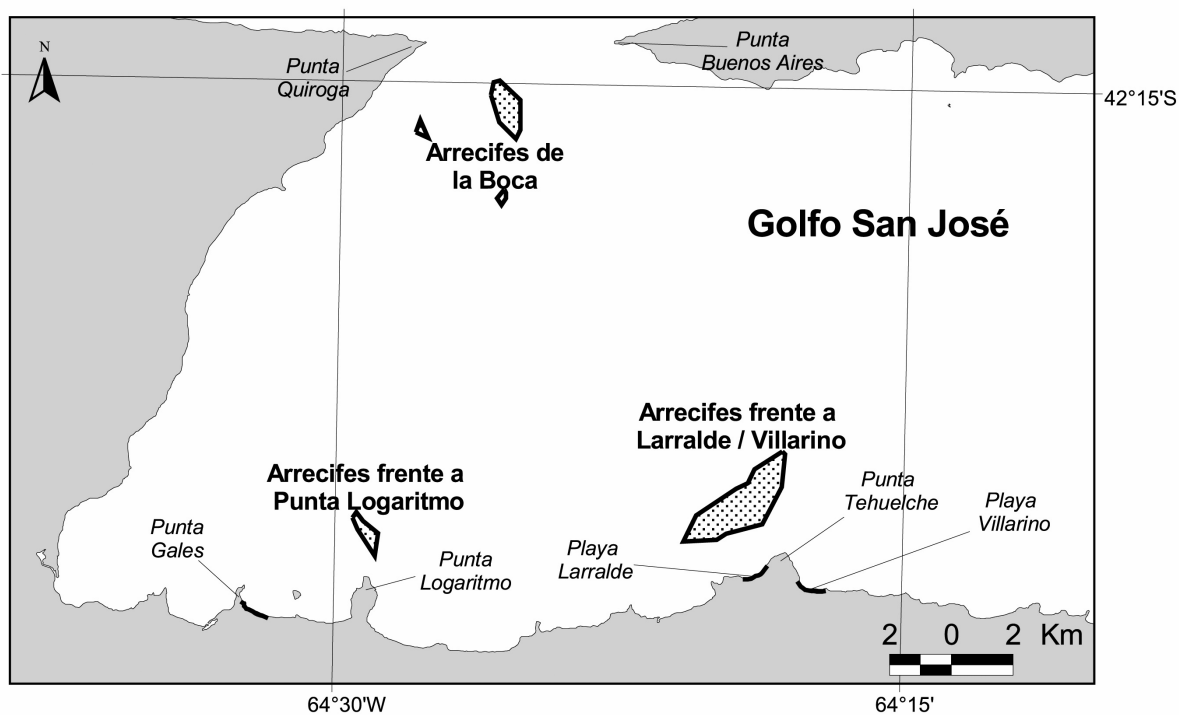


Figura 4.1: Mapa del área de estudio mostrando la ubicación y el tamaño aproximado de los parajes de pesca utilizados por los pescadores recreativos que fueron relevados en el golfo San José. Las áreas punteadas indican la presencia de arrecifes, y las líneas gruesas sobre la costa, las áreas en las que los pescadores instalan sus campamentos durante el verano.

Parte de pesca recreativa *in situ* *retroactivo* *

Fecha*: __/__/200__	Zona*:	Etiqueta*:
---------------------	--------	------------

Características de la embarcación

Nombre de la embarcación*: _____ Matrícula: _____

Potencia en HP: _____ Eslora: _____ m Tipo: _____

Localidad de origen: _____ Provincia: _____

Propietario*: _____ Dirección: _____

Teléfono: _____ - _____ E-mail: _____ @ _____

Estadía: Llegó el día*: __/__/____	Se queda hasta*: __/__/____
------------------------------------	-----------------------------

Caracterización del esfuerzo de pesca

Hora de partida*: _____ Hora de arribo*: _____ Playa desembarco*: _____

Tiempo de navegación (ida + vuelta)*: _____ N° de pescadores a bordo*: _____

Tipo de aparejo: _____ N° de aparejos*: _____

Nro. total de anzuelos*: _____ Tipo de anzuelo: _____

Carnada: _____ Marea: _____ Estado del mar: _____

Tiempo efectivo de pesca*: _____

Caracterización del lugar de pesca

Paraje de pesca*: _____

Latitud: ____° ____' ____" Longitud: ____° ____' ____" Profundidad: _____ m

Tipo de hábitat: _____

Observaciones: _____

<u>Caracterización de la captura*</u>		
Especie	N° de piezas	Peso total aprox.
Salmón de mar (amarillo)	-----	-----
Salmón de mar (gris)	-----	-----
Mero	-----	-----
Escrófalo	-----	-----
Otros (especificar)	-----	-----
<i>Devoluciones*</i>		
Salmón de mar	-----	-----
Mero	-----	-----
Otros (especificar)	-----	-----

Figura 4.2: Parte de pesca recreativa utilizado para monitorear la captura de peces de arrecife en el golfo San José. Los asteriscos indican los campos en la planilla que deben ser llenados de manera obligatoria.

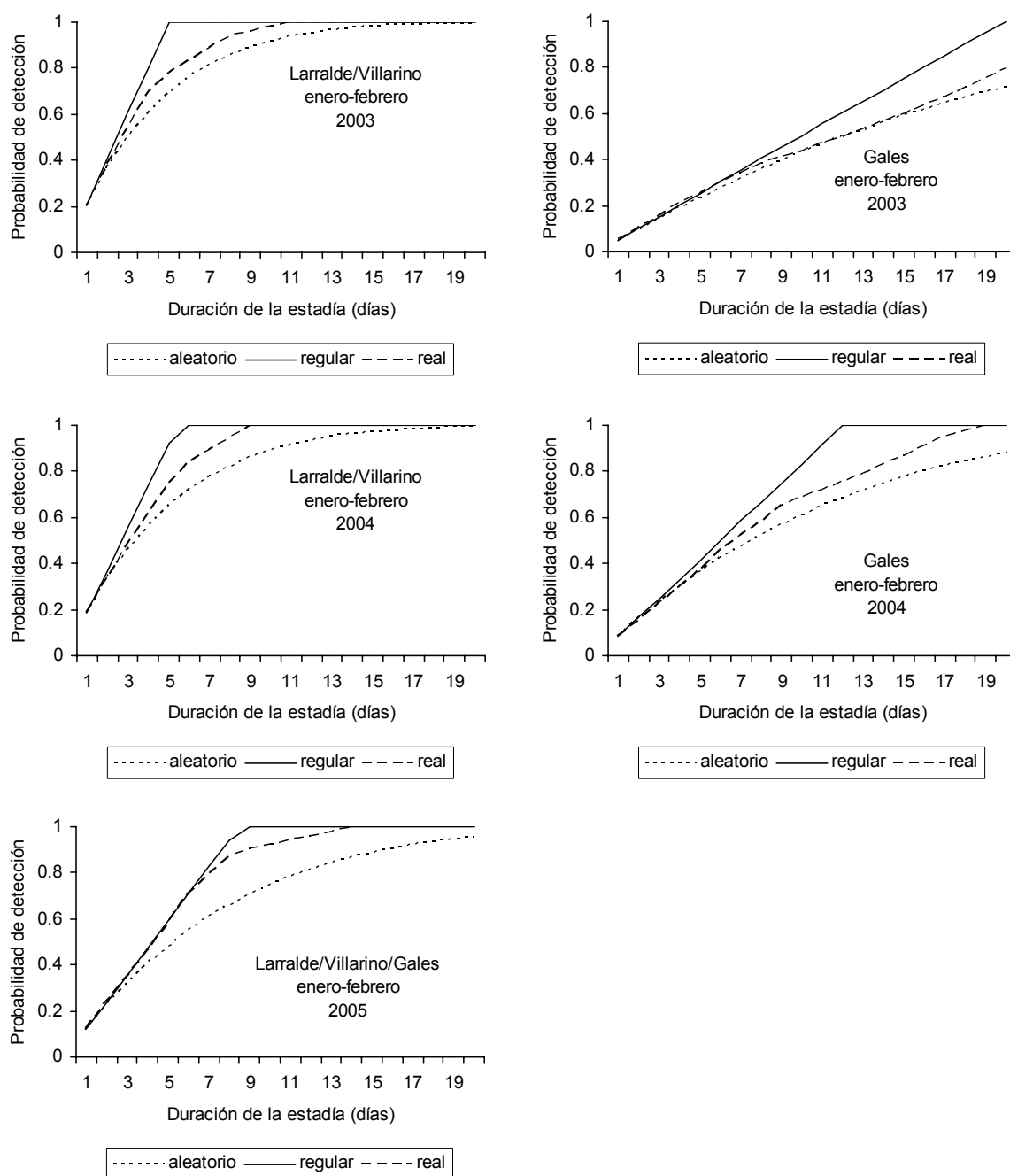


Figura 4.3: Probabilidades de detección $Pdec_d$ obtenidas mediante el método de Monte Carlo, para una embarcación que se encuentra en la costa, en función de la duración de la estadía d y del diseño de muestreo aplicado en enero y febrero de 2003, 2004 y 2005.

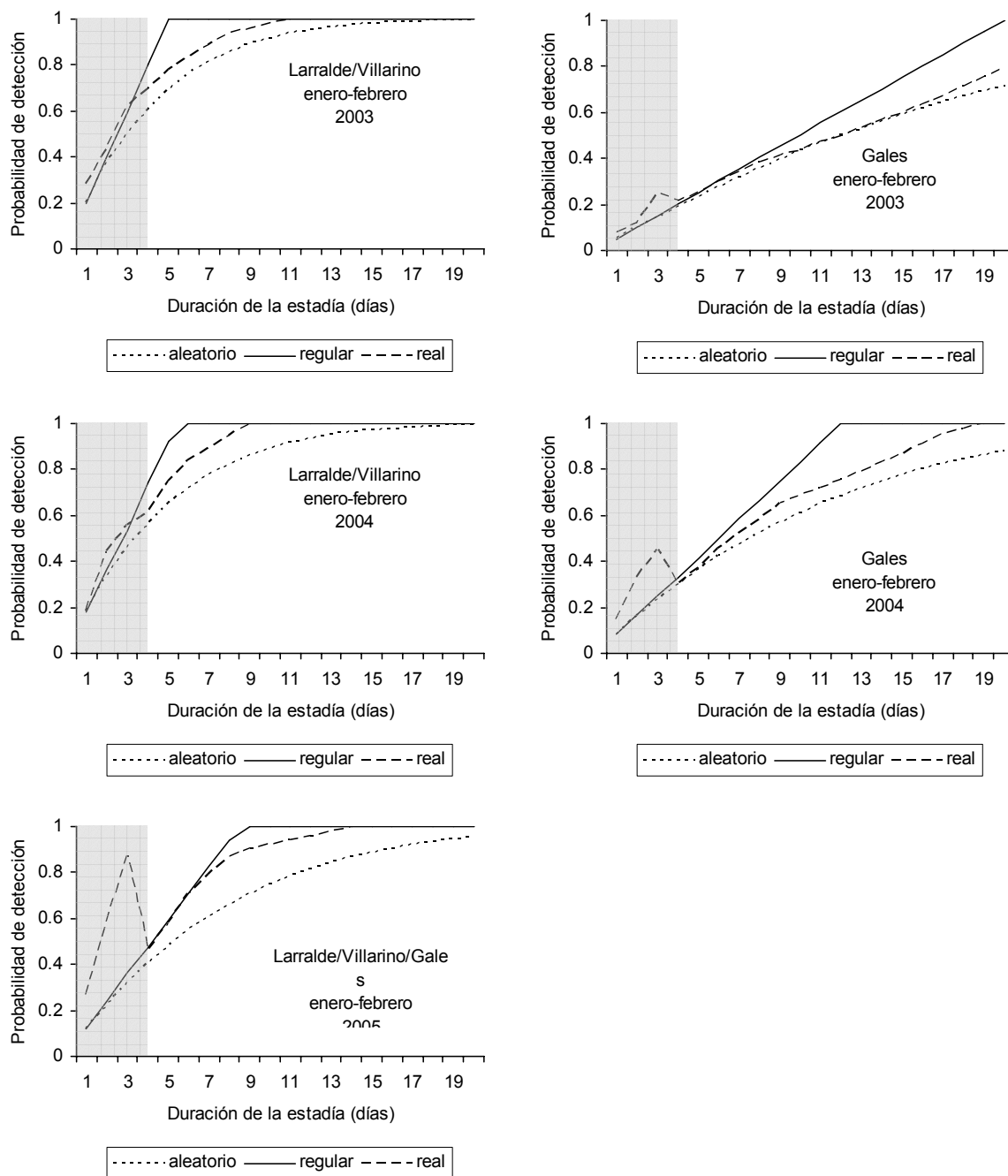


Figura 4.4: Probabilidades de detección $Pdec_d$ obtenidas mediante el método de Monte Carlo, para una embarcación que se encuentra en la costa, en función de la duración de la estada d y del diseño de muestreo aplicado en enero y febrero de 2003, 2004 y 2005; restringiendo las estadías cuya $d \leq 3$ días a los fines de semana. La $Pdec_d$ para $d \leq 3$ está indicada en color gris.

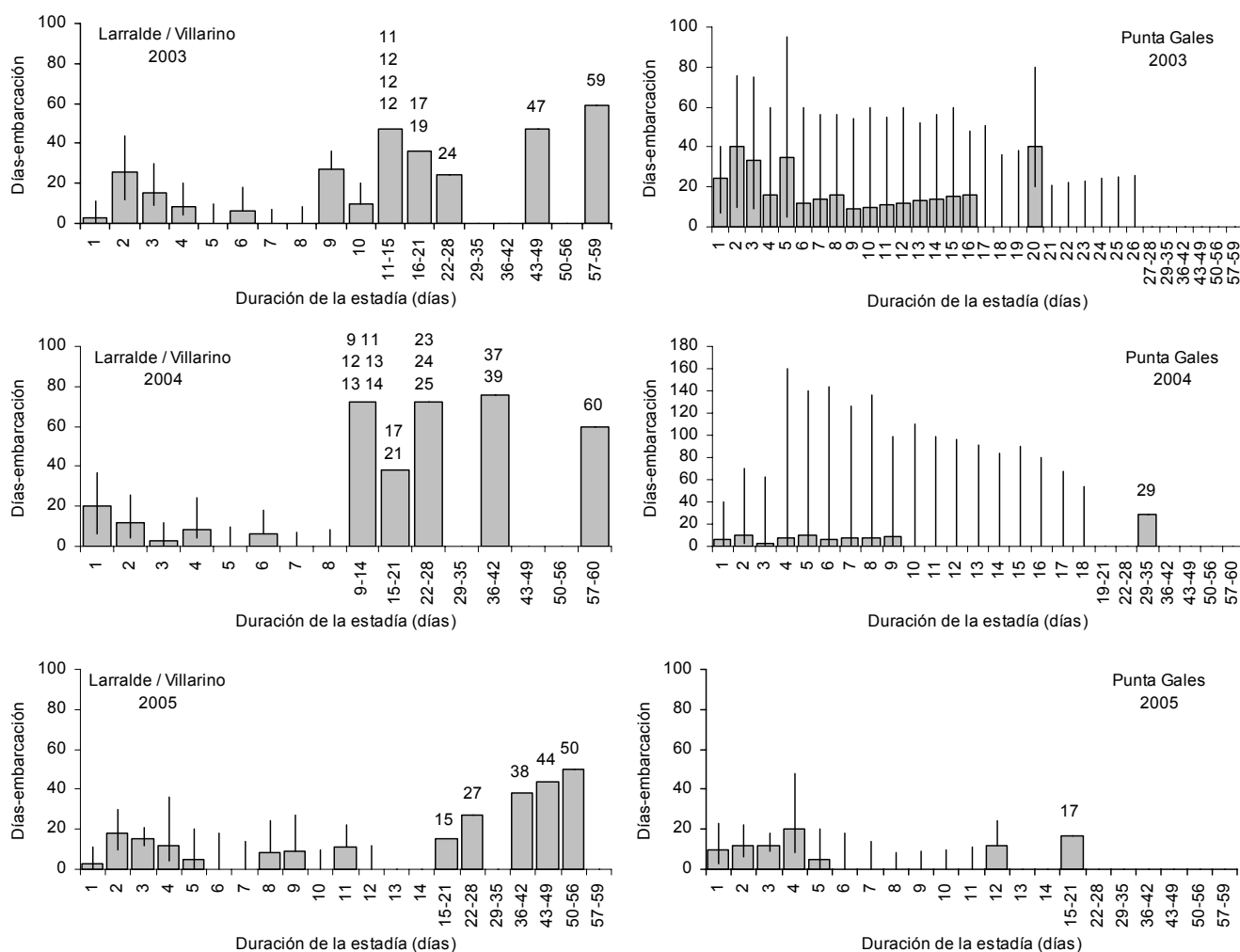


Figura 4.5: Números de días-embarcación $demb$ e intervalos de confianza del 95% estimados por el método de Monte Carlo para las embarcaciones recreativas instaladas en las playas Larralde y Villarino (columna izquierda), y Punta Gales (columna derecha), durante los meses de enero y febrero de 2003, 2004 y 2005. Los números encima de las barras indican la duración de las estadías de las embarcaciones detectadas mediante el muestreo, cuya $Pdec_d = 1$.

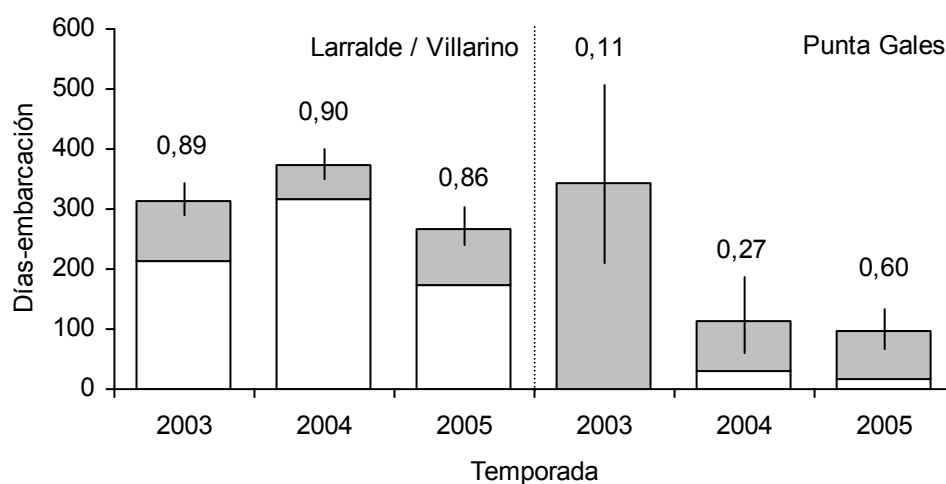


Figura 4.6: Número total de días-embarcación e intervalos de confianza estimados por el método de Monte Carlo, para enero y febrero de los años 2003, 2004 y 2005 en las playas Larralde / Villarino y Punta Gales. Las barras grises indican el número de días-embarcación estimados para las estadías cuya $Pdec_d < 1$, y las blancas, el número de días-embarcación correspondientes a estadías detectadas. Los números sobre las barras indican la fracción de días-embarcación correspondientes a estadías detectadas mediante el muestreo, respecto del total estimado para cada temporada y paraje.

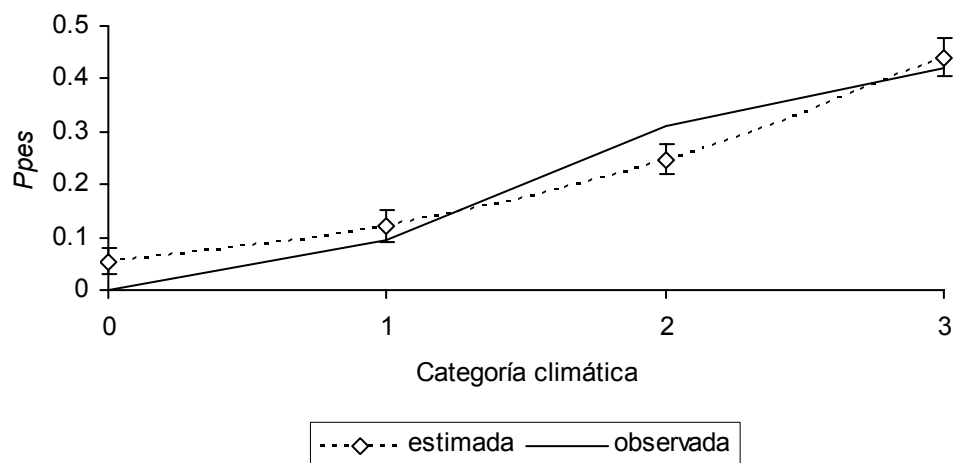


Figura 4.7: Probabilidad (observada y estimada) de que una embarcación que se encuentra en la costa realice una salida de pesca (P_{pes}), dependiendo de la categoría climática asignada.

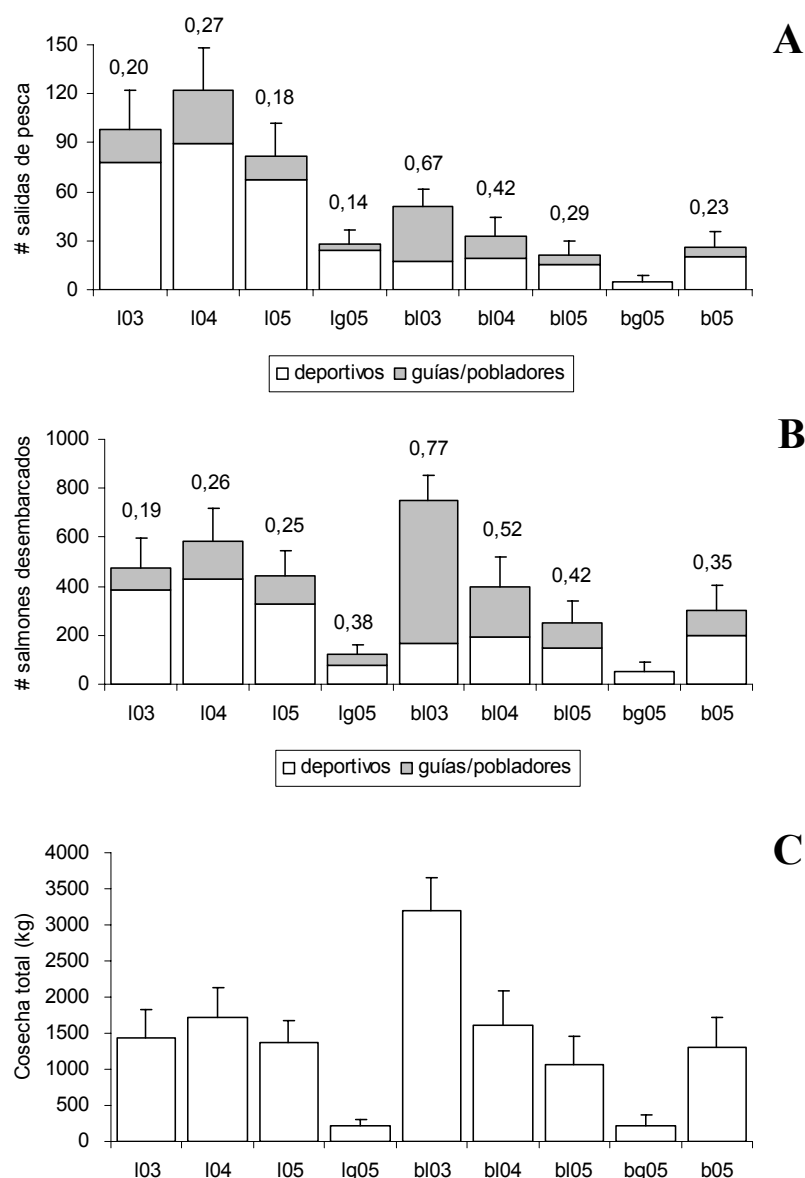


Figura 4.8: Esfuerzo ejercido y cosecha de salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en tres parajes de pesca dentro del GSJ, entre los meses de octubre y abril, para las temporadas 2002 – 2003, 2003 – 2004 y 2004 – 2005. (A) Número estimado de salidas de pesca (\pm DE). Los números sobre las barras representan la fracción de las salidas realizadas por los guías de pesca y los pobladores respecto del total estimado. (B) Cosecha, en número de ejemplares desembarcados (\pm DE). Los números sobre las barras representan la fracción de la cosecha correspondiente a las capturas realizadas a bordo de las embarcaciones con guías de pesca o por los pobladores. (C) Cosecha total, en kg (\pm DE). L: Larralde/Villarino; Lg: Punta Logaritmo; Bl: boca del GSJ, con playa de desembarco Larralde o Villarino; Bg: boca del GSJ, con playa de desembarco en Punta Gales; B: boca del GSJ.

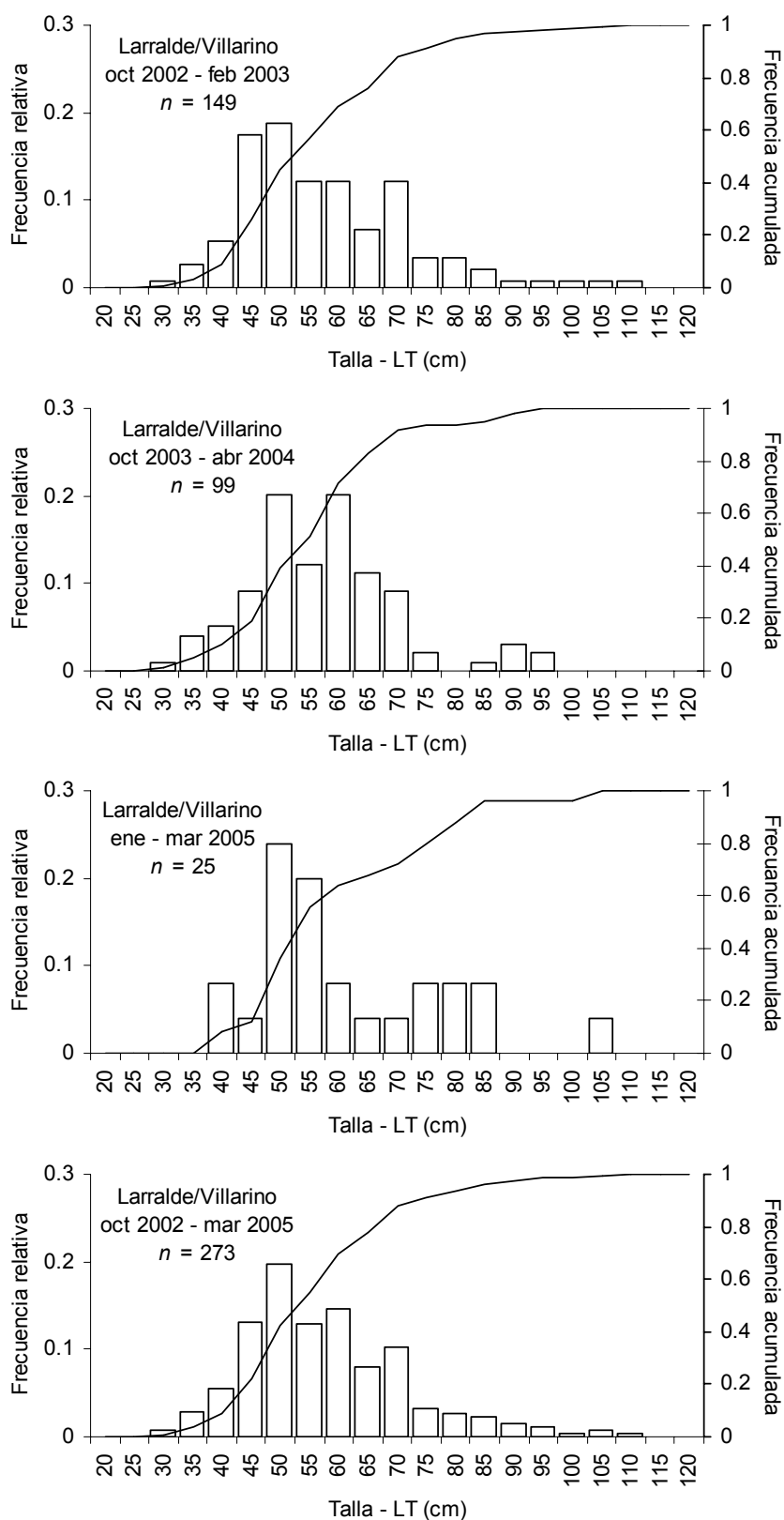


Figura 4.9: Distribuciones de frecuencias relativas de tallas y frecuencia relativa acumulada por clase de talla para los desembarcos de salmón de mar muestreados durante tres temporadas de monitoreo, provenientes de arrecifes ubicados frente a las playas Larralde y Villarino.

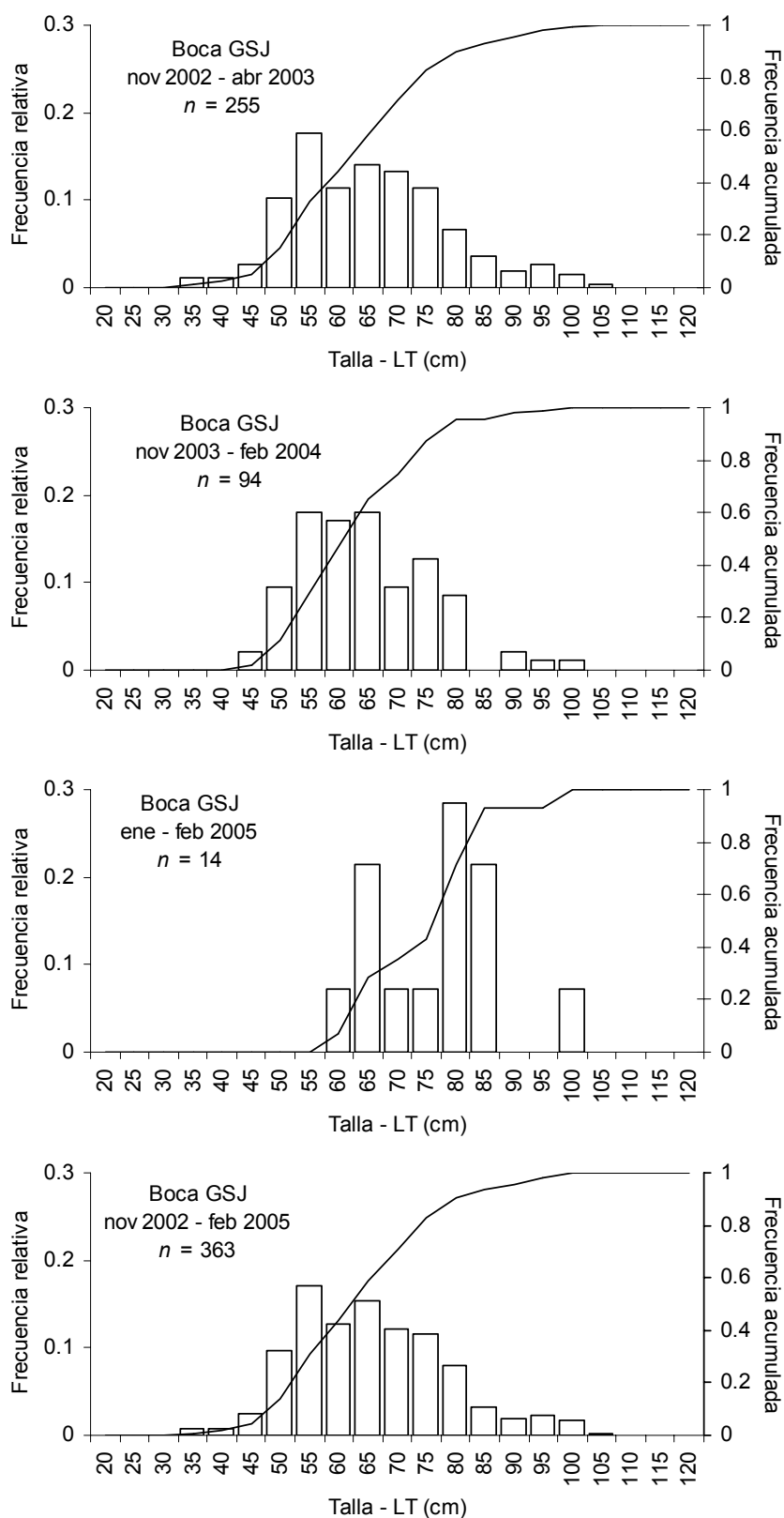


Figura 4.10: Distribuciones de frecuencias relativas de tallas y frecuencia relativa acumulada por clase de talla para los desembarcos de salmón de mar muestreados durante las tres temporadas de monitoreo, provenientes de arrecifes ubicados en la boca del GSJ.

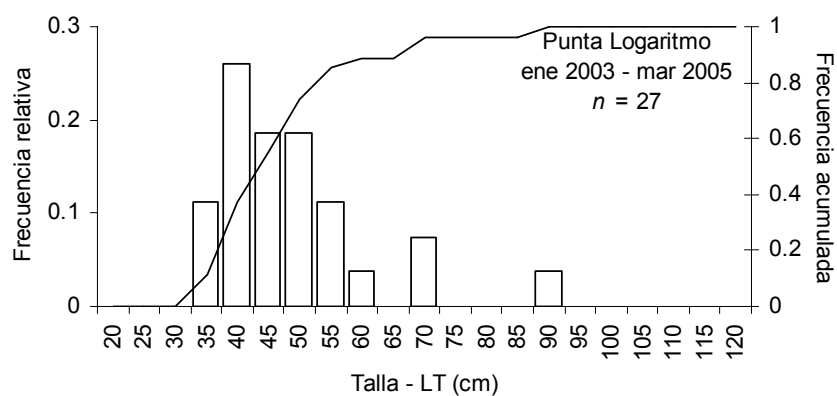


Figura 4.11: Distribuciones de frecuencias relativas de tallas y frecuencia relativa acumulada por clase de talla para los desembarcos de salmón de mar muestreados durante las tres temporadas de monitoreo, provenientes de arrecifes ubicados frente a Punta Logaritmo.

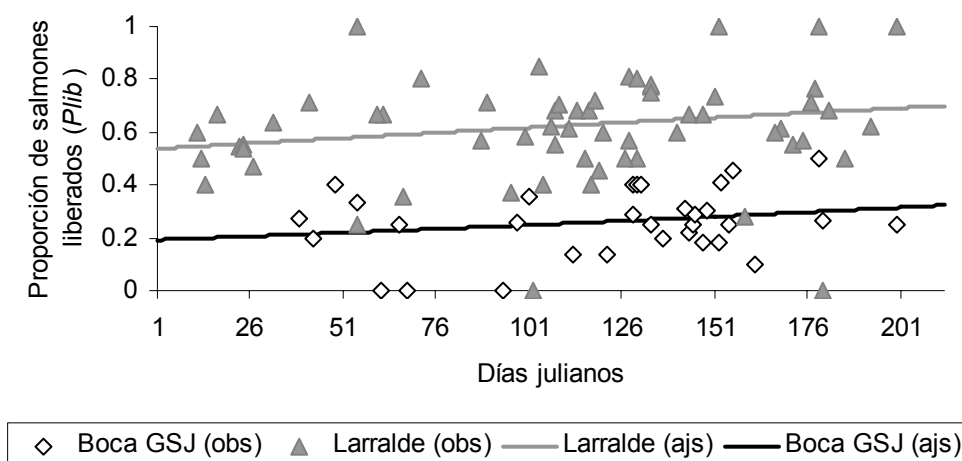


Figura 4.12: Proporción de salmones liberados, observada y ajustada, durante las salidas del principal guía de pesca recreativa que opera desde Playa Larralde, entre el 1 de octubre y el 30 de abril, para las temporadas 2002 – 2003, 2003 – 2004 y 2004 – 2005.



Figura 4.13: Captura obtenida durante el Concurso de Pesca Deportiva de Altura en conmemoración del 6^{to} aniversario del Club Náutico Atlántico Sud (CNAS), en octubre de 1961, desarrollado frente a la Isla de los Pájaros (Punta Logaritmo). Los números muestran los ejemplares de mayor talla, que superarían los 15 kg de peso. La fotografía fue tomada de una revista publicada en conmemoración del 40^{mo} aniversario de la fundación del CNAS.

Conclusiones generales: Implicancias para la evaluación y el manejo de las poblaciones del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* en los arrecifes rocosos norpatagónicos

En los capítulos precedentes se demostró que el salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* presenta una fuerte asociación con las salmoneras, que sus movimientos se restringen a áreas comparativamente pequeñas dentro de las mismas, y que el número de salmones en estos arrecifes se mantiene relativamente constante a lo largo del ciclo anual, detectándose tiempos de residencia que superaron ampliamente el año. Esta elevada fidelidad a las salmoneras, sumada a algunas características biológicas particulares de la especie, como su longevidad y su baja fecundidad (Macchi *et al.* 1995, González 1998), hacen que el salmón de mar sea altamente vulnerable a cualquier modalidad extractiva sostenida que lo tenga como especie blanco. Si bien no existen series de abundancia como para estimar el impacto de la pesca en términos de tasas de mortalidad y/o nivel de reducción en el tamaño del stock, su efecto puede en parte inferirse a partir de los cambios demográficos observados en las poblaciones explotadas.

En algunos arrecifes del golfo San José (GSJ) sometidos a una fuerte presión de pesca se infirió una disminución en las tallas de los salmones, evidenciados por el incremento en la proporción de ejemplares pequeños devueltos en la pesca recreativa de altura hacia el final de la temporada (octubre – abril). La sobre-representación de los machos grises observada en los desembarcos respecto de las capturas deportivas (posiblemente producto de la mayor talla de estos ejemplares) podría tener implicancias sobre la ecología reproductiva de la especie, aunque su alcance se desconoce debido a la escasa información disponible sobre el rol desempeñado por los dos fenotipos cromáticos en la reproducción y sobre los factores que rigen el cambio de fenotipo amarillo a gris en los machos.

Basándose en datos de esfuerzo de pesca y en las capturas de salmón de mar obtenidas entre los años 1971 y 1997 por la flota arrastrera que opera en el golfo San Matías, que captura al salmón de mar como especie incidental, González (1998) postuló que los efectivos de *P. semifasciata* en dicho golfo se

encontraban sobre-explotados. Al comparar las distribuciones de tallas y edades de los salmones de ambos sexos, este autor observó una disminución drástica en la proporción de ejemplares de mayor talla en 1993 respecto de las obtenidas en 1986, junto con una reducción en la biomasa total estimada para el área de estudio de alrededor del 56%. Mientras que el 58% de los ejemplares capturados en 1986 midió más de 60 cm LT, este porcentaje se redujo a un 11% en 1993 (González 1998).

Por su parte, aunque no se dispone de información precisa sobre las áreas de pesca, Elías y Burgos (1988) notaron una disminución en las tallas medias para el salmón de mar del orden de los 15 cm LT en los desembarcos de la flota arrastrera que operó entre los 42° – 44°S entre septiembre de 1981 y febrero de 1982. Estos autores interpretaron que esa disminución en las tallas se debería a una dispersión de los individuos desovantes y a la incorporación de ejemplares de menor talla posiblemente pre-reproductivos. Sin embargo, esta reducción en las tallas también podría ser consecuencia de la presión de pesca.

La pesquería recreativa de altura sobre arrecifes a lo largo del litoral del Chubut es una pesquería de acceso abierto para la cual prácticamente no existe reglamentación y mucho menos controles efectivos. Los usuarios que tradicionalmente han desarrollado la pesca con línea y submarina en el GSJ, entrevistados informalmente en las playas de desembarco Larralde, Villarino y Punta Gales, comparten la preocupación por la disminución en los rendimientos y en las tallas de los salmones pescados con respecto a los obtenidos décadas atrás, aunque la mayoría adjudica estos cambios a la pesca con redes de arrastre en plataforma. Dadas las particularidades ecológicas y biológicas de *P. semifasciata* y el impacto que la pesca en general y la pesca con línea en particular tienen sobre sus poblaciones, ¿cuáles serían entonces las opciones más adecuadas para monitorear el estado de las poblaciones del salmón de mar en los arrecifes explotados, y cuáles las medidas de manejo más apropiadas para la conservación de esta especie en los arrecifes rocosos costeros? A continuación se discuten las ventajas y desventajas de las opciones para la evaluación y el manejo de estos sistemas, y se proponen algunas posibles medidas regulatorias para la pesca recreativa de altura sobre arrecifes.

Opciones para la evaluación de las poblaciones de salmón de mar

Con el fin de describir los patrones de ocupación de los arrecifes por el salmón de mar, se diseñó un protocolo de monitoreo independiente de los datos

pesqueros mediante el uso de censos visuales subacuáticos (CVS: Capítulo 2). Esta técnica permitió obtener un índice de abundancia relativa utilizado para estimar los porcentajes de cambio en la abundancia de los salmones a lo largo del ciclo anual. Además, durante los censos se estimó la talla y se registró el fenotipo cromático de los ejemplares observados para evaluar potenciales cambios demográficos en los arrecifes. Sin embargo, la factibilidad de monitorear estas poblaciones a largo plazo mediante CVS requeriría una inversión de recursos considerable y disponibilidad de personal entrenado. En los Capítulos 2 y 3 se demostró que los cambios demográficos y las variaciones en la abundancia de los salmones se producen a la escala de las salmoneras, y que estos cambios están estrechamente ligados a la historia de explotación particular de cada arrecife. Este fuerte componente espacial en la distribución del salmón de mar impide la aplicación de métodos de prospección convencionales, que asumen que las poblaciones son un conjunto dinámico en el que los peces se mezclan libremente, e incrementa la necesidad de incluir un número elevado de arrecifes en el monitoreo de cada una de las zonas o parajes de pesca utilizados, con el objeto de captar mediante el muestreo la heterogeneidad entre los mismos. Por otra parte, los CVS mediante buceo autónomo están restringidos a arrecifes someros (hasta 20-25 m de profundidad) y a áreas con bajas intensidades de corriente, lo que los vuelve inaplicables en la mayor parte de los sitios explotados, en los que las profundidades superan los 25 – 30 m.

Algunas de las limitaciones de los CVS podrían ser subsanadas mediante el registro con cámaras de video subacuáticas y vehículos de operación remota (ROV: *remotely operated vehicles*), que han probado ser de utilidad en numerosos sistemas (Michalopoulos *et al.* 1993, Adams *et al.* 1995, Willis y Babcock 2000, Harvey 2001c, Harvey *et al.* 2004, Barans *et al.* 2005), no sólo para obtener índices relativos de abundancia, sino también para determinar la composición de especies y la estructura de tallas de las comunidades y poblaciones monitoreadas (Parker *et al.* 1994, Pfister y Goulet 1999, Harvey *et al.* 2001a, 2001b, 2001c).

Martell y Walters (2002) enfatizaron las ventajas de los programas de marcación para monitorear las tasas de explotación en base a métodos de captura-recaptura. Según estos autores, el cociente entre el número de recapturas y el número de individuos marcados representa una estimación directa de la tasa de explotación, aún si el número de peces marcados es bajo (200 – 500). La efectividad de este método de monitoreo requiere 1) que la tasa de pérdida de marcas y la mortalidad post-liberación de los ejemplares marcados

sean despreciables o al menos conocidas; 2) que todos los peces presenten la misma probabilidad de ser capturados; y 3) que todas las recapturas sean declaradas, o al menos que la tasa de devolución de las marcas sea conocida. La dificultad asociada a la marcación y posterior liberación de los salmones de mar, en particular en arrecifes cuya profundidad supera los 25 – 30 m, hace que este método sea de difícil aplicación. Las fuertes corrientes observadas en algunos de los parajes de pesca como la boca del GSJ impiden la implementación de métodos de marcación *in situ* y el esfuerzo de pesca necesario para marcar un número suficiente de salmones sería muy elevado. La segunda de las condiciones, que requiere que los peces sean marcados en proporción a su densidad en todo el rango de distribución es aún más difícil de lograr en el sistema de arrecifes. Además, la necesidad de marcar ejemplares en todos los parajes de pesca potencialmente utilizables por los pescadores, una condición requerida para la aplicación de este método de evaluación, implicaría tener un conocimiento exhaustivo de la distribución de los arrecifes en los golfos. Si bien este estudio ha avanzado en identificar numerosos arrecifes dentro del GSJ, el pequeño tamaño de los mismos hace esperar que el mapa de arrecifes confeccionado diste mucho de ser el definitivo.

Otra posibilidad consiste en diseñar un sistema de monitoreo basado en las capturas de la pesca recreativa de altura y de la selectividad de la pesca con anzuelo sobre los arrecifes. Para ello deberían estudiarse previamente aspectos tales como el comportamiento de los peces frente a la carnada, el efecto de diferentes variables ambientales sobre el mismo, y la selectividad de los anzuelos utilizados. A partir de información detallada sobre las capturas, el esfuerzo y las áreas de pesca, y algunas variables ambientales que incluirían la estación del año, amplitud y estado de la marea, hora del día, ciclo lunar, el estado del mar, la intensidad de la corriente, etc., podría estimarse la abundancia relativa de las distintas especies capturadas, así como la distribución de tallas y fenotipos.

Opciones de manejo para la pesca recreativa de altura sobre arrecifes

Límites en la talla mínima y en los aparejos de pesca utilizados. La imposición de tallas límites de captura y el uso de artes selectivos están destinados a proteger a los ejemplares de menor talla, de manera de asegurar que los adultos más jóvenes se reproduzcan al menos durante una temporada (Myers y Mertz 1998, Heppell *et al.* 2005). Las curvas de selectividad obtenidas por Elías (1998) para

P. semifasciata indican que los palangres o espineles armados con anzuelos pata larga 10/0 capturaron mayormente ejemplares >54 cm LT, talla que estaría por encima de la talla de primera madurez, estimada para las hembras en 34 – 37 cm LT (Macchi *et al.* 1995, Fulco 1996, González 1998). Sin embargo, el uso del mismo tipo y tamaño de anzuelos con línea de mano o caña permite la captura de ejemplares de menor tamaño, de hasta ~30 cm LT. El porcentaje de salmones <50 – 55 cm LT capturados durante las salidas con guías de pesca desde Larralde durante dos temporadas de pesca consecutivas (2002 – 2003 y 2003 – 2004) representó entre el 45% (boca del GSJ) y el 78% (arrecifes frente a Larralde/Villarino) respecto del total de ejemplares capturados.

Al no contar con aparejos de pesca suficientemente selectivos la única manera de implementar límites mínimos en las tallas de los ejemplares capturados sería mediante la devolución. Sin embargo, esta práctica no es recomendable para el salmón de mar dado que los arrecifes sometidos a una mayor presión de pesca en el GSJ se encuentran a profundidades que superan los 25 – 30 m, y la mortalidad en los salmones capturados a esas profundidades y liberados puede ser elevada.

Los factores que determinan la magnitud de las lesiones al sacar un pez a la superficie son: el método de captura (Rogers *et al.* 1986), la velocidad de ascenso (Keniry *et al.* 1996), la profundidad de captura (Rogers *et al.* 1986), las diferencias de temperatura entre la columna de agua y la superficie (Steen 1970, Grimes *et al.* 1983), y el tiempo de permanencia en superficie antes de ser represurizado (Feathers y Knable 1983, Lee 1992). Por encima de los 25 m, los salmones alcanzan la superficie con la vejiga natatoria distendida, parte del tubo digestivo evertido a través de la boca o de la cloaca, los ojos salidos de sus órbitas (exoftalmia) y/o con enfisemas en distintos tejidos (escamas levantadas, etc.), todos síntomas que se agravan con la talla. Los peces liberados en la superficie que no son punzados (Gotshall 1964, Bruesewitz *et al.* 1993) usualmente flotan antes de poder volver normalmente al fondo debido al aumento del volumen del gas en sus vejigas, lo que eleva el riesgo de depredación por aves marinas o la exposición a condiciones ambientales estresantes como la radiación solar directa, altas temperaturas y el oleaje (Keniry *et al.* 1996). Como consecuencia del elevado esfuerzo de pesca concentrado sobre áreas relativamente pequeñas, la probabilidad de que algunos ejemplares sean capturados más de una vez podría ser alta, lo que generaría un efecto acumulativo negativo sobre su supervivencia (Heppell *et al.* 2005).

Una alternativa para reducir la captura de los ejemplares de menor talla sería prohibir el uso de anzuelos menores a los de tamaño 10/0, y continuar realizando pruebas de selectividad con anzuelos de distintos tamaños y formas. Por ejemplo, se ha demostrado que los anzuelos redondos presentan algunas ventajas comparados con los de tipo J: se enganchan mayormente en la parte externa de la boca de los peces, reduciendo el tiempo de manipulación, y reducen las probabilidades de que el anzuelo lesione el esófago u otras partes del tracto digestivo al ser tragado, lo que reduce la mortalidad post-liberación (Cooke y Suski 2004, Bartholomew y Bohnsack 2005). Además, el uso de los anzuelos 10/0 evitaría la captura incidental de turco (*Pinguipes brasilianus*), una especie que no presenta interés deportivo. Sin embargo, si los nuevos aparejos presentaran una menor eficiencia con respecto a las capturas obtenidas, su adopción sería resistida por los pescadores.

De todas formas, los límites en las tallas mínimas no impiden que las distribuciones de tallas/edades aparezcan truncadas, incluso podrían exacerbar este efecto al concentrar el esfuerzo de pesca sobre las mayores clases de edad (Heppell *et al.* 2005), lo que acentuaría aún más la remoción selectiva de los machos grises.

Límites en la cosecha total por pescador. Esta opción ha resultado poco efectiva principalmente debido a la carencia de controles eficientes por parte de la autoridad de aplicación (Secretaría de Pesca de la Provincia del Chubut). Existe actualmente un límite máximo impuesto a la cosecha total de 30 kg de pescado sucio o 15 kg de pescado limpio por día de pesca por permiso otorgado, no habiendo limitaciones ni en las tallas ni en el número de piezas por especie. Habiendo estimado el número medio de salmones por salida y el peso promedio de un salmón capturado en cada uno de los parajes en el Capítulo 4, la cosecha promedio (en kg) por salida de pesca recreativa fluctuó entre 14,4 – 15,0 kg de salmón·salida⁻¹ en Larralde/Villarino, y 39,5 – 42,1 kg de salmón·salida⁻¹ en la boca del GSJ, según la temporada. En Punta Logaritmo esta cantidad fue 5,7 kg para la temporada 2004 – 2005. Para las salidas con guías de pesca, la cosecha media por salida fue 13,3 – 23,1 kg de salmón·salida⁻¹ en Larralde/Villarino, y 59,8 – 75,4 kg de salmón·salida⁻¹. Estas estimaciones groseras no incluyen a otras especies que se pescan habitualmente, como mero (*Acanthistius brasilianus*) y escrófalo (*Sebastes oculatus*). No pudiéndose limitar el esfuerzo de pesca ejercido ni el número de embarcaciones deportivas que operan a lo largo del litoral del Chubut, resulta prioritario al menos limitar la captura por

especie por pescador (en peso y en número de ejemplares), e implementar un sistema de control eficiente que penalice a aquellos que no cumplan con esta reglamentación.

De todas maneras, aún si se impusieran límites razonables a la captura total por especie, la fiscalización sería dificultosa debido a que las capturas son desembarcadas a lo largo de todo el litoral, y no concentradas en puertos comerciales. Además, los controles realizados en las playas de desembarco no permitirían detectar el descarte de las piezas más pequeñas antes de que los pescadores arriben a la costa, de manera tal de cumplir con el límite máximo de piezas permitidas (*high grading*).

Clausuras temporarias. La clausura temporaria de ciertos parajes de pesca o arrecifes no aparece como una opción viable para el manejo del salmón de mar, dado que las densidades se han mantenido prácticamente invariables a lo largo del ciclo anual, al menos en el GSJ. Tampoco se observaron agregaciones reproductivas de esta especie que justificaran el cierre de esas áreas, mientras que los resultados del análisis de la distribución de los estadios larvales en la plataforma, así como el patrón de ocupación de las salmoneras, no permiten descartar la hipótesis de que la reproducción del salmón de mar tendría lugar en o cerca de los arrecifes, como postuló González (1998).

Reservas marinas. Las reservas marinas producen una reubicación del esfuerzo de pesca en el espacio y protegen a las poblaciones, hábitats y ecosistemas que se encuentran dentro de los límites de las mismas (Sladek Nowlis y Friedlander 2005). La fracción de una población de peces que se encuentra dentro de la reserva queda excluida del alcance de las artes de pesca en mayor o menor medida dependiendo del grado de movilidad de los individuos (Kramer y Chapman 1999, Gell y Roberts 2003a, 2003b), generándose un reservorio frente a la sobreexplotación (Sladek Nowlis y Friedlander 2005). Debido a su escasa movilidad y a los extensos períodos de permanencia de los salmones en los arrecifes, la prohibición de pescar en determinadas áreas podría ayudar a recomponer la estructura de tallas/edades y la relación entre ejemplares amarillos y grises en esas áreas. Aunque se desconoce la magnitud del desborde (*spillover*) de ejemplares hacia las zonas adyacentes, es probable que sea bajo, según lo sugieren los resultados del programa de marcación, en los que la mayor parte de los ejemplares fueron recapturados en un radio de 100 m desde el sitio de liberación (82% de las recapturas con línea o arpón). Tampoco

pueden cuantificarse los efectos de la implementación de una reserva sobre la producción de larvas, como consecuencia del poco conocimiento disponible sobre la ecología reproductiva de las especies que habitan los arrecifes rocosos. Sin embargo, el objetivo que se persigue es proteger a una fracción de la población de las artes de pesca.

La prohibición total de pescar en parajes que tradicionalmente han sido utilizados por los pescadores recreativos llevaría a una fuerte oposición por parte de los usuarios, y la carencia de controles favorecería el uso de esos parajes a pesar de las restricciones. Aún existiendo controles estrictos que aseguraran que las áreas establecidas como reservas no fueran pescadas, el esfuerzo de pesca se desplazaría hacia otras zonas dentro de los golfos y este efecto, así como las consecuencias derivadas del mismo, son difíciles de predecir. Sin embargo, una alternativa sería cerrar áreas relativamente pequeñas incluidas en los parajes de mayor tamaño que son normalmente utilizados. La elección de estas reservas pequeñas (~1 km²) debería realizarse en colaboración con los usuarios (pobladores, pescadores recreativos y guías de pesca), en base a su conocimiento sobre las tallas y rendimientos obtenidos en esos arrecifes. Paralelamente, estas pequeñas áreas cerradas podrían ser utilizadas para monitorear los potenciales cambios en las densidades, tallas, etc., a través del tiempo, en relación con las áreas circundantes. La implementación de esta medida, dependiendo de la aceptación por parte de los usuarios como condición fundamental para el éxito de la misma, sería relativamente sencilla en lugares con fácil acceso a la costa, desde la cual los propios pobladores o los agentes de control podrían registrar la presencia de embarcaciones infractoras en el área, denunciándolas o aplicando las sanciones correspondientes. Dependiendo del éxito de estas pequeñas reservas, podría rotarse la ubicación de las mismas de una temporada a la siguiente.

Educación. La diseminación de los resultados obtenidos entre los usuarios resulta fundamental para generar en éstos una conciencia del alcance y de las consecuencias de sus prácticas. Muchos de los pescadores que participan en las salidas con guías, provenientes de otras provincias o del extranjero, no conocen siquiera cuáles son las especies que conforman el ensamble de peces de los arrecifes rocosos y mucho menos sus características biológicas y ecológicas. A lo largo de este trabajo se comprobó que en general los mismos resultaron muy receptivos y curiosos ante las charlas informales impartidas durante las salidas

de pesca y en las entrevistas en la costa o durante los campeonatos de pesca de altura.

En síntesis, una combinación de las medidas precedentes serviría para mejorar las perspectivas de sustentabilidad en el uso recreativo de los sistemas de arrecifes rocosos norpatagónicos. Como primera medida deberían establecerse cupos máximos de captura por embarcación (en número de individuos y en peso), acorde a las características biológicas y ecológicas de las especies objetivo. También tendría que prohibirse el uso de anzuelos menores a los 10/0. Le seguiría la implementación de reservas pequeñas en los parajes de pesca frecuentemente utilizados, cuyas ubicaciones y tamaños deberían ser consensuados entre los propios usuarios, personal científico y la autoridad de aplicación correspondiente. Idealmente, estos parajes tendrían que ser monitoreados y en función de los cambios en los mismos podría establecerse un sistema de rotación de áreas de pesca entre temporadas sucesivas. La disponibilidad de varias de estas áreas permitiría evaluar objetivamente las ventajas y desventajas del uso de las mismas. Paralelamente, se debe trabajar en la búsqueda de aparejos más selectivos que eviten atrapar salmones de tallas pequeñas que son descartados por los pescadores. Finalmente, se requieren sistemas de control eficientes por parte de las autoridades de aplicación, y medidas de penalización para aquellos que no cumplan con las reglamentaciones establecidas.

Literatura citada

- Adams PB, Butler JL, Baxter CH, Laidig TE, Dahlin KA, Wakefield WW (1995) Population estimates of Pacific coast groundfishes from video transects and swept-area trawls. *Fish Bull* 93: 446–455
- Aitkin M, Anderson D, Francis B, Hinde J (1989) *Statistical modelling in GLIM*. Oxford Statistical Sciences Series, Clarendon Press, Oxford
- Akaike H (1973) Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. En: Petrov BN, Csaki F (eds) *Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest, p 267–281
- Arendt MD, Lucy JA, Munroe TA (2001) Seasonal occurrence and site-utilization patterns of adult tautog, *Tautoga onitis* (Labridae), at manmade and natural structures in lower Chesapeake Bay. *Fish Bull* 99: 519–527
- Arlinghaus R, Cooke SJ (2005) Global impact of recreational fisheries. *Science* 307: 1561–1562
- Barans CA, Arendt MD, Moore T, Schmidt D (2005) Remote video revisited: a visual technique for conducting long-term monitoring of reef fishes on the continental shelf. *Mar Tech Soc J* 39: 110–118
- Barrett NS (1995) Short- and long-term movement patterns of six temperate reef fishes (Families Labridae and Monacanthidae). *Mar Freshw Res* 46: 853–860
- Bartholomew A, Bohnsack JA (2005) A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Rev Fish Biol Fish* 15: 129–154
- Berg J (1979) Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Mar Biol* 50: 263–274
- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM, Lasta M, Dell-Arciprete P (2004) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the Southwestern Atlantic. *Fish Oceanogr* 14: 359–376
- Bruesewitz RE, Coble DW, Copes F (1993) Effects of deflating the expanded swim bladder of survival on burbot. *North Am J Fish Manage* 13: 346–348
- Burnham KE, Anderson DR (1998) *Model selection an inference. A practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York

- Carbines G (1998) Determination of movement of blue cod in Southland. Final Research Report for Ministry of Fisheries, NIWA, Wellington
- Carbines G (1999) Determination of movement of blue cod in Southland. Final Research Report for Ministry of Fisheries, NIWA, Wellington
- Casas G, Scrosati R, Piriz ML (2004) The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). *Biol Inv* 6: 411–416
- Cedrola, P (MS) Relevamiento de los concursos de pesca del tiburón gatopardo en la Ría Deseado y la Bahía de San Julián, Provincia de Santa Cruz: antecedentes, estado de situación y recomendaciones. PROYECTO ARG/02/G31 GEF-PNUD, FPN (2004-2005), Puerto Madryn
- Chapman MR, Kramer DL (2000) Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environ Biol Fish* 57: 11–24
- Clopper C, Pearson S (1934) The use of confidence or fiducial limits illustrated in the case of the binomial. *Biometrika* 26: 404–413
- Cole RG (1994) Abundance, size structure, and diver-oriented behaviour of three large benthic carnivorous fishes in a marine reserve in northeastern New Zealand. *Biol Conserv* 70: 93–99
- Cole RG, Ayling AM, Creese RG (1990) Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *N Z J Mar Freshw Res* 24: 197–210
- Cole RG, Villouta E, Davidson RJ (2000) Direct evidence of limited dispersal of the reef fish *Parapercis colias* (Pinguipedidae) within a marine reserve and adjacent fished areas. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosys* 10: 421–436
- Coleman F, Koenig C, Huntsman G, Musick J, Eklund A, McGovern J, Chapman R, Sedberry G, Grimes C (2000) AFS Policy Statement. Long-lived reef fishes: the grouper-snapper complex. *Fisheries* 25: 14–20
- Coleman FC, Figueira WF, Ueland JS, Crowder LB (2004) The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science* 305: 1958–1960
- Collett D (1991) Modelling binary data. Chapman & Hall, New York
- Connolly RM, Melville AJ, Keesing JK (2002) Abundance, movement and individual identification of leafy seadragons, *Phycodurus eques* (Pisces: Syngnathidae). *Mar Freshw Res* 53: 777–780
- Cooke SJ y Suski CD (2004) Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 14: 299–326

- Cousseau MB (1985) Los peces del Río de la Plata y su frente marítimo. En: Yáñez-Arancibia A (ed) Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration. UNAM Press, México, p 515–534
- Cousseau MB, Perrotta RG (2000) Peces marinos de Argentina: Biología, distribución, pesca. INIDEP, Mar del Plata
- Crawley MJ (1993) GLIM for ecologists. Methods in ecology series, Blackwell Science Ltd., Cambridge
- Culver BN (1987) Results from tagging black rockfish (*Sebastes melanops*) off the Washington and northern Oregon coast. En: Keller S (ed) Proceedings of the International Rockfish Symposium Fairbanks: University of Alaska Sea Grant Report 87–2, p 231–240
- Davidson RJ (2001) Changes in population parameters and behaviour of blue cod (*Parapercis colias*; Pinguipedidae) in Long Island Kokomohua Marine Reserve, Marlborough Sounds, New Zealand. Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst 11: 417–435
- De Cabo L (1988) Descripción de tres larvas de peces teleósteos del Mar Argentino: Mugiloididae, Ophidiidae (*Genypterus blacodes*) y Tripterygiidae (*Tripterygion cunninghami*). Seminario de Oceanografía Biológica (MS), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires - INIDEP
- DeFelice RC, Parrish JD (2003) Importance of benthic prey for fishes in coral reef-associated sediments. Pac Sci 57: 359–384
- Deriso RB, Parma AM (1987) On the odds of catching fish with angling gear. Trans Amer Fish Soc 116: 244–256
- Die D (1997) Fishery (CPUE) surveys. En: Samoily M (ed) Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs. Department of Primary Industries, Queensland, p 30–37
- Edgar GJ, NS Barrett (1999) Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. J Exp Mar Biol Ecol 242: 107–144
- Edgar GJ, Barrett NS, Morton AJ (2004) Patterns of fish movement on eastern Tasmanian rocky reefs. Environ Biol Fish 70: 273–284
- Elías I (1998) Alternativas de explotación pesquera en áreas costeras ecológicamente sensibles. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata
- Elías I, Burgos G (1988) Edad y crecimiento del “salmón de mar”, *Pseudopercis semifasciata* (Cuvier, 1829) (Osteichthyes, Pinguipedidae) en aguas norpatagónicas argentinas. Invest Pesq 52: 533–548

Elías I, Rajoy CR (1992) Hábitos alimentarios del "salmón de mar" *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829): Pinguipedidae en aguas norpatagónicas argentinas. *Rev Biol Mar* 27: 133–146

Feathers MG, Knable AE (1983) Effects of depressurization upon largemouth bass. *North Am J Fish Manage* 3: 86–90

Fischer KW (1958) Primeras fases del desarrollo del Blanquillo (*Prolatilus jugularis*) Cuv. Et. Val. (Pisces). *Rev Biol Mar* 3: 3–27

Frazer TK, Lindberg WJ, Stanton GR (1991) Predation on sand dollars by gray triggerfish, *Balistes capriscus*, in the northeastern Gulf of Mexico. *Bull Mar Sci* 48: 159–163

Froese R, Pauly D (eds) (2006) Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 01/2006

Fulco VK (1996) Aspectos ecológicos y pesqueros del "salmón de mar" *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Osteichthyes, Pinguipedidae) en aguas norpatagónicas. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de la Patagonia

Galván DE (2000) Poblamiento y utilización de refugios por especies ícticas en el arrecife artificial Albatros. En: Gosztonyi AE, Kuba L, Caille G (eds) Resúmenes de las IV Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Centro Nacional Patagónico y Universidad Nacional de la Patagonia, Puerto Madryn, p 66

Galván DE, Parma AM, Venerus LA (2003) Estructura de las comunidades de peces de arrecifes templados en el litoral norpatagónico Argentino. En: Venegas, C (ed) Resúmenes del XXIII Congreso de Ciencias del Mar, Sociedad Chilena de Ciencias del Mar y Universidad de Magallanes, Punta Arenas, p 151

Galván DE, Parma AM (2003) Asociación entre variables microambientales y utilización de refugios en peces de arrecifes norpatagónicos. En: Boschi EE, Bremec CS, Cousseau MB, Elías R, Roux AM (eds) Resúmenes de las V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Universidad Nacional de Mar del Plata e Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, p 109

Galván DE, Venerus LA, Irigoyen AJ, Parma AM, Gosztonyi AE (2005) Extension of the distributional range of the silver porgy, *Diplodus argenteus* (Valenciennes 1830), and the red porgy, *Pagrus pagrus* (Linnaeus 1758) (Sparidae) in northern Patagonia, south-western Atlantic. *J Appl Ichthyol* 21: 444–447

Gaughan DJ, Neira FJ, Beckley LE, Potter IC (1990) Composition, seasonality and distribution of ichthyoplankton in the lower Swan Estuary, south-western Australia. *Aust J Mar Freshw Res* 41: 529–543

Gell FR, Roberts CM (2003a) The fishery effects of marine reserves and fishery closures. WWF-US http://www.worldwildlife.org/oceans/fishery_effects.pdf

Gell FR, Roberts CM (2003b) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trend Ecol Evol* 18: 448–455

Gelman A, Carlin JB, Stern HS, Rubin DB (1995) Bayesian data analysis. Chapman & Hall

González RAC (1993) Variaciones en la abundancia de las especies ícticas durante un ciclo anual, en una restinga del submareal costero norpatagónico Caille G, Crespo EA, Esteves JL, Koen Alonso M (eds) Actas de las II Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Universidad Nacional de la Patagonia y Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn, p 118-128

González RAC (1998) Biología y explotación pesquera del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) (Pinguipedidae) en el Golfo San Matías, Patagonia, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur

González RAC (2002) Alimentación del salmón de mar *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier, 1829) en el golfo San Matías. IBMP – Serie Publicaciones 1: 14–21

González RAC (MS) Age and growth of the Argentine Sandperch *Pseudoperca semifasciata* (Cuvier 1829) Berg, 1899 in the Gulf of San Matias (Patagonia, Argentina). *Fish Res* (en prensa)

González R, Tanzola D (2000) On the presence of *Sarcotaces verrucosus* (Copepoda) in the Southwest Atlantic. *Acta Parasitol* 45: 345–349

Gosztanyi AE (1981) Resultados de las investigaciones ictiológicas de la Campaña I del B/I “Shinkai Maru” en el Mar Argentino (10.04-09-05.1978). *Contrib INIDEP* 383: 254–266

Gosztanyi AE, Kuba L (1996) Atlas de huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. *Inf Téc FPN* 4

Gotshall DW (1964) Increased tagged rockfish (genus *Sebastes*) survival by deflating the swim bladder. *Calif Fish Game* 50: 253–260

Griffiths MH, Wilke CG (2002) Long-term movement patterns of five temperate-reef fishes (Pisces: Sparidae): implications for marine reserves. *Mar Freshw Res* 53: 233–244

Grimes CB, Turner SC, Able KW (1983) A technique for tagging deepwater fish. *Fish Bull* 81: 663–666

- Gross M (1984) Sunfish, salmon, and the evolution of alternative reproductive strategies and tactics in fishes. En: Potts WG, RJ Wotton (eds) *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*, Academic Press, London, p 55–75
- Guénette S, Lauck T, Clark C (1998) Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Rev Fish Biol Fish* 8: 1–21
- Haimovici M, Ávila-da-Silva AO, Tutui SS, Bastos GC, Santos RA, Fischer LG (2003) Relatório Final da Prospecção Pesqueira Demersal com Espinhel-de-fundo na Região Sudeste-Sul. Programa REVIZEE
- Hart PJB (1993) Teleost foraging: facts and theories. En: Pitcher TJ (ed) *Behaviour of Teleost Fishes*, 2nd edn. Chapman & Hall, London, p 253–284
- Harvey E, Fletcher D, Shortis M (2001a) A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish Bull* 99: 63–71
- Harvey E, Fletcher D, Shortis M (2001b) Improving the statistical power of length estimates of reef fish: a comparison of estimates determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish Bull* 99: 72–80
- Harvey E, Fletcher D, Shortis MR, Kendrick GA (2004) A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine Freshwater Res* 55: 573–580
- Harvey E, Mladenov P (2001c) The uses of underwater television and video technology in fisheries science: a review. En: Harvey E, Cappo M (eds) *Proceeding of Direct sensing of the size frequency and abundance of target and non-target fauna in Australian fisheries – a national workshop*. Fisheries Research Development Corporation, Rottnest Island, Western Australia
- Hastie TJ, Pregibon D (1992) Generalized linear models. En: Chambers JM, Hastie TJ (eds) *Statistical Models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, California, p 195–247
- Heppell SS, Heppell SA, Read AJ, Crowder LB (2005) Effects of fishing on long-lived marine organisms. En: Norse EA, Crowder LB (eds) *Marine conservation biology. The science of maintaining the sea's diversity*. Island Press, Washington, p 211–231
- Herrera M, Cousseau MB (1996) Comparación del esqueleto óseo de dos especies de peces de la familia Pinguipedidae. *Nat Patagon Cienc Biol* 4: 95–110
- Houde ED, Almatar S, Leak JC, Dowd CE (1986) Ichthyoplankton abundance and diversity in the Western Arabian Gulf. *Kuwait Bull Mar Sci* 8: 107–393

Houde E, Coleman FC, Dayton P, Fluharty D, Kelleher G, Palumbi S, Parma AM, Pimm S, Roberts C, Smith S, Somero G, Stoffle R y Wilen J (2001) Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems. Ocean Studies Board – National Research Council, National Academic Press, Washington DC

Imamura H, Matsuura K (2003) Redefinition and phylogenetic relationships of the family Pinguipedidae (Teleostei: Perciformes). *Ichthyol Res* 50: 259–269

Irigoyen AJ (2006) Distribución espacial y temporal del mero (*Acanthistius brasiliensis*) en la plataforma argentina. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco

Irigoyen AJ, Galván DE, Venerus LA (2005) Occurrence of dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) in gulfs of northern Patagonia, Argentina. *J Fish Biol* 67: 1741–1745

Jiao Y, Chen Y, Schneider D, Wroblewski J (2004a) A simulation study of impacts of error structure on modeling stock-recruitment data using generalized linear models. *Can J Fish Aquat Sci* 61: 122–133

Jiao Y, Schneider D, Chen Y, Wroblewski J (2004b) An analysis of error structure in modeling the stock-recruitment data of gadoid stocks using generalized linear models. *Can J Fish Aquat Sci* 61: 134–146

Jouvenel J-Y, Pollard DA (2001) Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 11: 1–9

Kaimmer SM (1999) Direct observations on the hooking behavior of Pacific halibut, *Hippoglossus stenolepis*. *Fish Bull* 97: 873–883

Kendall AW Jr, Picquelle SJ (1989) Egg and larval distributions of walleye pollock *Theragra chalcogramma* in the Shelikof Strait, Gulf of Alaska. *Fish Bull* 88: 133–154

Keniry MJ, Brofka WA, Horns WH, Marsden JE (1996) Effects on decompression and puncturing the gas bladder on survival of tagged yellow perch. *North Am J Fish Manage* 16: 201–206

Koen Alonso M, Crespo EA, Pedraza SN, García NA, Coscarella MA (2000) Food habits of the South American sea lion, *Otaria flavescens*, off Patagonia, Argentina. *Fish Bull* 98: 250–263

Kramer DL, Chapman MR (1999) Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environ Biol Fish* 55: 65–79

Kulbicki M (1998) How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J Exp Mar Biol Ecol* 222: 11–30

Kurz RC (1995) Predator-prey interactions between gray triggerfish (*Balistes capriscus* Gmelin) and a guild of sand dollars around artificial reefs in the northeastern Gulf of Mexico. *Bull Mar Sci* 56: 150–160

Langlois TJ, Anderson MJ, Babcock RC (2005) Reef-associated predators influence adjacent soft-sediments communities. *Ecology* 86: 1508–1519

Lee DP (1992) Gas bladder deflation of depressurized largemouth bass. *North Am J Fish Manage* 12: 662–664

Leis JM, Rennis DS (1983) The larvae of Indo-Pacific coral reef fishes. New South Wales University Press, Sidney and University of Hawaii Press, Honolulu

Leis JM, Rennis DS (2000) Pinguipedidae – Grubfishes, Sandperches. En: Leis JM, Carson-Ewart BM (eds) The larvae of Indo-Pacific coastal fishes. An identification guide to marine fish larvae. *Fauna Malesiana Handbooks* 2, E. J. Brill, Leiden, p 565–658

Lindquist DG, Cahoon LB, Clavijo IE, Posey MH, Bolden SK, Pike LA, Burk SW, Cardullo PA (1994) Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bull Mar Sci* 55: 308 – 318

Lucifora, LO (2003) Ecología y conservación de los grandes tiburones costeros de Bahía Anegada, provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata.

Macchi GJ, Elías I, Burgos GE (1995) Histological observations on the reproductive cycle of the Argentinean sandperch, *Pseudoperca semifasciata* (Osteichthyes, Pinguipedidae). *Sci Mar* 59: 119–127

Mace JT, Johnston AD (1983) Tagging experiments on blue cod (*Paraperca colias*) in the Marlborough Sounds, New Zealand. *N Z J Mar Freshw Res* 17: 207–211

Machinandiarena L, Ehrlich MD, Brown D, Pájaro M, Leonarduzzi E (2004) Distribución y abundancia de huevos y larvas de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el litoral norpatagónico. Período diciembre 2000 a marzo – abril 2001. *Inf Téc Int DNI-INIDEP* 29

Manly, BFJ (1991) Randomization and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall, London

Martell SJD, Walters CJ, Wallace SS (2000) The use of marine protected areas for conservation of lingcod (*Ophiodon elongatus*). *Bull Mar Sci* 66: 729–743

Martell SJD, Walters CJ (2002) Implementing harvest rate objectives by directly monitoring exploitation rates and estimating changes in catchability. *Bull Mar Sci* 70: 695–713

Matthews KR, Miller BS, Quinn TP (1987) Movement studies of nearshore demersal rockfishes in Puget Sound, Washington. En: Keller S (ed) *Proceedings of the International Rockfish Symposium* Fairbanks: University of Alaska Sea Grant Report 87–2, p 63–72

McCullagh P, Nelder JA (1989) *Generalized linear models*, 2nd edn. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall, London

Menezes NA, Figueiredo JL (1985) *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. V. Teleostei (4). Mus Zool Univ São Paulo

Menni RC, Gosztanyi AE (1982) Benthic and semidemersal fish associations in the Argentine Sea. *Stud Neotrop Fauna Environ* 17: 1–29

Michalopoulos C, Auster PJ, Malatesta RJ (1993) A comparison of transect and species-time counts for assessing faunal abundance from video surveys. *Mar Tech Soc J* 26: 27–31

Millar RB, McKenzie JE, Bell JD, Tierney LD (1997) Evaluation of an indigenous fishing calendar using recreational catch rates of snapper *Pagrus auratus* in the North Island of New Zealand. *Mar Ecol Prog Ser* 151: 219–224

Millar RB, Willis TJ (1999) Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed-effects model. *Aust N Z J Stat* 41: 383–394

Moreau M-A, Vincent ACJ (2004) Social structure and space use in a wild population of the Australian short-headed seahorse *Hippocampus breviceps* Peters, 1869. *Mar Freshw Res* 55: 231–239

Murray SN, Ambrose RF, Bohnsack JA, Botsford LW, Carr MH, Davis GE, Dayton KP, Gotshall D, Gunderson DR, Hixon MA, Lubchenco J, Mangel M, MacCall A, McArdle DA, Ogden JC, Roughgarden J, Starr RM, Tegner MJ y Yoklavich MM (1999) No take reserve networks: sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries* 24: 11–25

Myers RA, Mertz G (1998) The limits of exploitation: a precautionary approach. *Ecol Appl* 8: S165-S169

Nakazono A, Nakatani H, Tsukahara H (1985) Reproductive ecology of the Japanese reef fish, *Parapercis snyderi*. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 5: 355–360

- Neira FJ (1998) Pinguipedidae: sandperches, grubfishes. En: Neira FJ, Miskiewicz AG, Trnski T (eds) Larvae of temperate Australian fishes. Laboratory guide for larval fish identification. University of Western Australia Press, Nedlands, p 362–365
- Neira FJ, Miskiewicz AG, Trnski T (eds) (1998) Larvae of temperate Australian fishes. Laboratory guide for larval fish identification. University of Western Australia Press, Nedlands
- Neira FJ, Potter IC, Bradley JS (1992) Seasonal and spatial changes in the larval fish fauna within a large temperate Australian estuary. *Mar Biol* 112: 1–16
- Nellen W, Hempel G (1969) Versuche zur Fängigkeit des “Hai” und des modifizierten Gulf-V-Plankton-Samplers “Nackthai”. *Meeresforsch* 20: 141–154
- Nelson B, Bortone S (1996) Feeding guilds among artificial reefs fishes in the northern Gulf of Mexico. *Gulf Mexico Sci* 2: 66–80
- Ocean Studies Board – National Research Council (2002) Improving the collection, management and use of marine fisheries data. National Academy Press, Washington DC
- Ohnishi N, Yanagisawa Y, Kohda M (1997) Sneaking by harem masters of the sandperch, *Parapercis snyderi*. *Environ Biol Fish* 50: 217–223
- Orsi Relini L (2002) The occurrence of the South American fish *Pinguipes brasiliensis*, Cuvier in Cuvier and Valenciennes, 1829 (Pinguipedidae), in the Mediterranean. *Cybium* 26: 147–149
- Otero H, Bezzi SI, Renzi M, Verazay G (1982) Atlas de los recursos pesqueros demersales del Mar Argentino. *Contrib INIDEP* 423
- Paiva MP, Andrade MF (1996) Sexual colour patterns in the sandperch *Pseudopercis numida* Ribeiro (Osteichthyes, Pinguipedidae). *Rev Bras Zool* 13: 1043–1048
- Paiva, MP, Andrade-Tubino, MF (1998) Distribuição e abundância de peixes bentônicos explotados pelos linheiros ao largo do sudeste do Brasil (1986-1995). *Rev Bras Zool* 58: 619–632
- Pájaro M, Macchi GJ (2001) Distribución espacial y estimación de la talla de primera maduración del stock patagónico de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el período de puesta diciembre 2000 – abril 2001. *INIDEP Inf Téc Int* 100
- Parker RO Jr (1990) Tagging studies and diver observations of fish populations on live-bottom reefs of the U.S. Southeastern coast. *Bull Mar Sci* 46: 749–760

- Parker RO Jr, Chester AJ, Nelson RS (1994) a video transect method for estimating reef fish abundance, and habitat utilization at Gray's Reef National Marine Sanctuary, Georgia. *Fish Bull* 92: 787–799
- Parsons DM, Babcock RC, Hankin RKS, Willis TJ, Aitken JP, O'Dor RK, Jackson GD (2003) Snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) home range dynamics: acoustic tagging studies in a marine reserve. *Mar Ecol Progr Ser* 262: 253–265
- Pérez Serra J (1996) Historias submarinas. El buceo en los años 60. Travesía Ediciones, Buenos Aires
- Pfister RP, Goulet D (1999) Nonintrusive video technique for in situ sizing of coral reef fishes. *Copeia* 1999: 789–793
- Pollock H, Jones CM, Brown TL (1994) Angler survey methods and their applications. *Am Fish Soc, Spec Publ* 25
- Potthoff T (1984) Clearing and staining techniques. En: Moser G, Richards WJ, Cohen DM, Fahay MP, Kendall AW, Richardson SL (eds) *Ontogeny and systematics of fishes*, *Amer Soc Ichthy Herp, Spec Publ* 1, p 35–37
- Randall JE, Allen GR, Steene RC (1990) *Fishes of the Great Barrier Reef and Coral Sea*. University of Hawaii Press, Honolulu
- R Development Core Team (2005) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>
- Ripley BD (2005). boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions (Canty). R package version 1.2-24.
- Roberts CM, Polunin NVC (1991) Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev Fish Biol Fish* 1: 65–91
- Robertson DR (1988) Abundances of sturgeonfishes on patch reefs in Caribbean Panamá: due to settlement, or post-settlement events? *Mar Biol* 97: 495–501
- Rogers SG, Langston HT, Targett TE (1986) Anatomical trauma to sponge-coral reef fishes captured by trawling and angling. *Fish Bull* 84: 697–704
- Rosa IL (1987) Revisão sistemática das espécies sul-americanas da família Pinguipedidae (Pisces: Trachinoidei). Tesis de maestría, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa – PB
- Rosa IL, Rosa RS (1997) Systematic revision of the South American species of Pinguipedidae (Teleostei, Trachinoidei). *Revta Bras Zool* 14: 845–865

Rothlisberg PC, Pearcy WG (1976) An epibenthic sampler used to study the ontogeny of vertical migration of *Pandalus jordani* (Decapoda, Caridea). *Fish Bull* 74: 994–998

Sadovy Y, Domeier M (2005). Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs* 24: 254–262

Sáenz-Arroyo A, Roberts CM, Torre J, Cariño-Olivera M (2005) Using fishers' anecdotes, naturalists' observations and grey literature to reassess marine species at risk: the case of the Gulf grouper in the Gulf of California, Mexico. *Fish Fisheries* 6: 121–133

SAGPyA – DNPYA (2003) Capturas marítimas totales (1992–2002). <http://www.sagpya.mecon.gov.ar>

Samoilys M (1997) Underwater visual census surveys. En: Samoilys M (ed) Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs. Department of Primary Industries, Queensland, p 16–29

Sanabra F (2002) Buceando recuerdos. Ocean Ediciones Submarinas, Puerto Madryn

Sano M (1990) Patterns of habitat and food utilization in two coral-reef sandperches (Mugiloididae): competitive or not competitive existence? *J Exp Mar Biol Ecol* 140: 209–223

Sargent RC, Gross MR (1986) William's principle: an explanation of parental care in teleost fishes. En: Pitcher TJ (ed) *The Behaviour of Teleost Fishes*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, p 275–293

Seber GAF (1982) *The estimation of animal abundance and related parameters*, 2nd edn, Charles Griffin & Company Ltd., London & High Wycombe

Servicio de Hidrografía Naval (1978) Suplemento No. 1 – 1978 al derrotero argentino. Parte II. Desde Cabo San Antonio a Cabo Vírgenes y Punta Dungenes, 7a edn

Shipp RL (2003) A perspective on marine reserves as a fishery management tool. *Fisheries* 28: 10–21

Sladek Nowlis J, Friedlander A (2005) Marine reserve function and design for fisheries management. En: Norse EA, Crowder LB (eds) *Marine conservation biology. The science of maintaining the sea's diversity*. Island Press, Washington, p 280–301

Smith PE, Flerx WC, Hewitt RP (1985) The CalCOFI vertical egg tow (CalVET) net. En: Lasker R (ed) *An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to the northern anchovy (*Engraulis mordax*)* NOAA Tech Rep NMFS 36, p 27–33

- Smith PE, Richardson SL (1977) Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. FAO Fish Tech Paper 175
- Sokal RR, Rohlf FJ (1995) Biometry, the principles and practice of statistics in biological research. WH Freeman and Co., New York
- Steen JB (1970) The swim bladder as a hydrostatic organ. En: Hoar WS, Randall DJ (eds.) Fish physiology. Vol. IV. The nervous system, circulation, and respiration. Academic Press, New York, p 413–443
- Stoner AW (2003) Hunger and light level alter response to bait by Pacific halibut: laboratory analysis of detection, location and attack. J Fish Biol 62: 1176–1193
- Stoner AW (2004) Effects of environmental variables on fish feeding ecology: implications for the performance of baited fishing gear and stock assessment. J Fish Biol 65: 1445–1471
- Stoner AW, Sturm EA (2004) Temperature and hunger mediate sablefish (*Anoplopoma fimbria*) feeding motivation: implications for stock assessment. Can J Fish Aquat Sci 61: 238–246
- Stoner AW, Otmar ML (2004) Fish density and size alter *Pacific halibut* feeding: implications for stock assessment. J Fish Biol 64: 1712–1724
- Stunder BJB (1997) NCEP Model Output - FNL archive data (TD-6141). Documento on-line, <http://www.arl.noaa.gov/ss/transport/archives.html>
- Suárez AA, Sanfelice D, Cappozzo HL (2004) Variación estacional del consumo de peces en el león marino sudamericano, *Otaria flavescens*, en Puerto Quequén, Argentina. En: Andrade A, Baldi R, de Lamo D, Pardiñas U, Saba S, Toyos A Udrizar Sauthier D, Nabte M (eds) Resúmenes de las XIX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Centro Nacional Patagónico y Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Puerto Madryn, p 93
- Taylor WK, Van Dyke GC (1985) Revised procedures of staining and clearing small fishes and other vertebrates for bone and cartilage study. Cybium 9: 107–119
- Thompson AA, Mapstone BD (2002) Intra- versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. Mar Ecol Prog Ser 232: 247–257
- Thresher RE, Gunn JS (1986) Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). Environ Biol Fish 17: 93–116
- Tirasin EM, Jorgensen T (1999) An evaluation of the precision of diet description. Mar Ecol Progr Ser 182: 243–252

Turner G (1986) Teleost mating system and strategies. En: Pitcher TJ (ed) *The Behaviour of Teleost Fishes*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, p 253–274

Vélez J, Watson W, Sandknop EM (2003) Larval development of the Pacific sandperch (*Prolatilus jugularis*) (Pisces: Pinguipedidae) from the Independência Bight, Pisco. Peru. *J Mar Biol Assoc UK* 83: 1137–1142

Venables WN, Ripley BD (2000) *Statistics complements to Modern Applied Statistics with S-Plus*. Springer, complementos on-line, <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS3/Compl.shtml>

Venables WN, Ripley BD (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York

Venerus LA, Brown D (2003) Análisis de la microestructura de otolitos *lapilli* en juveniles de edad 0 del salmón de mar, *Pseudoperca semifasciata*. En: Boschi EE, Bremec CS, Cousseau MB, Elías R, Roux AM (eds) *Resúmenes de las V Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar*, Universidad Nacional de Mar del Plata e Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, p 181

Venerus LA, Galván DE, Irigoyen AJ, Gosztonyi AE (MS) First record of the namorado sandperch, *Pseudoperca numida* Miranda-Ribeiro, 1903 (Pinguipedidae; Osteichthyies) in Argentine waters. *J Appl Ichthyol* (en prensa)

Walters CJ (2000) Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: how large should protected areas be? *Bull Mar Sci* 66: 745–757

Watson W, Matarese AC, Stevens EG (1984) Trachinoidea: development and relationships. En: Moser G, Richards WJ, Cohen DM, Fahay MP, Kendall AW, Richardson SL (eds) *Ontogeny and systematics of fishes*. Amer Soc Ichthyol Herpet, Spec Publ 1, p 554–561

Westera MB, Lavery P, Hyndes G (2003) Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J Exp Mar Biol Ecol* 294: 146–168

Willis TJ, Babcock RC (1998) Retention and in situ detectability of visible implant fluorescent elastomer (VIFE) tags in *Pagrus auratus* (Sparidae). *N Z J Marine Freshw Res* 32: 247–254

Willis TJ, Babcock RC (2000) A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Mar Freshw Res* 51: 755–763

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2003) Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J Appl Ecol* 40: 214–227

Willis TJ, Parsons DM, Babcock RC (2001) Evidence for long term site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *N Z J Mar Freshw Res* 35: 581–590

Wilson K, Hardy ICW (2002) Statistical analysis of sex ratios: an introduction. En: Hardy ICW (ed) *Sex ratios. Concepts and research methods*. University Press, Cambridge