



Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco
Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud
Instituto de Investigación de Hidrobiología

El rol trófico de los elasmobranquios más frecuentes en la región patagónica central, entre los 42° y 47° S, y su interacción con la actividad pesquera

Lic. Alessandra Tatiana Pasti

Directores: Dr. Nelson Bovcon y Dr. David Galván

Tesis para optar al título de Doctora en Ciencias Biológicas

2024

RESUMEN

En esta tesis se analiza el rol trófico de 13 especies de elasmobranquios que ocurren habitualmente en las capturas de la pesca deportiva de costa y en las capturas incidentales de las pesquerías de arrastre en la región patagónica central (41°-47°S). El análisis incluyó la descripción de su dieta y rol trófico, identificando también las relaciones interespecíficas y evaluando su solapamiento trófico y la superposición con la actividad pesquera a partir del análisis de contenidos estomacales e isótopos estables de C y N. Los elasmobranquios de tamaño pequeño a mediano son importantes vías energéticas desde los niveles tróficos inferiores hasta los depredadores superiores. Además, ejercen un control poblacional sobre sus presas por lo que pueden estructurar las comunidades bentónicas. Estas especies son sumamente vulnerables a la explotación pesquera, por lo que es fundamental establecer el rol que cumplen en los ecosistemas marinos bajo actividad antrópica. Por lo tanto, en el capítulo 2 se caracteriza la ecología trófica de *Mustelus schmitti*, *Galeorhinus galeus*, *Squalus acanthias*, *Schroederichthys bivius*, *Squatina guggenheim*, *Discopyge tschudii*, *Psammobatis extenta*, *Psammobatis normani*, *Psammobatis rudis*, *Sympterygia bonapartii*, *Sympterygia acuta*, *Zearaja brevicaudata* y *Myliobatis goodei* evaluando las variaciones intraespecíficas en la dieta respecto a sexos, sitios de captura y estadios de madurez sexual. Para ello se analizaron un total de 1573 estómagos y 182 muestras de tejido muscular provenientes de ejemplares capturados incidentalmente por la pesquería de arrastre de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* y de la pesca recreativa de costa entre 2008 y 2021. Además, se presentan los resultados de la búsqueda bibliográfica sobre la información disponible a nivel mundial sobre la dieta de estas especies y el nivel trófico para cada especie obtenido a partir del análisis de contenidos estomacales. Luego, en el capítulo 3 se analizan las relaciones interespecíficas y el solapamiento trófico de las especies a partir de información proveniente de los contenidos estomacales y los análisis de isótopos estables de C y N. Además, se realiza una comparación entre los niveles tróficos obtenidos mediante el análisis de isótopos estables y de contenidos estomacales y se compara la dependencia bentopelágica de las especies. Por último, en el capítulo 4 se analiza la interacción trófica entre las especies y la pesquería a partir del análisis de superposición de recursos utilizando grafos secundarios derivados de una red trófica construida para el área de estudio. Los resultados mostraron diferencias intraespecíficas en la dieta de las especies, así como diferencias en la composición de la dieta respecto a estudios previos. La evaluación de los niveles tróficos mostró un grupo de predadores tope (NT ~4) y mesopredadores (NT ~ 3,5). Más allá de estas diferencias, hubo un solapamiento entre casi todas las especies de

elasmobranquios, principalmente relacionada con el consumo de *P. muelleri*, un ítem que no se había descrito anteriormente como presa significativa para varias de las especies estudiadas. A partir del análisis de grafos secundarios se observó una superposición trófica entre las especies y la pesquería donde *S. bivius*, *Z. brevicaudata* y *G. galeus* se identificaron como especies susceptibles a la superposición con la pesca y *M. schmitti* y *P. rudis* se identificaron como especies que juegan un rol clave en la propagación de los efectos indirectos a través de toda la red trófica. La interacción puede deberse a que los elasmobranquios y la flota comparten las mismas presas, o que estas especies están aprovechando el descarte como fuente de alimento. Este interrogante no totalmente resuelto se discute a lo largo del desarrollo de la tesis. Este trabajo constituye el análisis más completo de las interacciones tróficas y roles ecológicos de las diferentes especies que componen el ensamble de elasmobranquios en la Patagonia Central y subraya la importancia de actualizar continuamente la información trófica en un escenario de cambio global para contribuir con evidencia científica al desarrollo de una gestión adaptativa.

ABSTRACT

This thesis analyzes the trophic role of 13 elasmobranch species that commonly occur in the catches of recreational coastal fishing and in the bycatch of trawl fisheries in central Patagonia (41°-47°S). The analysis included the description of their diet and trophic role, also identifying interspecific relationships and evaluating their trophic overlap and overlap with fishing activity through the analysis of stomach contents and stable isotopes of C and N. Small to medium-sized elasmobranchs are important energy pathways from lower trophic levels to apex predators. They also exert population control over their prey, thus potentially structuring benthic communities. These species are highly vulnerable to fishing exploitation, so it is essential to establish the role they play in marine ecosystems under anthropogenic activity. Therefore, chapter 2 characterizes the trophic ecology of *Mustelus schmitti*, *Galeorhinus galeus*, *Squalus acanthias*, *Schroederichthys bivius*, *Squatina guggenheim*, *Discopyge tschudii*, *Psammobatis extenta*, *Psammobatis normani*, *Psammobatis rudis*, *Sympterygia bonapartii*, *Sympterygia acuta*, *Zearaja brevicaudata* and *Myliobatis goodei* by evaluating intraspecific variations in diet due to sexes, capture sites and sexual maturity stages. For this purpose, a total of 1573 stomachs and 182 samples of muscle tissue from specimens incidentally caught by the Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* trawling fishery and from the sport-recreational coastal fishing between 2008 and 2021 were analyzed. In addition, the thesis presents the results of the literature search on the information available worldwide on the diet of these species and the trophic level for each species obtained from the analysis of stomach contents. Then chapter 3 analyzes interspecific relationships and trophic overlap of species based on information from stomach contents and stable isotope analysis of C and N. Additionally, a comparison is made between the trophic levels obtained by stable isotope and stomach contents analysis, as well as a comparison of the benthopelagic dependence of species. Finally, chapter 4 analyzes the trophic interaction between the species and the fishery through the analysis of resource overlap using secondary graphs derived from a trophic network constructed for the study area. The results showed intraspecific differences in the diet of the species, as well as differences in diet composition compared to previous studies. Trophic levels assessment showed a group of top predators (TP ~ 4) and mesopredators (TP ~ 3.5). Beyond these differences, there was a dietary overlap among almost all elasmobranch species mainly related to the consumption of *P. muelleri*, an item which had not been previously reported as a significant prey for several of the studied species. From the secondary graph analysis, a trophic overlap was observed between the species and the fishery, where *S. bivius*, *Z. brevicaudata*, and *G. galeus* were identified as species susceptible to overlap

with fishing, and *M. schmitti* and *P. rudis* were identified as species that play a key role in propagating indirect effects throughout the food web. The interaction may be due to elasmobranchs and the fishing fleet sharing the same prey, or these species may be exploiting discards as a food source. This unresolved question is discussed throughout the development of the thesis. This study constitutes the most comprehensive analysis of the trophic interactions and ecological roles of the different species that make up the elasmobranch assemblage in Central Patagonia and underlines the importance of continuously updating trophic information in a scenario of global change in order to contribute with scientific evidence to the development of adaptive management.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis directores David Galván, María Eva Góngora y Nelson Bovcon, por su tiempo, dedicación, paciencia, por su predisposición en todo momento.

A los miembros del jurado, el Dr. Santiago Barbini, el Dr. Mauro Marcinkevicius y el Dr. Mariano Coscarella, por el tiempo invertido en la corrección y por sus valiosos aportes a este trabajo.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por haberme otorgado la beca durante estos 6 años.

A la Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco que me permitieron realizar mi carrera de doctorado.

Al Instituto de Investigación de Hidrobiología por brindarme el espacio y permitirme formar parte de este hermoso grupo de trabajo. Mención especial a Xime, con quien compartimos muchas horas de muestreo y mates.

A la Subsecretaría de Pesca de la Provincia del Chubut por el acceso a la información y al Programa de Observadores a Bordo de la Provincia del Chubut por proveer las muestras.

Al Club de Pesca y Náutico de Rawson y al Club de Pesca Náutica y Caza Submarina de Trelew por permitirme llevar a cabo los muestreos en los concursos de pesca.

A mis amigos y amigas, especialmente a Lu y Anto, mis hermanas por elección, por su apoyo y aliento.

A Manu Funes por compartirme sus datos, a Georgi Cordone por salvarme las papas con el "R" y a Patri Rincón-Díaz por su colaboración.

Especialmente quiero agradecer a mi familia, quienes me apoyaron incondicionalmente en todo este camino, quienes festejan conmigo mis logros y gracias a quienes soy quien soy.

A mis suegros, Carlos y Sil por su motivación.

A mis compañeros de vida, mi hijo de 4 patas "Papu" y Lu, por celebrar en las buenas y bancar en las malas, por impulsarme, por sus abrazos, por sus palabras de aliento, por pasar madrugadas de escritura cebándome mates.

A todos los que de alguna u otra forma estuvieron presentes e hicieron esto posible.

GRACIAS

CONTENIDOS

CAPÍTULO 1: Introducción general	1
Objetivo general	4
Objetivos específicos	5
Hipótesis	5
CAPÍTULO 2: Ecología trófica de los elasmobranquios más frecuentes en las capturas incidentales de las pesquerías de arrastre de la región patagónica central	6
INTRODUCCIÓN	6
Descripción de las especies en estudio.....	7
Gatuzo <i>Mustelus schmitti</i>	7
Cazón Galeorhinus galeus	9
Tiburón espinoso <i>Squalus acanthias</i>	10
Tiburón pintarroja <i>Schroederichthys bivius</i>	11
Pez ángel <i>Squatina guggenheim</i>	12
Torpedo <i>Discopyge tschudii</i>	14
Raya con orlas <i>Psammobatis extenta</i>	15
Raya marrón claro <i>Psammobatis normani</i>	16
Raya hocico blanco <i>Psammobatis rudis</i>	17
Raya marmolada <i>Sympterygia bonapartii</i>	18
Raya marrón oscuro <i>Sympterygia acuta</i>	19
Raya hocicuda <i>Zearaja brevicaudata</i>	20
Chucho <i>Myliobatis goodei</i>	21
MATERIALES Y MÉTODOS	22
Área de estudio.....	22
Recolección y muestreo	23
Revisión de la información disponible sobre la dieta de las 13 especies de elasmobranquios analizadas en el presente estudio.....	24
Análisis de contenidos estomacales.....	25
Composición de la dieta	25
Variación intraespecífica en la composición de la dieta.....	28
Nivel trófico	30
Análisis de isótopos estables.....	30

RESULTADOS.....	31
Revisión de la información disponible sobre la dieta de las 13 especies de elasmobranquios analizadas en el presente estudio.....	32
Análisis de contenidos estomacales e isótopos estables	34
<i>Mustelus schmitti</i>	34
<i>Galeorhinus galeus</i>	41
<i>Squalus acanthias</i>	45
<i>Schroederichthys bivius</i>	50
<i>Squatina guggenheim</i>	56
<i>Discopyge tschudii</i>	61
<i>Psammobatis extenta</i>	66
<i>Psammobatis normani</i>	71
<i>Psammobatis rudis</i>	75
<i>Sympterygia bonapartii</i>	80
<i>Sympterygia acuta</i>	87
<i>Zearaja brevicaudata</i>	93
<i>Myliobatis goodei</i>	97
DISCUSIÓN.....	102
<i>Mustelus schmitti</i>	102
<i>Galeorhinus galeus</i>	103
<i>Squalus acanthias</i>	104
<i>Schroederichthys bivius</i>	106
<i>Squatina guggenheim</i>	108
<i>Discopyge tschudii</i>	109
<i>Psammobatis extenta</i>	110
<i>Psammobatis normani</i>	111
<i>Psammobatis rudis</i>	112
<i>Sympterygia bonapartii</i>	113
<i>Sympterygia acuta</i>	114
<i>Zearaja brevicaudata</i>	115
<i>Myliobatis goodei</i>	116
CAPÍTULO 3: Superposición trófica entre las especies de elasmobranquios en Patagonia Central	118
INTRODUCCIÓN	118

MATERIALES Y MÉTODOS	119
Superposición trófica	119
Análisis de contenidos estomacales.....	119
Análisis de isótopos estables	120
RESULTADOS.....	121
Superposición trófica	121
Análisis de contenidos estomacales.....	121
Análisis de isótopos estables	126
DISCUSIÓN	129
CAPÍTULO 4: Superposición entre la dieta de las especies de elasmobranquios y las capturas de la pesquería de arrastre de langostino patagónico	133
INTRODUCCIÓN	133
MATERIALES Y MÉTODOS	136
RESULTADOS.....	137
DISCUSIÓN	141
CAPÍTULO 5: Discusión general y síntesis.....	144
REFERENCIAS	146
MATERIAL SUPLEMENTARIO Y PUBLICACIONES REALIZADAS.....	176

CAPÍTULO 1

Introducción general

El conocimiento de las relaciones tróficas de las especies en un ecosistema es indispensable para la comprensión del rol ecológico que cumple cada una de ellas en la estructura comunitaria (Dunne 2006), la dinámica de las redes alimenticias y el flujo de energía a través de los ecosistemas (Brown *et al.* 2012, Braga *et al.* 2012). Además, conocer las relaciones tróficas es importante para predecir respuestas particulares de las especies a cambios espaciales y temporales en la abundancia de otras especies que pueden ser sus presas, depredadores y/o competidores, tanto en ambientes naturales como aquellos bajo explotación humana (Kiszka *et al.* 2014).

En los ecosistemas marinos, los elasmobranquios de tamaño pequeño a mediano están situados en la parte media de la red trófica (Ritchie y Johnson 2009, Heupel *et al.* 2014) y desempeñan un papel clave al alimentarse de macroinvertebrados asociados al fondo o de peces forrajeros (Ebert *et al.* 1991, Ellis *et al.* 1996). Son importantes vías energéticas desde los niveles tróficos inferiores hasta los depredadores superiores. Ejercen un control poblacional sobre sus presas y, en consecuencia, pueden estructurar las comunidades bentónicas (Werner y Peacor 2003, Williams *et al.* 2004, Ritchie *et al.* 2012). Dado que los elasmobranquios son animales con un amplio espectro trófico (Wetherbee *et al.* 2004), su función ecológica específica varía en función del tipo de hábitat (Navia 2013). Mientras que la dieta de los elasmobranquios pelágicos está dominada por organismos que habitan en la columna de agua (Galindo 2011), como peces forrajeros y cefalópodos (Cabrera 2003, Bornatowski *et al.* 2007a, Markaida y Sosa 2010, Martinho *et al.* 2012, Preti *et al.* 2012), los elasmobranquios bentónicos y demersales se alimentan principalmente de peces bentónicos e invertebrados como crustáceos, moluscos y poliquetos que viven en la epifauna e infauna bentónicas (Menni 1985, Ellis *et al.* 1996, Muto *et al.* 2001, Koen Alonso *et al.* 2002, Mabrugaña y Giberto 2007, Barbini *et al.* 2011, Molina y Cazorla 2011, Belleggia *et al.* 2012, Pasti *et al.* 2021).

A diferencia de los peces óseos, los condriictios son especies longevas que se caracterizan por su baja fecundidad, crecimiento lento y madurez sexual tardía (Hoenig y Gruber 1990, Stevens *et al.* 2000). Estas características generan un bajo potencial reproductivo y una baja tasa de crecimiento de la población (Hoenig y Gruber 1990), por lo que son sumamente vulnerables a la presión pesquera (Stevens *et al.* 2000). Por este motivo, las poblaciones de muchas especies de condriictios están seriamente amenazadas o en peligro de extinción (Dulvy *et al.* 2016). Tanto para adoptar correctas estrategias de manejo de las especies amenazadas,

como para comprender las posibles consecuencias ecosistémicas de estas disminuciones poblacionales es fundamental establecer el rol que cumplen las especies de condriictios en los ecosistemas marinos, estableciendo sus relaciones con el resto de los componentes del ecosistema, especialmente en áreas marinas bajo actividad antrópica. La creciente preocupación a escala global por el estado de algunas especies de tiburones y rayas ha llevado a la implementación de programas para la colecta y evaluación de datos biológicos y de comercialización de las especies de condriictios, ya que la ausencia de datos en dieta, historias de vida y comportamiento compromete la implementación de medidas de conservación para este grupo de especies vulnerables (Simpfendorfer *et al.* 2011). Dada esta preocupación mundial, en la Argentina se elaboró el Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Condriictios (tiburones, rayas y quimeras) en la República Argentina (Consejo Federal Pesquero 2009), cuyo objetivo general es garantizar; en el marco del Régimen Federal de Pesca (Ley N° 24.922), la Ley General del Ambiente (Ley N° 25.675), y los acuerdos internacionales vigentes; la conservación y el manejo sustentable de los condriictios en los ámbitos bajo Jurisdicción de la República Argentina, siguiendo los lineamientos del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO y el enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías. Este plan identifica el desarrollo de trabajos en ecología trófica como una necesidad para generar índices que permitan clarificar el rol de los condriictios dentro de los ecosistemas.

En el Mar Argentino y en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay se distribuyen más de cien especies de peces cartilaginosos, de los cuales 57 son tiburones, 47 batoideos y dos holocéfalos (Menni y Lucifora 2007, Figueroa 2019). De las 38 especies de condriictios registradas para el Mar Patagónico, 24% están En Peligro Crítico, 24% En Peligro, 21% son Vulnerables, el 8% están Casi Amenazadas y el 24% son de Preocupación Menor, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN 2022). El estado de conservación de los ecosistemas del Atlántico Sudoccidental es motivo de preocupación entre los científicos conservacionistas y los biólogos pesqueros debido al creciente esfuerzo pesquero, en el que la pesca de arrastre, una de las prácticas pesqueras menos selectivas del mundo, y en consecuencia más dañinas para la biodiversidad, representa la mayor parte de ese esfuerzo (Kaiser *et al.* 2002, Thrush y Dayton 2002, Crowder *et al.* 2008).

En la Patagonia Central operan las pesquerías industriales de arrastre de merluza (*Merluccius hubbsi*) y langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*). En estas pesquerías participan tres estratos de flota: (1) una flota fresca costera que opera en el litoral de la provincia del Chubut, compuesta por unas 40 embarcaciones de menos de 21 metros de eslora, (2) una flota fresca de altura compuesta aproximadamente por 40 embarcaciones y (3) una flota

congeladora tangonera, compuesta por unas 80 a 90 embarcaciones (Góngora 2011, Góngora *et al.* 2012, Góngora *et al.* 2023). La pesquería de langostino aporta cerca del 95% de los desembarques de este crustáceo en Argentina (Fischbach *et al.* 2006), alcanzando las 253.255 toneladas en el año 2018 (Moriondo *et al.* 2022) con una tendencia creciente ininterrumpida desde 2006 (de la Garza y Moriondo 2019).

Aunque en áreas de alto interés pesquero como el litoral de la Provincia de Chubut, el Golfo San Jorge y aguas adyacentes de Jurisdicción Nacional, no se practica la pesca dirigida a condrictios, como las pesquerías industriales de arrastre se caracterizan por ser de muy baja selectividad (Alverson *et al.* 1994, Cañete *et al.* 1999), se capturan incidentalmente 101 especies de peces; de los cuales 69 son óseos, 29 condrictios (10 tiburones, 18 batoideos, 1 quimera) y tres agnatos (Cañete *et al.* 1999, Pettovello 1999, Massa *et al.* 2004, Cedrola *et al.* 2005, Tamini *et al.* 2006, Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2011, Góngora 2011, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez 2014, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023). Por ejemplo, entre 2003 y 2014, de las especies de condrictios capturadas en forma incidental en las pesquerías de merluza y langostino, tres fueron constantes en las capturas y presentaron frecuencias de ocurrencia iguales o superiores al 50%: *Zearaja brevicaudata*, *Discopyge tschudii* y *Callorhynchus callorhynchus*. Cuatro especies presentaron frecuencias de ocurrencia entre 25% y 50%: *Sympterygia bonapartii*, *Psammobatis normani*, *Squalus acanthias* y *Schroederichthys bivius* y el resto de las especies presentaron capturas con menos del 25% de ocurrencia (Góngora *et al.* 2009, Góngora 2011, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Ruibal Núñez 2020, Góngora *et al.* 2023). Sumado a esto, a lo largo de la región costera de la Provincia del Chubut se desarrolla la pesca deportiva-recreativa de costa, la cual durante los meses de primavera y verano se caracteriza por ser una pesquería multiespecífica y estacional, en la cual se han registrado 14 especies de condrictios entre sus capturas (Bovcon 2016).

En las pesquerías de arrastre que operan en la Patagonia Central la captura incidental es arrojada al mar. Este descarte incluye especies de interés comercial, excedentes de la especie objetivo o tallas no comerciales (Kelleher 2008, Bovcon *et al.* 2013), y especies de interés para la conservación por su rol como forrajeras, como la anchoíta (Garcarena *et al.* 2002) y bogavante (Lovrich y Thiel 2011) y predadores como los condrictios (Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023). La reducción en la abundancia de las poblaciones de especies comerciales bajo fuerte presión pesquera, la sobrepesca de juveniles y la captura incidental de peces e invertebrados pueden modificar el suministro de alimentos del sistema y las conexiones de la red trófica marina (Badalamenti *et al.* 2008). En particular, en las costas de Chubut se han descrito cambios en la dieta de peces óseos (Funes *et al.* 2019) y

condictios (Cristiniani 2016, Tschopp *et al.* 2020, Pasti *et al.* 2021) que aprovecharían el descarte pesquero; así como en la topología de las redes tróficas, afectando su estabilidad (Funes *et al.* 2022). Además de estos cambios, existen evidencias de alteraciones en la estructura, funcionamiento y composición de los ensamblajes de peces que habitan el norte y centro de la Patagonia producto de la actividad pesquera (Funes *et al.* 2019, Funes 2020, Rincon-Díaz *et al.* 2021, Galván *et al.* 2022, Valiñas *et al.* 2022).

Durante las últimas décadas, la investigación pesquera ha estado evolucionando hacia un modelo de manejo multiespecífico en la evaluación de los recursos (Defeo 2015), para lo que se necesitan datos cuantitativos de los hábitos alimentarios de las especies (Livingston 1985). Para la implementación de modelos multiespecíficos es muy importante el conocimiento de la dieta de todos los predadores de un ecosistema en particular y del consumo poblacional de los mismos (Gorini y Milessi 2008). La evaluación de los posibles efectos indirectos de la pesca a través de las interacciones biológicas requiere de modelos ecosistémicos y de líneas de base adecuadas para comparar en tiempo y espacio (Koen Alonso y Yodzis 2005). A falta de esta información, una primera inferencia acerca de los posibles efectos indirectos de la pesca surge de estudiar las dietas de las especies y su solapamiento con las pesquerías. A pesar de la importancia de los elasmobranquios, existe poca literatura sobre la alimentación de estas especies en Patagonia Central (ej.: Belleggia *et al.* 2016, Belleggia 2012, Sánchez *et al.* 2009, Crespi *et al.* 2013, Tschopp *et al.* 2020). Los estudios tróficos en el Mar Argentino se concentraron al norte de los 42° S (ej.: Colonello 2005, Lucifora *et al.* 2005, Milessi y Jaureguizar 2013, Barbini 2010, Barbini 2011), incluyendo el Golfo San Matías (Di Giácomo *et al.* 1994, Di Giácomo y Perier 1994, Coller 2012, Estalles 2012).

Considerando la importancia que presentan los elasmobranquios en la regulación y estructuración de las comunidades marinas, la deficiencia en los datos sobre la ecología trófica de estas especies en el Atlántico Sudoccidental es un condicionante para poder evaluar su rol ecológico en los ecosistemas, así como los impactos de las pesquerías y el uso de recursos en un ecosistema marino impactado (Pauly *et al.* 2000, Bai y Cai 2015). Por ello, la presente tesis tiene por objetivos de trabajo:

Objetivo general

Analizar el rol trófico de los elasmobranquios más conspicuos en las capturas incidentales de las pesquerías de la región patagónica central, identificando las relaciones interespecíficas y evaluando la posible superposición trófica entre las especies estudiadas y con la actividad pesquera.

Objetivos específicos

- i) Caracterizar la ecología trófica a lo largo de la historia de vida de 13 especies de elasmobranquios: *Mustelus schmitti*, *Galeorhinus galeus*, *Squalus acanthias*, *Schroederichthys bivius*, *Squatina guggenheim*, *Discopyge tschudii*, *Psammobatis extenta*, *Psammobatis normani*, *Psammobatis rudis*, *Sympterygia bonapartii*, *Sympterygia acuta*, *Zearaja brevicaudata* y *Myliobatis goodei*.
- ii) Estudiar las relaciones interespecíficas y la superposición trófica de las especies estudiadas.
- iii) Evaluar la superposición entre la dieta de las especies estudiadas y las capturas de la pesquería de langostino patagónico.

Hipótesis

El desarrollo de esta tesis se sustenta en tres hipótesis. La primera (involucra al objetivo específico número uno) es que existen diferencias intraespecíficas en la ecología trófica de las 13 especies de elasmobranquios estudiadas, relacionadas con el sexo, el tamaño corporal, el estadio de desarrollo ontogenético o el sitio de captura (García de la Rosa y Sánchez 1997, Koen Alonso *et al.* 2002, Lucifora *et al.* 2006, Arim *et al.* 2007, Belleggia 2012, Tschopp *et al.* 2020). La segunda involucra al objetivo específico número dos y refiere a que existe una superposición trófica entre las especies estudiadas ya que éstas co-ocurren en una misma comunidad ecológica (Piet *et al.* 1998) resultando en la conformación de grupos tróficos conformados por individuos con hábitos alimentarios similares (Barbini 2011). Por último, considerando que la pesquería de arrastre que opera en el área de estudio es poco selectiva y captura incidentalmente una gran cantidad de especies (entre las que se incluyen la mayoría de los elasmobranquios analizados en esta tesis) (Pettovello 1999, Garciarena *et al.* 2002, Massa *et al.* 2004, Cedrola *et al.* 2005, Kelleher 2008, Bovcon *et al.* 2011, Góngora 2011, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023), se espera que exista una alta superposición entre la dieta de las especies de elasmobranquios y las capturas de la pesquería de arrastre de langostino patagónico.

CAPÍTULO 2

Ecología trófica de los elasmobranquios más frecuentes en las capturas incidentales de las pesquerías de arrastre de la región patagónica central

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la alimentación de una especie es un aspecto básico en su biología y por lo tanto es un objetivo de interés biológico en sí mismo (Valente 1992). A la hora de estudiar la dieta de las especies, es importante analizar la variabilidad intraespecífica, ya que los depredadores pueden presentar una gran variedad de estrategias individuales ligadas al sexo, la talla y la ontogenia, entre otros factores (Carlisle *et al.* 2015).

Respecto a los elasmobranquios, existen indicios sobre variaciones intraespecíficas en la dieta. Por ejemplo, se han reportado cambios ontogenéticos en la alimentación (ej: Lucifora *et al.* 2006, Koen Alonso *et al.* 2002, Belleggia 2012) debido a que los ejemplares maduros requieren un aporte energético extra, implicando un mayor requerimiento trófico-calórico (García de la Rosa y Sánchez 1997). Además, se han observado diferencias respecto a los sexos debidas probablemente a la segregación entre machos y hembras (García de la Rosa y Sánchez 1997) y respecto a las tallas, producto de que el menor tamaño y movilidad de los juveniles hace que la persecución y captura de las presas sea limitada (García de la Rosa y Sánchez 1997, Scharf *et al.* 1997, Juanes *et al.* 2002, Arim *et al.* 2007).

El análisis del contenido estomacal es la técnica universal para describir la dieta de los peces, al aportar información básica sobre el papel de una especie particular en la red alimentaria (Majdi *et al.* 2018); sin embargo, dicho análisis no está exento de limitaciones. Los animales a menudo tienen el estómago vacío y los contenidos estomacales recolectados representan sólo una instantánea de lo que un animal ha comido recientemente (Vaudo y Heithaus 2011). Esta instantánea de la dieta también puede estar sesgada debido a las diferencias en la digestibilidad de las presas ya que las presas difíciles de digerir pueden permanecer en el estómago durante períodos más prolongados (Hyslop 1980) y a la tasa de evacuación que presenta una especie. Por otro lado, el análisis de isótopos estables (aunque proporciona una resolución taxonómica indirecta y más baja) es una de las técnicas más utilizadas para conocer las tendencias de variación intraespecífica en la dieta a través de nichos isotópicos que pueden indicar hábitats de alimentación y estrategias alimentarias (Hussey *et al.* 2012).

El análisis del contenido estomacal, junto al análisis de isótopos estables proporciona una evaluación integral de las estrategias de alimentación, al ofrecer información a corto y a largo

plazo (Post 2002, Wells *et al.* 2008, Kinney *et al.* 2011). Mientras los estómagos proporcionan datos sobre la dieta ingerida (de horas a días) (Cortés 1997), el análisis de isótopos estables en músculo proporciona para los elasmobranquios información sobre la dieta asimilada, a través del carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en escalas temporales de meses o años (Hussey *et al.* 2012, Caut *et al.* 2013, Galván *et al.* 2016). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se utilizan para identificar la fuente de producción primaria que utiliza el consumidor, proporcionando una medida de la relación del organismo con distintas tramas tróficas; mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ pueden determinar una medida de la posición trófica y amplitud de un consumidor, y que se interpretan según su relación con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ que representan la base de la red trófica a la que pertenece dicho consumidor (Rivera 2013).

Para conocer las interrelaciones entre las distintas especies y las características de la trama trófica, se requiere describir inicialmente el comportamiento trófico individual de las especies (Barone 2006). Por lo tanto, para obtener una visión general de la ecología trófica de las 13 especies de condriictios capturadas incidentalmente por la pesquería de langostino patagónico y por la pesca recreativa de costa (*Squalus acanthias*, *Squatina guggenheim*, *Mustelus schmitti*, *Galeorhinus galeus*, *Psammobatis extenta*, *Sympterygia bonapartii*, *Zearaja brevicaudata*, *Psammobatis normani*, *Discopyge tschudii*, *Schroederichthys bivius*, *Psammobatis rudis*, *Myliobatis goodei* y *Sympterygia acuta*), en el presente capítulo se combinaron tres metodologías complementarias: una revisión bibliográfica de toda la información trófica a nivel mundial y regional de estas especies, análisis de contenido estomacal y análisis de isótopos estables. Además, se analiza la variación intraespecífica en la dieta respecto al sexo, estadio de madurez sexual y sitio de captura.

Descripción de las especies en estudio

En esta sección se comentan aspectos básicos de la distribución, biología y ecología de cada una de las especies estudiadas en la tesis. Se presenta una breve descripción de la dieta, ya que la revisión y ensamble de resultados de los estudios previos existentes sobre la alimentación de cada especie es un objetivo particular abordado más adelante en el desarrollo de este capítulo.

Gatuzo *Mustelus schmitti* Springer 1939

El tiburón gatuzo (Fig. 2.1) es una especie de la familia Triakidae que pertenece al orden Carcharhiniformes. Esta especie es endémica de América del Sur, y se distribuye a lo largo del

Atlántico Suroccidental desde el sur de Brasil (22°S) hasta Argentina (47°S) (Chiaramonte y Pettovello 2000). Es una especie bento-demersal que representa uno de los elasmobranquios predominantes en el Mar Argentino y se distribuye a profundidades entre 5 y 120 m (Chiaramonte y Pettovello 2000, Cousseau y Perrotta 2000, Massa *et al.* 2004, Belleggia 2012). En toda su área de distribución, esta especie es explotada por pesquerías comerciales y artesanales de Brasil (Miranda y Vooren 2003), Uruguay (Paesch y Domingo 2003) y Argentina, cuyas zonas de pesca incluyen áreas de crianza y reproducción (Chiaramonte 1998, Massa 1998, Van der Molen y Caille 2001, Massa *et al.* 2006, Cortés *et al.* 2011) por lo que está categorizada globalmente como “En peligro crítico” por la UICN (2022). En la Patagonia Central no se practica la pesca dirigida al gatuzo, pero es capturado de manera incidental por las pesquerías comerciales de arrastre de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Cedrola *et al.* 2012, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 6,35% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturado por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 14,44% (Góngora *et al.* 2023) y es muy común en las capturas de la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016).

La talla de los adultos puede alcanzar los 1080 mm de longitud total (LT), siendo las hembras de mayor tamaño que los machos (Menni *et al.* 1986). La talla promedio de madurez sexual en el Litoral de la Provincia del Chubut fue determinada en 669 mm de LT en hembras y 656 mm en machos (Navoa *et al.* 2024), muy similar a lo registrado en el Golfo San Matías (41-42°S, 64-65°O, Bernasconi *et al.* 2022). Mientras que en provincia de Buenos Aires la talla promedio de madurez presenta valores menores a los observados en el área de estudio (Diaz de Astarloa *et al.* 1997, Sidders *et al.* 2005, Colautti *et al.* 2010). En la localidad de Puerto Deseado (47°45' S) en la Provincia de Santa Cruz, se determinó la talla mínima de madurez sexual de 708 mm de LT para machos y 795 mm de LT para las hembras (Chiaramonte y Pettovello 2000). Recientemente fue demostrado que en el área de estudio el gatuzo presenta parámetros poblacionales (k, longitud de nacimiento, longitud infinita, edad y talla promedio de madurez) distintas de otras áreas de su distribución. Estas diferencias podrían deberse a una variación clinal latitudinal de los parámetros de historia de vida, que corresponden a poblaciones diferentes con historias de vida adaptadas a los factores abióticos y bióticos de Patagonia Central o a la existencia de diferencias en la historia de explotación pesquera entre la zona norte y sur de su distribución (Navoa *et al.* 2024).

Los estudios previos sobre la alimentación de este tiburón lo describen como una especie que consume principalmente crustáceos, poliquetos y peces (ver Material Suplementario Tabla MS1) y que presenta variaciones ontogenéticas en la dieta (Belleggia 2012, Pasti *et al.* 2021).



Figura 2.1. Gatuza *Mustelus schmitti*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Cazón *Galeorhinus galeus* Linnaeus, 1758

El cazón (Fig. 2.2) es un tiburón bento-pelágico de la familia Triakidae que pertenece al orden Carcharhiniformes. Esta especie cosmopolita se distribuye en Sudamérica desde Rio Grande do Sul (28°S) en Brasil hasta Puerto San Julián (49°17',67°42') (Chiaramonte *et al.* 2016) en la Argentina. Además, recientemente se ha reportado la presencia de esta especie en Ría Deseado (47°45'S, 65°55'O) (Chiaramonte *et al.* 2023). En Argentina, el cazón habita sobre la plataforma continental y el talud, encontrándose en un rango de profundidades entre 10 y 400 m en el extremo norte de su distribución y no superando los 200 m en aguas uruguayas y argentinas (Cousseau y Perrotta 2000). Se cree que es una especie que migra estacionalmente entre el sur de Brasil y el norte de la Patagonia (Vooren 1997) estando presente en la plataforma continental del sur de Brasil sólo durante los meses de invierno (junio a septiembre) y en el mes de octubre abandona esa área (Peres y Vooren 1991). En diferentes etapas de su migración estacional, el cazón es la especie objetivo de algunas pesquerías artesanales (Gosztonyi y Menni 1978). En la Patagonia Central, es capturado incidentalmente por las pesquerías comerciales de arrastre de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Cedrola *et al.* 2012, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 4,35% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturado por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 5,15% (Góngora *et al.* 2023) y es común en las capturas de la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). Estos tiburones utilizan Bahía Engaño en la Provincia del Chubut como área de

cría y es la única reportada en toda su distribución en el Atlántico Sudoccidental (Bovcon *et al.* 2018). Esta especie está categorizada globalmente como “En peligro crítico” por la UICN (2022).

Es un tiburón de tamaño medio que puede alcanzar los 2000 mm de LT (Walker *et al.* 2020). En el Atlántico Sudoccidental, la talla a la cual el 50% de las hembras alcanza la madurez sexual fue estimada en 1240 mm de LT y 1100 mm de LT para los machos (Peres y Vooren 1991, Chiaramonte 2000). Estudios previos sobre la alimentación de *G. galeus* lo consideran un predador casi exclusivamente ictiófago, aunque su dieta incluye también cefalópodos y, ocasionalmente, condrictios, crustáceos y poliquetos (ver Tabla MS1). Además, se han registrado diferencias en la alimentación producto de la ontogenia (ej: Olsen 1984, Lucifora *et al.* 2006) y la estacionalidad (ej: Lucifora 2003).

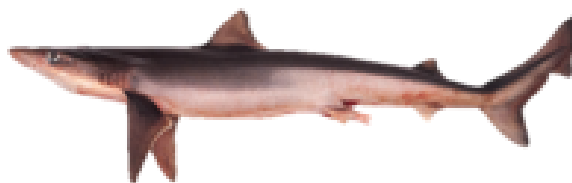


Figura 2.2. Cazón *Galeorhinus galeus*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Tiburón espinoso *Squalus acanthias* Linnaeus 1758

El tiburón espinoso (Fig. 2.3) es una especie de hábitos bento-pelágicos de la familia Squalidae que pertenece al orden Squaliformes. Es una especie cosmopolita que dentro del cono sur sudamericano habita desde los 33°S por el Pacífico, alcanzando los 34°S por el Atlántico desde los 20 hasta los 300 m de profundidad, en donde se lo observa con mayor frecuencia entre los 50 y 200 m en latitudes comprendidas entre 42°S y 43°S (Cousseau y Perrota 1998). En general, los machos ocurren en aguas más someras que las hembras, con excepción de las grávidas (Meneses y Paesch 1999). Muestra marcada preferencia por aguas cuyo rango de temperatura oscila entre un mínimo de 7 a 8° C y un máximo de 12 a 15° C, y aparentemente realiza migraciones latitudinales y en profundidad para mantenerse en dicho rango (Compagno 1984), aunque ha sido reportado en aguas con temperaturas de 3,5 a 4,4° C (Menni *et al.* 1986). Es pescado en toda su área de distribución por flotas pesqueras de arrastre de fondo como fauna acompañante de especies demersales y bentónicas de interés comercial, descartándose a bordo

(Cousseau y Perrota 1998, Pedraza *et al.* 2001). En la Patagonia Central es capturado incidentalmente por la pesquería de arrastre de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Cedrola *et al.* 2012, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 18,75% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturado por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 11,57,44% (Góngora *et al.* 2023) y, aunque muy rara vez, es capturado por la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). Esta especie está categorizada globalmente como “Vulnerable” por la UICN (2022).

La talla máxima registrada para los machos fue de 780 mm de LT y 960 mm de LT para las hembras (Menni 1985). En el Atlántico Sudoccidental la talla de primera madurez sexual registrada para los machos fue de aproximadamente 575 mm de LT (Koen Alonso *et al.* 2002, Colonello *et al.* 2016) y de 665 mm de LT para las hembras (Koen Alonso *et al.* 2002). Los estudios previos sobre la alimentación de este tiburón lo definen como una especie principalmente ictiófaga y además señalan la importancia de los ctenóforos en su dieta (ver Tabla MS1). Presenta diferencias en su alimentación respecto a los sexos (García de la Rosa y Sánchez 1997, Belleggia *et al.* 2012) y ontogenia (ej: García de la Rosa y Sánchez 1997, Laptikhovsky *et al.* 2001, Koen Alonso *et al.* 2002).



Figura 2.3. Tiburón espinoso *Squalus acanthias*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Tiburón pintarroja *Schroederichthys bivius* Müller y Henle 1841

La pintarroja (Fig. 2.4) es un tiburón de hábitos bento-demersales de la familia Scyliorhinidae que pertenece al orden Carcharhiniformes. Habita en el Pacífico sudoriental y el Atlántico Sudoccidental entre los 36° y 54°S desde Valdivia, Chile, hacia el sur alrededor del Cabo de Hornos, en el Canal Beagle (Matallanas *et al.* 1993, López *et al.* 1996) y alrededor de las Islas Malvinas (Laptikhovsky *et al.* 2001, Marí y Sánchez 2002) y hacia el norte hasta el sur de Brasil (Soto 2001, Dulvy *et al.* 2020). Habita profundidades entre los 13 y 350 m pero es más

frecuente a profundidades menores a los 130 m (Menni y Gosztonyi 1982, Dulvy *et al.* 2020). En la Plataforma Continental Argentina la presencia de la pintarroja se detectó entre 49 y 150 m, sin embargo, las mayores concentraciones se registraron de 90 a 110 m, entre las latitudes 45° y 47°S y a temperaturas de 6,3 a 7,8°C (Sánchez *et al.* 2009). En el Mar Argentino no existe la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada en pesquerías demersales de la flota fresca y tangoneras, como fauna acompañante de la merluza común (*M. hubbsi*) (Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016) y el langostino (*P. muelleri*) (Góngora *et al.* 2009, Cedrola *et al.* 2012, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023), tanto en buques comerciales, como en los buques de investigación pesquera (Sánchez *et al.* 2009). En Patagonia Central es capturada incidentalmente por la pesquería de arrastre de langostino patagónico con una frecuencia de ocurrencia igual a 24,59% (Góngora *et al.* 2023) y por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 2,13% (Góngora *et al.* 2023). Esta especie está categorizada globalmente como “de preocupación menor” por la UICN (2022).

La pintarroja alcanza un tamaño máximo de 820 mm de LT (Dulvy *et al.* 2020). Recientemente se determinó que la talla promedio de madurez sexual (L50) es de 563 mm de LT en machos y 485 mm de LT en hembras (Colonello *et al.* 2020). Los estudios previos sobre la alimentación de esta especie (ver Tabla MS1) le asignan un hábito trófico oportunista, con consumo de crustáceos decápodos, moluscos y peces óseos de tamaño moderado que presenta diferencias en su dieta respecto a la ontogenia (ej: Laptikhovsky *et al.* 2001, Sánchez *et al.* 2009).



Figura 2.4. Tiburón pintarroja *Schroederichthys bivius*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Pez ángel *Squatina guggenheim* (Marini 1936)

El pez ángel (Fig. 2.5) es una especie de la familia Squatinidae que pertenece al orden Squatiniformes. Es endémica del Atlántico Sudoccidental y se distribuye desde Espírito Santo (Brasil) (19°41'S,40°28'O) (Vooren y Klippel 2005), pasando por Uruguay hasta el Golfo San Jorge (45°-47°S) en la Patagonia Argentina (Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013). Esta especie bento-demersal habita aguas templadas y subtropicales, sobre la plataforma continental y el talud, próxima o sobre el fondo a profundidades entre los 10 y 100 m, con temperaturas

comprendidas entre los 10 y 22° C (Vooren y da Silva 1991, Cousseau y Figueroa 2001, Vilwoc y Vooren 2003). *Squatina guggenheim* es capturada por la pesquería multiespecífica que se desarrolla en el ecosistema costero bonaerense, denominado “variado costero” (Lasta *et al.* 1999) y es una de las especies más importantes en el mercado interno (Massa *et al.* 2003). En la Patagonia Central no se practica la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada incidentalmente por las pesquerías comerciales de arrastre de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 1,15% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturada por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 4,89% (Góngora *et al.* 2023) y muy rara vez es capturada por la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). Esta especie está categorizada globalmente como “En peligro” por la UICN (2022).

La talla máxima registrada para las hembras fue de 940 mm de LT y 890 mm de LT para los machos (Colonello 2005). La talla promedio de madurez sexual registrada para ambos sexos se encuentra entre 700-800 mm de LT (Cousseau 1973, Sunyé y Vooren 1997, Colonello *et al.* 2007). El pez ángel se alimenta principalmente de peces, pero además pueden encontrarse en el contenido estomacal, crustáceos, cefalópodos y condriictios (ver Tabla MS1) y es común observar cambios ontogenéticos en los hábitos alimentarios (Ej: Vögler *et al.* 2003, Colonello 2005).



Figura 2.5. Pez ángel *Squatina guggenheim*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Torpedo *Discopyge tschudii* Heckel 1846

El torpedo (Fig. 2.6) es una raya eléctrica de la familia Narcinidae que pertenece al orden Torpediniformes. Es una especie endémica de Sudamérica y en el Atlántico Sudoccidental habita desde Rio Grande do Sul, Brasil hasta la Patagonia Argentina, y en el Pacífico, desde Perú hasta el sur de Chile (Figuereido 1977, Menni y Gosztonyi 1982, Menni y Stehmann 2000, Cousseau *et al.* 2007, Bustamante *et al.* 2014). En la Patagonia, esta especie presenta una distribución agregada principalmente en las zonas norte, este y sur del Golfo San Matías con una población que completa en él todo su ciclo reproductivo (Estalles *et al.* 2011). Es una especie bentónica que se encuentra principalmente en aguas de menos de 120 m de profundidad (Menni y Gosztonyi 1982, Menni y Stehmann 2000, Cousseau *et al.* 2007, Estalles *et al.* 2011). En la Patagonia Central, el torpedo no posee valor comercial, pero es capturado incidentalmente por la pesquería de arrastre de langostino patagónico con una frecuencia de ocurrencia igual a 53,04% (Góngora *et al.* 2023) y por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 42,84% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturado como fauna acompañante por la pesquería comercial de merluza común *M. hubbsi* (Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016) y muy rara vez es capturado por la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). Esta especie está categorizada globalmente como de "Preocupación menor" por la UICN (2022). Sin embargo, la población que habita el Atlántico Sudoccidental se considera "Vulnerable" debido a la notable disminución de su abundancia durante 1994- 1999 (Massa *et al.* 2004b).

El torpedo alcanza una talla máxima de 550 mm de LT (Dulvy *et al.* 2020). La talla promedio de madurez sexual reportada en el Golfo San Matías para machos fue estimada en 300 mm de LT y 210 mm de LT para las hembras (Estalles *et al.* 2011). Los estudios previos sobre la alimentación de esta especie coinciden con que preda principalmente sobre poliquetos, sífonos de la almeja y anfípodos (ver Tabla MS1). Además, se han reportado cambios en la dieta respecto a la ontogenia, sexos y estacionalidad (Ej: Spath *et al.* 2012, Spath *et al.* 2015).



Figura 2.6. Torpedo *Discopyge tschudii*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Raya de orlas *Psammobatis extenta* Garman 1913

Las rayas del género *Psammobatis* son miembros comunes y endémicos de la fauna de rayas de las costas de Sudamérica, distribuyéndose desde el Atlántico sudoccidental hasta el Pacífico sudoriental (Menni y Stehmann 2000). La raya de orlas *P. extenta* (Fig. 2.7) es una especie de la familia Rajidae que pertenece al orden Rajiformes. Es endémica del Atlántico Sudoccidental y habita en aguas templadas (Figuroa *et al.* 1999), desde Cabo Frio, Brasil (22°56'S) hasta los 41°S (McEachran 1983, Menni y Stehmann 2000, Cousseau *et al.* 2000, Mabragaña 2007) pero su mayor abundancia se encuentra entre los 38° y 39° S (Mabragaña 2007). Recientemente se extendió el conocimiento de su distribución hasta el norte del Golfo San Jorge (45°16'S, 66°43'O) (Bovcon *et al.* 2011). Esta especie de hábitos bento-demersales puede ser registrada en fondos blandos entre los 14 y 60 m de profundidad, aunque es más abundante entre los 31 y 53 m (Mabragaña 2007). Además, es posible hallarla hasta los 160 m (McEachran 1983). Para la plataforma continental de Uruguay y norte de Argentina, se encontró en un rango acotado de salinidad (32,24-33,97 ups) y de temperatura (9,6-12,9° C) (Diaz de Astarloa *et al.* 1999). Esta raya forma parte de las capturas incidentales en las pesquerías multiespecíficas de arrastre de fondo del norte de Argentina (Tamini *et al.* 2006, Cousseau *et al.* 2007). En la Patagonia Central, esta especie es capturada incidentalmente por las pesquerías comerciales de arrastre de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 2,22% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturada por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 0,69% (Góngora *et al.* 2023). Esta especie está categorizada globalmente como de "Preocupación menor" por la UICN (2022).

Es una de las especies más pequeñas del género, llegando a alcanzar los 346 mm de LT, siendo los machos de mayor tamaño que las hembras (Braccini y Chiaramonte 2002a,

Mabragaña 2007). La talla promedio de madurez sexual es de 256 mm de LT en hembras y 263 mm de LT en machos (Braccini y Chiaramonte 2002a, Mabragaña 2007). Estudios previos sobre la alimentación de esta especie resaltan que *P. extenta* consume principalmente anfípodos, crustáceos decápodos y poliquetos (ver Tabla MS1). Además, se observaron cambios ontogenéticos y temporales en la composición de la dieta (Braccini y Perez 2005, Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2012).



Figura 2.7. Raya de orlas *Psammobatis extenta*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Raya marrón claro *Psammobatis normani* McEachran 1983

La raya marrón claro (Fig. 2.8) es una raya de la familia Rajidae que pertenece al orden Rajiformes. Esta especie de hábitos bentónicos ocurre en el Atlántico sudoccidental y Pacífico sudoriental, desde 60 a 200 m de profundidad (McEachran 1983, Pequeño y Lamilla 1993, Cousseau *et al.* 2000, Sánchez y Mabragaña 2002, Mabragaña y Cousseau 2004, Mabragaña y Gilberto 2007). En el Atlántico, fue capturada desde 35°24'S a 54°21'S, siendo más abundante entre los 41° y 42° S, a profundidades de 81 a 90 m. En menor medida también fue abundante desde los 49° a 50° S, entre 141 y 160 m (Mabragaña 2007). En Patagonia Central, esta especie es capturada como fauna acompañante en las pesquerías comerciales de merluza *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Cedrola *et al.* 2005, Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 36,23% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturada por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 11,52% (Góngora *et al.* 2023). Esta especie está categorizada globalmente como de “Preocupación menor” por la UICN (2022).

Los machos llegan alcanzar los 580 mm de LT y las hembras los 543 mm de LT (Mabragaña 2007). La talla de primera madurez sexual registrada para los machos fue de 443 mm de LT y 403 mm de LT para las hembras (Mabragaña 2007). Estudios previos sobre la alimentación de esta raya señalan que se alimenta principalmente de crustáceos y poliquetos (ver Tabla MS1).



Figura 2.8. Raya marrón claro *Psammobatis normani*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Raya hocico blanco *Psammobatis rudis* Gunther 1870

La raya hocico blanco (Fig. 2.9) es una raya de la familia Rajidae que pertenece al orden Rajiformes. Esta especie de hábitos bentónicos es endémica de Sudamérica. Ocurre en el Atlántico Sudoccidental y Pacífico sudoriental, desde 60 a 200 m de profundidad (McEachran 1983, Pequeño y Lamilla 1993, Cousseau *et al.* 2000, Sánchez y Mabragaña 2002, Lamilla y Saez 2003, Mabragaña y Cousseau 2004, Mabragaña 2007). Además, su presencia ha sido registrada en el Canal de Beagle (Lloris y Rucabado 1991). En Patagonia Central, esta especie es capturada como fauna acompañante en las pesquerías comerciales de merluza *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Cedrola *et al.* 2005, Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 2,95% (Góngora *et al.* 2023). Además, es capturada por la flota costera con una frecuencia de ocurrencia del 0,81% (Góngora *et al.* 2023). Esta especie está categorizada globalmente como de “Preocupación menor” por la UICN (2022).

Tanto machos como hembras llegan alcanzar los 530 mm de LT (Mabragaña 2007). Las tallas promedio de madurez sexual registradas para los machos y hembras fueron de 428 mm de LT y 414 mm de LT, respectivamente (Mabragaña 2007). Estudios previos sobre la alimentación de esta raya señalan que se alimenta principalmente de crustáceos decápodos (ver Tabla MS1) y que existen diferencias espacio temporales en la dieta de la misma (Mabragaña 2007). Además, Mabragaña (2007) y Mabragaña y Giberto (2007) describieron que la composición de la dieta para esta especie fue levemente diferente a partir de los 420 mm.



Figura 2.9. Raya hocico blanco *Psammobatis rudis*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Raya marmolada *Sympterygia bonapartii* Müller y Henle 1841

La raya marmolada (Fig. 2.10) es una raya de la familia Rajidae que pertenece al orden Rajiformes. Es una de las especies de elasmobranquios más comunes de las aguas costeras del Atlántico Sudoccidental. Se distribuye desde Río de Janeiro (23°S), Brasil hasta los 50°S, norte de la provincia de Santa Cruz, en la Argentina y desde la costa hasta los 100 m de profundidad (Menni y Stehmann 2000, Cousseau y Perrotta 2000, Sánchez y Mabragaña 2002, Cousseau *et al.* 2007, Estalles 2012). Además, se documentó un ejemplar en el Estrecho de Magallanes, sector chileno (55° S) (Lamilla y Sáenz 2003), siendo el registro más austral de la especie. Esta raya presenta segregación sexual (Cedrola *et al.* 2005, Estalles *et al.* 2017) y se han reportado migraciones estacionales relacionadas con su actividad reproductiva (Mabragaña *et al.* 2002, Estalles *et al.* 2017) y probablemente relacionadas con evitar las bajas temperaturas invernales (Mabragaña *et al.* 2002). En Argentina, *S. bonapartii* se encuentra entre las rayas de interés comercial (Perier *et al.* 2011), siendo una de las más abundantes en los desembarques de las pesquerías de arrastre (Massa *et al.* 2004, Tamini *et al.* 2006, Perier *et al.* 2011). En Patagonia Central no se practica la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada como fauna acompañante en las pesquerías comerciales de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Cedrola *et al.* 2005, Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 29% (Góngora *et al.* 2023) y de 13,74% en las capturas de la flota costera (Góngora *et al.* 2023). Además, es común en las capturas de la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). Esta especie está categorizada globalmente como “Casi amenazada” por la UICN (2022).

La raya marmolada alcanza una talla máxima de aproximadamente 808 mm y 746 mm de LT para las hembras y los machos, respectivamente (Mabragaña *et al.* 2002). Los rangos de madurez sexual para machos abarcan desde los 580 mm hasta los 651 mm de LT y desde los 625 mm hasta los 655 mm para las hembras (Mabragaña *et al.* 2002, Oddone y Velasco 2004, Díaz Andrade 2010). Estudios previos señalan la predominancia de los crustáceos en la dieta de *S. bonapartii* (ver Tabla MS1) y además señalan que existe un cambio ontogenético (Barrera Oro y Maranta 1996, Sánchez y Prenski 1996, Barbini 2011) y respecto a la temporada y la región (Sánchez y Prenski 1996, Paesch 2000, Sánchez y Mabragaña 2002, Barbini 2011) en la composición de la dieta de esta especie.



Figura 2.10. Raya marmolada *Sympterygia bonapartii*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Raya marrón oscura *Sympterygia acuta* Garman 1878

La raya marrón oscura (Fig. 2.11) es de la familia Rajidae y pertenece al orden Rajiformes. Es una especie costera de hábitos bento-demersales, endémica del Atlántico Sudoccidental. Se encuentra desde Río de Janeiro (22°S) en Brasil hasta el Golfo San Jorge, en Argentina (45° 43' S) (Menni y Stehmann 2000, Oddone y Vooren 2002, Cousseau *et al.* 2007, Bovcon *et al.* 2011, Góngora *et al.* 2023). Es una especie exclusivamente costera, extendiéndose hasta los 50 m de profundidad (Cousseau *et al.* 2007). En Patagonia Central no se practica la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada como fauna acompañante en las pesquerías comerciales de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 0,026% (Góngora *et al.* 2023) y de 0,33% en las capturas de la flota costera (Góngora *et al.* 2023). Además, es común en las capturas de la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut

(Bovcon 2016). Esta especie está categorizada globalmente como “En peligro crítico” por la UICN (2022).

La raya marrón oscura alcanza una talla máxima de 620 mm de LT (Pollom *et al.* 2020). Las tallas de primera madurez sexual registradas para Argentina fueron de 475 mm de LT para los machos y 478 mm de LT para las hembras (Mabragaña *et al.* 2014). Estudios previos sobre la alimentación de esta raya señalan que en la misma predominan los crustáceos decápodos y los peces teleósteos (ver Tabla MS1). Además, se reportaron cambios significativos en la composición de la dieta en relación a los estadios de madurez sexual, LT, región y temporada (Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2016).



Figura 2.11. Raya marrón oscura *Sympterygia acuta*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Raya hocicuda *Zearaja brevicaudata* Marini 1933

La raya hocicuda (Fig. 2.12) es de la familia Rajidae y pertenece al orden Rajiformes. Habita en el Atlántico Sudoccidental, donde sus mayores abundancias se han reportado en el norte y centro de la Patagonia (Menni y Gosztonyi 1982, Menni y López 1984, García de la Rosa 1998), siendo uno de los miembros más abundantes de la Familia Rajidae. Es una especie con hábitos tróficos principalmente demersal-bentónicos (García de la Rosa 1998) que habita aguas profundas hasta los 200 m de profundidad (Sánchez y Mabragaña 2002). A pesar de que esta especie tiene valor comercial (Colonello *et al.* 2002, Massa *et al.* 2004, Patrucco *et al.* 2011), es capturada principalmente como bycatch por las pesquerías de arrastre de fondo (García de la Rosa *et al.* 2004, Massa *et al.* 2004). Es así que en Patagonia Central no se practica la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada de manera incidental por las pesquerías comerciales de arrastre de merluza donde es aprovechada y desembarcada por la flota fresquera de altura (Bovcon *et al.* 2013) y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una frecuencia de ocurrencia en las capturas

de esta última igual a 55,22% (Góngora *et al.* 2023). La raya hocicuda está categorizada globalmente como “En peligro” por la UICN (2022).

En la plataforma argentina se han observado hembras de esta especie con una LT máxima de 1330 mm y machos de hasta 1240 mm de LT (García de la Rosa 1998, Cousseau y Perrotta 2000). La talla de primera madurez sexual reportada para toda la plataforma para hembras fue de 940 mm de LT y 840 mm de LT para los machos (Colonello y Cortés 2013). Estudios previos sobre la alimentación de esta raya reportan a los crustáceos como el grupo presa principal, aunque otros citan a los peces como el grupo presa predominante (ver Tabla MS1). Además, se han reportado cambios ontogenéticos en la dieta de esta especie (Koen Alonso 1999, Buren 2004, Belleggia *et al.* 2016, Belleggia *et al.* 2019, Tschopp *et al.* 2024).



Figura 2.12. Raya hocicuda *Zearaja brevicaudata*

Crédito de la foto: Bovcon y Cochia 2007

Chucho *Myliobatis goodei* Garman 1885

El chucho (Fig. 2.13) es de la familia Myliobatidae y pertenece al orden Myliobatiformes. Es una especie del Atlántico occidental que se distribuye desde Carolina del Sur, en los Estados Unidos de América (35° N) hasta Santa Cruz, Argentina (44° S) (Stehmann 2009). Las mayores abundancias de esta especie se encuentran entre 34° y 39° S en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y en el área de El Rincón entre 39° y 40° S (Ruocco 2012). El chucho es una especie bento-pelágica y costera que habita en aguas desde la orilla hasta 156 m pero principalmente entre 50 y 100 m de profundidad (Menni y Stehman 2000, Cousseau *et al.* 2007, Perier *et al.* 2007). Esta especie tolera amplios rangos de salinidad, reportándose tanto en estuarios como en aguas marinas (Refi 1975, López Cazorla 1987). En Patagonia Central no se practica la pesca dirigida a esta especie, pero es capturada como fauna acompañante en las pesquerías comerciales de merluza común *M. hubbsi* y langostino patagónico *P. muelleri* (Góngora *et al.* 2009, Bovcon *et al.* 2013, Ruibal Núñez *et al.* 2016, Góngora *et al.* 2023) con una

frecuencia de ocurrencia en las capturas de esta última igual a 1% (Góngora *et al.* 2023) y de 2,37% en las capturas de la flota costera (Góngora *et al.* 2023). Además, su captura es común en la pesca deportiva-recreativa que se realiza con cañas desde la línea de la costa, entre los 42° y los 46° S, durante la primavera-verano en la Provincia del Chubut (Bovcon 2016). El chucho está categorizado globalmente como “Vulnerable” por la UICN (2022).

La talla máxima alcanzada por esta especie es de 1100 mm de ancho de disco (AD) (Ruocco 2012). La talla media de primera madurez sexual reportada para machos fue de 498,8 mm de AD y 598,7 mm de AD para hembras (Ruocco 2012). Estudios previos sobre la alimentación de *M. goodei* señalaron que la misma estuvo compuesta principalmente por moluscos bivalvos, crustáceos decápodos, anfípodos y poliquetos. Además, se reportaron diferencias ontogenéticas y estacionales en la dieta del chucho (Ruocco y Lucifora 2016).



Figura 2.13. Chucho *Myliobatis goodei*

Crédito de la foto: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio (Fig. 2.14) comprende las zonas de operatividad de las flotas pesqueras que operan desde puertos de la Provincia de Chubut (congeladora tangonera, costera y fresquera de altura): (1) El litoral de la provincia del Chubut correspondiente a la Zona de Esfuerzo Pesquero Restringido en aguas de jurisdicción provincial, que se extiende desde los 43°S hasta los 44°56'S y desde la línea de costa hasta las 12 millas náuticas, (2) el Área de Veda de Juveniles de Merluza (AVJM) de Jurisdicción Nacional y (3) el Golfo San Jorge (GSJ) con jurisdicción compartida entre las provincias de Chubut y Santa Cruz, entre los 45°S y los 47°S.

Estas tres áreas de estudio incluyen zonas de interés desde el punto de vista pesquero y de conservación. El AVJM protege los juveniles y las principales zonas de desove de la merluza común *Merluccius hubbsi* (Bezzi *et al.* 2004) y el GSJ por sus características oceanográficas es un área de gran relevancia para la alimentación, desove y crianza de muchas especies de peces e invertebrados (Dans *et al.* 2020). Más de 20 especies de aves marinas y 10 de mamíferos marinos utilizan habitualmente las aguas del GSJ para reproducirse, alimentarse o migrar (Yorio *et al.* 1998).

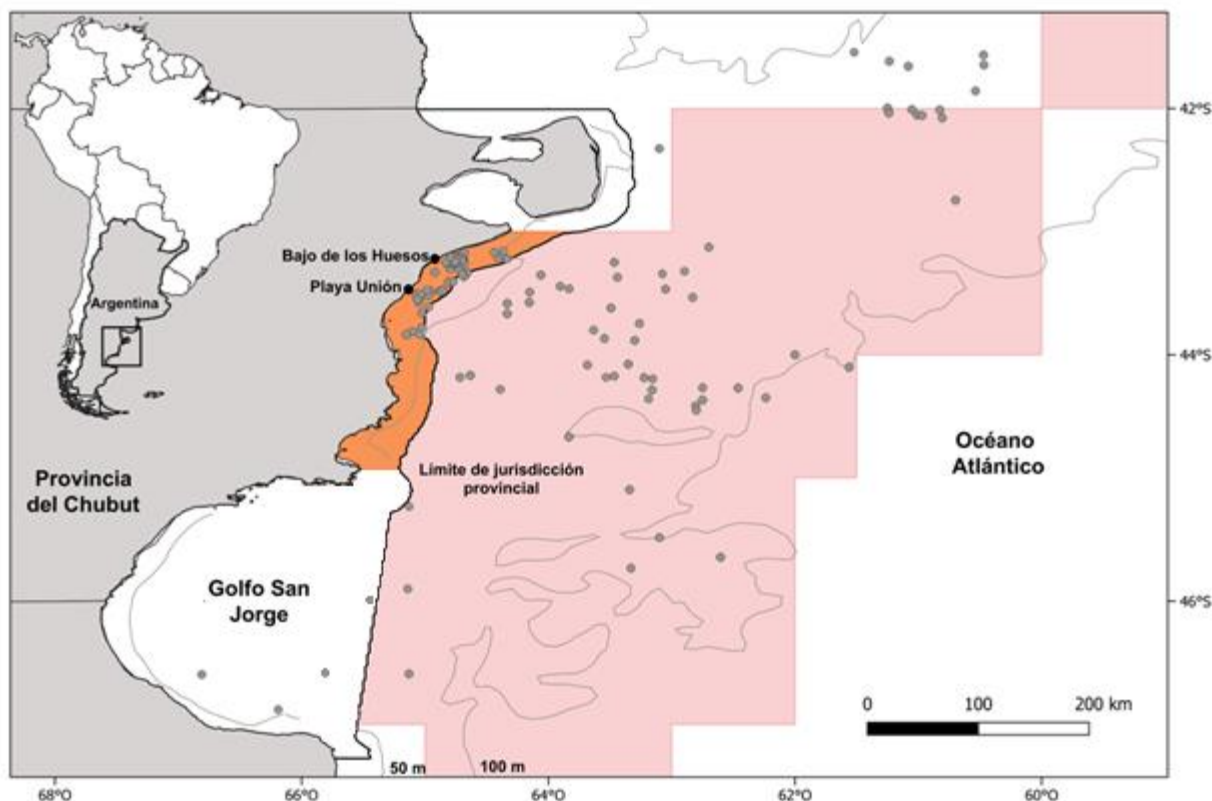


Figura 2.14. Área de estudio. Comprende las zonas costeras donde se llevan a cabo los concursos de pesca (puntos negros) y las zonas de operatividad de las flotas pesqueras de la Provincia de Chubut: El litoral de la provincia del Chubut correspondiente a la Zona de Esfuerzo Pesquero Restringido (naranja), el Área de Veda de Juveniles de Merluza (AVJM) (rosa) y el Golfo San Jorge (GSJ). Los puntos grises corresponden a los lances de pesca donde se capturaron los ejemplares de las 13 especies analizadas en el presente estudio.

Recolección y muestreo

Los ejemplares fueron recolectados entre los años 2008 y 2021 a partir de la captura incidental de la pesquería de arrastre del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) que opera en aguas de Jurisdicción Provincial y aguas adyacentes bajo Jurisdicción Nacional y de la pesca recreativa de costa que se desarrolla en Playa Unión y Bajo de los Huesos (Chubut, Argentina)

(Fig. 2.14). Estos sitios de captura fueron clasificados como “zona profunda” (27-73 m de profundidad) y “zona costera” (<4m de profundidad). La distribución temporal de las muestras estuvo condicionada por la operación estacional de la pesquería (desde septiembre a abril) y por la estacionalidad de las especies que son más comunes entre primavera y verano en la pesca recreativa costera (Bovcon 2016). Por este motivo, no fue posible contar con datos a lo largo de todo el año. Los ejemplares fueron recolectados muertos, producto del estrés y el daño sufrido durante la captura, ya que la misma permanece mucho tiempo a bordo y las especies no se devuelven al agua de forma inmediata. Luego fueron conservados en frío en una conservadora con hielo y transportados al laboratorio donde se pesaron al gramo (g) y la longitud total (LT) fue medida al milímetro (mm) con un ictiómetro. Para los tiburones, la LT se midió desde la punta del hocico hasta la punta terminal del lóbulo superior de la aleta caudal con el animal completamente extendido. En el caso de los batoideos, la LT fue medida desde la punta del hocico hasta la punta de la cola, excepto para *M. goodei* donde se registró el ancho de disco (AD- desde la punta de una aleta pectoral hasta el extremo de la otra) porque la cola muchas veces está cortada. Se determinó el sexo de cada ejemplar a partir de la presencia o ausencia de claspers y para la determinación del estadio de madurez sexual (juveniles y adultos) de los ejemplares se siguió la clasificación de Colonello *et al.* (2011). Los estómagos y muestras de músculo fueron retirados de los ejemplares para el posterior análisis de contenido estomacal y de isótopos estables, respectivamente.

Revisión de la información disponible sobre la dieta de las 13 especies de elasmobranquios analizadas en el presente estudio

Se realizó una revisión bibliográfica de la información disponible a nivel mundial y regional sobre la dieta de las 13 especies de elasmobranquios incluidas en este estudio teniendo en cuenta las sinonimias para cada una de ellas. Se utilizaron dos bases de datos electrónicas: Google Scholar y ResearchGate. La búsqueda consistió en combinar el nombre de cada especie con las palabras clave "dieta", "diet", "trófico", "trophic", "alimentación" y "feeding". De cada estudio publicado, se registraron los principales grupos de presas, las especies más consumidas y el nivel trófico (NT) reportado. Además, a fines comparativos, cuando fue posible se calculó el NT a partir del porcentaje en peso (%P) reportado en los estudios previos publicados regionalmente siguiendo la metodología descrita más adelante.

Análisis de contenidos estomacales

Composición de la dieta

La descripción de la dieta de los elasmobranchios se basó en el análisis visual de los contenidos estomacales recolectados (da Silveira *et al.* 2020). En cada estómago se identificaron los ítems presa al menor nivel taxonómico posible a través de restos duros (otolitos y huesos de peces, picos de cefalópodos, exoesqueletos de crustáceos y mandíbulas de poliquetos) empleando una lupa binocular estereoscópica “Biotraza” XTD 217 con zoom 0.63x a 5x y con ayuda de claves, guías de identificación, colecciones de referencia, consultas a especialistas, catálogos para poliquetos (Orensanz 1974, Orensanz 1975, Fauchald 1977), crustáceos (Boschi *et al.* 1992, Boschi 2016) y peces (Gosztonyi y Kuba 1996, Volpedo y Echeverría 2000, Volpedo *et al.* 2017). Para facilitar el posterior análisis y comparación entre grupos (especies, sitio de captura, etc.), los ítems presa identificados fueron agrupados en categorías (Ver resultados).

Para cuantificar la composición de la dieta, de cada presa se registró su número y peso húmedo utilizando una balanza digital PK-202 con capacidad de 200 g y precisión de 0,01 g. A partir de estos valores se calcularon índices tradicionales (Berg 1979): frecuencia de ocurrencia (%FO), porcentaje numérico (%N) y porcentaje en peso (%P):

$$\%FO = \frac{\text{número de estómagos en los cuales la presa } i \text{ fue encontrada}}{\text{número total de estómagos con alimento}} \times 100$$

$$\%N = \frac{\text{número de individuos de la presa } i}{\text{número total de presas}} \times 100$$

$$\%P = \frac{\text{peso de una presa determinada } i}{\text{peso total de todas las presas}} \times 100$$

A partir de simulaciones de bootstrap no paramétricas, se generaron valores de intervalo de confianza del 95% (Tirasin y Jorgensen 1999) para los tres índices utilizando 9999 repeticiones de bootstrap. Este enfoque consiste en volver a muestrear con reemplazo de la matriz de datos original y genera un nuevo conjunto de matrices simuladas. También se calculó el índice de importancia relativa (IIR; Cortés 1997):

$$IIR = \%FO \times (\%N + \%P)$$

y luego se expresó como porcentaje:

$$\%IIR = 100 \times \left(\frac{IIR}{\sum IIR} \right)$$

El IIR es un índice compuesto sujeto a severas críticas (Tirasin y Jorgensen 1999). En este sentido, da Silveira *et al.* (2020) señalan que los índices únicos utilizados para calcular el IIR

tienen su propio sesgo relacionado con el tipo y tamaño de presa, influyendo negativamente en los resultados. Además, subrayan que los procedimientos matemáticos adoptados en el IIR sobreestiman el %FO, lo que conduce a un sesgo adicional en el análisis (Ahlbeck *et al.* 2012, Brown *et al.* 2012). A pesar de estas objeciones, el %IIR fue calculado para poder compararlo con resultados previos y especies similares de otras regiones. Los 4 índices fueron calculados por grupos presa y luego por ítems presa sin agrupar.

Para analizar la representatividad de las muestras obtenidas se utilizaron curvas de diversidad trófica acumulada siguiendo a Koen Alonso *et al.* (2002). La diversidad trófica representa la diversidad de presas observadas en la población muestreada de un consumidor; como el valor calculado depende del número de individuos muestreados, se espera que alcance un valor asintótico a medida que aumenta el número de individuos y el valor de diversidad trófica observado se aproxima al valor real de la población. Se construyeron curvas para la totalidad de los estómagos muestreados que presentaron contenido y (cuando fue posible) para ambos sexos y estadios de madurez sexual usando el método de cuadrados agrupados (Pielou 1966) donde se graficaron los números acumulados de estómagos agrupados al azar contra la diversidad trófica acumulada. En este análisis se consideraron los principales grupos de presas. Se utilizó el índice de Brillouin (IHz) (Brillouin 1956) para medir la diversidad. Debido a que las curvas de diversidad acumulada se basan en órdenes aleatorios de cuadrantes, se calcularon 100 órdenes aleatorios de estómagos para cada muestra y se trazaron las curvas. Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra (Koen Alonso *et al.* 2002, Galván *et al.* 2009). En el caso donde las curvas no alcanzaron la asíntota, se realizó un análisis descriptivo de la dieta de la especie, ya que a pesar de que los tamaños de la muestra no fueron suficientes para realizar análisis comparativos, se consideraron indicativos del comportamiento de alimentación para las presas principales.

La estrategia general de alimentación se determinó siguiendo la propuesta gráfica de Amundsen *et al.* (1996). El diagrama utilizado en este método está basado en una representación bidimensional en donde cada punto presa es obtenido graficando la %F contra la abundancia presa-específica (P_i), calculado siguiendo la fórmula:

$$P_i = \frac{\sum S_i}{\sum S_{ti}} \times 100$$

donde S_i es el contenido estomacal (peso o número) de la presa (i) y S_{ti} es el contenido estomacal total (peso o número) solo de aquellos depredadores con la presa (i) en el estómago. Esta relación permite separar visualmente la importancia de las presas (dominantes o raras), la

estrategia alimentaria (generalista o especialista) y el comportamiento trófico de la población, es decir, si una presa es consumida en gran cantidad por unos pocos individuos (especialización individual) o si, por el contrario, es consumida por la mayoría de los individuos estudiados (especialización poblacional). Esto se determina examinando la distribución de puntos a lo largo de los ejes y la diagonal del diagrama como se ejemplifica en la figura 2.15: El eje vertical representa la estrategia alimentaria del predador (especialización o generalización). La dieta será especializada si los ítems presa se ubican en la parte superior del diagrama y generalizada si lo hacen en la parte inferior del mismo (indicando que han sido ingeridos ocasionalmente). Además, los ítems presa ubicados en la parte superior izquierda indicarían especialización de unos pocos individuos de la población, mientras que si se distribuyen en la parte superior derecha indicarían especialización de toda la población. En este último caso, las observaciones ubicadas en la región superior derecha deben estar restringidas a uno o unos pocos ítems presa, reflejando una población con una amplitud de nicho estrecha. Por el contrario, si ningún punto se ubica en la parte superior derecha del gráfico y todos los puntos están ubicados a lo largo o debajo de la diagonal desde la parte superior izquierda a la parte inferior derecha de la gráfica, la amplitud del nicho trófico sería amplia (Amundsen *et al.* 1996). Por último, el porcentaje de abundancia, que aumenta a lo largo de la diagonal desde la esquina inferior izquierda hasta la esquina superior derecha, proporciona una medida de la importancia de las presas, con las presas dominantes en el extremo superior y las presas raras o sin importancia en el extremo inferior (Amundsen *et al.* 1996).

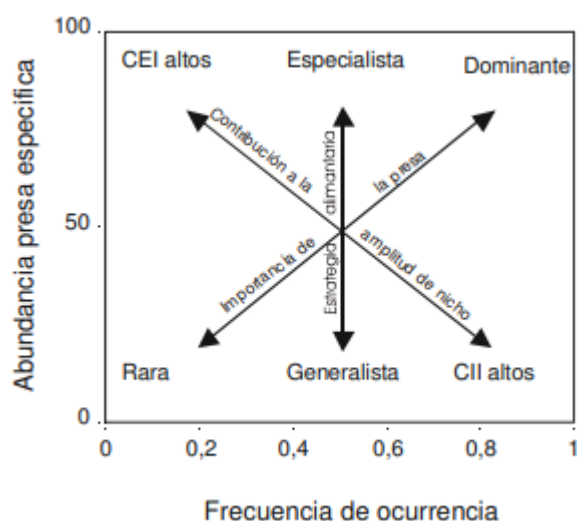


Figura 2.15. Gráfico propuesto por Amundsen *et al.* 1996 para analizar la estrategia alimentaria. CEI = componentes interindividuales, CII = componentes intraindividuales.

Variación intraespecífica en la composición de la dieta

Para analizar posibles diferencias en la dieta de las especies entre sexos, estadios de madurez sexual (juveniles-adultos) y sitios de captura (zona profunda-zona costera) se utilizó un Análisis Multivariado de la Varianza (PERMANOVA, Anderson 2001). PERMANOVA permite analizar múltiples variables en forma simultánea, a partir de la construcción de una matriz de distancia, sin realizar suposiciones sobre la distribución de las mismas, bajo la hipótesis nula de no diferencias entre grupos (o tratamientos) (Anderson 2001). PERMANOVA utiliza matrices de distancias y sus permutaciones para construir una distribución del estadístico F . Luego, el estadístico F es comparado con el que se obtiene de la matriz de similitud y se calcula un valor de probabilidad p (Anderson 2001). En este estudio se utilizó la medida de distancia de Bray-Curtis realizando 9999 permutaciones para construir la distribución del estadístico F . Las diferencias se consideraron significativas con valores $p \leq 0,05$. Como los resultados del PERMANOVA son sensibles a la heterogeneidad de varianza (Anderson y Walsh 2013), también se corrió la rutina BETADISPER para medir y probar la homogeneidad de las dispersiones multivariadas entre grupos a priori. BETADISPER está diseñado para probar la hipótesis nula de que no hay diferencias en las dispersiones entre grupos (Anderson *et al.* 2008). La prueba utiliza la estadística ANOVA F para comparar (entre diferentes grupos) las distancias de las observaciones al centroide de su grupo. Aunque no es estrictamente necesario lograr un resultado no significativo de BETADISPER antes de usar PERMANOVA, cuanto más se puedan llegar a estabilizar las dispersiones relativas entre grupos, más válidas y claras serán las interpretaciones de un análisis PERMANOVA (Anderson *et al.* 2008). Si BETADISPER detectó una heterogeneidad significativa y también se detectaron diferencias entre grupos usando PERMANOVA, entonces esto último podría haber sido causado por diferencias en la ubicación, diferencias en la dispersión o alguna combinación de las dos. Por ello, para lograr una correcta interpretación de los resultados de ambos test se complementaron con una ordenación gráfica mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) según se ejemplifica en la figura 2.16.

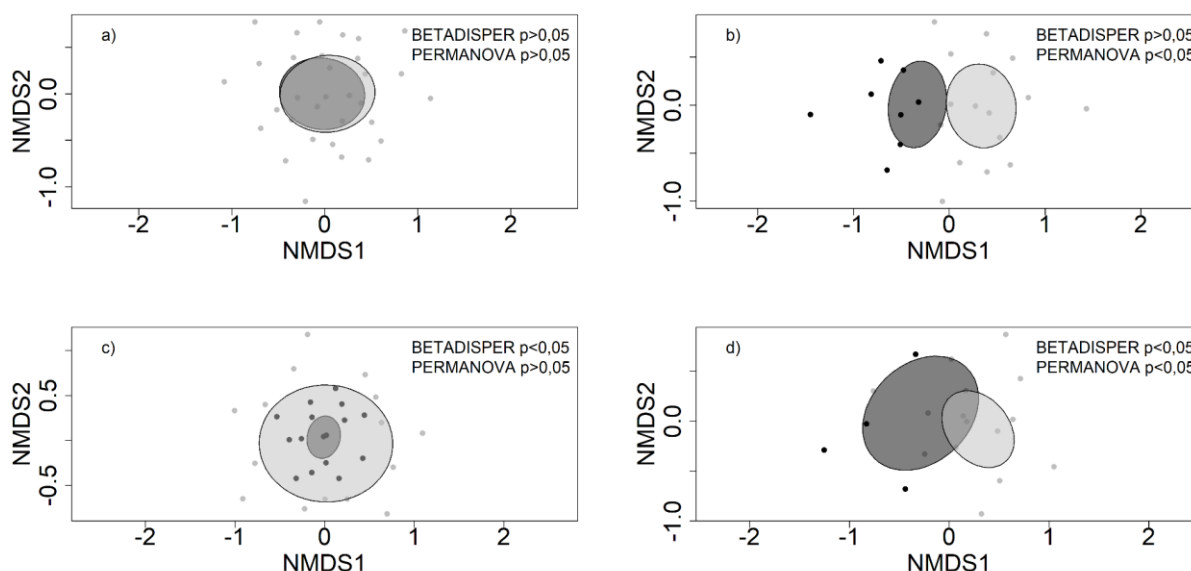


Figura 2.16. Esquema de la secuencia lógica utilizada para interpretar los resultados de los análisis PERMANOVA, BETADISPER y la ordenación de NMDS. Observando en el gráfico del NMDS la ubicación, solapamiento y tamaño relativo de las elipses que representan la dieta y su variación entre los grupos (sexos, estadios de maduración o sitios de captura) se interpretó si las diferencias corresponden a la composición de las dietas (ubicación), variación entre individuos del mismo grupo (dispersión) o ambos casos: a) Dietas similares en la composición de presas entre individuos. b) Dietas diferentes en la composición de presas. c) Dietas similares en la composición de presas, pero diferentes en su variabilidad individual. d) Dietas diferentes en la composición de presas y en su variabilidad individual.

Cabe señalar que el NMDS utiliza el STRESS para juzgar qué tan buena es la configuración m -dimensional (m = número de ejes) (Zuur *et al.* 2007). Si el STRESS es inferior a 0,05, la configuración es excelente y permite una inspección detallada, si el STRESS está entre 0,05 y 0,1, la configuración es buena y no hay necesidad de aumentar m . Cuando el STRESS se encuentra entre 0,1 y 0,2 se debe tener cuidado con la interpretación. Por último, si el STRESS es superior a 0,2, la interpretación es mala y se debe considerar aumentar m (Zuur *et al.* 2007). Cuando se observaron diferencias significativas entre los grupos, se utilizó el porcentaje de similitud (rutina SIMPER) para determinar qué ítems presa contribuían más a la diferencia (Clarke 1993). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando los paquetes permute (Gavin 2016), lattice (Deepayan 2008), vegan (Oksanen *et al.* 2018) y cluster (Maechler *et al.* 2018) del Programa R v 4.2.2 (R Development Equipo central 2022).

Nivel trófico

Con el fin de posicionar a cada especie en la trama trófica, se estimó el nivel trófico (NT) utilizando la composición de presas observada. Este fue calculado para cada especie según la ecuación propuesta por Cortés (1999):

$$NT = 1 + \left(\sum_{i=1}^n p_i \times NT_i \right)$$

donde NT es el nivel trófico del depredador, NT_i es el nivel trófico de cada categoría presa i y p_i es la proporción de cada categoría presa i en la dieta de cada depredador y n es el número total de categorías presa. Los individuos se agruparon de acuerdo con los resultados del PERMANOVA.

El nivel trófico de cada categoría presa se obtuvo de Ebert y Bizzarro (2007) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Nivel trófico de las categorías de presas obtenidas de Ebert y Bizarro (2007) utilizadas para calcular la posición trófica de los elasmobranchios analizados en el presente estudio.

Grupo	Descripción	Nivel trófico
INVERT	Otros invertebrados e invertebrados no identificados	2,5
POLI	Poliquetos y otros gusanos marinos	2,6
MOL	Moluscos (excluyendo cefalópodos) y moluscos no identificados	2,1
CAL	Calamares	3,2
CEF	Pulpos, sepias y cefalópodos no identificados	3,2
ANF	Anfípodos e isópodos	3,18
EUF	Eufáusidos y Miscidaceos	2,25
DECA	Crustáceos decápodos	2,52
OCRUST	Otros crustáceos y crustáceos no identificados	2,4
CON	Peces cartilaginosos	3,65
PECES	Peces óseos	3,24

Análisis de isótopos estables

Para el análisis de isótopos estables de C y N se tomaron muestras de músculo blanco del pescado, realizando un corte en la parte dorsal y separando la piel del músculo. Las mismas se

tomaron para ambos sexos y sitios de captura, tratando de cubrir el mayor rango de tallas posibles. Las muestras de tejido se colocaron individualmente en eppendorf adecuadamente rotulados y fueron secadas en una estufa entre 60-70 °C por 24-48 hs. Una vez secas las muestras, fueron molidas en un mortero de vidrio esmerilado y pesadas en cápsulas de papel de aluminio utilizando una balanza con una precisión de 0,001 mg. Posteriormente las cápsulas fueron selladas. El análisis de isótopos estables se realizó mediante un espectrómetro de masas en la instalación de isótopos estables de la Universidad de California Davis y en El Centro de Isótopos Estables de la Universidad de Nuevo México.

El tamaño corporal se tuvo en cuenta en el análisis de isótopos estables, a diferencia del análisis de contenidos estomacales donde esta variable no se tuvo en cuenta como explicatoria de los resultados y se tuvo en cuenta el estadio de desarrollo ontogenético. Una vez obtenidos los resultados, se graficaron los valores para cada especie en un espacio de nicho isotópico, distinguiendo entre sexos, sitios de captura y talla. Además, se utilizó la regresión lineal para investigar la relación entre la talla (LT) y los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$. Las relaciones de isótopos estables del nitrógeno (expresadas como $\delta^{15}\text{N}$) son una herramienta para estimar el nivel trófico de un consumidor debido a su mayor factor de discriminación trófica en comparación con otros isótopos estables del carbono o del azufre (Post 2002). Por lo tanto, se asume que un aumento de $\delta^{15}\text{N}$ con la talla representa un aumento del NT (Post 2002). Los sitios de captura y sexos fueron incluidos como factores aleatorios ya que no había una hipótesis de cambio en el NT ligado a estos factores.

RESULTADOS

Se analizaron un total de 1573 estómagos recolectados entre 2008 y 2021, pertenecientes a las 5 especies de tiburones y 8 de batoideos descritas en la introducción del presente capítulo (Tabla 2.2). Del total de estómagos muestreados, 550 se obtuvieron de la pesca recreativa de costa y 1023 de la pesca comercial de arrastre (Tabla 2.2). El 87% de los estómagos contenían alimento. Los ítems presa identificados fueron agrupados en diez categorías (peces, peces agnatos, crustáceos decápodos (Brachyura, Dendrobranchiata y Anomura), estomatópodos, anfípodos, isópodos, poliquetos y cefalópodos) para facilitar el análisis y comparación entre grupos. La longitud total de los tiburones estuvo entre 127 y 1430 mm, mientras que la LT de los batoideos estuvo entre 81 y 1185 mm y el ancho de disco para *M. goodei* entre 39 y 945 mm (Tabla 2.2). Del total de los organismos identificados, 698 fueron machos, 842 hembras, 983 juveniles y 468 adultos. Se obtuvieron 182 muestras de músculo para el análisis de isótopos estables de C y N (Tabla 2.2). Estas muestras incluyeron 83 machos, 99 hembras, 146 muestras

de profundidad, 36 muestras costeras, 97 juveniles y 76 adultos. El muestreo fue una buena representación de los rangos de talla observados en la zona para cada especie y proporcionó datos informativos sobre su ontogenia (Tabla 2.2). Es importante destacar que no se obtuvieron muestras de tejido para *Z. brevicaudata*, ya que todos los ejemplares recolectados fueron juveniles provenientes de zona profunda y no se contó con un amplio rango de tallas.

Tabla 2.2. Número total de muestras de contenido estomacal y de tejido analizadas para cada especie por sexo (Machos (M), Hembras (H)), sitio de captura (Profundidad (Prof), Costa (Co)) y estadio de madurez sexual (Adultos (Ad), Juveniles (Juv)). Además, se muestra el rango de tallas muestreado y las tallas máximas registradas para cada especie, obtenidas de la literatura.

Predador	Total de muestras de contenido estomacal						Talla de los individuos muestreados (mm) mín-máx	Total de muestras de tejido						Talla de los individuos muestreados (mm) mín-máx	Talla máxima reportada para cada especie (mm)
	H	M	Ad	Juv	Prof	Co		H	M	Ad	Juv	Prof	Co		
<i>Discopyge tschudii</i>	40	17	30	26	60		98-354	8	11	5	5	19		112-350	560 M-411 H
<i>Galeorhinus galeus</i>	23	28	7	44	15	36	229-1430	2	6	5	3	8		361-1430	1550
<i>Mustelus schmitti</i>	116	173	90	199	162	127	211-940	9	8	8	9	11	6	211-922	1080
<i>Myliobatis goodei</i>	44	31	41	20		91	405-945 (AD)	8	5	9	4		13	438-701 (AD)	1070 (AD)
<i>Psammobatis extenta</i>	52	45	62	35	97		81-296	10	6	8	8	16		143-281	350
<i>Psammobatis normani</i>	18	13	11	20	31		222-415	6	1	1	6	7		222-395	580
<i>Psammobatis rudis</i>	23	22	7	38	48		155-565	9	7	4	12	16		155-565	590
<i>Schroederichthys biviuis</i>	165	78	100	143	243		127-702	14	7	11	10	21		240-682	820 M-700 H
<i>Squalus acanthias</i>	65	41	33	73	106		180-908	13	7	12	8	20		207-908	1010
<i>Squatina guggenheim</i>	34	54	17	71	88		182-860	6	9	6	9	15		214-818	940
<i>Sympterygia acuta</i>	142	99	64	129	19	226	123-545	7	10	5	11	6	10	155-447	600
<i>Sympterygia bonapartii</i>	92	77	6	137	106	70	86-605	8	7	3	12	8	7	225-589	800
<i>Zearaja brevicaudata</i>	28	20		48	48		152-978								1500
Total	842	698	468	983	1023	550		100	84	77	97	147	36		

Revisión de la información disponible sobre la dieta de las 13 especies de elasmobranquios analizadas en el presente estudio

Se registraron un total de 102 estudios publicados en revistas científicas entre 1946 y 2024 que documentan la dieta de los 13 elasmobranquios considerados en el presente estudio. De ellos, 60 fueron realizados en Argentina y 15 en Patagonia Central (listado completo en Material suplementario Tabla MS1). Además, a partir de los %P reportados en 8 estudios previos, se logró calcular el NT (Tabla MS1). Para *M. schmitti* se registraron 3 publicaciones incluidas en el área de estudio; la más actual correspondiente al año 2021, resultado de la presente tesis doctoral. Basado en los datos publicados sobre la dieta de este tiburón para Argentina y Brasil, la misma se compuso principalmente de crustáceos decápodos *Brachyura* y poliquetos, seguido por los peces (Tabla MS1). Para *S. acanthias* se reportaron 7 publicaciones que incluyen al área de estudio de la presente tesis, la más actual correspondiente al año 2012. Los trabajos previos sobre la alimentación de esta especie a nivel mundial señalan que consumió principalmente peces óseos del género *Merluccius*, cefalópodos y ctenóforos (Tabla MS1). En el caso de *S. biviuis* se registraron dos publicaciones previas sobre la ecología trófica para la zona de estudio, siendo la más actual del año 2009. En Argentina, la dieta de esta especie estuvo compuesta

principalmente por poliquetos y crustáceos decápodos del infraorden Anomura (Tabla MS1). Para *S. guggenheim* no se registraron trabajos previos sobre la dieta en el área de estudio. Sin embargo, se hallaron 6 trabajos publicados después del año 2000 para la plataforma Argentina Norte que señalan que *S. guggenheim* consumió casi exclusivamente peces (Tabla MS1). Para *G. galeus* se hallaron 3 trabajos incluidos en el área de estudio, siendo el más actual del año 2004. A nivel mundial, los estudios previos coinciden en que este tiburón consumió peces casi exclusivamente y además se destacó el consumo de cefalópodos (Tabla MS1).

Sólo se hallaron dos estudios sobre la ecología trófica de *D. tschudii* para el Golfo San Jorge (el más actual del año 2015), pero todos los trabajos reportados para Argentina señalan que consumió principalmente poliquetos y en menor medida anfípodos y sifones de almeja (Tabla MS1). Para *P. extenta* no se encontraron trabajos sobre alimentación en el área de estudio, pero los reportes para otras zonas de Argentina y Brasil señalan que la dieta de esta especie se compuso principalmente de anfípodos y crustáceos decápodos del suborden Dendrobranchiata (Tabla MS1). En el caso de *P. normani* se registraron 3 trabajos que incluyen el área de estudio de la presente tesis, el más actual correspondiente al año 2007. Todos los trabajos reportados sobre la alimentación de esta especie señalan que consume predominantemente poliquetos y decápodos del infraorden Brachyura (Tabla MS1). Para *P. rudis* se hallaron 3 trabajos que incluyen la dieta de esta especie en Patagonia Central, la más actual del año 2016. Todas las publicaciones corresponden a la Plataforma Argentina, donde la dieta de esta raya estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos y anfípodos (Tabla MS1). Para *S. bonapartii* se hallaron 3 trabajos que incluyen el Golfo San Matías y el Golfo San Jorge, el más actual de ellos correspondiente al año 2015. Las publicaciones sobre la alimentación de esta especie en el Atlántico Sudoccidental señalan que predó principalmente sobre crustáceos decápodos del infraorden Brachyura y suborden Dendrobranchiata (Tabla MS1). En el caso de *S. acuta*, no se hallaron trabajos publicados para la zona de estudio. Los trabajos reportados para la zona costera del Norte de la Plataforma Continental Argentina, Uruguay y Brasil señalan que consumió principalmente teleósteos y crustáceos decápodos Brachyura y Dendrobranchiata (Tabla MS1). Para *Z. brevicaudata* se hallaron 9 trabajos que incluyen al área de estudio, el último de ellos publicado en el año 2024. En Argentina, la dieta de *Z. brevicaudata* estuvo dominada por peces y en menor medida cefalópodos, isópodos y crustáceos decápodos (Tabla MS1). Finalmente, para *M. goodei* sólo se registró una publicación del año 2016 que comprende al área de estudio. Los trabajos previos sobre la alimentación de esta especie señalan que consumió mayormente poliquetos, seguido por anfípodos y crustáceos decápodos (Tabla MS1).

Análisis de contenidos estomacales e isótopos estables

Mustelus schmitti

Resultados publicados (<https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2021.e00214>). Ver material suplementario y publicaciones realizadas.

Se analizó un total de 289 individuos (116 hembras y 173 machos) colectados entre 2008 y 2020, 56% de la pesquería de arrastre de langostino patagónico y 44% de la pesca deportiva. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta (Fig. 2.17). La longitud total de los ejemplares varió entre 211 y 940 mm. Del total de los individuos muestreados, 31% mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, y los restantes 69% fueron identificados como juveniles. Del total de estómagos muestreados, el 98% (284 estómagos) presentó alimento, identificándose presas en 278 de ellos. Se identificaron 22 ítems presa a nivel específico, agrupados en 9 grupos taxonómicos (Tabla 2.3). La longitud total de los ejemplares con contenido en su estómago varió entre 225 y 940 mm (Fig. 2.18). Se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre adultos y juveniles (BETADISPER $p=0,005$; $gl=1$; $F=7,73$) pero no entre sitios de captura (BETADISPER $p=0,616$; $gl=1$; $F=0,26$) ni entre sexos (BETADISPER $p=0,651$; $gl=1$; $F=0,17$). La dieta de *M. schmitti* varió significativamente entre los sitios de captura (PERMANOVA $p=0,0001$; $gl=1$; $pseudoF=35,6$; $R^2=0,11$) y estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p=0,0010$; $gl=1$; $pseudoF=6,06$; $R^2=0,02$) pero no entre sexos (PERMANOVA $p=0,3337$; $gl=1$; $pseudoF=1,14$; $R^2=0,003$). Estas observaciones se corroboraron al analizar los gráficos de ordenación (NMDS) donde los juveniles tienen una dieta más diversa que los adultos, la composición de la dieta (posición) entre sitios de captura difiere y no se observan grandes diferencias entre machos y hembras (Fig. 2.19). Los crustáceos decápodos Dendrobranchiata (SIMPER disimilitud promedio= 0,16; $p=0,001$) y los cefalópodos (SIMPER disimilitud promedio= 0,05; $p=0,009$) fueron identificados como los grupos presa que más contribuyeron a las diferencias de la dieta entre juveniles y adultos. Además, los crustáceos decápodos Dendrobranchiata (SIMPER disimilitud promedio= 0,18; $p=0,001$), Brachyura (SIMPER disimilitud promedio= 0,16; $p=0,001$), los poliquetos (SIMPER disimilitud promedio= 0,16; $p=0,001$), los isópodos (SIMPER disimilitud promedio= 0,02; $p=0,001$) y los anfípodos (SIMPER disimilitud promedio= 0,01; $p=0,001$) fueron identificados como los grupos presa que más contribuyeron a las diferencias de la dieta entre la zona costera y zona profunda. Por otro lado, al analizar el espacio de nicho isotópico para *M. schmitti* no se observó una tendencia clara respecto a sitios de captura o sexos ya que los puntos se distribuyeron de manera bastante homogénea (Fig. 2.20). Sin embargo, se encontró una relación lineal negativa

(regresión, $t = -2,31$; $p = 0,0354$; $R^2 = 0,26$) entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$, lo que indicaría que al aumentar la talla, disminuye el NT (Fig. 2.21). En los estómagos de los juveniles capturados en la costa se identificaron 18 presas diferentes, mientras que 12 fueron identificadas en los adultos capturados en la costa. Respecto a la zona profunda, 11 ítems presa fueron identificados en especímenes juveniles y 14 en los adultos (Tabla 2.3). *Mustelus schmitti* mostró una dieta generalista con un nicho amplio (Amundsen Fig. 2.22), con una tendencia a la especialización poblacional sobre crustáceos decápodos Dendrobranchiata, que dominan en peso. En los estómagos de los juveniles capturados en zonas profundas, los crustáceos decápodos Dendrobranchiata predominaron en %F (49%, IC95% 39,4-58,7), %N (29,4%, IC95% 22,2-37,1), %P (67,2%, IC95% 49,3-81,7) e %IIR (70,9%). Dentro de este grupo, el ítem presa predominante en %F (48,1%, IC95% 38,5-57,7), %N (29%, IC95% 22,1-36,7), %P (67,2%, IC95% 48,9-81,4) e %IIR (82,1%) fue el langostino *P. muelleri* (Tabla 2.3). En cuanto a los ejemplares juveniles capturados por la pesca recreativa de costa, los poliquetos obtuvieron el mayor %F (61,9%, IC95% 52,6-71,1) y los crustáceos Brachyura el mayor %N (32,4%, IC95% 25,2-40,3), %P (53%, IC95% 31,3-72,6) e %IIR (60,7%) (Tabla 2.3). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico, el braquiuro *Coenophthalmus tridentatus* y el langostino *P. muelleri* fueron los más frecuentes (%F (10,31%, IC95% 5,15-16,49)). Además, *C. tridentatus* presentó el mayor %N (5,6%, IC95% 2,3-9,4) y *P. muelleri* el mayor %P (25,1%, IC95% 5,2-46,4) e %IIR (8,5%) (Tabla 2.3). Para los adultos capturados incidentalmente por la pesquería de langostino patagónico, los crustáceos Dendrobranchiata predominaron en %F (76,3%, IC95% 64,4-86,4), %N (50,7%, IC95% 40,4-61,8), %P (83,4%, IC95% 70,1-93,6) e %IIR (89,4%), siendo el langostino *P. muelleri* el ítem presa con mayor %F (76,3%, IC95% 64,4-86,4), %N (44,4%, IC95% 34,2-56), %P (83,1%, IC95% 69,6-93,5) e %IIR (92,6%) (Tabla 2.3). Los crustáceos Brachyura predominaron en los adultos capturados en zonas costeras (%F (84,6%, IC95% 69,2-96,2), %N (47,8%, IC95% 38,2-58,6), %P (52,5%, IC95% 31,1-78,3) e %IIR (76,6%)) (Tabla 2.3). En cuanto a los ítems presa identificados a nivel específico, el cangrejo *Peltarion spinosulum* dominó en %F (30,8%, IC95% 15,4-50), %N (14,9%, IC95% 6,3-24,7) e %IIR (16,6%). A su vez, *P. muelleri* predominó en %P (25,2%, IC95% 0-49) (Tabla 2.3). Además, en el total de estómagos en los que el langostino estaba presente, sólo el 15% tenía el cefalotórax o restos de él. El nivel trófico general para *M. schmitti* fue de 3,57, lo cual indica que es un consumidor secundario.

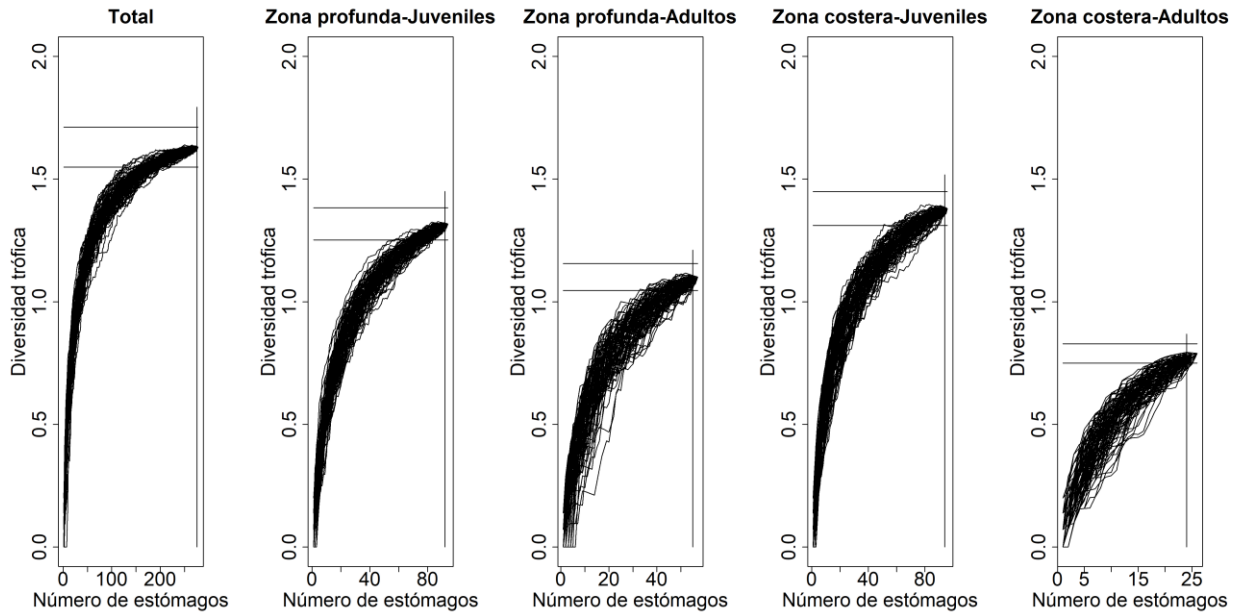











Figura 2.17. Curvas de diversidad trófica acumulada para *Mustelus schmitti* para el total de estómagos muestreados y para estadios de madurez sexual (juveniles-adultos) dentro de cada sitio de captura (zona profunda- zona costera). Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($Hz \pm 0,05 Hz$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

Tabla 2.3. Composición de la dieta de *Mustelus schmitti* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=289) y para ambos sitios de captura y estadios de madurez sexual. Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Mustelus schmitti</i>																				
Número de estómagos		289																		
GRUPOS PRESA/Items presa	Total				Juveniles-profundidad				Juveniles- costa				Adultos-profundidad				Adultos-costa			
	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	42,3	2,2	20,7	14,4	35,6	3,7	21,4	13,3	61,9	9,1	26	27,2	18,6	0,5	8,5	1,5	50	3	22,4	11,5
Poliquetos S/I	20,3	0,4	8,8	4,1	14,4	0,6	7,5	2,1	32	1,3	12,4	12,4	6,8	0,2	2,8	0,2	26,9	0,2	10,4	7,8
Familia Eunicidae	15,1	1	7,9	3	18,3	1,8	13	4,6	15,5	3,5	6	4,2	6,8	0,2	3,5	0,2	19,2	2,7	10,4	6,9
Familia Flabelligeridae	0,7	0,1	0,3	0,005	-	-	-	-	2,1	0,6	0,8	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Gliceridae	3,1	0,1	1,3	0,1	-	-	-	-	8,2	1	3,2	1	1,7	0,001	0,7	0,01	-	-	-	-
Familia Goniadidae	3,1	0,1	1,3	0,1	-	-	-	-	5,2	0,5	2	0,4	3,4	0,1	1,4	0,05	3,8	0,01	1,5	0,2
Familia Nereididae	1,4	-	0,6	0,02	1	0,002	0,5	0,01	3,1	0,01	1,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Opheliidae	1	0,5	0,4	0,02	1,9	1,3	1	0,1	1	2,1	0,4	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
CEFALÓPODOS 	8,9	3,1	4	0,9	7,7	6,5	4,5	1,3	4,1	0,005	1,6	0,1	18,6	2,7	7,7	1,7	11,5	0,01	4,5	0,5
Cefalópodos S/I	1,4	0,05	0,6	0,02	1	-	0,5	0,01	1	0,005	0,4	0,01	3,4	0,1	1,4	0,05	-	-	-	-
<i>Illex argentinus</i>	6,2	3,1	2,8	0,8	6,7	6,5	4	1,2	1	-	0,4	0,01	13,6	2,7	5,6	1,1	7,7	-	3	0,6
<i>Octopus tehuelchus</i>	1,4	-	0,6	0,02	-	-	-	-	2,1	-	0,8	0,05	1,7	-	0,7	0,01	3,8	0,01	1,5	0,2
PECES 	11,7	4,7	5,8	1,8	13,5	2,2	8,5	2,1	13,4	1,1	5,6	1,1	6,8	5,9	2,8	0,5	11,5	7	6	1,4
Peces S/I	11,3	4,3	5,7	2,5	13,5	2,2	8,5	2,5	13,4	1,1	5,6	2,5	6,8	5,9	2,8	0,6	7,7	-	4,5	0,9
<i>Engraulis anchoita</i>	0,3	0,4	0,1	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,8	6,8	1,5	0,9
CRUSTÁCEOS S/I	4,8	1,1	2,1	0,2	6,7	3,2	3,5	0,7	5,2	3,6	2	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Crustáceos S/I	5,2	1,2	2,2	0,4	6,7	3,2	3,5	0,8	6,2	4,4	2,4	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS																				
Isópodos 	4,5	0,1	4,6	0,3	1	0,1	0,5	0,01	12,4	0,8	12	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Isópodos S/I	4,1	0,1	4,5	0,4	-	-	-	-	12,4	0,8	12	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serolis schythei</i>	0,3	0,01	0,1	0,001	1	0,1	0,5	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estomatópodos 	4,8	3	2,1	0,4	4,8	7,4	2,5	0,7	5,2	4,7	2	0,4	5,1	1	2,1	0,1	3,8	5,4	1,5	0,2
Heterosquilla S/I	4,1	2,9	1,8	0,4	4,8	7,4	2,5	0,8	4,1	4,7	1,6	0,7	3,4	0,8	1,4	0,1	3,8	5,2	1,5	0,7
<i>Heterosquilla platensis</i>	0,7	0,1	0,3	0,01	-	-	-	-	1	0,005	0,4	0,01	1,7	0,2	0,7	0,01	-	-	-	-
Anfípodos 	3,1	-	2,7	0,1	-	-	-	-	9,3	0,04	7,2	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-
Anfípodos S/I	3,1	-	2,7	0,2	-	-	-	-	9,3	0,04	7,2	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS DECAPODOS																				
Brachyura 	42,3	12,3	24,9	23,4	26,9	7,7	16,9	9,9	56,7	53	32,4	60,7	27,1	4,5	11,3	3,7	84,6	52,5	47,8	76,6
Brachyura S/I	22,7	7	12,1	9,4	15,4	2,4	8,5	3	34	39,2	18,4	55,5	15,3	2,4	6,3	1,3	30,8	21	13,4	28,8
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	5,8	1,1	3,7	0,6	-	-	-	-	10,3	5,2	5,6	3,2	1,7	0,1	0,7	0,01	15,4	11,4	10,4	9,1
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	1,7	0,03	1	0,04	-	-	-	-	4,1	0,3	2,4	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	5,2	1,1	2,5	0,4	3,8	1,1	3	0,3	5,2	0,01	2	0,3	1,7	0,2	0,7	0,01	19,2	14,1	7,5	11,2
<i>Ovalipes trimaculatus</i>	0,7	1,1	0,3	0,02	-	-	-	-	1	0,1	0,4	0,01	1,7	1,7	0,7	0,04	-	-	-	-
<i>Peltarion spinosulum</i>	8,6	2,1	4,8	1,3	7,7	4,1	5	1,2	6,2	8,2	3,6	2,1	5,1	0,2	2,1	0,1	30,8	5	14,9	16,6
<i>Pachycheles chubutensis</i>	1	0,1	0,4	0,01	1	-	0,5	0,01	-	-	-	-	1,7	-	0,7	0,01	3,8	2,7	1,5	0,4
Dendrobranchiata 	40,5	71,7	23,6	57,3	49	67,2	29,4	70,9	16,5	27	6,8	7	76,3	83,4	50,7	89,4	23,1	31,5	14,9	9,7
<i>Pleoticus muelleri</i>	37,5	70,9	20,5	74,7	48,1	67,2	29	82,1	10,3	25,1	4	8,5	76,3	83,1	44,4	92,6	15,4	25,2	9	14,3
<i>Artemesia longinaris</i>	0,3	0,2	0,4	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,8	4,4	4,5	0,9
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	3,8	0,4	2,5	0,2	1	0,002	0,5	0,01	6,2	0,9	2,4	0,6	5,1	0,3	6,3	0,3	3,8	0,7	1,5	0,2
Anomura 	7,6	1,6	7,8	1,1	4,8	1,6	10,4	0,9	6,2	0,8	2,8	0,3	18,6	1,9	16,9	3,1	-	-	-	-
<i>Blepharipoda doelloi</i>	1,4	0,1	0,6	0,02	-	-	-	-	4,1	0,6	1,6	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Grimothea gregaria</i>	6,5	1,6	7,2	1,2	4,8	1,6	11	1	3,1	0,1	1,2	0,1	18,6	1,9	16,9	3,3	-	-	-	-
OTROS	3,4	0,2	1,6	0,1	4,8	0,6	2,5	0,2	3,1	0,02	1,6	0,1	-	-	-	-	7,7	0,5	3	0,2

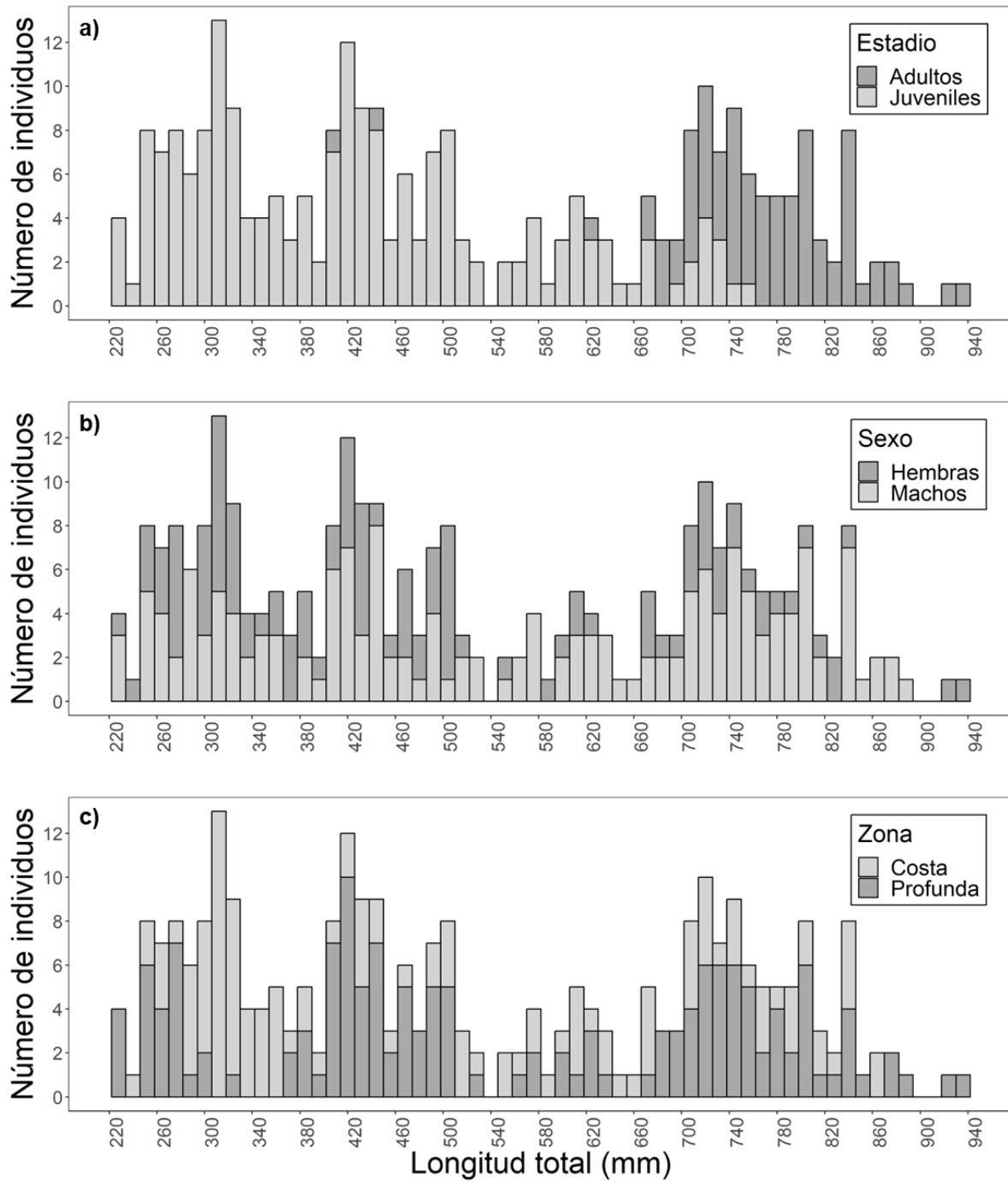


Figura 2.18. Distribución de frecuencia de tallas de *Mustelus schmitti* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual, b) sexo y c) zona de captura.

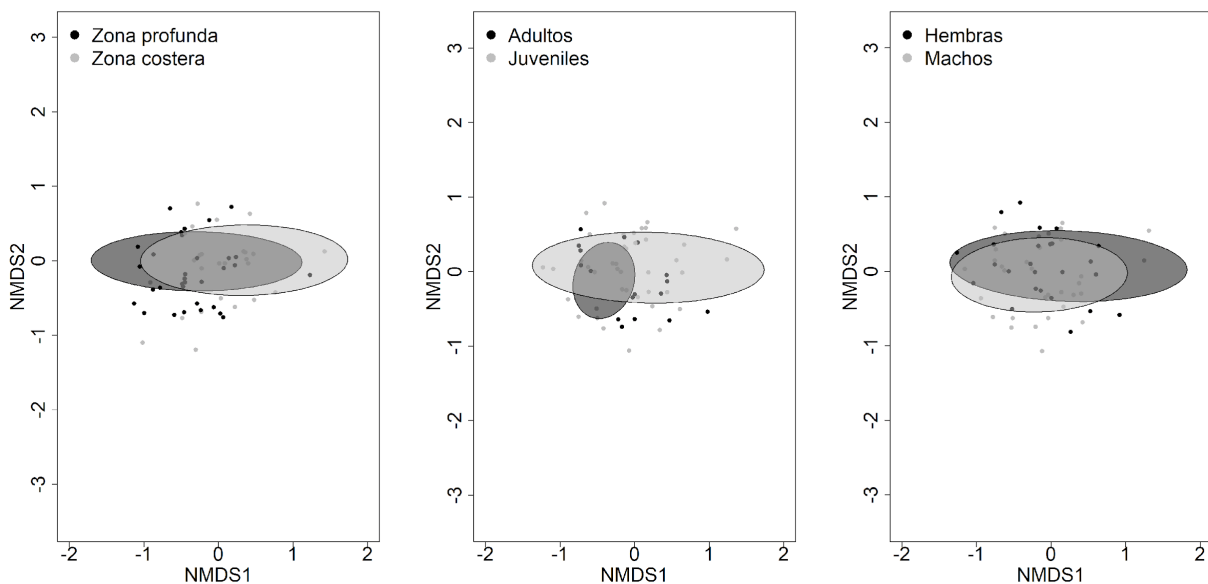


Figura 2.19. Diagramas de ordenación obtenidos mediante NMDS para sitios de captura (Stress= 0,0624), estadios de madurez sexual (Stress= 0,0648) y sexos (Stress= 0,0627). Las elipses denotan el 95% de intervalo de confianza para cada grupo evaluado.

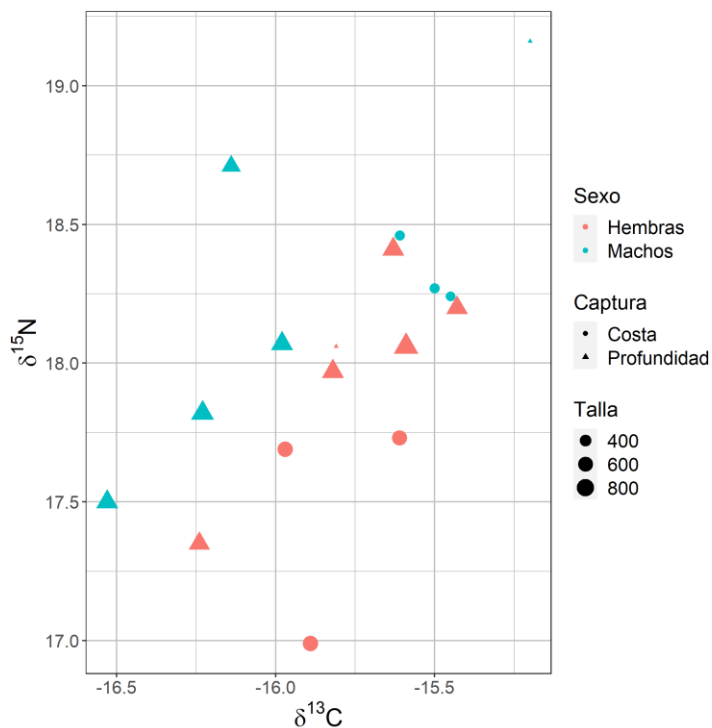


Figura 2.20. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Mustelus schmitti* distinguiendo entre sexos, sitios de captura y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

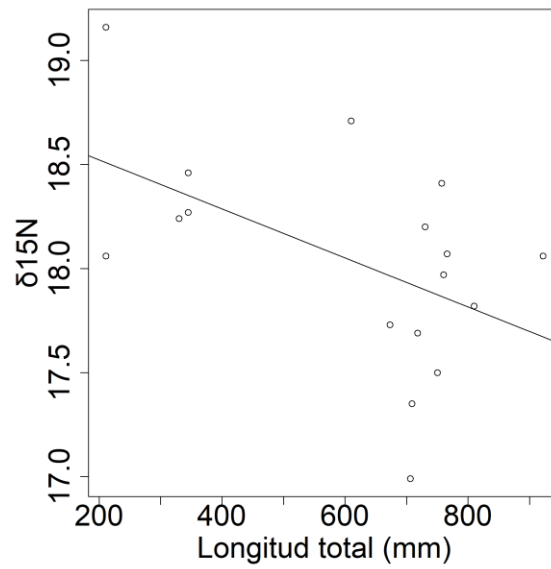


Figura 2.21. Regresión de $\delta^{15}\text{N}$ en función de la longitud total (mm) de *Mustelus schmitti*.

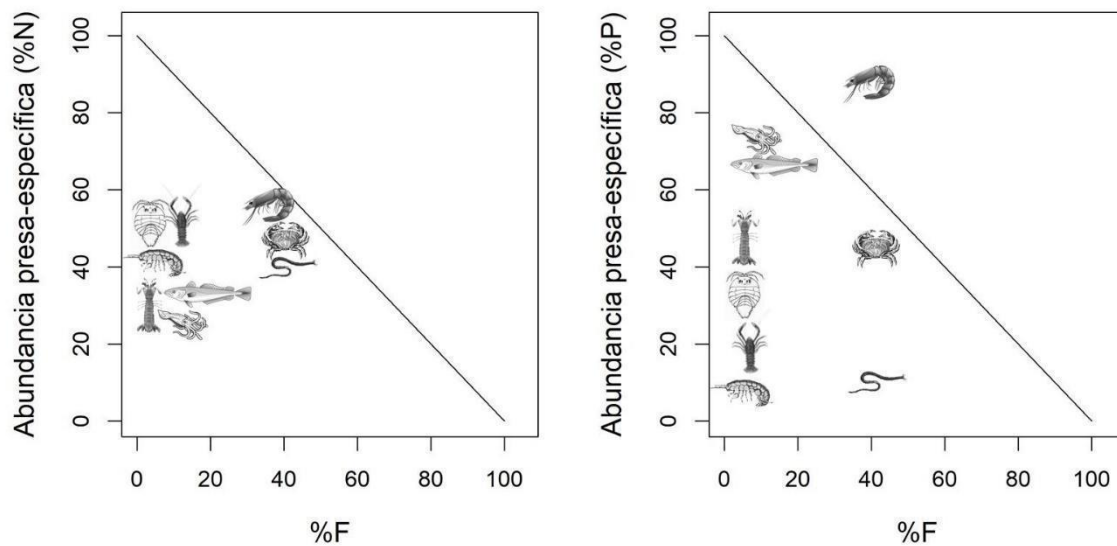


Figura 2.22. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Mustelus schmitti*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje plotada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Galeorhinus galeus

Se analizó un total de 51 individuos (23 hembras y 28 machos) colectados entre 2013 y 2021, 15 provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico y los 36 restantes provenientes de la pesca recreativa de costa. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado no fue suficiente para describir la diversidad completa de presas consumidas (Fig. 2.23). Además, se contó con pocas muestras de isótopos estables de las cuales solamente una correspondió a un ejemplar de talla pequeña por lo que no pudo realizarse un análisis detallado del espacio de nicho isotópico (Fig. 2.24) ni se llevó a cabo la regresión entre la LT y $\delta^{15}\text{N}$. La longitud total de los ejemplares varió entre 229 y 1430 mm (Fig. 2.25). Del total de individuos muestreados, 7 fueron clasificados como adultos y 44 como juveniles. El 71% de los estómagos (36 estómagos) presentaron alimento, identificándose 5 grupos taxonómicos y 10 ítems presa a nivel específico (Tabla 2.4). *Galeorhinus galeus* mostró una dieta poco diversa con una preferencia por los peces, ya que estos últimos presentaron alta abundancia presa específica y alta frecuencia de ocurrencia (Amundsen Fig. 2.26). Los peces fueron el grupo presa más importante en términos de %F (38,5%, IC95% 25-51,9), %N (36,1%, IC95% 21,2-53,8), %P (77,8%, IC95% 50,7-91,9) e %IIR (72,3%). La merluza *M. hubbsi* fue la especie con mayor importancia en %P (50,7%, IC95% 0-79,8) y en %IIR (28, 4%). Entre los crustáceos decápodos, *Peisos petrunkevitchi* dominó en %N (24%, IC95% 6,2-42,5), mientras que el %F no mostró una especie mucho más importante que el resto (Tabla 2.4). Cabe destacar que en un estómago proveniente de un macho juvenil capturado en zona profunda se encontraron restos de basura, aparentemente restos de envoltorios. El nivel trófico general para *G. galeus* fue de 4,13 lo cual indica que es un consumidor terciario.

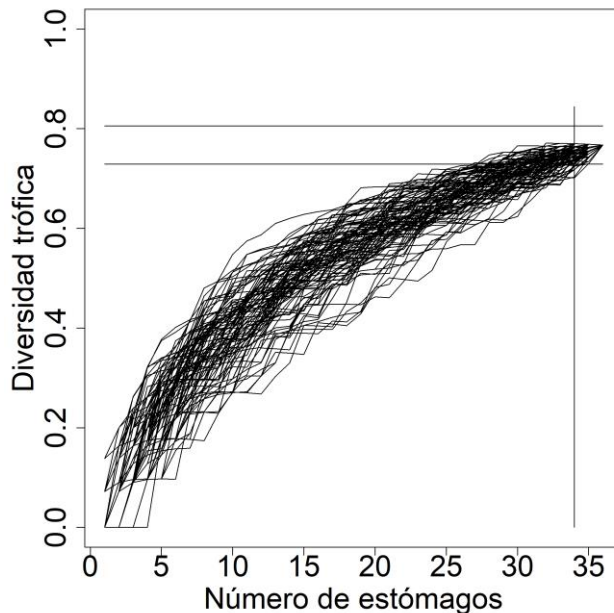


Figura 2.23. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Galeorhinus galeus*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (H_z) ($H_z \pm 0,05 H_z$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

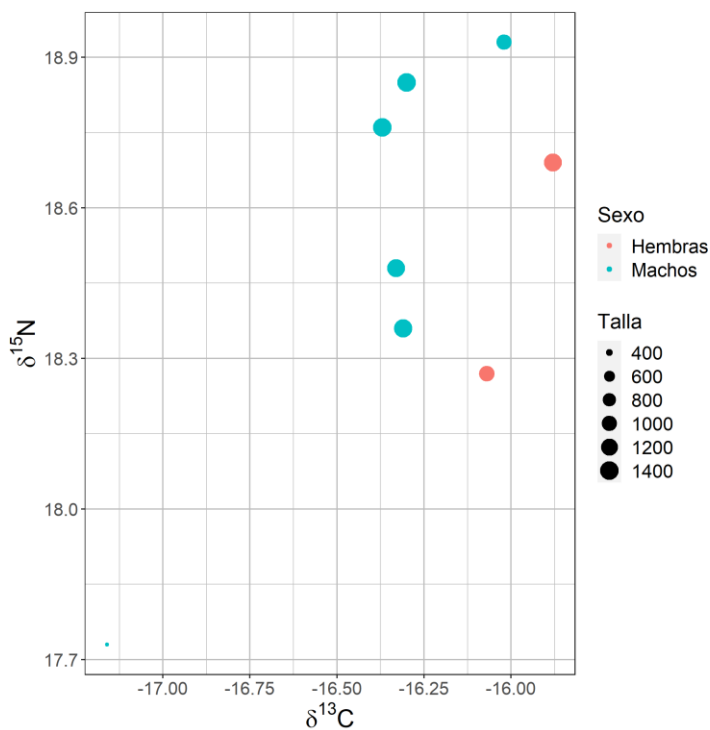


Figura 2.24. Biplot $\delta^{15}N$ - $\delta^{13}C$ para *Galeorhinus galeus* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

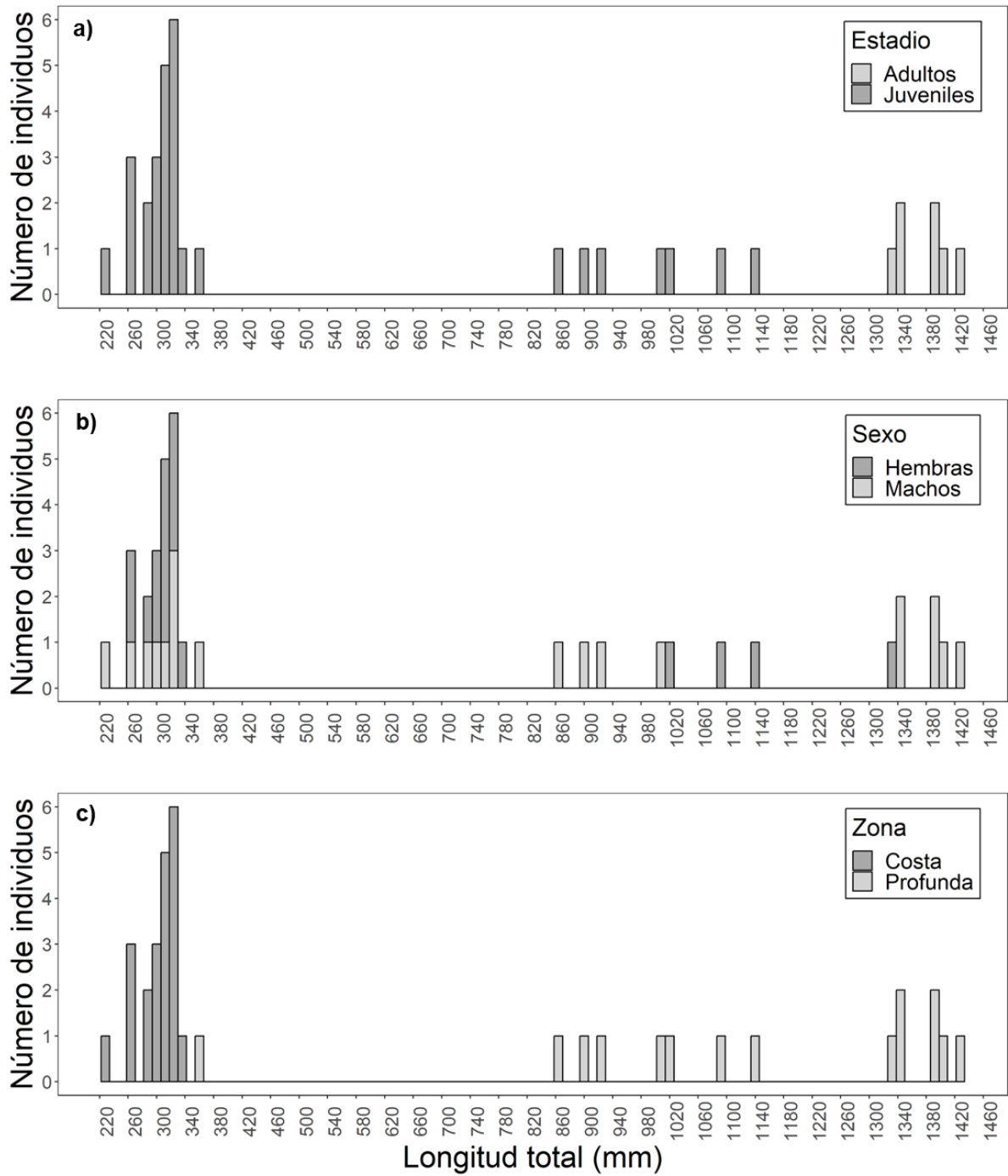







Figura 2.25. Distribución de frecuencia de tallas de *Galeorhinus galeus* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual, b) sexo y c) zona de captura.

Tabla 2.4. Composición de la dieta de *Galeorhinus galeus* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=51). Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Galeorhinus galeus</i>				
Número de estómagos	51			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
CEFALÓPODOS 	15,4	7,2	22,7	7,6
<i>Illex argentinus</i>	9,6	1,9	13,5	6,3
<i>Octopus tehuelchus</i>	9,6	5,3	9,4	6
PECES 	38,5	77,8	36,1	72,3
Peces S/I	25	21,9	14,6	38,8
<i>Merluccius hubbsi</i>	9,6	50,7	18,8	28,4
<i>Sprattus fuegensis</i>	1,9	-	1	0,1
<i>Paralichthys isosceles</i>	1,9	1,1	1	0,2
<i>Raneya brasiliensis</i>	1,9	4	1	0,4
CRUSTÁCEOS S/I	5,8	0,6	3,1	0,4
Crustáceos S/I	5,8	0,6	3,1	0,9
CRUSTÁCEOS				
Estomatópodos 	3,8	1,1	2,1	0,2
Heterosquilla S/I	1,9	0,3	1	0,1
<i>Heterosquilla platensis</i>	1,9	0,8	1	0,1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	1,9	0,1	1	0,04
Brachyura S/I	1,9	0,1	1	0,1
Dendrobranchiata 	25	13,2	34	19,46
<i>Pleoticus muelleri</i>	9,6	10,8	5,2	6,5
<i>Artemesia longinaris</i>	5,8	0,6	5,2	1,4
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	9,6	1,8	24	10,5

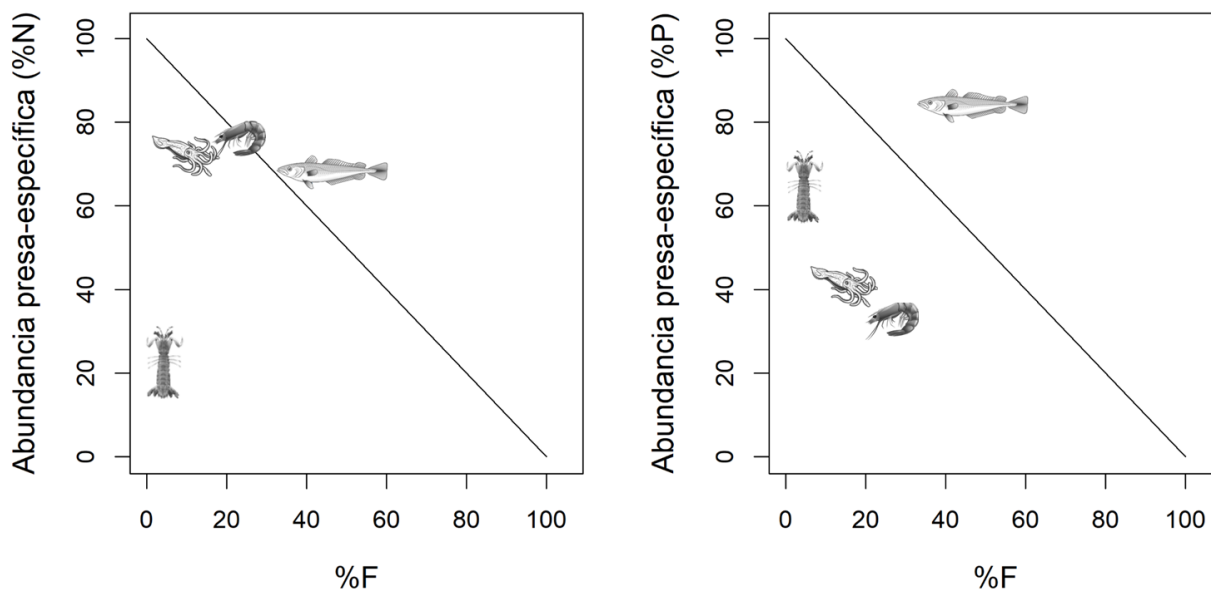


Figura 2.26. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Galeorhinus galeus*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Squalus acanthias

Se analizó un total de 106 individuos (65 hembras y 41 machos) colectados entre 2016 y 2020, todos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos analizados alcanzaron la asíntota (Fig. 2.27) por lo que se consideró que el número de estómagos analizados fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta. La longitud total de los ejemplares varió entre 180 y 908 mm. Del total de los individuos muestreados, 31% mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos y los restantes 69% fueron identificados como juveniles. Del total de estómagos muestreados, 90 presentaron alimento, identificándose presas en 73 de ellos. Se identificaron 6 grupos taxonómicos, pero sólo se pudo identificar en forma específica a 5 ítems presa (Tabla 2.5). La longitud total de los ejemplares con contenido en su estómago varió entre 202 y 898 mm (Fig. 2.28). No se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre juveniles y adultos (BETADISPER $p=0,443$; $gl=1$; $F=0,62$) ni para sexos (BETADISPER $p=0,332$; $gl=1$; $F=0,94$). La dieta de *S. acanthias* no varió significativamente entre estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p=0,0748$; $gl=1$; $pseudoF=2,45$; $R^2=0,03$) ni entre sexos (PERMANOVA $p=0,3233$; $gl=1$; $pseudoF=1,15$; $R^2=0,01$). Respecto al espacio de nicho isotópico, los machos presentaron los mayores valores de $\delta^{15}N$, mientras que no se observó una tendencia con la talla (Fig. 2.29). Esto es consistente con el

resultado de la regresión, ya que no evidenció relación entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t = -1,57$; $p = 0,134$; $R^2 = 0,12$). *Squalus acanthias* mostró una dieta poco diversa con una tendencia a la especialización poblacional sobre los peces, ya que estos últimos presentaron alta abundancia presa específica y una frecuencia de ocurrencia mayor al 50%, por lo que se consideran dominantes. Además, se observó una tendencia a la especialización individual hacia los crustáceos Anomura que presentaron alta abundancia presa específica pero baja frecuencia de ocurrencia (Amundsen Fig. 2.30). Para el total de estómagos analizados, los peces fueron el grupo presa más importante en términos de %F (51,4%, IC95% 42,1-60,7), %P (82,8%, IC95% 66,9-93), %N (62,8%, IC95% 52,9-73,3) e %IIR (93,5%) (Tabla 2.5). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico, el langostino *P. muelleri* fue el más abundante (%F 14%, IC95% 7,5-20,6) y además presentó el mayor %N (16%, IC95% 9,4-23,2). Por otro lado, la merluza *M. hubbsi* presentó el mayor %P (32%, IC95% 10,1-54,6) e %IIR (6,7%). El nivel trófico general para *S. acanthias* fue de 4,19 lo cual indica que es un consumidor terciario.

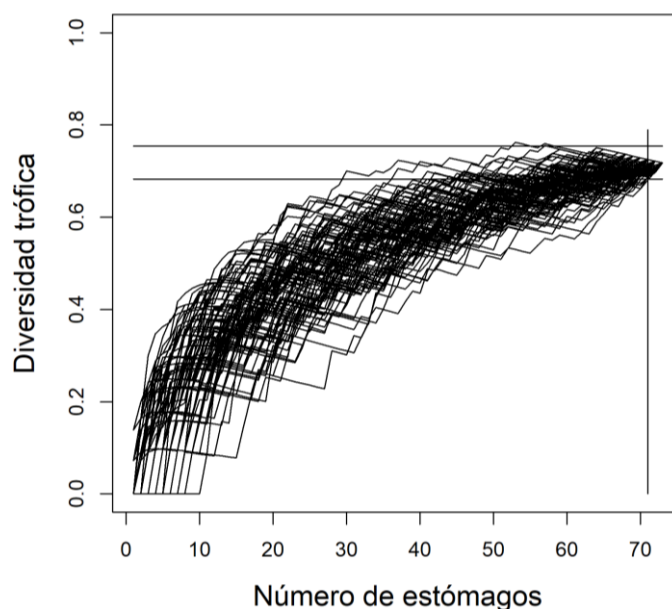








Figura 2.27. Curvas de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Squalus acanthias*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (H_z) ($H_z \pm 0,05 H_z$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

Tabla 2.5. Composición de la dieta de *Squalus acanthias* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=106). Los renglones resaltados en gris señalan los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Squalus acanthias</i>				
Número de estómagos	106			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	0,9	0,5	1,1	0,02
Poliquetos S/l	0,9	0,5	1,1	0,03
CEFALÓPODOS 	8,4	10,7	9,6	2,14
Cefalópodos S/l	1,9	1	2,1	0,12
<i>Illex argentinus</i>	6,5	9,7	7,4	2,3
PECES 	51,4	82,8	62,8	93,51
Peces S/l	43	45	50	83,62
<i>Merluccius hubbsi</i>	7,5	32	11,7	6,7
<i>Patagonotothen ramsayi</i>	0,9	5,8	1,1	0,1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	0,9	0,5	1,1	0,02
Brachyura S/l	0,9	0,5	1,1	0,03
Dendrobranchiata 	14	5,5	16	3,75
<i>Pleoticus muelleri</i>	14	5,5	16	6,15
Anomura 	4,7	0,1	9,6	0,56
<i>Grimothea gregaria</i>	4,7	0,1	9,6	0,92

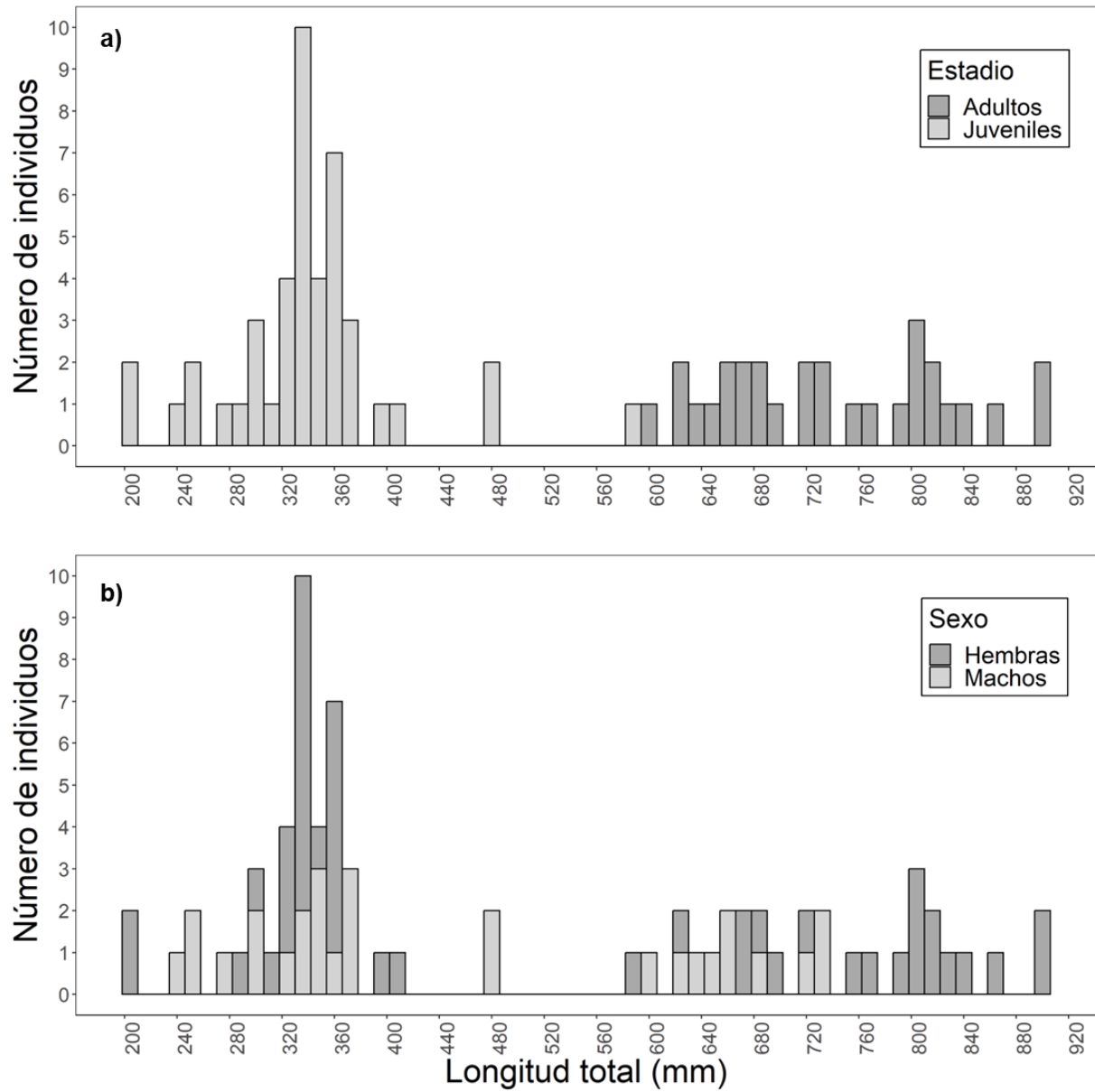


Figura 2.28. Distribución de frecuencia de tallas de *Squalus acanthias* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

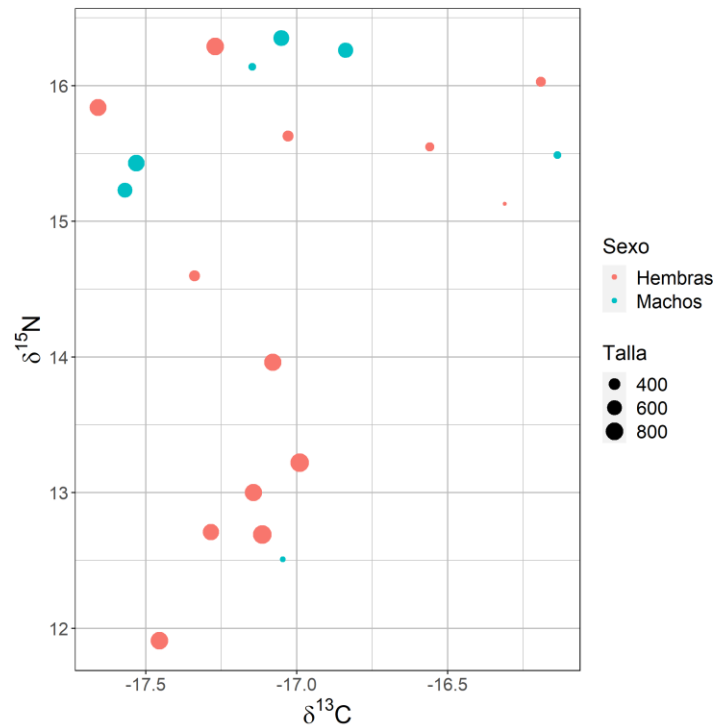


Figura 2.29. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Squalus acanthias* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

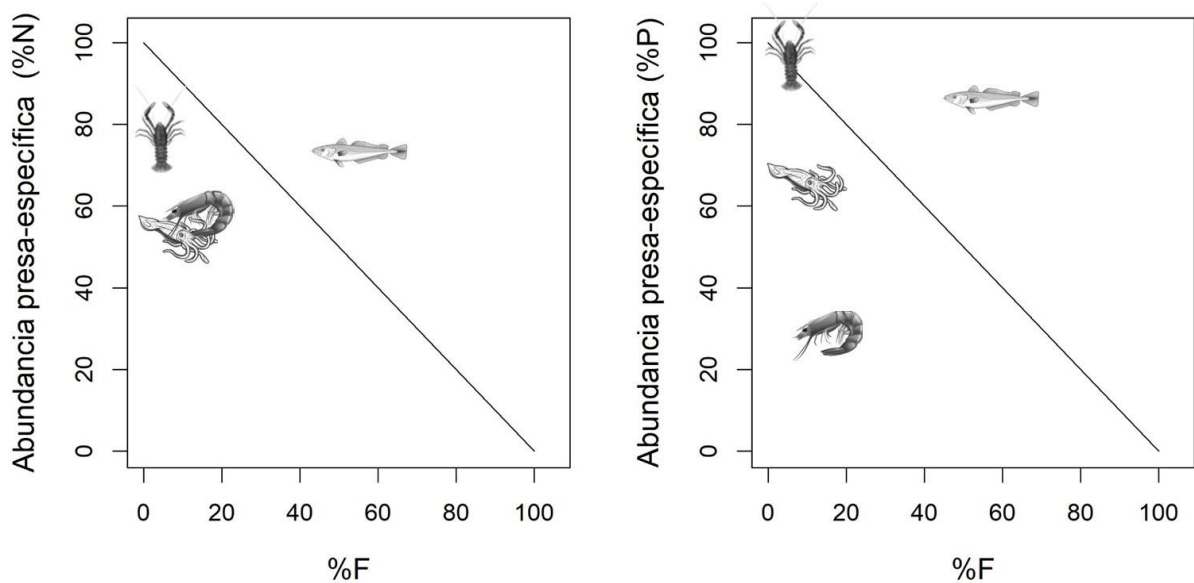


Figura 2.30. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Squalus acanthias*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje ploteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Schroederichthys bivius

Se analizó un total de 243 ejemplares (165 hembras y 78 machos) colectados entre 2014 y 2020, todos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada alcanzaron la asíntota, por lo que se consideró que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción completa de la diversidad de presas consumidas (Fig. 2.31). La longitud total de los ejemplares varió entre 127 y 702 mm. Del total de los individuos muestreados, 41% mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, y los restantes 59% fueron identificados como juveniles. Del total de estómagos muestreados, 237 presentaron alimento, identificándose presas en 219 de ellos. Además, se identificaron 10 grupos taxonómicos y 19 ítems presa a nivel específico (Tabla 2.6). La longitud total de los ejemplares con contenido en su estómago varió entre 155 y 702 mm (Fig. 2.32). Se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre juveniles y adultos (BETADISPER $p=0,001$; $gl=1$; $F=12,61$), pero no entre sexos (BETADISPER $p=0,99$; $gl=1$; $F=2e-04$). La dieta de *S. bivius* varió significativamente entre estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p=0,0042$; $gl=1$; $pseudoF=4,35$; $R^2=0,02$) pero no entre sexos (PERMANOVA $p=0,9035$; $gl=1$; $pseudoF=0,17$; $R^2=0,0008$). Estas observaciones se corroboraron al analizar los gráficos de ordenación (NMDS) donde los juveniles tienen una dieta más diversa que los adultos en cuanto a grupos presa, la composición de la dieta entre ambos estadios de madurez sexual difiere y no se observan diferencias entre machos y hembras ya que las elipses están solapadas (Fig. 2.33). Los crustáceos decápodos (Anomura, SIMPER disimilitud promedio= 0,08; $p=0,001$), los peces (SIMPER disimilitud promedio= 0,16; $p=0,003$) y los peces agnatos (SIMPER disimilitud promedio= 0,03; $p=0,009$), fueron identificados como los grupos presa que más contribuyeron a las diferencias de la dieta entre juveniles y adultos. Al analizar el espacio de nicho isotópico se observó que los valores más altos de $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ correspondieron a los machos de talla grande (Fig. 2.34). Además, se encontró una relación lineal positiva entre la talla y los valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (regresión, $t=3,55$; $p=0,002$; $R^2=0,40$) (Fig. 2.35) lo que indicaría que al aumentar la LT, aumenta el NT. En los estómagos de los juveniles se identificaron 14 presas diferentes, mientras que 16 presas diferentes fueron identificadas en los adultos (Tabla 2.6). *Schroederichthys bivius* mostró una dieta generalista con un nicho amplio, siendo los peces y los crustáceos decápodos Dendrobranchiata los más frecuentes en los estómagos de esta especie (Amundsen Fig. 2.36). Para el total de los estómagos analizados, los crustáceos decápodos Dendrobranchiata fueron el grupo presa más importante en términos de %F (33,5%, IC95% 27,6-39,3) y %N (24,7%, IC95% 19,8-30), mientras que los peces lo fueron en %P (41,9%, IC95% 30,5-52,3) e %IIR (43,1%) (Tabla 2.6). Respecto a los ítems presa, el langostino *P.*

muelleri dominó en %F (30,7%, IC95% 25,3-36,3), %P (35,2%, IC95% 24,9-46), %N (19,5%, IC95% 15,9-23,3) e %IIR (56,3%) (Tabla 2.6). En los individuos juveniles, los crustáceos decápodos Dendrobranchiata dominaron en %F (30,5%, IC95% 23,4-37,7), %N (24,1%, IC95% 17,6-31,3) e %IIR (39,3%), mientras que los peces lo hicieron en %P (40,9%, IC95% 22,2-56,7). Respecto a los ítems presa, *P. muelleri* presentó el mayor %F (26,6%, IC95% 20,1-33,8), %N (18%, IC95% 13,1-23,6), %P (27,9%, IC95% 13,1-43,5) e %IIR (44,5%) (Tabla 2.6). En los adultos, el grupo presa más importante fueron los peces (%F (46,9%, IC95% 36,7-57,1), %P (42,2%, IC95% 28,8-54,4), %N (30,5%, IC95% 23,9-37,7) e %IIR (51,7%)). El langostino *P. muelleri* fue el ítem presa más importante en términos de %F (36,7%, IC95% 27,6-46,9), %P (36,8%, IC95% 24,7-49,6), %N (20,9%, IC95% 15,8-26,4) e %IIR (54,9%) (Tabla 2.6). El nivel trófico general estimado para *S. bivius* fue de 3,8 lo cual indica que es un consumidor secundario.

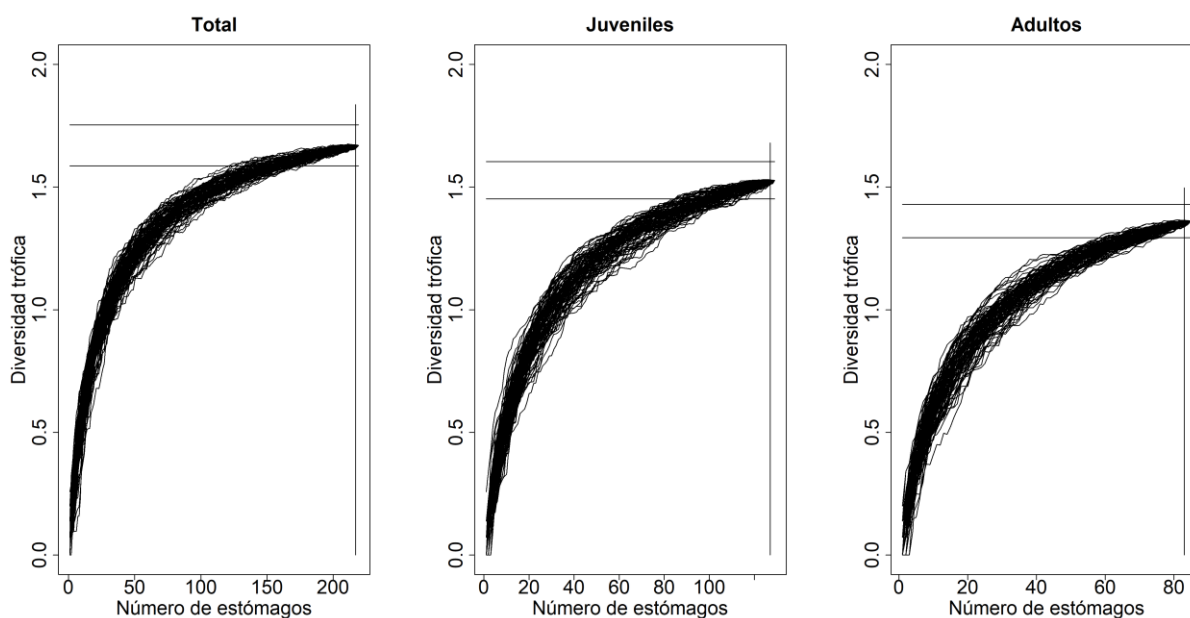












Figura 2.31. Curvas de diversidad trófica acumulada para *Schroederichthys bivius* para el total de estómagos muestreados y para estadios de madurez sexual (juveniles-adultos). Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($\text{Hz} \pm 0,05 \text{ Hz}$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

Tabla 2.6. Composición de la dieta de *Schroederichthys bivius* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=243) y para ambos estadios de madurez sexual. Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Schroederichthys bivius</i>												
Número de estómagos		243										
GRUPOS PRESA/Items presa	Total				Juveniles				Adultos			
	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	19,1	1,5	11,9	5,2	20,1	4,2	14	8,9	18,4	0,9	9,6	2,9
Poliquetos S/I	16,7	1,4	10,2	6,5	16,2	4,1	11	8,9	18,4	0,9	9,6	5
Familia Eunicidae	1,2	0,01	1	0,04	1,9	0,04	1,8	0,1	-	-	-	-
Familia Sabellidae	1,2	0,01	0,7	0,03	1,9	0,1	1,3	0,1	-	-	-	-
CEFALÓPODOS 	10,1	3,1	6,2	1,9	10,4	6,2	7	3,3	9,2	2,4	4,8	1
Cefalópodos S/I	1,2	0,001	0,7	0,03	1,9	0,004	1,3	0,1	-	-	-	-
<i>Illex argentinus</i>	7	2,8	4,3	1,7	7,8	5,9	5,3	3,2	6,1	2,2	3,2	0,9
<i>Octopus tehuelchus</i>	1,9	0,3	1,2	0,1	0,6	0,3	0,4	0,02	3,1	0,2	1,6	0,1
PECES 	32,3	41,9	23,8	43,1	23,4	40,9	18,4	33,7	46,9	42,2	30,5	51,7
Peces S/I	19,8	8,5	12,6	14	17,5	18,7	12	19,8	23,5	6,2	13	11,6
<i>Pinguipes brasiliensis</i>	0,4	0,001	0,2	0,003	-	-	-	-	1	0,001	0,5	0,01
<i>Agonopsis asperoculis</i>	0,4	0,1	0,2	0,005	-	-	-	-	1	0,2	0,5	0,02
<i>Engraulis anchoita</i>	0,4	0,3	0,2	0,01	0,6	1,6	0,4	0,05	-	-	-	-
<i>Dules auriga</i>	0,8	3,2	1	0,1	0,6	7,1	0,9	0,2	1	2,4	1,1	0,1
<i>Symphurus sp.</i>	0,4	0,8	0,2	0,01	-	-	-	-	1	1	0,5	0,04
<i>Merluccius hubbsi</i>	8,9	21,7	6,4	8,4	4,5	9,8	3,1	2,1	16,3	24,4	11	14,8
<i>Patagonotothen ramsayi</i>	1,2	3,6	1,7	0,2	0,6	3,7	1,8	0,1	2	3,5	1,6	0,3
<i>Raneya brasiliensis</i>	1,6	3,8	1,2	0,3	-	-	-	-	4,1	4,7	2,7	0,8
PECES AGNATOS 	4,7	4,8	3,8	0,8	1,9	1,8	1,8	0,2	9,2	5,4	6,4	1,7
Mixín	3,9	5,9	2,6	1,1	1,3	1,8	1,3	0,1	8,2	6,9	4,3	2,4
CRUSTÁCEOS S/I	14	1,1	10	3,1	20,1	5,6	16,2	10,7	3,1	0,1	1,6	0,1
Crustáceos S/I	14	1,1	10	5,2	20,1	5,6	16	16	3,1	0,1	1,6	0,1
CRUSTÁCEOS												
Isópodos 	0,4	0,001	0,2	0,002	0,6	0,004	0,4	0,01	-	-	-	-
Isópodos S/I	0,4	0,001	0,2	0,003	0,6	0,004	0,4	0,01	-	-	-	-
Estomatópodos 	2,3	0,6	1,4	0,1	3,2	2,5	2,2	0,4	1	0,2	0,5	0,01
Heterosquilla S/I	1,6	0,4	1	0,1	2,6	2,4	1,8	0,4	-	-	-	-
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	0,8	0,2	0,5	0,02	0,6	0,1	0,4	0,01	1	0,2	0,5	0,02
Anfípodos 	1,2	0,03	3,3	0,1	1,9	0,2	6,1	0,3	-	-	-	-
Anfípodos S/I	1,2	0,03	3,3	0,1	1,9	0,2	6,1	0,4	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS DECAÓPODOS												
Brachyura 	9,3	4,5	6,4	2,1	8,4	5,8	6,1	2,4	11,2	4,2	7	1,9
Brachyura S/I	6,6	3,8	4,5	1,8	5,2	2,8	3,5	1,2	9,2	4	5,9	2,3
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	2,7	0,7	1,9	0,2	3,2	2,9	2,6	0,7	2	0,3	1,1	0,1
Dendrobranchiata 	33,5	35,5	24,7	40,9	30,5	28,8	24,1	39,3	37,8	36,9	25,1	35,5
<i>Pleoticus muelleri</i>	30,7	35,2	19,5	56,3	26,6	27,9	18	44,5	36,7	36,8	21	54,9
<i>Artemesia longinaris</i>	1,9	0,2	2,1	0,2	2,6	1	3,5	0,4	1	0,001	0,5	0,01
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	1,6	0,03	3,1	0,2	1,9	0,04	2,6	0,2	1	0,03	3,7	0,1
Anomura 	9,3	5,5	7,1	2,4	4,5	4,1	3,5	0,8	17,3	5,8	11,8	4,6
Grimothea S/I	8,6	5,2	5,9	3,2	4,5	4,1	3,5	1,3	15,3	5,5	9,1	5,8
<i>Grimothea gregaria</i>	0,8	0,2	1,2	0,02	-	-	-	-	2	0,3	2,6	0,1
OTROS	4,7	1,5	1,2	0,3	2,6	-	-	-	8,2	1,9	2,7	0,6

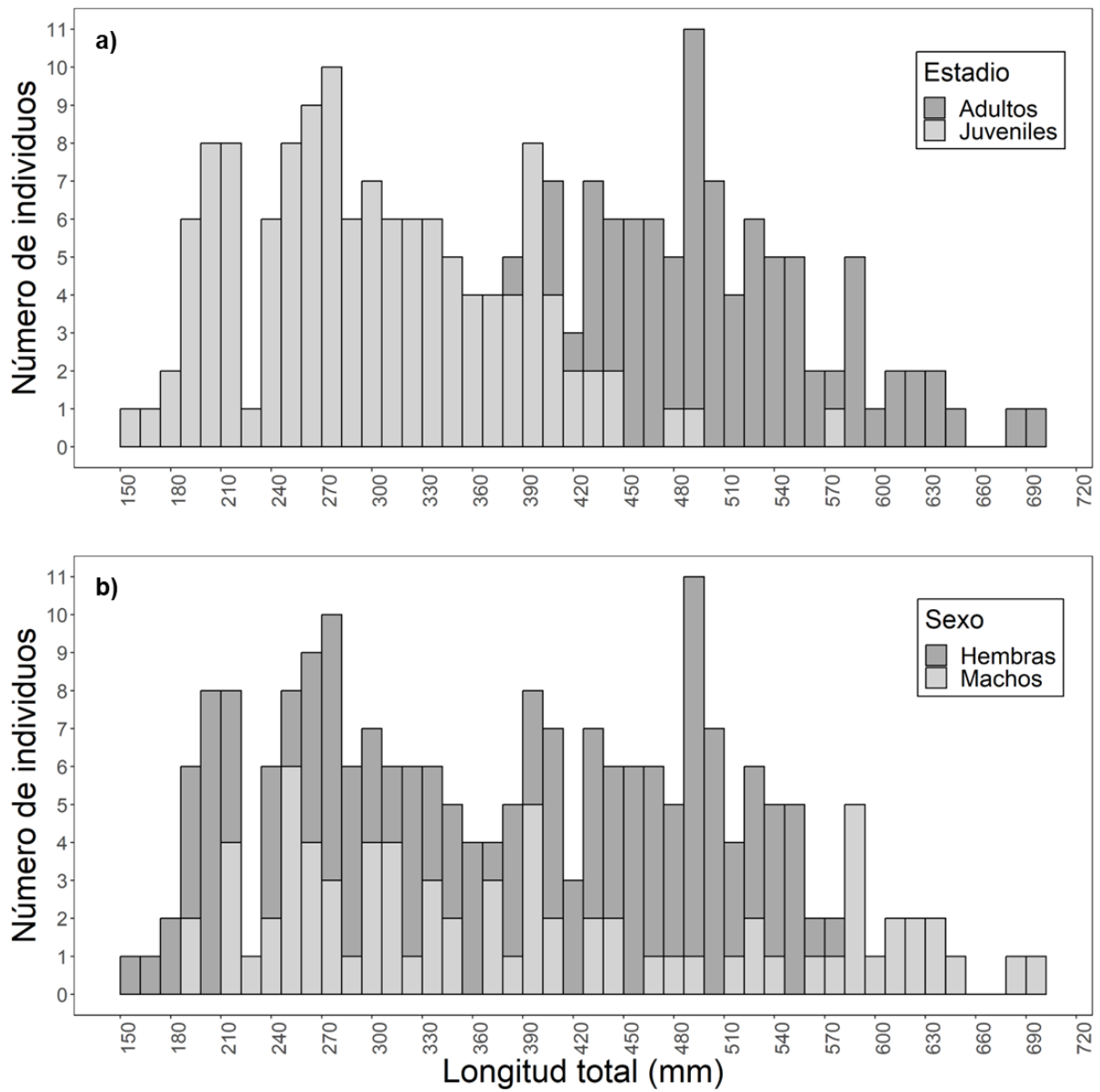


Figura 2.32. Distribución de frecuencia de tallas de *Schroederichthys bivius* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

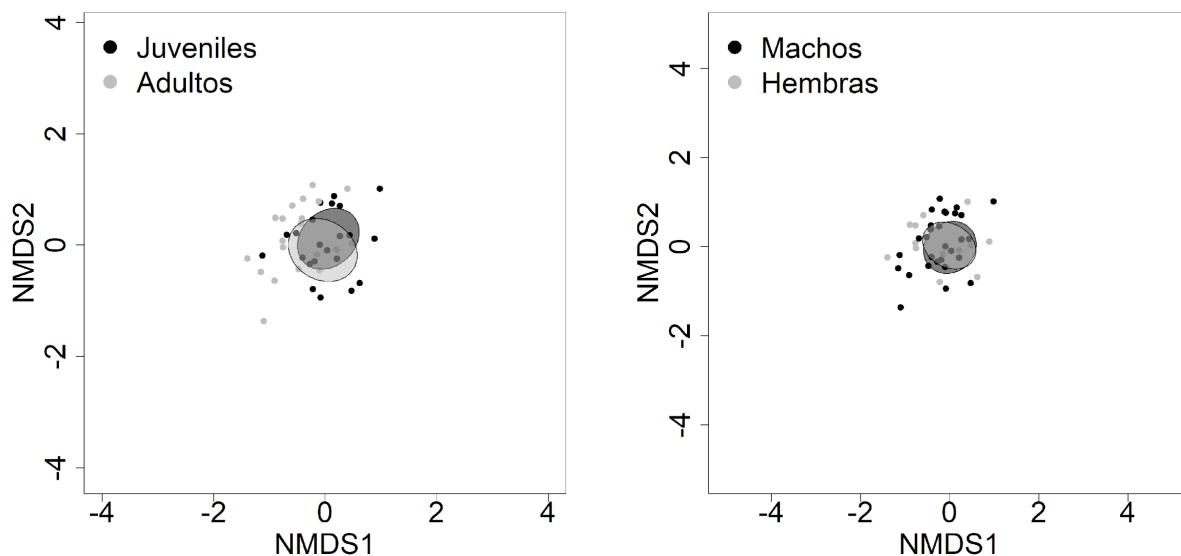


Figura 2.33. Diagramas de ordenación obtenidos mediante NMDS para estadios de madurez sexual (Stress= 0,031) y sexos (Stress= 0,031). Las elipses denotan el 95% de intervalo de confianza para cada grupo evaluado.

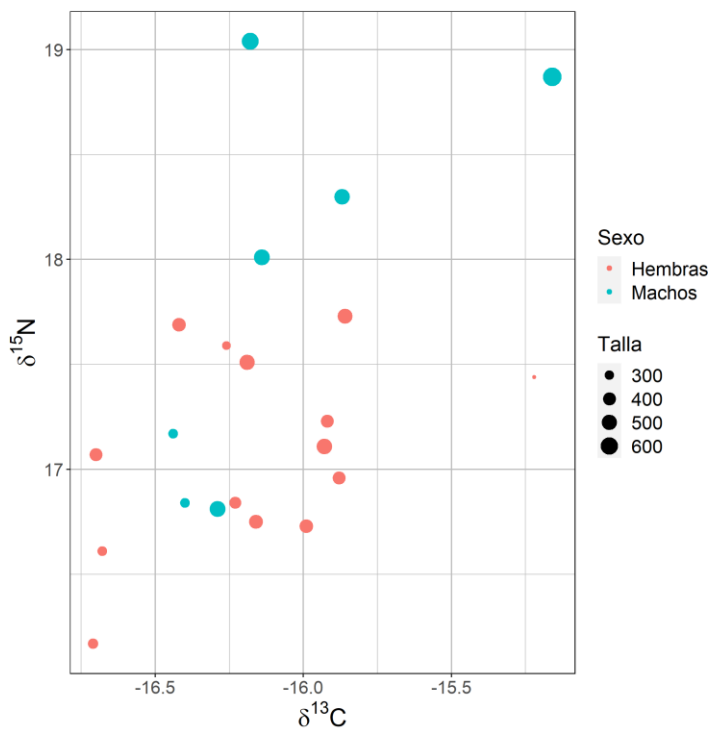


Figura 2.34. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Schroederichthys bivius* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

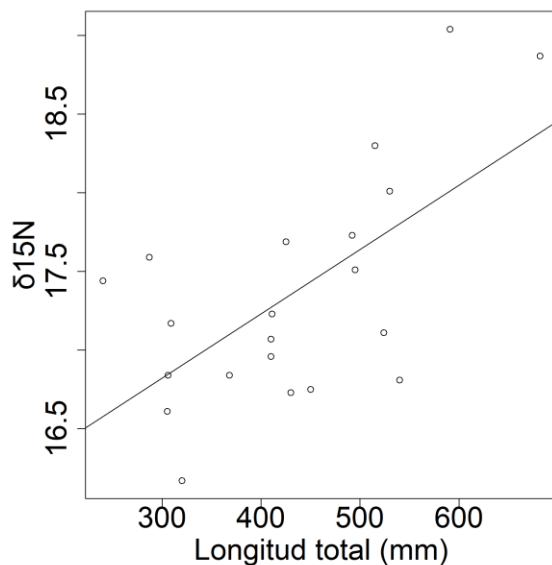


Figura 2.35. Regresión de $\delta^{15}\text{N}$ en función de la longitud total (mm) de *Schroederichthys bivius*.

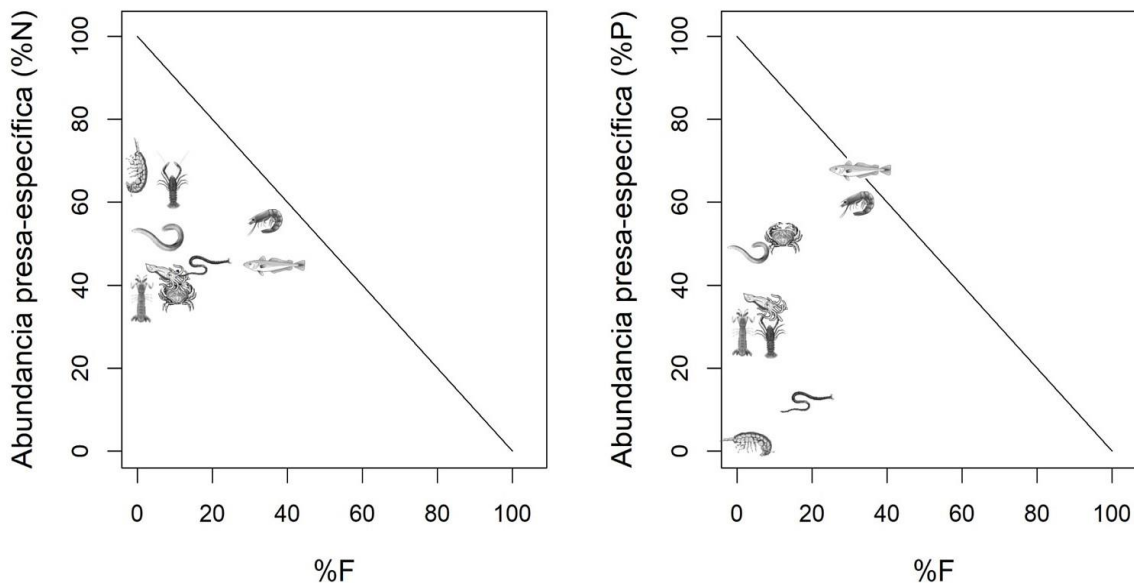


Figura 2.36. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Schroederichthys bivius*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje ploteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Squatina guggenheim

Se analizó un total de 88 individuos (34 hembras y 54 machos) colectados entre 2014 y 2020, todos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada no alcanzaron la asíntota (Fig. 2.37), lo que sugiere que el número de estómagos recolectados no fue suficiente para describir la diversidad completa de presas consumidas. Por lo tanto, se realizó un análisis descriptivo para el total de los individuos, sin separar a los mismos por sexo ni estadio de madurez. La longitud total de los ejemplares varió entre 182 y 860 mm (Fig. 2.38). Del total de los individuos muestreados, 19% mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, y los restantes 81% fueron identificados como juveniles. Del total de estómagos muestreados, 66 presentaron alimento, identificándose 8 ítems presa a nivel específico agrupados en 4 grupos taxonómicos (Tabla 2.7). *Squatina guggenheim* mostró una dieta poco diversa con una especialización hacia el consumo de peces. Estos últimos se consideraron un grupo presa dominante, ya que se encontraron en alrededor del 80% de los estómagos analizados (Amundsen Fig. 2.39). Los peces fueron el grupo presa más importante en términos de %F (71,9%, IC95% 61,8-80,9), %P (75,8%, IC95% 54,8-91,2), %N (70,3%, IC95% 62-78,5) e %IIR (93,6%). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico, el calamar *Illex argentinus* fue el más abundante (%F 20,2%, IC95% 12,4-29,2) y presentó el mayor %N (18,8%, IC95% 12,3-25,5), mientras que *M. hubbsi* predominó en %P (46,6%, IC95% 21,5-65,2) e %IIR (15,4%) (Tabla 2.7). Respecto al análisis de nicho isotópico, los machos presentaron los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, pero no se observó una tendencia con la talla (Fig. 2.40). Tampoco se observó una relación entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t= 0,43$; $p= 0,67$; $R^2= 0,01$). El nivel trófico general para *S. guggenheim* fue de 4, lo cual indica que es un consumidor terciario.

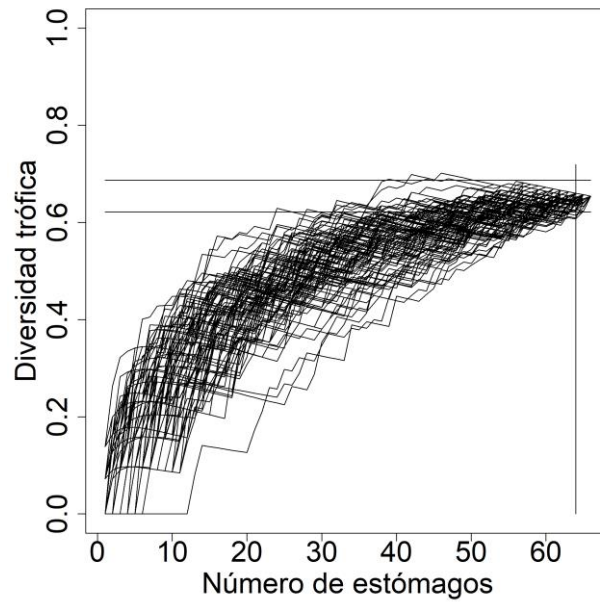


Figura 2.37. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Squatina guggenheim*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (H_z) ($H_z \pm 0,05 H_z$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

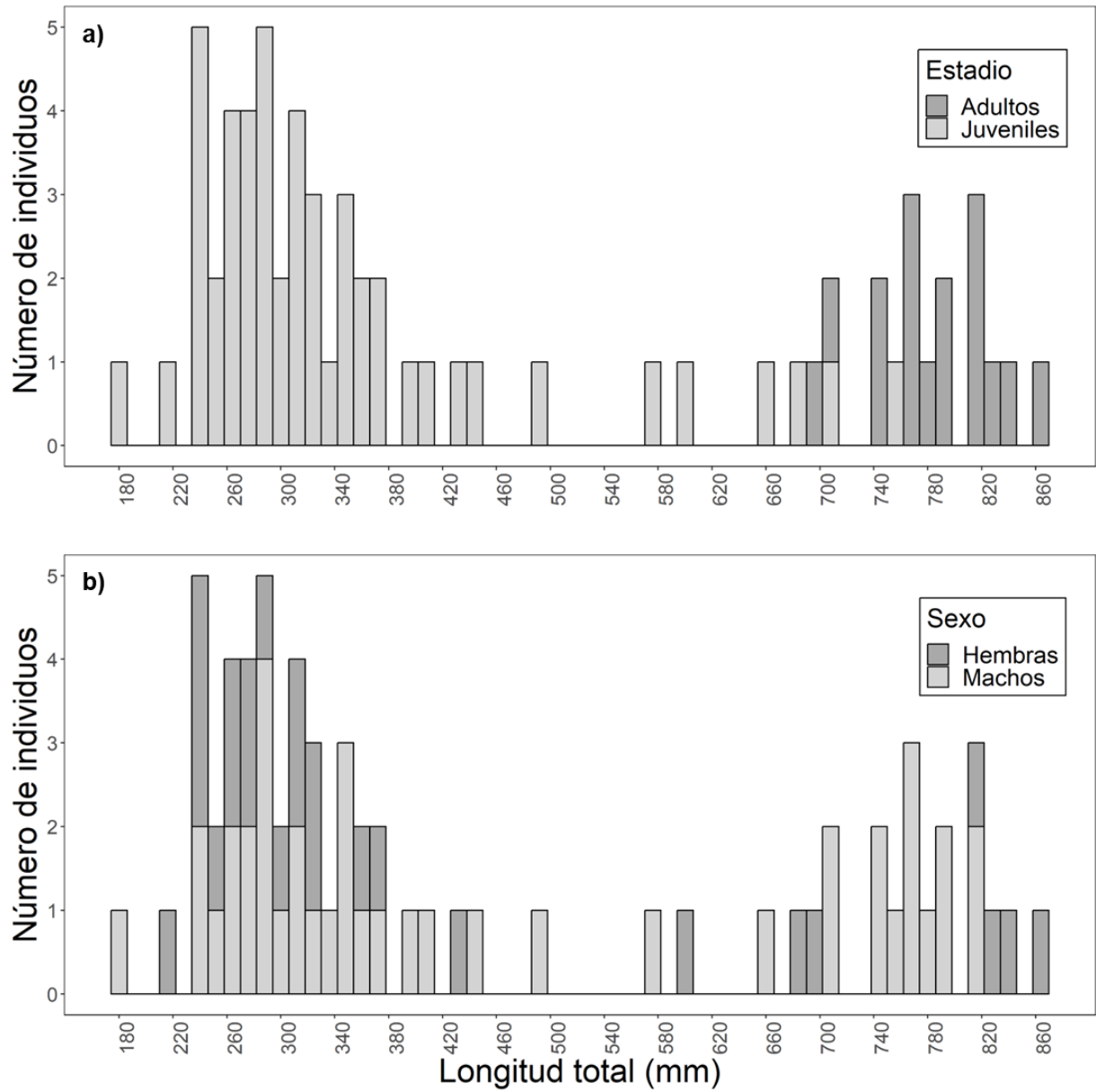


Figura 2.38. Distribución de frecuencia de tallas de *Squatina guggenheim* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

Tabla 2.7. Composición de la dieta de *Squatina guggenheim* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=88). El renglón resaltado en gris señala al suborden Dendrobranchiata dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Squatina guggenheim</i>				
Número de estómagos	88			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
POLIUETOS 	5,6	0,02	3,9	0,2
Poliquetos S/l	3,4	0,003	2,3	0,2
Familia Eunicidae	1,1	0,001	0,8	0,02
Familia Flabelligeridae	1,1	0,02	0,8	0,02
CEFALÓPODOS 	21,3	3,5	19,5	4,4
Cefalópodos S/l	1,1	0,001	0,8	0,02
<i>Illex argentinus</i>	20,2	3,5	18,8	10,9
PECES 	71,9	75,8	70,3	93,6
Peces S/l	43,8	9,2	43,8	56,1
<i>Merluccius hubbsi</i>	11,2	46,6	10,2	15,4
<i>Macrurus magellanicus</i>	1,1	4,6	1,6	0,2
<i>Raneya brasiliensis</i>	18	15,4	14,8	13,1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Dendrobranchiata 	7,9	20,1	5,5	1,8
<i>Pleoticus muelleri</i>	6,7	20,1	4,7	4
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	1,1	0,001	0,8	0,02
OTROS	1,1	0,5	0,8	0,01

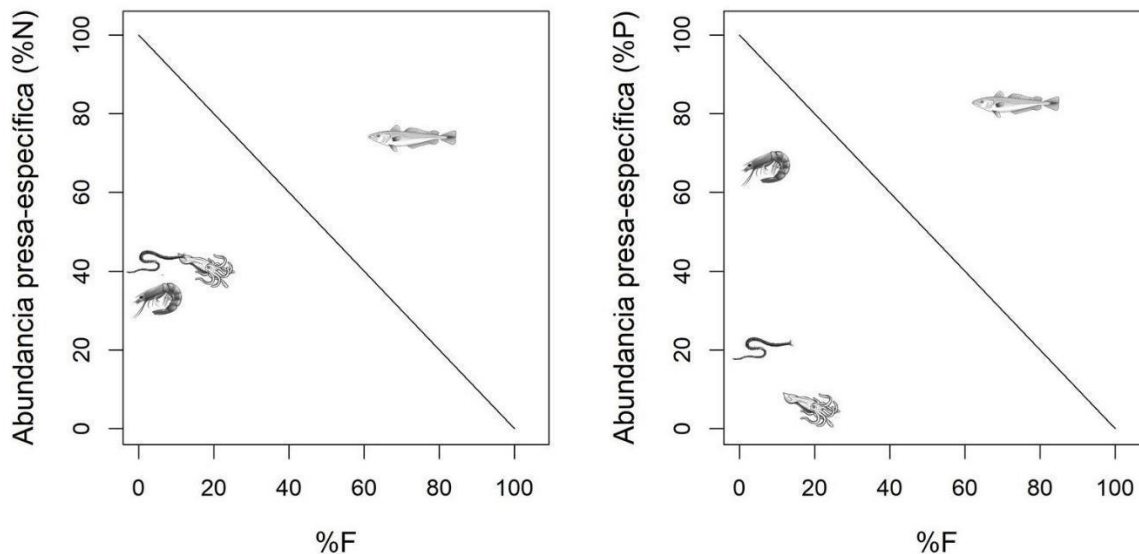


Figura 2.39. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Squatina guggenheim*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

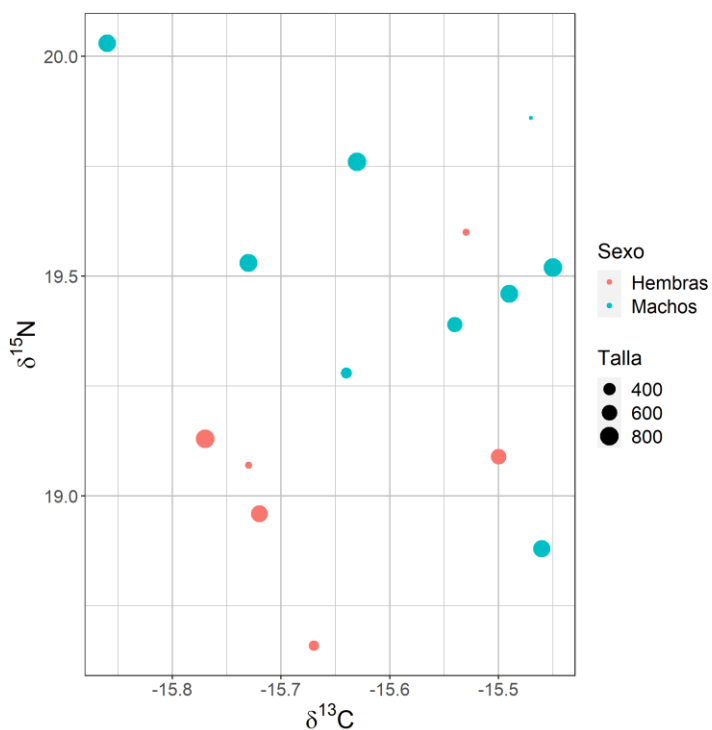


Figura 2.40. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Squatina guggenheim* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

Discopyge tschudii

Se analizó un total de 60 individuos (40 hembras, 17 machos y 3 indeterminados) colectados entre 2012 y 2020. La totalidad de los individuos analizados provenientes de la pesquería comercial de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado no fue suficiente para describir la diversidad completa de presas consumidas (Fig. 2.41). La longitud total de los ejemplares varió entre 98 y 354 mm (Fig. 2.42). Del total de individuos muestreados, 26 fueron clasificados como juveniles, 30 como adultos y 4 indeterminados. Respecto al análisis de nicho isotópico, los valores más altos de $\delta^{13}\text{C}$ correspondieron a los machos y los mayores de $\delta^{15}\text{N}$ a las hembras. Respecto a la talla, los puntos se distribuyeron de manera homogénea (Fig. 2.43). Tampoco se encontró relación entre la talla y los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t = -0,22$; $p = 0,82$; $R^2 = 0,003$). Del total de estómagos muestreados, 55 presentaron alimento, pudiéndose identificar presas en 49 de ellos. A nivel específico se identificaron 4 ítems presa y 3 grupos taxonómicos (Tabla 2.8). *Discopyge tschudii* presentó un espectro trófico reducido, ya que sólo se observó el consumo de anfípodos y poliquetos, encontrándose éstos últimos en alrededor del 70% de los estómagos analizados (Amundsen Fig. 2.44). Los poliquetos fueron el grupo presa más importante en términos de %F (64,6%, IC95% 52,3-75,4), %P (99,2%, IC95% 98-99,8), %N (81,6%, IC95% 71,8-90,1) e %IIR (97,8%) siendo los poliquetos pertenecientes a la familia Eunicidae los más importantes en %F (15,4%, IC95% 7,7-24,6), %N (13,2%, IC95% 6,3-21,4), %P (17,7%, IC95% 1,2-35,2) e %IIR (8,9%) (Tabla 2.8). El nivel trófico general para *D. tschudii* fue de 3,6 lo cual indica que es un consumidor secundario.

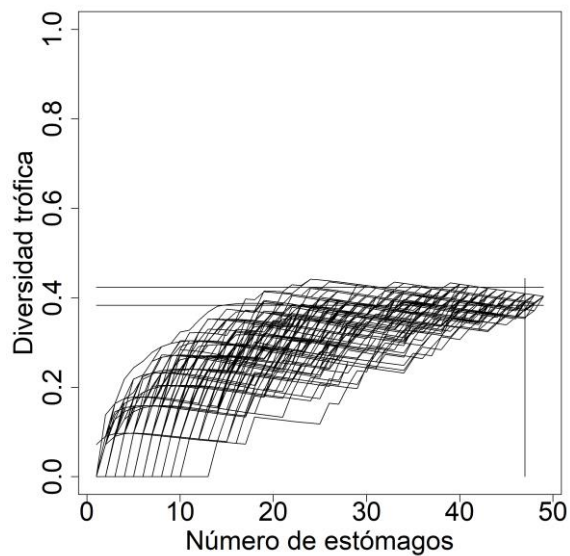


Figura 2.41. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Discopyge tschudii*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (H_z) ($H_z \pm 0,05 H_z$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

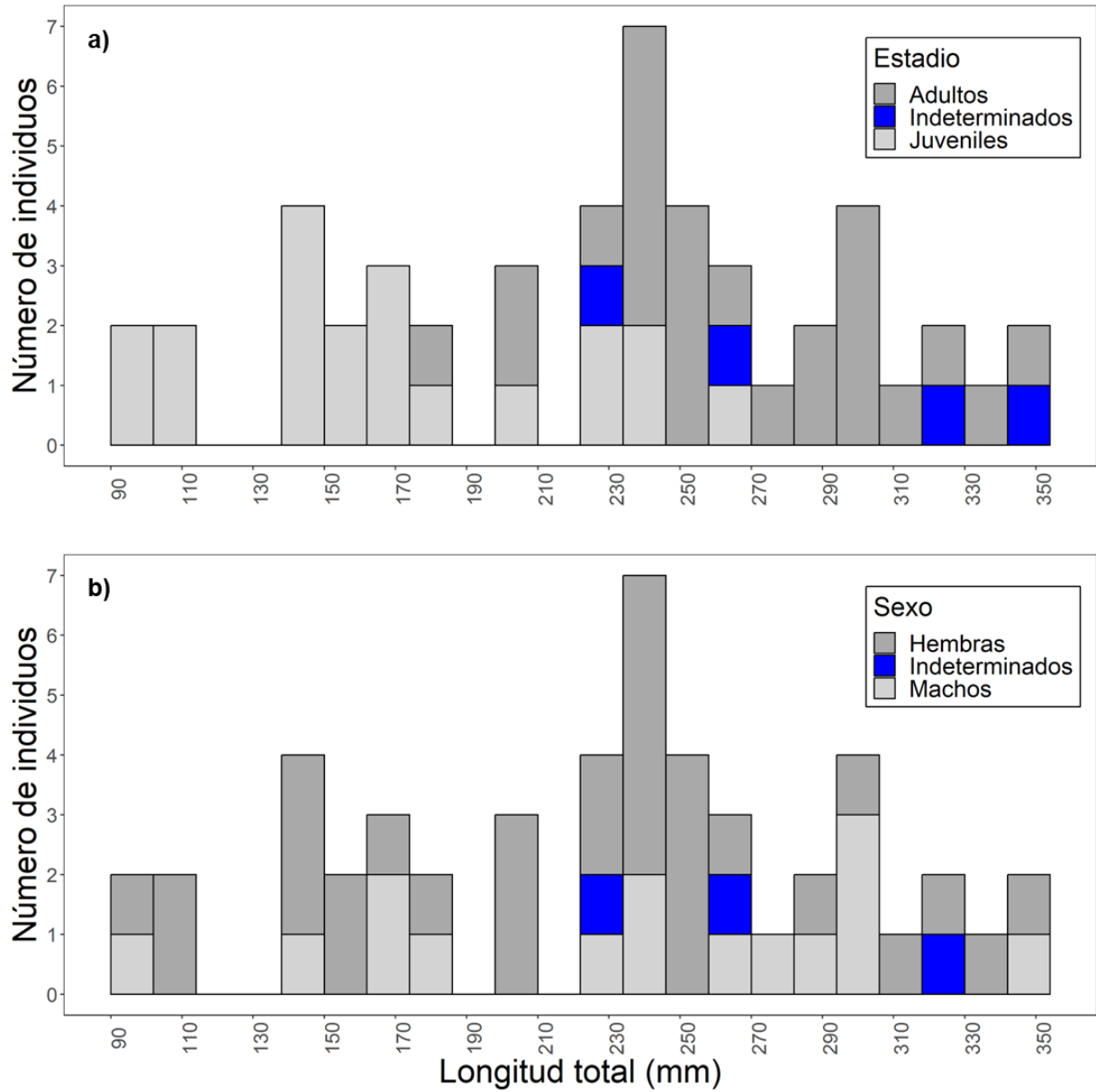


Figura 2.42. Distribución de frecuencia de tallas de *Discopyge tschudii* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

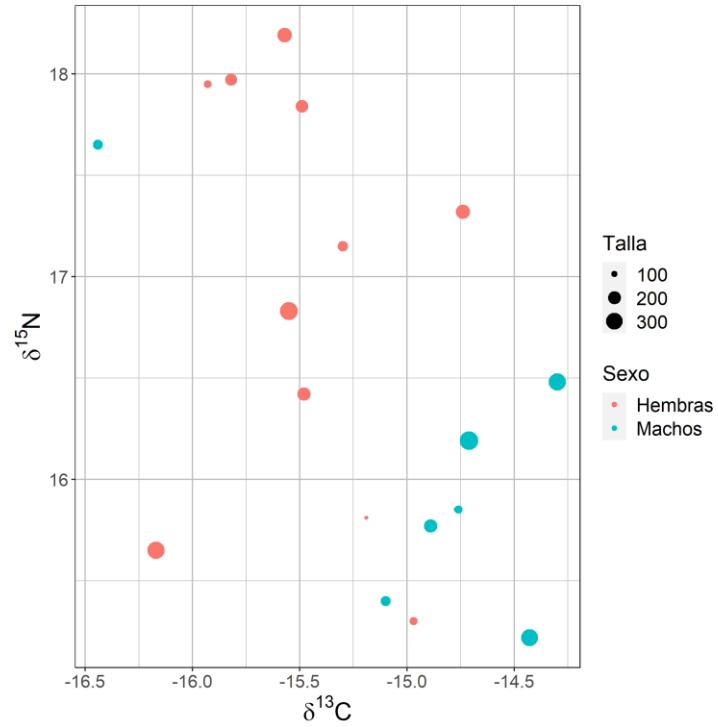





Figura 2.43. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Discopyge tshudii* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

Tabla 2.8. Composición de la dieta de *Discopyge tschudii* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=60). Los renglones resaltados en gris señalan el orden Amphipoda dentro de los crustáceos y el infraorden Brachyura dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Discopyge tschudii</i>				
Número de estómagos	60			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	64,6	99,2	81,6	97,8
Poliquetos S/I	41,5	51,9	56,6	84,1
Familia Eunicidae	15,4	17,7	13,2	8,9
Familia Flabelligeridae	1,5	5,6	1,3	0,2
Familia Gliceridae	7,7	15,9	6,6	3,2
Familia Gonianidae	4,6	8,1	3,9	1
CRUSTÁCEOS S/I	3,1	0,1	2,6	0,2
Crustáceos S/I	3,1	0,1	2,6	0,2
CRUSTÁCEOS				
Anfípodos 	16,9	0,4	14,5	2
Anfípodos S/I	9,2	0,2	7,9	1,4
Gamáridos S/I	7,7	0,2	6,6	1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	1,5	0,3	1,3	0,02
Brachyura S/I	1,5	0,3	1,3	0,02

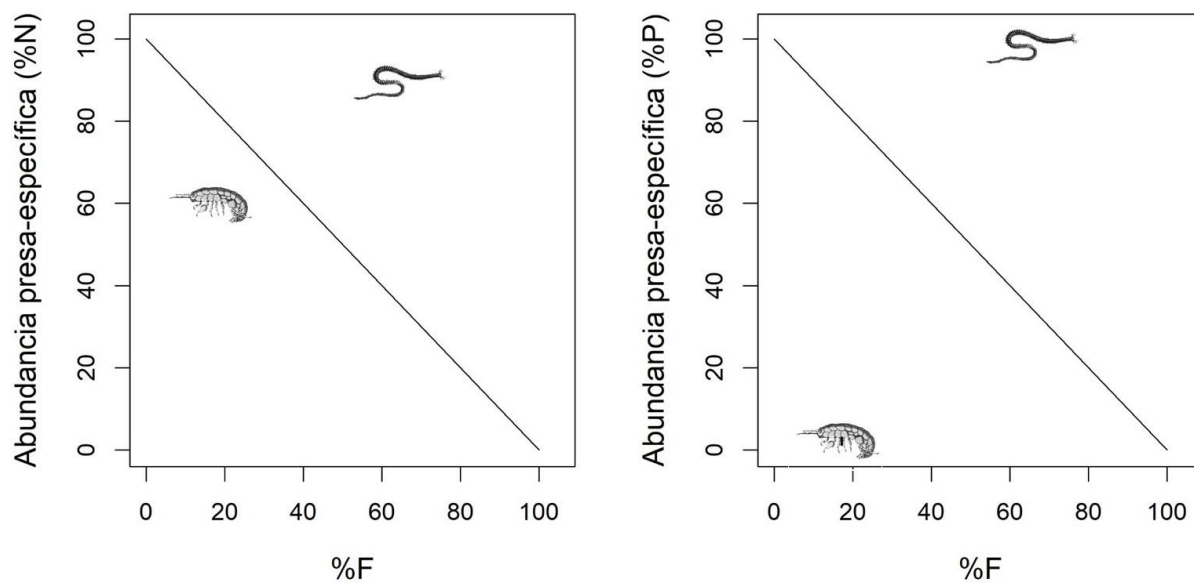


Figura 2.44. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Discopyge tschudii*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Psammobatis extenta

Se analizó un total de 97 individuos (52 hembras y 45 machos) colectados entre 2014 y 2020, todas provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada para el total de las muestras mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta (Fig. 2.45). La longitud total de los ejemplares varió entre 81 y 296 mm (Fig. 2.46). Del total de los individuos muestreados, 64% mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, y los restantes 36% fueron identificados como juveniles. Del total de estómagos muestreados, el 98% (95 estómagos) presentó alimento, identificándose presas en 94 de ellos. A nivel específico se identificaron 6 ítems presa y 6 grupos taxonómicos (Tabla 2.9). No se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre sexos (BETADISPER $p=0,831$; $gl=1$; $F=0,05$) ni entre estadios de madurez sexual (BETADISPER $p=0,122$; $gl=1$; $F=2,46$). La dieta de *P. extenta* varió significativamente entre estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p=0,0135$; $gl=1$; $pseudoF=4,14$; $R^2=0,04$) pero no entre sexos (PERMANOVA $p=0,6547$; $gl=1$; $pseudoF=0,4831$; $R^2=0,00506$). Respecto al análisis de nicho isotópico, las hembras se distribuyeron de manera homogénea en $\delta^{15}N$, mientras que los machos se encontraron agrupados en los valores más altos de $\delta^{15}N$ y las tallas se distribuyeron de manera homogénea (Fig. 2.47). Además, no se halló relación entre la talla y $\delta^{15}N$ (regresión, $t=$

-0,20; $p=0,84$; $R^2=0,002$). Al realizar las curvas de diversidad trófica acumulada para juveniles y adultos, el tamaño de muestras no fue suficiente para separar adecuadamente los análisis por estadios de madurez sexual (Fig. 2.45). *Psammobatis extenta* mostró una dieta poco diversa con una tendencia poblacional a la especialización hacia los anfípodos y crustáceos decápodos Dendrobranchiata y una tendencia a la especialización individual hacia los crustáceos decápodos Brachyura y Anomura (Amundsen Fig. 2.48). Para el total de los estómagos muestreados, los anfípodos fueron el grupo presa más importante en %F (37,8%, IC95% 28,8-46,8), %N (55%, IC95% 40,5-68,1) e %IIR (44,5%), siendo los gamáridos el ítem presa dentro de este grupo con el mayor %F (23,4%, IC95% 15,3-31,5), %N (58,2%, IC95% 40-75) e %IIR (42,1%), mientras que Dendrobranchiata lo fue en términos de %P (71,7%, IC95% 50,2-86,5), más específicamente el langostino *P. muelleri* (%P 36,7%, IC95% 9,4-60,4) (Tabla 2.9). El nivel trófico general para *P. extenta* fue de 3,5 lo que indica que es un consumidor secundario.

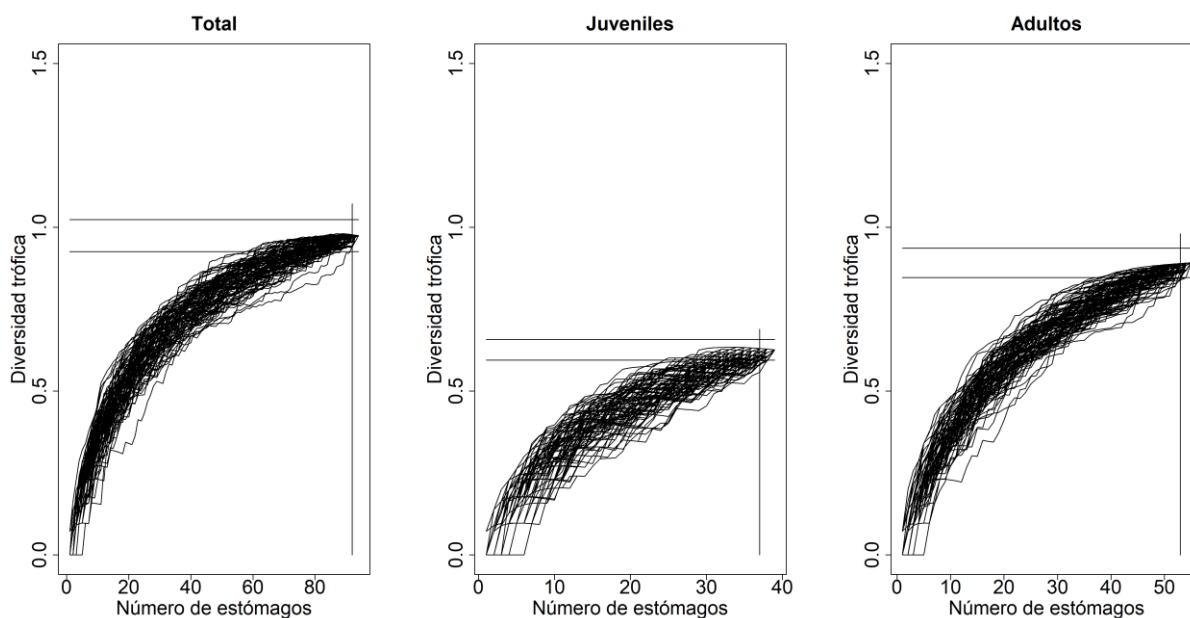


Figura 2.45. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Psammobatis extenta*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($Hz \pm 0,05 Hz$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

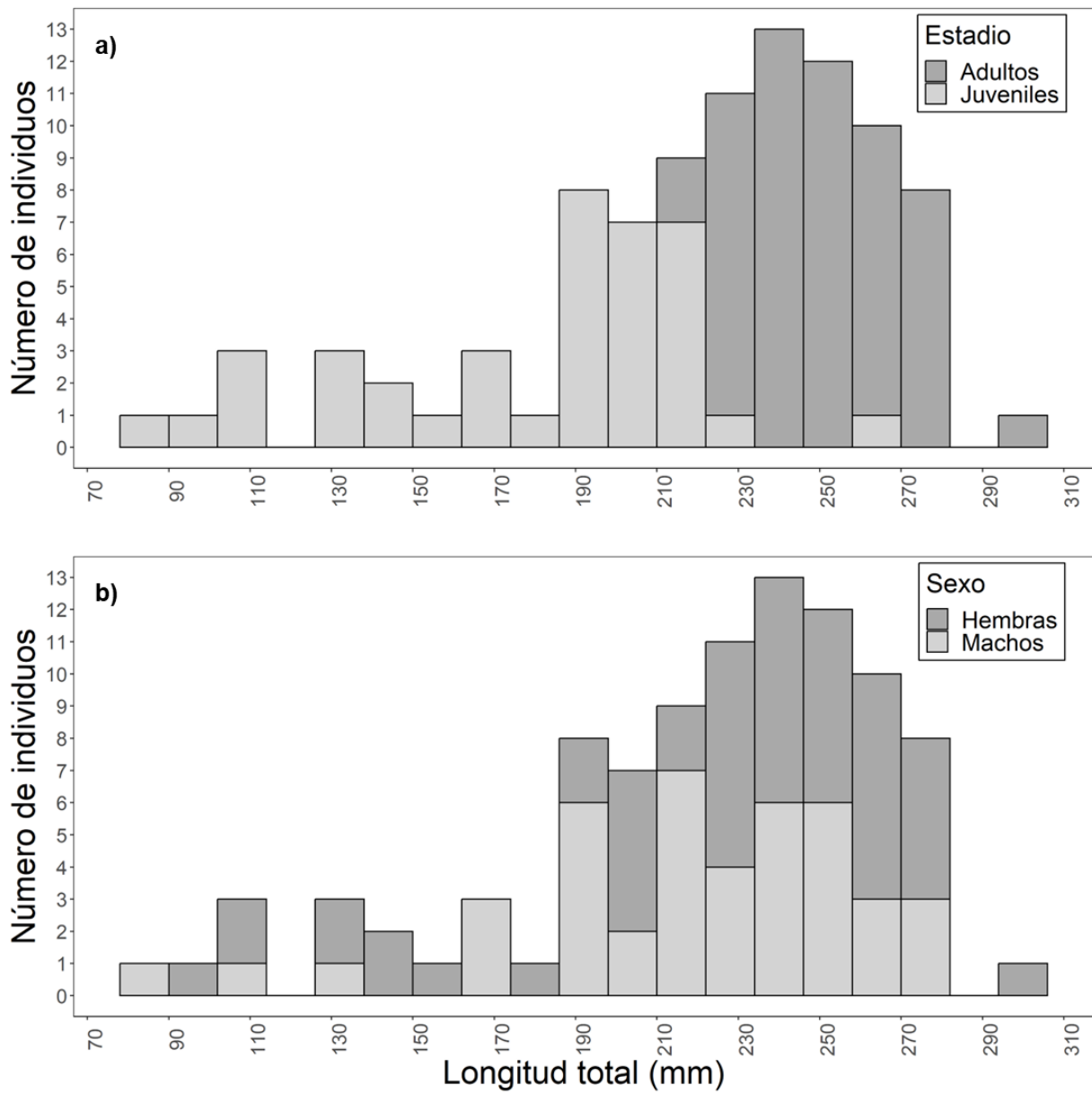








Figura 2.46. Distribución de frecuencia de tallas de *Psammobatis extenta* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

Tabla 2.9. Composición de la dieta de *Psammobatis extenta* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=97). Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Psammobatis extenta</i>				
Número de estómagos		97		
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	2,7	0,1	0,9	0,1
Poliqueto S/I	0,9	-	0,4	0,01
Familia Flabelligeridae	1,8	0,1	0,8	0,1
CRUSTÁCEOS S/I	22,5	11,3	14,5	11,3
Crustáceos S/I	22,5	11,3	20,5	20,8
CRUSTÁCEOS				
Isópodos 	1,8	0,3	1,2	0,1
<i>Serolis schythei</i>	1,8	0,3	1,7	0,1
Anfípodos 	37,8	5,5	55	44,5
Anfípodos S/I	14,4	1,8	19,7	9
Gamáridos S/I	23,4	3,6	58,2	42,1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	1,8	7,1	0,6	0,3
Brachyura S/I	1,8	7,1	0,8	0,4
Dendrobranchiata 	23,4	71,7	24	43,6
<i>Pleoticus muelleri</i>	9,9	36,7	6,3	12,4
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	4,5	10,4	2,5	1,7
<i>Austropandalus grayi</i>	9	24,6	25,1	13
Anomura 	1,8	4	3,8	0,3
<i>Grimothea gregaria</i>	1,8	4	5,4	0,5

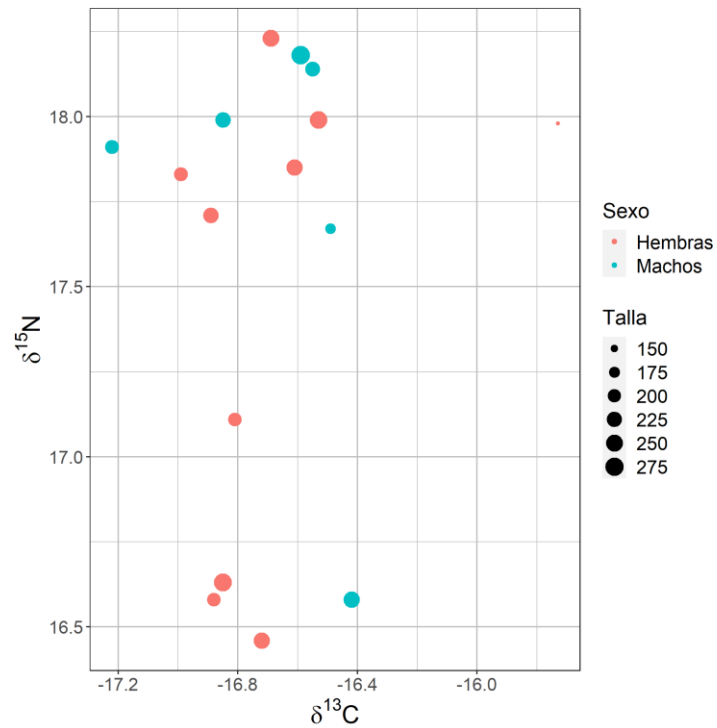


Figura 2.47. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Psammobatis extenta* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

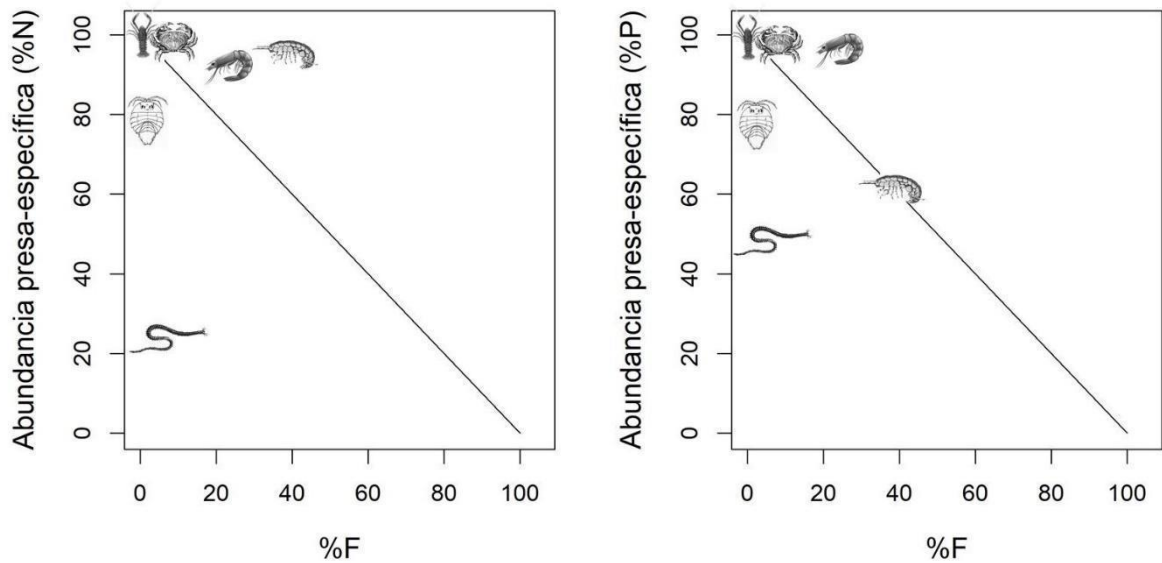


Figura 2.48. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Psammobatis extenta*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje plotada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Psammobatis normani

Se analizó un total de 31 individuos colectados entre los años 2016 y 2020. Todos los individuos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizados no fue suficiente para obtener una descripción completa de la diversidad de presas consumidas (Fig. 2.49). Además, para el análisis de isótopos estables sólo se contó con la muestra de un ejemplar macho y no se contó con un amplio rango de tallas (Fig. 2.50), por lo que al analizar el espacio de nicho isotópico no se pudo observar una tendencia respecto al sexo ni a la LT (Fig. 2.51) y tampoco se observó relación entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t = 0,85$; $p = 0,44$; $R^2 = 0,13$). La longitud total de los ejemplares varió entre 222 y 415 mm (Fig. 2.50). Fueron identificados 11 adultos y 20 juveniles, de los cuales 18 fueron hembras y 13 machos. No se observaron estómagos vacíos identificándose 6 ítems presa a nivel específico y 6 grupos taxonómicos (Tabla 2.10). *Psammobatis normani* mostró una tendencia hacia el consumo de crustáceos decápodos Anomura en %N y en crustáceos decápodos Brachyura, Dendrobranchiata y Anomura en %P (Amundsen Fig. 2.52). Los crustáceos decápodos Anomura fueron el grupo presa más importante en términos de %F (43,8%, IC95% 28,1-59,4), %N (64,2%, IC95% 32,3-82,9), %P (53,6%, IC95% 28,8-82,4) e %IIR (73,8%) siendo *Grimothea gregaria* el ítem presa más importante en %F (28,6%, IC95% 16,3-40,8), %P (45,4%, IC95% 20,4-67,8), %N (64,2%, IC95% 32-82,7) e %IIR (53%) (Tabla 2.10). El nivel trófico general para *P. normani* fue de 3,5 lo que indica que es un consumidor secundario.

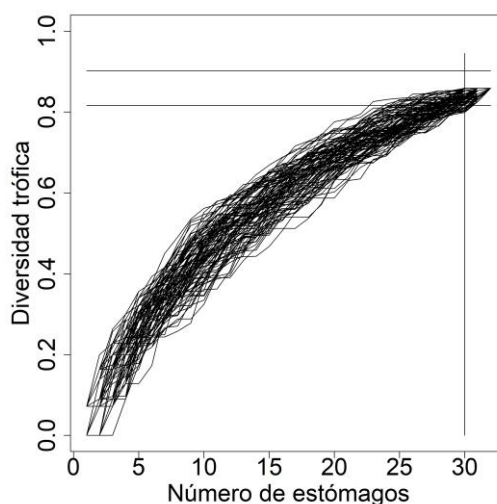


Figura 2.49. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Psammobatis normani*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($\text{Hz} \pm 0,05 \text{ Hz}$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

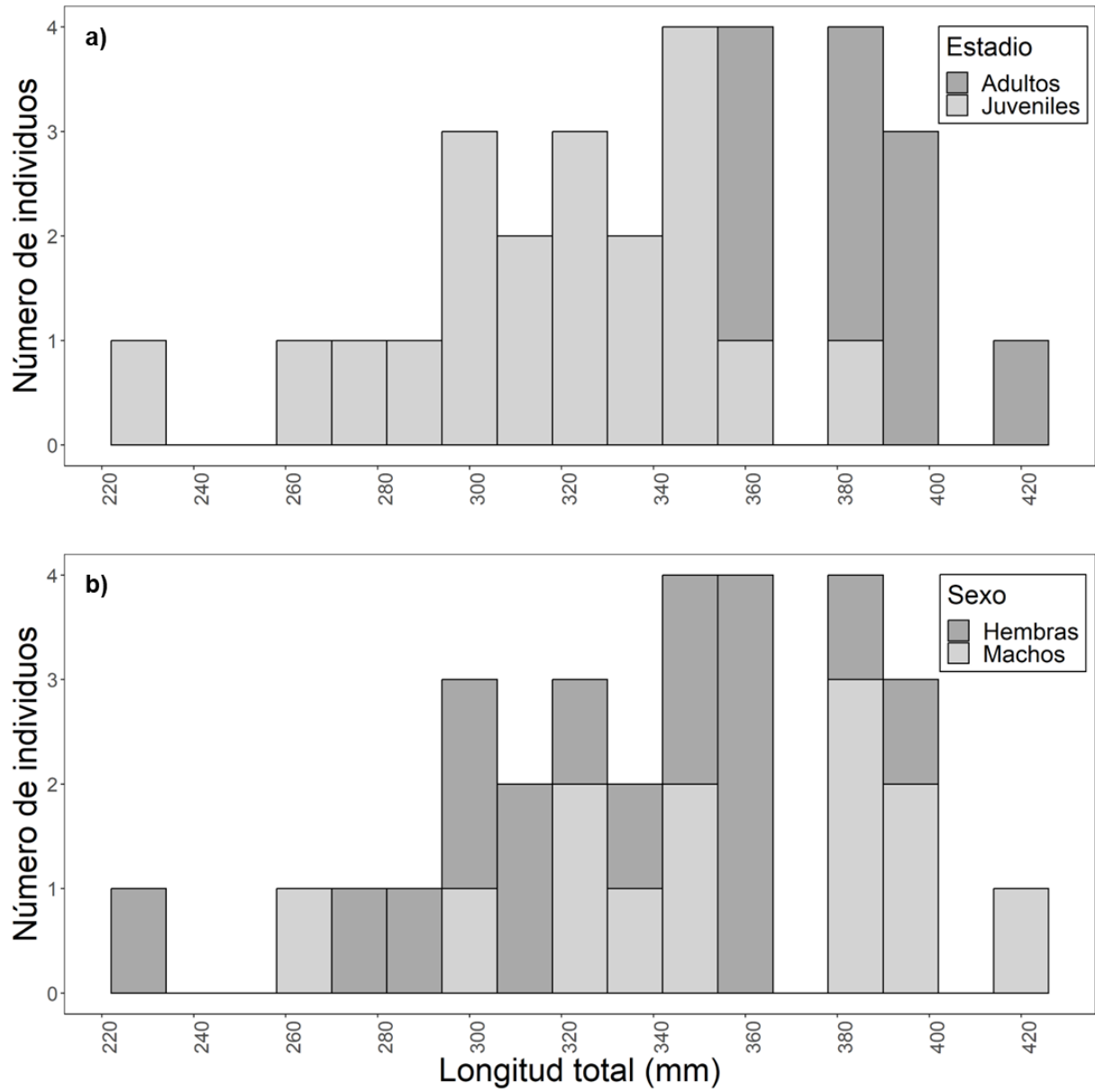


Figura 2.50. Distribución de frecuencia de tallas de *Psammobatis normani* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

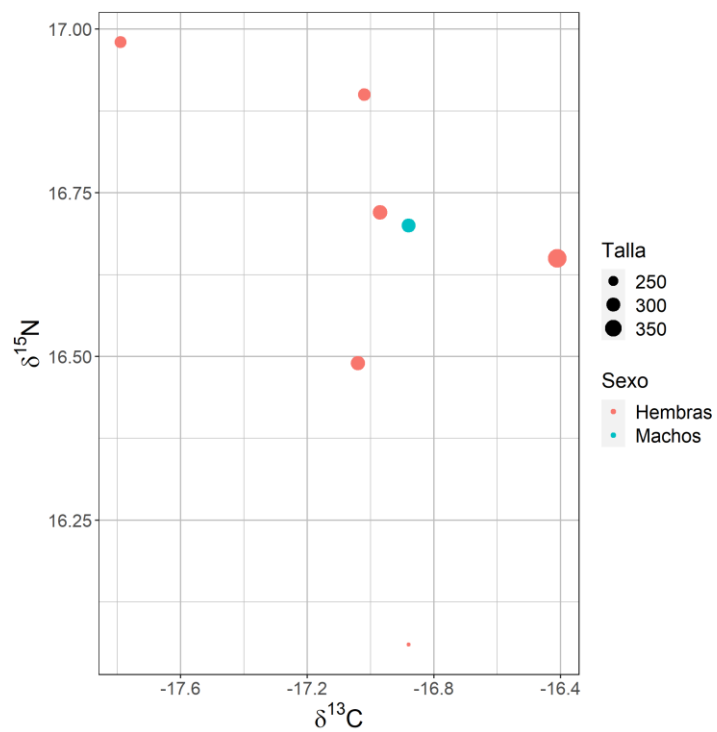








Figura 2.51. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Psammobatis normani* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

Tabla 2.10. Composición de la dieta de *Psammobatis normani* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=31). Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Psammobatis normani</i>				
Número de estómagos	31			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	18,8	0,5	5,7	1,6
Poliquetos S/I	15,6	0,5	4,7	1,2
Familia Eunicidae	3,1	-	0,9	0,04
CRUSTÁCEOS S/I	3,1	0,01	0,9	0,04
Crustáceos S/I	3,1	0,01	0,9	0,04
CRUSTÁCEOS				
Estomatópodos 	6,3	4,3	1,9	0,6
Heterosquilla S/I	6,3	4,3	1,9	0,6
Anfípodos 	9,4	0,1	12,3	1,7
Anfípodos S/I	9,4	0,1	12,3	0,2
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	12,5	6,9	4,7	2,1
Brachyura S/I	3,1	3,8	0,9	0,2
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	3,1	0,9	0,9	0,1
<i>Peltarion spinosulum</i>	3,1	1,9	1,9	0,2
<i>Rochinia gracilipes</i>	3,1	0,3	0,9	0,1
Dendrobranchiata 	31,3	34,7	10,4	20,2
<i>Pleoticus muelleri</i>	31,3	34,7	10,4	20,6
Anomura 	43,8	53,6	64,2	73,8
<i>Grimothea gregaria</i>	43,8	53,6	64,2	75,3

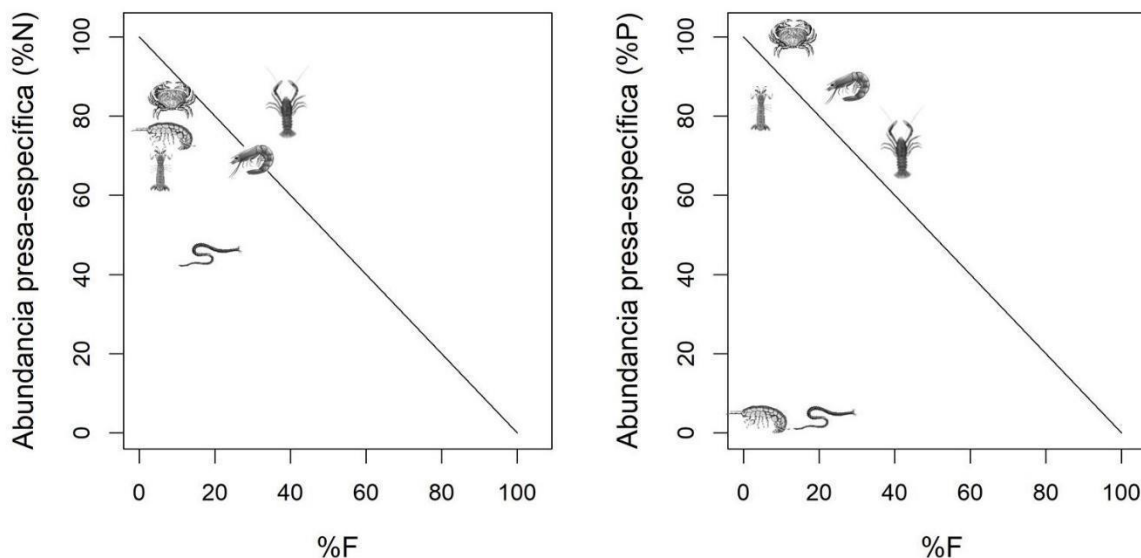


Figura 2.52. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Psammobatis normani*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Psammobatis rudis

Se analizó un total de 48 individuos (23 hembras, 22 machos y 3 indeterminados) colectados entre 2016 y 2020, todos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado no fue suficiente para obtener una descripción completa de la diversidad de presas consumidas (Fig. 2.53). La longitud total de los ejemplares varió entre 155 y 565 mm (Fig. 2.54). Del total de los individuos muestreados, 7 mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, 38 fueron identificados como juveniles y los 3 restantes, indeterminados. Todos los estómagos muestreados presentaron alimento, identificándose 8 ítems presa a nivel específico y 8 grupos taxonómicos (Tabla 2.11). Los crustáceos decápodos Dendrobranchiata fue el grupo presa más importante en términos de %F (32,7%, IC95% 20,4-46,9) e %IIR (47,3%), los crustáceos Anomura en %P (45,4%, IC95% 20,5-67,4) y los anfípodos en %N (37,9%, IC95% 15,9-60) (Tabla 2.11). *Grimothea gregaria* fue el ítem presa con el mayor %F (28,6%, IC95% 16,3-40,8), %P (47,9%, IC95% 21,9-71), %N (16,5%, IC95% 5,6-32,9) e %IIR (54,7%) (Tabla 2.11). *Psammobatis rudis* mostró una tendencia hacia el consumo de anfípodos y crustáceos decápodos Anomura y Dendrobranchiata (Amundsen Fig. 2.55). El nivel trófico general para *P. rudis* fue de 3,5 lo que indica que es un consumidor secundario. Respecto al análisis de nicho

isotópico, se observó una distribución homogénea de puntos tanto para las tallas como para los sexos (Fig. 2.56). Además, se encontró una relación lineal positiva entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t = 3,28$; $p = 0,006$; $R^2 = 0,22$), lo que indicaría que a medida que aumenta la LT, aumenta el NT (Fig. 2.57).

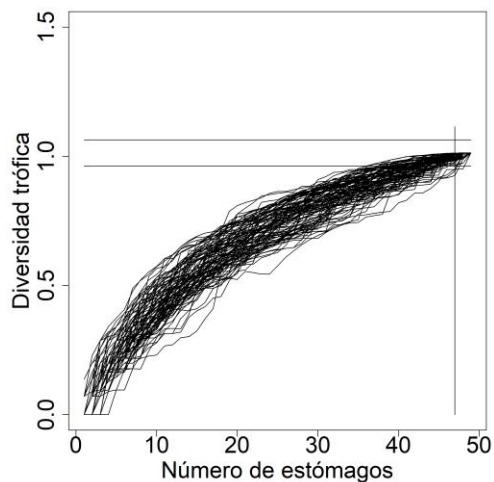


Figura 2.53. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Psammobatis rudis*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (H_z) ($H_z \pm 0,05 H_z$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

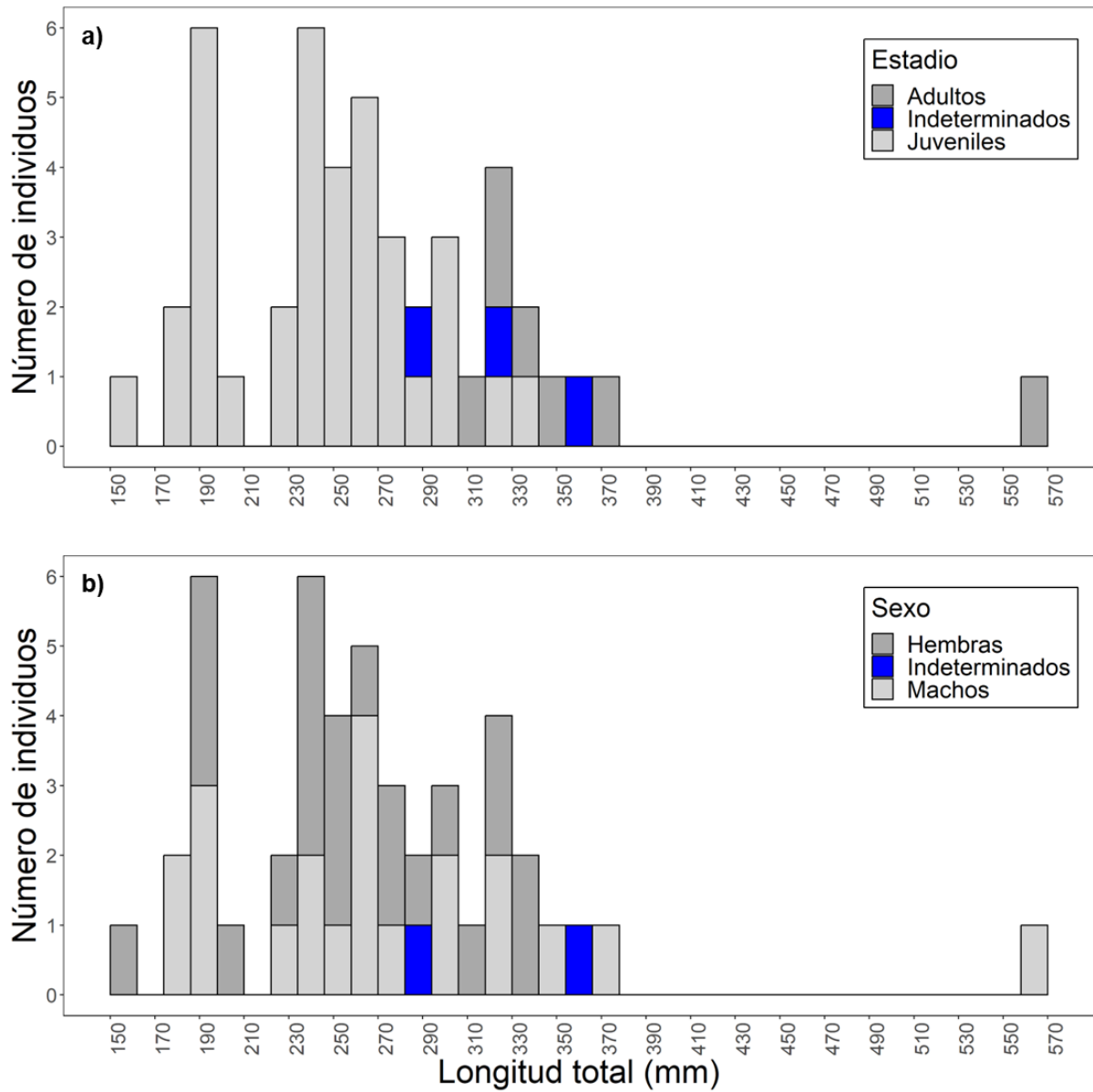










Figura 2.54. Distribución de frecuencia de tallas de *Psammobatis rudis* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

Tabla 2.11. Composición de la dieta de *Psammobatis rudis* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=48). Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Psammobatis rudis</i>		48			
Número de estómagos					
GRUPOS PRESA/Items presa		%F	%P	%N	%IIR
CEFALÓPODOS 		2	1,8	0,5	0,1
<i>Illex argentinus</i>		2	1,8	0,5	0,1
PECES 		4,1	-	1,1	0,1
Peces S/I		4,1	-	1,1	0,1
CRUSTÁCEOS S/I		10,2	3,5	3,8	1,5
Crustáceos S/I		10,2	3,5	3,8	2,2
CRUSTÁCEOS					
Isópodos 		6,1	2,4	3,3	0,7
<i>Serolis schythei</i>		6,1	2,4	3,3	1,1
Estomatópodos 		6,1	4,9	1,6	0,8
Heterosquilla S/I		6,1	4,9	1,6	1,2
Anfípodos 		18,4	1,4	37,9	14,3
Anfípodos S/I		4,1	0,1	4,9	0,6
Gamáridos S/I		14,3	1,3	33	14,7
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS					
Brachyura 		2	3,2	0,5	0,2
<i>Peltarion spinosulum</i>		2	3,2	0,5	0,2
Dendrobranchiata 		32,7	37,4	35,7	47,3
<i>Pleoticus muelleri</i>		20,4	23,7	5,5	17,8
<i>Artemesia longinaris</i>		10,2	9,4	15,4	7,6
<i>Peisos petrunkevitchi</i>		2	3,1	13,2	1
<i>Náuticaris magellanica</i>		4,1	1,2	1,6	0,4
Anomura 		28,6	45,4	16,5	35
<i>Grimothea gregaria</i>		28,6	45,4	16,5	53

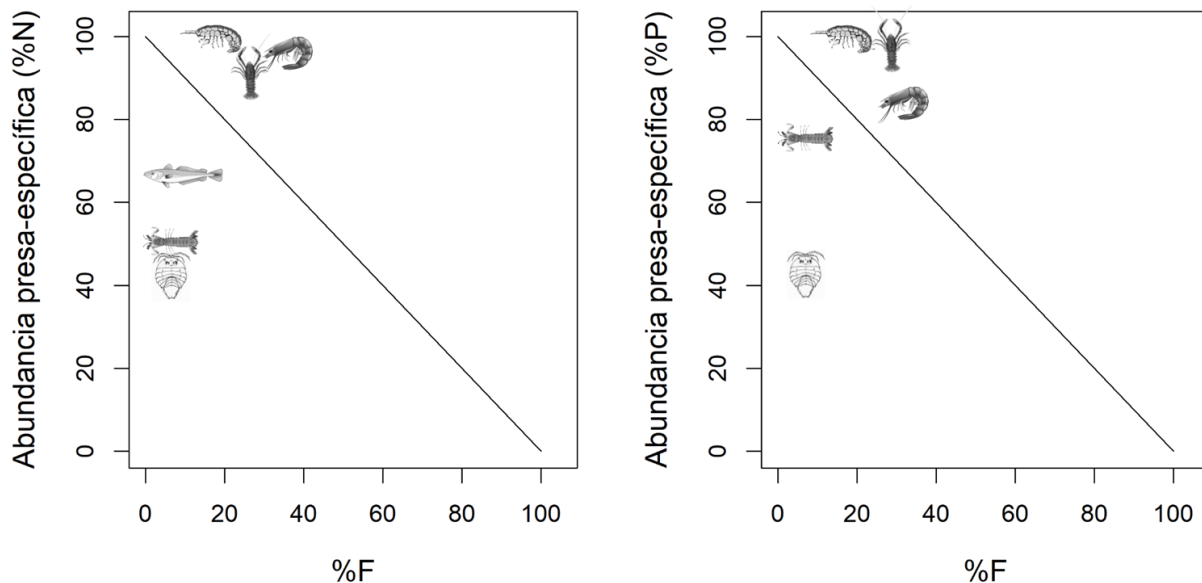


Figura 2.55. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Psammobatis rudis*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

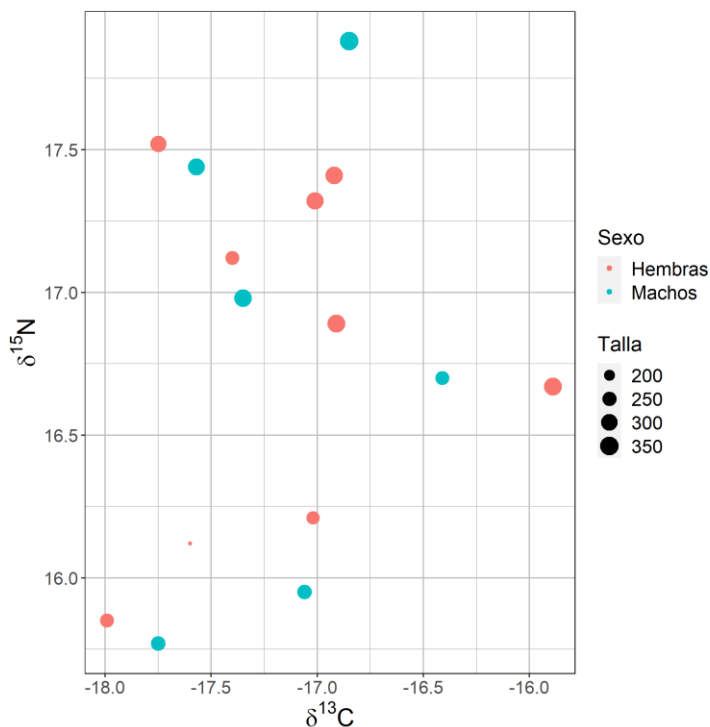


Figura 2.56. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Psammobatis rudis* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

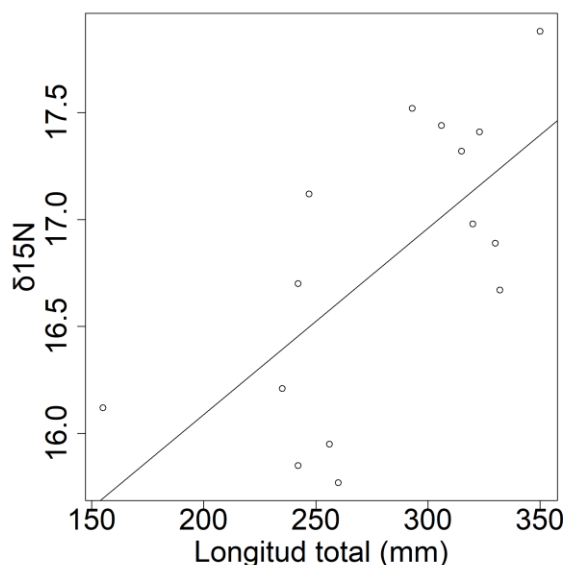


Figura 2.57. Regresión de $\delta^{15}\text{N}$ en función de la longitud total (mm) de *Psammobatis rudis*.

Sympterygia bonapartii

Se analizó un total de 176 individuos (92 hembras, 77 machos y 7 indeterminados) colectados entre 2008 y 2020, 60% provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico y 40% de la pesca deportiva. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta (Fig. 2.58). La longitud total de los ejemplares varió entre 86 y 605 mm. Del total de los individuos muestreados, 137 fueron categorizados como juveniles, 6 como adultos y los restantes fueron indeterminados. El 92% (162 estómagos) presentó alimento, identificándose presas en 158 de ellos. A nivel específico, fueron identificados 17 ítems presa y 9 grupos taxonómicos (Tabla 2.12). La longitud total de los ejemplares con contenido en su estómago varió entre 224 y 415 mm (Fig. 2.59). Se observaron diferencias significativas para la dispersión de la composición estomacal entre sitios de captura (BETADISPER $p=0,064$; $gl=1$; $F=3,54$) pero no entre sexos (BETADISPER $p=0,245$; $gl=1$; $F=1,35$). La dieta de *S. bonapartii* varió significativamente entre los sitios de captura (PERMANOVA $p=0,0001$; $gl=1$; $pseudoF=14,11$; $R^2=0,09$) pero no entre sexos (PERMANOVA $p=0,2358$; $gl=1$; $pseudoF=1,38$; $R^2=0,008$). Estas diferencias se corroboraron gráficamente mediante NMDS donde los ejemplares capturados en zonas profundas tienen una dieta más diversa que los capturados en zonas costeras, ya que estos últimos no consumieron peces (Tabla 2.12 y Fig. 2.60). La composición de la dieta (posición) entre sitios de captura difiere y se observa una superposición entre machos

y hembras (Fig. 2.60). Los crustáceos decápodos *Brachyura* (SIMPER disimilitud promedio= 0,20; $p= 0,001$) y los poliquetos (SIMPER disimilitud promedio= 0,08; $p= 0,003$) fueron identificados como los grupos presa que más contribuyeron a las diferencias de la dieta entre los sitios de captura. Respecto al análisis del espacio de nicho isotópico, se observó una distribución homogénea de puntos tanto para las tallas como para los sexos. Los individuos capturados en zona costera presentaron mayores valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ que los capturados en zona profunda (Fig. 2.61). Además, se halló una relación lineal negativa entre la talla y $\delta^{15}\text{N}$ (regresión, $t= -2,05$; $p= 0,06$, $R^2= 0,24$) (Fig. 2.62), lo que indicaría que a medida que aumenta la LT, disminuye el NT.

En el total de estómagos analizados predominaron los crustáceos decápodos *Dendrobranchiata* para %F (24,6%, IC95% 18,4-30,7), %P (53,9%, IC95% 34-68,2) e %IIR (42,6%) y los anfípodos para %N (59,4%, IC95% 40,4-72,6) (Tabla 2.12). Al analizar los ítems presa a nivel específico, el langostino *P. muelleri* fue el más importante para %F (11,2%, IC95% 6,7-16,2), %P (42,3%, IC95% 20,4-60) e %IIR (27,2%) y *Artemesia longinaris* para %N (7,3%, IC95% 1,8-15,2) (Tabla 2.12). En los estómagos de los ejemplares provenientes de la captura incidental se identificaron 9 ítems presas diferentes, mientras que 14 ítems presa fueron identificados en los individuos capturados en zonas costeras (Tabla 2.12). *Sympterygia bonapartii* mostró una tendencia a la especialización poblacional hacia el consumo de anfípodos y crustáceos decápodos *Dendrobranchiata* y una tendencia a la especialización individual hacia el consumo de crustáceos decápodos *Anomura* (Amundsen Fig. 2.63). En especímenes capturados por la pesca deportiva, los crustáceos fueron el grupo presa más importante en términos de %F (35,2%, IC95% 23,9-46,5), %P (33,3%, IC95% 16,5-51,9) e %IIR (42,2%), mientras que *Brachyura* dominó en %N (35,4%, IC95% 21,1-49,4). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico en zona costera, el cangrejo *Rochinia gracilipes* fue el más abundante (%F 8,5%, IC95% 2,8-15,5) y presentó el mayor %N (13,6%, IC95% 2,5-25,7) e %IIR (5,5%), mientras que el cangrejo *Coenophthalmus tridentatus* dominó en %P (18,9%, IC95% 0,7-39,5) (Tabla 2.12). En los ejemplares capturados incidentalmente por la pesquería, los anfípodos fueron el grupo presa más importante en %F (32,4%, IC95% 24,1-41,7) y %N (69%, IC95% 48,7-81,9), mientras que *Dendrobranchiata* lo fue en %P (74,4%, IC95% 55,3-85,8) e %IIR (52,6%). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico en zona profunda, el langostino *P. muelleri* fue el más abundante (%F 16,7%, IC95% 10,2-24,1) y además presentó el mayor %P (58,7%, IC95% 31,8-76,8) e %IIR (41,2%). A su vez, *A. longinaris* fue la especie con el mayor %N (7,8%, IC95% 1,5-17,8) (Tabla 2.12). Por otra parte, en un estómago proveniente de una hembra juvenil capturada en zonas profundas fue registrada la presencia de restos de basura,

aparentemente restos de envoltorios. Además, en el total de estómagos en los que el langostino estaba presente, sólo el 15% tenía el cefalotórax o restos de él. El nivel trófico general para *S. bonapartii* fue de 3,5, lo que indica que es un consumidor secundario.

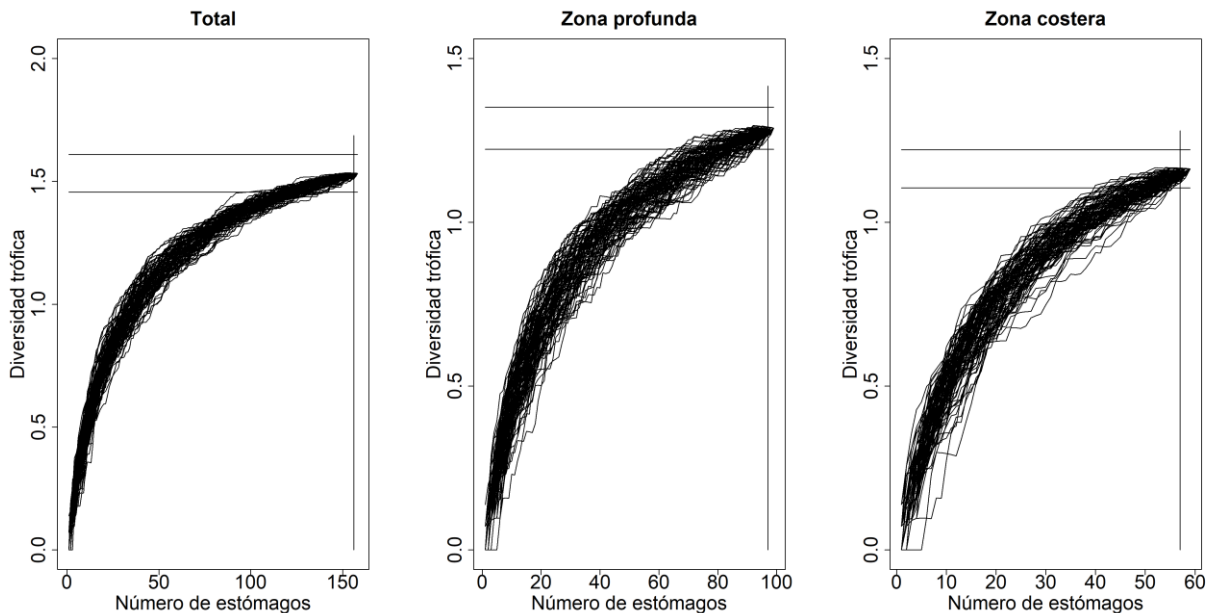











Figura 2.58. Curva de diversidad trófica acumulada para el total de estómagos muestreados para *Sympterygia bonapartii*. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($Hz \pm 0,05 Hz$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

Tabla 2.12. Composición de la dieta de *Sympterygia bonapartii* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para el total de estómagos muestreados (n=178) y para ambos sitios de captura. Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Sympterygia bonapartii</i>												
Número de estómagos		176										
GRUPOS PRESA/Items presa	Total				Zona costera				Zona profunda			
	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	6,7	1,9	1,4	0,6	11,3	6,7	4,8	2,9	3,7	0,01	0,6	0,04
Poliquetos S/l	4,5	0,5	1	0,4	5,6	1,7	2,7	0,9	3,7	0,01	0,6	0,1
Familia Eunicidae	1,1	1,2	0,1	0,1	2,8	4,1	0,7	0,5	-	-	-	-
Familia Glyceridae	0,6	0,1	0,1	0,01	1,4	0,4	0,7	0,1	-	-	-	-
Familia Phyllodocidae	0,6	0,2	0,1	0,01	1,4	0,6	0,7	0,1	-	-	-	-
PECES 	3,4	0,2	0,7	0,1	-	-	-	-	5,6	0,3	0,9	0,1
Peces S/l	3,4	0,2	0,7	0,2	-	-	-	-	5,6	0,3	0,9	0,3
CEFALÓPODOS 	3,4	3,9	0,7	0,4	2,8	-	1,4	0,1	3,7	5,4	0,6	0,4
Cefalópodos S/l	0,6	0,1	0,1	0,01	-	-	-	-	0,9	0,2	0,2	0,01
<i>Illex argentinus</i>	1,1	-	0,2	0,01	2,8	-	1,4	0,1	-	-	-	-
<i>Octopus tehuelchus</i>	1,7	3,7	0,4	0,4	-	-	-	-	2,8	5,2	0,5	0,6
CRUSTÁCEOS S/l	20,1	10,3	6,4	8,4	35,2	33,3	21,1	42,2	10,2	1,2	3,2	0,8
Crustáceos S/l	20,1	10,3	6,4	18,2	35,2	33,3	21,1	68,4	10,2	1,2	3,2	1,8
CRUSTÁCEOS												
Isópodos 	5	0,3	1,1	0,2	7	0,8	3,4	0,7	3,7	0,04	0,6	0,04
Isópodos S/l	1,7	0,1	0,4	0,04	4,2	0,3	2	0,4	-	-	-	-
<i>Serolis schythei</i>	3,4	0,2	0,7	0,2	2,8	0,5	1,4	0,2	3,7	0,04	0,6	0,1
Estomatópodos 	2,2	3,9	0,9	0,3	2,8	7,6	1,4	0,6	1,9	2,4	0,8	0,1
Heterosquilla S/l	1,1	2,7	0,6	0,2	1,4	4,7	0,7	0,3	0,9	2	0,6	0,1
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	0,6	0,3	0,1	0,01	-	-	-	-	0,9	0,5	0,2	0,02
<i>Heterosquilla platensis</i>	0,6	0,8	0,1	0,03	1,4	3	0,7	0,2	-	-	-	-
Anfípodos 	22,3	1,2	59,4	33,9	7	1,2	16,3	2,7	32,4	1,2	69	42,1
Anfípodos S/l	12,8	0,8	24,4	17,5	4,2	1,1	10,2	1,7	18,5	0,7	27,6	20,9
Gamáridos S/l	9,5	0,4	35	18,2	2,8	0,1	6,1	0,6	13,9	0,5	41,4	23,3
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS												
Brachyura 	19	16	9,6	12,2	29,6	32,9	35,4	44,5	12	9,3	3,9	2,9
Brachyura S/l	9,5	3,4	3,7	3,6	14,1	5,9	14,3	10,2	6,5	2,4	1,4	1
<i>Rochinia gracilipes</i>	3,4	1,3	2,5	0,7	8,5	4,5	13,6	5,5	-	-	-	-
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	1,1	0,9	0,2	0,1	1,4	2,5	0,7	0,2	0,9	0,2	0,2	0,01
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	5	10,1	2,8	3,5	5,6	18,9	4,8	4,8	4,6	6,7	2,4	1,7
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	1,1	0,3	0,4	0,04	2,8	1,1	2	0,3	-	-	-	-
Dendrobranchiata 	24,6	53,9	15,4	42,6	14,1	2,6	12,9	4,8	31,5	74,4	16	52,6
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	10,1	1,6	5,3	3,8	8,5	0,9	6,8	2,3	11,1	1,9	5	3,1
<i>Pleoticus muelleri</i>	11,2	42,3	2,8	27,2	2,8	1	1,4	0,2	16,7	58,7	3,2	41,2
<i>Artemesia longinaris</i>	4,5	10	7,3	4,2	4,2	0,7	4,8	0,8	4,6	13,7	7,8	4
Anomura 	4,5	7,7	3,7	1,3	4,2	12,9	2	1,4	4,6	5,6	4,1	0,8
<i>Blepharipoda doelloi</i>	1,7	3,7	0,4	0,4	4,2	12,9	2	2,3	-	-	-	-
<i>Grimothea gregaria</i>	2,8	4	3,3	1,1	-	-	-	-	4,6	5,6	4,1	1,8
OTROS	3,4	0,6	0,6	0,1	2,8	2	1,4	0,2	3,7	0,1	0,5	0,04

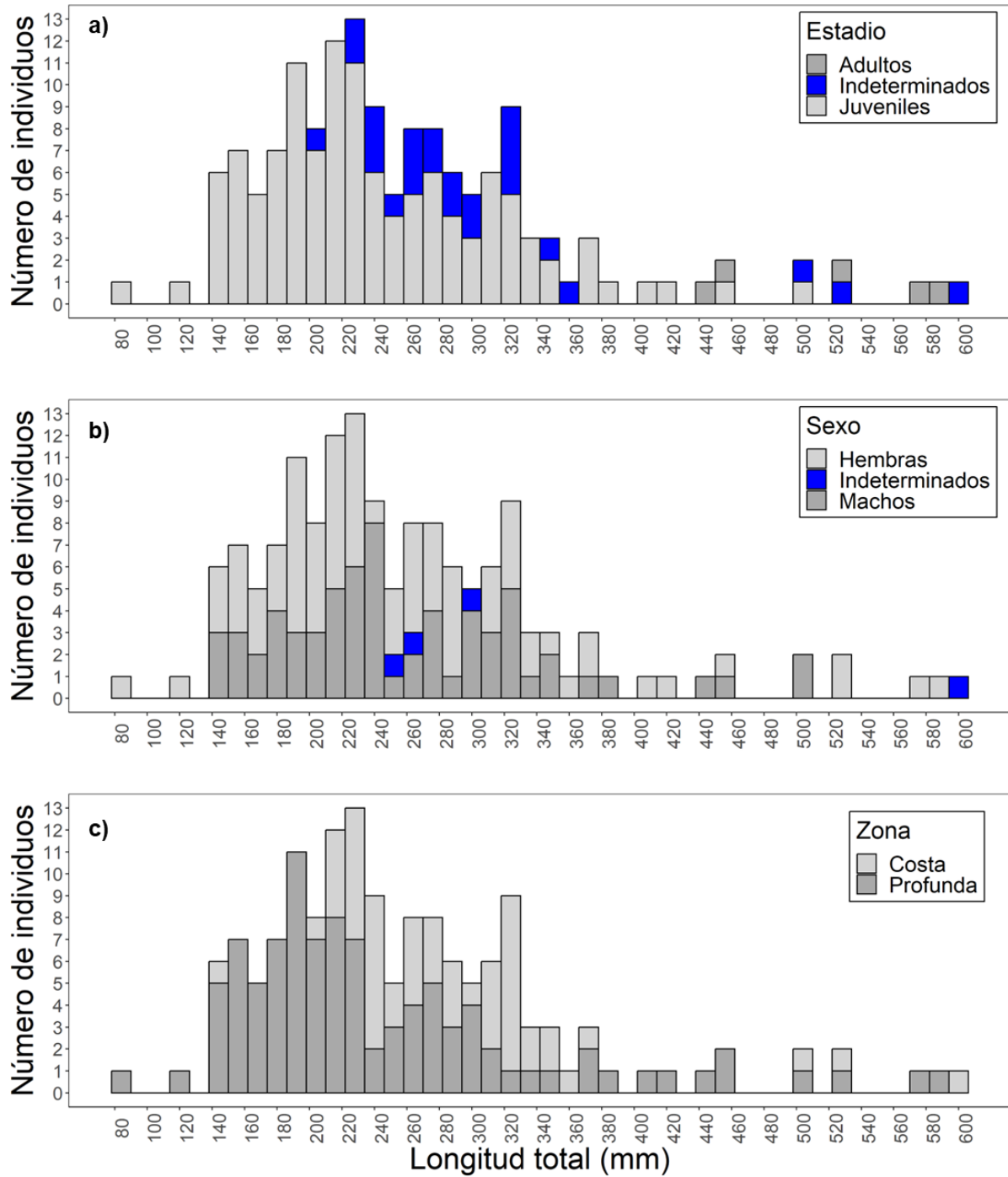


Figura 2.59. Distribución de frecuencia de tallas de *Sympterygia bonapartii* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual, b) sexo y c) zona de captura.

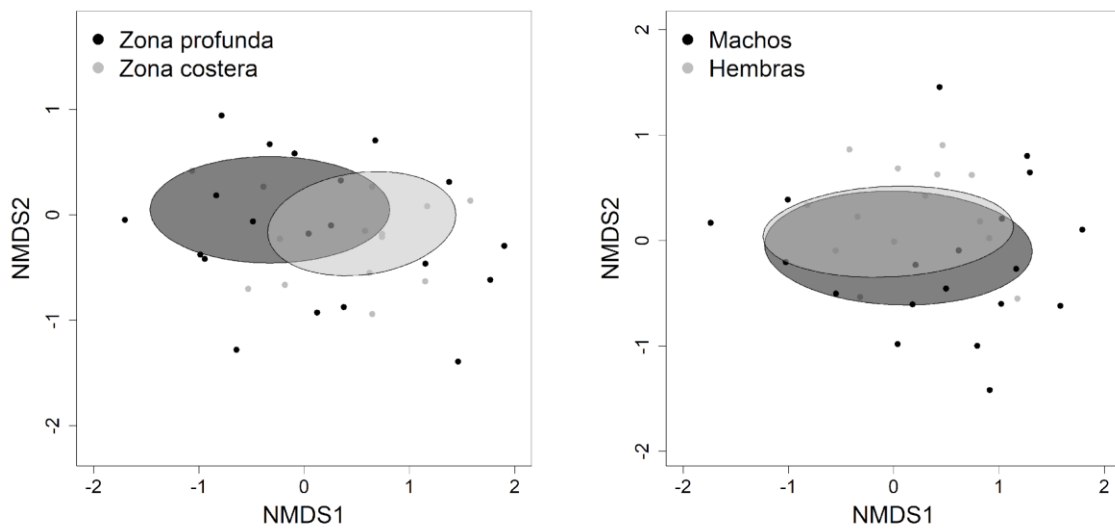


Figura 2.60. Diagramas de ordenación obtenidos mediante NMDS para sitios de captura (Stress= 0,0268) y sexos (Stress= 0,0256). Las elipses denotan el 95% de intervalo de confianza para cada grupo evaluado.

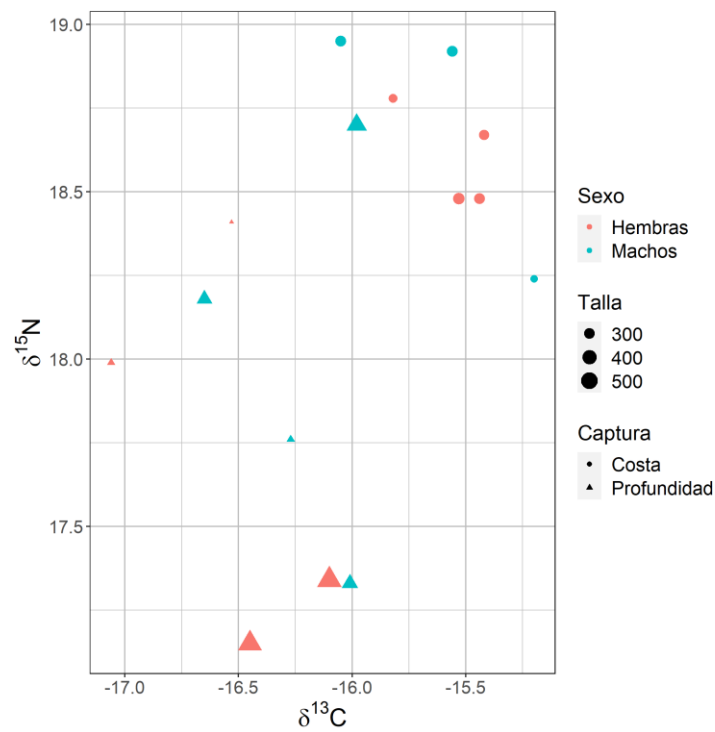


Figura 2.61. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Sympterygia bonapartii* distinguiendo entre sexos y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

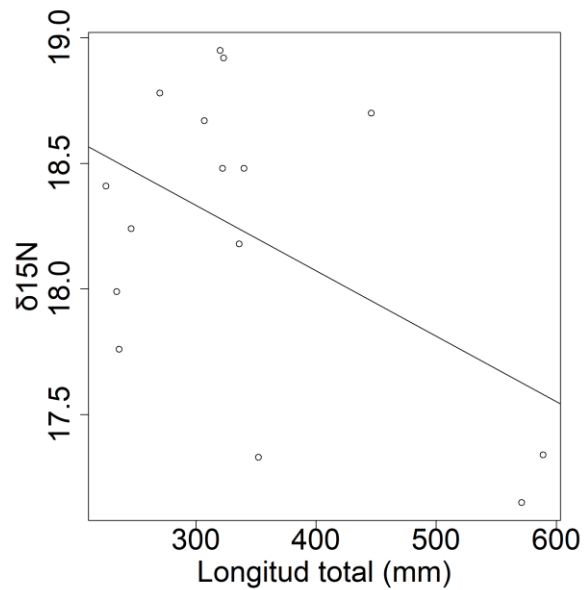


Figura 2.62. Regresión de $\delta^{15}\text{N}$ en función de la longitud total (mm) de *Sympterygia bonapartii*.

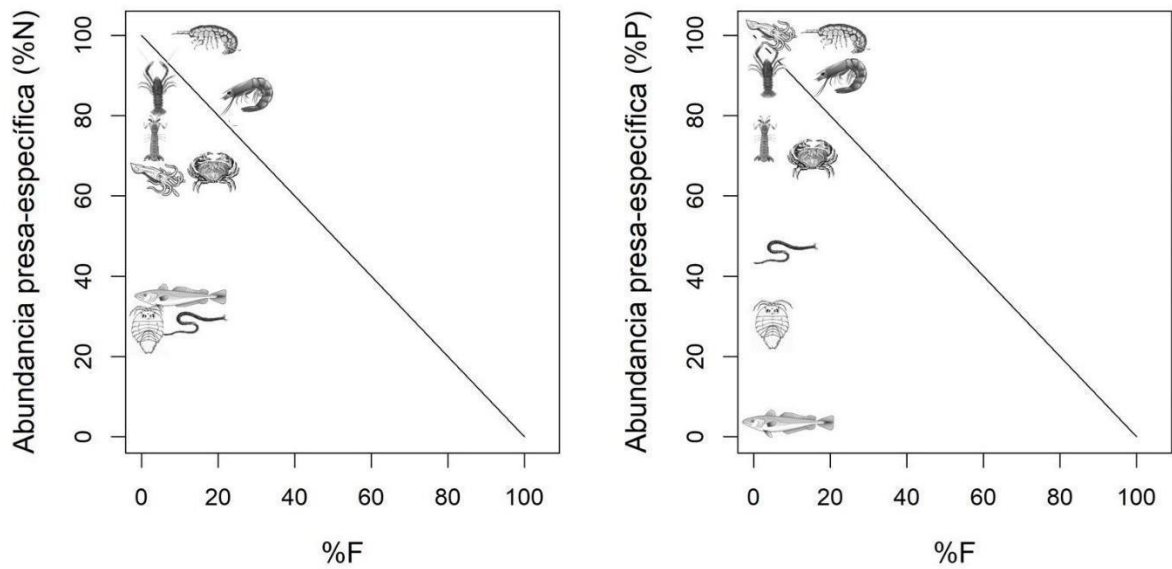


Figura 2.63. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Sympterygia bonapartii*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje planteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Sympterygia acuta

Se analizó un total de 245 individuos (142 hembras, 99 machos y 4 indeterminados) colectados entre 2008 y 2021, 226 provenientes de zonas costeras, y 19 individuos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta (Fig. 2.64). La longitud total de los ejemplares varió entre 123 y 545 mm. Del total de los individuos muestreados, 64 mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, 129 fueron identificados como juveniles y 52 indeterminados. Del total de estómagos muestreados, el 74% (184 estómagos) presentó alimento, identificándose presas en 170 de ellos. Se identificaron 8 grupos taxonómicos y 14 ítems presa a nivel específico (Tabla 2.13). La longitud total de los ejemplares con contenido en su estómago varió entre 123 y 505 mm (Fig. 2.65). No se observaron diferencias significativas para la dispersión de la composición estomacal entre sexos (BETADISPER $p=0,172$; $gl=1$; $F=1,88$) ni entre estadios de madurez sexual (BETADISPER $p=0,68$; $gl=1$; $F=0,17$). El Análisis Multivariado de la Varianza (PERMANOVA) se realizó solamente para estadios de madurez sexual y sexos y no para sitios de captura, debido a que sólo se recolectaron 19 individuos de zonas profundas. La dieta de *S. acuta* varió significativamente entre estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p=0,0012$; $gl=1$; $pseudoF=4,85$; $R^2=0,04$) y entre sexos (PERMANOVA $p=0,0171$; $gl=1$; $pseudoF=3,01$; $R^2=0,02$). Estas diferencias se corroboraron gráficamente mediante NMDS donde la composición de la dieta (posición) para estadios de madurez sexual y sexos difiere, pero no se observa una diferencia en la diversidad (tamaño de las elipses) de la dieta (Fig. 2.66). Los crustáceos decápodos Dendrobranchiata (SIMPER disimilitud promedio= 0,24; $p=0,001$) fueron identificados como los grupos presa que más contribuyeron a las diferencias de la dieta entre juveniles y adultos y entre machos y hembras (SIMPER disimilitud promedio= 0,19; $p=0,074$). Respecto al análisis de nicho isotópico, los machos de talla pequeña capturados en zona profunda fueron los que presentaron los valores más bajos de $\delta^{13}C$, mientras que para $\delta^{15}N$ los ejemplares de mayor tamaño presentaron los valores más altos (Fig. 2.67). Además, se encontró una relación lineal positiva entre la talla y los valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (regresión, $t=3,74$; $p=0,002$; $R^2=0,5$), lo que indicaría que a medida que aumenta la LT, aumenta el NT (Fig. 2.68). *Sympterygia acuta* mostró una tendencia a la especialización poblacional hacia el consumo de crustáceos decápodos Dendrobranchiata, quienes presentaron las mayores frecuencias de ocurrencia (Amundsen Fig. 2.69). Tanto en los estómagos de los juveniles como de los adultos se identificaron 10 ítems presa (Tabla 2.13). A su vez, en las hembras se identificaron 13 ítems presa mientras que 9 ítems presa fueron identificados en los machos (Tabla 2.13). Respecto a

los individuos juveniles, los crustáceos fueron el grupo presa más importante en términos de %F (27,9%, IC95% 20,2-35,7) e %IIR (35,8%), seguidos por los anfípodos (%F 16,3%, IC95% 10,1-23,3; %IIR 26,8%), mientras Anomura lo fue en %P (38,3%, IC95% 12,5-57,1) y los anfípodos en %N (46,3%, IC95% 16,7-67,5) (Tabla 2.13). En los adultos, el grupo presa más importante en %F (20,3%, IC95% 10,9-31,3), %P (71,6%, IC95% 33,9-87), %N (48,6%, IC95% 24,1-68,9) e %IIR (77,2%) fueron los crustáceos decápodos Dendrobranchiata (Tabla 2.13). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico en los ejemplares juveniles, el camarón *A. longinarius* fue el más abundante (%F 7,8%, IC95% 3,9-13,2), *Peisos petrunkevitchi* predominó en %N (7,5%, IC95% 1,2-19,5) y *Blepharipoda doelloi* en %P (39,2%, IC95% 13,6-57,6) e %IIR (9,8%) (Tabla 2.13). En los individuos adultos, el langostino *P. muelleri* fue el ítem presa más importante en términos de %F (14,1%, IC95% 6,3-23,4), %P (67,3%, IC95% 27,1-84,2) e %IIR (66,5%) y *P. petrunkevitchi* en %N (22,2%, IC95% 0-48,4) (Tabla 2.13). En las hembras, los crustáceos dominaron en %F (27,1%, IC95% 20,1-34,7) seguidos por los crustáceos decápodos Dendrobranchiata %F (23,6%, IC95% 16,7-30,6) e %IIR (56,1%). Los crustáceos decápodos Dendrobranchiata a su vez presentaron el mayor %P (54%, IC95% 26,7-72,3) y los anfípodos el mayor %N (32,1%, IC95% 7-55,6) (Tabla 2.13). En el caso de los machos, los crustáceos Dendrobranchiata dominaron en %F (21,6%, IC95% 13,7-29,4), %N (36,5%, IC95% 21,1-54,3), %P (65,7%, IC95% 32-89,3) e %IIR (75,9%). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico en las hembras, el langostino *P. muelleri* predominó en %F (9,7%, IC95% 5,6-14,6), en %P (45,2%, IC95% 12,2-65,6) e %IIR (27,2%), mientras que *P. petrunkevitchi* lo hizo en %N (11%, IC95% 1,4-25,1) (Tabla 2.13). En los machos, a partir del %F (11,8%, IC95% 5,9-18,6), %N (22,1%, IC95% 9,8-37), el %P (52,5%, IC95% 17,1-79,4) y el %IIR (54%), *P. muelleri* fue la especie presa más importante (Tabla 2.13). Por otra parte, en uno de los estómagos provenientes de un macho juvenil de zona costera se hallaron restos plásticos. Además, se registró la presencia de canibalismo en una hembra adulta proveniente de la zona costera. El nivel trófico general para *S. acuta* fue de 3,5, correspondiente a un consumidor secundario.

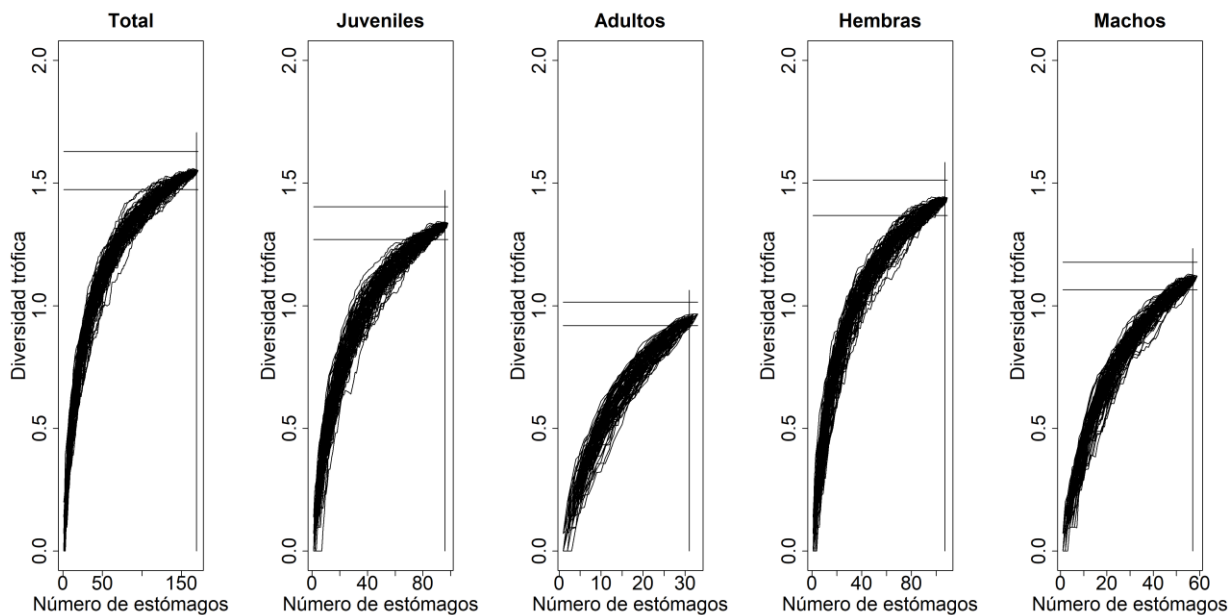










Figura 2.64. Curvas de diversidad trófica acumulada para *Sympterygia acuta* para el total de estómagos muestreados, para estadios de madurez sexual (juveniles-adultos) y para sitios de captura (zona profunda-zona costera). Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($Hz \pm 0,05$ Hz) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ (n = número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

Tabla 2.13. Composición de la dieta de *Sympterygia acuta* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para el total de estómagos muestreados (n=245), para ambos estadios de madurez sexual y sexos. Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

		<i>Sympterygia acuta</i>																		
Número de estómagos		245																		
GRUPOS PRESA/Items presa	Total				Juveniles				Adultos				Hembras				Machos			
	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR
POLIQUETOS 	7,2	1,2	4,7	1,3	12,4	3,4	6,7	4,2	-	-	-	-	7,6	1,4	4,1	1,2	6,9	0,6	6,7	1,7
Poliquetos S/I	4,4	0,2	2,7	0,8	7	0,4	3,6	1,4	-	-	-	-	4,2	0,1	2,1	0,5	4,9	0,6	4,8	1,6
Familia Eunicidae	1,2	0,2	0,7	0,1	2,3	0,5	1,2	0,2	-	-	-	-	1,4	0,2	0,7	0,1	1	0,01	1	0,1
Familia Onuphidae	1,2	0,1	0,7	0,1	2,3	0,3	1,2	0,2	-	-	-	-	1,4	0,1	0,7	0,1	1	0,1	1	0,1
PECES 	4,8	1,3	3	0,6	1,6	0,8	0,8	0,1	9,4	1,9	8,3	3	4,2	1,4	2	0,4	4,9	1,1	4,8	1
Peces S/I	3,6	0,8	2,2	0,7	0,8	-	0,4	0,02	6,3	1,5	5,6	2,4	2,8	1,1	1,4	0,4	3,9	-	3,8	0,9
<i>Engraulis anchoita</i>	0,4	0,3	0,2	0,01	0,8	0,8	0,4	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,1	1	0,1
<i>Merluccius hubbsi</i>	0,8	0,2	0,5	0,03	-	-	-	-	3,1	0,4	2,8	0,5	1,4	0,3	0,7	0,1	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS S/I	20	9,5	15,1	15,6	27,9	20,3	17,6	35,8	10,9	4,3	12,5	5,8	27,1	10,1	16,4	21,2	10,8	7,9	12,5	7,6
Crustáceos S/I	20	9,6	15,2	29,2	27,9	20,8	17,8	54,5	10,9	4,3	12,5	9,9	27,1	10,2	16,5	38,5	10,8	7,9	12,5	13,5
CRUSTÁCEOS																				
Isópodos 	5,2	0,6	4,5	0,8	5,4	1,2	3,1	0,8	3,1	0,1	2,8	0,3	6,3	0,5	4,8	1	2,9	0,9	2,9	0,4
Isópodos S/I	1,2	0,1	1	0,1	0,8	0,01	0,4	0,02	-	-	-	-	1,4	0,05	1	0,1	-	-	-	-
<i>Serolis schythei</i>	4,4	0,5	3,5	1	5,4	1,2	2,8	1,1	3,1	0,1	2,8	0,5	5,6	0,4	3,8	1,2	2,9	0,9	2,9	0,7
Estomatópodos 	2,4	4,1	1,5	0,4	2,3	5,8	1,2	0,5	4,7	4	4,2	1,2	4,2	5,4	2	0,9	-	-	-	-
Heterosquilla S/I	1,6	3	1	0,4	1,6	3,4	0,8	0,3	3,1	3,4	2,8	1	2,8	3,9	1,4	0,8	-	-	-	-
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	0,4	0,3	0,2	0,01	-	-	-	-	1,6	0,6	1,4	0,2	0,7	0,4	0,3	0,03	-	-	-	-
<i>Heterosquilla platensis</i>	0,4	0,8	0,2	0,03	0,8	2,5	0,4	0,1	-	-	-	-	0,7	1,1	0,3	0,1	-	-	-	-
Anfípodos 	9,2	0,8	30,5	9,1	16,3	2,5	46,3	26,8	-	-	-	-	9,7	0,5	32,1	9,4	8,8	1,8	27,9	9
Anfípodos S/I	7,6	0,5	13,5	6,3	13,2	1,7	19,4	14	-	-	-	-	7,6	0,4	11	4,6	7,8	1,2	21,2	10,8
Gamáridos S/I	1,6	0,3	17,2	1,6	3,1	0,9	27,3	4,4	-	-	-	-	2,1	0,2	21,3	2,4	1	0,6	6,7	0,4
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS																				
Brachyura 	8	4,4	6,9	2,9	7	3,8	5,9	2,3	10,9	5,1	12,5	6,1	9,7	5,2	7,5	3,6	4,9	1,7	4,8	1,1
Brachyura S/I	4,8	1	3,7	1,3	3,9	2,1	3,2	1	4,7	-	4,2	1	4,9	0,8	3,4	1,1	3,9	1,4	3,8	1,3
<i>Peltarion spinosulum</i>	0,4	1,5	0,2	0,04	-	-	-	-	1,6	2,8	1,4	0,3	0,7	2	0,3	0,1	-	-	-	-
<i>Leurocyclus tuberculosus</i>	0,4	1,1	0,2	0,03	-	-	-	-	1,6	2	1,4	0,3	0,7	1,4	0,3	0,1	-	-	-	-
<i>Rochinia gracilipes</i>	2,8	0,9	2,7	0,6	3,1	1,8	2,8	0,7	4,7	0,6	5,6	1,5	4,2	1,1	3,4	1	1	0,3	1	0,1
Dendrobranchiata 	23,6	56,9	29,3	64,2	17,1	24	16,1	23,1	20,3	71,6	48,6	77,2	23,6	54	26,3	56,1	21,6	65,7	36,5	75,9
<i>Pleoticus muelleri</i>	10,8	46,9	11,2	37	3,9	10,6	2,4	2,5	14,1	67,3	20,8	66,5	9,7	45,2	7,2	27,2	11,8	52,5	22,1	54
<i>Artemesia longinaris</i>	6,4	6,9	6,7	5,1	7,8	9,7	6,3	6,3	3,1	2,3	5,6	1,3	9	6,3	8,2	7	2,9	9,2	2,9	2,2
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	7,2	3,4	11,5	6,3	5,4	4,2	7,5	3,2	3,1	1,8	22,2	4	4,9	3	11	3,6	8,8	4	11,5	8,4
Anomura 	6,4	20,5	4	4,9	4,7	38,3	2,4	6,4	9,4	11,8	8,3	6	8,3	20,8	4,1	6,1	3,9	20,3	3,8	3,3
<i>Blepharipoda doelloi</i>	6,4	20,6	4	9,3	4,7	39,2	2,4	9,8	9,4	11,8	8,3	10,1	8,3	20,9	4,1	11,1	3,9	20,3	3,8	5,8
OTROS	0,8	0,6	0,5	0,03	-	-	-	-	3,1	1,2	2,8	0,4	1,4	0,8	0,7	0,1	-	-	-	-

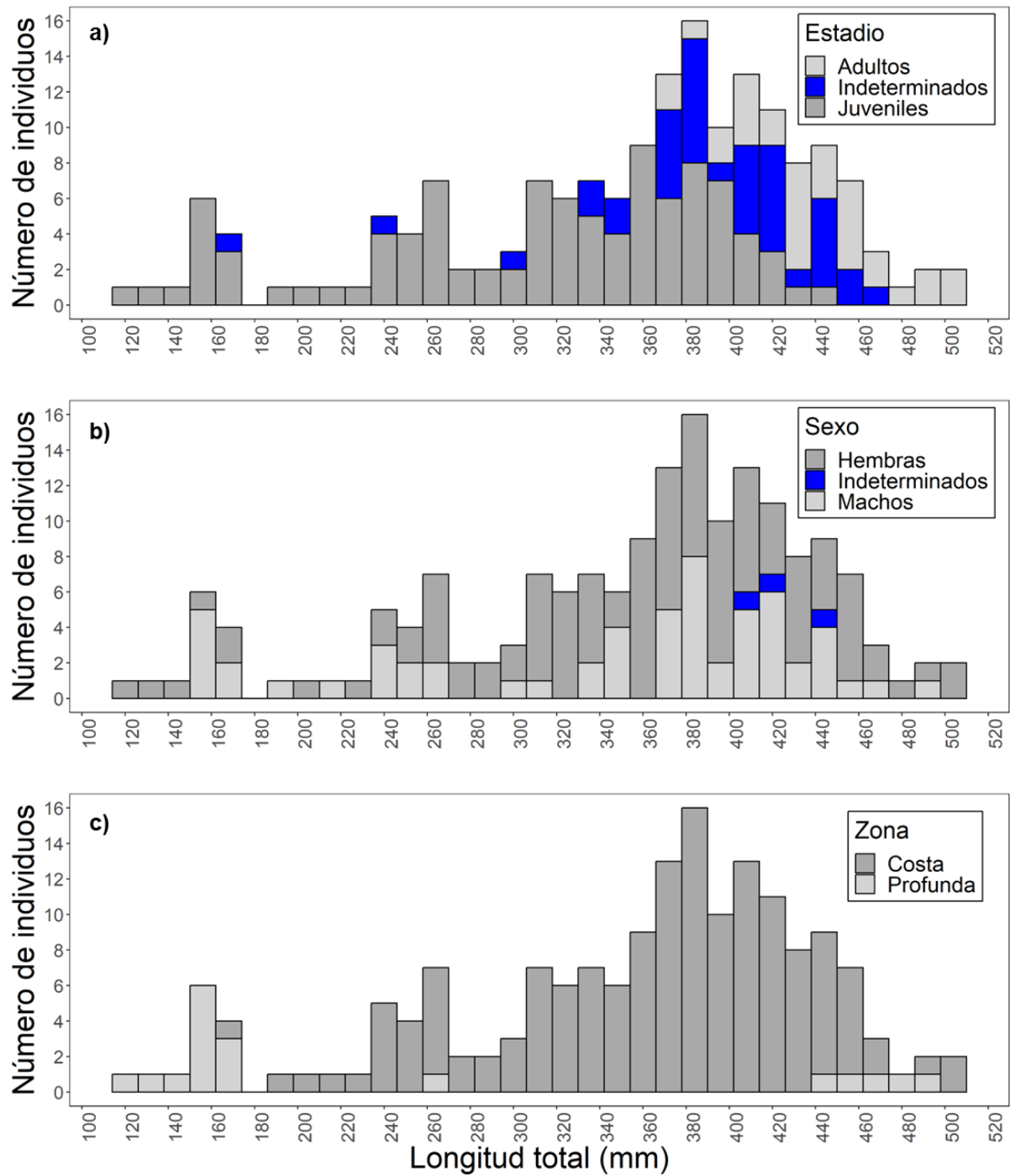


Figura 2.65. Distribución de frecuencia de tallas de *Sympterygia acuta* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual, b) sexo y c) zona de captura.

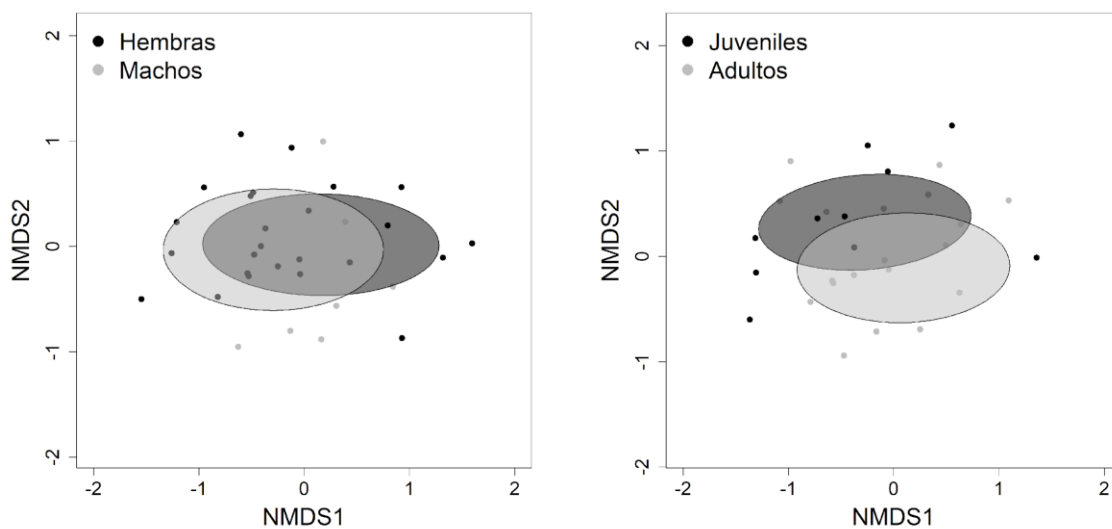


Figura 2.66. Diagramas de ordenación obtenidos mediante NMDS para sexos (Stress= 0,0284) y estadios de madurez sexual (Stress= 0,0305). Las elipses denotan el 95% de intervalo de confianza para cada grupo evaluado.

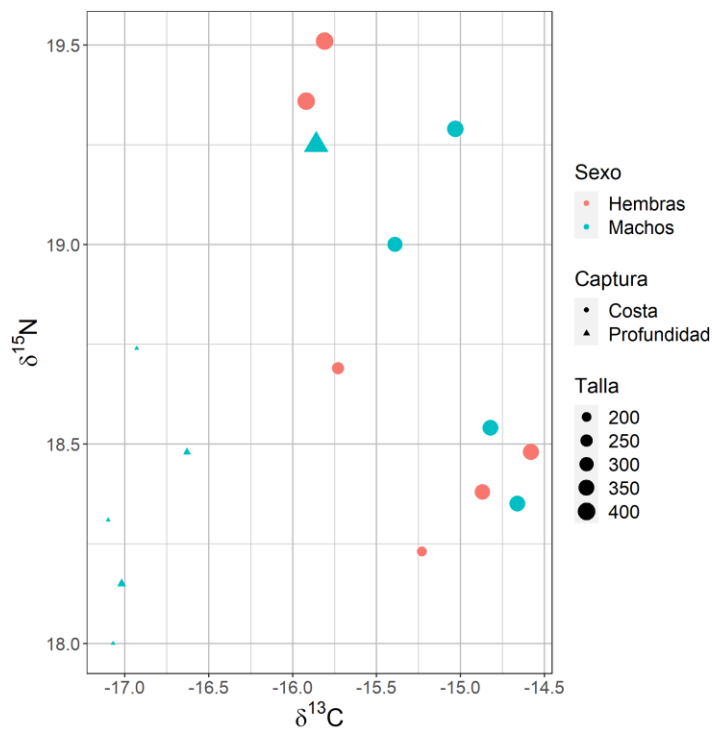


Figura 2.67. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Sympterygia acuta* distinguiendo entre sexos, sitios de captura y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

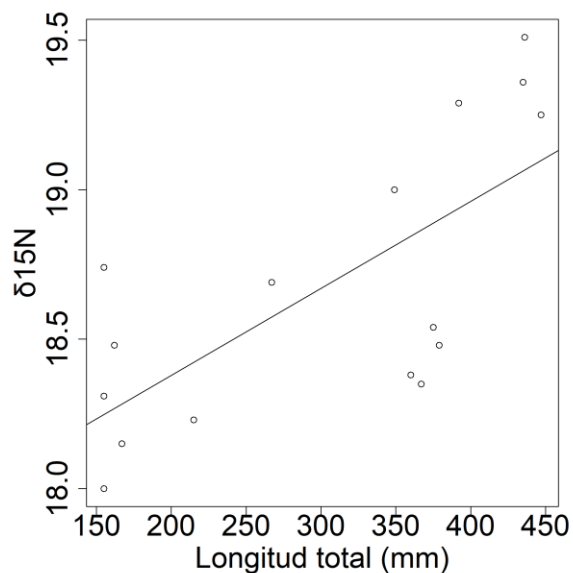


Figura 2.68. Regresión de $\delta^{15}\text{N}$ en función de la longitud total (mm) de *Sympterygia acuta*.

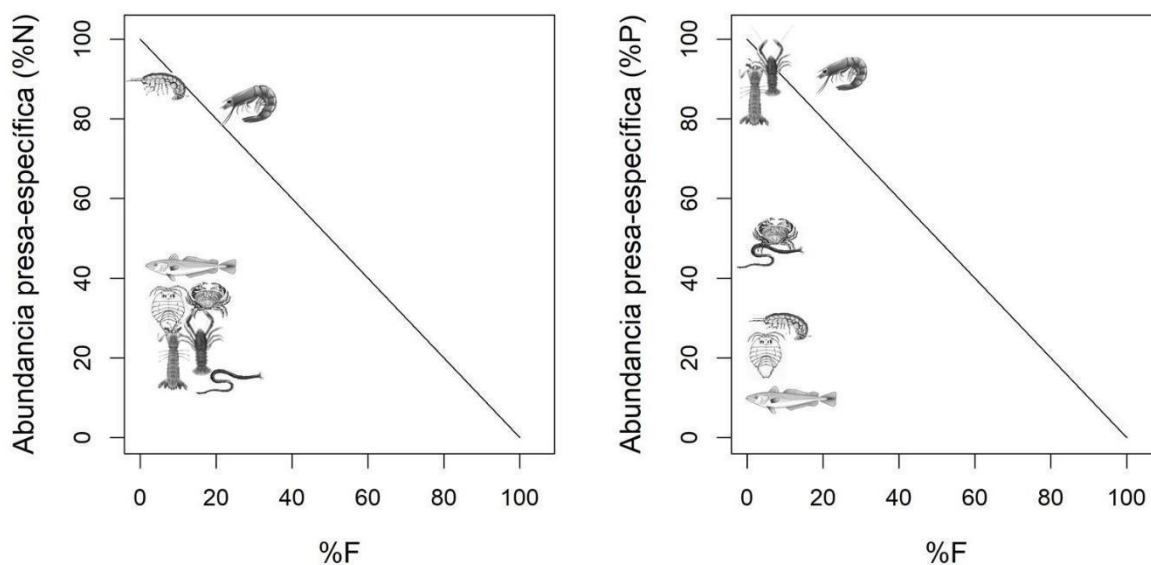


Figura 2.69. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Sympterygia acuta*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje ploteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Zearaja brevicaudata

Se analizó un total de 48 individuos (28 hembras y 20 machos) colectados entre 2016 y 2020, todos provenientes de la pesquería de arrastre de langostino patagónico. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente

para describir la diversidad completa de presas consumidas (Fig. 2.70). La longitud total de los ejemplares varió entre 152 y 978 mm (Fig. 2.71). El total de los individuos muestreados fueron identificados como juveniles. La dieta de *Z. brevicaudata* no varió significativamente entre sexos (PERMANOVA $p= 0,5561$; $gl= 1$; $pseudoF= 0,67$; $R^2= 0,02$), ni se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre machos y hembras (BETADISPER $p= 0,405$; $gl= 1$; $F= 0,74$). De los estómagos muestreados, el 99% (45 estómagos) presentó alimento, identificándose 5 grupos taxonómicos y 6 ítems presa a nivel específico (Tabla 2.14). *Zearaja brevicaudata* mostró una dieta poco diversa con una tendencia hacia el consumo de anfípodos y crustáceos decápodos Anomura y Dendrobranchiata en %N y anfípodos, peces y crustáceos decápodos Anomura en %P (Amundsen Fig. 2.72). Los crustáceos decápodos Anomura fueron el grupo presa más importante en términos de %F (32,7%, IC95% 21,2-46,2), %N (67,1%, IC95% 39,4-82,2) e %IIR (53%) siendo *G. gregaria* el ítem presa más importante en %F (32,7%, IC95% 21,2-46,2), %N (67,1%, IC95% 39,5-82) e %IIR (66%) (Tabla 2.14). Los peces dominaron en %P (83,1%, IC95% 12,2-88,1), siendo *M. hubbsi* el ítem presa con mayor %P (81,6%, IC95% 0-87,4) (Tabla 2.14). El nivel trófico general para *Z. brevicaudata* fue de 4, lo que corresponde a un consumidor terciario.

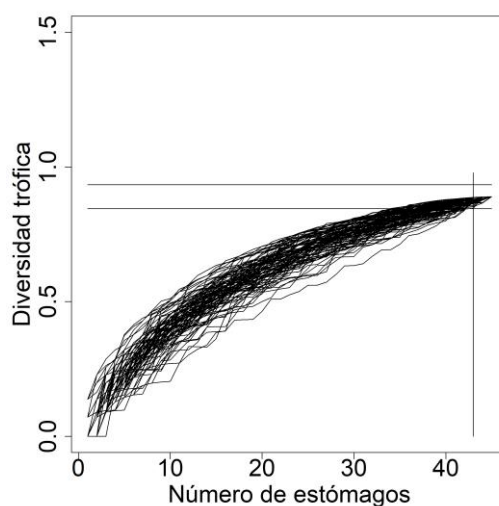


Figura 2.70. Curvas de diversidad trófica acumulada para *Zearaja brevicaudata* para el total de estómagos muestreados. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($Hz \pm 0,05$ Hz) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n=$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

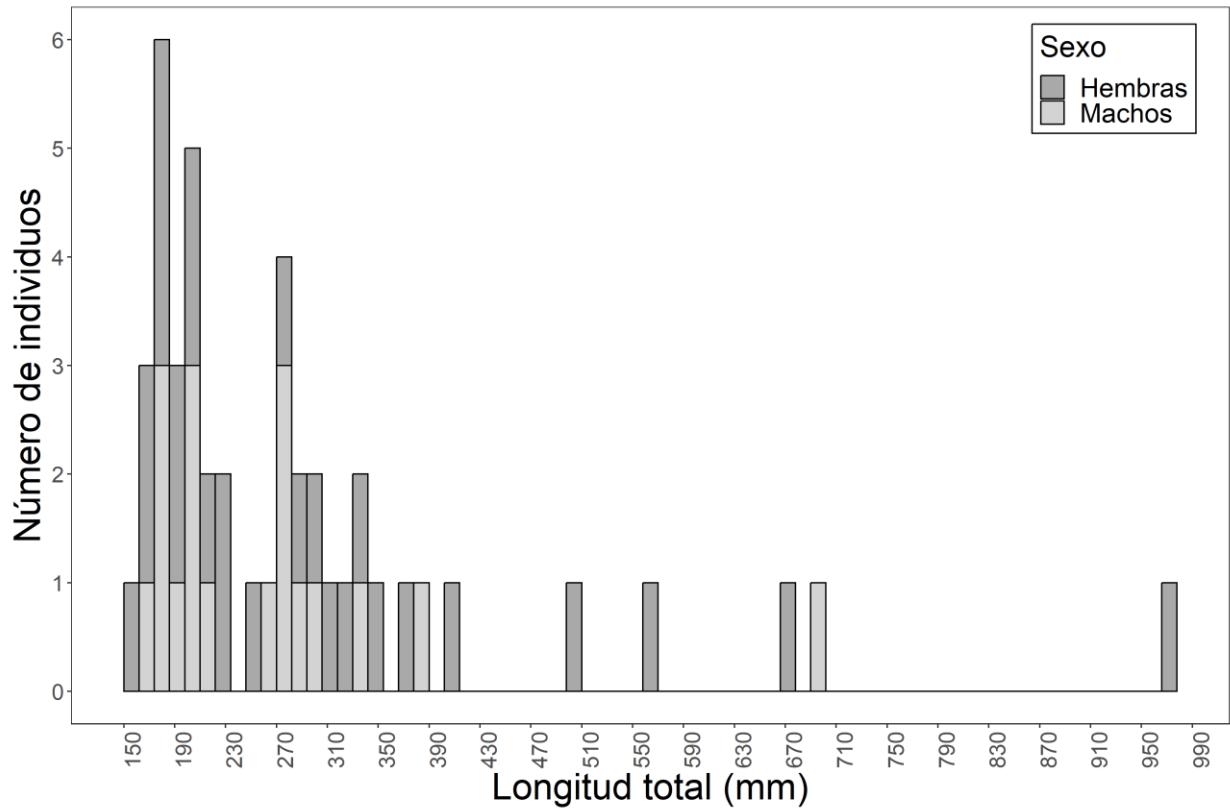







Figura 2.71. Distribución de frecuencia de tallas de *Zearaja brevicaudata* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por sexo.

Tabla 2.14. Composición de la dieta de *Zearaja brevicaudata* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IIR) para todos los estómagos muestreados (n=48). Los renglones resaltados en gris señalan el orden Amphipoda dentro de los crustáceos y el suborden Dendrobranchiata e infraorden Anomura dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Zearaja brevicaudata</i>				
Número de estómagos		48		
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR
CEFALÓPODOS 	1,9	-	0,7	0,03
<i>Illex argentinus</i>	1,9	-	0,7	0,04
PECES 	13,5	83,1	6	28
Peces S/l	7,7	1,5	3,4	1,1
<i>Merluccius hubbsi</i>	5,8	81,6	2,7	14,16
CRUSTÁCEOS S/I	26,9	16,8	0,06	10,57
Crustáceos S/l	26,9	0,1	16,8	13,21
CRUSTÁCEOS				
Anfípodos 	3,8	0,02	1,3	0,12
Anfípodos S/l	3,8	0,02	1,3	0,15
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Dendrobranchiata 	19,2	10	8,1	8,1
<i>Pleoticus muelleri</i>	11,5	9,9	4	4,7
<i>Artemesia longinaris</i>	1,9	0,1	2	0,12
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	5,8	0,003	2	0,34
Anomura 	32,7	2,4	67,1	52,9
<i>Grimothea gregaria</i>	32,7	2,4	67,1	66,20
OTROS	1,9	4,5	0,7	0,2

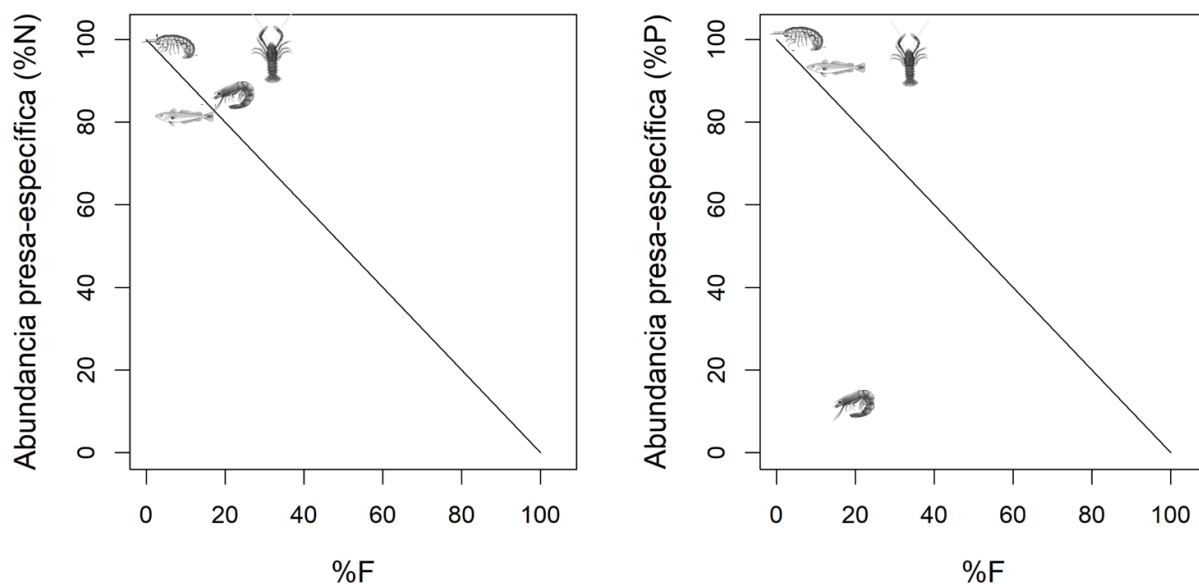


Figura 2.72. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Zearaja brevicaudata*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje plotada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

Myliobatis goodei

Se analizaron 91 individuos (44 hembras, 31 machos y 16 indeterminados) colectados entre 2008 y 2021, todos provenientes de zonas costeras. Las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado fue suficiente para obtener una descripción representativa de la dieta (Fig. 2.73). El ancho de disco de los ejemplares varió entre 405 y 945 mm (Fig. 2.74). Del total de los individuos muestreados, 41 mostraron signos de madurez y fueron categorizados como adultos, 20 fueron identificados como juveniles y el resto fueron indeterminados. Del total de estómagos muestreados, el 85% (77 estómagos) presentó alimento, identificándose presas en 67 de ellos. Además, se reconocieron 9 grupos taxonómicos y 13 ítems presa a nivel específico (Tabla 2.15). No se observaron diferencias significativas en la dispersión de la composición estomacal entre sexos (BETADISPER $p = 0,604$; $gl = 1$; $F = 0,27$) ni entre estadios de madurez sexual (BETADISPER $p = 0,947$; $gl = 1$; $F = 0,01$). La dieta de *M. goodei* no varió significativamente entre estadios de madurez sexual (PERMANOVA $p = 0,5844$; $gl = 1$; $pseudoF = 0,73$; $R^2 = 0,01$) ni entre sexos (PERMANOVA $p = 0,3526$; $gl = 1$; $pseudoF = 1,10$; $R^2 = 0,02$). Al analizar el espacio de nicho isotópico, los machos presentaron los valores más bajos y más altos tanto en $\delta^{15}N$ como en $\delta^{13}C$, mientras que las hembras se distribuyeron de manera homogénea (Fig. 2.75). Además, no se encontró relación entre la talla y $\delta^{15}N$ (regresión, $t = 0,03$; $p = 0,98$; $R^2 = 0,0005$). *Myliobatis goodei* mostró una dieta generalista con un nicho amplio,

con cierta especialización poblacional hacia el consumo de estomatópodos, cefalópodos y poliquetos que dominan en peso (Amundsen Fig. 2.76). Los crustáceos decápodos Dendrobranchiata fueron el grupo presa más importante en %P (27,5%, IC95% 10,6-46,3), mientras los poliquetos lo fueron en %F (42,9%, IC95% 33-52,7), %N (28,6%, IC95% 20,1-39,8) e %IIR (61,5%) (Tabla 2.15). Respecto a los ítems presa identificados a nivel específico, el langostino *P. muelleri* fue el más abundante (%F 11%, IC95% 5,5-17,6) y el principal ítem presa en %P (26,8%, IC95% 9,8-46), %N (10,6%, IC95% 3,4-21) e %IIR (23,7%) (Tabla 2.15). El nivel trófico general para *M. goodei* fue de 3,5, correspondiente a un consumidor secundario.

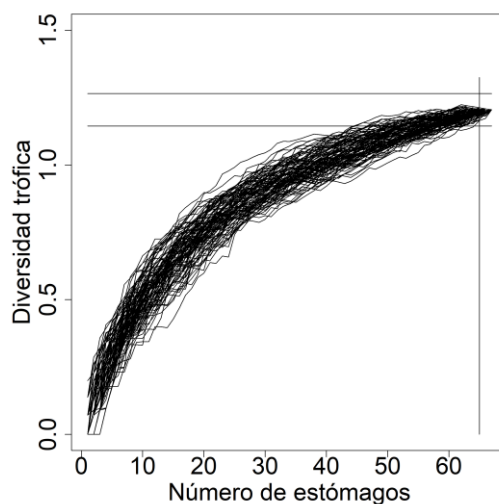


Figura 2.73. Curvas de diversidad trófica acumulada para *Myliobatis goodei* para el total de estómagos muestreados. Las líneas horizontales muestran los valores del índice de diversidad de Brillouin (Hz) ($\text{Hz} \pm 0,05 \text{ Hz}$) y la línea vertical muestra el valor $n-2$ ($n =$ número de estómagos). Las curvas de diversidad se consideraron asintóticas si al menos los dos últimos valores anteriores estaban dentro de $\pm 0,05$ de la diversidad trófica total de la muestra.

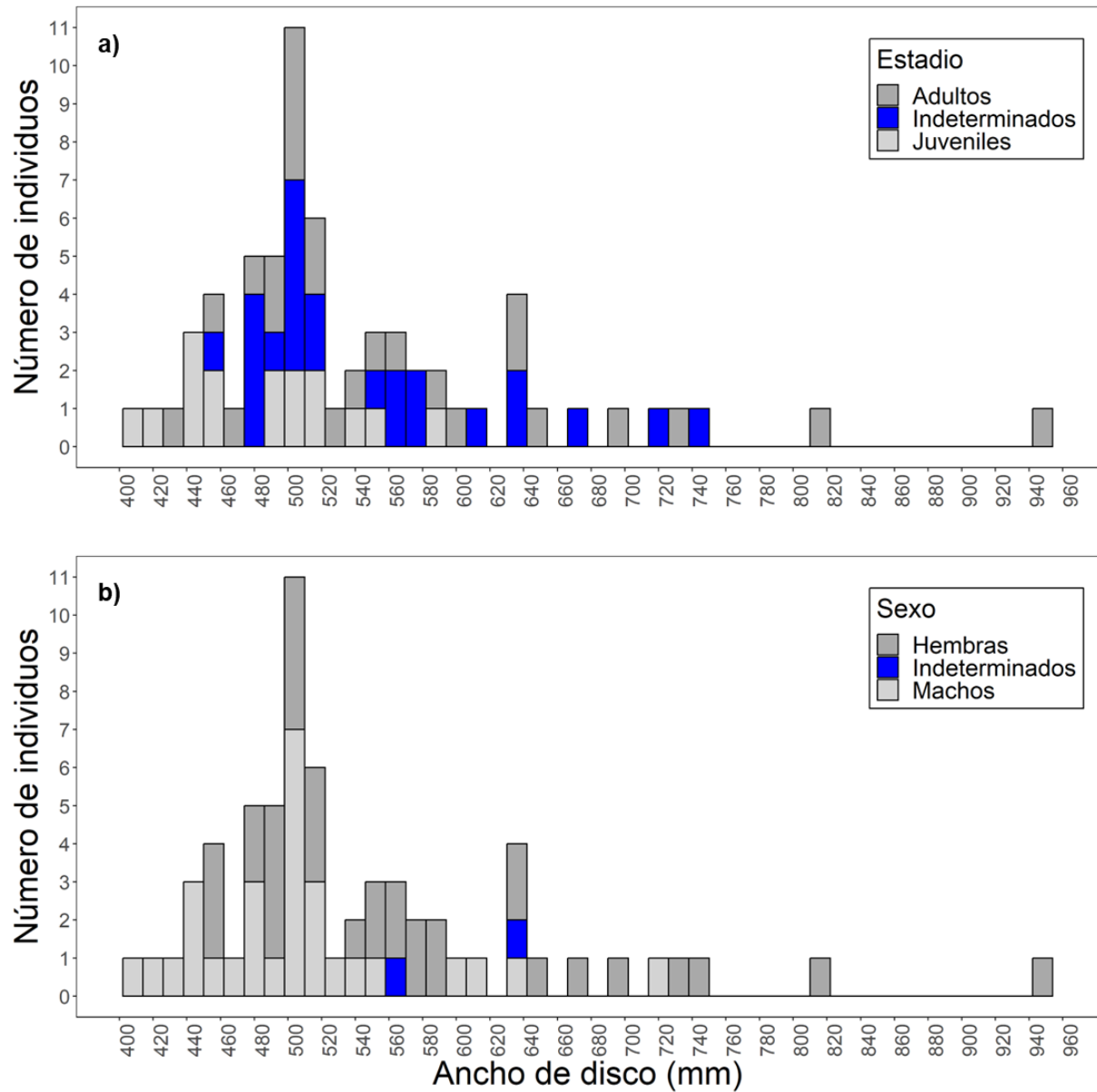





Figura 2.74. Distribución de frecuencia de tallas de *Myliobatis goodei* para la totalidad de los ejemplares con alimento en el estómago por a) estadio de madurez sexual y b) sexo.

Tabla 2.15. Composición de la dieta de *Myliobatis goodei* identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje (%IRI) para todos los estómagos muestreados (n=91). Los renglones resaltados en gris señalan los órdenes dentro de los crustáceos y los subórdenes e infraórdenes dentro de los crustáceos orden Decapoda.

<i>Myliobatis goodei</i>				
Número de estómagos	91			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IRI
POLIQUETOS 	42,9	21,8	28,6	61,5
Poliquetos S/l	22	9,9	12,4	28,3
Familia Eunicidae	7,7	0,3	4,3	2,1
Familia Gliceridae	11	10,5	9,3	12,5
Familia Onuphidae	1,1	0,03	1,2	0,1
Familia Phyllodocidae	1,1	1,1	1,2	0,1
CEFALÓPODOS 	12,1	8,1	8,1	5,6
<i>Octopus tehuelchus</i>	7,7	4,8	5,6	4,6
<i>Illex argentinus</i>	4,4	3,2	2,5	1,4
PECES 	6,6	9,6	3,7	2,5
Peces S/l	4,4	1,4	2,5	1
<i>Engraulis anchoita</i>	1,1	1,1	0,6	0,1
<i>Merluccius hubbsi</i>	1,1	7,1	0,6	0,5
CRUSTÁCEOS S/l	6,6	2,7	3,7	1,2
Crustáceos S/l	6,6	2,7	3,7	2,4
CRUSTÁCEOS				
Isópodos 	1,1	0,1	0,6	0,02
<i>Serolis schythei</i>	1,1	0,1	0,6	0,04
Estomatópodos 	3,3	3,6	1,9	0,5
Heterosquilla S/l	3,3	3,6	1,9	1
Anfípodos 	3,3	0,2	15,5	1,5
Anfípodos S/l	3,3	0,2	15,5	3
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS				
Brachyura 	13,2	17,1	8,1	9,4
Brachyura S/l	11	15,5	6,8	14,1
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	2,2	1,6	1,2	0,4
Dendrobranchiata 	12,1	27,5	15,5	14,8
<i>Pleoticus muelleri</i>	11	26,8	10,6	23,7
<i>Artemesia longinaris</i>	1,1	0,7	5	0,4
Anomura 	4,4	5,5	8,7	1,8
<i>Blepharipoda doelloi</i>	4,4	5,5	8,7	3,6
OTROS	4,4	4	5,6	1,2

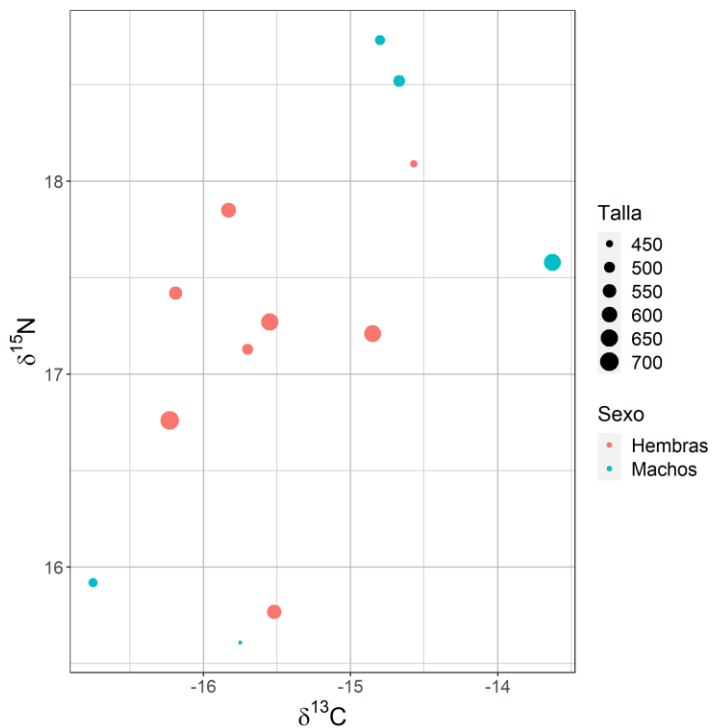


Figura 2.75. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ para *Myliobatis goodei* distinguiendo entre sexos, sitios de captura y tallas. Los círculos negros de la leyenda son una referencia del tamaño, relativo a la variable continua talla.

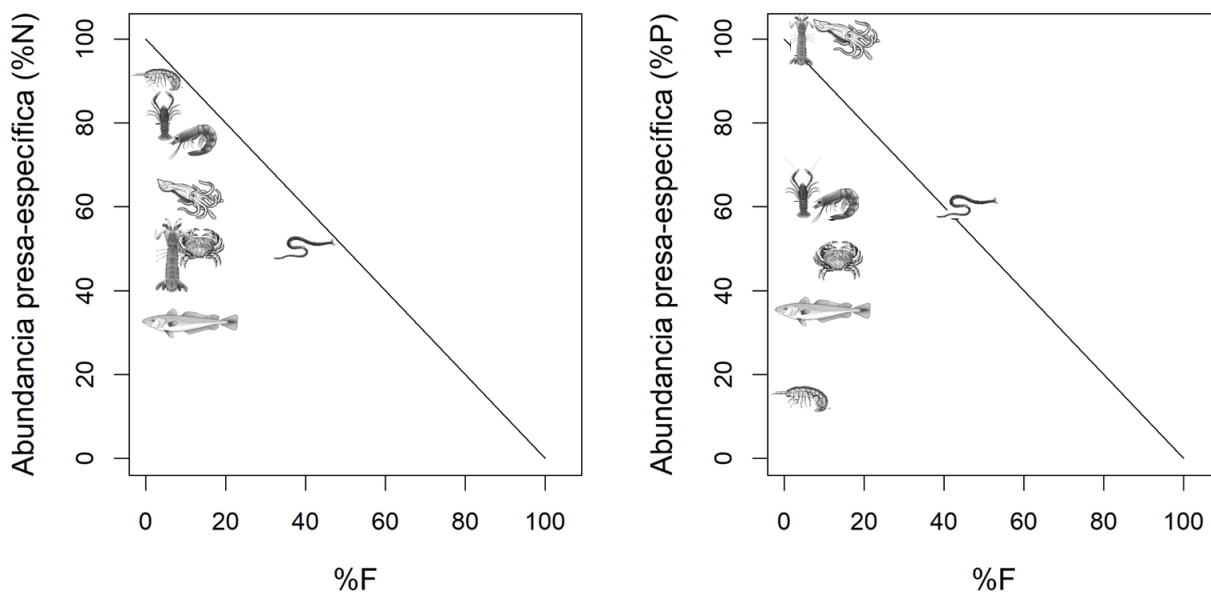


Figura 2.76. Gráfico de la estrategia alimentaria para *Myliobatis goodei*: Frecuencia de ocurrencia expresada en porcentaje ploteada contra la abundancia presa-específica en %N (izquierda) y abundancia presa-específica expresada en %P (derecha).

DISCUSIÓN

Mustelus schmitti

Los resultados obtenidos concuerdan con estudios previos que describen a *M. schmitti* como un pequeño mesopredador de hábitos demersal-bentónicos. Además, la gran cantidad de presas identificadas en esta especie podría indicar un comportamiento oportunista (Molina 2012, Belleggia 2012).

En este estudio, la dieta de *M. schmitti* estuvo dominada por los crustáceos decápodos Dendrobranchiata y Brachyura y por los poliquetos, seguido por los peces y cefalópodos. Al comparar estos resultados con los estudios sobre la dieta de esta especie en áreas del suroeste del Océano Atlántico (Menni *et al.* 1986, Capitoli *et al.* 1995, Sánchez y Prenske 1996, Chiaramonte y Pettovello 2000, Van der Molen y Caille 2001, Belleggia 2012), se observó que los cangrejos y los poliquetos, seguidos de los peces, han sido descritos como los principales componentes de la dieta de *M. schmitti*. Los resultados de este trabajo coinciden parcialmente con estas observaciones, ya que los cangrejos y los poliquetos fueron presas importantes, pero se encontró mayor importancia del langostino *P. muelleri* en lugar de los peces. La predominancia de crustáceos en los contenidos estomacales también se observó en otras especies del género *Mustelus* (e.g. Vianna *et al.* 2000, Simpfendorfer *et al.* 2001, Gómez *et al.* 2003, Kamura y Hashimoto 2004, Navia *et al.* 2006).

En este estudio, los cambios en la dieta relacionados con la madurez sexual mostraron que los juveniles consumen más poliquetos que los adultos, que consumen principalmente crustáceos Dendrobranchiata. Los cambios ontogenéticos en la dieta también fueron observados por Chiaramonte y Pettovello (2000) donde *Euphausiacea* fue el principal ítem presa, seguida por el cangrejo *Cyrtograpsus angulatus* en juveniles de *M. schmitti*, mientras que *C. angulatus* fue la presa principal en los adultos, seguido por los peces. Además, Belleggia (2012) resaltó que la importancia de los poliquetos decrece y de los peces incrementa con el tamaño de los ejemplares, mostrando preferencia por los peces en áreas profundas y por los poliquetos en áreas costeras. Los cambios ontogenéticos en la dieta son el resultado de cambios sustanciales en el tipo de presa consumida a través de las diferentes etapas de madurez o de diferencias en la tasa de consumo de la misma presa entre las diferentes etapas de madurez (Wetherbee *et al.* 1996, Jacobsen y Bennett 2013). El aumento de la longitud, la velocidad de nado, el tamaño de las mandíbulas, los dientes, los requisitos energéticos y la experiencia con las presas se traducen en una mejora de la capacidad para capturar diferentes especies (Wetherbee *et al.* 2004). Además, el cambio ontogenético en la dieta podría ser una estrategia exitosa para aumentar la supervivencia de los juveniles, reduciendo la presión de la competencia intraespecífica mediante

la partición de recursos (Belleggia 2012). Este estudio difiere en parte con esas observaciones, ya que los juveniles consumen peces en mayor proporción que los adultos. Estas diferencias también se vieron reflejadas en el análisis de isótopos estables, donde se observa una relación lineal negativa entre la LT y $\delta^{15}\text{N}$, lo cual podría relacionarse al consumo de presas de mayor nivel trófico (como los peces) por parte de los juveniles. Esta observación escapa a lo esperado, ya que se esperaría que a mayor LT, los ejemplares consuman presas de mayor NT, por lo que se sugiere realizar el análisis con un mayor número de muestras que abarquen un mayor rango de tallas y, además, controlar la variación espacial en la obtención de muestras, ya sea por líneas de base o por el muestreo de adultos y juveniles con similar representación espacial. En cuanto a los sexos, se observó una superposición en la dieta tanto en el análisis de contenidos estomacales como en el espacio de nicho isotópico y según Belleggia (2012) sería una característica del género *Mustelus*. Además, se observó que los ejemplares capturados en zonas profundas consumen crustáceos Dendrobranchiata (destacándose el langostino *P. muelleri*) en mayor medida que los capturados en zonas costeras que se alimentan principalmente de crustáceos Brachyura y poliquetos. La mayor frecuencia de *P. muelleri* encontrada en individuos de *M. schmitti* capturados incidentalmente por la flota puede deberse a dos causas: la alta disponibilidad de esta presa y al aporte suplementario de alimento como resultado de los descartes pesqueros (ver Pasti *et al.* 2021).

En el presente trabajo, el nivel trófico (NT) general de *M. schmitti* (3,5) indicó que esta especie es un consumidor secundario. Cortés (1999) estimó el NT para tiburones del género *Mustelus* entre 3,5 y 4,2, siendo 3,6 el nivel trófico de *M. schmitti* (Cortés 1999, Jaureguizar y Milessi 2008). Estos valores son consistentes con los resultados del presente trabajo y coinciden con los valores citados para el norte de la plataforma continental Argentina (Belleggia *et al.* 2011) y para la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay (Jaureguizar y Milessi 2008, Froese y Pauly 2009).

Galeorhinus galeus

El cazón es un tiburón bento-pelágico de aguas frías y templadas (Reyes 2005). Es considerado un predador casi exclusivamente ictiófago (Lucifora *et al.* 2006), aunque su dieta incluye también cefalópodos y, ocasionalmente, condriictios, crustáceos, poliquetos (Compagno 1984, Olsen 1984, Menni 1985, Ellis *et al.* 1996, Morato *et al.* 2003), y en situaciones particulares, mamíferos marinos (Praderi 1985).

En los estómagos del cazón analizados en el presente estudio predominaron los peces óseos, seguidos por los cefalópodos. Esto concuerda con el estudio de Koen Alonso (1999)

publicado para la Patagonia Central y los trabajos publicados en otras regiones del mundo (ej: Olsen 1984, Menni 1985, Ellis *et al.* 1996, Bulman *et al.* 2001, Lucifora 2003, Morato *et al.* 2003, Reyes 2005, Biton-Porsmoguer 2022) que confirman que los peces son sus principales presas con valores de %IRR mayores al 98% (Lucifora *et al.* 2006). Por otra parte, a diferencia de los estudios previos, en este estudio se encontró una importante contribución del langostino *P. muelleri* en la dieta de esta especie. La presencia de este decápodo en el contenido estomacal de *G. galeus* no ha sido informada previamente y se presume que esta especie estaría aprovechando el descarte de la pesquería de langostino, ya que en estudios previos se reporta el consumo de descartes pesqueros por parte de este tiburón. Dunn *et al.* (2010) analizaron la dieta de *G. galeus* donde la merluza fue el ítem presa dominante identificado en poco más de la mitad de los estómagos. Señalaron que un estómago contenía 13 merluzas de tamaño similar, completas y muy frescas siendo posible que éstas se hayan comido en la red de arrastre. Además, encontraron cabezas y/o colas de jurel en los estómagos de *G. galeus*, argumentando que se trataba de descartes de barcos de pesca comercial. Por otro lado, la alta frecuencia de *P. muelleri* encontrada en los contenidos estomacales de *G. galeus* podría deberse a la alta disponibilidad de esta presa en el área de estudio.

Debido a que las muestras de isótopos y estómagos no fueron suficientes para permitir el análisis detallado de la dieta y la variabilidad debido a los sexos y sitio de captura y que solo fueron identificados 7 ejemplares adultos, las descripciones de la dieta pueden ser parciales en comparación con otros informes publicados y con aquellos que registran diferencias en la alimentación producto de la ontogenia (ej: Olsen 1984, Lucifora *et al.* 2006).

El nivel trófico general para *G. galeus* calculado en el presente estudio fue de 4,1. Este valor es consistente con Cortés (1999) quien reporta un valor de 4,2 para esta especie y el calculado a partir de los valores de %P reportados por Koen Alonso (1999) (4,2). Este valor indica que el cazón es un consumidor terciario y podría deberse a la dieta casi exclusivamente ictiófaga de esta especie.

Squalus acanthias

Es un tiburón de hábitos bento-pelágicos (Gaitán 2012). Varios autores le asignan un carácter predador generalista-oportunista (Sánchez y Prenske 1996, García de La Rosa y Sánchez 1997, Barone 2006) y además es considerado el principal predador y competidor de la merluza, ya que consume organismos provenientes tanto del fondo como de la columna de agua (García de La Rosa y Sánchez 1997).

En el presente estudio y en concordancia con estudios previos (ej.: Koen Alonso 1999, Bowmann *et al.* 2000, Avsar 2001, Belleggia *et al.* 2012), la dieta de *S. acanthias* fue principalmente ictiófaga, destacándose la merluza común *M. hubbsi*. A diferencia de otras publicaciones (ej: Sánchez y Prenski 1996, Koen Alonso 1999, Bowmann *et al.* 2000), el segundo ítem presa en términos de importancia hallado en este estudio fue el crustáceo decápodo *P. muelleri* y no el calamar *Illex argentinus*. Estas diferencias pueden deberse a que esta especie está aprovechando el langostino descartado por la pesquería de arrastre de langostino patagónico, a la alta disponibilidad de esta presa en el área de estudio o a cambios en la disponibilidad de las presas en parte producto de la actividad pesquera. Koen Alonso *et al.* (2002) cuantificaron la dieta de *S. acanthias* en aguas patagónicas antes y después del cambio de abundancia relativa de sus presas producido por la actividad pesquera al disminuir la abundancia de *M. hubbsi*. Antes de su disminución por la sobreexplotación, *M. hubbsi* era la principal presa de *S. acanthias*; luego de la disminución de la abundancia de *M. hubbsi*, el calamar *I. argentinus* se transformó en la presa principal de *S. acanthias* (Koen Alonso *et al.* 2002). Además, Belleggia *et al.* (2012) analizaron el nivel trófico del tiburón espinoso para el Atlántico suroeste, entre 1985 y 2010, y encontraron que el nivel trófico de *S. acanthias* disminuyó desde los 80s (4,20) a los 90s (4,13) debido al alto consumo de ítems presas de niveles tróficos más bajos producto del impacto pesquero y luego, aumentó en 2000s (4,19) debido al mayor consumo de *I. argentinus* (NT=3,2). Por otra parte, otras publicaciones (ej.: Ellis *et al.* 1996, Sánchez y Prenski 1996, García de la Rosa y Sánchez 1997, Koen Alonso 1999, Garrison y Link 2000, Laptikhovsky *et al.* 2001, Koen Alonso *et al.* 2002, Bundy *et al.* 2011) señalan a los ctenóforos como un ítem presa predominante en la dieta de *S. acanthias*, lo cual no fue observado en el presente estudio. Esto puede deberse a que los ctenóforos predominan entre las latitudes de 38°-43°S, a profundidades entre 80-100 m, siendo reemplazados por los peces y los cefalópodos en otras regiones (García de La Rosa y Sánchez 1997). Además, estas diferencias pueden atribuirse a la metodología utilizada para realizar el estudio de la dieta, ya que en este trabajo no se analizó ninguno de los contenidos estomacales a bordo, y dado que esta es una presa frágil que se digiere rápidamente (Arai 1988) y a la ausencia de partes duras preservables en los organismos gelatinosos (Díaz Briz *et al.* 2017), al congelarse los estómagos es posible la desintegración de esta presa y la subestimación de la misma (Koen Alonso 1999).

García de la Rosa y Sánchez (1997), Laptikhovsky *et al.* (2001) y Koen Alonso *et al.* (2002), entre otros, reportaron cambios ontogenéticos en la dieta de *S. acanthias* y resaltaron que esta especie (una vez alcanzada la madurez sexual) reduce el consumo de ctenóforos e incrementa el consumo de peces y calamares. García de la Rosa y Sánchez (1997) atribuyen esta diferencia

debido a que los ejemplares maduros requieren un aporte energético extra porque la intensidad de acumulación de los lípidos se acentúa, implicando un mayor requerimiento trófico-calórico y por lo tanto un cambio en la dieta. Además, García de la Rosa y Sánchez (1997) y Belleggia *et al.* (2012) encontraron diferencias significativas en la dieta respecto a los machos y hembras, atribuibles a la segregación espacial entre sexos que presenta esta especie (García de la Rosa y Sánchez 1997). En el presente trabajo, al analizar los contenidos estomacales, no fueron observadas diferencias entre estadios de madurez sexual ni entre machos y hembras, pero al estudiar el espacio de nicho isotópico, los machos presentaron mayores valores de C y N que las hembras. Estas observaciones subrayan la importancia de utilizar estos dos métodos conjuntamente durante los estudios de ecología de una especie.

En el presente estudio, el nivel trófico general de *S. acanthias* (4,1) indicó que este predador es un consumidor terciario y podría deberse a la dieta predominantemente ictiófaga (NTpeces= 3,24). Esta observación coincide con estudios anteriores para la Patagonia centro y norte (Koen Alonso *et al.* 2002), con los valores calculados a partir de los %P reportados en estudios previos (Sánchez y Prenske 1996, Koen Alonso 1999, Barone 2006) y con los obtenidos en otras regiones del mundo (ej: Ebert *et al.* 1992, Ellis *et al.* 1996, Fujita *et al.* 1995, Bowman *et al.* 2000, Laptikhovsky *et al.* 2001, Demirhan y Seyhan 2007, Pethybridge *et al.* 2011, Dunn *et al.* 2013) donde el NT es siempre igual o mayor a 4.

Schroederichthys bivius

La pintarroja puede ser definida como un depredador demersal-bentónico, con un amplio espectro trófico (Menni *et al.* 1979, Matallanas *et al.* 1993, Ebert *et al.* 1996, Sánchez y Prenske 1996, Laptikhovski *et al.* 2001, Sánchez *et al.* 2009). Los estudios previos sobre la alimentación de esta especie (ej: Menni *et al.* 1979, Matallanas *et al.* 1993, Sánchez y Prenske 1996, Laptikhovsky *et al.* 2001) le asignan un hábito trófico oportunista, con consumo de crustáceos decápodos (principalmente *Grimothea*), moluscos y peces óseos de tamaño moderado, situación también mencionada para el género por Ebert *et al.* (1996). Sánchez *et al.* (2009) estudiaron la dieta de *S. bivius* en la Plataforma Bonaerense y Norpatagónica, la Plataforma Patagónica Austral y el Golfo San Jorge, encontrando que el espectro trófico general de esta especie estuvo integrado por cefalópodos, peces, crustáceos bentónicos, otros invertebrados bentónicos y zooplancton gelatinoso. En el Golfo San Jorge predominaron los estomatópodos (*Pterygosquilla armata armata*) y los decápodos (*P. muelleri*, *P. spinosulum* y *G. gregaria*). En el presente trabajo, los crustáceos decápodos Dendrobranchiata, entre los que se destaca el langostino *P. muelleri*, y los peces, principalmente *M. hubbsi*, fueron los grupos presas más importantes, seguidos por

los poliquetos. La alta frecuencia de ocurrencia del langostino hallada en los contenidos estomacales puede deberse a que *S. bivius* está aprovechando el descarte de este crustáceo por parte de la pesquería o a la abundancia del mismo en el área de estudio y dado el carácter oportunista de la pintarroja, esta especie consumiría en cada región aquellos grupos de presas más abundantes (Sánchez *et al.* 2009).

En coincidencia con estudios previos (Laptikhovsky *et al.* 2001, Sánchez *et al.* 2009), en el presente estudio no se observaron diferencias significativas en la alimentación entre machos y hembras al analizar los contenidos estomacales. A pesar de que la pintarroja presenta un marcado dimorfismo sexual tanto en la forma de la boca como en la dentición, Gosztanyi (1973) y Matallanas *et al.* (1993) mencionan que no hay correlación entre la morfología de la boca y los dientes, con la dieta de machos y hembras. Esto es común entre otros elasmobranquios y dentro de la familia Scyliorhinidae se ha observado que el tipo de dentición de los machos está relacionada al comportamiento sexual, ya que durante la pre-cópula retienen a la hembra mordiénola, para facilitar la inserción del cláster y mantenerla en la postura adecuada que asegure la entrada de esperma (Pratt y Carrier 2005).

En este estudio se encontró un cambio en la dieta de la pintarroja respecto a los estadios de madurez sexual, debido principalmente al mayor consumo de peces por parte de los adultos. Los cambios ontogenéticos en la dieta ocurren en casi todos los peces (Sánchez *et al.* 2009), debido a que los ejemplares maduros requieren un aporte energético extra, implicando un mayor requerimiento trófico-calórico (García de la Rosa y Sánchez 1997). Además, podría ser una estrategia exitosa para aumentar la supervivencia de los juveniles, reduciendo la presión de la competencia intraespecífica (Belleggia 2012).

Respecto al análisis de isótopos estables, se observó una relación positiva entre la LT y $\delta^{15}\text{N}$. Además, al analizar el espacio de nicho isotópico, los machos de talla grande presentaron los valores más altos de C y N. Esto puede deberse a que la pintarroja presenta un marcado dimorfismo sexual respecto a la talla, donde los machos alcanzan LT más grandes que las hembras (Colonello *et al.* 2020) y las muestras de isótopos correspondientes a los valores más grandes de LT analizadas en esta tesis provienen de los machos, observándose cambios en la dieta hacia el consumo de presas de mayor NT (como los peces) a medida que aumenta la LT.

El nivel trófico general de *S. bivius* estimado en el presente trabajo fue de 3,8, correspondiente a un consumidor secundario. Este valor coincide con el mencionado por Cortés (1999). El nivel trófico para el espectro trófico general citado por Sánchez *et al.* (2009) fue de 3,06 para el Golfo San Jorge y señalan que el valor obtenido por Cortés (1999) (el mismo obtenido en este estudio) parece muy alto para la especie, quizás por haber sido calculado en

base a grandes grupos tróficos y con un número de individuos reducido, mientras que en su trabajo se utilizó el nivel trófico aportado por cada ítem presa y para un elevado número de ejemplares muestreados.

Squatina guggenheim

Los peces ángeles (género *Squatina*) son peces demersal-bentónicos (Compagno 1984) con una estrategia de captura al acecho, permaneciendo semienterrados en el fondo (Fouts y Nelson 1999). Se alimentan principalmente de peces, pero además pueden encontrarse en el contenido estomacal, crustáceos, cefalópodos y condriictios (Cousseau 1973, Natanson y Cailliet 1986, Vooren y da Silva 1991, Vögler *et al.* 2003), hasta restos de plantas, rocas y otros materiales indigeribles del fondo (Wetherbee *et al.* 1990). A pesar de que el número de estómagos muestreados en el presente estudio no fue suficiente para una descripción precisa de la dieta, los resultados sugieren patrones similares de alimentación reportados en análisis previos para la misma especie. Colonello (2005) registró 33 presas en la dieta de *S. guggenheim* de las cuales la mayoría correspondió a teleósteos demersales. La presa consumida en mayor proporción fue *Cynoscion guatucupa*, seguida por *Prionotus nudigula*, *Engraulis anchoita* y *Raneya brasiliensis*. Vögler *et al.* (2003) estudiaron la dieta de *S. guggenheim* en la región del estuario del Río de la Plata y aguas adyacentes y los resultados indican que es un predador casi exclusivamente piscívoro. Asimismo, determinaron la presencia de canibalismo sobre estadios juveniles, lo cual no fue encontrado en este trabajo. Belleggia *et al.* (2019) estudiaron la dieta del pez ángel para la Plataforma argentina norte (36°S y 39,3°S) y caracterizaron a esta especie como ictiófaga, siendo *E. anchoita* la presa que presentó el mayor %F dentro de este grupo. Milesi *et al.* (2019) estudiaron la dieta de individuos de *S. guggenheim* menores a un año y observaron que predaron mayormente sobre crustáceos, en particular sobre *P. petrunkevitchi* y *Artemesia longinaris* y en menor medida sobre peces. Este trabajo concuerda con aquellos que definen a *S. guggenheim* como una especie ictiófaga, ya que la dieta estuvo dominada por los peces, particularmente *M. hubbsi* y *R. brasiliensis*. A diferencia de los estudios previos, en este trabajo no se registró la presencia de *E. anchoita* en los contenidos estomacales. Además, los cefalópodos, en particular *I. argentinus*, fue un ítem presa importante en la dieta de esta especie.

En el presente trabajo, el tamaño de la muestra no fue suficiente para permitir el estudio de la variabilidad en la dieta debido a los sexos y estadios de madurez sexual, pero estudios previos reportaron cambios en la dieta de *S. guggenheim* y en su estrategia alimenticia (variando de especialistas a generalistas) ligados al desarrollo ontogenético, pero no al sexo (Vögler *et al.*

2003, Colonello 2005). Estas diferencias tampoco fueron observadas en el análisis de isótopos estables, ya que no se observó una tendencia con la talla.

En este estudio, el nivel trófico calculado para *S. guggenheim* fue de 4, correspondiente a un depredador terciario. Este valor coincide con los valores reportados por Cortés (1999) para otras seis especies del mismo género, los cuales se encuentran entre 4,0 y 4,2. Según Cortés (1999), los miembros de la familia Squatinidae se encuentran entre los niveles tróficos más elevados de los ecosistemas marinos. Milesi *et al.* (2019) reportaron un valor mayor a 3,30 mientras que Vögler *et al.* (2009) estimaron un valor de 3,90 para toda la población. El menor valor de NT obtenido por Milesi *et al.* (2019) en comparación con este estudio y publicaciones anteriores, se debe a lo señalado anteriormente, ya que estos autores observaron que *S. guggenheim* consumió mayormente crustáceos y no peces que poseen un mayor NT.

Discopyge tschudii

Existen pocos trabajos publicados sobre la ecología trófica del torpedo en el Mar Argentino (García 1984, Sánchez y Prenski 1996, Arrighetti *et al.* 2005, Spath *et al.* 2012, Spath *et al.* 2015), pero los autores coinciden que esta especie es de hábitos alimentarios exclusivamente bentónicos ya que preda principalmente sobre poliquetos, sifones de la almeja *Amiantis purpurata* y anfípodos. Los resultados obtenidos en el presente estudio coinciden parcialmente con estas observaciones, ya que la dieta de *D. tschudii* estuvo dominada por los poliquetos, seguido por los anfípodos, pero no se registró la presencia de sifones de almeja en los contenidos estomacales. Esta diferencia puede deberse a dos factores: el primero es la temporada cuando el trabajo fue realizado y el segundo es el área de estudio. Spath *et al.* (2012) y Spath *et al.* (2015) encontraron cambios en la dieta de *D. tschudii* respecto a la ontogenia, sexos y estaciones del año. En este estudio, la cantidad de estómagos analizados no fue suficiente para realizar una descripción detallada de la dieta respecto a los sexos y estadios de madurez sexual. Además, no se observó relación con la talla en el análisis de isótopos estables. Respecto al espacio de nicho isotópico, las hembras presentaron los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$. Spath *et al.* (2012) señalan que las diferencias entre sexos se deben a que los machos consumen poliquetos errantes en mayor proporción que las hembras que consumen anfípodos. Estos últimos poseen mayor NT que los poliquetos. Entonces, el consumo de presas de mayor NT por parte de las hembras, podría explicar los mayores valores de $\delta^{15}\text{N}$ observados en este estudio.

El nivel trófico hallado en el presente estudio (3,6) indicó que el torpedo es un consumidor secundario. Por otra parte, no fue posible comparar este valor con los de estudios previos, ya que no se encontraron valores reportados de NT.

Psammobatis extenta

La raya de orlas se caracteriza por ser una especie de hábitos tróficos bento-demersales. Estudios previos reportados para el sureste de Brasil (Soares *et al.* 1992, Muto *et al.* 2001) y el mar argentino resaltan que la dieta de *P. extenta* estuvo dominada por anfípodos, seguido por crustáceos decápodos, principalmente el camarón *A. longinarius* y poliquetos (Muto *et al.* 2001, Braccini y Pérez 2005, Mabragaña 2007, Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2012, Belleggia *et al.* 2019). Los resultados obtenidos en esta tesis coinciden con estas observaciones, pero no se encontró *A. longinarius* en el contenido estomacal. En cambio, se encontró una mayor contribución de *P. muelleri* a la dieta. Esta observación puede ser un indicio de que esta raya está aprovechando el langostino descartado por la pesquería de arrastre de langostino patagónico, a la alta disponibilidad de esta presa en el área de estudio o a cambios en la disponibilidad de las presas en parte producto de la actividad pesquera. En el presente estudio, la dieta de *P. extenta* analizada a partir de los contenidos estomacales varió significativamente entre estadios de madurez sexual pero no entre sexos. Debido a la baja cantidad de estómagos de individuos juveniles y adultos, esta variabilidad no pudo ser analizada en detalle. En concordancia con este estudio, Braccini y Perez (2005), Barbini (2011), Barbini y Lucifora (2012), entre otros autores, no detectaron diferencias significativas en la dieta respecto a los sexos, pero destacaron que esta raya experimenta cambios ontogenéticos y temporales en la composición de la dieta, presentando una disminución en el consumo de anfípodos en ejemplares adultos. Braccini y Perez (2005) destacan que este patrón ontogenético y estacional indica que los ejemplares de *P. extenta* grandes y pequeños son depredadores versátiles que pueden cambiar sus dietas en respuesta a la abundancia de presas. La variación ontogenética en la composición de la dieta de las rayas se ha descrito en otras especies (Koen Alonso *et al.* 2001, Brickle *et al.* 2003, Ebert y Cowley 2003) y puede atribuirse a limitaciones morfológicas o a la mejor capacidad de búsqueda de alimento de los individuos de mayor tamaño. Respecto al análisis de isótopos estables, los machos presentaron los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$. Esto puede ser producto de que los machos presentaron las mayores LT, y como se señaló anteriormente, esta raya tiende al consumo de presas de mayor NT con el aumento de la talla. Esta tendencia no fue observada en la regresión, quizás producto de que no se contó con un amplio rango de tallas. Además, las mismas presentan una distribución homogénea. Esta homogeneidad puede ser producto de que la mayoría de los individuos están alimentándose de langostino descartado, lo que podría enmascarar cambios en la dieta con la ontogenia.

En el presente estudio, el nivel trófico general para *P. extenta* fue de 3,5 sugiriendo que esta especie es un consumidor secundario. Este valor coincide con el reportado por Braccini y Perez (2005) en Puerto Quequén (NT= 3,5). Por otro lado, Mabragaña (2007) reportó un valor de 3,62.

Psammobatis normani

La raya marrón claro es una especie de hábitos tróficos bentónicos. En el presente estudio, la dieta de *P. normani* estuvo dominada por los crustáceos decápodos Anomura y Dendrobranchiata, siendo *G. gregaria* y *P. muelleri* los ítems presa más importantes, respectivamente. A pesar de que las curvas de diversidad trófica acumulada mostraron que el número de estómagos analizado no fue suficiente para obtener una descripción precisa de la dieta de esta especie, se consideró indicativo del comportamiento de alimentación. Existen pocos estudios previos sobre la alimentación de esta especie y las diferencias respecto a los grupos presa predominantes en la dieta entre este trabajo y esos estudios puede deberse a diferencias en la disponibilidad de las presas producto en parte de la actividad pesquera o a la disponibilidad de las mismas en el área de estudio ya que la abundancia absoluta y relativa de crustáceos aumentó en los caladeros de la Patagonia Central durante la última década (Funes 2020). Sánchez y Mabragaña (2002) estudiaron la dieta de *P. normani* en la región sudpatagónica, donde presentó una alimentación mixta, consumiendo en similares proporciones poliquetos y crustáceos. Mabragaña *et al.* (2005) y Mabragaña y Giberto (2007) estudiaron la dieta para la Patagonia Central, donde las presas más importantes fueron los crustáceos (principalmente cangrejos e isópodos), seguido por los poliquetos. Por último, Belleggia *et al.* (2019) analizaron la dieta de esta especie para la plataforma argentina norte, donde la misma exhibió una estrategia de alimentación omnívora y se alimentó principalmente de poliquetos y crustáceos gamáridos. Mabragaña (2007) señaló una superposición en la dieta de machos y hembras y que la composición de la dieta fue similar en las dos clases de talla analizadas. En este estudio, las muestras de estómagos no fueron suficientes para evaluar posibles diferencias de la dieta respecto a los sexos o estadios de madurez sexual. Además, para el análisis de isótopos estables sólo se contó con la muestra de un ejemplar macho y además no se obtuvieron muestras de tejido de un amplio rango de tallas, por lo que no se pudo observar una tendencia respecto al sexo ni a la LT.

El nivel trófico general para *P. normani* hallado en este trabajo (3,5) corresponde a un consumidor secundario, el cual difiere levemente con el valor reportado (NT= 3,65) por Mabragaña *et al.* (2005) y Mabragaña y Giberto (2007). Estas diferencias se deben

fundamentalmente al alto valor de NT (3,18) que posee el grupo presa “anfípodos” (el cual incluye tanto a los anfípodos como a los isópodos).

Psammobatis rudis

En el presente estudio, los crustáceos Dendrobranchiata, Anomura y los anfípodos fueron los grupos presas más importantes en la dieta de esta especie. Respecto a los ítems presa, se destacó la presencia de *G. gregaria*, el langostino *P. muelleri* y los gamáridos. Cristiniani (2016) estudió la dieta de esta especie entre los 41 y 48° S, donde el langostino *P. muelleri* fue la especie más consumida. En coincidencia con este autor, se resalta que esta especie estaría explotando de manera directa uno de los mismos recursos que la pesca comercial, el langostino. Además, la misma se podría estar alimentando del descarte de este crustáceo. Los resultados obtenidos en el presente trabajo concuerdan en parte con estudios previos. Sánchez y Mabragaña (2002) estudiaron la dieta de *P. rudis* en la región sudpatagónica donde presentó hábitos carcinófagos y además se alimentó de peces, moluscos y poliquetos en forma ocasional. Mabragaña *et al.* (2005) estudiaron la dieta de esta especie en el Atlántico suroeste (37,50°S) donde predominan los crustáceos y peces en el contenido estomacal. Mabragaña y Giberto (2007) y Mabragaña (2007) estudiaron la dieta para el Atlántico sudoccidental, donde *P. rudis* se alimentó casi exclusivamente de crustáceos (principalmente isópodos Arcturidae, Cirolanidae y anfípodos Gammaridea). Los peces, poliquetos y cefalópodos fueron ocasionalmente incluidos en la dieta. Por último, Belleggia *et al.* (2019) analizaron la dieta de esta especie para el norte de la plataforma argentina donde se alimentó principalmente de poliquetos y crustáceos gamáridos. A diferencia de los estudios previos citados anteriormente (Sánchez y Mabragaña 2002, Mabragaña *et al.* 2005, Mabragaña y Giberto 2007 y Mabragaña 2007), en este trabajo, los cangrejos, isópodos y peces fueron presas secundarias. Además, no se registró la presencia de poliquetos en los contenidos estomacales. Mabragaña (2007) halló diferencias espacio-temporales en la dieta, por lo que se presume que las diferencias entre las presas halladas en el presente estudio y estudios previos se deben a los sitios y temporada de captura de los ejemplares. Además, hay que considerar que el tamaño de la muestra no fue suficiente para alcanzar la asíntota, por lo que las descripciones de la dieta pueden ser parciales en comparación con estos informes. Mabragaña (2007) y Mabragaña y Giberto (2007) describieron que la composición de la dieta para esta especie fue levemente diferente entre dos clases de talla (Menores a 421 mm y mayores a 421 mm). Además, señalaron que hubo un alto nivel de similitud entre las dietas de machos y hembras. En el presente estudio no se pudo realizar el análisis comparativo entre estadios de madurez sexual, ya que se contó solamente con los estómagos

de 7 ejemplares adultos y las curvas no alcanzaron la asíntota para los sexos. Por otro lado, en el gráfico de nicho isotópico se pudo observar una distribución homogénea tanto para las tallas como para los sexos, lo que coincidiría con lo observado por los autores previamente citados, respecto a la similitud de las dietas para los grupos estudiados.

En el presente estudio, el nivel trófico general calculado para *P. rudis* fue de 3,5. Este valor corresponde a un consumidor secundario, señalado previamente por otros autores, para la misma especie (Mabragaña y Giberto 2007, Mabragaña 2007, Cristiniani 2016).

Sympterygia bonapartii

En el presente estudio, la dieta de la raya marmolada se vio dominada por la presencia de crustáceos decápodos Dendrobranchiata, principalmente *P. muelleri* y anfípodos, lo que evidencia los hábitos tróficos bento-demersales de esta especie. La predominancia de los crustáceos en la dieta de *S. bonapartii* es coincidente con estudios previos (Barrera Oro y Maranta 1996, Sánchez y Prenski 1996, Paesch 2000, Sanchez y Mabragaña 2002, Barbini 2010, Estalles 2012, Estalles *et al.* 2015, Belleggia *et al.* 2019, Milesi *et al.* 2019). Además, estos trabajos registran a los peces dentro de los grupos con mayores contribuciones (Barrera Oro y Maranta 1996, Paesch 2000, Barbini 2010) y señalan a los bivalvos como presas de importancia (Paesch 2000, Barbini 2010, Estalles 2012). En el presente estudio, la presencia de peces solo fue observada en los individuos capturados en zonas profundas y los bivalvos sólo aparecieron ocasionalmente. Estas diferencias en la composición de la dieta (o grupos predominantes) puede deberse a la regionalidad de la misma (Paesch 2000, Sánchez y Mabragaña 2002, Barbini 2011) o a cambios en la disponibilidad de las presas producto de la actividad pesquera. En el presente estudio se encontraron diferencias en la alimentación debido a los sitios de captura. Respecto a los grupos presa, los ejemplares capturados en zona profunda y zona costera consumen los mismos grupos, excepto que no se registró el consumo de peces para los ejemplares capturados en la costa. Por otro lado, en el análisis de nicho isotópico también se observaron diferencias entre sitios de captura, donde los individuos capturados en zona costera presentaron mayores valores de C y N que los individuos capturados en zonas profundas. Esto podría deberse a que los individuos que presentaron las mayores tallas se hallaron en zonas profundas y según la regresión se observa una relación lineal negativa con el NT, es decir, que al aumentar la LT disminuyó el NT. Esta observación escapa a lo esperado, ya que se esperaría que a mayor LT, los ejemplares consuman presas de mayor NT, por lo que se sugiere realizar el análisis con un mayor número de muestras que abarquen un mayor rango de tallas y, además, controlar la variación espacial en la obtención de muestras, ya sea por líneas de base o por el muestreo de

adultos y juveniles con similar representación espacial. Estudios previos (Estalles 2012) hallaron diferencias significativas en la dieta respecto a los sexos, situación que no fue observada en el presente trabajo al analizar los contenidos estomacales ni en el análisis de isótopos estables, ya que la distribución de los sexos en el espacio de nicho isotópico fue homogénea.

De acuerdo al nivel trófico hallado en el presente estudio, la especie se consideró como consumidora secundaria (nivel trófico general 3,5) lo que coincide con lo reportado previamente por otros autores (Estalles 2012, Milesi *et al.* 2019) y el valor calculado (3,7) a partir de los %P tomados de Sánchez y Prenski (1996).

Sympterygia acuta

Los primeros antecedentes de la dieta de *S. acuta* (Queiroz 1984) señalan que la misma estuvo dominada por crustáceos decápodos Dendrobranchiata, en especial por *A. longinaris*. Los resultados obtenidos en la presente tesis concuerdan parcialmente con Queiroz (1984) ya que se halló una predominancia de los crustáceos decápodos Dendrobranchiata en la dieta, pero el ítem presa más importante fue *P. muelleri*, probablemente relacionado con el aprovechamiento del descarte pesquero de este crustáceo por parte de esta raya o a la disponibilidad de los mismos en el área de estudio, ya que la abundancia absoluta y relativa de crustáceos aumentó en los caladeros de la Patagonia Central durante la última década (Funes 2020). Además, estos resultados no concuerdan con observaciones previas donde los crustáceos decápodos y los peces teleósteos tienen importancias similares (Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2016b, Belleggia *et al.* 2019), ya que los peces no fueron un grupo predominante en la dieta de esta especie. Estas diferencias pueden deberse a la regionalidad de la dieta señalada por Barbini (2011), ya que todos los ejemplares analizados en este trabajo provienen de zonas costeras o a que el mayor porcentaje de individuos muestreados en este análisis son juveniles, que a diferencia de los adultos se alimentan de presas de menor tamaño. En el presente trabajo, la dieta varió significativamente entre estadios de madurez sexual, situación también descrita por Barbini (2011) y Barbini y Lucifora (2016b). En este caso, los juveniles consumieron poliquetos y anfípodos en mayor proporción que los adultos que consumieron principalmente crustáceos decápodos y peces. Las diferencias encontradas en la composición de la dieta entre estadios de madurez sexual pueden deberse a la combinación de una capacidad mejorada para capturar presas y un aumento en los requerimientos metabólicos que los individuos maduros necesitan para el éxito reproductivo (Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2016b). Respecto al análisis de isótopos estables, se observó una relación positiva entre la LT y $\delta^{15}\text{N}$, relacionada al consumo de presas de mayor NT al aumentar la talla. Los machos de talla grande presentaron los mayores

valores de N y las hembras mostraron una distribución más homogénea respecto a la LT, ya que poseen un menor rango de tallas. Por otra parte, en este estudio se hallaron diferencias en los contenidos estomacales entre sexos debido a la mayor importancia relativa de los crustáceos decápodos Dendrobranchiata en la dieta de los machos respecto a las hembras, situación no descrita previamente. Por ejemplo, Barbini y Lucifora 2016b señalan que el consumo de las presas por parte de esta especie es independiente del sexo. Las diferencias halladas en la alimentación entre machos y hembras en este estudio podrían deberse al tamaño del cuerpo, donde las tallas más grandes correspondieron a las hembras.

El nivel trófico general para *S. acuta* calculado en el presente estudio fue de 3,5, correspondiente a un consumidor secundario. Este valor es menor al reportado por Barbini y Lucifora (2016b) (NT= 3,87) lo que puede deberse a que en este estudio predominaron los crustáceos decápodos (NT= 2,52) y no los peces teleósteos (NT= 3,24).

Zearaja brevicaudata

Es una especie de hábitos tróficos demersal-bentónicos (Sanchez y Prenski 1996, Koen Alonso *et al.* 2001) y un predador generalista (Sánchez y Prenski 1996, García de la Rosa 1998, Lucifora *et al.* 2000, Koen Alonso *et al.* 2001, Buren 2004).

En el presente estudio, los crustáceos decápodos Anomura fueron el grupo presa más importante, dentro del cual predominó *G. gregaria* seguido por los decápodos Dendrobranchiata, principalmente *P. muelleri* y luego por los peces. Investigaciones previas (Olivier *et al.* 1968, Sanchez y Prenski 1996, Mabragaña *et al.* 2005) coinciden con estas observaciones, reportando a los crustáceos como el grupo principal. Por otra parte, este estudio difiere de aquellos que citan a los peces como el grupo predominante (Koen Alonso 1999, Lucifora *et al.* 2000, Koen Alonso *et al.* 2001, Sanchez y Mabragaña 2002, Buren 2004, Belleggia *et al.* 2016, Belleggia *et al.* 2019). Se han reportado cambios ontogenéticos en la dieta de esta especie (Koen Alonso 1999, Buren 2004, Belleggia *et al.* 2016, Belleggia *et al.* 2019, Tschopp *et al.* 2024), presentando una transición de pequeños crustáceos bentónicos a crustáceos más grandes con exoesqueletos más robustos y aumentando el consumo de teleósteos a medida que aumenta su tamaño (Treloar *et al.* 2007). Por lo tanto, la predominancia de crustáceos observada en los estómagos de los ejemplares analizados en el presente estudio con respecto a estudios previos que señalan a los peces como el grupo más importante, puede deberse a que el total de los individuos muestreados en este trabajo fueron identificados como juveniles o que la abundancia absoluta y relativa de crustáceos respecto al número de peces aumentó en los caladeros de la Patagonia Central durante la última década (Funes 2020). Por otra parte, es importante señalar que la

predominancia de *P. muelleri* en los estómagos de *Z. brevicaudata* hallados en este estudio podría estar relacionado al consumo del descarte por parte de esta especie. Estudios anteriores sobre la ecología trófica de esta raya examinaron estómagos de ejemplares provenientes de las flotas comerciales que capturaban vieiras patagónicas *Zygochlamys patagonica* (Lucifora *et al.* 2000) y merluza *M. hubbsi* (Koen Alonso *et al.* 2001, Buren 2004) y encontraron algunos peces pelágicos (ej: cabezas de merluza) y el calamar argentino *I. argentinus*, generalmente con marcas de corte realizadas durante el procesamiento del pescado. Esto indica que fueron descartados de los barcos pesqueros y depredados por *Z. brevicaudata* (Lucifora *et al.* 2000), proporcionando una fuente de alimento en regiones con alta intensidad de pesca (Belleggia *et al.* 2016). Este comportamiento carroñero ha sido descrito para 4 especies de rayas de la familia Rajidae (*Raja radiata*, *Rajella fyllae*, *Amblyraja hyperborea* y *Dipturus batis*) por Dolgov (2002) en el Mar de Barents (Buren 2004).

Por otra parte, en coincidencia con estudios previos (Koen Alonso *et al.* 2001; Belleggia *et al.* 2016), no se hallaron diferencias significativas en la alimentación entre los machos y hembras de esta especie.

El nivel trófico general para *Z. brevicaudata* estimado en el presente trabajo fue de 4, correspondiente a un consumidor terciario. Este valor coincide con los reportados en estudios previos (Belleggia *et al.* 2016) y los calculados a partir de los %P tomados de trabajos anteriores (Koen Alonso 1999, Buren 2004) siendo siempre mayores a 4. Estos resultados muestran que esta raya ocupa un rol trófico similar al de algunos mamíferos marinos como el lobo marino *Otaria flavescens* (Lucifora *et al.* 2000, Koen Alonso *et al.* 2001, Belleggia *et al.* 2016), confirmando su rol ecológico como un predador tope (Buren 2004, Belleggia *et al.* 2016).

Myliobatis goodei

El chucho es un depredador generalista y oportunista (Molina 2012, Molina y Cazorla 2015) de hábitos tróficos bento-pelágicos. No existen publicaciones previas sobre la alimentación de esta especie en el área de estudio del presente trabajo, ya que los mismos se centran en el norte del Mar Argentino (Refi 1975, Molina 2012, Ruocco 2012, Molina y Cazorla 2015, Ruocco y Lucifora 2016) y Brasil (Rezende *et al.* 2015). Estos autores señalaron que la dieta de *M. goodei* estuvo compuesta principalmente por moluscos bivalvos, crustáceos decápodos, anfípodos y poliquetos. En el presente trabajo, los poliquetos, crustáceos decápodos Dendrobranchiata (especialmente *P. muelleri*) y los cefalópodos fueron los grupos presas predominantes. Estas observaciones coinciden en parte con los estudios previos mencionados anteriormente, ya que en este estudio no se observó el consumo de moluscos bivalvos y los anfípodos no fueron una

presa predominante. Lucifora *et al.* (2006), señalan que los elasmobranquios a menudo se consideran depredadores oportunistas, generalmente con un índice de electividad alrededor de cero y con un amplio espectro trófico. Entonces, es probable que las diferencias encontradas en la dieta de *M. goodei* se deban a las diferencias de ensamblaje de presas entre los estudios, más que a la selección activa por parte del depredador (Molina y Cazorla 2015). Ruocco y Lucifora (2016) reportaron diferencias ontogenéticas y estacionales en la dieta del chucho. En el presente trabajo, no se observaron diferencias en los contenidos estomacales respecto a sexos o estadios de madurez sexual. Esto también fue observado al analizar el espacio de nicho isotópico, ya que se presenta una distribución homogénea de tallas y sexos y no se presenta una relación entre la LT y $\delta^{15}\text{N}$. Esta homogeneidad puede deberse al consumo de *P. muelleri* por parte de ambos sexos y estadios de madurez sexual, lo que podría estar enmascarando los cambios en la dieta.

El nivel trófico general para *M. goodei* calculado en este análisis fue de 3,5, correspondiendo a un consumidor secundario al igual que lo señalado por Molina (2012) y Molina y Cazorla (2015) que reportaron un NT de 3,2.

CAPÍTULO 3

Superposición trófica entre las especies de elasmobranquios en Patagonia Central

Capítulo en revisión, revista Aquatic Science (<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3626126/v1>)

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los estudios sobre los hábitos tróficos de los elasmobranquios han aumentado, pero la mayoría se centran en descripciones detalladas de la dieta de una o unas pocas especies y pocos se han centrado en las interacciones entre especies simpátricas como tiburones y batoideos (Navia *et al.* 2017). Especies cercanamente relacionadas y morfológicamente similares frecuentemente co-ocurren en una misma comunidad ecológica, lo que conlleva una potencial competencia interespecífica por los recursos (Piet *et al.* 1998). Esta competencia es un factor importante que determina la coexistencia y abundancia de las especies, que a su vez determinan la estructura de un ensamble (Piet *et al.* 1998). La competencia interespecífica puede resultar en la conformación de grupos tróficos que pueden estar conformados por individuos, ya sea de diferente o de la misma especie, que tienen hábitos alimentarios similares (Barbini 2011).

Existen factores como las diferencias en la composición de las dietas, en las proporciones en que las presas son consumidas o en los comportamientos alimentarios, así como una alta disponibilidad de presas, que facilitan la coexistencia de especies simpátricas (McEachran *et al.* 1976, Platell *et al.* 1998, Wetherbee y Cortés 2004). La partición de recursos en niveles espaciales, temporales o tróficos es una estrategia eficaz para eludir la competencia entre especies e incluso entre individuos de la misma población, facilitando la coexistencia de los mismos (White y Potter 2004, Flores-Ortega *et al.* 2011). La partición del recurso trófico en especies de condriictios simpátricas y cercanamente relacionadas ha sido documentada en estudios previos (Holden y Tucker 1974, McEachran *et al.* 1976, Mauchline y Gordon 1983, Smale y Cowley 1992, Orlov 1998, Platell *et al.* 1998, Farias *et al.* 2006, Treloar *et al.* 2007). En Patagonia Central, las investigaciones sobre las relaciones tróficas entre las especies de elasmobranquios son limitadas. Los estudios previos se centran en especies individuales o en pequeños grupos de especies (ej: Van der Molen y Caille 2001, Koen Alonso *et al.* 2002, Barone 2006, Mabragaña y Giberto 2007, Spath *et al.* 2015, Tschopp *et al.* 2020), y la única comparación trófica entre peces, incluidas las especies de elasmobranquios de la zona, es Sánchez y Prenskey

(1996). Este estudio, necesario para establecer una base histórica, debe actualizarse porque las muestras se colectaron en 1985, antes del desarrollo de las pesquerías más importantes de la Patagonia (Góngora *et al.* 2012) y su impacto en la estructura de la red trófica (Funes *et al.* 2022) y diversidad funcional (Rincón-Díaz *et al.* 2021). Además, el estudio se realizó antes de la introducción de dos especies exóticas (Schwindt *et al.* 2020), y cambios en la composición del ensamble de peces por ampliaciones de rango de distribución, posiblemente debidos al cambio climático (Galván *et al.* 2022). Estos estudios permiten comprender mejor el uso de nichos y las interacciones tróficas, así como los posibles efectos reguladores de estos ecosistemas (Braccini 2008).

Por tal motivo, el presente capítulo tiene por objetivo general identificar las relaciones interespecíficas y evaluar la superposición trófica de las 13 especies de elasmobranquios estudiadas (*Discopyge tschudii*, *Squalus acanthias*, *Squatina guggenheim*, *Galeorhinus galeus*, *Sympterygia acuta*, *Psammobatis extenta*, *Sympterygia bonapartii*, *Mustelus schmitti*, *Schroederichthys bivius*, *Zearaja brevicaudata*, *Psammobatis rudis*, *Psammobatis normani* y *Myliobatis goodei*). Los objetivos específicos son: 1- Calcular el nivel trófico y la dependencia bentopelágica utilizando la composición de la dieta y las relaciones de isótopos estables de C y N; y 2- Evaluar la superposición trófica entre especies y su patrón espacial mediante el análisis de la dieta y del nicho isotópico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Superposición trófica

En este capítulo se utilizó la misma base de datos que en el capítulo 2, tanto para contenidos estomacales como para isótopos estables.

Análisis de contenidos estomacales

Para analizar posibles diferencias en la dieta de las especies incluyendo el factor espacial se realizó un Análisis Multivariado de la de Varianza (PERMANOVA, Anderson 2001) utilizando los paquetes “vegan” (Oksanen *et al.* 2018) y “permute” (Gavin 2016) mediante una matriz de distancias de Bray-Curtis con 9999 permutaciones, y el método de permutación de residuales bajo modelo reducido (Anderson *et al.* 2008), definiendo a los sitios de captura como factores fijos. Las diferencias en la dieta se consideraron significativas con valores $p \leq 0,05$ (Anderson *et al.* 2008). Además de la rutina PERMANOVA, se corrió BETADISPER en el paquete “vegan” (Oksanen *et al.* 2018) para evaluar la homogeneidad de las dispersiones entre sitios de captura.

Con el objetivo de lograr una clasificación comparativa de las especies que componen el ensamble se identificaron los principales gremios tróficos que forman. Para ello se identificaron mediante una matriz de disimilitud construida usando las distancias de Bray-Curtis con la función “vegdist” del paquete “vegan” en R (Oksanen *et al.* 2018). Luego, para visualizar la organización y estructura de los principales grupos tróficos, se realizó un dendrograma utilizando el método de agrupamiento jerárquico con la función “hclust” y la distancia promedio “average” con un corte al 55% y 45% de similitud en la frecuencia de ocurrencia de los ítems presa para las especies capturadas en zona profunda y costera, respectivamente. El grado de superposición entre los principales gremios tróficos identificados se calculó mediante el índice de Schoener (Schoener 1974), usando la función “niche.overlap” y el método “schoener” del paquete “spaa” (Zhang 2010). Este índice oscila entre 0 y 1, sugiriendo ninguna y total superposición de dietas, respectivamente. Los valores mayores a 0,6 fueron considerados biológicamente significativos para el solapamiento de las dietas (Wallace y Ramsay 1983).

Análisis de isótopos estables

Para estimar el nivel trófico (NT) de los consumidores se utilizó la función “multiSpeciesTP” del paquete “tRophicPosition”. Este paquete calcula el NT mediante un modelo bayesiano que utiliza dos líneas de base, en este caso una bentónica (representada por bivalvos bentónicos filtradores) y una pelágica (representada por zooplancton herbívoro). Como las muestras de elasmobranchios proceden en su mayoría de la captura incidental o deportiva no se cuenta con muestreos complementarios del resto de la comunidad local y por ello se utilizaron los valores de referencia publicados en Funes *et al.* (2018) para el cálculo de nivel trófico en la zona de estudio. Estos valores describen la línea de base bentónica a partir de muestras colectadas entre el verano de 2015 y la primavera de 2016 de 4 especies de bivalvos (*Aequipecten tehuelchus*, *Neilonella sulculata*, *Malletia cumingii* y *Pitar rostratus* con un n de 3 muestras por especie) y 12 muestras de zooplancton inferior a 300 μm , ya que esta fracción está compuesta principalmente por pequeños copépodos herbívoros. Los valores así calculados de NT fueron comparados con los valores de NT calculados en el Capítulo 2 a partir del análisis de los contenidos estomacales para cada especie. El modelo utilizado mediante la implementación “tRophicPosition” también permite calcular la distribución de la contribución relativa de una línea de base (parámetro Alfa), a la dieta de cada consumidor. De esta manera se obtiene una medida de la dependencia bentopelágica de los consumidores (Le Loc’h *et al.* 2008). Para considerar el proceso de discriminación trófica se alimentó el modelo con un vector de factores de enriquecimiento trófico (TEF) incluyendo una lista de valores promedio de TEF generalizados para organismos marinos

(ej: Post 2002, McCutchan *et al.* 2003), para peces marinos (ej: Sweeting *et al.* 2007), elasmobranchios (ej: Galván *et al.* 2016) e invertebrados marinos (Lefebvre y Dubois 2016). El modelo se corrió dos veces utilizando 30.000 iteraciones para la fase adaptativa en cada caso, 20.000 iteraciones como burn-in (iteraciones descartadas al inicio del muestreo posterior) y 30.000 iteraciones para el muestreo posterior, reteniendo una de cada diez iteraciones. Posteriormente, se utilizó el diagnóstico de Gelman (Gelman y Rubin 1992) para chequear la convergencia de los parámetros de interés (NT y Alfa) entre las dos corridas. Estos autores indicaron que valores cercanos a 1 indican que se logró la convergencia y más iteraciones no mejorarán las estimaciones de distribuciones posteriores de parámetros. Si las cadenas no convergen, puede sugerir que el modelo se especificó mal, los valores TEF o los datos de los consumidores o las líneas base no se distribuyen normalmente, o que el modelo requiere más iteraciones para lograr convergencia (Gelman y Rubin 1992). Si el modelo se ajusta, entonces los datos replicados generados bajo el modelo deberían ser similares a los datos observados. Si los datos observados difieren de los datos simulados, entonces el modelo bayesiano ha fallado de alguna manera para modelar el verdadero proceso de generación de datos, lo que puede implicar que las estimaciones basadas en modelos de NT o Alfa podrían ser inexactas (Gelman y Rubin 1992). Además, para evaluar el solapamiento de nichos isotópicos entre especies se utilizó el paquete "SIBER" (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R) (Layman *et al.* 2007, Jackson *et al.* 2011). Este paquete calcula la elipse estándar que describe los datos en el espacio $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ para cada especie. Por último, se colorearon las elipses según los principales gremios tróficos identificados en los dendrogramas, para comparar con los resultados obtenidos del análisis del contenido estomacal.

RESULTADOS

Superposición trófica

Análisis de contenidos estomacales

Los análisis de superposición trófica se realizaron agrupando a las especies entre zona profunda y costera debido a la evidencia de diferencias en la dieta entre sitios de captura (PERMANOVAespecie; pseudoF= 2,187; gl= 12; p= 0,086; PERMANOVAcaptura; pseudoF= 5,413; gl= 1; p= 0,001), así como diferencias en las dispersiones entre ellos (BETADISPERespecie; F= 26,149; df= 12; p= 0,001; BETADISPERcaptura; F= 8,866; df= 1; p= 0,004). Estos resultados fueron interpretados como diferencias en la composición de la dieta, que se discutirán en detalle más abajo, así como diferencias en la amplitud trófica, mostrando las muestras de zona profunda un patrón más disperso (Fig 3.1).

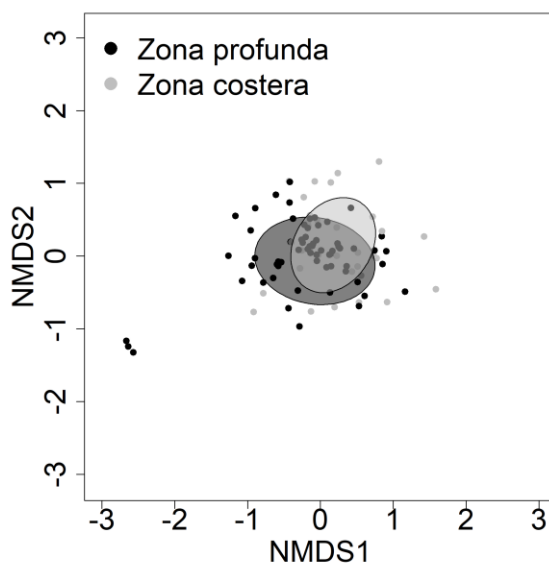


















Figura 3.1. Diagramas de ordenación obtenidos mediante NMDS para sitios de captura (Stress= 0,0624). Las elipses denotan el 95% de intervalo de confianza para cada grupo evaluado.

Para las 12 especies capturadas en la zona profunda, se identificaron los cuatro grupos de depredadores o gremios tróficos más importantes (Fig. 3.2). El primer grupo, conformado por *D. tschudii*, que consume principalmente poliquetos. El segundo grupo, incluyó a *S. acanthias*, *S. guggenheim* y *G. galeus*, caracterizado por el consumo de peces. El tercer grupo, conformado por *S. acuta*, *P. extenta* y *S. bonapartii*, que consumen principalmente anfípodos y el cuarto, conformado por *M. schmitti*, *S. bivius*, *Z. brevicaudata*, *P. rudis* y *P. normani* que consumen crustáceos Anomura (Tabla 3.1).

Para las 5 especies capturadas en zona costera, se identificaron tres grupos tróficos (Fig. 3.3). El primer grupo conformado por *G. galeus* que consume principalmente peces. El segundo grupo, conformado por *M. schmitti* y *M. goodei*, caracterizado por el consumo de poliquetos y el tercero compuesto por *S. acuta* y *S. bonapartii*, que predan principalmente sobre crustáceos decápodos Brachyura (Tabla 3.1). El índice de Schoener calculado para los grupos indicó un bajo grado de superposición de la dieta entre los gremios tróficos (índice de Schoener $\leq 0,6$) para ambos sitios de captura.

Tabla 3.1. Composición de la dieta de 13 especies de elasmobranquios en Patagonia Central identificada al menor nivel taxonómico posible presentado como la frecuencia de ocurrencia en porcentaje (%F), porcentaje de peso húmedo (%P), porcentaje en número (%N) e índice de importancia relativa en porcentaje para todos los estómagos muestreados (n= 1573).

Predador	<i>Mustelus schmitti</i>				<i>Galeorhinus galeus</i>				<i>Squalus acanthias</i>				<i>Schroederichthys bivius</i>				<i>Squatina guggenheim</i>				<i>Discopyge tschudii</i>			
Número de estómagos	289				51				106				243				88				60			
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR	%F	%P	%N	%IIR
POLIUQUETOS 	42,3	2,2	20,7	14,4	-	-	-	-	0,9	0,5	1,1	0,02	19,1	1,5	11,9	5,2	5,6	0,02	3,9	0,2	64,6	99,2	81,6	97,8
Poliuquetos S/I	20,3	0,4	8,8	4,1	-	-	-	-	0,9	0,5	1,1	0,03	16,7	1,4	10,2	6,5	3,4	0,003	2,3	0,2	41,5	51,9	56,6	84,1
Familia Eunicidae	15,1	1	7,9	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,01	1	0,04	1,1	0,001	0,8	0,02	15,4	17,7	13,2	8,9
Familia Gliceridae	3,1	0,1	1,3	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,7	15,9	6,6	3,2
Familia Goniadidae	3,1	0,1	1,3	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	8,1	3,9	1
Familia Nereididae	1,4	-	0,6	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Opheliidae	1	0,5	0,4	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Phyllodocidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Onuphidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Flabelligeridae	0,7	0,1	0,3	0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,02	0,8	0,02	1,5	5,6	1,3	0,2
Familia Sabellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,01	0,7	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
CEFALÓPODOS 	8,9	3,1	4	0,9	15,4	7,2	22,7	7,6	8,4	10,7	9,6	2,1	10,1	3,1	6,2	1,9	21,3	3,5	19,5	4,4	-	-	-	-
Cefalópodos S/I	1,4	0,05	0,6	0,02	-	-	-	-	1,9	1	2,1	0,1	1,2	0,001	0,7	0,03	1,1	0,001	0,8	0,02	-	-	-	-
<i>Illex argentinus</i>	6,2	3,1	2,8	0,8	9,6	1,9	13,5	6,3	6,5	9,7	7,4	2,3	7	2,8	4,3	1,7	20,2	3,5	18,8	10,9	-	-	-	-
<i>Octopus tehuelchus</i>	1,4	-	0,6	0,02	9,6	5,3	9,4	6	-	-	-	-	1,9	0,3	1,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
PECES 	11,7	4,7	5,8	1,8	38,5	77,8	36,1	72,3	51,4	82,8	62,8	93,5	32,3	41,9	23,8	43,1	71,9	75,8	70,3	93,6	-	-	-	-
Peces S/I	11,3	4,3	5,7	2,5	25	21,9	14,6	38,8	43	45	50	83,5	19,8	8,5	12,6	14	43,8	9,2	43,8	56,1	-	-	-	-
<i>Engraulis anchoita</i>	0,3	0,4	0,1	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,3	0,2	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merluccius hubbsi</i>	-	-	-	-	9,6	50,7	18,8	28,4	7,5	32	11,7	6,7	8,9	21,7	6,4	8,4	11,2	46,6	10,2	15,4	-	-	-	-
<i>Macrurus magellanicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	4,6	1,6	0,2	-	-	-	-
<i>Agonopsis asperoculis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	0,2	0,005	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dules auriga</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	3,2	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphurus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,8	0,2	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Patagonotothen ramsayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	5,8	1,1	0,1	1,2	3,6	1,7	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Raneya brasiliensis</i>	-	-	-	-	1,9	4	1	0,4	-	-	-	-	1,6	3,8	1,2	0,3	18	15,4	14,8	13,1	-	-	-	-
<i>Sprattus fuegensis</i>	-	-	-	-	1,9	-	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paralichthys isosceles</i>	-	-	-	-	1,9	1,1	1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PECES AGNATOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7	4,8	3,8	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-
Mixin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,9	5,9	2,6	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS S/I	4,8	1,1	2,1	0,2	5,8	0,6	3,1	0,4	-	-	-	-	14	1,1	10	3,1	-	-	-	-	3,1	0,1	2,6	0,2
Crustáceos S/I	5,2	1,2	2,2	0,4	5,8	0,6	3,1	0,9	1,9	-	4,3	0,2	14	1,1	10	5,2	-	-	-	-	3,1	0,1	2,6	0,2
CRUSTÁCEOS																								
Isópodos 	4,5	0,1	4,6	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,001	0,2	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
Isópodos S/I	4,1	0,1	4,5	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,001	0,2	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serolis schythei</i>	0,3	0,01	0,1	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estomatópodos 	4,8	3	2,1	0,4	3,8	1,1	2,1	0,2	-	-	-	-	2,3	0,6	1,4	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Heterosquilla S/I	4,1	2,9	1,8	0,4	1,9	0,3	1	0,1	-	-	-	-	1,6	0,4	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	0,2	0,5	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heterosquilla platensis</i>	0,7	0,1	0,3	0,01	1,9	0,8	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anfípodos 	3,1	-	2,7	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,03	3,3	0,1	-	-	-	-	16,9	0,4	14,5	2,1
Anfípodos S/I	3,1	-	2,7	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,03	3,3	0,1	-	-	-	-	9,2	0,2	7,9	1,4
Gamáridos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,7	0,2	6,6	1
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS																								
Brachyura 	42,3	12,3	24,9	23,4	1,9	0,1	1	0,04	0,9	0,5	1,1	0,02	9,3	4,5	6,4	2,1	-	-	-	-	1,5	0,3	1,3	0,02
Cangrejos S/I	22,7	7	12,1	9,4	1,9	0,1	1	0,1	0,9	0,5	1,1	0,03	6,6	3,8	4,5	1,8	-	-	-	-	1,5	0,3	1,3	0,05
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	5,8	1,1	3,7	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	1,7	0,03	1	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ovalipes trimaculatus</i>	0,7	1,1	0,3	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peltarion spinosulum</i>	8,6	2,1	4,8	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	5,2	1,1	2,5	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7	0,7	1,9	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rochinia gracilipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycheles chubutensis</i>	1	0,1	0,4	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dendrobranchiata 	40,5	71,7	23,6	57,3	25	13,2	34	19,5	14	5,5	16	3,8	33,5	35,5	24,7	40,9	7,9	20,1	5,5	1,8	-	-	-	-
<i>Pleoticus muelleri</i>	37,5	70,9	20,5	7,7	9,6	10,8	5,2	6,5	14	5,5	16	6,1	30,7	35,2	19,5	56,3	6,7	20,1	4,7	4	-	-	-	-
<i>Artemesia longinaris</i>	0,3	0,2	0,4	0,01	5,8	0,6	5,2	1,4	-	-	-	-	1,9	0,2	2,1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peisos petrunkovitchi</i>	3,8	0,4	2,5	0,2	9,6	1,8	24	10,5	-	-	-	-	1,6	0,03	3,1	0,2	1,1	0,001	0,8	0,02	-	-	-	-
<i>Austropandalus grayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Náuticaris magellanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anomura 	7,6	1,6	7,8	1,1	-	-	-	-	4,7	0,1	9,6	0,6	9,3	5,5	7,1	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharipoda doelloi</i>	1,4	0,1	0,6	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Grimothea S/I</i>	6,5	1,6	7,2	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	8,6	5,2	5,9	3,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Grimothea gregaria</i>	-	-	-	-	-	-	-																	

Predador	<i>Psammobatis extenta</i>				<i>Psammobatis normani</i>				<i>Psammobatis rudis</i>				<i>Sympterygia bonapartii</i>				<i>Sympterygia acuta</i>				<i>Zearaja brevicaudata</i>				<i>Myliobatis goodiei</i>							
Número de estómagos	97				31				48				176				245				48				91							
GRUPOS PRESA/Items presa	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR	%F	%P	%N	%IR
POLIQUETOS 	2,7	0,1	0,9	0,1	18,8	0,5	5,7	1,6	-	-	-	-	6,7	1,9	1,4	0,6	7,2	1,2	4,7	1,3	-	-	-	-	42,9	21,8	28,6	6,2	-	-	-	-
Poliquetos S/I	0,9	-	0,4	0,01	15,6	0,5	4,7	1,2	-	-	-	-	4,5	0,5	1	0,4	4,4	0,2	2,7	0,8	-	-	-	-	22	9,9	12,4	28,3	-	-	-	-
Familia Eunicidae	-	-	-	-	3,1	-	0,9	0,04	-	-	-	-	1,1	1,2	0,1	0,1	1,2	0,2	0,7	0,1	-	-	-	-	7,7	0,3	4,3	2,1	-	-	-	-
Familia Gliceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,1	0,1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	11	10,5	9,3	12,5	-	-	-	-
Familia Goniadidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Nereididae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Opheliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Phyllodocidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,2	0,1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	1,1	1,2	0,1
Familia Onuphidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,1	0,7	0,1	-	-	-	-	1,1	0,03	1,2	0,1	-	-	-	-
Familia Flabelligeridae	1,8	0,1	0,8	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Sabellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CEFALÓPODOS 	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1,8	0,5	0,1	3,4	3,9	0,7	0,4	-	-	-	-	1,9	-	0,7	0,03	12,1	8,1	8,1	5,6	-	-	-	-
Cefalópodos S/I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,1	0,1	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Illex argentinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1,8	0,5	0,1	1,1	-	0,2	0,01	-	-	-	-	1,9	-	0,7	0,04	4,4	3,2	2,5	1,4	-	-	-	-
<i>Octopus tehuelchus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	3,7	0,4	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	7,7	4,8	5,6	4,6	-	-	-	-
PECES 	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	-	1,1	0,1	3,4	0,2	0,7	0,1	4,8	1,3	3	0,6	13,5	83,1	6	28	6,6	9,6	3,7	2,5	-	-	-	-
Peces S/I	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	-	1,1	0,1	3,4	0,2	0,7	0,2	3,6	0,8	2,2	0,7	7,7	1,5	3,4	1,1	4,4	1,4	2,5	1	-	-	-	-
<i>Engraulis anchoita</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,3	0,2	0,01	-	-	-	-	1,1	1,1	0,6	0,1	-	-	-	-
<i>Merluccius hubbsi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	0,2	0,5	0,03	5,8	81,6	2,7	14,1	1,1	7,1	0,6	0,5	-	-	-	-
<i>Macruronus magellanicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agonopsis asperoculis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dules auriga</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphurus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Patagonotothen ramsayi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Raneya brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sprattus fuegensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paralichthys isosceles</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PECES AGNATOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mixin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS S/I	22,5	11,3	14,5	11,3	3,1	0,01	0,9	0,04	10,2	3,5	3,8	1,5	20,1	10,3	6,4	8,4	20	9,5	15,2	16	26,9	16,8	0,06	10,57	6,6	2,7	3,7	1,2	-	-	-	-
Crustáceos S/I	22,5	11,3	14,5	11,3	3,1	0,01	0,9	0,04	10,2	3,5	3,8	2,2	20,1	10,3	6,4	18,2	20	9,6	15,2	29,2	26,9	0,1	16,8	13,21	6,6	2,7	3,7	2,4	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isópodos 	1,8	0,3	1,2	0,1	-	-	-	-	6,1	2,4	3,3	0,7	5	0,3	1,1	0,2	5,2	0,6	4,5	0,8	-	-	-	-	1,1	0,1	0,6	0,02	-	-	-	-
Isópodos S/I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	0,1	0,4	0,04	1,2	0,1	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serolis schythei</i>	1,8	0,3	1,7	0,1	-	-	-	-	6,1	2,4	3,3	1,1	3,4	0,2	0,7	0,2	4,4	0,5	3,5	1	-	-	-	-	1,1	0,1	0,6	0,04	-	-	-	-
Estomatópodos 	-	-	-	-	6,3	4,3	1,9	0,6	6,1	4,9	1,6	0,8	2,2	3,9	0,9	0,3	2,4	4,1	1,5	0,4	-	-	-	-	3,3	3,6	1,9	0,5	-	-	-	-
Heterosquilla S/I	-	-	-	-	6,3	4,3	1,9	0,60	6,1	4,9	1,6	1,2	1,1	2,7	0,6	0,2	1,6	3	1	0,4	-	-	-	-	3,3	3,6	1,9	1	-	-	-	-
<i>Pterygosquilla armata armata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,3	0,1	0,01	0,4	0,3	0,2	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heterosquilla platensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,8	0,1	0,03	0,4	0,8	0,2	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anfípodos 	37,8	5,5	55	44,5	9,4	0,1	12,3	1,7	18,4	1,4	37,9	14	22,3	1,2	59,4	33,9	9,2	0,8	30,5	9,1	3,8	0,02	1,3	0,12	3,3	0,2	15,5	1,5	-	-	-	-
Anfípodos S/I	14,4	1,8	19,7	9	9,4	0,1	12,3	0,2	4,1	0,1	4,9	0,6	12,8	0,8	24,4	17,5	7,6	0,5	13,5	6,3	3,8	0,02	1,3	0,15	3,3	0,2	15,5	3	-	-	-	-
Gamáiidos	23,4	3,6	58,2	42,1	-	-	-	-	14,3	1,3	33	14,7	9,5	0,4	35	18,2	1,6	0,3	17,2	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTÁCEOS DECÁPODOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachyura 	1,8	7,1	0,6	0,3	12,5	6,9	4,7	2,1	2	3,2	0,5	0,2	19	16	9,6	12,2	8	4,4	6,9	2,9	-	-	-	-	13,2	17,1	8,1	9,4	-	-	-	-
Cangrejos S/I	1,8	7,1	0,8	0,4	3,1	3,8	0,9	0,20	-	-	-	-	9,5	3,4	3,7	3,6	4,8	1	3,7	1,3	-	-	-	-	11	15,5	6,8	14,1	-	-	-	-
<i>Coenophthalmus tridentatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	10,1	2,8	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	2,2	1,6	1,2	0,4	-	-	-	-
<i>Cyrtograpsus altimanus</i>	-	-	-	-	3,1	0,9	0,9	0,10	-	-	-	-	1,1	0,3	0,4	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ovalipes trimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peltarion spinosulum</i>	-	-	-	-	3,1	1,9	1,9	0,20	2	3,2	0,5	0,2	-	-	-	-	0,4	1,5	0,2	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leurocyclus tuberculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1</																			

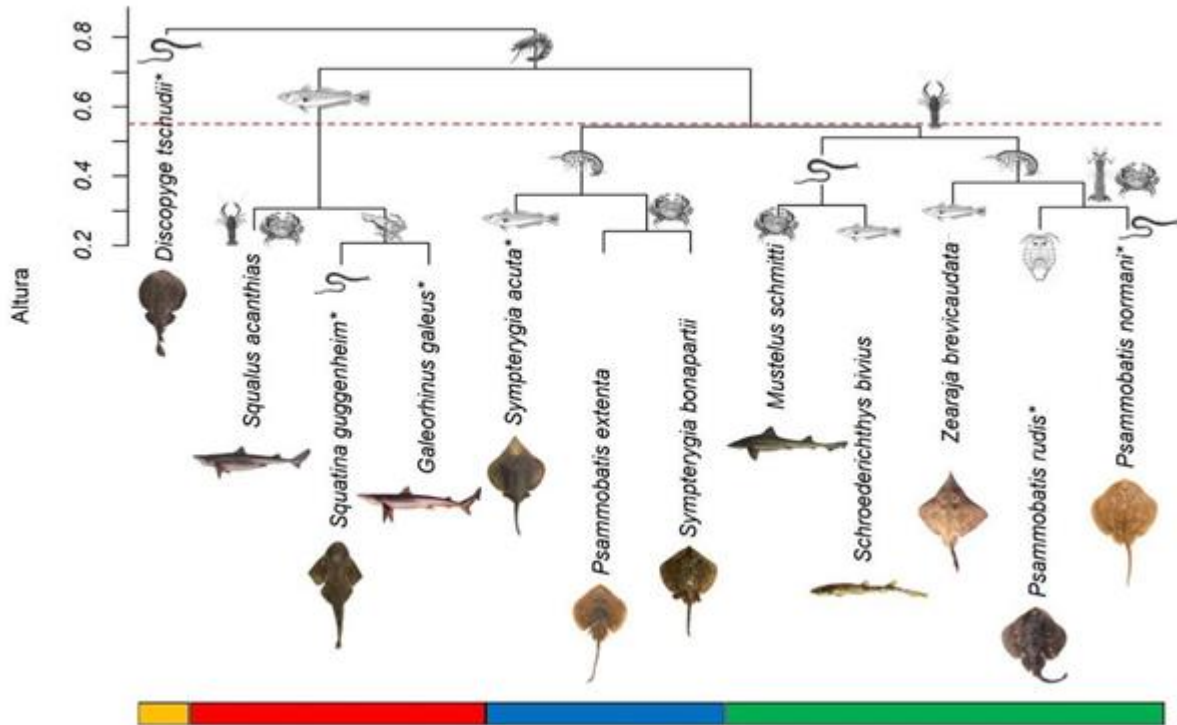


Figura 3.2. Dendrograma de similitud para la dieta (%FO) de las especies capturadas en zona profunda. Los asteriscos indican las especies para las que las curvas de diversidad trófica acumulada no alcanzaron la asíntota. Las barras de color indican los principales grupos tróficos. Los principales grupos de presas responsables de estas agrupaciones se observan en las ramas (véase tabla 3.1).

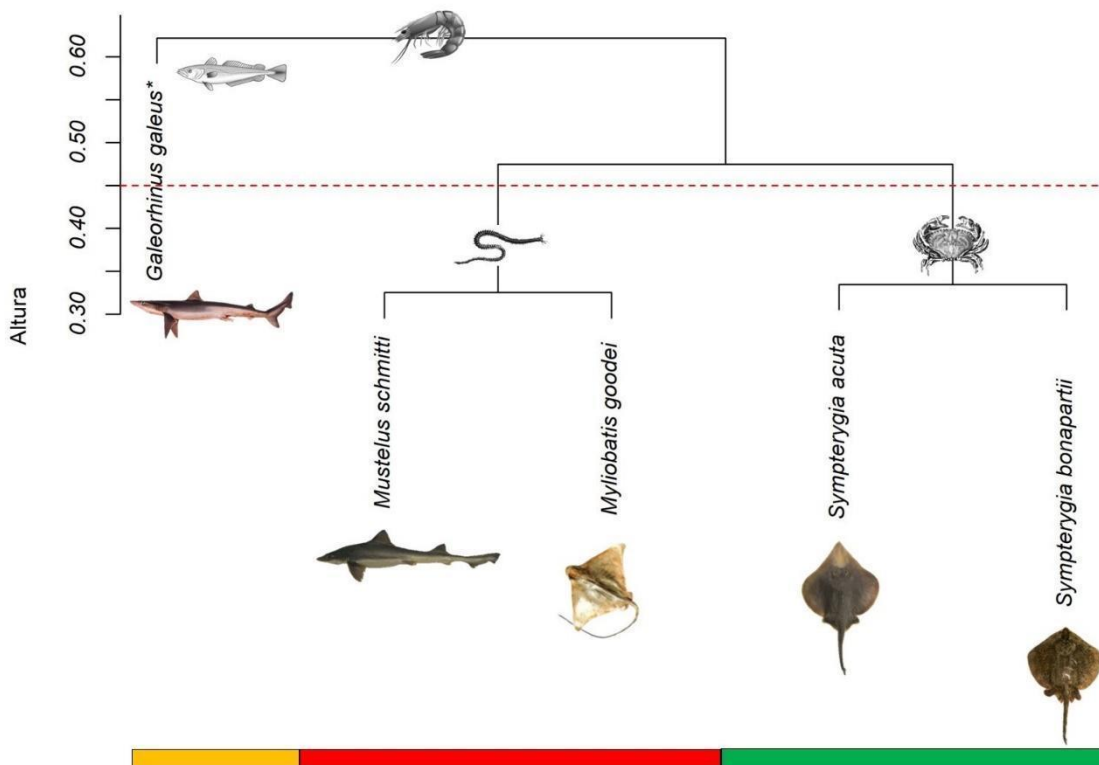


Figura 3.3. Dendrograma de similitud para la dieta (%FO) de las especies capturadas en zona costera. Los asteriscos indican las especies para las que las curvas de diversidad trófica acumulada no alcanzaron la asíntota. Las barras de color indican los principales grupos tróficos. Los principales grupos de presas responsables de estas agrupaciones se observan en las ramas (véase tabla 3.1).

Análisis de isótopos estables

Según el análisis de la composición isotópica, todos los valores obtenidos en el diagnóstico de Gelman fueron menores a 1,05 indicando que el nivel trófico (NT) y el parámetro Alfa convergen, y que los datos replicados generados con el modelo son similares a los datos observados.

Se observó que los valores de NT calculados a partir del análisis isotópico no coincidían con los calculados a partir del análisis del contenido estomacal de algunas especies (Fig. 3.4). Según el análisis isotópico, *S. acanthias* (NT= 2,55), *P. normani* (NT= 3,31) y *P. rudis* (NT= 3,38) ocuparon los niveles tróficos más bajos correspondientes a los consumidores secundarios (Fig. 3.4). Los NT más altos correspondientes a consumidores terciarios (NT > 4) fueron ocupados por *G. galeus* (NT= 4,03), *S. acuta* (NT= 4,09) y *S. guggenheim* (NT= 4,36) (Fig. 3.4). Basado en el análisis de contenidos estomacales, las especies con el menor y mayor NT fueron *S. acuta* (NT = 3,51) y *S. acanthias* (NT = 4,19), respectivamente.

La especie que presentó la mayor contribución relativa de la línea de base 1 (bivalvos) a la dieta fue *M. goodei*, mientras que *G. galeus* fue la especie con menor contribución de la línea de base 1 (Fig. 3.4), y por consiguiente una dieta con mayor aporte pelágico.

Las representaciones de los nichos isotópicos mediante elipses estándar revelaron que, mientras algunas especies difieren completamente en su ubicación media en el espacio, otras mostraban un alto grado de solapamiento. Un análisis detallado de dichos patrones muestra que el solapamiento entre nichos isotópicos sigue un patrón de agrupación similar al identificado en el análisis de contenidos estomacales. Por ejemplo, las especies que consumen poliquetos como presa principal están situadas más cerca unas de otras con un alto solapamiento (Figs. 3.2, 3.3, y elipses amarillas en la Fig. 3.5). Además, las especies identificadas como subgrupos en los dendrogramas están más próximas entre sí. Por ejemplo, *M. schmitti*, *S. bivius*, *P. rudis* y *P. normani* se identificaron como un grupo principal que se alimenta principalmente de crustáceos, pero los dos tiburones consumieron más poliquetos que las dos rayas (Fig. 3.2 y elipses verdes punteadas y sólidas en Fig. 3.5). Por otro lado, no hubo coincidencia con la localización isotópica esperada para los tiburones ictiófagos. Mientras que *S. guggenheim* fue la especie más enriquecida en $\delta^{15}\text{N}$ localizada en la posición esperada, *S. acanthias* tuvo los valores más bajos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, y *G. galeus* tuvo una localización central sin solapamiento entre ellas (elipses rojas en Fig. 3.5 y Fig. 3.6).

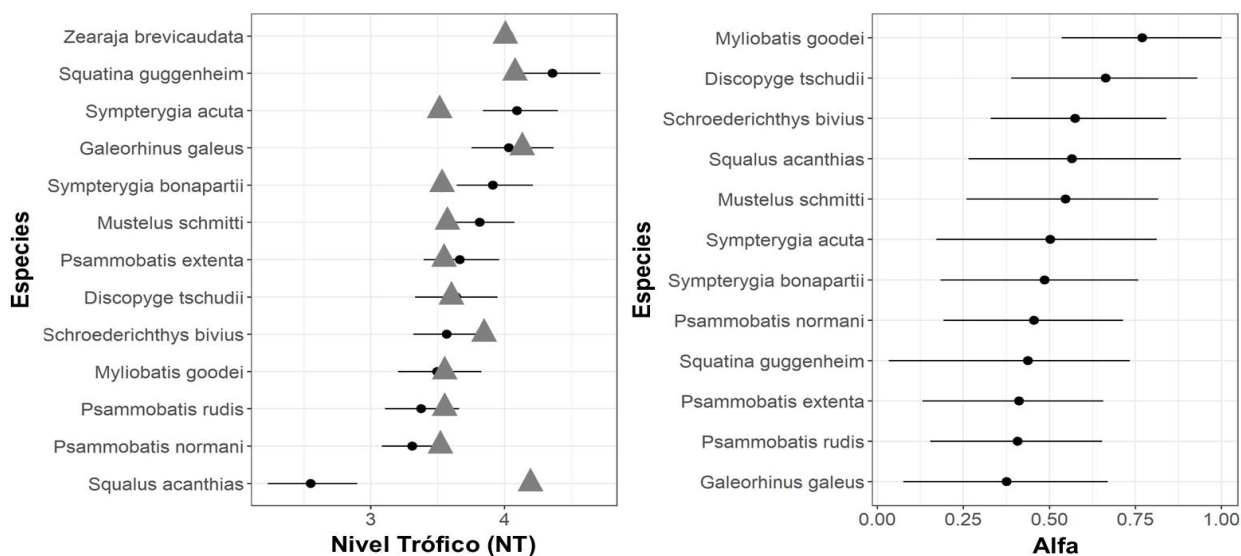


Figura 3.4. Mediana (\pm intervalo de credibilidad del 95%) de las estimaciones posteriores del nivel trófico (panel izquierdo) y aporte a la nutrición de la línea de base bentónica (Alfa en el panel derecho) basadas en el análisis de composición isotópica para las 12 especies de elasmobranquios (puntos y líneas negras). Los triángulos grises corresponden al nivel trófico estimado para cada especie basado en el análisis de contenidos estomacales.

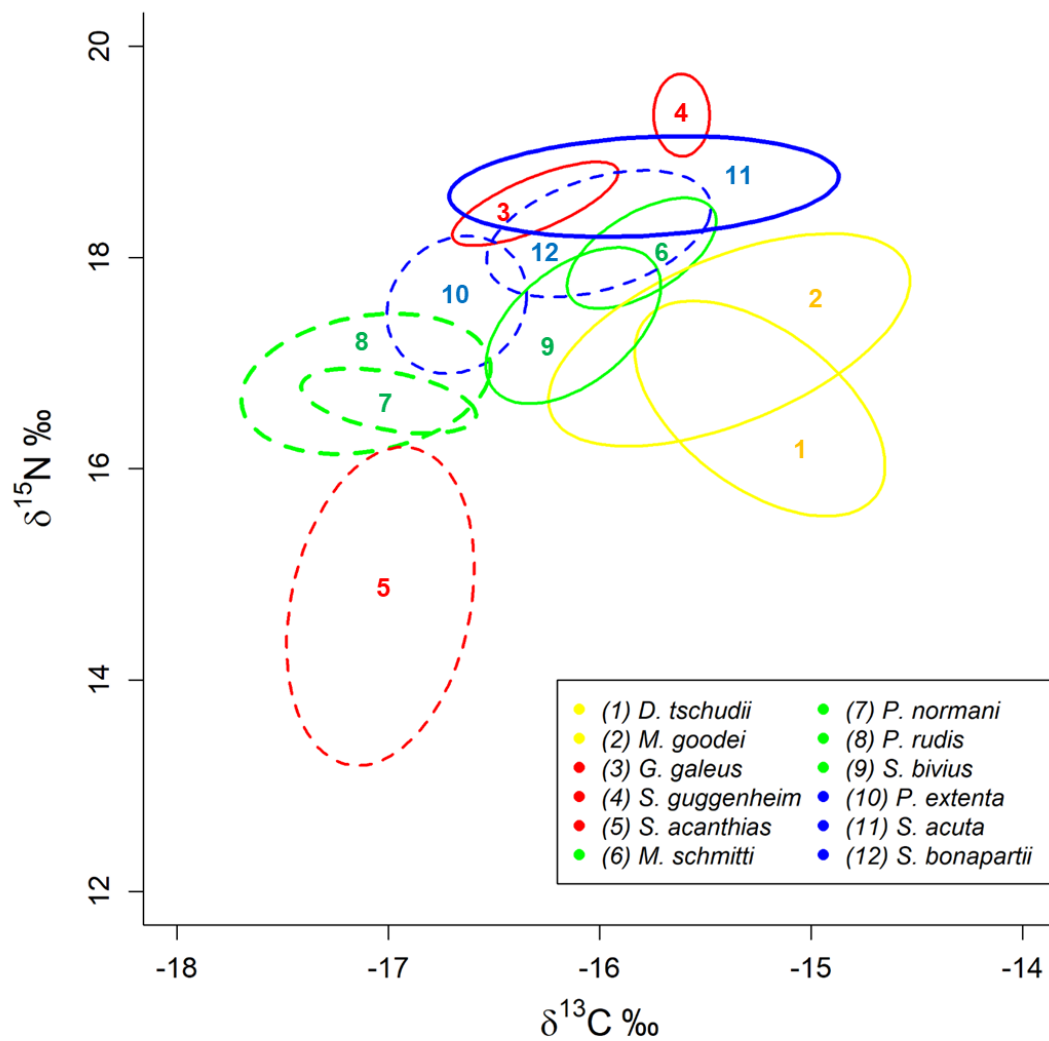


Figura 3.5. Áreas de la elipse estándar, representando el nicho isotópico de la comunidad de elasmobranchios de la Patagonia Central. El color de las elipses corresponde a los principales grupos tróficos identificados en el dendrograma de similitud de las especies capturadas en las zonas profundas y costeras como consumidores de poliquetos (amarillo), crustáceos (verde), anfípodos (azul) y peces (rojo). Las líneas punteadas y sólidas indican las especies identificadas como "subgrupos" en el dendrograma de similitud.

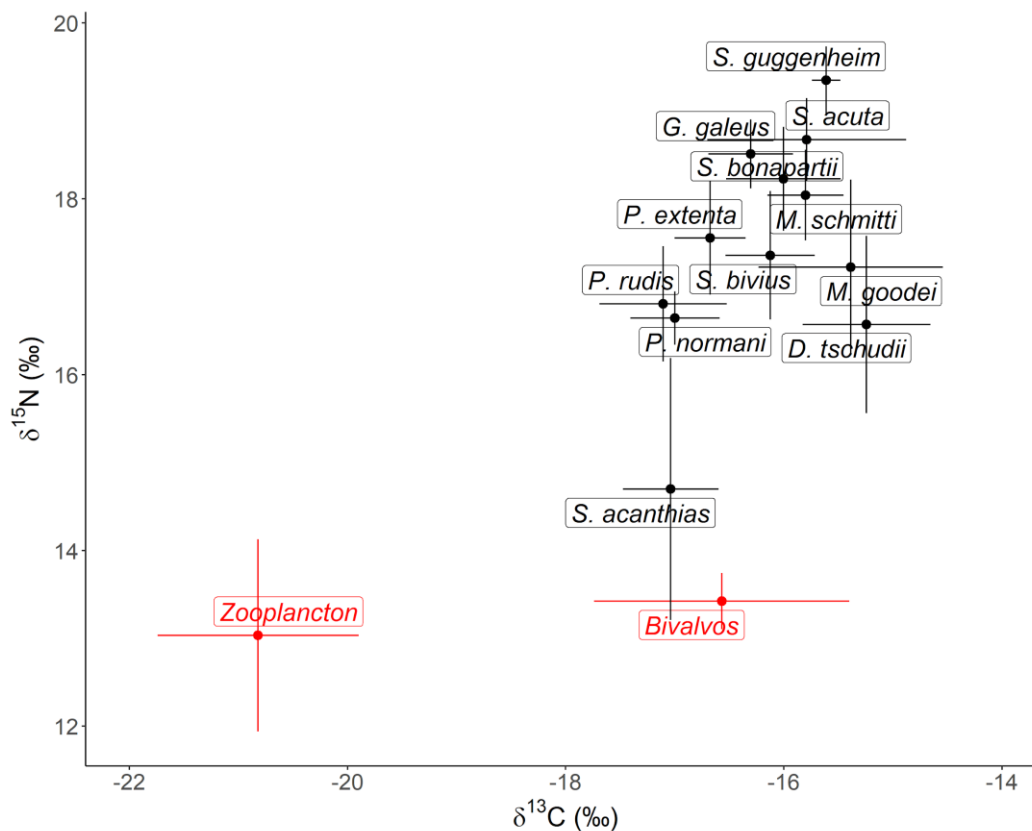


Figura 3.6. Biplot $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ de la comunidad de elasmobranquios de Patagonia Central (media \pm DE) en un espacio de nicho isotópico. En rojo se presenta una línea de base pelágica (zooplancton) y una línea de base bentónica (bivalvos).

DISCUSIÓN

Las investigaciones sobre las relaciones tróficas entre las especies de elasmobranquios de la Patagonia Central son limitadas. Como se mencionó en la introducción del presente capítulo, los estudios previos se centran en especies individuales o en pequeños grupos de especies, por lo que este trabajo constituye el análisis más completo de las interacciones tróficas y roles ecológicos de las diferentes especies que componen el ensamble de elasmobranquios en la Patagonia Central.

Respecto al análisis entre los principales grupos taxonómicos de elasmobranquios, los tiburones tienen dietas similares, consumiendo principalmente peces y decápodos del suborden Dendrobranchiata, mientras que los batoideos consumen principalmente poliquetos, anfípodos y decápodos del suborden Dendrobranchiata y del infraorden Anomura. Las presas comunes entre las 12 especies de elasmobranquios analizadas (con la excepción de *D. tschudii*, que se alimenta casi exclusivamente de poliquetos) fueron los crustáceos decápodos, en particular el langostino

patagónico *Pleoticus muelleri*. Estos descubrimientos difieren de los estudios publicados sobre la dieta de elasmobranquios en Argentina, probablemente atribuidos a variaciones en la disponibilidad de presas en las diferentes ubicaciones geográficas y temporadas de muestreo (Material suplementario Tabla MS1) lo que resalta la importancia de Patagonia Central como una zona de alimentación única en Argentina.

Las diferencias en la composición de la dieta de las especies de elasmobranquios encontradas en este estudio entre los sitios de captura podrían deberse a un mayor consumo de crustáceos Dendrobranchiata por parte de los individuos capturados en zonas profundas en comparación con los capturados en zonas costeras. La mayor frecuencia de *P. muelleri* en la dieta de los individuos capturados incidentalmente estaría relacionada con su mayor disponibilidad y con el suministro suplementario de alimento resultante de los descartes de las pesquerías locales (Pasti *et al.* 2021). La abundancia absoluta y relativa de crustáceos respecto al número de peces aumentó en los caladeros de la Patagonia Central durante la última década (Funes 2020). Este aumento se vio favorecido por la abundancia de *P. muelleri*, que soportó sus mayores capturas históricas (Moriondo *et al.* 2017), y *Grimothea gregaria*, formando grandes agrupamientos del ecotipo pelágico (Ravalli *et al.* 2013, Diez *et al.* 2016). De acuerdo con este predominio de crustáceos, *P. muelleri* y *G. gregaria* son especies clave en la estructura de la red trófica local, siendo las dos especies más vinculadas (Funes *et al.* 2022). Además de la alta disponibilidad de *P. muelleri*, la pesquería local de arrastre de fondo de langostino patagónico introduce en el sistema individuos de la especie como descarte. Los descartes consisten principalmente en excedentes de *P. muelleri* e individuos de esta especie con escaso valor comercial como juveniles por debajo de la talla comercial (Pettovello 2016). Por ejemplo, aproximadamente 40.000 toneladas de *P. muelleri* (16% de la captura total anual) fueron descartadas por toda la pesquería en aguas de jurisdicción nacional durante 2018 (Moriondo y de la Garza 2019). Una estimación del excedente descartado por la flota costera de Puerto Rawson entre diciembre de 2019 y febrero de 2020, basada en observaciones de observadores a bordo, fue de aproximadamente 500 toneladas (ver Pasti *et al.* 2021). El aporte constante de materia orgánica en forma de descartes pesqueros puede desempeñar un papel crucial en las comunidades marinas y en las redes tróficas marinas (Kaiser y Spencer 1994). Los descartes reabastecen a la comunidad de carroñeros de una parte de la biomasa extraída por la pesca, lo que aumenta la disponibilidad de alimento y altera la abundancia relativa de presas (Kaiser *et al.* 2002, Agnetta *et al.* 2019). Estudios previos en la región patagónica documentaron el consumo de descartes pesqueros por especies de elasmobranquios como *Bathyraja brachyurops* y *M. schmitti* (ej.: Cristiniani 2016, Tschopp *et al.* 2020, Pasti *et al.* 2021). Este consumo de descartes

promovió cambios significativos en la red trófica local, aumentando la omnivoría y disminuyendo el nivel trófico medio y la estabilidad general de la red trófica (Funes *et al.* 2022). Según la teoría del forrajeo óptimo (Schoener 1974), se espera que las especies bento-demersales evaluadas en este estudio se alimenten de forma que maximicen su ingesta energética y minimicen los costos energéticos del forrajeo. Considerando esta hipótesis, el solapamiento observado en las dietas de las especies podría ser el resultado del cambio en el suministro de presas producido por el aumento de la abundancia de langostinos más los descartes de las pesquerías.

Identificar el papel de los predadores tope y mesopredadores en esta comunidad de elasmobranquios es fundamental para comprender las posibles consecuencias de los cambios en la biodiversidad y la abundancia de especies en la dinámica trófica del sistema (Ritchie y Johnson 2009). A pesar de la diversa y abundante comunidad de elasmobranquios de la Patagonia Central, muchas de las especies ocupan posiciones tróficas similares. Los resultados obtenidos a partir de los análisis de contenidos estomacales e isótopos estables mostraron que las especies ictiófagas, en particular los tiburones (*S. guggenheim* y *G. galeus*) y la raya *Z. brevicaudata* tenían los mayores NT porque se alimentan principalmente de peces óseos. El NT superior a 4,0 para las especies mencionadas anteriormente, sugiere que estos elasmobranquios juegan un papel importante como predadores tope en la Patagonia Central. Por el contrario, las rayas *S. acuta*, *P. normani*, *S. bonapartii*, *P. extenta*, *P. rudis*, *M. goodei*, *D. tschudii*, y los tiburones *M. schmitti* y *S. bivius* podrían considerarse mesopredadores, ya que presentaron un NT inferior a 4,0. Además se observó que el NT calculado a partir del análisis isotópico no coincidía con el cálculo del contenido estomacal de *S. acanthias*. A pesar de ser un tiburón ictiófago, *S. acanthias* presentaba los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ más bajos. Los valores de isótopos estables son una integración a largo plazo de la alimentación, por lo que los valores isotópicos de tiburones muy móviles como *S. acanthias* podrían reflejar la búsqueda de alimento tanto dentro como fuera de la zona de estudio (Heithaus *et al.* 2013). Estudios previos revelaron que *S. acanthias* tenía altas tasas de depredación del zooplancton gelatinoso, con valores de frecuencia >30%. (Diaz Briz *et al.* 2017). La fragilidad, la rápida digestión y la ausencia de partes duras preservables en los organismos gelatinosos dificultan su identificación en el análisis del contenido estomacal (Diaz Briz *et al.* 2017) por lo que considero que el consumo de esta presa de bajo nivel trófico fue subestimado en el análisis de contenidos estomacales, pero detectada por el análisis de isótopos estables como indica el bajo $\delta^{15}\text{N}$. Otro caso llamativo es el de *S. acuta*, ya que el NT calculado a partir de los contenidos estomacales es menor al obtenido a partir del análisis de isótopos estables. Esto puede deberse a que en esta tesis la dieta de esta especie estuvo compuesta principalmente por crustáceos decápodos Dendrobranchiata, pero en

otras regiones, *S. acuta* es una importante predadora de peces (Barbini 2011, Barbini y Lucifora 2016b, Belleggia *et al.* 2019) los que poseen un mayor NT y esto estaría siendo detectado por el análisis de isótopos estables.

Si bien las especies estudiadas ocupan niveles tróficos en un rango acotado, los tiburones y batoideos de la zona pueden clasificarse en los gremios tróficos identificados por los dendrogramas de similitud (Figs. 3.2 y 3.3). Esta clasificación está parcialmente respaldada por las señales de isótopos estables, como indican las localizaciones de las elipses (Fig. 3.5), con la excepción de los tiburones ictiófagos. Los elasmobranquios con mayor dependencia de la trama trófica bentónica coinciden con especies que consumen en su mayoría poliquetos como las rayas *M. goodei* y *D. tschudii*. Por el contrario, el tiburón *G. galeus* y las rayas *P. rudis* y *P. extenta* fueron las especies con menor dependencia de la línea de base bentónica. Esto era de esperarse, ya que, en este estudio, *G. galeus* fue identificado como una especie ictiófaga, *P. rudis* consumió crustáceos Anomura, principalmente el ecotipo pelágico de *G. gregaria* y *P. extenta* consumió anfípodos gamáridos. Estas últimas observaciones muestran que incluso rayas como *P. rudis*, de las que se cree que se alimentan principalmente de fuentes bentónicas debido a sus cuerpos aplanados dorsoventralmente (Vaudo 2011) pueden mostrar plasticidad en su comportamiento alimenticio, utilizando recursos de otras áreas de la columna de agua. En general, los resultados obtenidos en la presente tesis a partir de los análisis de contenidos estomacales e isótopos estables indican que los elasmobranquios en Patagonia Central tienen un grado limitado de partición de recursos. Sin embargo, la coexistencia de especies con hábitos tróficos similares puede ser posible por el hecho de que las poblaciones de dichas especies pueden permanecer por debajo de la capacidad de carga y, además, está relacionada con la abundancia de recursos alimenticios (Colwell y Futuyma 1971), que no parece estar limitada en el área de estudio, y altos valores de solapamiento no implican necesariamente competencia, excepto cuando los recursos son escasos (Cartes 1998). Existen estudios que señalan que la gran diversidad y abundancia de crustáceos permiten la explotación de éstos por un gran número de depredadores, evitando relaciones competitivas (Platell *et al.* 1998, Marshall *et al.* 2008). Es posible que esto mismo esté sucediendo con los elasmobranquios estudiados en esta tesis, ya que, como se dijo anteriormente, durante la última década se observó en Patagonia Central, un aumento de la abundancia absoluta y relativa de crustáceos respecto al número de peces (Funes 2020).

CAPÍTULO 4

Superposición entre la dieta de las especies de elasmobranquios y las capturas de la pesquería de arrastre de langostino patagónico

INTRODUCCIÓN

La actividad pesquera se considera una de las amenazas más importantes para los ecosistemas marinos en todo el mundo (Guillen *et al.* 2018) a través de impactos directos e indirectos sobre las poblaciones de peces (Stevens *et al.* 2000). Los efectos indirectos de la actividad pesquera implican interacciones tróficas a nivel comunitario a través de la eliminación selectiva de depredadores o presas, la eliminación de competidores y la sustitución de especies (Stevens *et al.* 2000). Estas alteraciones del sistema pueden afectar principalmente a los depredadores de niveles tróficos superiores a NT= 3 (Smith *et al.* 2011) como los elasmobranquios, promoviendo en algunos casos, cambios en sus hábitos alimentarios (Tschopp *et al.* 2020). Por ejemplo, entre 1994 y 1999, la sobrepesca de *Merluccius hubbsi* cambió la abundancia relativa de presas en la dieta de *Squalus acanthias* en aguas patagónicas, con una transición de *M. hubbsi* al calamar *Illex argentinus* como presas principales (Koen Alonso *et al.* 2002). Otro aspecto de la actividad pesquera que podría afectar significativamente a la estructura de la red trófica y al funcionamiento de los ecosistemas son los descartes pesqueros (Lejeune *et al.* 2022). Se estima que, a nivel mundial, los descartes representan entre 7 y 10 millones de toneladas al año, lo que supone casi el 10 % de las capturas (Kelleher 2008, Zeller *et al.* 2018). Estudios previos sugieren que el aporte constante de materia orgánica en forma de descartes pesqueros podría repercutir de diversas formas en las redes tróficas marinas, al reabastecer una parte de la biomasa extraída por la pesca a la comunidad de carroñeros y a otras especies carroñeras no típicas, potenciando la producción secundaria (Groenewold y Fonds 2000, Bluhm y Bechtel 2003, Jenkins *et al.* 2004), especialmente al proporcionar una fuente abundante de alimento para una variedad de consumidores demersales y bentónicos (Lejeune *et al.* 2022). Varios estudios han demostrado que los depredadores tienden a moverse hacia áreas perturbadas por la pesca de arrastre (Hall *et al.* 1993, Kaiser y Spencer 1994, Collins *et al.* 1999, Demestre *et al.* 2000) y que la fauna descartada o dañada por las artes de pesca son una fuente importante de alimento para ciertas especies que ocupan diferentes niveles tróficos y varias posiciones en la columna de agua como crustáceos, aves y peces. Por ejemplo, los peces de arrecife de la Patagonia probablemente consumen merluza descartada por la pesquería de langostino (Funes *et al.* 2019). De igual manera, al menos cuatro especies de aves marinas

consumen langostinos descartados (Marinao y Yorio 2011), al igual que el crustáceo generalista *Grimothea gregaria* (Varisco y Vinuesa 2007). El consumo de descarte también fue documentado en diversas especies de condriictios con varios casos de estudios previos que reportan el consumo de descarte por parte de tiburones y rayas (ej: Hill y Wassenberg 1990, Buren 2004, Dolgov 2005, Jones 2007, Herrera *et al.* 2012, Cristiniani 2016).

Específicamente, estudios recientes en la región patagónica han documentado el consumo de descartes pesqueros como la merluza y el langostino por elasmobranquios (ej: Tschopp *et al.* 2020, Pasti *et al.* 2021). Tschopp *et al.* (2020) compararon la dieta de cinco especies de rayas del género *Bathyraja*, utilizando datos obtenidos de la captura incidental de la pesquería de la merluza en el norte y centro de la Patagonia y Pasti *et al.* (2021) estudiaron la dieta de *Mustelus schmitti* en la Patagonia Central utilizando datos obtenidos de la captura incidental de la pesquería de langostino. *Bathyraja brachyurops* y *M. schmitti* mostraron hábitos carroñeros, evidenciado por la presencia de cabezas de *M. hubbsi* que provienen del procesamiento a bordo, en los contenidos estomacales de *B. brachyurops* (Tschopp *et al.* 2020) y por el alto porcentaje (85%) de langostinos sin cefalotórax encontrados en los estómagos de *M. schmitti* (Pasti *et al.* 2021). Esto era de esperarse, ya que aproximadamente el 40% de los desechos (26.000 toneladas) generados por el proceso de fileteado de *M. hubbsi* se descarta (Dato 2006, Cretton *et al.* 2016) y durante 2018, el 16% de la captura total de langostino (252.715 toneladas) de la pesquería de arrastre de langostino patagónico fue descartada (Moriondo y de la Garza 2019).

Además de los estudios que señalan el aprovechamiento del descarte por parte de los elasmobranquios, existen otros que dan indicios sobre la superposición entre la pesquería de arrastre y la dieta de estas especies. Por ejemplo, Cristiniani (2016) estudió la dieta de *Psammobatis rudis* entre los 41 y 48° S, donde el langostino *P. muelleri* fue la especie más consumida y señaló que esta raya estaría explotando de manera directa el mismo recurso que la pesca comercial, el langostino. Además, Dunn *et al.* (2010) analizaron la dieta de *Galeorhinus galeus* al este de Nueva Zelanda, donde la merluza fue el ítem presa dominante y señalaron que un estómago contenía 13 merluzas de tamaño similar, completas y muy frescas siendo posible que éstas se hayan comido en la red durante el arrastre.

Además de los cambios en la dieta a nivel específico, existen evidencias de cambios en la estructura, funcionamiento y composición de los ensambles de peces que habitan el norte y centro de la Patagonia (Funes *et al.* 2019, Funes 2020, Rincon-Díaz *et al.* 2021, Galván *et al.* 2022, Valiñas *et al.* 2022). Los ensambles de peces en el Golfo San Jorge (GSJ) mostraron una disminución en la proporción de elasmobranquios a teleósteos y una disminución general en las tallas máximas de los peces (Funes 2020). Estas dos tendencias en la Patagonia central son las

alteraciones ecosistémicas más esperadas dada la sensibilidad de las especies longevas y su alta capturabilidad por la pesca de arrastre (Reynolds *et al.* 2001). Además, una remoción de rasgos funcionales en caladeros del langostino patagónico con uso prolongado y alta intensidad de arrastre condujo a una homogeneización de rasgos en el GSJ desde la década de 2000, con rayas y tiburones que coinciden con los rasgos funcionales de las especies más vulnerables (Rincón Díaz *et al.* 2021). Tal escenario de cambios a nivel específico y comunitario llama a aumentar el conocimiento sobre la ecología de los elasmobranquios en el Atlántico Sudoccidental, particularmente en la Patagonia Central, un ecosistema impactado por la pesquería de arrastre.

La estimación del impacto de las pesquerías en las relaciones tróficas de las comunidades marinas se ve dificultada por las limitaciones inherentes a las técnicas de evaluación de la dieta utilizadas tradicionalmente (Lejeune *et al.* 2022). Frente a este desafío, los estudios de las redes tróficas permiten cuantificar la complejidad de un sistema y pueden ser abordados desde la topología o la energética de la red (Funes 2020). Los estudios de la topología son una herramienta muy utilizada para rastrear los impactos antrópicos como la pesca en la trama trófica (Pérez-Matus *et al.* 2017). Una buena aproximación para el entendimiento de las redes tróficas es su representación en forma de grafo. Los grafos se constituyen como una herramienta ideal para analizar datos complejos relacionales (Barnes y Harary 1983) y permiten estudiar distintos aspectos de la estructura y estabilidad de las redes y evaluar el impacto de cambios en las condiciones del sistema (Cordone 2022) al explicitar las relaciones entre entidades. Un grafo es entendido como un conjunto de vértices o nodos que se relacionan a través de arcos o flechas (Harary 1960). Los nodos representan entidades (especies o grupos de especies) y compartimientos no vivos (ej.: material orgánico particulado, detrito) y los arcos o flechas las relaciones entre estas entidades, que, en el caso de las redes tróficas, son de tipo predador-presa o canibalismo.

Como las interacciones tróficas son en gran parte las responsables de la dinámica y la estabilidad de un sistema (Allesina y Pascual 2008); los enfoques de redes permiten evaluar en profundidad las consecuencias ecológicas de la pesca a través de los efectos directos e indirectos (Bieg *et al.* 2018). Por ejemplo, la incorporación de las pesquerías como nodos dentro de las redes tróficas proporciona información sobre sus impactos en las comunidades marinas (Pérez-Matus *et al.* 2017, Ávila-Thieme *et al.* 2021) y esto se refleja en la topología de las redes tróficas como ganancias o pérdidas de nodos, o alteraciones en los enlaces (Funes 2020). Por lo tanto, el presente capítulo tiene por objetivo evaluar la interacción de las 13 especies de elasmobranquios estudiadas (*Discopyge tschudii*, *Squalus acanthias*, *Squatina guggenheim*,

Galeorhinus galeus, *Sympterygia acuta*, *Psammobatis extenta*, *Sympterygia bonapartii*, *Mustelus schmitti*, *Schroederichthys bivius*, *Zearaja brevicaudata*, *Psammobatis rudis*, *Psammobatis normani* y *Myliobatis goodei*) y la pesquería de arrastre de langostino patagónico que opera en la Patagonia Central entre los 41° y 47°S a partir del análisis de superposición de recursos (grafos secundarios) derivados de una aproximación topológica de redes.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente capítulo se trabajó sobre la red trófica realizada por Funes (2020) para el Golfo San Jorge (GSJ) situado en la costa chubutense (45°- 47°S) y a la que se le actualizó la dieta correspondiente a las 13 especies de elasmobranchios estudiadas en esta tesis, utilizando los resultados obtenidos del análisis de contenidos estomacales (capítulo 2). Funes (2020) reconstruyó la trama trófica del GSJ integrando todos los estudios disponibles sobre la dieta de los animales marinos de la zona mediante una búsqueda bibliográfica sistemática y por consulta a diferentes autores que trabajan en la zona. Sólo incluyó los trabajos que aplicaron las metodologías de análisis de contenido estomacal u observación directa. En los casos en que alguna especie o nodo fuera reportada en el GSJ pero su dieta no estuviese descripta para el sitio, admitió estudios realizados en áreas cercanas pero incluyendo sólo las presas reportadas para el GSJ. Luego, las interacciones se ordenaron en una matriz xy donde los predadores ocuparon las columnas y las presas las filas, y se asignó 1 o 0 a cada intersección a_{ij} según la presencia o ausencia de interacción trófica, respectivamente. Por último, se incorporó el efecto de la pesquería en el sistema construyendo una segunda red que incluye a la pesquería como consumidor y al consumo de descartes pesqueros. Las especies capturadas por la pesca fueron asignadas como presas y para ello se tomaron de las fichas de las campañas 2017 y 2018 de langostino del Programa de Pesquerías de Crustáceos del INIDEP (Funes 2020). Para incluir las interacciones tróficas originadas por la producción de descarte, Funes (2020) asumió que el descarte estaba enteramente representado por merluza, basándose en el amplio predominio de la merluza en la composición del descarte (Góngora 2011); e identificó a sus consumidores a partir de estudios de observación directa sobre buques pesqueros (ej.: González-Zevallos y Yorio 2011) o por la presencia de merluza en el contenido estomacal de carroñeros o consumidores oportunistas (ej.: Vinuesa y Varisco 2007a, Copello *et al.* 2008). Ambas redes (con y sin pesca) para las 13 especies en estudio fueron comparadas mediante la representación gráfica en forma de red del grafo secundario de superposición de nicho trófico. Para cada una de las especies en estudio se calculó el nivel trófico y se lo comparó antes y después de la introducción de la pesca en la red, como un indicador de la vulnerabilidad de las especies, ya que al aumentar el NT

disminuye la máxima biomasa poblacional posible de un depredador debido a la eficiencia en la transferencia de energía entre presas y predadores (Jennings *et al.* 2002, Trebilco *et al.* 2013). Además, se calculó el número total de presas compartidas (cantidad de interacciones superpuestas potencialmente competitivas) para cada especie. Este número se obtuvo de la suma de todas las presas que comparten cada una de las 13 especies estudiadas con el resto de las especies. Por último, se calculó el índice “betweenness centrality” (BC) como indicador de la influencia de cada especie en la red. Este índice se basa en cuantificar la frecuencia con la que el nodo i se encuentra en el camino más corto entre cada par de nodos j y k calculado como:

$$BC_i = \frac{2 \times \sum_{j \leq k} g_{jk}(i) / g_{jk}}{(N-1)(N-2)}$$

donde $i \neq j$ y k , g_{jk} es el número de pasos más cortos e iguales entre los nodos j y k , y $g_{jk}(i)$ es el número de estos pasos en los que está presente el nodo i (g_{jk} podría ser igual a uno), con el denominador igual a dos veces el número de pares de nodos sin nodo i . Este índice mide la centralidad de un nodo reflejando la incidencia del nodo en muchos de los pasos más cortos de la red. Si BC_i es alto para el nodo i , significa que éste desempeña un papel importante en la propagación de los efectos indirectos (Freeman 1978). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando los paquetes “multiweb” (Saravia 2019), “igraph” (Csardi y Nepusz 2006) y “NetIndices” (Soetaert *et al.* 2015) del Programa R v 4.2.2 (R Development Equipo central 2022).

RESULTADOS

En la red trófica sin pesca, las especies que presentaron el mayor número de interacciones superpuestas fueron *Sympterygia bonapartii*, *Mustelus schmitti* y *Schroederichthys bivius*, respectivamente (Fig. 4.1, Tabla 4.1). Al analizar el nivel trófico para cada una de las 13 especies estudiadas, *Galeorhinus galeus* (NT= 4,0) y *Squatina guggenheim* (NT= 3,8) presentaron los mayores valores (Tabla 4.2). En base a Betweenness Centrality, *M. schmitti* (BC= 44,1) presentó el valor más alto, seguido por las rayas del género *Psammobatis* (BC= 12,2-15,2) (Tabla 4.2). Al incorporar a la pesca y sus capturas a la red, se observó un aumento en el número de interacciones de las especies, donde *S. bivius*, *Zearaja brevicaudata* y *G. galeus* fueron las que compartieron el mayor número de presas con la pesca (Fig. 4.2, Tabla 4.1), lo que a su vez puede observarse por el ancho de las líneas rojas en el gráfico con pesca (Fig. 4.2). No se observó interacción entre *Discopyge tschudii* y la pesca (Fig. 4.2) ya que en esta tesis no comparten presas y además esta especie no consume langostino ni merluza (Capítulo 2). Cabe destacar

que el resto de las interacciones con la pesca son fuertes o medias en relación a las interacciones dentro del ensamble de elasmobranquios, ya que no se observan líneas delgadas entre la pesca y las especies (Fig. 4.2). Al analizar el nivel trófico para cada una de las 13 especies estudiadas y la pesca, esta última se posicionó como un depredador tope en la red capturando presas en distintos niveles tróficos y exhibiendo un mayor nivel trófico (4,3) que los elasmobranquios de tamaño medio aquí estudiados (Tabla 4.2). Además, la introducción de la pesca como nodo provocó un pequeño aumento en el NT de todas las especies (0,2 o 0,1 NT) excepto para *G. galeus* que se mantuvo igual (Tabla 4.2). En base a BC, también se observó un aumento en el valor para todas las especies, excepto para *Myliobatis goodei* que se mantuvo igual y para *S. bonapartii* que presentó una disminución (Tabla 4.3).

Tabla 4.1. Comparación entre el número total de presas compartidas (interacciones superpuestas potencialmente competitivas) para cada una de las 13 especies de la red trófica con y sin la pesca. Además, se presenta la diferencia absoluta entre el número de interacciones.

Especie	N° de interacciones		Diferencia absoluta
	Sin pesca	Con pesca	
<i>Sympterygia bonapartii</i>	112	121	9
<i>Mustelus schmitti</i>	104	111	7
<i>Schroederichthys bivius</i>	98	117	19
<i>Sympterygia acuta</i>	93	101	8
<i>Myliobatis goodei</i>	83	90	7
<i>Psammobatis rudis</i>	79	84	5
<i>Psammobatis extenta</i>	70	74	4
<i>Psammobatis normani</i>	60	63	3
<i>Galeorhinus galeus</i>	49	59	10
<i>Zearaja brevicaudata</i>	50	63	13
<i>Squalus acanthias</i>	49	55	6
<i>Squatina guggenheim</i>	45	53	8
<i>Discopyge tschudii</i>	42	42	0
PESCA		71	

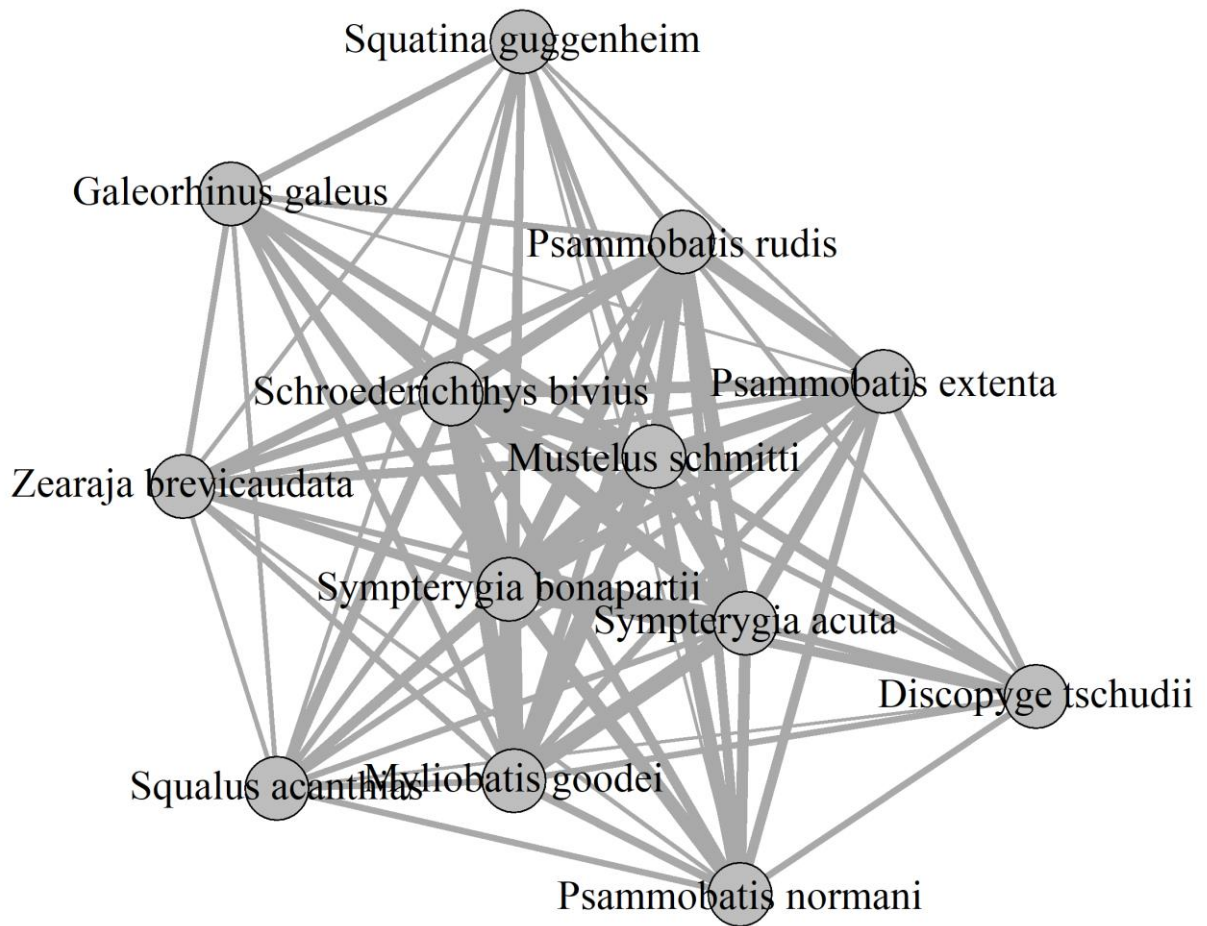


Figura 4.1. Representación en forma de red sin pesca del grafo secundario de superposición de nicho para las 13 especies en estudio. El ancho de las líneas indica la interacción entre las especies, siendo más anchas las que comparten más presas.

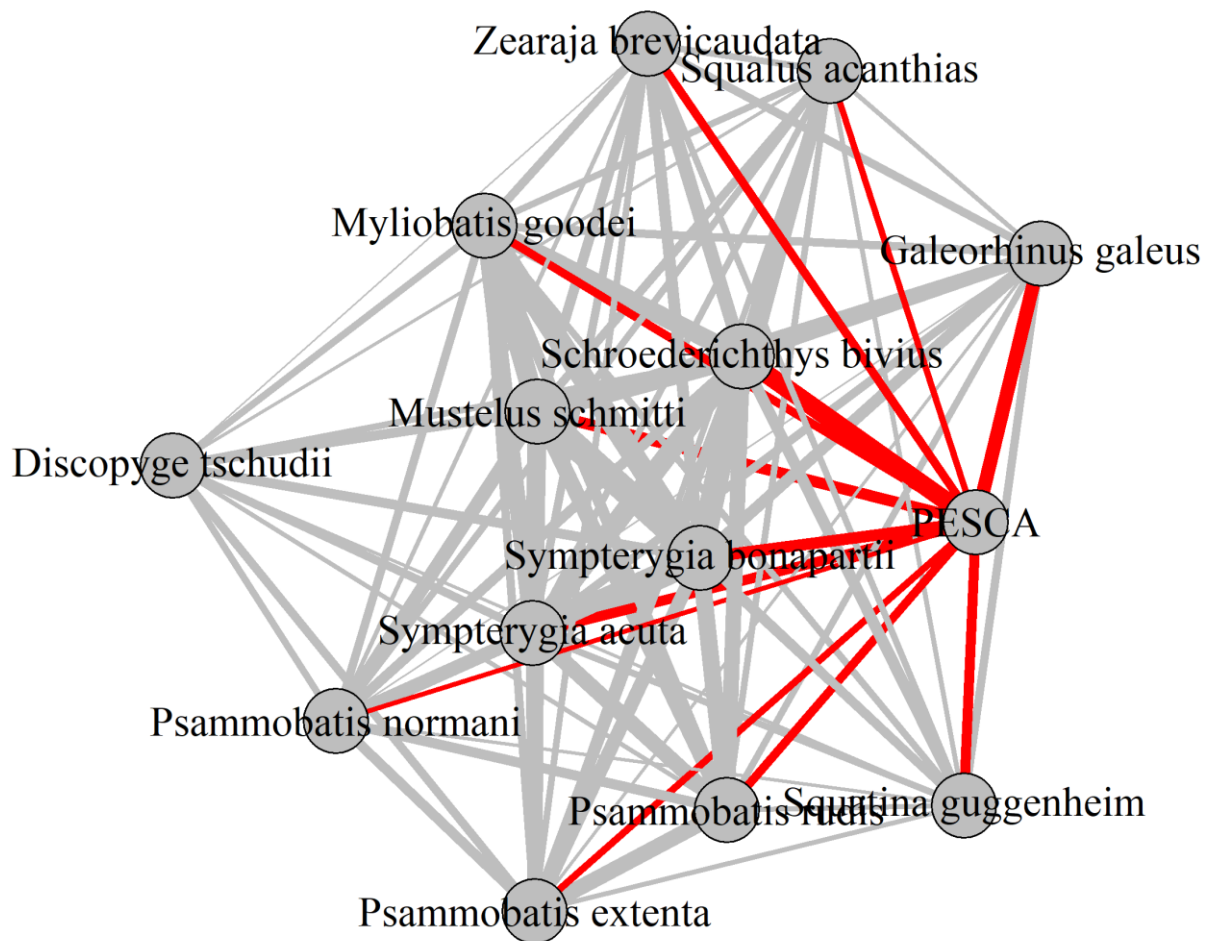


Figura 4.2. Representación en forma de red con pesca del grafo secundario de superposición de nicho para las 13 especies en estudio. El ancho de las líneas indica la interacción entre las especies, siendo más anchas las que comparten más presas. Las líneas rojas corresponden a las interacciones de la pesca.

Tabla 4.2. Comparación del nivel trófico y betweenness centrality (BC) para las trece especies de elasmobranquios analizadas en el presente estudio para la red sin y con la pesca.

Sin pesca			Con Pesca		
Especie	NT	BC	Especie	NT	BC
			PESCA	4,3	
<i>Galeorhinus galeus</i>	4,0	0	<i>Galeorhinus galeus</i>	4,0	1,3
<i>Squatina guggenheim</i>	3,8	0	<i>Squatina guggenheim</i>	4,0	0,4
<i>Zearaja brevicaudata</i>	3,6	0	<i>Zearaja brevicaudata</i>	3,8	0,1
<i>Squalus acanthias</i>	3,5	5,2	<i>Schroederichthys bivius</i>	3,6	5,8
<i>Schroederichthys bivius</i>	3,4	0	<i>Squalus acanthias</i>	3,6	5,8
<i>Psammobatis rudis</i>	3,1	15,2	<i>Psammobatis rudis</i>	3,3	17,3
<i>Sympterygia acuta</i>	3,0	5,4	<i>Psammobatis normani</i>	3,2	14,6
<i>Myliobatis goodei</i>	3,0	10,8	<i>Sympterygia acuta</i>	3,2	9,8
<i>Sympterygia bonapartii</i>	3,0	8,7	<i>Myliobatis goodei</i>	3,1	10,8
<i>Psammobatis normani</i>	3,0	13,4	<i>Sympterygia bonapartii</i>	3,1	5,4
<i>Psammobatis extenta</i>	2,9	12,2	<i>Psammobatis extenta</i>	3,1	13,5
<i>Mustelus schmitti</i>	2,9	44,1	<i>Mustelus schmitti</i>	3,0	53,3
<i>Discopyge tschudii</i>	2,5	0	<i>Discopyge tschudii</i>	2,7	1,9

DISCUSIÓN

La teoría de grafos ha permitido nuevos enfoques para la comprensión de la importancia de la estructura de la red trófica en la gestión pesquera (Gaichas y Francis 2008). La incorporación de las pesquerías como nodos dentro de las redes tróficas permite comprender mejor su impacto en las comunidades marinas (Pérez-Matus *et al.* 2017, Glaum *et al.* 2020, Ávila-Thieme *et al.* 2021). Ésta puede actuar como un predador tope y afectar a la biodiversidad marina y al funcionamiento de los ecosistemas a través de sus especies objetivo (Márquez-Velásquez *et al.* 2021) o puede actuar como fuente de alimento mediante el aporte suplementario de comida producto de los descartes pesqueros. En esta tesis, la pesca se posicionó como un depredador tope respecto al ensamble de elasmobranquios con un NT mayor a 4 y la superposición trófica entre ésta y las especies se vió evidenciada en el aumento en el número de presas compartidas cuando se introdujo a la pesca en la red trófica. Sumado a esta observación (y como se mencionó en la introducción del presente capítulo), esta pesquería tiene como especie objetivo y descarta al langostino patagónico *P. muelleri* en grandes cantidades (Moriondo y de la Garza 2019) y como se observó en el capítulo 2, todos los elasmobranquios estudiados en esta tesis (con excepción de *Discopyge tschudii*) consumen langostino, lo que evidencia una interacción entre la pesca de este crustáceo y el comportamiento alimentario de estas especies en el área de estudio. Incluso, la presencia de este crustáceo no había sido reportada previamente en los contenidos estomacales de las especies estudiadas en esta tesis y en el caso de ser registrado,

no fue una presa predominante (capítulo 2). Otro ítem descartado en grandes cantidades por esta pesquería es la merluza común *M. hubbsi*. Entre 2003 y 2007, de un total de 15588 lances realizados por la pesquería de langostino, la merluza fue descartada con una frecuencia del 81,4% (Góngora 2011). Esta especie fue consumida por 7 de los elasmobranquios estudiados, aunque en la mayoría de los casos no fue una presa predominante (capítulo 2). Aquí se plantean dos posibles escenarios. Por un lado, es probable que estas especies estén consumiendo parte de los langostinos descartados, lo que puede aumentar la disponibilidad de alimento a corto plazo. Pero, por otro lado, es probable que estén depredando langostinos vivos en el mismo momento y espacio en que opera la pesquería, lo que afectaría negativamente a la población a largo plazo, como resultado de una posible disminución de la accesibilidad de las presas, sumado a la captura incidental de los elasmobranquios. El aumento de la disponibilidad de carroña puede proporcionar una retroalimentación positiva a la productividad de estas especies, lo que puede compensar, en cierta medida, el aumento de la mortalidad por pesca (Dunn *et al.* 2010). Comprender la importancia de la reintegración de los descartes pesqueros en las redes tróficas marinas es crucial en el contexto de un enfoque ecosistémico de la gestión pesquera, tanto para entender cómo afecta la pesca al funcionamiento de los ecosistemas marinos como para predecir el impacto de la reducción de los descartes pesqueros en las comunidades marinas (Lejeune *et al.* 2022). Por otro lado, la gestión pesquera debería prestar especial atención a la comprensión de la interacción trófica entre los elasmobranquios y la pesquería de arrastre de langostino, ya que, si estas especies están depredando activamente crustáceos vivos como presa principal, es probable que el solapamiento de la dieta pueda convertirse en competencia por el alimento si el recurso disminuye en abundancia. Describir el solapamiento de la dieta de los elasmobranquios con los objetivos de pesca puede desentrañar los mecanismos que conforman sus patrones contemporáneos de uso de los recursos y fundamentar las estrategias de conservación de estas especies amenazadas (Dulvy *et al.* 2014).

Estudios previos a nivel mundial comparan el NT promedio de las especies en ambientes arrastrados y no arrastrados, como indicador del impacto pesquero. Algunos reportaron que el NT en ambientes arrastrados aumentaba (Fanelli *et al.* 2010) lo que es consistente con una pesquería que tiene por objetivo a especies con bajo NT (por ejemplo, el langostino) y que descartan las especies con alto NT (por ejemplo, la merluza) (Funes 2020). Por el contrario, otros estudios observaron que disminuía (Guest *et al.* 2009), ya sea por consumir presas de NT más bajo o por la pérdida regional de los tamaños máximos de los predadores o permanecía constante con respecto a los ambientes no arrastrados (Jennings *et al.* 2001a). En este trabajo, el NT mostró un leve aumento, esto puede deberse principalmente a un incremento en el NT de

las presas de los elasmobranquios, ya que éstas podrían estar consumiendo merluza (NT= 3,6) producto del descarte pesquero (Funes 2020). Dada la pequeña magnitud entre 0 y 0,2 del aumento en el NT, se debe ser cauto para considerarlo un impacto del arrastre que implica cambios ecológicamente significativos. Sin embargo, es un llamado a profundizar este aspecto en futuros estudios. Cabe aclarar que los NT calculados en este análisis difieren de los calculados anteriormente y esto se debe a que están basados en presencia/ausencia de las presas y no en las biomásas consumidas, por lo que su cálculo es sólo útil a fines comparativos dentro del análisis realizado en este capítulo.

En la red con pesca, las especies que presentaron el mayor número de interacciones fueron *S. bonapartii*, *M. schmitti* y *S. bivius*. Esto indicaría que estas especies son clave en la estructura de las redes tróficas, ya que fueron las más vinculadas. Al introducir la pesca en la red trófica, las especies que más interactuaron con esta última fueron *S. bivius*, *Z. brevicaudata* y *G. galeus*, por lo que se identificaron como especies susceptibles a la superposición o competencia con la pesquería. A su vez, *M. schmitti* y *P. rudis* presentaron los mayores valores de BC, lo que significaría que juegan un rol clave en la propagación de los efectos indirectos a través de toda la red trófica. Teniendo en cuenta que *M. schmitti* es considerada una especie clave y que además está catalogada como “En peligro crítico” por la UICN (2022), su reducción o pérdida podría reducir la resiliencia de la red trófica y por ende del sistema bajo explotación pesquera.

Esta información puede servir de base conceptual para medidas de gestión, que deberían hacer mayor hincapié en la evaluación de la importancia estructural de las especies, sobre todo las que presentan altos valores de BC (en este caso *M. schmitti* y *P. rudis*) (Navia *et al.* 2016), y no sólo en las especies de interés comercial, ya que las especies clave en las redes tróficas no tienen necesariamente una gran importancia económica.

CAPÍTULO 5

Discusión general y síntesis

El manejo pesquero está evolucionando hacia una gestión basada en el ecosistema para garantizar la sostenibilidad de los recursos (Zhou *et al.* 2010). Esta visión requiere información biológica básica sobre las especies afectadas por la pesquería, incluidas las especies de tiburones y batoideos capturadas incidentalmente. Dada la complejidad de las interacciones que pueden ocurrir en una comunidad marina bajo presión pesquera, el estudio del comportamiento trófico individual y de las relaciones tróficas de los organismos que la integran, así como la propuesta de esquemas de redes tróficas, constituyen una base robusta para inferir hipótesis sobre el control y manejo de las comunidades afectadas por la pesquería (Koen Alonso y Yodzis 2005, Barbini 2011).

En este estudio se encontraron diferencias intraespecíficas en la dieta de las especies respecto a los sitios de captura, sexos y estadios de madurez sexual, así como diferencias entre las dietas locales de todas las especies de elasmobranquios evaluadas y las reportadas para Argentina y otras regiones del mundo. Además, se detectaron diferencias en los niveles tróficos correspondiente a depredadores tope y mesopredadores en el sistema. También se señala que los tiburones tienen dietas similares, comiendo principalmente peces y decápodos, mientras que los batoideos consumen sobre todo poliquetos, anfípodos y decápodos. A pesar de esta diferencia, se detectó un importante solapamiento trófico entre casi todas las especies de elasmobranquios evaluadas relacionado con el elevado consumo de crustáceos decápodos Dendrobranchiata, siendo el langostino patagónico *Pleoticus muelleri* el ítem presa más significativo. Se consideró la hipótesis de que la superposición observada en las dietas de las especies resulta en gran parte del potencial cambio en la oferta de presas producido por los descartes de las pesquerías locales y/o a la abundancia del recurso producida por el incremento de crustáceos, particularmente *P. muelleri* y *Grimothea gregaria* en Patagonia Central durante la última década (Funes 2020). A su vez se observó una interacción trófica entre la pesca y los elasmobranquios que puede ser producto del aprovechamiento del descarte por parte de estas especies o que comparten el mismo recurso con la pesquería. En esta tesis, y a fines comparativos, la zona costera fue considerada como un área sin actividad de la pesquería de arrastre y, por lo tanto, sin descarte; pero no se debe pasar por alto que la oferta de presas puede variar entre esta zona y áreas más profundas. Por este motivo, si existen diferencias en las dietas debidas al aprovechamiento del descarte, un análisis comparativo entre zonas profundas libres de actividad pesquera y con intensa actividad pesquera lo reflejaría. Es importante resaltar que

Schroederichthys bivius fue la especie que más presas compartió con la pesquería, siendo esta última más susceptible a la superposición o competencia con la pesca. Además, *Mustelus schmitti* y *Psammobatis rudis* fueron especies clave en la propagación de los efectos indirectos a través de toda la red trófica, por lo que se sugiere el monitoreo de estas especies como indicadoras del estado del ensamble. Los resultados de esta tesis proporcionan información importante para incrementar el conocimiento biológico básico sobre las interacciones y roles tróficos que juegan estas especies de elasmobranquios vulnerables en las redes tróficas marinas afectadas por la pesquería de arrastre de fondo en Patagonia Central y contribuyen con evidencia científica actualizada de la ecología trófica de peces al desarrollo de un manejo adaptativo para reducir los impactos antropogénicos en los sistemas marinos de la región. Además, estos hallazgos subrayan la importancia de actualizar continuamente la información trófica en un escenario de cambio global.

REFERENCIAS

- Agnetta D., Badalamenti F., D'Anna G., Sinopoli M., Andaloro F., Vizzini S., Pipitone C., 2019b. Sizing up the role of predators on *Mullus barbatus* populations in Mediterranean trawl and no trawl areas. *Fisheries Research*, 213: 196-20.
- Allesina S., Pascual M. 2008. Network structure, predator–prey modules, and stability in large food webs. *Theoretical Ecology*, 1:55-64.
- Alverson D.L., Freeberg M.H., Murawski S., Pope J. 1994. A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discard. Fisheries technical paper. FAO.
- Anderson M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32- 46.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke R.K. 2008. Permanova+ for primer: Guide to software and statistical methods. Primer-E Limited.
- Anderson M.J., Walsh D.C. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecological monographs*, 83(4), 557-574.
- Ahlbeck I., Hansson S., Hjerne O. 2012. Evaluating fish diet analysis methods by individual-based modelling. *Can J Fish Aquat Sci.*, 69(7):1184–1201.
- Amundsen P.A., Gabler H.M., Staldvik F.J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. *Journal of fish biology*, 48(4): 607-614.
- Arai M.N. 1988. Interactions of Fish and Pelagic Coelenterates. *Canadian Journal of Zoology*, 66: 1913-1927.
- Arrighetti F., Pablo Livore J., Penchaszadeh P. 2005. Siphon nipping of the bivalve *Amiantis purpurata* by the electric ray *Discopyge tschudii* in Mar del Plata, Argentina. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(5): 1151.
- Ávila-Thieme M.I., Corcoran D., Pérez-Matus A., Wieters E.A., Navarrete S.A., Marquet P.A., Valdovinos F.S. 2021. Alteration of coastal productivity and artisanal fisheries interact to affect a marine food web. *Scientific Reports*, 11: 1–14.

- Avsar D. 2001. Age, growth, reproduction and feeding of the spurdog (*Squalus acanthias* Linnaeus, 1758) in the south-eastern Black Sea. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 52: 269–278.
- Badalamenti F., Sweeting C.J., Polunin N.V.C., Pinnegar J., D'Anna G., Pipitone C. 2008. Limited trophodynamics effects of trawling on three Mediterranean fishes. *Marine Biology*, 154(5): 765-773.
- Bai Y., Cai R. 2015. The principles of Ecopath with Ecosim and its application in marine ecosystem. In International conference on advances in energy, Environment and Chemical Engineering, Changsha, China: Atlantis Press.
- Barbini S.A. 2010. Ecología trófica del torpedo chico, *Discopyge tschudii* (Chondrichthyes, Narcinidae), en el ambiente costero bonaerense. Tesis de grado, Universidad de Mar del Plata.
- Barbini S.A. 2011. Ecología trófica de las rayas (Chondrichthyes, Rajidae) en el ecosistema costero bonaerense y uruguayo. Tesis Doctoral, Universidad de Mar del Plata, 286 pp.
- Barbini S.A., Lucifora L.O., Hozbor N.M. 2011. Feeding habits and habitat selectivity of the shortnose guitarfish, *Zapteryx brevirostris* (Chondrichthyes, Rhinobatidae), off north Argentina and Uruguay. *Marine Biology Research*, 7(4): 365-377.
- Barbini S. A., Lucifora L. O. 2012. Ontogenetic diet shifts and food partitioning between two small sympatric skates (Chondrichthyes, Rajidae) in the Southwestern Atlantic. *Marine and Freshwater Research*, 63(10): 905-913.
- Barbini S.A., Lucifora L.O. 2016b. Big fish (and a smallish skate) eat small fish: diet variation and trophic level of *Sympterygia acuta*, a medium-sized skate high in the food web. *Marine Ecology*, 37: 283–293.
- Barnes J.A., Harary F. 1983. Graph theory in network analysis. *Social Networks*, 5(2), 235-244
- Barone L.M.2006. Dieta del Tiburón Espinoso, *Squalus acanthias* (Squalidae), en Aguas del Norte y Centro del Mar Argentino Patagónico. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional del Comahue, 63 pp.
- Barrera Oro E., Maranta A. 1996. Régimen alimentario estacional de *Sympterygia bonapartii*, Muller y Henle 1841 (Rajidae), en Mar del Plata. *Boletim do Laboratorio de Hidrobiología*, 9:33–53.
- Belleggia M. 2012. Ecología trófica del gatuzo, *Mustelus schmitti* (Springer 1939), en el Mar Argentino. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, 229 pp.

- Belleggia M., Figueroa D.E., Sánchez F., Bremec C. 2012. Long-term changes in the spiny dogfish (*Squalus acanthias*) trophic role in the southwestern Atlantic. *Hydrobiología*, 684: 57–67.
- Belleggia M., Andrada N., Paglieri S., Cortés F., Massa A. M., Figueroa D.E., Bremec C. 2016. Trophic ecology of yellownose skate *Zearaja chilensis*, a top predator in the south-western Atlantic Ocean. *Journal of fish biology*, 88(3): 1070-1087.
- Belleggia M., Battagliotti C., Cortés F., Colonello J.H. 2019. Feeding together: a global diet analysis of twenty-three species of chondrichthyes on a feeding ground area. *Hydrobiología*, 842(1): 77-99.
- 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.
- Bernasconi J.F., Coller M., Suarez M., Perier R., Di Giácomo E. 2022. Características de historia de vida del tiburón gatuzo, *Mustelus schmitti*, en el Golfo San Matías, Argentina. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 57.
- Bezzi S.I., Renzi M., Irusta G., Santos B., Tringali L.S., Ehrlich M.D., Castrucci R. 2004. Caracterización biológica y pesquera de la merluza (*Merluccius hubbsi*). *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación*. INIDEP, Mar del Plata, Publicaciones Especial, 4: 157-205.
- Bieg C., McCann K.S., McMeans B.C., Rooney N., Holtgrieve G.W., Lek S., Peng Bun N. 2018. Linking humans to food webs: a framework for the classification of global fisheries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16: 412–420.
- Biton-Porsmoguer S. 2022. Diet strategies of starry smooth-hound *Mustelus asterias* and tope shark *Galeorhinus galeus* (Carcharhiniformes: Triakidae) in the Eastern English Channel: implication for conservation. *Cahiers de Biologie Marine*, 63(2): 129-137
- Bluhm B.A., Bechtel P.J. 2003. The potential fate and effects of seafood processing wastes dumped at sea: a review. In: Bechtel PJ, editor. *Advances in Seafood Byproducts*, Alaska Sea Grant College Program. Fairbanks, AK: University of Alaska, pp. 121–140.
- Bornatowski H., Costa L., Robert M.D.C, Pina J.V.D. 2007a. Hábitos alimentares de tubarões-martelo jovens, *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae), no litoral sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 7: 213-216.

- Boschi E.E., Fischbach C.E., Iorio, M. I. 1992. Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina.
- Boschi E.E. 2016. La clasificación de los crustáceos.
- Bovcon N.D., Cochia P.D. 2007. Guía para el reconocimiento de los peces capturados en los barcos monitoreados por el programa de observadores. Publicación especial de la Secretaria de Pesca de la provincia del Chubut, Rawson, 36 pp.
- Bovcon N.D., Cochia P.D., Góngora M.E., Gosztanyi A.E. 2011. New records of warm temperate water fishes in central Patagonian coastal waters (Southwestern South Atlantic Ocean). *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 832-839.
- Bovcon N. D., Góngora M. E., Marinao C., González-Zevallos D. 2013. Composición de las capturas y descartes generados en la pesca de merluza común *Merluccius hubbsi* y langostino patagónico *Pleoticus muelleri*: un caso de estudio en la flota fresquera de altura del Golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(2): 303-319.
- Bovcon N.D. 2016. Evaluación de las pesquerías recreativas costeras de la provincia del Chubut, Argentina: base para su ordenamiento y manejo. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Río Negro, Argentina, 227 pp.
- Bowman R.E., Stillwell C.E., Michaels W.L., Grosslein M.D. 2000. Food of Northwest Atlantic fishes and two common species of squid. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-155.
- Braccini J.M., Chiaramonte G.E. 2002a. Reproductive biology of *Psammobatis extenta*. *Journal of Fish Biology*, 61: 272-288.
- Braccini J. M., Perez J.E. 2005. Feeding habits of the sand skate *Psammobatis extenta* (Garman, 1913): sources of variation in dietary composition. *Marine and Freshwater Research*, 56(4): 395-403.
- Braga R.R., Bornatowski H., Vitule J.R.S. 2012. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(4): 915-929.
- Brickle P., Laptikhovsky V.V., Pompert J., Bishop A. 2003. Ontogenetic changes in the feeding habits and dietary overlap between three abundant rajid species on the Falkland Islands' shelf. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83: 1119–1125.

- Brown S.C., Bizzarro J.J., Cailliet G.M., Ebert D.A. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environ Biol Fish*, 95(1): 3–20.
- Bulman C., Althaus F., He X., Bax N.J., Williams A. 2001. Diets and trophic guilds of demersal fishes of the south-eastern Australian shelf. *Marine and Freshwater Research*, 52: 537-548.
- Bundy A., Link J.S., Smith B.E., Cook A.M. 2011. You are what you eat, whenever or wherever you eat it: an integrative analysis of fish food habits in Canadian and U.S.A waters. *J Fish Biol*, 78: 514–539.
- Buren A.D. 2004. Dieta de la raya picuda, *Dipturus chilensis*, en aguas del norte y centro de Patagonia durante el período 2000-2001. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Comodoro Rivadavia, 70 pp.
- Bustamante C., Vargas-Caro C., Bennett M.B. 2014. Not all fish are equal: functional biodiversity of cartilaginous fishes (Elasmobranchii and Holocephali) in Chile. *Journal of Fish Biology*, 85(5): 1617-1633.
- Cabrera Chávez-Costa A.A. 2003. Hábitos alimenticios del tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* (Bibron, 1839) en la costa occidental de Baja California Sur. Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Cañete G., Blanco G., Marchetti C., Brachetta H., Buono P. 1999. Análisis de la captura incidental (bycatch) en la pesquería de merluza común en el año 1998. Informe Técnico Interno, (80).
- Capitoli R.R., Ruffino M. L., Vooren C.M. 1995. Alimentação do tubarão *Mustelus schmitti*. Springer na plataforma costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica Rio Grande*, 17: 109-122.
- Carlisle A.B., Goldman K.J., Litvin S.Y., Madigan D.J., Bigman J.S., Swithenbank A.M., Kline T.C., Block B.A. 2015. Stable isotope analysis of vertebrae reveals ontogenetic changes in habitat in an endothermic pelagic shark. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.*, 282(1799):20141446. doi:10.1098/rspb.2014.1446.
- Cartes J.E. 1998. Feeding strategies and partition of food resources in deep-water decapod crustaceans (400-2300 m). *Journal of Marine Biology. Ass. U.K.*, 78: 509-524.
- Cedrola P.V., González A.M., Pettovello A.D. 2005. Bycatch of skates (Elasmobranchii: Arhynchobatidae, Rajidae) in the Patagonian red shrimp fishery. *Fish. Res.*, 71: 141-150.

- Cedrola P.V., González A.M., Chiaramonte G.E., Pettovello A.D. 2012. Bycatch of sharks (Elasmobranchii) in the Patagonian red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) fishery. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2): 349-356.
- Chiaramonte G.E. 1998. Shark fisheries in Argentina. *Marine and Freshwater Research*, 49: 601-609.
- Chiaramonte G.E. 2000. Biología y pesquería del tiburón vitamínico *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Pisces Elasmobranchii: Triakidae) en Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, 70 p.
- Chiaramonte G.E., Pettovello A.D., 2000. The biology of *Mustelus schmitti* in southern Patagonia, Argentina. *Fish Biol.*, 930–942.
- Chiaramonte G.E., Cedrola P.V., Caille G.M., Gosztanyi A.E. 2016. Upgrading the status (taxonomy, fisheries and conservation) of the school shark *Galeorhinus galeus* (Elasmobranchii: Triakidae) in Patagonian waters, South West Atlantic Ocean. *Ciencias Pesqueras*, 24: 5–14.
- Chiaramonte G.E., Tamini L.L., Pettovello A.D., Gosztanyi A.E. 2023. Annotated Systematic Checklist of the Ichthyofauna of the Ría Deseado (Patagonia, Argentina). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 25(2): 207-223.
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1): 117-143.
- Colautti D., Baigun C., Cazorla A.L., Llompart F., Molina J.M., Suquele P., Calvo S. 2010. Population biology and fishery characteristics of the smooth-hound *Mustelus schmitti* in Anegada Bay, Argentina. *Fisheries Research*, 106(3): 351-357. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.09.004>
- Collins M.A., Yau C., Nolan C.P., Bagley P.M., Priede I. G. 1999. Behavioural observations on the scavenging fauna of the Patagonian slope. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(6): 963-970.
- Coller N.M. 2012. Biología, ecología y explotación de la raya platana *Atlantoraja platana* (Günther, 1880), (Chondrichthyes, rajidae), del golfo San Matías. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo.
- Colonello J.H., Massa A.M., Lucifora L.O. 2002. Composición de la captura de rayas del buque palangrero "Sureste 501" en el norte del Mar Argentino. Informe Técnico INIDEP 107, 1–13.
- Colonello J.H. 2005. Ecología reproductiva y hábitos alimentarios del pez ángel, *Squatina guggenheim* (Chondrichthyes: Squatinidae), en el Distrito Biogeográfico Bonaerense, entre

- 34 y 42 S. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 74 pp.
- Colonello J.H., Lucifora L.O., Massa A.M. 2007. Reproduction of the angular angel shark (*Squatina guggenheim*): geographic differences, reproductive cycle, and sexual dimorphism. ICES Journal of Marine Science, 64(1): 131-140.
- Colonello J.H., Christiansen E.H., Macchi G.J. 2011. Escala de madurez sexual para peces cartilagosos de la Plataforma Continental Argentina. En Wohler O.C., Cedrola Cousseau M.B. (eds.), Contribuciones sobre biología, pesca y comercialización de tiburones en la Argentina Aportes para la elaboración del Plan de Acción Nacional. Consejo Federal Pesquero, Buenos Aires, 115–128.
- Colonello J.H., Cortés F. 2013. Parámetros reproductivos de la raya hocicuda – picuda *Dipturus chilensis* en el Atlántico sudoccidental (34°- 48°S). INIDEP Informe de Investigación N° 19, 16 pp.
- Colonello J.H., Cortés F., Belleggia M., Massa A.M. 2016. Reproductive and population parameters of spiny dogfish *Squalus acanthias* in the south-western Atlantic Ocean. Journal of fish biology, 88(5): 1758-1775.
- Colonello J.H., Cortés F., Belleggia M. 2020. Male-biased sexual size dimorphism in sharks: the narrowmouth catshark *Schroederichthys bivius* as case study. Hidrobiología, 847: 1873-1886.
- Colwell R.K., Futuyma D.J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. Ecology, 52: 567- 576.
- Consejo Federal Pesquero 2009. Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo de Condrictios (Tiburones, Rayas y Quimeras) en la República Argentina.
- Copello S., Quintana F., Pérez F. 2008. Diet of the southern giant petrel in Patagonia: fishery-related items and natural prey. Endangered Species Research, 6:15-23.
- Cordone G.F. 2022. Respuesta de redes tróficas marinas costeras a estresores en las regiones antártica y subantártica: incremento de la temperatura y especies invasoras. Tesis doctoral, 209 pp.
- Cortés E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54(3):726–738.
- Cortés E., 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. ICES Journal of marine science, pp. 707-717.

- Cortés F., Jaureguizar A.J., Menni R.C., Guerrero R.A. 2011. Ontogenetic habitat preferences of the narrownose smooth-hound shark, *Mustelus schmitti*, in two Southwestern Atlantic coastal areas. *Hydrobiologia* 661: 445-456
- Cousseau M.B. 1973. Taxonomía y biología del pez ángel, *Squatina argentina* Marini (Pisces, Squatinidae). *Physis*, 32A: 175-195.
- Cousseau M.B., Perrotta R.G. 1998. Peces Marinos De Argentina: Biología, Distribución Y Pesca. Secretaria De Agricultura, Ganadería, Pesca Y Alimentación, Mar Del Plata. 163 pp.
- Cousseau M.B., Figueroa D.E., Díaz de Astarloa J.M. 2000. Clave de identificación de las rayas del litoral marítimo de Argentina y Uruguay (Chondrichthyes, Familia Rajidae). INIDEP Publishing: Mar del Plata.
- Cousseau M.B., Perrotta R.G. 2000. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca, pp. 167.
- Cousseau M.B., Figueroa D.E. 2001. Las especies del género *Squatina* en aguas de Argentina (Pisces: Elasmobranchii: Squatinidae). *Neotrópica*, 47: 85-86.
- Cousseau M.B., Figueroa D.E., Díaz de Astarloa J.M., Mabrugaña E., Lucifora L.O. 2007. Rayas, chuchos y otros batoideos del Atlántico Sudoccidental. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata.
- Crespi A.C., Pedraza S.N., García N.A., Crespo, E.A. 2013. Species biology of elasmobranch by-catch in bottom-trawl fishery on the northern Patagonian shelf, Argentina. *Aquatic Biology*, 19(3): 239-251.
- Cretton M., Rost E.J., Mazzuca Sobczuk T., Mazzuca M. 2016. Variation in the proximate composition and fatty acid profile recovered from Argentine hake (*Merluccius hubbsi*) waste from Patagonia. *Grasas y Aceites* 67(1).
- Cristiniani F. 2016. Estudio comparado de la dieta de ocho especies de rayas del litoral Patagónico. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Facultad de Ciencias Naturales, Sede Puerto Madryn, 50 pp.
- Crowder L.B., Hazen E.L., Avissar N., Bjorkland R., Latanich C., Ogburn M.B. 2008. The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 259-278.
- Csardi G., Nepusz T. 2006. The igraph software package for complex network research. *InterJournal, Complex Systems*, 1695(5): 1-9.
- Dans S.L., Cefarelli A.O, Galván D.E., Góngora M.E., Martos P. y Varisco M.A (eds.). 2020. Programa de Investigación y Monitoreo del Golfo San Jorge. Pampa Azul. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.

- da Silveira E.L., Semmar N., Cartes J.E., Tuset V.M., Lombarte A., Ballester E.L.C., Vaz-dos-Santos A.M. 2020. Methods for trophic ecology assessment in fishes: a critical review of stomach analyses. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(1): 71-106.
- Dato C.V. 2006. El descarte de merluza (*Merluccius hubbsi*) en el mar argentino entre 34° S y 48° S. período 1986-1993 (Vol. 6). Mar del Plata: INIDEP.
- Deepayan S. 2008. Lattice: multivariate data visualization with R. Book Lattice: Multivariate Data Visualisation with R, 1.
- Defeo O. 2015. Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina.
- de La Garza J., Moriondo Danovaro P. 2019. Resumen de la pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*). Temporada 2018. Informe Técnico Interno 10/19. Inst. Nac. de Inv. y Des. Pesq. (INIDEP), Mar del Plata.
- Demestre M., Sánchez P., Kaiser M. J. 2000. The behavioural response of benthic scavengers to otter-trawling disturbance in the Mediterranean. Effects of fishing on non-target species and habitats, 121-129.
- Demirhan S.A., Seyhan K. 2007. Life history of spiny dogfish, *Squalus acanthias* (L. 1758), in the southern Black Sea. *Fish. Res.*, 85: 210–216.
- DeNiro M.J., Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42(5): 495–506.
- Díaz Andrade M.C. 2010. Morfofisiología de la biología reproductiva de las especies del género *Sympterygia* que habitan el estuario de Bahía Blanca. Tesis para optar por el título de doctor. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. pp. 243.
- Díaz Briz L., Sánchez F., Marí N., Mianzan H., Genzano G. 2017. Gelatinous zooplankton (ctenophores, salps and medusae): an important food resource of fishes in the temperate SW Atlantic Ocean. *Marine Biology Research*, 13(6): 630-644.
- Díaz de Astarloa J.M., Carozza C.R., Guerrero R.A., Baldoni A.G., Cousseau M.B. 1997. Algunas características biológicas de peces capturados en una campaña costera invernal en 1993, en el área comprendida entre 34° y 42° S (Atlántico Sudoccidental) y su relación con las condiciones ambientales. Informe Técnico 14. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.
- Díaz de Astarloa J.M., Aubone A., Cousseau M.B. 1999. Asociaciones ícticas de la plataforma costera de Uruguay y norte de Argentina, y su relación con los parámetros ambientales. *Physis*, 57(132-133): 29-45.

- Diez M.J., Cabreira A.G., Madirolas A., Lovrich G.A. 2016. Hydroacoustical evidence of the expansion of pelagic swarms of *Munida gregaria* (Decapoda, Munididae) in the Beagle Channel and the Argentine Patagonian Shelf, and its relationship with habitat features. *Journal of Sea Research*, 114: 1-12.
- Di Giacomo E., Parma A.M., Orensanz J.M. 1994. Food consumption by the cock fish, *Callorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae), from Patagonia (Argentina). *Environmental Biology of Fishes*, 40(2): 199-211.
- Di Giacomo E.E., Perier M.R. 1994. Reproductive Biology of cockfish, *Callorhynchus callorhynchus* (Holocephali: Callorhynchidae), in Patagonian waters (Argentina). *Fishery Bulletin*, 92: 531-539.
- Dolgov A.V. 2002. Feeding and Food Consumption by the Barents Sea Skates. Resúmen de poster presentado en Scientific council meeting de Northwest Atlantic Fisheries Organization, septiembre 2002.
- Dolgov A.V. 2005. Feeding and food consumption by the Barents Sea skates. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 495–503.
- Dulvy N.K., Fowler S.L., Musick J.A., Cavanagh R.D., Kyne P.M., Harrison L.R., Carlson J. K. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLife*, 3.
- Dulvy N.K., Allen D.J., Ralph G.M., Walls R.H.L. 2016. The Conservation Status of Sharks, Rays and Chimaeras in the Mediterranean Sea. IUCN, Málaga, Spain.
- Dulvy N.K., Acuña E., Bustamante C., Cuevas J.M., Herman K., Velez-Zuazo X. 2020. *Discopyge tschudii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T44993A2999889.
- Dunne J. A. 2006. The network structure of food webs. *Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs*, 27-86.
- Dunn M.R., Szabo A., McVeagh M.S., Smith P.J. 2010. The diet of deepwater sharks and the benefits of using DNA identification of prey. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 57(7): 923-930.
- Dunn M.R., Stevens D.W., Forman J.S., Connell, A. 2013. Trophic interactions and distribution of some squaliforme sharks, including new diet descriptions for *Deania calcea* and *Squalus acanthias*. *PloS one*, 8(3).
- Ebert D.A., Cowley P.D., Compagno J.L.V. 1991. A preliminary investigation of the feeding ecology of skates (Batoidea: Rajidae) off the west coast of Southern Africa. *South African Journal of Marine Science*, 10: 71-81.

- Ebert D.A., Compagno L.J.V, Cowley P.D. 1992. A preliminary investigation of the feeding ecology of squaloid sharks off the west coast of southern Africa. Benguela Trophic Functioning. S. Afr. J. Mar. Sci., 12: 601–609.
- Ebert D.A, P.D. Cowley, L.J.V. Compagno. 1996. A preliminary investigation of the feeding ecology of catsharks (Scyliorhinidae) off the west coast of southern Africa. South African Journal of Marine Science, 17: 233-240.
- Ebert D.A., Cowley P.D. 2003. Diet, feeding behaviour and habitat utilisation of the blue stingray *Dasyatis chrysonota* (Smith, 1828) in South African waters. Marine and Freshwater Research, 54: 957–965.
- Ebert D.A., Bizzarro J.J. 2007. Standardized diet compositions and trophic levels of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). In Biology of Skates, pp.115-131. Springer, Dordrecht.
- Ellis J.R., Pauson M.G., Shackley S.E. 1996. The comparative feeding ecology of six species of sharks and four species of rays (Elasmobranchii) in the northeast Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 76: 80-106.
- Estalles, M., Coller, N.M., Di Giacomo, E.E. & Perier, M.R. 2011. Distribution and reproductive biology of the Electric ray *Discopyge tschudii* Heckel, 1846 in San Matías Gulf, Northern Patagonia, Argentina. Neotropical Ichthyology, 9(4): 831-838.
- Estalles M., Coller N.M., Perier M.R., Di Giacomo E.E. 2011. Commercial exploitation of skates in the bottom trawl fishery of San Matías Gulf, Patagonia. Aquatic Living Resources, 24(02):193-199.
- Estalles M.L. 2012. Características de historia de vida y explotación comercial de la raya *Sympterygia bonapartii* en el Golfo San Matías. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Estalles M.L., Perier M.R., Di Giacomo E.E. 2015. Trophic ecology of the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* in the San Matías Gulf, northern Patagonia, Argentina. Ichthyological research, 63(2), 207-217.
- Estalles M.L., Perier M.R., Giacomo E.E.D. 2017. Reproductive biology of *Sympterygia bonapartii* (Chondrichthyes: Rajiformes: Arhynchobatidae) in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. Neotropical Ichthyology, 15.
- Fanelli E., Badalamenti F., D'Anna G., Pipitone C., Romano C. 2010. Trophodynamic effects of trawling on the feeding ecology of pandora, *Pagellus erythrinus*, off the northern Sicily coast (Mediterranean Sea). Marine & Freshwater Research, 61:408-417.

- Fauchald K. 1977. The Polychaete Worm: Definitions and Keys to the Orders Families and Genera. Science Series 28. Natural History Museum: Los Angeles.
- Figueiredo J.L. 1977. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I.—Introducao, Cacoas, Raias e Quimeras. Sao Paulo: Ed. Museu de Zoologia, Universidade Sao Paulo.
- Figueroa D.E., Martos P., Reta R., Cousseau M.B., Díaz de Astarloa J.M. 1999. Distribución de las rayas de Argentina y Uruguay y su relación con las masas de agua. VIII COLACMAR, Perú T1:148-149.
- Figueroa D.E. 2019. Clave de peces marinos del atlántico sudoccidental, entre los 33°S y 56°S. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP, 365 pp.
- Fischbach C., de La Garza J., Bertuche D. 2006. La pesquería del langostino patagónico en el período 1991- 2005. Informe Técnico Interno 03/06. Inst. Nac. de Inv. y Des. Pesq. (INIDEP), Mar del Plata.
- Flores-Ortega J., Godínez-Domínguez E., González-Sansón G., Rojo-Vázquez J., Corgos A., Morales-Jáuregui M. 2011. Feeding habits of three round stingrays (Rajiformes: Urotrygonidae) in the central Mexican Pacific. Ciencias Marinas, 37(3): 279-292.
- Fouts W.R., D.R. Nelson. 1999. Prey capture by the Pacific angel shark, *Squatina californica*: visually mediated strikes and ambush-site characteristics. Copeia, 1999: 304-312.
- Freeman L.C. 1978. Centrality in social networks, conceptual clarification Soc. Networks, 1: 215–239.
- Froese R.A., Pauly D., 2009. Fishbase: a global information system on fishes. World Wide Web electronic publication.
- Fujita T., Kitagawa D., Okuyama Y., Ishito Y., Inada T., Jin Y. 1995. Diets of the demersal fishes on the shelf off Iwate, northern Japan. Oceanographic Literature Review, 10(43): 1031.
- Funes M., Marinao C., Galván D.E. 2019. Does trawl fisheries affect the diet of fishes? A stable isotope analysis approach. Isotopes in environmental and health studies, 55(4): 327-343.
- Funes M. 2020. Efectos de la pesca de arrastre sobre la estructura trófica del norte del Golfo San Jorge. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, 170 pp.
- Funes M., Saravia L.A., Cordone G., Iribarne O.O., Galván D.E. 2022. Network analysis suggests changes in food web stability produced by bottom trawl fishery in Patagonia. Scientific Reports, 12(1): 10876.
- Gaichas S.K., Francis R.C. 2008. Network models for ecosystem-based fishery analysis: a review of concepts and application to the Gulf of Alaska marine food web. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 65:1965–1982.

- Gaitán E.N. 2012. Tramas tróficas en sistemas frontales del Mar Argentino: estructura, dinámica y complejidad analizada mediante isótopos estables. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 176 pp.
- Galindo E. 2011. Ecología trófica del género *Sphyrna* en el Pacífico central de Colombia. Doctoral dissertation, Tesis de pregrado, Universidad del Valle, Cali.
- Galván D.E., Jañez J., Irigoyen A.J. 2016. Estimating tissue-specific discrimination factors and turnover rates of stable isotopes of nitrogen and carbon in the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* (Rajidae). *Journal of Fish Biology*, 89(2): 1258-1270.
- Galván D.E., Botto F., Parma A.M., Bandieri L., Mohamed N., Iribarne O. O. 2009. Food partitioning and spatial subsidy in shelter-limited fishes inhabiting patchy reefs of Patagonia. *Journal of Fish Biology*, 75(10): 2585-2605.
- Galván D.E., Bovcon N.D., Cochia P.D., González R.A., Lattuca M.E., Reinaldo M.O., Svendsen G.M. 2022. Changes in the specific and biogeographic composition of coastal fish assemblages in Patagonia, driven by climate change, fishing, and invasion by alien species. In *Global Change in Atlantic Coastal Patagonian Ecosystems* (pp. 205-231). Springer, Cham.
- García M.L. 1984. Sobre la biología de *Discopyge tshudii* (Chondrichthyes, narcinidae). *Physis*. Sección A, 42(103).
- García de La Rosa S.B., Sánchez M. F. 1997. Alimentación de *Squalus acanthias* y predación sobre *Merluccius hubbsi* en el Mar Argentino entre 34° 47'-47° S.
- García de la Rosa S.B. 1998. Distribución geográfica y abundancia estacional de la raya, *Raja flavirostris*, entre 34° y 56°S y breve reseña de su pesquería. Informe Técnico Interno INIDEP.
- García de la Rosa S., Sánchez F., Prenski B. 2004. Caracterización biológica y estado de explotación de la raya (*Dipturus chilensis*). En *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. Tomo 4. Biología y evaluación del estado de explotación (Sánchez R., Bezzi, S., eds), pp. 53–66. Mar del Plata: Publicaciones especiales INIDEP
- Garciaarena A.D., Perrotta R.G., López F. 2002. Informe sobre el muestreo de desembarque de anchoíta (*Engraulis anchoita*) y caballa (*Scomber japonicus*) en el puerto de Mar del Plata: período septiembre 1999-enero 2000, con algunos comentarios sobre el manejo de estos recursos.
- Garman S.W. 1913. The Plagiostomia (sharks, skates and rays). *Memoirs of Harvard Museum of Comparative Zoologie*, 36: 1-528.

- Garman S.W. 1885. Notes and descriptions taken from selachians in the US National Museum. Proceedings of the United States National Museum.
- Garrison L.P., Link J.S. 2000 Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States continental shelf ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 202: 231–240.
- Gavin L. 2016. Permute: Functions for generating restricted permutations of data. R package version 0.7-0.
- Gelman A., Rubin D.B. 1992. Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Stat Sci.*, 7:457–511. <https://www.jstor.org/stable/2246093>.
- Glaum P., Cocco V., Valdovinos F.S. 2020. Integrating economic dynamics into ecological networks: the case of fishery sustainability. *Science Advances*, 6.
- Gómez G.O., Zapata L.A., Franke A R., Ramos G.E. 2003. Hábitos alimentarios de *Mustelus lunulatus* y *M. henlei* (Pisces: Triakidae) colectados en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 32(1): 219-229.
- Góngora M.E., Bovcon N.D., Cochía P.D. 2009. Ictiofauna capturada incidentalmente en la pesquería de langostino patagónico *Pleoticus muelleri* Bate, 1888. *Rev. Biol. Mar Oceanog*, 44(3): 583-593.
- Góngora M.E. 2011. Dinámica y manejo de la captura incidental de peces en la pesquería del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*). Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Río Negro, Argentina, 263 pp.
- Góngora M.E., González- Zevallos D., Pettovello A.D., Mendia L.F. 2012. Principales pesquerías del golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(1): 1-11.
- Góngora M.E., Núñez J.R., Cochía P.D., Bovcon N.D. 2023. Species composition and assemblage analysis of fishes caught as bycatch by the Patagonian shrimp fishery in the southwest Atlantic. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 95.
- González-Zevallos D., Yorío P. 2011. Consumption of discards and interactions between Black-browed Albatrosses (*Thalassarche melanophrys*) and Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at trawl fisheries in Golfo San Jorge, Argentina. *Journal of Ornithology*, 152:827-838.
- Gorini F., Milessi A. 2008. Estimaciones del consumo, relación de aspecto y mortalidad natural en peces óseos del Golfo San Jorge y Plataforma Patagónica Argentina. Informe Técnico, INIDEP, 13 pp.
- Gosztonyi A.E., Menni R. C. 1978. Lista de especies capturadas en la segunda etapa y lances de pesca en los cuales aparecieron. En: Informe de la parte argentina sobre la campaña

- exploratoria del buque japonés "Orient-Marú I" en aguas de la plataforma patagónica. M. B. Cousseau (ed.). Octubre 1976– febrero 1977. Inst. Nac. Inv. Des. Pesq., Contribución, 360: 21–22.
- Gosztanyi A.E., Kuba L. 1996. Atlas de huesos craneales y de la cintura escapular de peces costeros patagónicos. Informe Técnico: Plan de Manejo integrado de la zona costera patagónica. Fundación Patagonia Natural.
- Gosztanyi A.E., Kuba L. 1998. Presencia de *Squalus mitsukurii* y aspectos de su biología y la de *Squalus acanthias* (CHONDRICHTYES, SQUALIDAE) en aguas Argentinas en febrero y junio - julio de 1983. Frente Marítimo, 17: 49-60.
- Groenewold S., Fonds M. 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science, 57: 1395–1406.
- Guest M.A., Frusher S.D., Nichols P.D., Johnson C.R., Wheatley K.E. 2009. Trophic effects of fishing southern rock lobster *Jasus edwardsii* shown by combined fatty acid and stable isotope analyses. Marine Ecology Progress Series, 388:169-184.
- Guillen J., Holmes S.J., Carvalho N., Casey J., Dörner H., Gibin M. 2018. A review of the European union landing obligation focusing on its implications for fisheries and the environment. Sustainability, 10, 900.
- Hall S.J., Robertson M.R., Basford D.J., Heaney S.D. 1993. The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck. Netherlands Journal of Sea Research, 31(2), 201-208.
- Harary F. 1960. Some historical and intuitive aspects of graph theory. SIAM Review, 2(2),123-131.
- Herrera V., Crespo E., Coscarella M. 2012. Dieta de la Raya Picuda, *Dipturus chilensis*, en aguas de la Patagonia Argentina durante el período 2011 y su comparación con períodos anteriores. Tesis, Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Heupel M.R., Knip D.M., Simpfendorfer C.A., Dulvy N.K. 2014. Sizing up the ecological role of sharks as predators. Mar. Ecol. Prog. Ser., 495:291-298.
- Heithaus M.R., Vaudo J.J., Kreicker S., Layman C.A., Krützen M., Burkholder D.A., Dunphy-Daly M.M. 2013. Apparent resource partitioning and trophic structure of large-bodied marine predators in a relatively pristine seagrass ecosystem. Marine Ecology Progress Series, 481: 225-237.
- Hill B.J., Wassenberg T.J. 1990. Fate of discards from prawn trawlers in Torres Strait. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, pp. 53-64.

- Hoenig J.M, Gruber S.H. 1990 Life-history patterns in the elasmobranchs: implication for fisheries management. In Pratt H.L., Gruber S.H. and Taniuchi T. (eds) Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries. NOAA Technical Report NMFS 90. Springfield, VA: U.S. Department of Commerce, pp. 1 – 16.
- Hussey N. E., MacNeil M.A., Olin J.A., McMeans B.C., Kinney M.J., Chapman D.D., Fisk A.T. 2012. Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. *Journal of Fish Biology*, 80(5):1449–1484.
- Hyslop E.J. 1980. Stomach contents analysis- a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17:411–429.
- Jackson A.L., Inger R., Parnell A.C., Bearhop S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.
- Jacobsen I.P., Bennett M.B. 2013. A comparative analysis of feeding and trophic level ecology in stingrays (Rajiformes; Myliobatoidei) and electric rays (Rajiformes: Torpedinoidei). *PloS one*, 8(8), e71348.
- Jaureguizar A.J., Milessi A.C. 2008. Assessing the sources of the fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*, pp. 25-36.
- Jenkins S.R., Mullen C., Brand A.R. 2004. Predator and scavenger aggregation to discarded by-catch from dredge fisheries: importance of damage level. *Journal of Sea Research*, 51: 69–76.
- Jennings S., Dinmore T.A., Duplisea D.E., Warr K.J., Lancaster J.E. 2001a. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70:459-475.
- Jennings S., Pinnegar J.K., Polunin N.V., Warr K.J. 2002. Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 226: 77-85.
- Jones J. 2007. Análisis de la dieta de la raya cola corta, *Bathyraja brachyurops* (BSC thesis), San Juan Bosco Patagonian National University, Comodoro Rivadavia Argentina.
- Juanes F., Buckel J.A., Scharf F.S. 2002. Feeding ecology of piscivorous fishes. In: Hart PJB, Reynolds JD (eds) *Handbook of fish biology and fisheries*, Vol 1. Fish biology. Blackwell Science, Malden, p 267–283.
- Kaiser M. J., Spencer B. E. 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, pp. 41-49.
- Kaiser M.J., Collie J.S., Hall S.J., Jennings S., Poiner I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136.

- Kamura S., Hashimoto H., 2004. The food habits of four species of triakid sharks, *Triakis scyllium*, *Hemitriakis japonica*, *Mustelus griseus* and *Mustelus manazo*, in the central Seto Inland Sea, Japan. *Fisheries Sci.*, pp. 1019–1035.
- Kelleher K. 2008. Descartes en la pesca de captura marina mundial. *FAO Documento Técnico de Pesca*, 470: 1-147.
- Kinney M. J., Hussey N.E., Fisk A.T., Tobin A.J., Simpfendorfer C.A. 2011. Communal or competitive? Stable isotope analysis provides evidence of resource partitioning within a communal shark nursery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 439: 263–276.
- Kiszka J.J., Charlot K., Hussey N.E., Heithaus M.R., Simon-Bouhet B., Humber F., Bustamante P. 2014. Trophic ecology of common elasmobranchs exploited by artisanal shark fisheries off south-western Madagascar. *Aquatic Biology*, 23(1): 29-38.
- Koen Alonso M. 1999. Estudio comparado de la alimentación entre algunos predadores de alto nivel trófico de la comunidad marina del norte y centro de Patagonia. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, 182 pp.
- Koen Alonso M., Crespo E.A., García N.A., Pedraza S.N., Mariotti P.A., Vera B.B., Mora N. J. 2001. Food habits of *Dipturus chilensis* (Pisces: Rajidae) off Patagonia, Argentina. *ICES Journal of Marine Science*, 58(1): 288-297.
- Koen Alonso M., Alberto Crespo E., Aníbal García N., Noemí Pedraza S., Ariel Mariotti P., Judith Mora N. 2002. Fishery and ontogenetic driven changes in the diet of the spiny dogfish, *Squalus acanthias*, in Patagonian waters, Argentina. *Environmental Biology of Fishes*, 63(2): 193-202.
- Koen Alonso M., Yodzis P. 2005. Multispecies modelling of some components of the marine community of northern and central Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(7): 1490-1512.
- Lamilla J., Sáez S. 2003. Clave para el reconocimiento de especies de rayas chilenas (Chondrichthyes, Batoidei). *Investigaciones Marinas*, 31(2):3-16.
- Laptikhovsky V.V., Arkhipkin A.I., Henderson A.C. 2001. Feeding habits and dietary overlap in spiny dogfish *Squalus acanthias* (Squalidae) and narrowmouth catshark *Schroederichthys bivius* (Scyliorhinidae). *J. Mar. Biol. Ass UK*, 81: 1015–1018.
- Lasta C.A., Carozza C.R., Ruarte C.O., Jaureguizar A.J. 1999. Ordenamiento pesquero en el ecosistema costero bonaerense. Informe Técnico Interno INIDEP N° 25, 20 p.
- Layman C.A., Arrington D.D., Montaña C.G., Post D.D. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88: 42-48.

- Lefebvre S., Dubois S. 2016. The stony road to understand isotopic enrichment and turnover rates: insight into the metabolic part. *Vie Et Milieu*, 66(3-4): 305-314.
- Lejeune B., Mouchet M.A., Mehault S., Kopp D. 2022. Gut content metabarcoding reveals potential importance of fisheries discards consumption in marine fauna. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 99(999): 1-10.
- Lejeune B., Kopp D., Mehault S., Mouchet M. A. 2022. Assessing the diet and trophic level of marine fauna in a fishing ground subject to discarding activity using stable isotopes. *PloS one*, 17(6).
- Le Loc'h F., Hily C., Grall J. 2008. Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine Systems*, 72(1-4): 17-34.
- Livingston P.A. 1985. An ecosystem model evaluation: the importance of fish food habits data. *Marine Fisheries Review*, 47(1): 9.
- Lloris D., Rucabado J. 1991. Ictiofauna del Canal Beagle (Tierra del Fuego), Aspectos ecológicos y análisis biogeográfico. *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía* 8, 171 pp.
- López Cazorla A.C. 1987. Contribución al conocimiento de la ictiofauna marina del área de Bahía Blanca. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, 247 pp.
- López H.L., García M.L., San Román N.A. 1996. Lista comentada de la ictiofauna del Canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. *Publicación Especial, CADIC, Contribución Científica* 23: 1-84.
- Lovrich G.A., Thiel M. 2011. Ecology, physiology, feeding and trophic role of squat lobsters. *The biology of squat lobsters*, 183: 222.
- Lucifora L.O., Valero J.L., Bremec C.S., Lasta M. L. 2000. Feeding habits and prey selection by the skate *Dipturus chilensis* (Elasmobranchii: Rajidae) from the south-western Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(5): 953-954.
- Lucifora L.O. 2003. *Ecología y conservación de los grandes tiburones costeros de Bahía Anegada*. Provincia de Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional de Mar del Plata, 410 pp.
- Lucifora L.O., Menni R.C., Escalante A.H. 2005. Reproduction, abundance and feeding habits of the broadnose sevengill shark *Notorynchus cepedianus* in north Patagonia, Argentina. *MEPS*, 289: 237-244.

- Lucifora L.O., García V. B., Menni R.C., Escalante A. H. 2006. Food habits, selectivity, and foraging modes of the school shark *Galeorhinus galeus*. Marine Ecology Progress Series, 315: 259-270.
- Mabragaña E., Lucifora L.O., Massa A.M. 2002. The reproductive ecology and abundance of *Sympterygia bonapartii* endemic to the south-west Atlantic. Journal of Fish Biology, 60: 951-967.
- Mabragaña E., Cousseau M.B. 2004. Reproductive biology of two sympatric skates in the Southwest Atlantic: *Psammobatis rudis* Gunther, 1870 and *P. normani* McEachran, 1983. Journal of Fish Biology, 65: 559–573.
- Mabragaña E., Giberto D. A., Bremec C.S. 2005. Feeding ecology of *Bathyraja macloviana* (Rajiformes, Arhynchobatidae): a polychaete-feeding skate from the South-west Atlantic. Scientia Marina, 69(3): 405-413.
- Mabragaña E. 2007. Las rayas del género *Psammobatis* de la Plataforma Argentina (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina, 183 pp.
- Mabragaña E., Giberto D.A. 2007. Feeding ecology and abundance of two sympatric skates, the shortfin sand skate *Psammobatis normani* McEachran, and the smallthorn sand skate *P. rudis* Günther (Chondrichthyes, Rajidae), in the southwest Atlantic. ICES Journal of Marine Science, 64(5): 1017-1027.
- Mabragaña E., Lucifora L.O., Corbo M. L., Díaz de Astarloa J.M. 2014. Seasonal reproductive biology of the bignose fanskate *Sympterygia acuta* (Chondrichthyes, Rajidae). Estuaries and Coasts, 38: 1466–1476.
- Maechler M. 2018. Finding groups in data: cluster analysis extended Rousseeuw et. documentation for software package. Wien: The Comprehensive R Archive Network (CRAN). Package 'cluster'. CRAN
- Majdi N., Hette-Tronquart N., Auclair E., Bec A., Chouvelon T., Cognie B., Perga M.E. 2018. There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. Food webs, 17, e00100.
- Marí N.R., Sánchez F. 2002. Espectros tróficos específicos de varias especies de peces demersales de la región austral y sus variaciones anuales entre 1994 y 2000. Informe Técnico Interno, INIDEP 88: 1-9.
- Marinao C.J., Yorío P. 2011. Fishery discards and incidental mortality of seabirds attending coastal shrimp trawlers at Isla Escondida, Patagonia, Argentina. The Wilson Journal of Ornithology, pp. 709-719.

- Marini T.L. 1936. Revisión de las especies de la familia "Squatinae" en las aguas argentinas ("*S. guggenheim*" n. sp.). *Physis*, 12: 19–30.
- Markaida U., Sosa-Nishizaki O. 2010. Food and feeding habits of the blue shark *Prionace glauca* caught off Ensenada, Baja California, Mexico, with a review on its feeding. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*, 90(5): 977-994.
- Márquez-Velásquez V., Navia A. F., Rosa R. S., Guimarães Jr P. R., Raimundo R. L. 2021. Resource partitioning between fisheries and endangered sharks in a tropical marine food web. *ICES Journal of Marine Science*, 78(7): 2518-2527.
- Marshall A.D., Kyne P.M., Bennett M.B. 2008. Comparing the diet of two sympatric urolophid elasmobranchs (*Trygonoptera testacea* Müller & Henle and *Urolophus kapalensis* Yearsley & Last): Evidence of ontogenetic shifts and possible resourcepartitioning. *Journal Fish Biology*, 72: 883–898.
- Martinho F., Sá C., Falcão J., Cabral H.N., Pardal M.Â. 2012. Comparative feeding ecology of two elasmobranch species, *Squalus blainville* and *Scyliorhinus canicula*, off the coast of Portugal.
- Massa A.M. 1998. Estructura poblacional del gatuzo (*Mustelus schmitti*) en la costa bonaerense y uruguaya asociado a condiciones ambientales. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, 58 pp.
- Massa A.M., Hozbor N.M., Lucifora L.O., Colonello J.H. 2003. Sugerencias de manejo para el 2003 de gatuzo (*Mustelus spp.*), peces ángel (*Squatina spp.*) y rayas costeras. Informe Técnico Interno INIDEP N° 47, 13 p
- Massa A.M., Lucifora L.O., Hozbor N. 2004. Condrictios de las regiones costeras bonaerense y uruguaya. En *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación*. Editado por R. Sanchez y S. Bezzi. INIDEP, Mar del Plata, 359 pp.
- Massa A., Lasta C.A., Carozza C. 2004. Estado actual y explotación del gatuzo (*Mustelus schmitti*). En: Sánchez R.P., Bezzi S.I., Boschi E.E. (eds.) *Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.
- Matallanas J., Carrasson M., Casadevall M. 1993. Observations on the feeding habits of the narrow-mouthed catshark *Schroederichthys bivius* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) in the Beagle Channel. *Cybium*, 17(1): 55-61.
- McCutchan J.H., Lewis W.M., Kendall C., McGrath C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, 102: 378–390.

- McEachran J.D. 1983. Results of the research cruises of FRV "Walther Herwig" to South America. 61. Revision of the South American skate genus *Psammobatis* Gunther, 1873. (Elasmobranchii, Rajiformes, Rajidae). Archiv fur Fishereiwissenschaft, 34: 23–80.
- Meneses P., Paesch L. 1999. Características de las especies obtenidas como captura incidental en las campañas de evaluación dirigidas a merluza, corvina y pescadilla. INAPE - PNUD URU/92/003. Estudios realizados sobre los elasmobranquios dentro del río de la plata y la zona común de pesca argentino - uruguaya en el marco del "Plan de Investigación Pesquera"
- Menni R.C., Gosztanyi A.E., López H. 1979. Sobre la ecología y biología de *Halaelurus bivius* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae). Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Ecología 2(3): 71-88.
- Menni R.C., Gosztanyi A.E. 1982. Benthic and semidemersal fish association in the argentine sea. Studies on Neotropical Fauna and Environment, 17: 1-29.
- Menni R.C., López H.L. 1984. Distributional patterns of Argentine marine fishes. PHYSIS Sección A, 42: 71-85.
- Menni R.C. 1985. Distribución y biología de *Squalus acanthias*, *Mustelus schmitti* y *Galeorhinus vitaminicus* en el mar argentino en agosto-setiembre de 1978. (Chondrichthyes). Revista del Museo de La Plata, 13(138): 151-182.
- Menni R.C., Da Silva K.G., Gosztanyi A.R. 1986. Sobre la biología de los tiburones costeros de la Provincia de Buenos Aires. Anales de la Sociedad Científica Argentina (CCXIII), 3-26.
- Menni R., Lucifora L. 2007. Condrictios de la Argentina y Uruguay. Probiota. FCNyM, UNLP. Serie Técnica y Didáctica Nº 11.
- Menni R.C., Stehmann M.F.W. 2000. Distribution, environment and biology of batoid fishes off Argentina, Uruguay and Brazil. A review. Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s. 2(1): 69-109.
- Milessi A.C., Jaureguizar A.J. 2013. Evolución temporal del nivel trófico medio de los desembarques en la zona común de pesca argentino-uruguaya años 1989-2010. Frente Marítimo, 23: 83-93.
- Molina J.M. 2012. La comunidad íctica de bahía Anegada: estructura, composición, dinámica estacional y aspectos biológicos. Tesis doctoral, 234 pp.
- Molina J.M., Cazorla A.L. 2011. Trophic ecology of *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) in a nursery area of northern Patagonia. Journal of sea research, 65(4): 381-389.
- Molina J.M., Cazorla A.L. 2015. Biology of *Myliobatis goodei* (Springer, 1939), a widely distributed eagle ray, caught in northern Patagonia. Journal of Sea Research, 95: 106-114.

- Morato T., Sola E., Grós M.P., Menezes G. 2003. Diets of thornback ray (*Raja clavata*) and tope shark (*Galeorhinus galeus*) in the bottom longline fishery of the Azores, northeastern Atlantic.
- Moriondo Danovaro P., Pisani E., de la Garza J. 2017. Evolución de la población de langostino, período 2017-2022. Campañas estivales a bordo del BP Bogavante Segundo. Situación actual del recurso.
- Moriondo Danovaro P., de la Garza J. 2019. Pesquería de langostino (*Pleoticus muelleri*). Resumen de la información biológica-pesquera reportada por los observadores a bordo en aguas de jurisdicción nacional. Temporada 2018.
- Moriondo Danovaro P., Pisani E., de la Garza J. 2022. Evolución de la población de langostino, período 2017-2022. Campañas estivales a bordo del BP Bogavante Segundo. Situación actual del recurso. Informe de Investigación 050-22. Inst. Nac. de Inv. y Des. Pesq. (INIDEP), Mar del Plata.
- Muto E.Y., Soares L.S.H., Goitein R. 2001. Food resource utilization of the skates *Rioraja agassizii* (Müller & Henle, 1841) and *Psammobatis extenta* (Garman, 1913) on the continental shelf off Ubatuba, South-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 217-238.
- Natanson L.J., Cailliet G.M. 1986. Reproduction and development of the Pacific angel shark, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. *Copeia*, 1986: 987-994
- Navia A.F., Giraldo A., Mejía-Falla P.A. 2006. Notas sobre la biología y dieta del toyo vieja (*Mustelus lunulatus*) en la zona central de pesca del Pacífico colombiano. *Investigaciones marinas*, 34(2): 217-222.
- Navia A. F. 2013. Función ecológica de tiburones y rayas en un ecosistema costero tropical del Pacífico colombiano. Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Navia A.F., Cruz-Escalona V.H., Giraldo A., Barausse A. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecological modelling*, 328: 23-33.
- Navia A.F., Mejía-Falla P.A., López-García J., Giraldo A., Cruz-Escalona V.H. 2017. How many trophic roles can elasmobranchs play in a marine tropical network?. *Marine and Freshwater Research*, 68(7): 1342-1353.
- Navoa X., Bovcon N.D., Suárez M., Pasti A.T., Jacobi K. J., Coller M., Chiaramonte G. 2024. Edad y crecimiento del tiburón gatuzo *Mustelus schmitti* (Carcharhiniformes, Triakidae) en aguas costeras de la Provincia del Chubut, Patagonia, Argentina. *Ecología Austral*.

- Oddone M.C., Vooren C.M. 2002. Egg-cases and size at hatching of *Sympterygia acuta* in the south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 61(3): 858-861.
- Oddone M.C., Velasco G. 2004. Size at maturity of the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* (Müller & Henle, 1841) (Pisces, Elasmobranchii, Rajidae) in the SW Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 293- 296.
- Oksanen, J., et al., 2018. Package 'vegan'community ecology package.
- Olivier S.R., Bastida R.O., Torti M.R. 1968. Sobre el ecosistema de las aguas litorales de Mar del Plata. Niveles tróficos y cadenas alimentarias pelágicos demersales y bentónicos-demersales.
- Olsen A.M. 1984. Synopsis of biological data on the school shark, *Galeorhinus australis* (Macleay 1881) (Vol. 139). Food & Agriculture Org.
- Orensanz J.M. 1974. Los anélidos poliquetos de la provincia biogeográfica Argentina. V. Onuphidae. *Physis*, 33: 75-122.
- Orensanz J.M. 1975. Los anélidos poliquetos de la Provincia Biogeográfica Argentina. VII. Eunicidae y Lysaretidae. *Physis*, 34: 85-111.
- Paesch L. 2000. Hábitos alimentarios de algunas especies de elasmobranquios en el frente oceánico del Río de La Plata. *Frente Marítimo*, 18(A):71–90.
- Paesch L., Domingo A. 2003. La pesca de condriictios en el Uruguay. *Frente Marítimo* 19: 207-216.
- Pasti A.T., Bovcon N.D., Ruibal-Núñez J., Navoa X., Jacobi K.J., Galván D.E. 2021. The diet of *Mustelus schmitti* in areas with and without commercial bottom trawling (Central Patagonia, Southwestern Atlantic): Is it evidence of trophic interaction with the Patagonian shrimp fishery? *Food Webs*, e00214.
- Patrucco M., Massa A., Hozbor N.M. 2011. Declaración de las exportaciones de rayas en Argentina. Informe Asesoramiento y Transferencia INIDEP 80, 1–3.
- Pauly D., Trites A.W., Capuli E., Christensen V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 467–488.
- Pauly D., Christensen V., Walters C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 697–706.
- Pedraza S., García N.A., Alonso M.K., Mariotti P., Crespo E., Crespi A. 2001. Capturas Incidentales De Elasmobranquios En La Pesquería De Merluza En El Norte Y Centro De Patagonia. Informe Elevado a La Dirección De Recursos Ictícolas Y Acuícolas (Secretaría De Desarrollo Sustentable Y Política Ambiental) Para Ser Presentado Ante El Consejo Federal Pesquero. 20 pp.

- Pequeño G.R., Lamilla J.G. 1993. Batoideos comunes a las costas de Chile y Argentina Uruguay (Pisces: Chondrichthyes). *Revista Biología Marina*, 28(2): 203-217. Valparaíso, Chile.
- Peres M., Vooren C.M. 1991. Sexual Development, Reproductive Cycle and Fecundity of the School Shark *Galeorhinus galeus* off Southern Brazil. *Fish. Bull., U.S.*, 89: 655–667.
- Pérez-Matus A., Ospina-Alvarez A., Camus P.A., Carrasco S.A., Fernandez M., Gelcich S., Godoy N., Ojeda F.P., Pardo L.M., Rozbaczylo N., Dulce Subida M., Thiel M., Wieters E.A., Navarrete S.A. 2017. Temperate rocky subtidal reef community reveals human impacts across the entire food web. *Marine Ecology Progress Series*, 567:1-16.
- Perier M.R., Coller N.M., Di Giácomo E.E., Estalles M. L. 2007. Estado biológico poblacional de las especies de condriictios del Golfo San Matías. Serie de Documentos Técnicos de IBMP N°1/07: 37 pp.
- Perier M.R., Estalles M., Coller N.M., Suarez M.N., Mora G. J., Di Giácomo E.E. 2011. Chondrichthyan fauna of San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, n. s. 13(2): 213- 220.
- Pethybridge H., Daley R.K., Nichols P.D.2011. Diet of demersal sharks and chimaeras inferred by fatty acid profiles and stomach content analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 409: 290–299
- Pettovello A. 1999. Bycatch in the Patagonian red shrimp (*Pleoticus muelleri*) fishery. *Marine Freshwater Research*, 50: 123-127.
- Pettovello A.D. 2016. La fauna acompañante del langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*) en el Golfo San Jorge y adyacencias: análisis de alternativas de manejo. *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros*, pp. 89-94.
- Pielou E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Ecology*, pp. 131–144.
- Piet G.J., Pfisterer A.B., Rijnsdorp A.D. 1998. On factors structuring the flatfish assemblage in the North Sea. *Journal of Sea Research*, 40: 143-152.
- Platell M.E., Potter I.C., Clarke K.R. 1998. Resource partitioning by four species of elasmobranchs (Batoidea: Urolopidae) in coastal waters of temperate Australia. *Marine Biology*, 131: 719–734.
- Pollom R., Barreto R., Charvet P., Chiaramonte G.E., Cuevas J.M., Herman K., Montealegre-Quijano S., Motta F., Paesch L. 2020. *Sympterygia acuta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T44642A2998643.
- Post D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3): 703–718.

- Praderi R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas uruguayas. Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo, 151: 1-19.
- Pratt H.L. Jr, Carrier J.C. 2005. Elasmobranch courtship and mating behavior. En: Hamlett WC (ed). Reproductive biology and phylogeny of Chondrichthyes, Sharks, Batoids and Chimaeras, pp. 129-164. Science Publishers, Enfield.
- Preti A., Soykan C.U., Dewar H., Wells R.D., Spear N., Kohin S. 2012. Comparative feeding ecology of shortfin mako, blue and thresher sharks in the California Current. Environmental Biology of Fishes, 95: 127-146.
- Queiroz E.L., Vooren C.M. 1984. *Sympterygia acuta* e *S. bonapartei* (Elasmobranchii: Rajiformes): Variações sazonais na abundancia e na distribuição sobre a plataforma continental do Rio Grande do Sul. Ros. XI Congr. bras. Zool., Belem, Pará, pp. 199-200.
- R Core Team., 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ravalli C., de la Garza J., Greco L.L. 2013. Distribución de los morfotipos gregaria y subregosa de la langostilla *Munida gregaria* (Decapoda, Galatheidae) en el Golfo San Jorge en la campaña de verano AE-01/2011. Integración de resultados con las campañas 2009 y 2010. Marine and Fishery Sciences, 22: 29-41.
- Refi S.M. 1975. Myliobatidae y Dasyatidae del litoral bonaerense de la República Argentina y estudio comparado del mixopterigio (Chondrichthyes, Myliobatoidea). Physis, Buenos Aires, 34(88).
- Reyes P.R. 2005. Antecedentes preliminares sobre la alimentación del cazón *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) (Carcharhiniformes: Triakidae) en la zona centro-sur de Chile. Revista de biología marina y oceanografía, 40(1): 83-86.
- Reynolds J.D, Jennings S., Dulvy N.K. 2001. Life histories of fishes and population responses to exploitation. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG (eds) Conservation of exploited species. Cambridge University Press, Cambridge, 148–168 pp.
- Rezende G.A., Capitoli R.R., Vooren C.M. 2015. Dieta e morfologia da cabeça, boca e dentição de duas raias simpátricas, *Myliobatis goodei* e *M. ridens* (Batoidea: Myliobatiformes). Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, 37(3): 255-270.
- Rincón-Díaz M.P., Bovcon N.D., Cochia P.D., Góngora M.E., Galván D.E. 2021. Fish functional diversity as an indicator of resilience to industrial fishing in Patagonia Argentina. Journal of Fish Biology, 99(5): 1650-1667.

- Ritchie E.G., Johnson C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12: 982-998.
- Ritchie E.G., Elmhagen B., Glen A.S., Letnic M., Ludwig G., McDonald R.A. 2012. Ecosystem restoration with teeth: what role for predators? *Trends Ecol. Evol.*, 27:265-271.
- Rivera M.J. 2013. Relaciones tróficas del tiburón blanco *Carcharodon carcharias* en las inmediaciones de Isla Guadalupe, México, inferidas mediante el análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Tesis de doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., 90 pp.
- Ruibal Núñez J. 2014. Caracterización de la captura incidental de condriictios (tiburones, rayas y quimeras) en el litoral del norte de la Provincia de Chubut, por la flota costera de Puerto Rawson. Tesis de grado. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, 86 pp.
- Ruibal Núñez J., Bovcon N.D., Cochia P.D., Góngora M.E. 2016. Bycatch of chondrichthyans in a coastal trawl fishery on Chubut province coast and adjacent waters, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(3): 605-616.
- Ruibal Núñez J.R. 2020. Impacto ecológico de la actividad pesquera en las poblaciones de condriictios en el litoral de la Provincia de Chubut y Golfo San Jorge. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, 260 pp.
- Ruocco N.L. 2012. Ecología y conservación de los chuchos (Chondrichthyes, Myliobatiformes) del ecosistema costero bonaerense y uruguayo. Tesis (doctorado), Universidad Nacional de Mar del Plata. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Mar del Plata, 273 pp.
- Ruocco N.L., Lucifora L.O. 2016. Ecological singularity of temperate mesopredatory myliobatid rays (Chondrichthyes: Myliobatiformes). *Marine & Freshwater Research*.
- Sánchez M.F., Prenski L.B. 1996. Ecología trófica de peces demersales en el Golfo San Jorge.
- Sánchez M.F., Mabragna E. 2002. Características biológicas de algunas rayas de la región Sudpatagónica. INIDEP Informe Técnico 48.
- Sánchez F., Marí N.R., Bernardi J.C. 2009. Distribución, abundancia relativa y alimentación de pintarroja *Schroederichthys bivius* Müller & Henle, 1838 en el Océano Atlántico sudoccidental. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 44(2): 453-466.
- Saravia L.A., Marina T.I., Troch M.D., Momo F.R. 2019. Ecological Network assembly: how the regional metaweb influences local food webs. *bioRxiv*:340430.
- Scharf F.S., Buckel J.A., Juanes F., Conover D.O. 1997. Estimating piscine prey size from partial remains: testing for shifts in foraging mode by juvenile bluefish. *Environ. Biol. Fish.*, 49:377–38.
- Schoener T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185: 27–39.

- Schwindt E., Carlton J.T., Orensanz J.M., Scarabino S., Bortolus A. 2020. Past and future of the marine bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquatic Invasions*, 15(1).
- Sidders M., Tamini L., Perez J., Chiaramonte G. 2005. Biología reproductiva del gatuzo *Mustelus schmitti* Springer, 1939 (Chondrichthyes, Triakidae) en el área de Puerto Quequén, Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 7(1): 89-101.
- Simpfendorfer C.A., Goodreid A., McAuley R. B. 2001. Diet of three commercially important shark species from Western Australian waters. *Marine and freshwater research*, 52(7): 975-985.
- Simpfendorfer C., Heupel M., White W., Dulvy N. 2011. The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: a synthesis. *Mar. Freshwater Res.*, 62:518-527.
- Smith A.D., Brown C.J., Bulman C.M., Fulton E.A., Johnson P., Kaplan I.C., Tam J. 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science*, 333(6046): 1147-1150.
- Soares L.S.H., Rossi-Wongtschowski C.L.D.B., Alvares L.M.C., Muto E.Y., Gasalla M.D.L. A. 1992. Grupos tróficos de peixes demersais da plataforma continental interna de Ubatuba, Brasil: I. Chondrichthyes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 40: 79-85.
- Soetaert K., Kipyegon Kones J., van Oevelen D. 2015. NetIndices.
- Soto J.M.R. 2001. *Schroederichthys saurisqualus* sp. nov., (Carchariniformes, Scyliorhinidae) a new species of catshark from southern Brazil, with further data on *Schroederichthys* species. *Mare Magnum*, 1(1): 37-50.
- Spath M.C., Barbini S.A., Figueroa D.E. 2012. Feeding habits of the apron ray, *Discopyge tschudii* (Elasmobranchii: Narcinidae), from off Uruguay and northern Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2): 291-297.
- Spath M.C., Delpiani G., Figueroa D.E. 2015. Feeding ecology of the apron ray *Discopyge tschudii* (Elasmobranchii, Narcinidae) in San Jorge Gulf, Patagonia, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(5): 1093-1099.
- Springer S. 1939. Two new Atlantic species of dog sharks, with a key to the species of *Mustelus*. *Proceedings of the United States National Museum*, 86: 461-468.
- Stehmann M., 2009. *Myliobatis goodei*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species (Version 2013.2).
- Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K., Walker P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*: 57(3), 476-494.

- Sunyé P.S., Vooren C.M. 1997. On cloacal gestation in angel sharks from southern Brazil. *Journal of Fish Biology*, 50: 86-94.
- Sweeting C.J., Barry J., Barnes C., Polunin N.V.C., Jennings S. 2007. Effects of body size and environment on diet-tissue $\delta^{15}\text{N}$ fractionation in fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340(1): 1-10.
- Tamini L.L., Chiaramonte G.E., Perez J.E., Cappozzo H.L. 2006. Batoids in a coastal trawl fishery of Argentina. *Fisheries Research*, 77(3): 326-332.
- Tirasin E.M., Jorgensen T. 1999. An evaluation of the precision of diet description. *Marine Ecology Progress Series*, pp. 243–252.
- Trebilco R., Baum J.K., Salomon A.K., Dulvy N.K. 2013. Ecosystem ecology: size-based constraints on the pyramids of life. *Trends in ecology & evolution*, 28(7): 423-431.
- Treloar A., Laurenson L.J.B., Stevens J.D. 2007. Dietary comparisons of six skate species (Rajidae) in south-eastern Australian waters. *Environmental Biology of Fishes*, 80: 181–196.
- Tribuzio C.A. 2010. Life history, demography, and ecology of the spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Gulf of Alaska. Doctoral dissertation. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, 183 pp.
- Thrush S.F., Dayton P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1): 449-473.
- Tschopp A., Cristiani F., García N.A., Crespo E.A., Coscarella M.A. 2020. Trophic niche partitioning of five skate species of genus *Bathyraja* in northern and central Patagonia, Argentina. *Journal of Fish Biology*, 97(3): 656-667.
- Tschopp A., Herrera V.P., García N.A., Crespo E.A., Coscarella M.A. 2020. Cambios en la composición de la dieta de la raya hocicuda de cola corta *Zearaja brevicaudata* (Marini, 1993) en el ecosistema explotado de Patagonia, Argentina.
- Tschopp A., Herrera V.P., García N.A., Crespo E.A., Coscarella M.A. 2024. Temporal changes in the diet composition of Shorttail Yellownose skate, when exposed to overfishing conditions in northern and central Patagonia, Argentina. *Hydrobiologia*, 1-16.
- UICN.2022. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2022.
- Valente A.C.N. 1992. A alimentação natural dos peixes: (métodos de estudo). Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre", Universidad do Porto.
- Valiñas M.S., Blum R., Galván D.E., Varisco M., Martinetto P. 2022. Global change effects on biological interactions: nutrient inputs, invasive species, and multiple drivers shape marine

- Patagonian communities. In *Global Change in Atlantic Coastal Patagonian Ecosystems* (pp. 291-316). Springer, Cham.
- Varisco M., Vinuesa J.H. 2007. La alimentación de *Munida gregaria* (Fabricius, 1793) (Crustacea: Anomura: Galatheidae) en fondos de pesca del Golfo San Jorge, Argentina. *Revista de biología marina y oceanografía*, pp. 221-229.
- Van der Molen S., Caille G. 2001. Bahía Engaño: a north Patagonian nursery area for the smoothhound shark *Mustelus schmitti* (Carcharhiniformes: Triakidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, pp. 851-855.
- Vaudo J. 2011. Habitat use and foraging ecology of a batoid community in Shark Bay, Western Australia.
- Vaudo J.J., Heithaus M.R. 2011. Dietary niche overlap in a nearshore elasmobranch mesopredator community. *Marine Ecology Progress Series*, 425: 247-260.
- Vianna M., Arfelli C.A., Amorim A.F. 2000. Feeding of *Mustelus canis* (Elasmobranchii, Triakidae) caught off south-southeast coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 26(1): 79-84.
- Vilwock de Miranda L., Vooren C.M. 2003. Captura e esforço da pesca de elasmobranquios demersais no sul do Brasil nos anos de 1975 a 1997. *Frente Marítimo*, 19: 217-231.
- Volpedo A.V., Echeverría D.D. 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino (Vol. 1). Editorial Dunken.
- Volpedo A.V., Thompson G., Avigliano E. 2017. Atlas de otolitos de peces de Argentina. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, 76 pp.
- Vooren C.M., Da Silva K.G. 1991. On the taxonomy of the angels sharks from southern Brazil, with the description of *Squatina occulta* sp.n. *Revista Brasileira de Biologia*, 51: 589-602.
- Vooren C.M. 1997. Demersal elasmobranchs. En Seeliger U., Odebrecht C., Castello J.P., editores. *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. Springer Verlag, Berlin, 141–145 pp.
- Vooren C.M., Klippel S. 2005. Ações para a conservação de tubarões e raias no Sul do Brasil. Igaré. Porto Alegre, Brasil. 262 pp.
- Walker T.I., Rigby C.L., Pacoureaux N., Ellis J., Kulka D.W., Chiaramonte G.E., Herman K. 2020. *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T39352A2907336.
- Wallace H., Ramsay J.S. 1983. Reliability in measuring diet overlap. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 347–351.
- Wells R.J.D., Cowan J.H. Jr, Fry B. 2008. Feeding ecology of red snapper *Lutjanus campechanus* in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 361: 213–225.

- Werner E.E., Peacor S.D. 2003. A review of trait mediated indirect interactions in ecological communities. *Ecology*, 84: 1083-1100.
- Wetherbee B.M., Gruber S.H., Cortés E. 1990. Diet, feeding habits, digestion, and consumption in sharks, with special reference to the lemon shark, *Negaprion brevirostris*. En: Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematic, and the status of the fisheries (H.L. Pratt Jr., S.H. Gruber, T. Taniuchi, eds.), NOAA Technical Report NMFS, 90: 29-47.
- Wetherbee B.M., Crow G.L., Lowe C.G. 1996. Biology of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, in Hawai'i. *Environmental Biology of Fishes*, 45: 299-310.
- Wetherbee B.M., Cortés E., Bizzarro J.J. 2004. Food consumption and feeding habits. *Biology of sharks and their relatives*, 225-246.
- White W.T., Potter I.C. 2004. Habitat partitioning among four elasmobranch species in nearshore, shallow waters of a subtropical embayment in Western Australia. *Marine Biology*, 145: 1023-1032.
- Williams T.M., Estes J.A., Doak D.F., Springer A.M. 2004. Killer appetites: assessing the role of predators in ecological communities. *Ecology*, 85: 3373-3384.
- Yorio P., Tagliorette A., Harris G., Giaccardi M. 1998. Áreas protegidas costeras de la Patagonia: Síntesis de información, diagnosis sobre su estado actual de protección y recomendaciones preliminares. Fundación Patagonia Natural, Chubut (Argentina). Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica.
- Zeller D., Cashion T., Palomares M.L., Pauly D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19:30–39.
- Zhang J. 2010. Package 'spaa' SPecies Association Analysis.
- Zhou S., Smith A.D.M, Punt A.E., Richardson A.J. 2010. Ecosystem-based fisheries management requires a change to the selective fishing philosophy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 9485–9489.
- Zuur A.F., Leno E.N., Smith G.M. 2007. Principal coordinate analysis and non-metric multidimensional scaling. *Analysing ecological data*, 259-264

MATERIAL SUPLEMENTARIO Y PUBLICACIONES REALIZADAS

Tabla MS1. Principales grupos de presas y especies más consumidas reportadas en estudios previos a nivel mundial para la dieta de las 13 especies de elasmobranquios incluidas en este estudio.

Especie	Autor/es	Zona	Principales grupos de presas	NT calculado con el % P reportado en la bibliografía	NT reportado en la bibliografía
Gatuzo (<i>Mustelus schmitti</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>) y Brachyura (<i>Peltarion spinosulum</i>) y poliquetos (familia Eunicidae)		3,5
	Belleggia et al. 2011	Plataforma continental argentina (34°45'S-41°S)	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Loxopagurus loxochelis</i> , <i>Peltarion spinosulum</i>), poliquetos (Maldanidae) y peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		Costa (3,48-3,53) y profundidad (3,56-3,77)
	Belleggia 2012	Plataforma continental argentina norte (36°-39,3°S)	Poliquetos (Maldanidae), crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarion spinosulum</i>) y peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		3,6
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarion spinosulum</i>), poliquetos y peces (<i>Raneya brasiliensis</i>)		
	Capitoli et al. 1995	Río Grande, Brasil (32°02'S- 52°05'O)	Crustáceos decápodos Brachyura		
	Chiamonte y Petovello 2000	Ría Deseado y Mar del Plata (47°45'S-65°55'O)	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Cyrtograpsus angulatus</i>) y peces (<i>Austroatherina incisa</i> y <i>Sprattus fuegensis</i>)		
	Menni et al. 1986	Provincia de Buenos Aires	Crustáceos, poliquetos y peces		
	Molina y Cazoria 2011	Bahía Anegada (39,96°-40,60°S)	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Neohelice granulata</i>) y poliquetos		
	Molina 2012	Bahía Anegada	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Neohelice granulata</i>) y poliquetos		
	Oliver et al. 1968	Mar del Plata (38°20'S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y Brachyura (<i>Corystoides chilensis</i>) y poliquetos		
	Pasti et al. 2021	Patagonia central (43°-45°S)	Langostino (<i>Pleoticus muelleri</i>), cangrejos (<i>Peltarion spinosulum</i>) y poliquetos (Familia Eunicidae)		
	Sanchez y Prenski 1996	Golfo San Jorge (45°-47°S)	Crustáceos decápodos Brachyura (familia Majidae) y poliquetos		
Van der Molen y Caille 2001	Bahía Engaño (43°04'-43°24'S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y poliquetos			

Tiburón espinoso (<i>Squalus acanthias</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		4,1
	Avsar 2001	Mar Negro (40°-43°N)	Peces (<i>Merlangius merlangus euxinus</i>) y crustáceos decápodos (<i>Gebia littoralis</i>)		
	Bangley 2012	Carolina del Norte (35°30'N)	Peces (<i>Brevoortia tyrannus</i> y <i>Anchoa mitchilli</i>)		
	Barone 2006	Norte y centro del Mar Patagónico (40°-46°S)	Cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)	4,2	
	Belleggia et al. 2012	Plataforma continental argentina (35°-55°S)	Cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)		4,19
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Peces (<i>Engraulis anchoeta</i>)		
	Bowman et al. 2000	Nueva Escocia (45°N)	Peces, cefalópodos, bivalvos y crustáceos		4,08
	Bundy et al. 2011	Atlántico noroccidental (34°-44°N)	Peces		
	Demirhan y Seyhan 2007	Sur del Mar Negro (40°57'-41°04'N)	Peces (<i>Merlangius merlangus euxinus</i>)		4,22
	Dunn et al. 2013	Nueva Zelanda (43°-45°S)	Peces (<i>Trachurus</i> spp., <i>Macruronus novaezealandiae</i>)		4,2
	Ebert et al. 1992	Sudáfrica (24°-36°S; 14°-18°E)	Peces (<i>Merluccius capensis</i> y <i>Merluccius paradoxus</i>)		4,25
	Ellis et al. 1996	Atlántico nororiental (44°-54°N)	Peces (<i>Clupea harengus</i>)		4,12
	Fujita et al. 1995	Japón (39°20'N)	Peces		4,23
	García de la Rosa y Sánchez 1997	Mar Argentino (34°-47° S)	Ctenóforos (<i>Pleurobrachia pikeus</i>), peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) y cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>)		
	García de la Rosa 1998	Plataforma continental argentina (34°-55° S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y ctenóforos (<i>Pleurobrachia pikeus</i>)		
	Garrison y Link 2000	Atlántico noroccidental	Cefalópodos, peces y ctenóforos		
	Hanchet 1991	Nueva Zelanda	Crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida gregaria</i>) y eufáusidos (<i>Nyctiphanes australis</i>)		
	Jones y Geen 1977	Columbia británica (54°40'N)	Peces (arenques) y eufáusidos		
	Koen Alonso 1999	Norte y centro de la Patagonia (41°-47°S)	Cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)	4,2	
	Koen Alonso et al. 2002	Patagonia centro y norte	Cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>), peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) y ctenóforos (<i>Pleurobrachia pikeus</i>)		4,2
	Lapikhovskiy et al. 2001	Islas Malvinas (50°59'-52° 57'S)	Peces (<i>Sprattus fuegensis</i>) y cefalópodos (<i>Loligo gahi</i>)		3,95
	Livingston 1990	Nueva Zelanda	Peces (<i>Macruronus novaezealandiae</i>)		
	Menni 1965	Mar argentino	Peces		
	Pethybridge et al. 2011	Australia	Peces (Myctophidae sin identificar)		4,12
	Sánchez y Prenske 1996	Golfo San Jorge	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y ctenóforos	4,1	
	Tanasichuk et al. 1991	Hemisferio norte	Peces (<i>Merluccius</i>)		
	Yick et al. 2012	Tasmania (42°50'-43°10'S)	Peces (<i>Engraulis australis</i>) y cefalópodos (<i>Nototodarus gouldii</i>)		

Tiburón pintarroja <i>(Schroederichthys bivius)</i>	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>), peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) y poliquetos		3,8
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Poliquetos (<i>Aphroditella</i> spp.)		
	Laptikhovsky et al. 2001	Islas Malvinas	Cefalópodos (<i>Loligo gahi</i>), poliquetos, peces (<i>Sprattus fuegensis</i>) y crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida gregaria</i>)		
	Matallanas et al. 1993	Canal de Beagle (54°53'S;67°-68°O)	Crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida subrugosa</i>)		
	Menni et al. 1979	Plataforma continental argentina	Peces, poliquetos y crustáceos		
	Sanchez y Prenski 1996	Golfo San Jorge	Cefalópodos, crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida</i>), estomatópodos y poliquetos		
	Sánchez et al. 2009	Océano Atlántico sudoccidental (34°-54°S)	Estomatópodos (<i>Pterigosquilla armata armata</i>), crustáceos decápodos Brachyura (familia Majidae y <i>Peltarion spinosulum</i>), Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>) y Anomura (<i>Munida gregaria</i>)		3,25
Squatina <i>(Squatina guggenheim)</i>	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i> y <i>Raneya brasiliensis</i>) y cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>)		4
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		
	Colonello 2005	Distrito Biogeográfico Bonaerense (34°-42°S)	Peces (<i>Cynoscion guatucupa</i>)		
	dosSantos Domingo et al. 2021	Brasil (22°54'S-27°16'S)	Nemátodos, teleósteos S/I y poliquetos		
	Mlessi et al. 2019	Río de La Plata (36°24'-36°54'S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Peisos petrunkevitchi</i> y <i>Artemesia longinaris</i>)		3,3
	Oyarsún González et al. 2003	Uruguay y norte argentino	Peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		
	Vögler et al. 2003	Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (34°00'-39°30' S)	Peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		
	Vögler et al. 2009	Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya	23-60 cm LT: Peces (<i>Engraulis anchoita</i> y <i>Patagonotothen longipes</i>); 61-80 cm LT: Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (Penaeidae) y peces (<i>Cynoscion guatucupa</i> y <i>Merluccius hubbsi</i>); 81-91 cm LT: Peces (<i>Patagonotothen ramsayi</i>) y cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>)		3,9
	Vooren y da Silva 1991	Sur de Brasil	Peces y crustáceos decápodos Dendrobranchiata		

Torpedo (<i>Discopyge tschudii</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Poliquetos (Familia Euniciidae)		3,6
	Arrighetti et al. 2005	Mar del Plata	Sifones de almeja (<i>Amiantis purpurata</i>) y poliquetos		
	García 1984	Mar del Plata	Poliquetos y anfípodos (gamáridos)		
	Menni y Stehmann 2000	Argentina, Uruguay y Brasil	Poliquetos y anfípodos (gamáridos)		
	Sanchez y Prenski 1996	Golfo San Jorge	Poliquetos		
	Spath et al. 2012	Uruguay y norte de Argentina (34°-38°S)	Poliquetos, sifones de almeja (<i>Amiantis purpurata</i>) y anfípodos		
	Spath 2014	Atlántico sudoccidental	Poliquetos (familia Gliceridae), sifones de la almeja (<i>Amiantis purpurata</i>) y anfípodos		
	Spath et al. 2015	Golfo San Jorge	Poliquetos (familia Orbiniidae)		
Extenta (<i>Psammobatis extenta</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Anfípodos (gamáridos) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		3,5
	Barbini 2011	Ecosistema costero bonaerense y uruguayo (34°-41°S)	Anfípodos (familia Ampeliscidae) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>)		
	Barbini y Lucifora 2012	Atlántico sudoccidental (34°-38°S)	Anfípodos (<i>Ampelisca</i> spp.) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>)		
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Anfípodos (Gammaridae sin identificar)		
	Braccini y Pérez 2005	Puerto Quequén (38°37'S)	Anfípodos (Gammaridae) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (Penaeoidea sin identificar)		3,5
	Mabragaña 2007	Plataforma argentina (34°-42°S)	Anfípodos y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i> y <i>Pleoticus muelleri</i>)		3,62
	Muto et al. 2001	Ubatuba, Sureste de Brasil (23°20'-24°00'S)	Anfípodos y crustáceos decápodos Dendrobranchiata y Brachyura		
	Soares et al. 1992	Ubatuba, sureste de Brasil	Anfípodos (gamáridos), crustáceos decápodos Brachyura y poliquetos		
	Viana 2013	Rio de Janeiro	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Leptocheila</i> sp.)		

Material suplementario y publicaciones realizadas

Normani <i>(Psammobatis normani)</i>	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Crustáceos decápodos Anomura (<i>Grimothea gregaria</i>) y Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		3,5
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Anfipodos (Gammaridae) y poliquetos (Familia Onuphidae)		
	Mabragaña et al. 2005	Atlántico sudoccidental (37°-50°S)	Crustáceos y poliquetos sin identificar		
	Mabragaña 2007	Plataforma argentina (34°-54°S)	Anfipodos (Gammaridea), isópodos (Serolidae), crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarium spinosulum</i>) y poliquetos		3,65
	Mabragaña y Giberto 2007	Patagonia central (41°-48°S)	Isópodos (Serolidae), crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarium spinosulum</i>) y poliquetos		3,65
	Sánchez y Mabragaña 2002	Región sudpatagónica (48°-54°30' S)	Poliquetos y cangrejos sin identificar		
Rudis <i>(Psammobatis rudis)</i>	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Crustáceos decápodos Anomura (<i>Grimothea gregaria</i>) y Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		3,5
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Poliquetos y crustáceos decápodos Brachyura (<i>Libidoclaea granaria</i>)		
	Cristiniani 2016	Chubut y norte de Santa Cruz (41°-48°S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>) y anfipodos (gamáridos)	3,7	
	Mabragaña et al. 2005	Atlántico suroeste	Crustáceos sin identificar		
	Mabragaña 2007	Plataforma argentina (34°-54°S)	Anfipodos (gamáridos) e isópodos (Cirolanidae, Arcturidae y Serolidae)		3,95
	Mabragaña y Giberto 2007	Patagonia central (41°-48°S)	Isópodos (Arcturidae y Cirolanidae) y anfipodos (gamáridos)		3,95
	Sánchez y Mabragaña 2002	Región sudpatagónica	Cangrejos sin identificar		

Material suplementario y publicaciones realizadas

Marmolada <i>(Sympterygia bonapartii)</i>	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Anfípodos y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		General (3,5), profundidad (3,5) y costa (3,4)
	Almeida y Queiroz 1985	Brasil	Peces		
	Barbini 2011	Ecosistema costero bonaerense y uruguayo	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y Brachyura (<i>Cyrtograpsus affinis</i> , <i>Peltarion spinosulum</i> , <i>Libinia spinosa</i> , <i>Libinia clava</i> y <i>Leurocyclus tuberculatus</i>)		
	Barrera Oro y Maranta 1996	Mar del Plata	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata, cangrejos sin identificar y peces		
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Crustáceos decápodos Brachyura (Majidae) y Dendrobranchiata (<i>Peltarion spinosulum</i>) y anfípodos (Gammaridae)		
	dosSantos Domingo et al. 2021	Brasil (22°54'S-27°16'S)	Estomatópodos (Squillae), crustáceos decápodos (Sicyoniidae) y Brachyura (Portunidae) y peces		
	Estalles 2012	Golfo San Matías (41°-42°S)	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarion spinosulum</i>)		3,64
	Estalles et al. 2015	Golfo San Matías	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Peltarion spinosulum</i>) y Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>) y peces (<i>Engraulis anchoita</i>)		
	Menni y Stehmann 2000	Argentina, Uruguay y Brasil	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i> y <i>Pleoticus muelleri</i>) y Brachyura (<i>Coenopthalmus chilensis</i> , <i>Coenopthalmus tridentatus</i> y <i>Leurocyclus tuberculatus</i>)		
	Milessi et al. 2019	Sur del Río de la Plata	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y cumáceos		juveniles > 3,30
	Paesch 2000	Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya	Crustáceos decápodos Brachyura (<i>Libinia clava</i> y <i>Peltarion spinosulum</i>) y peces (<i>Raneya fluminensis</i> y <i>Merluccius hubbsi</i>)		
	Sánchez y Prenski 1996	Golfo San Jorge	Estomatópodos y crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida</i>)	3,7	
	Sánchez y Mabragaña 2002	Región sudpatagónica	Cangrejos sin identificar		

Acuta (<i>Sympterygia acuta</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°–47°S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Plecticus muelleri</i>) y anfípodos	3,5
	Barbini 2011	Ecosistema costero bonaerense y uruguayo	Peces (<i>Dules auriga</i> y <i>Engraulis anchoíta</i>), crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y Brachyura (<i>Libinia spinosa</i> y <i>Cyrtograpsus affinis</i>)	
	Barbini y Lucifora 2016	Atlántico sudoccidental (33°-40°S)	Peces (<i>Dules auriga</i> y <i>Engraulis anchoíta</i>), crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>) y Brachyura (<i>Libinia spinosa</i> y <i>Cyrtograpsus affinis</i>)	General (3,87), juveniles (3,56) y adultos (4,15)
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Crustáceos decápodos Brachyura (Pinnotheridae) y Dendrobranchiata (<i>Plecticus muelleri</i> y <i>Mysis</i> spp.), anfípodos (Gammaridae) y peces (<i>Raneya brasiliensis</i> y <i>Paralichthys</i> spp.)	
	Menni y Stehmann 2000	Argentina, Uruguay y Brasil	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>)	
	Queiroz 1984	Cassino, Brasil (52,16°S)	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i>)	
Chucho (<i>Myliobatis goodei</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°–47°S)	Poliquetos (Familia Gliceridae) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Plecticus muelleri</i>)	3,5
	Molina 2012	Bahía Anegada (39,96°-40,60°S)	Bivalvos (<i>Lasaea</i> y <i>Solen techuelchus</i>), anfípodos (Caprellidae) y poliquetos (Phyllodocidae)	3,2
	Molina y Cazoria 2015	Bahía Anegada	Bivalvos (<i>Lasaea</i> sp.), poliquetos (Phyllodocidae) y anfípodos (Caprellidae)	3,2
	Refi 1975	Puerto Quequén (38°37'S)	Cangrejos, estomatópodos, poliquetos y ascideas sin identificar	
	Rezende et al. 2015	Brasil (28°36'S-35°45'S)	Poliquetos (Ophellidae y Flabelligeridae) y crustáceos decápodos Caridea	
	Ruocco 2012	Ecosistema costero bonaerense y uruguayo	Poliquetos, crustáceos decápodos y anfípodos (gamáridos)	
	Ruocco y Lucifora 2016	Atlántico sudoccidental (34°-42°S)	Poliquetos (<i>Travisia</i> spp.) y crustáceos decápodos Anomura (familia Paguridae)	

Raya hociuda (<i>Zearaja brevicaudata</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Crustáceos decápodos Anomura (<i>Grimothea gregaria</i>) y Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)		4
	Belleggia et al. 2016	Atlántico sudoccidental (35°-54°S)	Peces (<i>Patagonotothen ramsayi</i> y <i>Merluccius hubbsi</i>)		Incrementa con la LT. De 4,29 a 4,59 (promedio 4,53)
	Belleggia et al. 2019	Plataforma continental argentina norte	Peces (<i>Raneya brasiliensis</i>)		
	Buren 2004	Norte y centro de la Patagonia	1996-1998: cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) y peces (<i>Patagonotothen ramsayi</i> y <i>Merluccius hubbsi</i>)/ 2000-2001: peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) e isópodos (<i>Serolis schythei</i>)	4,1	
	García de la Rosa 1998	Plataforma continental argentina (34°-56° S)	Crustáceos decápodos Anomura (Múridos) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)		
	Koen Alonso 1999	Norte y centro de Patagonia	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i> , <i>Patagonotothen ramsayi</i> , <i>Raneya brasiliensis</i> y <i>Engraulis anchoita</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) e isópodos (<i>Serolis schythei</i>)	4,2	
	Koen Alonso et al. 2001	Patagonia norte y centro	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i> , <i>Patagonotothen ramsayi</i> , <i>Raneya brasiliensis</i> y <i>Engraulis anchoita</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) e isópodos (<i>Serolis schythei</i>)		
	Lucifora et al. 2000	Atlántico sudoccidental (41°36'-42°04'S)	Peces (<i>Patagonotothen ramsayi</i> y <i>Merluccius hubbsi</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>) e isópodos (<i>Serolis schythei</i>)		
	Mabragaña et al. 2005	Atlántico suroeste (37°-50°S)	Crustáceos, peces y moluscos sin identificar		
	Olivier et al. 1968	Mar del Plata	Crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Artemesia longinaris</i> y <i>Peisos petrunkevitchi</i>) y Brachyura (<i>Corystoides chilensis</i>)		
	Sánchez y Prenski 1996	Golfo San Jorge	Estomatópodos, crustáceos decápodos Anomura (<i>Munida</i> sp.) y peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)		
	Sánchez y Mabragaña 2002	Región sudpatagónica (48°-55°S)	Peces, crustáceos y moluscos		
	Tschopp et al. 2020	Norte y centro de Patagonia (41°-48°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i> y <i>Patagonotothen ramsayi</i>)		
	Tschopp et al. 2024	Norte y centro de Patagonia	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>)		

Cazón (<i>Galeorhinus galeus</i>)	Este estudio	Patagonia central (41°-47°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>), cefalópodos (<i>Illex argentinus</i> y <i>Octopus tehuelchus</i>) y crustáceos decápodos Dendrobranchiata (<i>Pleoticus muelleri</i>)		4,1
	Bass et al. 1975	Sudáfrica	Peces (<i>Merluccius capensis</i>) y cefalópodos		
	Biton-Porsmoguer 2022	Canal de la Mancha (49°29'N)	Peces (<i>Scomber scombrus</i> y <i>Trisopterus luscus</i>)		
	Bulman et al. 2001	Sudeste de Australia (37°-39°S; 147°-149°E)	Peces		
	Coleman y Mobley 1984	Australia	Cefalópodos (<i>Nototodarus goukii</i> y <i>Octopus pallidus</i>)		
	Compagno 1984	Tiburones del mundo	Peces óseos, moluscos y crustáceos		
	Compagno et al. 1989	Sudáfrica	Peces (merluzas, lenguados, anchovetas y sardinas)		
	Dunn et al. 2010	Este de Nueva Zelanda (43°57'S-176°33'O)	Peces (<i>Macruronus novaezelandiae</i>)		
	Elías et al. 2004	Golfos del norte patagónico (42°-43°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i> , <i>Genypterus blacodes</i> , <i>Raneya brasiliensis</i> , <i>Odontesthes</i> sp.) y cefalópodos (<i>Illex argentinus</i>)		
	Ellis et al. 1996	Sur de Irlanda (44°-54°N; 0°-15°O)	Peces (<i>Scomber scombrus</i>) y cefalópodos (<i>Eledone cirrhosa</i>)		
	Freer 1992	Sudáfrica	Peces y cefalópodos		
	Kailola et al. 1993	Costa australiana	Peces (<i>Thyrssites atun</i>) y cefalópodos (<i>Nototodarus goukii</i> y <i>Sepioteuthis australis</i>)		
	Koen Alonso 1999	Norte y centro de la Patagonia (41°-47°S)	Peces (<i>Merluccius hubbsi</i>) y cefalópodos (<i>Illex argentinus</i> y <i>Enteroctopus megalocyathus</i>)	4,2	
	Lucifora 2003	Bahía Anegada	Peces (<i>Raneya brasiliensis</i> , <i>Cynoscion guatucupa</i> y <i>Porichthys porosissimus</i>)		
	Lucifora et al. 2006	Bahía Anegada	Peces (<i>Raneya brasiliensis</i> , <i>Cynoscion guatucupa</i> y <i>Porichthys porosissimus</i>)		
	Menni 1985	Mar Argentino	Peces (<i>Dules auriga</i> y <i>Engraulis anchoita</i>)		
	Mbrato et al. 2003	Islas Azores (37°-39°N; 24°-32°O)	Peces (<i>Capros aper</i>), isópodos y cefalópodos sin identificar		
	Olsen 1984	Sur de Australia	Peces		
	Reyes 2005	Centro-sur de Chile	Peces (<i>Merluccius gayi</i>) y cefalópodos (<i>Dosidicus gigas</i>)		
	Ripley 1946	California	Peces		
	Roedel y Ripley 1950	California	Peces		
	Walker 1989	Australia	Peces y cefalópodos		
	Walker 1999	Pesquerías del mundo	Peces y cefalópodos		

- Bangley C.W. 2012. Food and feeding habits of the spiny dogfish *Squalus acanthias* overwintering off the coast of North Carolina and the effects on the marine community. Tesis. East Carolina University.
- Bass A.J., D'Aubrey J.D., Kistnasamy N. 1975. Sharks of the East Coast of Southern Africa: The Families Carcharhinidae (excluding *Mustelus* and *Carcharhinus*) and Sphyrnidae. III. Oceanographic Research Institute.
- Belleggia M., Figueroa D.E., Sánchez F., Bremec C. 2011. The feeding ecology of *Mustelus schmitti* in the southwestern Atlantic: geographic variations and dietary shifts. *Environmental Biology of Fishes*, 95(1): 99-114.
- Coleman N., Mobley M. 1984. Diets of commercially exploited fish from Bass Strait and adjacent Victorian waters, south-eastern Australia. *Marine and Freshwater Research*, 35(5): 549-560.
- Compagno L.J.V. 1984. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. FAO Fisheries Synopsis v. 125.
- dos Santos Domingos J.F., Paiva B., Bruno C.E.M., de Amorim A.F. 2021. Diet of elasmobranchs captured in the fishing of pink shrimp off souther of Brazil. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(1): 637-658.
- Elías I., Rodríguez A., Hasan E., Reyna M.V., Amoroso R.O. 2004. Biological observations of the tope shark, *Galeorhinus galeus*, in the northern Patagonian gulfs of Argentina. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*.
- Freer D.W.L. 1992. The commercial fishery for sharks in the South-Western Cape, with an analysis of the biology of the two principal target species, *Callorhynchus capensis* Dumeril and *Galeorhinus galeus* Linn. Master's thesis, University of Cape Town.
- Hanchet S. 1991. Diet of spiny dogfish, *Squalus acanthias* Linnaeus, on the east coast, South Island, New Zealand. *J. Fish. Biol.*, 39: 313–323.
- Livingston M.E. 1990. Spawning hoki (*Macruronus novaezelandiae* Hector) concentrations in Cook Strait and off the east coast of the South Island, New Zealand, August-September 1987. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 24(4): 503-517.
- Milessi A.C., De Wysiecki A.M., Jaureguizar A.J. 2019. Trophic ecology of young-of-the-year elasmobranchs in a critical habitat within the Río de la Plata outer estuarine waters. *Austral Ecology*, 44(2): 290-299.
- Ripley W.E. 1946. The soupfin shark and the fishery. *Fish. Bull.*, 64: 7-37.
- Roedel P.M., Ripley W.M. 1950. California sharks and rays. *California Fish Bulletin*, 75: 1-88: teleósteos pelágicos y demersales.

- Tanasichuk R.W., Ware D.M., Shaw W., McFarlane G.A. 1991. Variations in diet, daily ration, and feeding periodicity of Pacific hake (*Merluccius productus*) and spiny dogfish (*Squalus acanthias*) off the lower west coast of Vancouver Island. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(11): 2118-2128.
- Tschopp A., Herrera V.P., García N.A., Crespo E.A., Coscarella M.A. 2024. Temporal changes in the diet composition of Shorttail Yellownose skate, when exposed to overfishing conditions in northern and central Patagonia, Argentina. *Hydrobiologia*, 1-16.
- Viana A.D.F. 2013. Hábitos alimentares e análise de sobreposição trófica de elasmobrânquios no litoral sul do Rio de Janeiro, Brasil.
- Vögler R., Milessi A.C., Quiñones R.A. 2003. Trophic ecology of *Squatina guggenheim* on the continental shelf off Uruguay and northern Argentina. *Journal of Fish Biology*, 62: 1254-1267.
- Vögler R., Milessi A.C., Duarte L.O. 2009. Changes in trophic level of *Squatina guggenheim* with increasing body length: relationships with type, size and trophic level of its prey. *Environmental Biology of Fishes*, 84(1): 41-52.
- Walker T.I. 1989. Stomach contents of gummy shark, *Mustelus antarcticus* Gunther, and school shark, *Galeorhinus galeus* (Linnaeus), from south-eastern Australian waters. Southern Shark Assessment Project: Final FIRTA Report-March, Marine Science Laboratories.
- Walker T.I. 1999. *Galeorhinus galeus* fisheries of the world. FAO Fisheries Technical Paper (FAO).
- Yick J.L., Barnett A., Tracey S.R. 2012. The trophic ecology of two abundant mesopredators in south-east coastal waters of Tasmania, Australia. *Marine Biology*, 159(6): 1183-1196.