



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

Informe Final

PROYECTO FIP N° 2008-23

**FORMULACION E IMPLEMENTACION DE
UN ENFOQUE MULTIESPECIFICO DE
EVALUACION DE STOCK EN RECURSOS
DEMERSALES DE LA ZONA
SUR AUSTRAL - FASE I**

REQUIRENTE : Consejo de Investigación Pesquera

OFERENTE : Universidad de Concepción

Concepción, enero de 2010

TITULO DEL PROYECTO : FIP N° 2008-23 "FORMULACION E IMPLEMENTACION DE UN ENFOQUE MULTIESPECIFICO DE EVALUACION DE STOCK EN RECURSOS DEMERSALES DE LA ZONA SUR AUSTRAL – FASE I"

REQUIRENTE : Consejo de Investigación Pesquera

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

DIRECTOR PROYECTO : Prof. Dr. Hugo Arancibia

Este documento debe ser citado como:

Arancibia, H., S. Neira, M. Barros, C. Gatica, M. J. Zúñiga, R. Alarcón y E. Acuña. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I. Informe Final Proyecto FIP 2008-23. Universidad de Concepción / Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 303 p. + Anexos.

PERSONAL PARTICIPANTE (autores por tema)

Área de Trabajo	Investigador	Institución
Dirección y coordinación general. Modelación EwE.	Hugo Arancibia	Universidad de Concepción – UdeC
Modelación multiespecífica ecotrófica: EwE.	Sergio Neira	Postdoctoral Research Fellow, Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia – CIEP
Coordinación técnica y asistencia técnica EwE.	Mónica Barros	Universidad de Concepción – UdeC
Modelación multiespecífica estructural: MSVPA.	Claudio Gatica	Instituto Investigación Pesquera – INPESCA
Asistencia técnica MSVPA	Ma. José Zúñiga	Universidad de Concepción – UdeC
Geoestadística, índices alimentarios. Muestreos.	Rubén Alarcón	Instituto Investigación Pesquera – INPESCA
Análisis de estómagos y recopilación de literatura	Enzo Acuña	Universidad Católica del Norte – UCN
Análisis de estómagos y recopilación de literatura	Alex Cortes	Universidad Católica del Norte – UCN
Experto extranjero	Steve Mackinson	Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Lowestoft, UK.
Experto extranjero	Jesús Jurado-Molina	Fisheries Scientist, Secretariat of the Pacific Community. Ecosystem Monitoring and Analysis Section, Oceanic Fisheries Program.

HITOS RELEVANTES

- 30-01-2008 Se publicó en el portal www.chilecompras.cl la convocatoria a concurso público.
- 31-03-2008 Se presentó ofertas técnica y económica.
- 10-07-2008 El Consejo de Investigación Pesquera adjudica el proyecto.
- 28-08-2008 Se solicita bases de datos biológicos y pesqueros al FIP.
- 29-08-2008 Se firma el contrato entre el Consejo de Investigación Pesquera (CIP) y la Universidad de Concepción (UdeC).
- 02-09-2008 Se realiza Primer Taller con presentación del proyecto a personal SubPesca y requerimientos del proyecto.
- 03-09-2008 Se responde a las observaciones técnicas efectuadas por los evaluadores de la propuesta técnica.
- 25-09-2008 Reunión en SubPesca para presentar los temas abordados en el Primer Taller y precisar los requerimientos de información de la PDA.
- 19-11-2008 Se publica en el D.O. el Decreto Exento de SubPesca (Extracto).
- 10-12-2008 Término de tramitación del Decreto Exento en la Oficina de Partes de Subsecretaría de Pesca.
- 12-12-2008 Se recibe fax informando que se adjudica oferta para la ejecución del proyecto y se aprueba el contrato de investigación celebrado entre el CIP y la UdeC.
- 21-03-2009 Llega a Concepción experto extranjero Dr. Steven Mackinson (CEFAS, Inglaterra).
- 22-03-2009 Reunión de bienvenida de experto extranjero y grupo de trabajo.
- 23-03-2009 Inicio 1er Taller Internacional
- 25-03-2009 Presentación conferencia en la Facultad de Ciencias Biológicas y Oceanográficas de la Universidad de Concepción. Título: Investigating the dynamics of marine ecosystems.
- 27-03-2009 Finalización 1er Taller Internacional
- 04-05-2009 Se solicita al FIP reprogramación inicio proyecto para 01 enero 2009.

- 14-05-2009 El CIP aprueba reprogramación solicitada.
- 14-06-2009 Llega a Concepción experto extranjero Dr. Jesús Jurado-Molina (Secretariat of the Pacific Community, Nueva Caledonia).
- 15-06-2009 Inicio 2do Taller Internacional
- 17-06-2009 Dr. Jesús Jurado-Molina presenta charla "Un marco Bayesiano para la valoración del stock y el análisis de decisión del pulpo rojo (*Octopus maya*) en Yucatán".
- 19-06-2009 Dr. Jesús Jurado-Molina presenta a través del Centro FONDAP-COPAS la 9a Exposición del Ciclo de Conferencias de los Programas de Postgrado en Oceanografía del Departamento de Oceanografía titulada "Modelos multi-específicos del Mar de Bering Oriental".
- 21-06-2009 Finalización 2do Taller Internacional
- 31-07-2009 Envío por correo expreso del Primer Informe de Avance
- 01-10-2009 Tercer Taller Técnico de difusión de resultados, Universidad de Concepción
- 30-10-2009 Entrega del Pre-informe Final
- 30-10-2009 Presentación y discusión de resultados del proyecto en SONAPESCA Santiago (grupo de representantes empresas merluceras del sur)
- 28-12-2009 Aprobación del Pre-informe Final por el Consejo de Investigación Pesquera
- 18-01-2010 Presentación y discusión de resultados del proyecto en Subsecretaría de Pesca - Vapraíso
- 22-01-2010 Entrega del Informe Final**
-

Índice

Pág.

1.	RESUMEN EJECUTIVO.....	1
2.	INTRODUCCION	9
3.	OBJETIVOS	12
3.1.	Objetivo General	12
3.2.	Objetivos Específicos	12
4.	RESULTADOS ESPERADOS (según Términos Básicos de Referencia).....	13
5.	METODOLOGIA	15
5.1.	Objetivo Específico 1	16
5.1.1.	Modelamiento multiespecífico Ecopath with Ecosin	16
5.1.1.1.	Introducción	17
5.1.1.1.1.	Presentación de diagramas tróficos cuantitativos PDA.....	18
5.1.1.1.2.	Estimación consumo de alimento principales especies PDA	19
5.1.1.2.	Metodología.....	20
5.1.1.2.1.	Ecopath, el modelo estático	20
5.1.1.2.2.	Diagramas de flujo.....	24
5.1.1.2.3.	Estimación de consumo.....	25
5.1.1.2.4.	Presentación de datos de entrada para la modelación ecotrófica utilizando EwE.....	25
5.1.1.3.	Resultados.....	45
5.1.1.3.1.	Diagrama de flujo	45
5.1.1.3.2.	Consumo de Alimento.....	46
5.1.1.4.	Discusión	51
5.1.1.5.	Referencias bibliográficas	61
5.1.2.	Modelamiento multiespecífico estructurado por edades – Modelo MSVPA.....	66
5.1.2.1.	Introducción	66
5.1.2.2.	Metodología.....	68
5.1.2.2.1.	Contenido estomacal	68
5.1.2.2.2.	Estimación contenido estomacal relativo (porcentaje en peso, W%).....	69
5.1.2.2.3.	Estimación teórica del índice de selectividad de presas de Ursin	70
5.1.2.2.4.	Estimación de ración anual del predador.....	71
5.1.2.2.5.	Dinámica de la flota pesquera.....	73
5.1.2.2.6.	Índices de abundancia, desembarques, composición por edad	74

v

5.1.2.3.	Resultados.....	74
5.1.2.3.1.	Índice de selectividad de presas por tamaños	74
5.1.2.3.2.	Coefficiente de selectividad de alimento teórico	76
5.1.2.3.3.	Contenido estomacal relativo	80
5.1.2.3.4.	Ración anual de alimento del predador	83
5.1.2.3.5.	Información para evaluación de stock edad estructurada.....	84
5.1.2.4.	Discusión	96
5.1.2.5.	Referencias	99
5.1.3.	Composición de la dieta de las principales especies predadores en la PDA en el año 2008	102
5.1.3.1.	Introducción.....	102
5.1.3.2.	Metodología.....	104
5.1.3.2.1.	Índices alimentarios	105
5.1.3.2.2.	Representación gráfica de la dieta	105
5.1.3.3.	Resultados.....	107
5.1.3.3.1.	Muestras de contenido estomacal de las principales especies objetivo.....	107
5.1.3.3.2.	Composición de la dieta e índices alimentarios	118
5.1.3.3.3.	Representación gráfica de la dieta	121
5.1.3.4.	Propuesta logística y cuantificación del costo para el monitoreo anual del consumo de los principales recursos de la PDA	124
5.1.3.5.	Discusión	126
5.1.3.6.	Conclusiones.....	128
5.1.3.7.	Referencias	130
5.1.4.	Revisión de antecedentes bibliográficos de especies de la PDA.....	132
5.1.4.1.	Introducción.....	132
5.1.4.2.	Metodología.....	133
5.1.4.3.	Resultados.....	133
5.1.4.4.	Referencia Bibliografica.....	138
5.2.	Objetivo Específico 2	139
5.2.1.	Introducción.....	140
5.2.2.	Metodología.....	141
5.2.2.1.	Descripción de las especies y flotas consideradas en el análisis.....	141
5.2.2.2.	Formulación matemática para estimar los coeficientes de mortalidad por predación y pesca	142
5.2.3.	Resultados.....	143

5.2.3.1.	Coeficientes de mortalidad	143
5.2.3.2.	Principales causas de mortalidad por predación	144
5.2.3.3.	Interacciones técnicas	145
5.2.4.	Discusión	147
5.2.5.	Referencias bibliográficas	148
5.3.	Objetivo Específico 3	149
5.3.1.	Modelamiento multiespecífico Ecopath with Ecosin	149
5.3.1.1.	Introducción	150
5.3.1.2.	Metodología	151
5.3.1.2.1.	Presentación Ecosim el modelo con dinámica temporal	151
5.3.1.2.2.	Implementación del modelo ECOPATH with ECOSIM (EwE)	155
5.3.1.3.	Resultados	161
5.3.1.4.	Discusión	164
5.3.1.5.	Referencias bibliográficas	169
5.3.2.	Modelos Multi-específicos Estructurados	171
5.3.2.1.	Introducción	172
5.3.2.1.1.	Análisis de Cohortes	175
5.3.2.1.2.	Estructura de los modelos (Análisis de cohortes)	175
5.3.2.1.3.	Ecuaciones del modelo de Análisis de Cohortes	176
5.3.2.1.4.	Estructura de modelos de evaluación de IFOP (estadísticos edad-estructurados)	178
5.3.2.1.5.	Enfoque metodológico del MSVPA	202
5.3.2.1.6.	Principales ecuaciones principales del MSVPA	203
5.3.2.2.	Resultados	205
5.3.2.2.1.	Modelos mono-específicos	205
5.3.2.2.2.	Reclutamientos de acuerdo con modelos mono-específicos	207
5.3.2.2.3.	Análisis de Población Virtual Multiespecífico	209
5.3.2.2.4.	Reclutamientos MSVPA	211
5.3.2.2.5.	Análisis comparativo de biomasa total, biomasa adulta, biomasa desovante y reclutamiento entre los modelos mono-específico y MSVPA	212
5.3.2.2.6.	Predación por merluza del sur y congrio sobre merluza de tres aletas y merluza de cola	220
5.3.2.3.	Discusión	224
5.3.2.4.	Conclusiones	227
5.3.2.5.	Referencias Bibliográficas	228
5.3.3.	Objetivo Específico 4	231

5.3.4.	Introducción (enfoque ecotrófico multi-específico).....	232
5.3.5.	Metodología.....	234
5.3.5.1.	Exploración de PBRs mediante EwE	234
5.3.6.	Máximo rendimiento sostenible utilizando EwE	235
5.3.7.	Resultados.....	236
5.3.8.	Discusión	242
5.3.9.	Referencias bibliográficas	246
5.3.10.	Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de MSVPA	247
5.3.10.1.	Metodología.....	247
5.3.10.2.	Estimación de la mortalidad residual (M1) para el modelo MSVPA.....	248
5.3.10.3.	Modelo multi-específico de predicción	249
5.3.11.	Resultados.....	250
5.4.	Objetivo Específico 5 (Adicional).....	253
5.4.1.	Introducción.....	253
5.4.2.	Metodología.....	255
5.4.2.1.	Análisis estructural y distribución de la densidad media.....	255
5.4.2.2.	Definición de los polígonos de abundancia de especies predatoras y presas.....	260
5.4.2.3.	Superposición espacial entre predador y presa	261
5.4.3.	Resultados y Discusión.....	262
5.4.3.1.	Descripción de la información disponible	262
5.4.3.2.	Polígonos de abundancia de predadores y presas.....	268
5.4.3.3.	Superposición espacial entre especies	285
5.4.4.	Conclusiones.....	300
5.4.5.	Referencias Bibliográficas.....	301
6.	ASISTENCIA TECNICA.....	303

ANEXOS

Listado de Figuras

	Pág.
Figura 1. Interacciones técnicas entre las flotas que componen la pesquería demersal austral de Chile.	11
Figura 2. Área de estudio desde 41°S hasta 55°S, área en que operan las flotas que componen la PDA en Chile. El área total corresponde a aproximadamente 290 mil km ² y se resalta en color celeste.	26
Figura 3. Diagrama de flujo cuantitativo que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990.	47
Figura 4. Diagramas de flujo individuales para cada uno de los grupos tróficos que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990. Clave: a= zooplancton; b= bentos; c=otros peces pelágicos; d= otros peces demersales; e= merluza de cola juvenil; f= merluza de cola adultos; g= merluza de tres aletas; h= congrio; i= rayas; j=merluza del sur; i= predadores tope. Las líneas azules indican flujos desde las presas hacia el grupo funcional y las líneas rojas los flujos desde el grupo funcional hacia sus predadores. El grosor de las líneas indica la fuerza de la interacción predador-presa.	49
Figura 5. Estimación de consumo para cada uno de los grupos predadores en el modelo que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990. Clave: a=zooplancton; b=bentos; c=otros peces pelágicos; d=otros peces demersales; e=merluza de cola juvenil; f=merluza de cola adultos; g=merluza de tres aletas; h=congrío dorado; i=rayas; j=merluza del sur; k=predadores tope.	50
Figura 6. Histogramas de frecuencia del índice de selectividad de presa de Ursin para cada una de las presas en los contenidos estomacales de merluza del sur, merluza de cola y congrio dorado.	75
Figura 7. Longitud promedio a la edad (a) y peso promedio a la edad (b) de merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado.	76
Figura 8. Coeficientes de selectividad para las presas de merluza del sur (izquierda) y congrio dorado (derecha).	79

Figura 9.	Coeficientes de selectividad para “otras presas” de merluza de cola.	80
Figura 10.	Merluza del sur. Desembarques de pesquería de arrastre, espinel y palangre de 1977 a 2007 (arriba), cpue de arrastre y palangre (centro), y biomasa acústica (abajo). (Fuente: Quiroz <i>et al.</i> , 2008).	85
Figura 11.	Composición por edades en el desembarque de merluza del sur para las pesquerías arrastrera (izquierda), espinelera (centro) y palangrera (derecha).	87
Figura 12.	Desembarques de merluza de cola por las flotas de arrastre PDA, y de cerco y arrastre en la zona centro sur (arriba), cpue en las flotas de cerco y de arrastre PDA(centro) y biomasa acústica en el período 2000-2007 (abajo) (Fuente: Canales <i>et al.</i> , 2008).	89
Figura 13.	Composición por edad en los desembarques de merluza de cola de la pesquería arrastrera de la PDA (izquierda), arrastrera de la zona centro sur (centro) y pesquería cerquera centro-sur (derecha)	90
Figura 14.	Estructura de tallas de la pesquería de cerco zona centro-sur para merluza de cola.	91
Figura 15.	Desembarques de merluza de tres aletas en la PDA (arriba), cpue (centro) y biomasa acústica período 2000-2007 (abajo) (Fuente: Costa-Feltrim <i>et al.</i> , 2008).	92
Figura 16.	Composición por edades de merluza de tres aletas en la pesquería de arrastre.	93
Figura 17.	Desembarques de congrio dorado (arriba) y cpue (abajo) de las pesquerías arrastrera industrial, espinelera industrial y espinelera artesanal. Período 1978 a 2007. (Fuente: Quiroz <i>et al.</i> , 2008).	94
Figura 18.	Composición por edades de congrio dorado en las capturas de la flota de arrastre (izquierda), composición por tamaños en la flota industrial espinelera (centro) y composición por tamaños en la flota espinelera artesanal (derecha).	95
Figura 19.	Representación gráfica tri-dimensional del contenido estomacal. D= ítem presa dominante, R= ítem presa raro, G= dieta generalista, S= dieta especializada. Ver Cortés (1990) para la definición de c, d, e, f, g y h.	106
Figura 20.	Distribución espacial de los lances de pesca utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo en primavera-verano de 2008.	109
Figura 21.	Composición de tamaños de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>)	

	recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.	110
Figura 22.	Composición de tamaños de merluza austral (<i>Merluccius australis</i>) recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.	110
Figura 23.	Composición de tamaños de congrio dorado (<i>Genypterus blacodes</i>) recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.	111
Figura 24.	Distribución espacial de los lances de pesca utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo en julio de 2009.	112
Figura 25.	Composición de tamaños de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) recolectada para la caracterización de la dieta en julio de 2009.	113
Figura 26.	Composición de tamaños de merluza austral (<i>Merluccius australis</i>) recolectada para la caracterización de la dieta en julio de 2009.	115
Figura 27.	Composición total de tamaños de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) recolectada para la caracterización de la dieta.	116
Figura 28.	Composición total de tamaños de merluza austral (<i>Merluccius australis</i>) recolectada para la caracterización de la dieta.	116
Figura 29.	Distribución espacial de todos los lances de pesca (n = 69) utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo de la pesquería demersal austral. 2008: punto café; 2009: punto celeste.	117
Figura 30.	Representación gráfica de la dieta de merluza austral (<i>Merluccius australis</i>) en el período primavera-verano de 2008.	122
Figura 31.	Representación gráfica de la dieta de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) en el período primavera-verano de 2008.	123
Figura 32.	Representación gráfica de la dieta de congrio dorado (<i>Genypterus blacodes</i>) en el período primavera-verano de 2008.	123
Figura 33.	Descomposición porcentual del coeficiente de mortalidad total (Z) en sus componentes de mortalidad por pesca (F), predación ($M2$) y otras mortalidades ($M0$) para las especies objetivo incluidas en el modelo Ecopath de la pesquería demersal sur-austral del Chile.	144
Figura 34.	Aporte (en porcentaje) de cada predador al total de la mortalidad por predación de cada especie objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile.	145

- Figura 35.** Descomposición del coeficiente de mortalidad por pesca por flota para las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile 146
- Figura 36.** Vulnerabilidad (v). Representación de los flujos entre la fracción vulnerable (V_i) e invulnerable ($B_i - V_i$) de la biomasa de una presa dada en EwE. El parámetro a_{ij} es la tasa de búsqueda de la presa i por el predador j , v es la tasa de intercambio entre el estado vulnerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que $V_i = vB_i / (2v + aB_j)$. Modificado de Walters *et al.* (1997). 155
- Figura 37.** Series de tiempo de biomasa (B) y desembarques (Y) de las especies objetivo de la PDA, obtenidas desde informes técnicos para cada especie emitidos por la Subsecretaría de Pesca de Chile. Clave: a= merluza de cola; b= merluza austral; c= congrio; d= merluza de tres aletas; e= raya. 160
- Figura 38.** Ajuste de las predicciones del modelo Ecosim (línea continua) de la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile a series de tiempo de abundancia relativa de las especies objetivo (puntos). Los valores son relativos al año 1990, año de inicio del modelo. Clave: a) reclutas de merluza de cola; b) adultos de merluza de cola; c) merluza de tres aletas (biomasa desovante); d) merluza de tres aletas (evaluación directa); e) congrio colorado (cpue flota arrastrera); f) rayas (evaluación directa); g) merluza austral (evaluación directa). 162
- Figura 39.** Ajuste de las predicciones del modelo Ecosim (línea continua) de la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile a series de tiempo de desembarques de las especies objetivo (puntos). Los valores son relativos al año 1990, año de inicio del modelo. Clave: a) merluza de cola; b) merluza de tres aletas; c) congrio; d) merluza austral. 163
- Figura 40.** Cambio relativo en la producción primaria anual resultante de ajustar el modelo Ecosim que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile a series de tiempo de biomasa y desembarques de las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile. 164
- Figura 41.** Comparación del cambio relativo en (a) producción primaria anual resultante de ajustar el modelo Ecosim para la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile y (b) anomalía de

	la temperatura superficial del mar en la estación costera ubicada en Puerto Chacabuco, Región de Aysén (http://www.shoa.cl/cendhoc_php/index.htm). Las flechas indican el año 1999 en ambas series.	167
Figura 42.	Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza del sur y merluza de tres aletas de 1990 a 2007 (modelos mono-específicos; para detalles ver el texto).	206
Figura 43.	Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza de cola y congrio dorado de 1990 a 2007 (modelos mono-específicos).	207
Figura 44.	Reclutamiento edad 3 entre 1990 y 2007, para merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado (modelos mono-específicos).	208
Figura 45.	Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza del sur y merluza de tres aletas de 1990 a 2007 (modelo MSVPA).	209
Figura 46.	Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza de cola y congrio dorado entre 1990 y 2007 (modelo MSVPA).	210
Figura 47.	Reclutamiento edad 3 años entre 1990 y 2007 en merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado (modelo MSVPA).	211
Figura 48.	Biomasa total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza del sur en modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.	212
Figura 49.	Biomasa total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza de tres aletas de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.	213
Figura 50.	Biomasa total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza de cola de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.	214
Figura 51.	Biomasa total, adulta y desovante, y reclutamiento en congrio dorado de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.	215
Figura 52.	Tasas de explotación de merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado. Período: 1990 a 2007.	216
Figura 53.	Reclutamiento edad 1 y 2 de merluza del sur y merluza de cola de 1990 a 2007.	217
Figura 54.	Reclutamiento edad 2 en merluza de tres aletas de 1990 a 2007.	218
Figura 55.	Mortalidad por predación (año ⁻¹) en merluza de cola y merluza de tres aletas de 1990 a 2007.	219
Figura 56.	Consumo (ton) de merluza de tres aletas en los grupos de edad 2 a 7. Período: 1990 a 2007.	221
Figura 57.	Consumo (ton) de merluza cola en los grupos de edad 2 a 5. Período: 1990	

- a 2007. 223
- Figura 58.** Puntos de referencia típicos (F_{objetivo} , $F_{\text{límite}}$) y definiciones del estatus de la biomasa y mortalidad por pesca del stock. $F_{\text{extinción}}$ es la mortalidad por pesca que genera extinción biológica. 233
- Figura 59.** Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza de cola utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza de cola ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. 237
- Figura 60.** Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza de tres aletas utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza de cola ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. 238
- Figura 61.** Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en congrio utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de congrio ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. 239
- Figura 62.** Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en raya utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de raya ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. 240
- Figura 63.** Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza austral utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza austral ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. 241
- Figura 64.** Comparación de la mortalidad por pesca (F) que genera el máximo rendimiento sostenible multiespecífico (F_{MSYm}) versus el valor de F de cada especie en el modelo al inicio de la simulación o valor base en el modelo Ecopath. 243
- Figura 65.** Biomasa desovante por recluta (SPR, kg) y Rendimiento por recluta (YPR, kg) de los recursos objetivo merluza del sur, merluza de tres aletas,

	merluza de cola y congrio dorado.	252
Figura 66.	Esquema de la distribución espacial del predador (A), su presa (B) y el área de intersección espacial entre ambos (C).	262
Figura 67.	Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en los cruceros de evaluación acústica de merluza del sur y merluza de cola (izquierda) y merluza de tres aletas (derecha) en el 2004. (Fuente: Proyectos FIP N° 2004-07 y FIP N° 2004-08).	265
Figura 68.	Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en el crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas en el 2005. (Fuente; Proyecto FIP N° 2005-06).	266
Figura 69.	Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en los cruceros de evaluación acústica de merluza del sur (izquierda) y merluza de cola (derecha) en el 2007. (Fuente; Proyectos FIP N° 2007-12 y FIP N° 2007-13).	267
Figura 70.	Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en el crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas en el 2007. (Fuente; Proyecto FIP N° 2007-15).	268
Figura 71.	Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza austral (<i>Merluccius australis</i> , izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2004.	270
Figura 72.	Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) en el año 2004.	271
Figura 73.	Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de tres aletas (<i>Micromesistius australis</i>) en el año 2004.	273
Figura 74.	Disposición de los polígonos de abundancia de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) en el año 2004.	274
Figura 75.	Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para congrio dorado (<i>Genypterus blacodes</i> , izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2004.	275
Figura 76.	Distribución espacial de los registros acústicos (izquierda) y lances de pesca positivos para merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i> ; derecha), año 2007.	276

- Figura 77.** Disposición de los polígonos de abundancia de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el año 2007. 278
- Figura 78.** Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2007. 280
- Figura 79.** Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para congrio dorado (*Genypterus blacodes*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2007. 281
- Figura 80.** Disposición del foco de abundancia de merluza austral (*Merluccius australis*) construido a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007. 282
- Figura 81.** Disposición de los focos de abundancia de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007. 283
- Figura 82.** Disposición de los focos de abundancia de merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007. 284
- Figura 83.** Disposición de los focos de abundancia de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007. 285
- Figura 84.** Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004. 287
- Figura 85.** Área de interacción (verde claro) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004. 288
- Figura 86.** Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, azul) y la presa congrio dorado (*Genypterus blacodes*) en la pesquería demersal austral en el año 2004. 289
- Figura 87.** Área de interacción (verde claro) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, violeta) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004 291

- Figura 88.** Área de interacción (amarillo) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, violeta) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, café) en la pesquería demersal austral en el año 2004. 292
- Figura 89.** Área de interacción (rojo) entre merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, amarillo) en la pesquería demersal austral en el año 2004. 293
- Figura 90.** Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, azul) y la presa merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, achurado) en la pesquería demersal austral en el año 2007. 294
- Figura 91.** Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa congrio dorado (*Genypterus blacodes*, café) en la pesquería demersal austral en el año 2007. 297
- Figura 92.** Área de interacción (amarillo) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, marrón) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, achurado) en la pesquería demersal austral en el año 2007. 298
- Figura 93.** Área de interacción (naranja) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, marrón) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, naranja) en la pesquería demersal austral en el año 2007. 299

Listado de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Estimados de abundancia y biomasa para grupos principales de predadores tope en la zona sur austral. Se presenta la fuente de información.	40
Tabla 2. Parámetros de entrada al modelo Ecopath que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile, año 1990. Clave: NT= nivel trófico; B= Biomasa; P/B= razón producción/biomasa= mortalidad total; Q/B= razón consumo/biomasa; EE= Eficiencia ecotrófica; P/Q= eficiencia de conversión de alimento; Y= capturas/desembarques.....	43
Tabla 3. Composición de la dieta de los depredadores incluidos en el modelo Ecopath que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile, año 1990. Clave: j=juveniles; a=adultos. Los números que a la cabeza de cada columna denota el número asignado a cada grupo en la primera columna de la tabla.	43
Tabla 4. Parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy en longitud para merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado; L_{∞} = longitud asintótica (cm), K = constante de crecimiento (año^{-1}), t_0 = edad hipotética (años) cuando la longitud es cero, α y β = constantes de la relación longitud-peso.....	72
Tabla 5. Índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin (ISU) promedio y desviación estándar (d.e.) por presa, y número de estómagos (n) del predador con cada ítem presa.	75
Tabla 6. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en merluza del sur (predador) y por edad de las presas merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”.	77
Tabla 7. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en congrio dorado (predador) y por edad de las presas como merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”.	78
Tabla 8. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en merluza de cola (predador) y por edad de las presas como merluza de cola juveniles y “otras presas”.....	78

Tabla 9. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza del sur (predador) para las presas merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.....	81
Tabla 10. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza sur (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.....	81
Tabla 11. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza de cola (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.....	82
Tabla 12. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza sur (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo invierno este estudio.....	82
Tabla 13. Ración anual de alimento del predador (kg/año) por edad.....	83
Tabla 14. Número de estómagos recolectados en noviembre de 2008 para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.	108
Tabla 15. Número de estómagos recolectados en julio de 2009 para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.	112
Tabla 16. Número total de estómagos recolectados para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.....	115
Tabla 17. Ítems presa encontrados en merluza austral (<i>Merlaus</i>), merluza de cola (<i>Macrmag</i>) y congrio dorado (<i>Genybla</i>) en el período de primavera-verano de 2008.....	118
Tabla 18. Composición de la dieta de merluza austral (<i>Merluccius australis</i>) en número, peso y ocurrencia de las presas en el período primavera-verano de 2008. IIR% índice de importancia relativa (en porcentaje).....	119
Tabla 19. Composición de la dieta de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>) en número, peso y ocurrencia. IIR% índice de importancia relativa (en porcentaje).....	120
Tabla 20. Composición de la dieta de congrio dorado (<i>Genypterus blacodes</i>) en número, peso y ocurrencia. IIR% índice de importancia relativa (en	

porcentaje).....	121
Tabla 21. Ítems presa encontrados en congrio dorado (<i>Genypterus blacodes</i>) en los proyectos FIP N° 1994-32 y FIP N° 2008-23.	128
Tabla 22. Cuantificación de referencias ligadas a la palabras clave especie <i>Dissostichus elefinoides</i> , de los cuales se revisó 80 documentos, con detalle de términos relacionados.....	135
Tabla 23. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie <i>Genypterus blacodes</i> , de los cuales se revisó 48 documentos, con un detalle de términos relacionados.....	136
Tabla 24. Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave género <i>Micromesistius</i> , de los cuales se revisó 26 documentos, con un detalle de términos relacionado.....	136
Tabla 25. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie <i>Merluccius australis</i> , de los cuales se revisó 49 documentos, con un detalle de términos relacionados.....	137
Tabla 26. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie <i>Macruronus magellanicus</i> , de los cuales se revisó 32 documentos, con un detalle de términos relacionados.....	137
Tabla 27. Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave género <i>Caelorinchus</i> o <i>Coelorinchus</i> , de los cuales se revisó 13 documentos, con un detalle de términos relacionados.....	138
Tabla 28. Mortalidad por predación (M2; año ⁻¹) en merluza de cola y merluza de tres aletas.....	219
Tabla 29. Consumo (ton) de merluza del sur y congrio dorado sobre merluza de tres aletas para las edades 2 a 7, entre 1990 y 2007.	220
Tabla 30. Consumo (ton) de merluza del sur y congrio dorado sobre merluza de cola para las edad 2 a 7, entre 1990 y 2007.	222
Tabla 31. Puntos Biológicos de Referencia sobre modelo rendimiento por recluta (rendimiento (kg), F ^{año-1}).	251
Tabla 32. Área (km ²) de los focos de abundancia delimitados para merluza austral (Merlaus), merluza de cola (Macrmag), merluza de tres aletas (Micraus) y congrio dorado (Genybla) a partir de registros acústicos y lances de pesca de identificación en el año 2004.	269
Tabla 33. Área (km ²) de los focos de abundancia delimitados para merluza austral (Merlaus), merluza de cola (Macrmag), merluza de tres aletas (Micraus) y	

	congrío dorado (Genybla) a partir de registros acústicos y lances de pesca de identificación en el año 2007.	272
Tabla 34.	Área (km ²) de interacción e índice de superposición espacial (ISE) en el año 2004.	286
Tabla 35.	Área (km ²) de interacción e índice de superposición espacial (ISE) en el año 2007.	296

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento corresponde al Informe Final del Proyecto FIP N° 2008-23 denominado “Formulación e implementación de de un enfoque multi-específico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral Fase I”, el que fue ejecutado por la Universidad de Concepción (UdeC), como institución responsable y el Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA), como institución subcontratada.

El proyecto contempló la aplicación de dos aproximaciones metodológicas en la implementación del enfoque multiespecífico de evaluación de stock para ser utilizados en los principales recursos demersales de la pesquería demersal austral (PDA). Un enfoque es de la familia de los denominados “ecosystem-based approach to fisheries management” (EAF) o manejo pesquero basado en indicadores del ecosistema. El otro enfoque consiste en un modelo estructural del tipo análisis de cohorte, aunque formulado como un modelo multiespecífico denominado Análisis de Población Virtual Multi-específico (Multispecies Virtual Population Analysis, MSVPA).

El propósito de incorporar estos dos enfoques en el proyecto fue abrir un debate y analizar comparativamente los resultados obtenidos de ambos modelos en el proceso de evaluación de stock, analizando luego la posible complementación de resultados que pudiere haber entre las dos escuelas que representan, esto es, la basada en indicadores del ecosistema Ecopath with Ecosim, EwE) y la estructural multiespecífica (Multispecies Virtual Population Analysis, MSVPA). Los recursos pesqueros incorporados acá son merluza austral (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*); en el modelo basado en indicadores del ecosistema se incorporó, además, a raya volantín (*Raja flavirostris*) y bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*).

Este proyecto está estructurado en función de los cuatro objetivos específicos establecidos en las Bases Especiales, a saber:

1. Cuantificar y diagramar la trama trófica de las especies o grupos de especies principales en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile que son recursos pesqueros.
2. Analizar las interacciones biológicas (mortalidad por predación) y técnicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile mediante modelos multiespecíficos.
3. Implementar los modelos propuestos basados en el ecosistema a bases de datos existentes y contrastar los resultados con modelos monoespecíficos en uso.
4. Presentar las bases teóricas de los modelos de simulación utilizados que permitan analizar escenarios de manejo basados en el ecosistema (relaciones predador-presa) sus consecuencias sobre los stocks y sobre el conjunto de especies predatoras y presas que constituyen el modelo propuesto (no solo sobre los recursos objetivos, sino también sobre sus presas que sostienen las poblaciones de recursos explotados).

Además, se incorporó adicionalmente el siguiente objetivo específico:

5. Determinar la distribución espacial de predadores y presas en el área de estudio y el grado de superposición espacial entre ellos.

En el primer objetivo específico se construyó un modelo cuantitativo para representar la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la PDA utilizando el software Ecopath with Ecosim. Se recolectó datos del ecosistema y de la pesquería para el área de estudio (41°S a 55°S), incluyendo aguas interiores y exteriores, donde operan las flotas. El modelo representa las condiciones del sistema en el año 1990. Se seleccionó este año como inicial en los modelos, pues desde ahí en adelante se dispone de datos relativamente aceptables. Se incluyó a 13 grupos funcionales, correspondiendo a especies objetivo con sus presas y predadores principales. El diagrama cuantitativo que resulta del modelo indica que, en el caso de predadores intermedios, las principales presas consumidas son zooplancton y bentos. Al escalar hacia predadores de nivel trófico superior, las principales presas consumidas son “otros peces pelágicos” y merluza de cola (juveniles). Considerando que “otros peces pelágicos” es un grupo funcional que agrupa a varias especies, entonces es posible deducir

que merluza de cola (juveniles) es la principal presa para merluza de cola (adultos) vía canibalismo, congrio dorado, merluza de cola y predadores tope. Se realizó un “análisis de pedigree” a los datos de entrada (input) al modelo construido, el que es un índice general de la calidad del modelo, lográndose un valor de 0,61 ($0 < \text{pedigree} < 1$), *i.e.*, cerca de dos tercios de la información utilizada para calcular/estimar los parámetros de entrada corresponden a datos de buena calidad perteneciente al sistema que representa el modelo.

Dentro del mismo objetivo específico 1 la información disponible para la construcción de modelos de evaluación de stock multi-específicos estructurales para las principales especies recursos de la PDA es de muy diverso tipo (composiciones por tamaños, edades y proporciones) y calibradores (cpue, acústica). En el caso de stocks como el de merluza de tres aletas y de congrio dorado la modelación es más compleja que para merluza austral y merluza de cola, debido a la carencia de indicadores de diferentes fracciones poblacionales del stock y de las flotas que han operado sobre el recurso.

Respecto de la alimentación de especies objetivo de la PDA en este proyecto (merluza austral, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado), se observa que la dieta de merluza austral se caracteriza por alta presencia de merluza de cola (>90% en peso). En el caso de merluza de cola, el principal componente del contenido estomacal fue la propia merluza de cola (=canibalismo; 82,6% en peso), seguido de restos de teleósteos (102%). En el caso del congrio dorado, el principal componente de la dieta correspondió a alfonsino (51% en peso), seguido del propio congrio dorado (canibalismo; 11,2%).

Adicionalmente, se creó una base de datos en el software EndNote X1 para facilitar el manejo de la información para referencias e imágenes cuya función principal es almacenar, crear, organizar, buscar y dar forma a las referencias bibliográficas, proporcionando, además, la incorporación de citas y referencias en los manuscritos. La base de datos creada recopiló 470 trabajos, principalmente artículos de revistas científicas e informes técnicos tipo FIP. Se cuenta con 136 referencias y, en algunos casos, con el resumen de los trabajos; otras 334 publicaciones se encuentran disponibles en formato PDF (Adobe Acrobat).

En relación al objetivo específico 2 se analiza interacciones biológicas (mortalidad por predación, M2) y técnicas (mortalidad por pesca, F) que ocurren en el ecosistema de la PDA de Chile a partir de resultados de un modelo Ecopath construido para describir la trama trófica en el año 1990. El análisis se centra en las principales especies objetivo (merluza de cola, merluza del sur, merluza de tres aletas, rayas y congrio dorado) y en las principales flotas que operan en el área de estudio (arrastrera surimera, arrastrera hielera, espinelera fábrica, espinelera hielera, artesanal PDA y de rayas). M2 es significativa en la mayoría de las especies de la PDA, lo que es importante considerando que el efecto de otros predadores en el sistema puede estar aún subestimado.

La predación por merluza de cola (adultos), merluza austral y raya explican la mayor fracción de M2 en juveniles de merluza de cola, merluza de tres aletas, congrio dorado y merluza del sur. Particularmente, en merluza de cola y merluza austral el canibalismo es la principal causa de M2. Esto revela, fuera de toda duda, que la predación es un factor modelador de las poblaciones sometidas a explotación pesquera y, por tanto, debería ser considerada en lo sucesivo en el contexto del “stock assessment” para especies de la PDA. En cuanto a las interacciones técnicas, éstas parecen ser especialmente importantes en el caso de las flotas arrastrera y cerquera (ambas capturando merluza de cola), y entre las flotas espinelera hielera, espinelera fábrica y arrastrera (las tres capturando congrio dorado y merluza del sur).

En relación al objetivo 3 se implementó un modelo de trama trófica con dinámica temporal desde bases de datos existentes de evaluaciones de stock mono-específicas disponibles. El modelo seleccionado es Ecosim (versión dinámica de Ecopath) contenido en el software Ecopath with Ecosim (EwE). El modelo dinámico es ajustado a series históricas de biomasa y desembarque de las especies objetivo de la PDA utilizando la mortalidad por pesca ($F = Y/B$) como forzante dinámico, variando el parámetro de vulnerabilidad a la predación (v) y la producción primaria. El modelo entregó un ajuste satisfactorio para la biomasa de la mayoría de las especies consideradas, lo que no ocurrió con igual éxito en el caso de los desembarques. Esta “discrepancia” podría deberse, por ejemplo, a que el modelo no incluye

aún a otras fuentes posiblemente importantes de F, e.g., una evaluación detallada del destino de las especies de la fauna acompañante en las distintas pesquerías. Otra causa de “discrepancia” puede ser que en este proyecto se trabajó con cifras oficiales de desembarques de los recursos pesqueros objetivo sin corregir por subreportes ni descartes. Lo que, obviamente introduce sesgo, asunto que se debe corregir en nuevas versiones de EwE.

Más allá del efecto de la pesca y del parámetro vulnerabilidad en la dinámica de las especies objetivo de la PDA, el proceso de ajuste de las predicciones de Ecosim a series de tiempo indica la existencia de cambios que se habrían producido en la producción primaria (PP) del sistema, los que se habrían distribuido por toda la trama trófica a través de las interacciones predador-presa que se establecen entre los distintos grupos funcionales. Esto indicaría que, más allá del efecto top-down de la pesca y de los predadores, el sistema puede estar influido también de manera importante por cambios de tipo bottom-up, esto es, mediados por grupos de niveles bajos en la trama trófica, incluyendo la producción primaria. Se propone considerar seriamente la hipótesis de un cambio en la productividad global del ecosistema, sumado al efecto de la pesca para explicar la tendencia a la baja de la biomasa de especies objetivo de la PDA.

En cuanto al modelo estructural multiespecífico, acá se presenta resultados de Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) implementado para los recursos merluza del sur (principal predador del sistema), congrio dorado (predador de merluza de cola y merluza de tres aletas), merluza de tres aletas y merluza de cola. El período analizado es desde 1990 hasta 2007 con información estructurada por edades y tamaños, índices de abundancia (cpue) por flota y estimaciones acústicas. La descripción de las interacciones predador-presa se apoya en información trófica de proyectos financiados previamente por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP).

La predación es significativa sobre merluza de cola y merluza de tres aletas con variabilidad entre edades y años. Las fracciones juveniles de tales recursos pesqueros presentan las mayores tasas de predación por los predadores (merluza del sur y congrio dorado).

La comparación de indicadores de dinámica poblacional de modelos mono-específicos vs. MSVPA presenta una sugerente consistencia entre ambos tipos de modelos, aunque las mayores diferencias ocurren en las estimaciones de la abundancia de reclutas (edades 2 y 3), lo que es un tema no menor, y que ocurre debido a que en el MSVPA se incluye a la predación como causa de mortalidad (pero no en el modelo mono-específico), siendo ésta probablemente la principal ventaja del modelo multi-específico sobre éste.

Las diferencias en las estimaciones de reclutamiento entre el modelo mono-específico y el MSVPA tienen implicancias importantes, ya que el segundo deja en evidencia la existencia de clases anuales fuertes en determinados años, las que no son observadas en los modelos mono-específicos. Además, a través del MSVPA se sigue mejor a clases de edad que normalmente no aparecen en las capturas, particularmente de edad 1 y 2 en merluza de cola y merluza de tres aletas.

Desde el MSVPA se observa que de 1990 a 2002 la mortalidad por predación (M_2) en merluza de cola se incrementó desde $M_2 = 0,16$ a $0,42 \text{ año}^{-1}$. Para el mismo periodo en merluza de tres aletas M_2 aumenta de $0,24$ a $0,73 \text{ año}^{-1}$. Tales niveles de predación consolidan la fuerte interacción trófica que se presenta en el sistema de la PDA, sugiriendo la necesidad de desarrollar investigaciones multi-específicas para mejorar las evaluaciones de stock al incluir las relaciones inter-específicas (= interacciones biológicas) y las pescas (= interacciones técnicas) a través de las capturas de diferentes flotas.

En relación al objetivo específico 4 se presenta las bases teóricas de los modelos de simulación utilizados que permiten analizar escenarios de manejo basados en el ecosistema (relaciones predador-presa), sus consecuencias sobre los stocks y sobre el conjunto de especies predatoras y presas que constituyen el modelo propuesto (no sólo sobre los recursos objetivo de la PDA, sino también sobre sus presas). Se estima dos puntos biológicos de referencia (PBRs), a saber, MSY (máximo rendimiento sostenible) y FMSY (mortalidad por pesca en la cual se obtiene MSY) en cada una de las especies explotadas por la PDA a través de simulaciones mediante EwE, con y sin la inclusión de las relaciones predador-presa.

La dinámica de las especies explotadas, sus presas y predadores fue distinta en la situación en que se exploró PBR's incluyendo interacciones tróficas que en la situación que consideró el supuesto de "peces islas". Como resultado, los valores de FMSY y MSY también variaron bajo ambos escenarios. FMSY y MSY son generalmente mayores cuando se considera interacciones tróficas que cuando se desconecta a las especies de su trama trófica, lo que se debe a las respuestas compensatorias indirectas que se producen a través de la trama trófica. Aún no existe suficiente evidencia empírica, ni en Chile ni en el mundo, del comportamiento de especies objetivo y de sus presas y predadores bajo patrones de pesca lo suficientemente contrastantes como para evaluar más precisamente la capacidad de los modelos para predecir exitosamente los impactos de estrategias de manejo basadas en el ecosistema. Mientras se genere esa información se propone un manejo pesquero adaptativo para la PDA que combine el monitoreo de las interacciones tróficas y los efectos de la pesca, además de otros forzantes en la comunidad explotada (producción primaria) con indicadores pesqueros clásicos.

La PDA está conformada por un conjunto de flotas que operan con distintos artes o aparejos de pesca sobre especies objetivo comunes o particulares, por lo tanto, en el ecosistema de la PDA existe interacción técnica entre distintas flotas, lo que significa que producen mortalidad por pesca sobre especies objetivo y sobre especies del by-catch que a su vez son especies objetivo de otras flotas. Adicionalmente, todas las especies objetivo de la PDA interactúan mediante predación. Por lo tanto, éste es el mejor ejemplo en Chile de interacciones técnicas y biológicas simultáneas que involucran a distintas flotas y especies objetivo, respectivamente. Por lo tanto, estamos frente a una oportunidad única en la PDA para consolidar en una segunda fase el análisis multi-específico para la evaluación de stocks y, tal como ha quedado en evidencia en los resultados del presente proyecto, es perfectamente factible trabajar simultáneamente con los dos enfoques multi-específicos que prevalecen el mundo, a saber, el ecotrófico, como Ecopath with Ecosim, y el estructural, como MSVPA. Ambos deben ser usados como complemento a los modelos Bayesianos mono-específicos en boga.

Comparativamente, el modelo MSVPA es altamente exigente en datos estructurados por edad (desembarques, biomasas, contenidos estomacales), en cambio el modelo Ecopath with Ecosim (EwE) es menos requirente en cuanto a datos estructurales, aunque más amplio respecto de otros datos de las especies objetivo (consumo/biomasa, forzantes pesqueros como series de cpue, forzantes poblacionales como reclutamientos, forzantes ambientales como cambios o diferencias de temperatura superficial del mar, forzantes biológicos como producción primaria, otros), los que pueden ser integrados rigurosamente de manera ecosistémica. La consecuencia es que las preguntas que se puede formular el evaluador de stocks con un MSVPA son distintas, aunque complementarias, a las que el mismo u otro evaluador pueden formularse respecto de EwE. Se sugiere no descartar una *a priori* una por sobre la otra, pues en Chile no sobran especialistas en evaluación de stocks. En otras palabras se debe promover la interacción profesional, lo que indudablemente traerá sinergia. Probablemente, la mayor dificultad no será la disponibilidad profesional, sino la actitud institucional para abrir espacios colaborativos, lo que sugiere que el escenario inicial apropiado para avanzar es el de los Comités Científicos.

2. INTRODUCCION

La situación global de las pesquerías es delicada, *e.g.*, disminución sostenida de la captura global a una tasa de 0,4 millones de ton por año, sobrepesca generalizada, colapso de stocks importantes, deterioro creciente del hábitat y fauna bentónicos, entre otros. Esto ha conducido a un acuerdo creciente entre evaluadores, administradores y usuarios de las pesquerías sobre la necesidad de expandir el enfoque tradicional mono-especifico hacia un enfoque más holístico que incorpore las relaciones entre las especies, el medio ambiente y la actividad humana (FAO, 2003).

Las pesquerías son la última actividad humana de gran escala basada en la explotación constante de poblaciones salvajes (Cury and Cayré, 2001) y en sus inicios el estudio cuantitativo de poblaciones marinas explotadas estuvo restringido por el limitado desarrollo matemático, la imposibilidad de realizar cálculos complejos, y la falta de conocimiento y comprensión del medio marino. Esto obligó a los científicos pesqueros pioneros a modelar la dinámica de poblaciones explotadas como si éstas fuesen “islas” en el océano, *i.e.*, bajo el supuesto que las interacciones de los stocks con otras poblaciones marinas y el medio ambiente físico y químico podían ser descartadas. Sin embargo, la evidencia acumulada tras décadas de estudios cuantitativos en el océano, indica que las poblaciones marinas están estrechamente ligadas unas a otras y son afectadas fuertemente por la viabilidad de las condiciones oceanográficas. Esto implica que el ambiente (biológico, físico y químico) es un factor forzante tanto o más importante que la pesca en la dinámica poblacional de los recursos pesqueros, ya que afecta procesos vitales como la reproducción, crecimiento y mortalidad de los mismos.

La mortalidad por predación, en particular, es una de las principales interacciones ecológicas y representa una causa principal de mortalidad (total y natural) en el océano, especialmente en individuos juveniles y reclutas (Bax, 1991; 1998). Las especies recurso “co-habitan” en el ambiente marino con otras especies, que pueden o no ser recursos pesqueros, con las cuales establecen relaciones tróficas y de competencia estrechas. La mayoría de los organismos

marinos, los peces entre ellos, cambian su dieta a medida que avanzan en su ontogenia, lo que implica que los adultos de una especie pueden preñar no sólo sobre los adultos de especies de menor tamaño sino que también sobre la fracción juvenil de otras especies que pueden o no ser recursos, incluyendo el canibalismo.

A estas interacciones biológicas se suman las interacciones técnicas entre flotas y/o artes de pesca, las que se producen debido a que muchas especies son capturadas por más de una flota y/o un arte de pesca. La selectividad relativamente pobre de la mayoría de los artes de pesca resulta en una lista amplia de especies que son capturadas como fauna acompañante en una determinada flota, pero que pueden ser a la vez especies objetivo para otra flota o pesquería (Alverson *et al.*, 1994).

La unidad de pesquería demersal austral (PDA) es un ejemplo de pesquería mixta debido a la diversidad de recursos explotados (multiespecífica) y actividades pesqueras (multi-flota) involucradas en el área comprendida entre los paralelos 36° y 57°S, incluyendo las aguas exteriores e interiores. Las principales especies objetivo son merluza del sur (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistis australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) y rayas (*Raja spp.*). El estudio de las interacciones tróficas entre estas especies indica que la mayoría de ellas presenta una clara tendencia ictiófaga, siendo merluza de cola el principal ítem presa de merluza austral, congrio dorado y merluza de cola (canibalismo) (Pool *et al.*, 1994). Estas especies son capturadas por las flotas arrastrera fábrica, arrastrera surimera y arrastrera hielera, espinelera fábrica y espinelera hielera, y artesanal en aguas interiores de la X, XI y XII Regiones. Estas flotas operan, en general, sobre las mismas especies, por lo que existen importantes interacciones técnicas (Fig. 1).

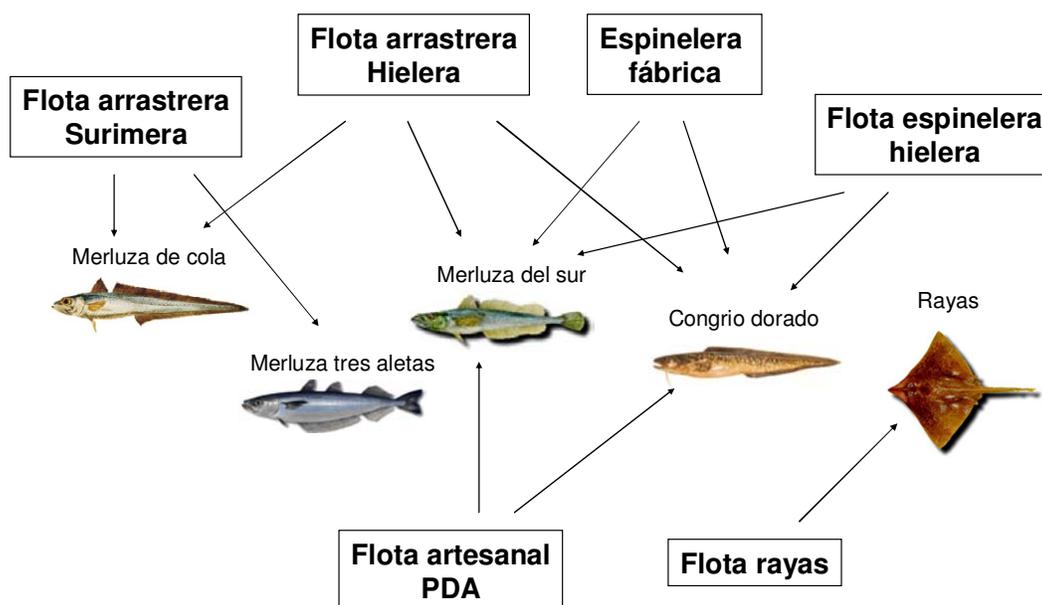


Figura 1. Interacciones técnicas entre las flotas que componen la pesquería demersal austral de Chile.

En la PDA los recursos pesqueros son explotados ya sea simultáneamente o secuencialmente por distintas flotas, lo que hace difícil evaluar la dinámica tanto de cada una de las especies explotadas como de la pesquería misma. Como consecuencia, las estimaciones de mortalidad por pesca (F) y de mortalidad debido a interacciones tróficas o predación (F) en cada población son extremadamente complejas.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Formular e implementar un enfoque de modelación multiespecífico para los stocks de la pesquería demersal sur austral de Chile.

3.2. Objetivos Específicos

- 3.2.1. Cuantificar y diagramar la trama trófica de las especies o grupos de especies principales en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile que son recursos pesqueros.
- 3.2.2. Analizar las interacciones biológicas (mortalidad por predación) y técnicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile mediante modelos multiespecíficos. En caso de presentar dos o más modelos, por ejemplo, al menos uno debe ser estructural y [el] otro global. En tal caso se debe comparar los resultados. Los análisis deben incluir, al menos, las siguientes especies: merluza de cola, merluza del sur, merluza de tres aletas, rayas y congrio dorado.
- 2.2.3. Implementar los modelos propuestos basados en el ecosistema a bases de datos existentes y contrastar los resultados con modelos monoespecíficos en uso.
- 2.2.4. Presentar bases teóricas de los modelos de simulación utilizados que permitan analizar escenarios de manejo basados en el ecosistema (relaciones predador-presa) sus consecuencias sobre los stocks y sobre el conjunto de especies predadores y presas que constituyen el modelo propuesto (no solo sobre los recursos objetivo, sino también sobre sus presas que sostienen las poblaciones de recursos explotados).

4. RESULTADOS ESPERADOS (según Términos Básicos de Referencia)

- 4.1. Tablas y figuras cuantitativas de la dieta de las especies o grupos de especies que participan en el modelo.
- 4.2. Diagrama de relaciones tróficas entre las especies o grupos de especies del ecosistema donde se desarrolla la PDA.
- 4.3. Cuantificación de la mortalidad por predación y del consumo para todas las especies o grupos de especies incluidos en el o los modelos, incluyendo los que no son recursos pesqueros, pero que predan significativamente.
- 4.4. Propuesta logística y cuantificación del costo para el monitoreo anual del consumo de los principales recursos pesqueros de la PDA y examen de sus propiedades matemáticas y biológicas.
- 4.5. Descripción y justificación matemática y biológica del o de los modelos propuestos para los principales recursos de la PDA y examen de sus propiedades matemáticas y biológicas.
- 4.6. Definición de los puntos biológicos de referencia propuestos.
- 4.7. Aplicación y ajuste del o de los modelos para la serie histórica de la PDA, 1978-2007. En este caso, la Subsecretaría de Pesca deberá entregar sin restricciones toda la data que al proponente que se le asigne la propuesta. Comparación con un modelo mono-específico publicado (hasta año 2006 ó 2007).
- 4.8. Cuantificación de los puntos biológicos de referencia multiespecíficos y su comparación con los puntos biológicos de referencia monoespecíficos.

- 4.9. Definición de los lineamientos básicos en la construcción de un sistema de validación del enfoque multiespecífico y cómo estos lineamientos son factibles de incorporar en un programa de procedimientos de manejo.

5. METODOLOGIA

Para mejor comprensión del lector, este informe ha sido estructurado secuencialmente por objetivo específico; en lo posible, cada capítulo fue organizado siguiendo el formato de publicación científica, lo que incluye introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias bibliográficas y anexos (cuando corresponde estos últimos).

El objetivo específico 1 se presenta en cuatro secciones; en la primera se describe la plataforma de modelamiento multiespecífico Ecopath with Ecosim (EwE); en la segunda se presenta el modelamiento multiespecífico estructurado por edades (MSVPA); en la tercera se expone la composición de la dieta de las principales especies de la PDA y en la cuarta sección se presenta la revisión de antecedentes bibliográficos.

5.1. Objetivo Específico 1

Cuantificar y diagramar la trama trófica de las especies o grupos de especies principales en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile que son recursos pesqueros.

5.1.1. Modelamiento multiespecífico Ecopath with Ecosim

Resumen

Se construyó un modelo cuantitativo para representar la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile (PDA) utilizando el software Ecopath with Ecosim. Se recolectó datos del ecosistema y de la pesquería para el área de estudio (41°S a 55°S), incluyendo agua interiores y exteriores donde operan las flotas de la PDA. El modelo representa las condiciones del sistema en el año 1990. Se incluyó 13 grupos funcionales, siendo su foco principal las especies objetivo con sus presas y predadores principales. El diagrama cuantitativo que resulta del modelo indica que, en el caso de predadores intermedios, las principales presas consumidas son zooplancton y bentos. Al escalar hacia predadores de nivel trófico superior, las principales presas consumidas son “otros peces pelágicos” y merluza de cola (juveniles). Considerando que “otros peces pelágicos” es un grupo funcional que agrupa a varias especies, entonces es posible deducir que los juveniles de merluza de cola son la principal presa para merluza de cola (adultos) vía canibalismo, congrio dorado, merluza austral y predadores tope. Se realizó un análisis de *pedigree* a los datos de entrada (input) al modelo construido, el que es un índice general de la “calidad” del modelo, determinándose un valor de 0,61 ($0 < pedigree < 1$), i.e., cerca de dos tercios de la información utilizada para calcular/estimar los parámetros de entrada corresponden a datos de buena calidad del sistema que representa el modelo.

5.1.1.1. Introducción

La plataforma de modelamiento multi-específico y ecosistémico Ecopath with Ecosim (EwE) es una de las más utilizadas a nivel mundial (ver www.ecopath.org). Más recientemente, EwE ha sido reconocido por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) como una de las diez innovaciones científicas más importantes de los últimos 200 años (ver www.noaa.gov).

El modelo Ecopath (su nombre se debe a que su foco se centra en el estudio de “rutas ecológicas”) fue el primero en aplicar el “análisis de rutas” al campo de la ecología marina (Polovina, 1984). Aunque simple, el modelo es capaz de identificar relaciones ecológicas, factor clave en el estudio de ecosistemas marinos complejos. Por ello, a inicios de la década de 1990, el modelo fue mejorado incluyendo rutinas para el cálculo de índices ecológicos teóricos incluidos en un software de fácil distribución y uso (Christensen & Pauly, 1992). La creciente necesidad de ampliar el manejo pesquero hacia un enfoque ecosistémico (FAO, 2003) derivó en el desarrollo del software EwE, que además de Ecopath incluye dos mejoras a través de la implementación de los modelos Ecosim y Ecospace, desarrollados por Walters *et al.* (1997), con los que se modela la dinámica temporal y la dinámica espacial de la biomasa de los grupos incluidos previamente en un modelo Ecopath.

Para este proyecto nosotros seleccionamos el enfoque EwE debido a: i) nuestra dilatada experiencia previa con esta metodología (Arancibia *et al.*, 2003; Neira & Arancibia, 2004; Neira *et al.*, 2004; Arancibia & Neira, 2008; Mackinson *et al.*, 2009); y, ii) a las características propias del enfoque, las que le otorgan una ventaja comparativa sobre otros enfoques/modelos disponibles actualmente. Por ejemplo, a la fecha existen prácticamente seis mil usuarios registrados de EwE en más de 160 países, quienes tienen acceso a un buen soporte técnico y apoyo al usuario ofrecido por los autores a través de su página web (ver www.ecopath.org). Además, en una reciente revisión y comparación efectuada por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) de la Organización de Naciones Unidas, EwE ha sido propuesto como el enfoque con mayor plasticidad para incluir objetivos

del enfoque multi-específico y ecosistémico para pesquerías (Plagányi, 2007). Para mejor comprensión del lector, más adelante se presenta los modelos Ecopath y Ecosim utilizados en este proyecto.

5.1.1.1.1. Presentación de diagramas tróficos cuantitativos PDA

Los diagramas de flujo o cartas de flujo son un método gráfico para representar, describir o analizar un proceso particular, lo que normalmente se efectúa a través de cajas que representan pasos o decisiones en una cadena de proceso u organización mayor. Dichas cajas se conectan entre sí por líneas y flechas, representando la secuencia y la relación de dependencia entre ellas.

Esta definición general se ha aplicado al estudio de ecosistemas a través de modelos de tramas para representar los flujos y biomásas dentro del modelo en un gráfico único. Aunque los diagramas de flujo tienen la limitación de no representar cambios en el sistema, éstos son prácticos ya que, a pesar de su simplicidad, resumen mucha información respecto de las interacciones de predación que se establecen entre los distintos componentes y la envergadura de tales flujos. Así se cumple con un aspecto básico del estudio de tramas tróficas, i.e., describir “quién preda a quién y en qué cantidad”.

Tradicionalmente, los diagramas de flujo son representados en forma tal que los compartimentos que se ubican en los niveles inferiores de la trama trófica se ubiquen también en la región basal del diagrama, cercanos a los productores primarios. Luego se ubican los organismos que se alimentan del fitoplancton y así sucesivamente, hasta ubicar a los compartimentos que representan predadores apicales en las posiciones superiores del diagrama (Christensen *et al.*, 2005).

En esta sección se presenta los diagramas tróficos cuantitativos que representan las relaciones de predación, junto con otros flujos de energía/materia, en la trama trófica que incluye a las especies de la PDA.

5.1.1.1.2. Estimación consumo de alimento principales especies PDA

Una de las características generales de los ecosistemas indica que sus componentes vivos se agrupan en complicadas redes de interacción, dentro de las cuales la predación es una de las principales (Bax, 1991; 1998). El consumo es la ingesta de alimento por un grupo en un periodo de tiempo. Bajo esta definición las pesquerías pueden considerarse un predador más en el ecosistema, compitiendo con otros predadores por la producción de las presas principales.

Un aspecto básico al considerar las pesquerías en un contexto multiespecífico/ecológico es comparar la extracción pesquera como flujo fuera del ecosistema con el consumo por predadores dentro del ecosistema. De esta forma es posible comparar cuantitativamente la posible competencia entre las pesquerías y los predadores. Este tipo de análisis es importante para ser considerado en el manejo pesquero, pues puede permitir una fracción de escape de las especies que constituyen presas importantes en el ecosistema de modo de asegurar alimento suficiente para sus predadores, muchos de los cuales pueden ser también recursos objetivo de la pesquería o animales carismáticos (aves marinas, mamíferos, etc.).

En esta sección se estima, a partir de los resultados del modelo Ecopath construido para la trama trófica que sustenta las pesquerías demersales de la zona sur-austral, año 1990, el consumo de presas de los predadores basales, intermedios y tope en el área de estudio. Para efectos comparativos se presenta el consumo de cada presa por cada predador.

5.1.1.2. Metodología

5.1.1.2.1. Ecopath, el modelo estático

Formulación matemática y principales supuestos del modelo Ecopath

Ecopath es un modelo trófico con balance de masa que representa interacciones entre grupos funcionales en un ecosistema previamente definido. Ecopath se basa en dos ecuaciones principales para describir: i) la utilización de la producción de cada grupo del modelo en el sistema, y ii) el balance de masa en cada grupo del modelo.

La primera ecuación se basa en el supuesto que la utilización de la producción de cada grupo i puede separarse en los siguientes componentes, cuya forma general es:

Producción = capturas + mortalidad por predación + acumulación de biomasa + migración neta + otras mortalidades

O más formalmente,

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M_{2i} + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad \text{Ec. 1}$$

donde: P_i es la tasa de producción total del grupo i ; Y_i es su tasa de captura total; M_2 es la tasa de predación total para el grupo i , B_i es la biomasa total del grupo i ; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración), BA_i es la acumulación de biomasa del grupo i ; $P_i (1 - EE_i) = MO_i$ es la tasa de “otra mortalidad” y que corresponde a aquella mortalidad que es independiente de la predación y las capturas.

La ecuación anterior puede re-expresarse como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad \text{Ec. 2}$$

donde: $(P/B)_i$ es la razón producción biomasa, $(Q/B)_i$ es la razón consumo biomasa y DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del predador j .

De los términos de la Ec. 2, la tasa de producción (P_i) se calcula como el producto entre la biomasa del grupo i (B_i) y su razón producción/biomasa $(P/B)_i$. De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento tipo von Bertalanffy, la razón $(P/B)_i$ corresponde a la tasa de mortalidad total Z_i . La “otra mortalidad” (MO_i) incluye la mortalidad que no se debe a predación ni captura (*i.e.* mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), y es calculada internamente como:

$$MO_i = P_i \cdot (1 - EE_i) \tag{Ec. 3}$$

donde: EE_i es la “eficiencia ecotrófica” de i . EE_i corresponde a la proporción de la producción del grupo i que se utiliza dentro del sistema.

La Ec. 2 representa el estado-estable para cada grupo en el modelo (*i.e.*, sin cambio en la biomasa al inicio y al final del periodo en el cual el modelo es válido). Sin embargo, en rigor Ecopath no es un modelo estado-estable ya que basta relajar el supuesto que $BA_i = 0$ en la Ec. 2 para que el modelo incluya variaciones en la biomasa de uno o más grupos en el periodo considerado. La primera aproximación al sistema es suponer estado-estable para toda i , pero en aquellos grupos donde existe evidencia de cambios importantes en B_i , éstos serán ingresados al modelo en el parámetro BA .

El término que describe la mortalidad por predación $M2$, que es el que conecta los grupos (presas y predadores) del sistema, se calcula como:

$$M2_i = \sum_{j=1}^n Q_j \cdot DC_{ji} \tag{Ec. 4}$$

donde: la sumatoria se aplica sobre todos los n predadores que se alimentan de la presa i , Q_j es la tasa de consumo total del predador j y se calcula como el producto entre B_j y Q/B_j .

A partir de la ecuación anterior, la información relativa a las tasas de consumo y dieta de un predador dado sobre una presa particular se utiliza para estimar el coeficiente de mortalidad por predación ($M2$) para el grupo presa.

En Ecopath, las entradas de energía deben balancear las salidas de energía en cada grupo funcional. La primera ecuación de Ecopath incluye sólo la producción de cada grupo funcional, la que se iguala a la predación + capturas + migración neta + biomasa acumulada + otra mortalidad. Una vez que se ha ingresado todos los parámetros de entrada (inputs) requeridos por el modelo, el balance de masa en cada grupo se verifica a través de la siguiente ecuación general:

Consumo = producción + respiración + alimento no asimilado

o más formalmente:

$$Q = P + R + U \quad \text{Ec. 5}$$

donde: Q corresponde al consumo, P a la producción, R es la respiración, U es el alimento no asimilado.

La Ec. 5 define el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático, los costos metabólicos y los productos de excreción.

Descripción de los parámetros de entrada al modelo Ecopath

La estructura de la Ec. 2 define los parámetros necesarios para inicializar el modelo. Para cada componente se requiere una estimación de Y_i , B_i , P/B_i , Q/B_i , DC_{ij} , EX_i , asimilación y

EEi. Sin embargo, para cada grupo funcional uno de los siguientes parámetros B , P/B , Q/B o EE puede ser desconocido, ya que éste se estima, junto a la respiración, al resolver el sistema de ecuaciones lineales.

A continuación se describe los parámetros de entrada necesarios para construir un modelo Ecopath. La fuente de información y/o estimación de los mismos se detalla más adelante.

Biomasa (B_i): En Ecopath, la biomasa corresponde a la masa total de cada grupo viviente (i) por unidad de área ($\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}$).

Captura (Y_i): es la remoción anual de la pesquería de i ($\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}$), que en algunos casos corresponde exactamente al desembarque.

Producción (P_i): es la construcción de tejido por cada grupo i . La producción se estima como el producto entre la razón producción/biomasa (P_i/B_i ; año^{-1}) y B_i . Cuando P_i/B_i es desconocido, entonces se puede determinar desde la mortalidad total, Z_i . De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones marinas en equilibrio, que presentan mortalidad de tipo exponencial y crecimiento descrito por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, se tiene que:

$$Z_i = \left(\frac{P}{B} \right)_i \quad \text{Ec. 6}$$

De acuerdo con (Christensen *et al.*, 2005), el coeficiente Z_i puede subdividirse en sus componentes según:

$$Z_i = M0_i + M2_i + F_i + EX_i \quad \text{Ec. 7}$$

donde: $M0_i$ es “otras mortalidades” distintas e independientes de la predación y las capturas; $M2_i$ es el coeficiente de mortalidad por predación; F_i es el coeficiente de mortalidad por

pesca; EX_i es un coeficiente que representa otras exportaciones (emigración o predación por predadores que no son parte del ecosistema en estudio).

Consumo (Q_i): es la cantidad de alimento ingerido por el grupo i . Se estima como el producto entre la razón consumo/biomasa (Q_i/B_i ; año⁻¹) y B_i .

Composición de la dieta de los predadores (DC_{ij}): corresponde a la fracción en peso de cada presa i en el contenido estomacal del predador j .

Resultados modelo Ecopath aplicado a la pesquería sur-austral

Los resultados de la aplicación del modelo Ecopath, se presentan acá como diagramas tróficos de estimación de consumo de recursos objetivo de la PDA.

5.1.1.2.2. Diagramas de flujo

Se utilizó la rutina “diagrama de flujo” incorporada en EwE. En este caso, el software grafica los compartimentos de un ecosistema de tal forma que el eje horizontal de simetría de cada caja está alineado con el nivel trófico del compartimento en cuestión (Christensen & Pauly, 1992; Christensen *et al.*, 2005).

En Ecopath, el nivel trófico de cada predador se estima mediante la siguiente ecuación:

$$NT_j = 1 + \sum_{i=1}^n (NT_i \times DC_{ij}) \quad \text{Ec. 8}$$

donde: NT_j es el nivel trófico del predador j , NT_i es el nivel trófico de la presa i , DC_{ij} es la fracción (en peso) de la presa i en el contenido estomacal del predador j . por definición, Ecopath asigna $NT=1$ a productores primarios y detritus.

5.1.1.2.3. Estimación de consumo

El consumo de alimento para cada especie/grupo funcional se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$Q_j = B_j \cdot (Q/B)_j \quad \text{Ec. 9}$$

donde: B_j y Q/B_j corresponden a la biomasa y razón consumo/biomasa del predador j . La fuente de información desde donde se obtuvo B_j y Q/B_j se presenta más adelante.

5.1.1.2.4. Presentación de datos de entrada para la modelación ecotrófica utilizando EwE

Área y período de estudio

El área de estudio se presenta en la Fig. 2, la que abarca desde los 41°S hasta los 55°S, incluyendo aguas interiores y exteriores. El área fue delimitada de modo que se incluye la distribución de todas las flotas que operan en la unidad de pesquería. Operacionalmente este criterio de trabajo permite avanzar en la modelación del ecosistema de la PDA; lo contrario, por ejemplo dividir el área de estudio en sub-áreas (como aguas interiores y aguas exteriores o por región), habría exigido disponer de al menos dos veces más información de entrada (inputs) para alimentar cada modelo para cada sub-área.

La escala temporal del modelo corresponde al año. El modelo ha sido construido para representar las biomásas, tasas de producción y consumo, dietas y capturas en el sistema de interés para el año 1990, el que fue seleccionado porque coincide con el período en que se realizó los estudios tróficos para algunas (pocas) especies objetivo (lo que permite estimar la composición de la dieta), y por ser el inicio de la mayoría de las series de tiempo confiables de biomasa, según nuestro criterio, para las principales especies objetivo de la PDA. Lo último adquiere relevancia cuando se ajusta el modelo Ecopath a series de tiempo de abundancias observadas.

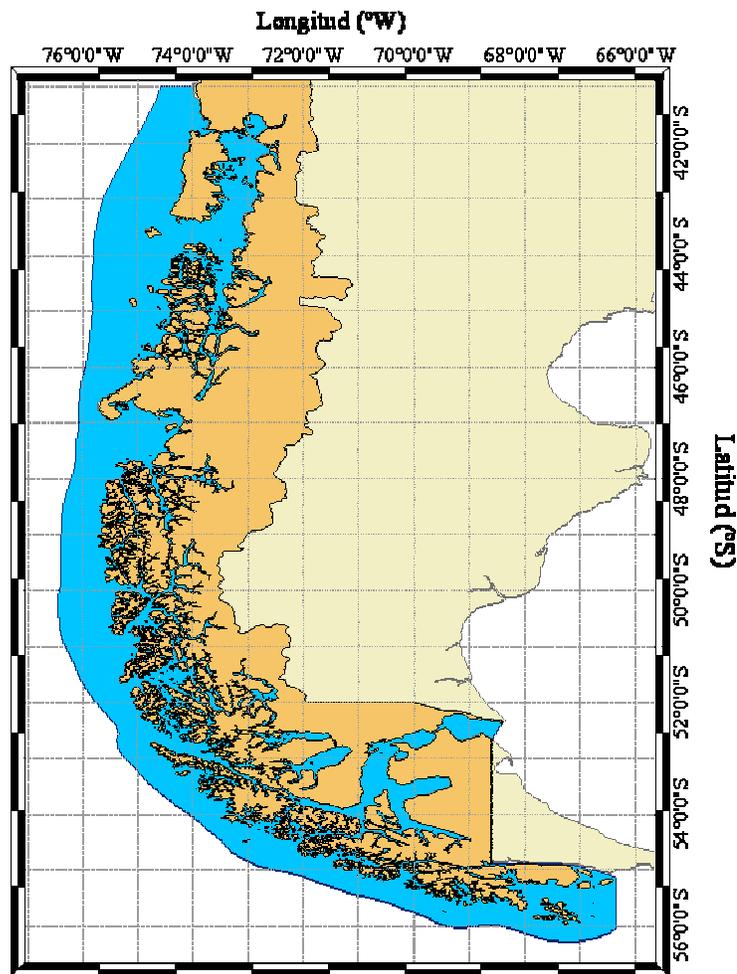


Figura 2. Área de estudio desde 41°S hasta 55°S donde operan las flotas que componen la PDA en Chile. El área total corresponde a aproximadamente 290 mil km² (en color celeste).

Grupos tróficos considerados

Fitoplancton

El plancton es el conjunto de todos los organismos acuáticos flotantes con medios de locomoción propia limitados, que se desplazan pasivamente gracias al movimiento de su medio líquido, ya sea por corrientes, mareas o viento. El plancton vegetal está compuesto por microalgas que flotan en las capas superficiales del mar donde reciben luz. El fitoplancton es el primer eslabón de toda cadena alimentaria y de ahí su alto valor ecológico.

Los productores primarios (autótrofos) convierten la energía solar en compuestos orgánicos energéticos, representando la base de las tramas tróficas. En ecosistemas marinos el fitoplancton aporta la mayor parte de la producción autótrofa. Aunque existe alta diversidad de especies autótrofas en el fitoplancton en la zona sur austral de Chile (Cassis *et al.*, 2002), en este estudio se considera que el fitoplancton es un grupo funcional, i.e., un grupo de especies representado por los mismos parámetros ecotróficos requeridos por Ecopath.

En el caso de la zona marina sur austral de Chile no existen muchos estudios respecto a la biomasa y producción del fitoplancton. Imágenes satelitales de Clorofila a (*Cl-a*) en la región austral de Chile (41,5°S-48°S), entre los años 1998 y 2002, indican la existencia de alta estacionalidad con las mayores concentraciones de septiembre a marzo (primavera-verano) y las menores concentraciones de fines de mayo a agosto (otoño tardío e invierno) (Iriarte *et al.*, 2007). Por otro lado, mediciones de *Cl-a* realizadas *in situ* en el Seno de Reloncaví indicaron alta biomasa fitoplanctónica ($> 1 \text{ mg } Cl-a \text{ m}^{-3}$) en el invierno tardío (julio), primavera temprana (septiembre) y otoño (marzo-abril), mientras que se encontraron valores bajos ($< 1 \text{ mg } Cl-a \text{ m}^{-3}$) en invierno (junio-julio) y verano (enero-febrero) (Iriarte *et al.*, 2007). Por su parte, Pizarro *et al.* (2005) estimaron valores de *Cl-a* en la región de Aysén (43-46°S) de $4,3 \text{ mgm}^{-2}$ (julio) y $26,6 \text{ mgm}^{-2}$ (noviembre).

En el presente proyecto se utilizó los valores de *Cl-a* comunicados por Pizarro *et al.* (2005) por estar en la misma unidad de medida requerida por el modelo Ecopath (esto es, unidad de peso por unidad de área y no de volumen). Seguidamente se promedió los valores de *Cl-a* de invierno y primavera para luego transformarlos a ton peso húmedo km⁻² utilizando medidas de conversión aceptadas para el plancton.

Con respecto a la producción primaria (PP), imágenes satelitales analizadas por Iriarte *et al.* (2007) mostraron valores máximos en primavera y mínimos en verano e invierno; los valores de PP medidos *in situ* variaron de 1 a 23 mg C m⁻³ h⁻¹ (Iriarte *et al.*, 2007). En promedio, el microplancton domina durante eventos de mayor biomasa (inicios de primavera), mientras que el nanoplancton domina en los periodos de menor biomasa (Iriarte *et al.*, 2007). Por su parte, la zona de canales presentaría valores un poco menores, aunque superiores a 4 mgC (mg *Cl-a*) h⁻¹ (Montecino *et al.*, data no publicada). Pizarro *et al.* (2005) informan valores de PP de 1,15 a 4,14 mgCm⁻²h⁻¹ (julio) y 18,0 a 32,4 mgCm⁻²h⁻¹ (noviembre).

Para el presente trabajo, el valor de la razón P/B en fitoplancton se obtuvo de lo informado por Pizarro *et al.* (2005) para B_{fitoplancton} y PP.

Debido a que el fitoplancton es un grupo autótrofo, entonces no es necesario ingresar al modelo valores para los parámetros Q/B y DC.

Zooplancton

La fracción del plancton compuesta por animales (heterótrofos) se denomina zooplancton. De acuerdo a su tamaño, el zooplancton se separa en tres fracciones principales, a saber: microzooplancton (e.g. flagelados), mesozooplancton (e.g. copépodos) y macrozooplancton (e.g. eufáusidos).

La biomasa de zooplancton en las aguas interiores de los fiordos y canales de Chile sur-austral (41,5°S-56°S) se compone principalmente de crustáceos (copépodos y eufáusidos), quetognatos y organismos gelatinosos carnívoros. En términos latitudinales, existe disminución en la biomasa, abundancia y diversidad zooplanctónicas a medida que se avanza en dirección sur (Palma & Silva, 2004). Debido a las condiciones oceanográficas extremas del sur de Chile sólo unas pocas especies son capaces de adaptarse exitosamente a su medio ambiente, lo que se expresa en la dominancia monoespecífica de algunas poblaciones. Tales son los casos de los sifonóforos *Muggiaea atlantica*, del quetognato *Saggita tasmanica* y del eufáusido *Euphausia vallentini* (Palma & Silva, 2004).

En el modelo Ecopath de este trabajo el zooplancton es tratado como un grupo funcional. A continuación se detalla la fuente de información desde donde se extrajo los parámetros para este grupo. A falta de información cuantitativa de la biomasa zooplanctónica en el área de estudio, ésta se estimó mediante Ecopath bajo que supuesto que $EE=0,99$. Considerando que en el área de estudio la biomasa zooplanctónica está dominada principalmente por eufáusidos (Antezana, 1999), se utilizó un valor de $P/B=13 \text{ año}^{-1}$ para este grupo, que es el valor de P/B estimado para eufáusidos en la sección sur del Sistema de Corriente de Benguela (Hutchings *et al.*, 1991). El valor de Q/B se obtuvo de un modelo Ecopath aplicado al sistema de surgencia frente a Chile central (Neira *et al.*, 2004). Considerando que este grupo funcional incluye especies que se alimentan de fitoplancton y zooplancton, se asume que la composición de la dieta del zooplancton (fracción en peso) se compone de 50% de fitoplancton y 50% de zooplancton.

Bentos

En este estudio se considera bentos a todos los organismos que habitan bajo, en e inmediatamente sobre el fondo marino. La abundancia de organismos meiobentónicos se obtuvo de Veit-Kohler *et al.* (2008), quienes informan valores de 1.282 (inds cm^{-2}) frente a Chiloé. Por otro lado, la abundancia del mega- y epi-bentos en la XI Región (fiordos y

canales entre el Canal Moraleda y el Océano Pacífico) se cuantificó en 1.679 individuos en 38 m² lo que se traduce en una densidad de 44,2 individuos m⁻² (Gorny, datos no publicados). Alternativamente, Quiroga *et al.* (2005) estiman una biomasa media de 11,641 (g peso húmedo m⁻²) para el macrobentos frente a Chiloé. Entonces, en el presente trabajo la biomasa fue estimada como la abundancia de los organismos meiobentónicos (Veit-Kohler *et al.*, 2008) y del macrobentos (Quiroga *et al.*, 2005) transformada a individuos km⁻², multiplicada por el peso promedio de estas fracciones del bentos. Por lo tanto, se consideró un valor de producción del comunidades del macrobentos frente a Chiloé estimada en 0,83 g C m⁻² año⁻¹ y P/B=2,7 año⁻¹ (Quiroga *et al.*, 2005).

No existe información respecto de tasas de consumo medido para especies del meiobentos y macrobentos en el área de estudio. Basándose en literatura disponible, Valiela (1995) y Dame (1996) estimaron que las eficiencias de conversión de alimento (P/Q) de invertebrados y bivalvos se encontraban en alrededor de 10%. Por lo tanto, Q/B=36 año⁻¹.

Con respecto a la composición de la dieta del bentos, en el presente trabajo se consideró que el grupo bentos está compuesto por animales 100% detritívoros.

Otros peces pelágicos

Observaciones de la composición de la dieta de muchas de las especies objetivo de la PDA y de predadores tope (e.g., Payá, 1992; Pool *et al.*, 1997; Iñíguez & Tossenberger, 2007) indican la presencia de muchas especies de peces pelágicos que, por su bajo o nulo valor comercial actual, no son recursos objetivo de una pesquería. Sin embargo, dichas especies pueden conformar una parte importante de la biomasa íctica del sistema. Por lo tanto, en el presente trabajo se ha decidido incluir un grupo funcional que es denominado “otros peces pelágicos” para representar a estas especies.

Debido a que no existen prospecciones o evaluaciones previas de la abundancia de “otros peces pelágicos”, entonces la biomasa de este grupo para el presente estudio se estimó por el modelo Ecopath bajo el supuesto que $EE=0,99$. Este supuesto permite estimar una biomasa mínima para este grupo capaz de soportar los requerimientos de alimento de sus predadores.

Se asume como dato inicial un valor de $P/B=Z=1,5 \text{ año}^{-1}$, lo que proviene de un estimado para un pez pelágico mediano como reineta (*Brama australis*) (Leal & Oyarzún, 2002).

No existe estimados de la razón Q/B para peces pelágicos en la zona de estudio, por lo que se consideró un valor inicial de 10 año^{-1} , el que se encuentra en el rango de valores informados para especies pelágicas, e.g., 8,57 y $12,05 \text{ año}^{-1}$ estimados para *Sprattus fueguensis* (Islas Malvinas; Pauly, 1980) y *Engraulis ringens* (ecosistema peruano; Pauly et al., 1989), respectivamente.

Con respecto a la dieta de este grupo, el supuesto es que se alimenta principalmente de zooplancton (75%) y secundariamente de fitoplancton (25%).

Otros peces demersales

Aunque el foco de atención del modelo Ecopath en el presente trabajo se centra en especies objetivo de la PDA, en el sistema en estudio también existen otras especies de peces demersales que no poseen importancia comercial, pero que aparecen regularmente como fauna acompañante en las operaciones de pesca de las flotas que operan en el área de estudio. Por lo tanto, hemos considerado relevante incluir a un grupo funcional que represente a dichas especies, ya que pueden representar presas, predadores y/o competidores importantes para las especies objetivo.

Debido a la falta de importancia comercial actual, no existen estimados de abundancia o biomasa para las especies que constituyen este grupo. Por lo tanto, la biomasa de “otros peces demersales” se estimó mediante Ecopath bajo el supuesto que $EE = 0,99$.

Los valores para la razón $P/B = 0,7 \text{ año}^{-1}$ y $Q/B = 3,5 \text{ año}^{-1}$ fueron tomadas de [Neira & Arancibia \(2004\)](#), los que son valores representativos de peces demersales que habitan el sistema de surgencia frente a Chile central.

[Pool et al \(1997\)](#) estudiaron la dieta de dos especies demersales en el área de estudio, *i.e.*, cojinoba del sur (*Seriolella cearulea*) y cojinova moteada (*S. punctata*). A partir del análisis de muestras recolectadas en la PDA de Chile estos autores reportan la presencia frecuente de algas y pequeños crustáceos como únicos ítemes presa en el contenido de *S. cearulea* y *C. punctata*. Sin embargo, los mismos autores señalan que la presencia de algas en el tracto digestivo de estos peces sería de carácter accidental, ya que *C. caerulea* y *C. punctata* consumen pequeños crustáceos asociados a dichas algas. Por lo tanto, en el presente trabajo se consideró que la dieta de “otros peces demersales” se basa exclusivamente en crustáceos bentónicos (bentos).

Merluza de cola

La merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) es una especie bentopelágica y/o oceanódroma, que habita un rango de profundidades que se extiende desde 30 a 500 m (<http://www.fishbase.com/Summary/SpeciesSummary.php?id=329>). Esta especie se distribuye en Sudamérica por las costas del Océano Pacífico Sureste (Chile) y del Océano Atlántico (Argentina); la talla media de madurez ha sido determinada entre 48,6 y 67,6 cm ([Canales et al., 2008](#)).

Estudios tróficos señalan cambios ontogenéticos en la dieta de merluza de cola, incluyendo un fuerte componente de canibalismo ([Pool et al., 1997](#)). Considerando que esta especie

jugaría un rol central en el sistema, como presa tanto para otros recursos objetivo de la PDA (e.g. merluza austral y congrio dorado) como para predadores tope y la pesquería (Payá 1992; Pool *et al.*, 1997; Arata & Xavier, 2003), en el presente trabajo se dividió a este grupo de merluza de cola en dos grupos funcionales denominados adultos y juveniles. Se consideró como juveniles a todos los individuos cuya talla es inferior a la talla media de madurez sexual (t_m) y como adultos aquellos cuya talla es superior a t_m .

La biomasa de *M. magellanicus* se obtuvo de Canales *et al.* (2008), correspondiendo a 572 mil ton (adultos) y 510 mil ton (juveniles). Siguiendo a Allen (1971) la razón P/B para merluza de cola se consideró igual a la tasa de mortalidad total (Z), la que ha sido informada en $0,77 \text{ año}^{-1}$ (machos) y $0,59 \text{ año}^{-1}$ (hembras) (Chong *et al.*, 2007). Se considera que este es un buen valor ya que ha sido calculado sobre la base de la composición de edades del stock en el año 1972, *i.e.*, a inicios de la pesquería (Chong *et al.*, 2007). Al no existir estimados independientes de $P/B=Z$ para juveniles y adultos de *M. magellanicus*, considerando que los individuos juveniles presentan mayor mortalidad y son más productivos, entonces se asume un valor de $0,77 \text{ año}^{-1}$ como valor de inicio para juveniles, y $0,59 \text{ año}^{-1}$ como valor de inicio para adultos. Como referencia se tiene que el valor de F en el año 1990 habría sido de $0,17 \text{ año}^{-1}$ (Canales *et al.*, 2008).

La razón $Q/B=11,3 \text{ año}^{-1}$ para merluza de cola se estimó en el presente trabajo desde valores de ración diaria de alimento informados por Pool *et al.* (2004). Considerando que no se cuenta con estimados independientes de Q/B para las fracciones adulta y juvenil, entonces se consideró que un valor de $Q/B=11,3 \text{ año}^{-1}$ es representativa de adultos. Para juveniles se asumió un aumento de 50% sobre la razón Q/B de los adultos.

En los estómagos de merluza de cola se encuentra principalmente peces como merluza de cola, sardina, merluza de tres aletas, pejeratas, algunos crustáceos y moluscos (Pool *et al.*, 2004). Aunque no se ha probado fehacientemente la existencia de unidades ontogenéticas tróficas en esta especie, se ha observado que los grupos de similitud trófica se separan claramente por talla (Pool *et al.*, 1997). En este sentido, los grupos de menor talla $<70 \text{ cm LT}$

predan preferentemente sobre eufáusidos, peces y crustáceos, sin evidencias de canibalismo. Por otro lado, los individuos de talla >76 cm LT presentan dieta principalmente piscívora, incluyendo un fuerte componente de canibalismo (Pool *et al.*, 1997).

M. magellanicus es una especie objetivo de la pesquería y, por lo tanto, se debe considerar las capturas (desembarques) como un flujo de biomasa fuera del sistema. La información de capturas (desembarques) se obtuvo de los Anuarios Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca.

Merluza de tres aletas

La merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) es una especie demersal relativamente longeva, alcanzando 20 años de edad. La talla media de madurez se ha estimado en 39 cm LT, lo que corresponde a individuos de 3 y 4 años de edad, mientras que la edad de reclutamiento se ha estimado entre 6 y 7 años (Costa-Feltrim, 2008).

No existen estimados de biomasa para merluza de tres aletas durante los años 1990, ya que esta especie aparecía como pesca incidental en la flota arrastrera de buques fábrica que dirigía su esfuerzo a merluza austral. Las primeras evaluaciones directas se realizaron a inicios de los años 2000. En el presente trabajo se asume como biomasa de entrada para esta especie el valor obtenido mediante evaluación indirecta para el año 1999 (Costa-Feltrim, 2008), que alcanzó 643.965 ton.

Ante la ausencia de estimaciones de mortalidad total y tasa de renovación para esta especie, se consideró un valor de entrada mediante el siguiente supuesto: $P/B = Z = F+M$, y para F se estimó como Y/B , con $Y=36.506$ ton (para el año 1999). Las estimaciones de M varían entre 0,11 y 0,56 año⁻¹, dependiendo del método utilizado. En evaluaciones de stock se utiliza un valor constante de $M = 0,272$ año⁻¹, de lo que se obtiene que $Z=0,329$.

Debido a que no existen estimados de consumo poblacional para esta especie en el área de estudio, se consideró adecuado ingresar un valor de $Q/B=9,6 \text{ año}^{-1}$, el cual ha sido informado para *Micromesistius poutassou* (Pauly, 1989), que es una especie del mismo género.

No existen estimados de composición de la dieta para *M. australis* en el área de estudio. Sin embargo, estudios existentes para esta especie en otras latitudes señalan que su dieta estaría constituida principalmente por crustáceos planctónicos (eufáusidos) y bentónicos (anfípodos y otros crustáceos bentónicos) (www.fishbase.org). Por lo tanto, en el presente trabajo se asumió para esta especie una composición de la dieta basada en 50% de zooplancton y 50% de bentos.

M. australis es una especie objetivo y, por lo tanto, se debe considerar las capturas (desembarques) como un flujo de biomasa fuera del sistema. La información de capturas (desembarques) se obtuvo de los Anuarios Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca.

Congrio dorado

El congrio dorado (*Genypterus blacodes*) es una especie de comportamiento demersal bentónico, habita entre 40 y 1000 m de profundidad y se distribuye exclusivamente en el Hemisferio Sur sobre la plataforma continental, talud continental y aguas profundas de Chile, Argentina, Australia (Tasmania) y Nueva Zelanda. (<http://www.subpesca.cl>). En Chile *G. blacodes* se distribuye desde los 30°S hasta los 57°S en aguas exteriores e interiores (esteros, fiordos, canales) (http://www.ifop.cl/distribucion_congrio_dorado, <http://www.fishbase.com/Summary>).

El congrio dorado presenta dimorfismo sexual en el crecimiento, alcanzando las hembras una talla mayor, con tallas máximas de 116 cm LT en machos y 128 cm LT en hembras (http://www.ifop.cl/biologia_congrio_dorado.html). Sin embargo, Wiff *et al.* (2007)

estimaron que las tallas máximas para la misma especie en la Unidad de Pesquería norte de la PDA son de 97,16 y 117,4 cm LT machos y hembras, respectivamente.

La biomasa de congrio dorado se obtuvo de Quiroz (2008), quien, utilizando un modelo de evaluación, la estima en 29.131 t para el año 1990.

De acuerdo con la biblioteca virtual “fishbase”, esta especie tiene baja resiliencia, con una tasa de renovación poblacional de 4,5 a 14 años, i.e., un valor de P/B entre 0,22 y 0,07 año⁻¹ (www.fishbase.org). Wiff *et al.* (2007) informan un valor de $M = 0,26$, y un valor de $F = Y/B = 12.264 \text{ ton año}^{-1} / 29.131 \text{ ton} = 0,42 \text{ año}^{-1}$. Por lo tanto, el valor de $Z = F + M = 0,68 \text{ año}^{-1}$.

El valor de la razón $Q/B=1,4 \text{ año}^{-1}$ se estimó a partir de información de ración diaria de alimento informada por Pool *et al.* (1997).

A partir del análisis del contenido estomacal efectuado por Pool *et al.* (1997), se observa que la dieta de *G. blacodes* presenta una tendencia clara a la piscivoría y la eurifagia, con merluza de cola como presa principal, aunque también se registra merluza de tres aletas, especies de scorpaeniformes, gadiformes, nototenidos y rajiformes.

G. blacodes es una especie objetivo y, por lo tanto, se debe considerar las capturas (desembarques) como un flujo de biomasa fuera del sistema. La información de capturas (desembarques) se obtuvo de los Anuarios Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca.

Raya

La raya volantín (*Dipturus chilensis*) presenta baja resiliencia, bajo potencial reproductivo, madurez sexual tardía y baja productividad somática. La biomasa para este recurso se obtuvo

de la estimación realizada mediante evaluación de stock entre la VIII y la XII Regiones, que correspondió a 11.062 ton (Leal y Quiroz, 2008).

Las especies del género *Dipturus* poseen baja resiliencia y tasa de renovación de 5 a 14 años, esto es, P/B de entre 0,2 y 0,07 año⁻¹ (www.fishbase.org). Se consideró que $Z = F + M$. Se asumió que $F = Y / B$, por lo que $F = 480 / 11062 = 0,045$ año⁻¹ y un valor de $M=0,2$ año⁻¹. Por lo tanto, $P/B = Z = 0,248$ año⁻¹.

A falta de estimados de consumo (Q) y de la razón Q/B para *D. chilensis* en el área de estudio, se aceptó el valor por defecto para la razón P/Q = 0,2, con lo que se obtiene que Q/B = 1,24 año⁻¹.

No se encontró datos de la composición de la dieta (DC) para *D. chilensis* en el área de estudio, por lo que se adaptó su DC desde estudios para la misma especie, pero en su distribución en el Océano Atlántico Sur. En efecto, *D. chilensis* en la Patagonia Argentina presenta una dieta basada principalmente en peces y moluscos (Koen Alonso *et al.*, 2001). Las principales presas fueron *Merluccius hubbsi* (36%), seguida de *Patagonotothen ramsayi* (20%), *Illex argentinus* (18%), *M. magellanicus* (6%), *Raneya brasiliensis* (4%), *Engraulis anchoita* (1,5%), *Genypterus blacodes* (1,8%), otros moluscos (2,4%), crustáceos (<1%), anélidos (<1%) y equinodermos (<1%).

D. chilensis es una especie objetivo y, por lo tanto, se debe considerar las capturas (desembarques) como un flujo de biomasa fuera del sistema. La información de capturas (desembarques) se obtuvo de los Anuarios Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca.

Merluza del sur

La merluza del sur o austral (*Merluccius australis*), conocida internacionalmente como Southern hake o Austral hake, es una especie demersal que habita entre 60 y 800 m de profundidad. Se distribuye bordeando el extremo sur de América, por la costa del Océano Pacífico (36°S) hasta las costas del Océano Atlántico (38°S). En Chile, *M. australis* se distribuye en aguas exteriores e interiores (canales y fiordos de la X, XI y XII Regiones), entre 200 y 400 m de profundidad y temperaturas entre 3,8°C y 12°C. (http://www.ifop.cl/distribucion_merluza_sur.html).

La biomasa de esta especie se obtuvo a partir de un modelo de evaluación de stock y corresponde a unas 560 mil ton (Quiroz *et al.*, 2008).

La merluza del sur es una especie longeva que alcanza una edad máxima superior a 25 años, para ambos sexos, presenta dimorfismo sexual, siendo la hembra de mayor talla y edad que los machos. Se ha estimado para esta especie que $M = 0,26 \text{ año}^{-1}$ en machos y $M = 0,17 \text{ año}^{-1}$ en hembras (www.ifop.cl/biologia_merluza_sur.html). F se calculó como $F = Y/B$, con $Y = 52.931 \text{ ton}$. Por lo tanto, $P/B = Z = M+F = 0,31 \text{ año}^{-1}$.

El valor de la razón $Q/B=0,754 \text{ año}^{-1}$ se estimó a partir de información de ración diaria de alimento informada por Pool *et al.* (1997). Sin embargo, ésta parece algo baja comparada con información para especies similares en otros sistemas, e.g., *Gadus morhua* en el Mar Báltico ($Q/B=2,59 \text{ año}^{-1}$) y en el Mar del Norte ($Q/B=2,26 \text{ año}^{-1}$) (Palomares & Pauly, 1998).

En cuanto a su alimentación, se ha informado que la merluza del sur preda principalmente sobre merluza de cola (*M. magellanicus*), pejerratas (*Coelorhynchus* spp.), merluza de tres aletas (*M. australis*) y calamares, además de canibalismo (Pool *et al.*, 1997). Sin embargo, en los juveniles aumenta la importancia de los crustáceos, moluscos y peces pequeños, especialmente en las aguas interiores (Payá, 1992; Pool *et al.*, 1997).

M. australis es una especie objetivo y, por lo tanto, se debe considerar las capturas (desembarques) como un flujo de biomasa fuera del sistema. La información de capturas (desembarques) se obtuvo de los Anuarios Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca.

Predadores tope

En el área de distribución de las especies objetivo de la PDA existe presencia de mamíferos marinos y aves marinas que pueden remover cantidades significativas de biomasa de estas especies mediante predación. Los principales grupos considerados en el modelo son cetáceos, otáridos y aves marinas. La selección de estos grupos se basa principalmente en la disponibilidad de observaciones de abundancia para los mismos en el área de interés. En la Tabla 1 se presenta estimados de abundancia para grupos principales de predadores tope en el sistema.

La biomasa para cada uno de estos grupos se calculó multiplicando el estimado de abundancia por un peso promedio. En el caso del lobo marino *O. flavescens* se consideró que los machos adultos alcanzan 2,5 m de longitud total y un peso de entre 300 a 350 kg en su máxima condición física. Por su parte, las hembras son de menor tamaño, alcanzando longitudes de entre 1,8 a 2,0 m y un peso de alrededor de 144 kg (Maxwell, 1967; Aguayo & Maturana, 1973; Vaz Ferreira, 1981; King 1983; Bonner, 1984). En el caso de los albatros se consideró un peso promedio individual de 3 kg (www.damisela.com/zoo/ave/otros/procellari/dioedidae/thalassarche/melnophris/index.htm). En el caso de la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*) se consideró un peso de 86 kg.

Tabla 1. Estimados de abundancia y biomasa para grupos principales de predadores tope en la zona sur austral. Se presenta la fuente de información.

Nombre científico	Nombre común	Abundancia (individuos)	Referencia
<i>Cephalorhynchus commersonii</i>	Tonina overa	1206	Guzmán <i>et al.</i> (1996)
<i>Otaria flavescens</i>	Lobo marino	16628	Oporto <i>et al.</i> (1997); Venegas <i>et al.</i> , (2001)
Aves marinas	Albatros	6279	Moreno <i>et al.</i> (2007)

En ausencia de mayor información y tomando en cuenta lo señalado en la Tabla 1, los lobos marinos representarían la mayor parte de la biomasa de “predadores tope” en el modelo; entonces, se asume que los valores de P/B estimados para *O. flavescens* son representativos de este grupo.

Con respecto a las tasas de consumo de alimento en predadores tope, se consideró 5,7% d⁻¹ para lobo marino (George-Nacimiento *et al.*, 1985), 2-4% d⁻¹ para tonina overa (Kastelein *et al.*, 2002) y 22% d⁻¹ para albatros (Costa & Prince, 1987). La razón Q/B para predadores tope se calculó como la suma de los valores de Q/B de cada grupo ponderado por su biomasa, lo que conduce a Q/B = 20,85 año⁻¹.

En cuanto a la dieta, se ha estimado que las presas principales de *O. flavescens* son peces como *M. magellanicus* (34%), gadiformes no identificados (14%), *Genypterus* ssp. (32,2%), *Trachurus murphyi* (7,4%), *Merluccius gayi* (5,8%), *Sardinops sagax* (4,8%) y *Dosidicus gigas* (1%) (George-Nacimiento *et al.*, 1985). En el caso de albatros, la dieta está compuesta principalmente por peces tales como *M. magellanicus* (66-89%) y *Micromesitius australis* (2,6-3,7%), y secundariamente por calamares como *Martialia hyadesi* (8-20%) (Arata & Xavier, 2003). La dieta de *C. commersonii* en el área de estudio no se ha estimado, pero observaciones para la misma especie en su distribución Atlántica sugieren que esta especie se alimenta de peces pelágicos pequeños abundantes en su misma área de distribución, tal como pejerreyes (*Odontestes nigricans* y *O. smitti*) (ver Iñiguez & Tossenberger, 2007 y referencias contenidas en el mismo artículo).

Verificación del supuesto de balance de masa para cada grupo del modelo

En las Tablas 2 y 3 se presenta los parámetros de entrada y la composición de la dieta de los predadores en el modelo Ecopath que representa el área de estudio. El supuesto de balance de masa ($0 < E < 1$ para todo i) se ha violado en tres grupos funcionales, a saber, merluza de cola (juveniles), merluza de tres aletas y congrio dorado (Tabla 2). Por lo tanto, ha sido necesario realizar algunos cambios en los parámetros de entrada de tales grupos para cumplir con el supuesto básico de balance de masa. Los cambios realizados en cada grupo se detallan a continuación:

- a) Se dirigió la atención hacia el grupo cuya EE indicaba mayor alejamiento del balance de masa.

El grupo más alejado del balance de masa es merluza de cola (juveniles), cuyo $EE \gg EE_{\text{merluza de tres aletas}} > EE_{\text{congrío dorado}} > 1$ (Tabla 2). Por lo tanto, el primer paso fue modificar los parámetros de entrada para merluza de cola (juvenil). Se analizó primeramente los coeficientes de mortalidad que entrega Ecopath como resultado. El problema en este grupo se explica por una intensa mortalidad por predación ($M2$), cuyo valor resultó ser prácticamente 10 veces superior a la mortalidad total (Z) ingresada al modelo. La principal causa de $M2$ para este grupo es el canibalismo.

Por lo tanto, existen varias alternativas para balancear la producción de este grupo. Por un lado, es posible que su biomasa y/o producción se encuentren subestimadas. Alternativamente, es posible que el consumo de su principal predador (merluza de cola adultos) y/o la fracción de la presa en la dieta de su predador principal se encuentren sobrestimados. También se podría considerar combinaciones entre ambas alternativas.

Por lo tanto, se modificó:

- i) la fracción de merluza de cola (juveniles) en la dieta de merluza de cola (adultos) desde 0,5 a 0,3 (distribuyendo la diferencia proporcionalmente entre todas las presas);

- ii) la razón P/B de merluza de cola (juveniles) considerando que debería ser similar a la de un pez pelágico de tamaño pequeño a mediano, i.e., desde $0,77 \text{ año}^{-1}$ a $2,0 \text{ año}^{-1}$.
- iii) se disminuyó la tasa de consumo del predador en 25%;
- iv) se dejó libre la biomasa de merluza de cola suponiendo una $EE=0,99$.

b) Se dirigió la atención hacia el grupo cuya EE indicaba un mayor alejamiento del balance de masa.

El segundo grupo cuya producción no se encuentra balanceada es congrio dorado (Tabla 2). En este caso la producción no es suficiente para balancear las capturas y la remoción por predadores. Se asumió que las capturas/desembarques son consistentes y, por lo tanto, se decidió modificar la dieta de los predadores de este grupo. La principal causa de M2 la explica predadores tope. Se realizó los siguientes cambios:

- i) se disminuyó la fracción de congrio dorado en la dieta de predadores tope desde 0,305 a 0,244, i.e., 20% (distribuyendo la diferencia proporcionalmente entre todas las presas);
- ii) considerando que $M = 0,26 \text{ año}^{-1}$ puede estar subestimado, se dejó libre el parámetro P/B para que fuera estimado por el software Ecopath bajo el supuesto que $EE=0,99$.

c) Se dirigió la atención hacia el grupo cuya EE indicaba el menor alejamiento del balance de masa

Por último, se trató el desbalance en la producción de merluza de tres aletas. En este grupo, $M2 = 0,383$ resultó mayor que $Z = 0,329$. A su vez, la predación por merluza de cola (adultos) explica la mayor fracción de M2 en merluza de tres aletas. Por lo tanto, se realizó el siguiente cambio:

- i) se disminuyó la fracción de merluza de tres aletas en la dieta de merluza de cola adultos desde 0,0437 a 0,035, i.e., en un 20%.

Tabla 2. Parámetros de entrada al modelo Ecopath que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile, año 1990. Clave: NT= nivel trófico; B= Biomasa; P/B= razón producción/biomasa= mortalidad total; Q/B= razón consumo/biomasa; EE= Eficiencia ecotrófica; P/Q= eficiencia de conversión de alimento; Y= capturas/desembarques.

Grupo/Parámetro	NT	B (t km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Y (t km ⁻²)	EE	P/Q
Fitoplancton	1,00	8,00	137,00	-	-	0,31	-
Zooplancton	2,43	20,64	13,00	31,71	-	0,99	0,41
Bentos	1,00	11,64	2,70	36,00	-	0,69	0,08
Otros peces pelágicos	3,07	4,89	1,50	10,00	0,003	0,99	0,15
Otros peces demersales	2,00	1,04	0,70	3,50	0,017	0,99	0,20
Merluza de cola (juveniles)	3,21	1,76	0,77	16,95	0,000	9,09	0,05
Merluza de cola (adultos)	3,90	2,00	0,59	11,03	0,442	0,38	0,05
Merluza de tres aletas	2,71	2,22	0,33	9,60	0,126	1,10	0,03
Congrio	3,70	0,10	0,68	1,40	0,042	1,39	0,49
Raya	3,80	0,04	0,25	2,50	0,002	0,21	0,10
Merluza del sur	4,23	1,93	0,31	0,72	0,183	0,22	0,43
Predadores	4,28	0,01	0,01	20,85	-	0,00	0,00
Detritus	1,00	500,00	-	-	-	0,14	-

Tabla 3. Composición de la dieta de los depredadores incluidos en el modelo Ecopath que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile, año 1990. Clave: j=juveniles; a=adultos. Los números que a la cabeza de cada columna denota el número asignado a cada grupo en la primera columna de la tabla.

Presa/predador	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1. Fitoplancton	0,500		0,250								
2. Zooplancton	0,300		0,750		0,700	0,050	0,500				
3. Bentos				1,000	0,200	0,070	0,500	0,020	0,054		
4. Otros peces pelágicos					0,100	0,190		0,010	0,050	0,030	0,160
5. Otros peces bentónicos						0,030		0,290			
6. Merluza de cola (j)						0,500		0,400		0,830	0,330
7. Merluza de cola (a)									0,060		
8. Merluza de tres aletas						0,030		0,042		0,070	0,130
9. Congrio									0,020		0,305
10. Raya											
11. Merluza del sur								0,020		0,060	
12. Predadores											
13. Detritus	0,200	1,000									
Importaciones						0,13		0,22	0,82	0,01	0,08
Total	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Pedigree del modelo

EwE incluye una rutina de análisis del “*pedigree*” para analizar la calidad del modelo en cuanto a la data utilizada para parametrizarlo. La evaluación del *pedigree* se basa en un análisis de la incertidumbre asociada a los datos de entrada, integrando en un solo índice el origen de los mismos junto con una asignación de intervalos de confianza para cada parámetro basándose en su origen (Christensen *et al.*, 2005). Por lo tanto, el *pedigree* de un modelo Ecopath se entenderá como un enunciado codificado que caracteriza el origen de un parámetro de entrada dado (i.e., el tipo de datos en el cual se basa) y, al mismo tiempo, una probable incertidumbre asociada y asignada *a priori*, dependiendo de la naturaleza y origen de dicho parámetro de entrada. El criterio principal en este análisis es que un parámetro de entrada basado en datos locales (i.e., en el área que cubre el modelo desarrollado), por regla general es mejor que datos estimados en cualquier otro lugar, incluso si es para la misma especie/grupo, sea un estimado basado en “juicio de experto”, derivado de relaciones empíricas o calculado en otros modelos Ecopath. Para más detalles del análisis de *pedigree* ver Christensen *et al.* (2005).

El índice de *pedigree* total del modelo se calcula como:

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{I_{ij}}{n} \quad \text{Ec. 10}$$

donde: I_{ij} es el índice de *pedigree* para el grupo i y parámetro j , calculado para cada uno de los n grupos en el modelo en el ecosistema.

5.1.1.3. Resultados

5.1.1.3.1. Diagrama de flujo

En la Fig. 3 se presenta el diagrama de flujo que representa la trama trófica que soporta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral, año 1990. Los grupos se distribuyen desde los productores primarios (fitoplancton) hasta los predadores tope, pasando por predadores intermedios. Los mayores flujos de masa/energía se producen en los ambientes planctónico (fitoplancton hacia el zooplancton) y bentónico (detrito hacia el bentos). Entre los predadores de nivel trófico (NT) intermedio, los mayores flujos de consumo van desde fitoplancton y zooplancton hacia el grupo otros peces pelágicos y desde estos tres grupos hacia merluza de cola (juveniles).

Entre los grupos con $NT \geq 4,0$, el mayor flujo de consumo se observa en merluza de cola (adultos) desde presas como zooplancton, otros peces pelágicos y merluza de cola (juveniles). El grupo que presenta el mayor NT en el modelo es “predadores tope”, seguido cercanamente de merluza del sur. Sin embargo, comparativamente el consumo de merluza austral es muy importante y superior en alrededor de un orden de magnitud al consumo estimado para los predadores tope.

En la Fig. 4 se presenta los flujos de predación desde y hacia cada uno de los grupos predadores. Esta figura muestra el número de interacciones tróficas (flujos de consumo) en las que se ve involucrado cada grupo funcional y la intensidad de dicha interacción (magnitud del flujo). Entonces, los grupos con mayores interacciones son congrio dorado y “otros peces pelágicos” (9 links), y merluza de cola (juveniles y adultos) (8 links). Los grupos con menores interacciones son “otros peces demersales” (4 links) y rayas (5 links).

5.1.1.3.2. Consumo de Alimento

En la Fig. 5 se presenta los estimados de consumo de presas para cada uno de los grupos predadores incluidos en el modelo que representa la trama trófica. En el caso de predadores intermedios, las principales presas consumidas son zooplancton y bentos. A medida que se escala hacia predadores de nivel trófico superior, las principales presas consumidas son “otros peces pelágicos” y merluza de cola (juveniles). Considerando que “otros peces pelágicos” es un grupo funcional que agrupa a varias especies, entonces es posible deducir que merluza de cola (juveniles) es la principal presa para merluza de cola (adultos) vía canibalismo, congrio dorado, merluza de cola y predadores tope.

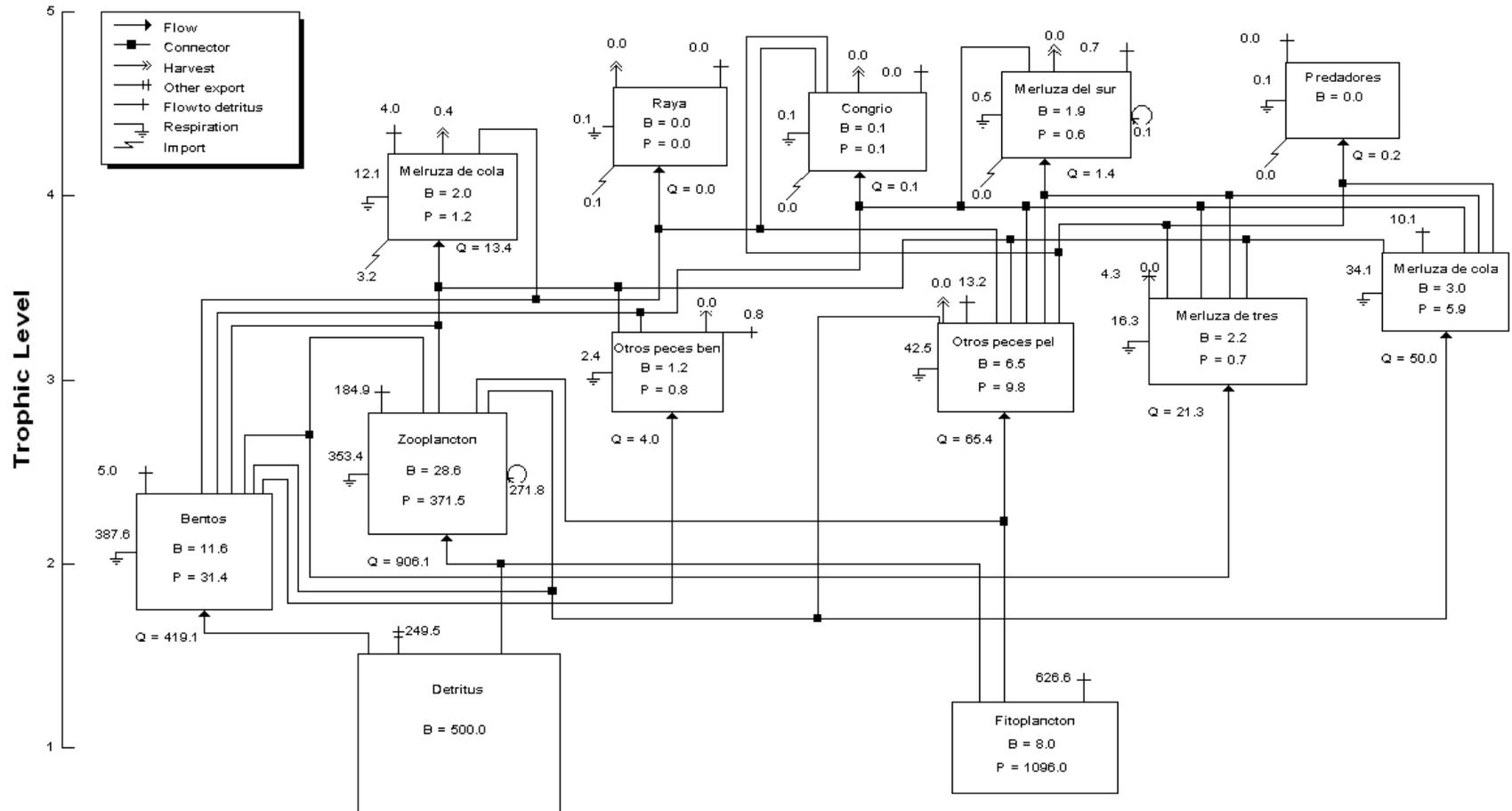
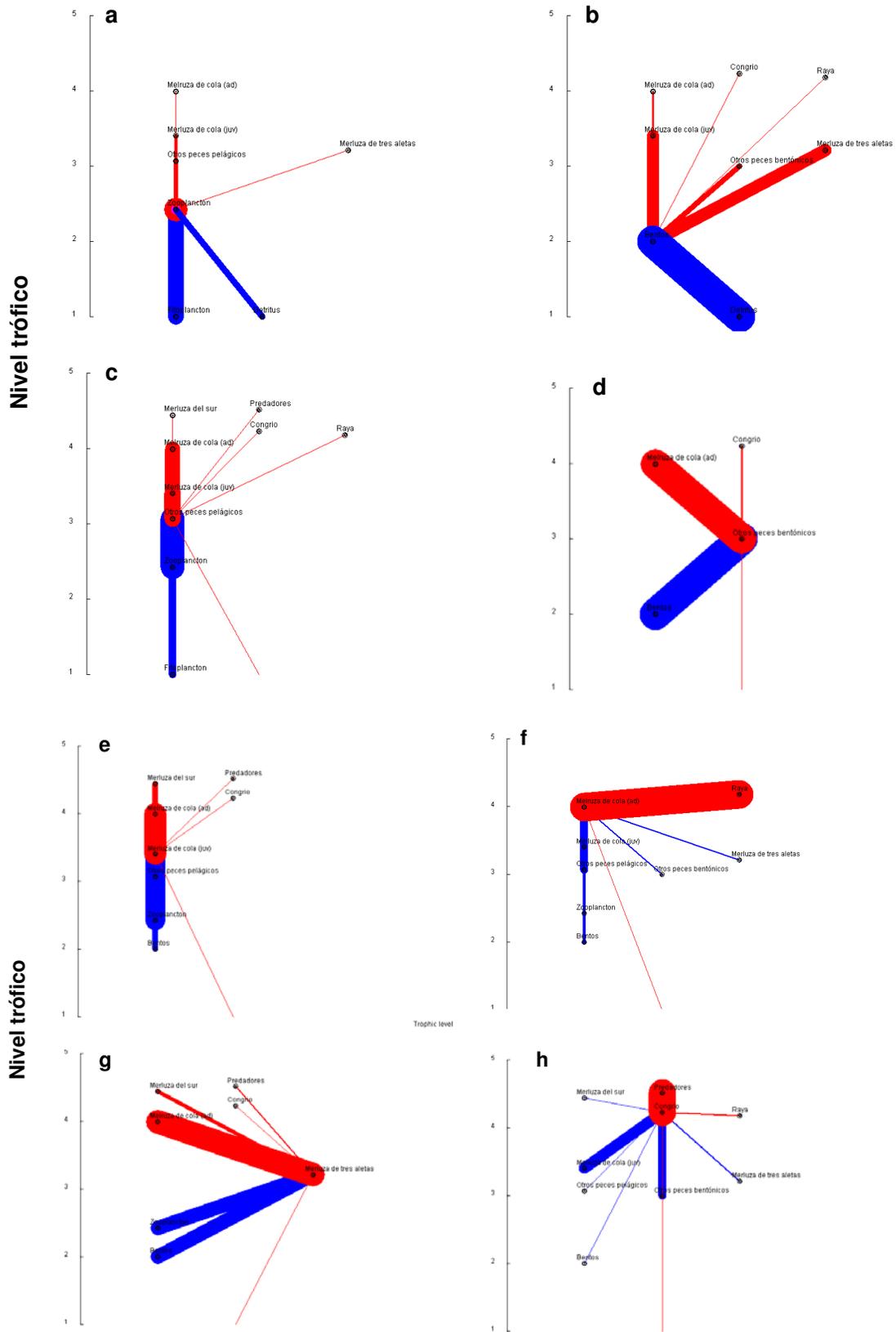


Figura 3. Diagrama de flujo cuantitativo que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990.



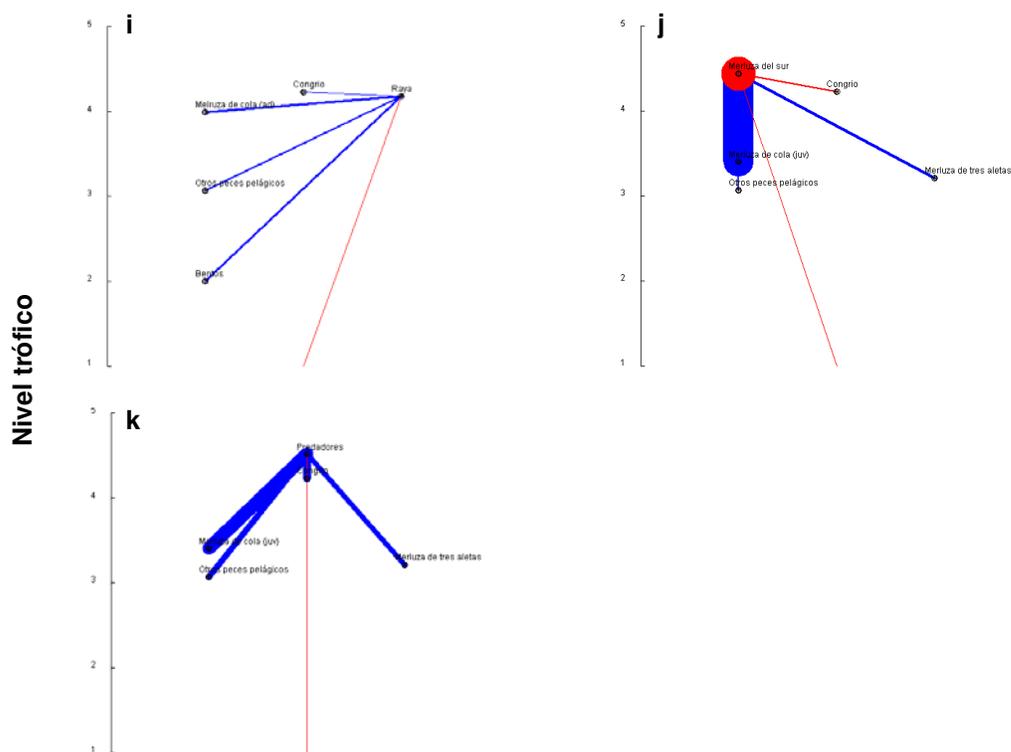


Figura 4. Diagramas de flujo individuales para cada uno de los grupos tróficos que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990. Clave: a= zooplancton; b= bentos; c=otros peces pelágicos; d= otros peces demersales; e= merluza de cola juvenil; f= merluza de cola adultos; g= merluza de tres aletas; h= congrio; i= rayas; j=merluza del sur; k= predadores tope. Las líneas azules indican flujos desde las presas hacia el grupo funcional y las líneas rojas los flujos desde el grupo funcional hacia sus predadores. El grosor de las líneas indica la fuerza de la interacción predador-presa.

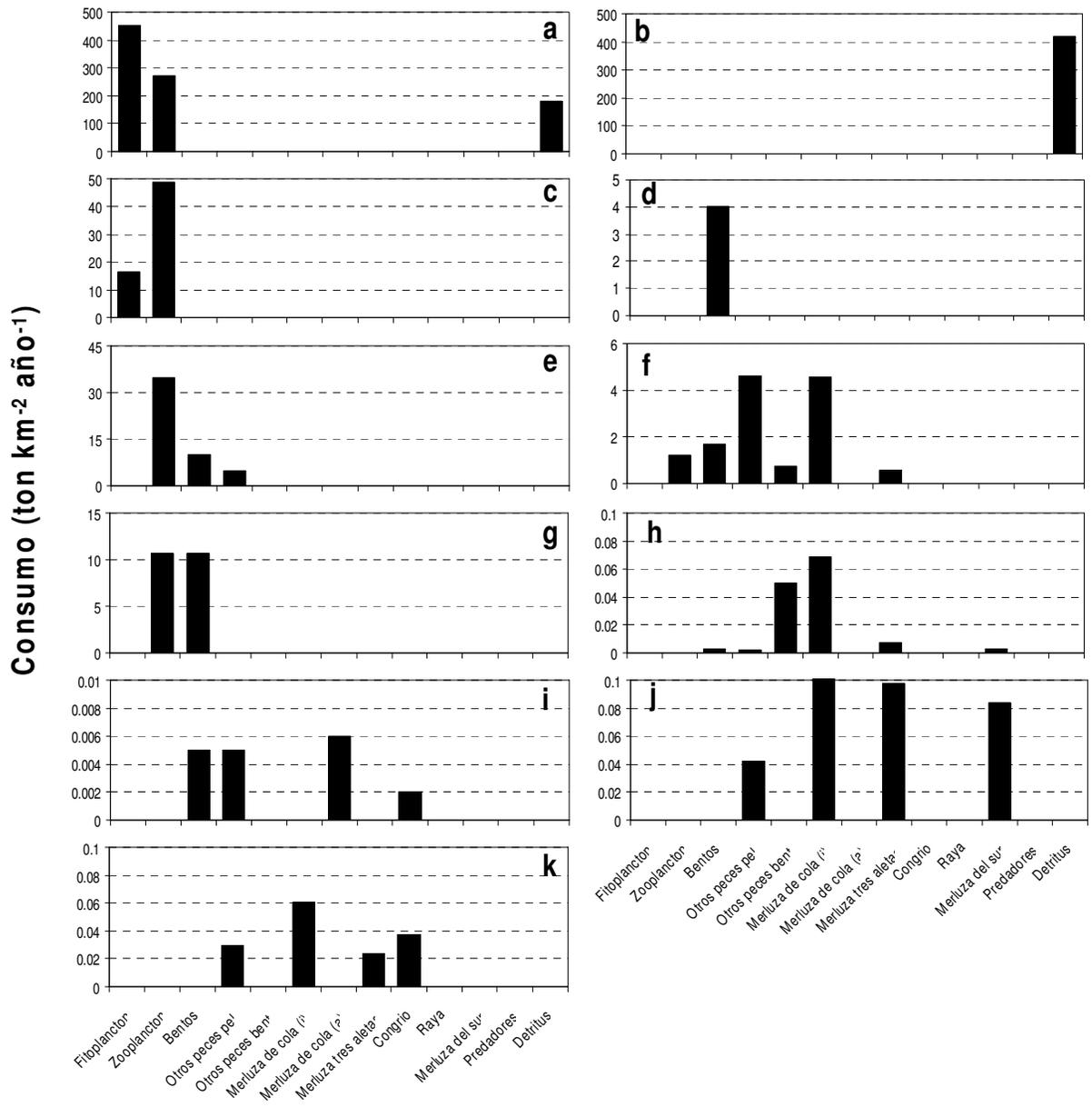


Figura 5. Estimación de consumo para cada uno de los grupos predadores en el modelo que representa la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur austral de Chile, año 1990. Clave: a=zoopláncton; b=benthos; c=otros peces pelágicos; d=otros peces demersales; e=merluza de cola juvenil; f=merluza de cola adultos; g=merluza de tres aletas; h=congrío dorado; i=rayas; j=merluza del sur; k=predadores tope.

5.1.1.4. Discusión

Pedigree del modelo

El análisis de *pedigree* aplicado a los datos de entrada al modelo construido tiene como objetivo alertar al potencial usuario del modelo respecto del riesgo de llevar a cabo conclusiones definitivas de la trama trófica estudiada. Este análisis se resume en el cálculo de un índice general de la “calidad” del modelo, esto es un modelo es de alta calidad cuando se construye sobre estimados precisos para los distintos parámetros los que se basan en data del sistema representado por el modelo (Christensen *et al.*, 2005). El índice de pedigree se distribuye entre 0 (parámetros derivados desde data que no pertenece al sistema) y 1 (parámetros basados completamente en data perteneciente al sistema en estudio).

El análisis de *pedigree* para el modelo arrojó un valor de 0,61 para el modelo que representa la trama trófica que sustenta las pesquerías demersales de la zona sur-austral de Chile, con un estadígrafo de ajuste $t^* = 2,41$. Esto indica que cerca de tres cuartas partes de la información utilizada para calcular/estimar los parámetros de entrada corresponde a datos de buena calidad perteneciente al sistema que representa el modelo.

Grupos/especies que pueden ser incluidos

Durante el taller técnico realizado por el proyecto en marzo de 2009, el experto internacional Dr. Steven Mackinson del CEFAS (United Kingdom) propuso una serie de sugerencias respecto del número de grupos funcionales, las que fueron tomadas en consideración. Por lo tanto, a continuación se presenta cambios potenciales al modelo tal cual como se encuentra hoy:

Bacalao de profundidad

El bacalao de profundidad (*Disosstichus eleginoides*) no fue considerado como especie susceptible de incorporar en los TBR's que dan origen a este proyecto. Sin embargo, nosotros decidimos incluirlo en una versión futura del modelo, ya que es una especie que soporta una importante pesquería en el área de interés, aunque se necesita buscar, obtener y analizar información relevante (inputs).

Merluza austral (juveniles y adultos)

Inicialmente no se consideró separar este grupo en unidades menores de talla/edad. Sin embargo, el Dr. Mackinson sugirió explorar esta alternativa ya que se trataría del pez con mayor nivel trófico en el sistema de interés. Luego, separar a este grupo funcional en juveniles y adultos permitiría evaluar hipótesis de recuperación (o falta de ella) en gadiformes de alto nivel trófico. En efecto, stocks de bacalao (*Gadus morhua*) en distintos ecosistemas del Océano Atlántico Norte han sufrido colapsos poblacionales significativos y muchos de ellos no se han recuperado, incluso después de décadas de moratoria en sus pesquerías.

Mictófidos

Este grupo no fue considerado en los TBR's para este proyecto. Sin embargo, al indagar en la dieta de las especies objetivo se advirtió que este grupo es un ítem presa importante para algunos de ellos ([Payá et al., 1992](#); [Pool et al., 1997](#)).

Calamares

Tal como ocurre en el caso de mictófidos (o peces mesopelágicos, en general), los calamares no fueron considerados en los TBR's de este proyecto. El análisis de la dieta de las especies

objetivo indica que este grupo también es un ítem presa importante para algunos de ellos (Payá *et al.*, 1992; Pool *et al.*, 1997).

Sin embargo, tanto en el taller internacional de introducción a la nueva versión de Ecopath con Ecosim versión 6 como en la conferencia “Ecopath 25 years” (Vancouver, 26 de agosto al 3 de septiembre de 2009), y en la cual participó el Dr. Sergio Neira, miembro del grupo de profesionales de este proyecto, se discutió largamente si un modelo de mayor realismo y complejidad (que incluya tantos grupos como se observan en el ecosistema) es efectivamente más exacto al momento de describir la dinámica temporal de los grupos funcionales que un modelo más simple, esto es, que se centre en las especies objetivo. La respuesta es negativa, especialmente si no existen series de tiempo de biomasa/captura/mortalidad para dichos grupos con las cuales alimentar el modelo (Carl Walters, Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada, *com. pers.*). Por lo tanto, se consideró en el presente proyecto que la primera versión del modelo construido aquí debiera ser utilizada para extraer información respecto de los parámetros que controlan la dinámica de las especies objetivo de la PDA, y que se presentan en el objetivo específico 3.

Discusión de principales ventajas y desventajas de EwE

Plaganyi & Butterworth (2004) realizaron un análisis crítico de EwE, resaltando sus principales fortalezas y debilidades. Dentro de las fortalezas identificadas por estos autores se cuentan el marco estructurado de su parametrización, la incorporación de un bien balanceado nivel de realismo, una interpretación nueva y original de los términos de interacción predador-presa, y la inclusión de un enfoque Bayesiano (ECORANGER) para incluir la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada. Por otro lado, las principales deficiencias o debilidades del enfoque son las limitaciones exigidas por el supuesto de balance de masa de Ecopath en las condiciones iniciales previas a las proyecciones, el manejo no completamente satisfactorio de las respuestas de la historia de vida tales como cambios compensatorios en las tasas de mortalidad natural de mamíferos marinos, relaciones stock-recluta sobre-compensatorias que resultan de utilizar valores entregados por defecto,

problemas potenciales resultantes de extrapolar desde procesos y tasas de microescala hasta procesos y tasas de macroescala (e.g., dinámica del fitoplancton vs. dinámica de mamíferos), y algunas inconsistencias matemáticas en las ecuaciones básicas. Sin embargo, estos autores concuerdan en que aplicaciones de EwE podrían ser particularmente útiles en contextos específicos en los cuales los resultados del modelo sean tratados como distribuciones de probabilidad, de forma de incluir un rango de posibles respuestas ecosistémicas, acoplándolas con intentos de extender aproximaciones para el manejo pesquero que vayan más allá del nivel mono-específico. Entonces, aplicaciones prudentes de EwE que utilicen buena data, basadas en análisis estadísticos rigurosos, pueden complementar las predicciones cuantitativas de modelos mono-específicos tradicionales (Plagányi y Butterworth, 2004).

Por su parte, Christensen & Walters (2004) y Christensen *et al.* (2005) analizan también críticamente los métodos, capacidades y limitaciones de EwE. En estas dos revisiones los autores enfrentan las principales preguntas respecto de las debilidades y limitaciones de EwE, respondiendo a las críticas esbozadas, entre otros, por Plagányi & Butterworth (2004). A continuación se presenta parte de esta discusión a través de una selección de las preguntas y respuestas más relacionadas con el desarrollo de este proyecto (el lector puede dirigirse a las referencias mencionadas para mayor detalle).

¿Asume Ecopath condiciones de estado estable o equilibrio?

Ecopath entrega estimados instantáneos de biomásas, flujos tróficos y tasas instantáneas de mortalidad, ya sea para un año de referencia o una ventana temporal promediando múltiples años. Las biomásas no necesitan estar en equilibrio para el año de referencia, ya que el usuario puede proporcionar un estimado para la tasa de acumulación (o disminución) de biomasa para cada biomasa en el año considerado. De hecho, Christensen (1995), en un modelo desarrollado para el Mar del Norte, modela el sistema reconociendo que las biomásas estaban cambiando durante el período para el cual se había proporcionado los datos. En

general, suponer condiciones de equilibrio para el año de referencia conduce a estimados demasiado optimistas de tasas de mortalidad sustentable.

¿Ignora Ecopath la incertidumbre inherente a ensamblar datos de carácter trófico que es compleja y normalmente fraccionada?

Ecopath incorpora algunas rutinas que permiten explorar la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada sobre los estimados de balance de masa. Los problemas asociados a la falta de datos históricos y la dificultad de medir algunos de los componentes y procesos en el ecosistema tienen necesariamente un efecto sobre la robustez y confiabilidad del modelo, y sus resultados. Este problema no está restringido a EwE, solamente, sino que afecta a la ecología acuática en general (Ludwig *et al.*, 1993). La forma de enfrentar dicha limitación va más allá de reconocer cuan incompletos pueden llegar a ser nuestros datos. La utilización de modelos, i.e., Ecopath y MSVPA, permite dirigir esfuerzos de investigación hacia aquellos componentes/parámetros que son más inciertos y que hacen la mayor diferencia en las predicciones del modelo (Christensen & Walters, 2004). Ecopath integra análisis de la incertidumbre asociada a los datos utilizados para derivar parámetros de entrada, uno de ellos es el análisis de pedigree, que ya se trató en este mismo objetivo específico.

¿Son los estimados de Ecopath con balance de masa útiles para la exploración de políticas de manejo?

Los modelos que representan una fotografía del ecosistema en un período de tiempo determinado no pueden ser utilizados directamente para analizar el efecto de cambios en las estrategias de manejo que resultarán en cambios en las tasas (i.e., reducción en tasas de pesca), ya que los efectos acumulativos de dichos cambios no pueden ser anticipados desde el estado del sistema en un punto en el tiempo. Este tipo de preguntas requiere un enfoque dinámico, e.g., Ecosim.

¿Puede Ecopath predecir la biomasa de grupos para los cuales no existe información suficiente para realizar un estimado insesgado de este parámetro?

En general, se recomienda utilizar la capacidad de estimación de biomasa incluida en Ecopath al mínimo y sólo en aquellos casos en los que sea estrictamente necesario. Esto se debe a que estimar biomasa con Ecopath implica suponer explícitamente valores para la EE del grupo considerado. Sin embargo, existe muy poca evidencia ecológica sólida para utilizar cualquier valor de EE, excepto quizá en el caso de predadores tope en los cuales la mortalidad total haya sido estimada correctamente y EE represente una fracción conocida de F/Z. Ahora bien, en situaciones en las cuales no existe estimados de B o cuando se sabe que los estimados son sesgados (e.g., peces pelágicos evaluados mediante área barrida), es posible asumir valores de EE. Por ejemplo, existe información que indica que los peces pelágicos no mueren de edad avanzada, sino que son predados o capturados antes de llegar a la senectud. En este caso, EE se encuentra probablemente en el rango de 0,9-0,99.

¿Deberían utilizarse los estimados con balance de masa de Ecopath en situaciones en las que los datos no son adecuados para utilizar modelos más detallados y realistas como MSVPA?

El modelo de Análisis de Población Virtual Multi-específico (MSVPA en su acrónimo en inglés) ha sido utilizado para reconstruir estimados de flujos tróficos y componentes de mortalidad que son edad/talla y tiempo dependientes. MSVPA usa los supuestos del VPA, en tanto que las abundancias históricas pueden inferirse mediante retro-cálculo del número de individuos que debería haber estado presente para dar cuenta de las capturas conocidas de esos organismos en el tiempo (e.g., [Sparre, 1991](#); [Magnusson, 1995](#)).

Hasta cierto punto Ecopath también realiza este tipo de cálculos, aunque no da cuenta de cambios dependientes de la edad/talla y del tiempo. Sin embargo, la mayor diferencia entre Ecopath y MSVPA no se encuentra en el detalle de los cálculos que realiza cada modelo, ya

que construir un modelo Ecopath que detalle componentes de edad, talla y tiempo es tedioso, pero posible. La diferencia más importante radica en el uso de datos respecto de la tasa de mortalidad total en Ecopath, la que se ingresa al modelo a la forma de la razón P/B .

El modelo MSVPA (tal como VPAs mono-específico), por el contrario, puede producir patrones de abundancia por cohortes (patrones de mortalidades en edad/talla y el tiempo) que no se compararán en lo absoluto con patrones de decaimiento de cohortes evidentes desde la re-examinación directa de los datos. En efecto, el usuario de MSPVA (y de VPA) debe rechazar o ignorar cualquier evidencia directa sobre Z que pueda estar presente en la composición talla/edad de la data, y debe tratar las discrepancias entre valores de Z aparentes desde la reconstrucción de cohortes versus los valores de Z desde la composición observada en los datos, como si se debieran a cambios edad/talla dependientes de la vulnerabilidad en la composición del método de muestreo. Por ejemplo, [Walters & Maguire \(1996\)](#) muestran que un modelo VPA del bacalao en Newfoundland (*Gadus macrocephalus*) resultó en estimados de Z mucho menores que los que habrían resultado mediante el método de la curva de captura utilizando datos de la composición de la edad de la población. En este caso, el VPA subestimó los valores de la tasa de mortalidad por pesca (F).

Dar cuenta de las interacciones de predación, las que normalmente son talla/edad dependientes, tan detalladamente como sea posible es un resultado deseable de un modelo. Sin embargo, en las evaluaciones de los cambios en las condiciones tróficas a nivel del ecosistema no es automáticamente cierto que el mejor valor agregado sea el que resulta de la suma de los componentes individuales, tal como tampoco es automáticamente cierto que a nivel mono-específico los modelos más complejos entreguen mejores evaluaciones que modelos más simples. Debido a razones estadísticas y lógicas, el argumento de “más es mejor” no es más válido en modelación dinámica que en un análisis de regresiones lineales múltiples, donde adicionar más variables independientes resulta generalmente en mejores ajustes, pero en predicciones más pobres.

Ecopath with Ecosim (EwE) no ignora que las interacciones tróficas sean marcadamente edad/talla y estacionalmente estructuradas. De hecho, el supuesto es que la estructuración inicial (modelo Ecopath representando el periodo base o de referencia) se ha capturado adecuadamente al ingresar datos que representan un buen promedio tanto para las variables de estado como para las tasas, y que cambios en el tiempo no son lo suficientemente importantes como alterar drásticamente y persistentemente interacciones entre tasas y parámetros vitales para los distintos grupos. Esto se asemeja al supuesto realizado en modelación mono-específica en modelos de biomasa dinámica y de ecuaciones de diferenciales respecto que cambios en la composición del stock producen cambios regulares o predecibles en los parámetros globales de producción, no que hay efecto de la composición en primer lugar.

¿Son entonces los modelos poblacionales incluidos en Ecosim mejores que los modelos mono-específicos (como VPA) por el hecho que explican las bases ecosistémicas de la producción?

Algunos autores (e.g., [Cox et al., 2002](#)) han aplicado Ecosim como si se tratara de una herramienta mono-específica, variando los parámetros de modo de alcanzar un buen ajuste a datos de una especie. En estos casos, se ha observado que el modelo de biomasa dinámica o el submodelo con ecuaciones de diferenciales para la especie objetivo funciona en forma relativamente similar cuando se encuentra incluido en Ecosim (con consideración explícita para las tasas de producción y mortalidad como función de disponibilidad de alimento y presión de predadores), como cuando se usa un modelo mono-específico en el cual los efectos de competencia se representan como funciones explícitas del tamaño del stock (e.g., modelo de stock-recluta) y la tasa de mortalidad por predación se supone constante.

Por lo tanto, si se posee un modelo Ecosim cuyos parámetros de producción se han ajustado a datos mono-específicos y un modelo mono-específico ajustado a los mismos datos, ambos enfoques deberían dar respuestas similares a preguntas de manejo relacionadas a cambios en la mortalidad por pesca para una especie (e.g., F para alcanzar MSY). Con excepción de

niveles bajos del stock (donde Ecosim podría predecir respuestas compensatorias retrasadas), no debería existir ninguna diferencia al interpretar datos mono-específicos con respecto a problemas de manejo mono-específico utilizando Ecosim y un modelo mono-específico comparable.

Aunque Ecosim resulte en un buen ajuste a datos disponibles para una especie (i.e., se explique la producción de dicho grupo en términos de relaciones ecológicas más que relaciones implícitas respecto del tamaño del stock), es necesario ser cautos ya que en este proceso nos enfrentamos a los mismos riesgos que corremos al utilizar modelos mono-específicos. Estos se refieren a estimaciones incorrectas de biomasa, interpretación errada de la tendencia de los datos (hiper-estabilidad de la captura por unidad de esfuerzo) y fallas para dar cuenta de efectos persistentes tales como cambios ambientales o de régimen, además del error potencial de confundir dichos efectos con aquellos derivados de la pesca.

¿Entregan los modelos poblacionales incluidos en Ecosim mejor evaluación de stock que modelos mono-específicos por el hecho de tomar en cuenta cambios en las tasas de reclutamiento y mortalidad natural debidos a cambios en la tasa de predación?

Es posible obtener un ajuste igualmente satisfactorio a datos históricos utilizando Ecosim que un modelo de excedentes de producción o de ecuaciones de resta y diferencia. En teoría, Ecosim debiera tener mejor desempeño que modelos que asumen que la relación stock-recluta es de tipo estacionaria y que las tasas de mortalidad natural son constantes. Esto debería ser particularmente cierto en especies ubicadas en niveles tróficos intermedios, las que pueden estar sujetos a una alta variabilidad en el riesgo de predación. Sin embargo, una serie de aplicaciones indica que un alto porcentaje de la varianza alrededor de modelos monoespecíficos se explica por efectos a escala ecosistémica (Martell *et al.*, 2002; Shannon *et al.*, 2008; Mackinson *et al.*, 2008; Shannon *et al.*, 2009). Entonces, es posible mejorar el ajuste mono-específico, pero esta ganancia en el ajuste se debe más a un “forzamiento a escala ecosistémica” que a una variación temporal en las tasas de mortalidad por predación

asociadas con impactos de las pesquerías en predadores. Esto hace suponer que dar cuenta de efectos predador-presa, por si mismo, no conducirá a mejoras sustanciales en la predicción del tamaño del stock ([Christensen & Walters, 2004](#)). Sin embargo, existe una buena oportunidad que Ecosim sea útil en la interpretación de los efectos de cambios de gran escala y de régimen que muy probablemente han causado cambios en la productividad del ecosistema.

Esto lleva a concluir que una buena táctica de manejo no es considerar los modelos multiespecíficos/ecosistémicos y los monoespecíficos como competidores, sino que trabajar con ambas aproximaciones en forma complementaria tratando de usar cada una para mejorar la otra ([Plagányi, 2007](#)).

5.1.1.5. Referencias bibliográficas

Allen K.R. 1971. Relation between production and biomass. Journal of Fisheries Research Board Canada, 28: 1573-1581.

Antezana T. 1999. Plankton of southern Chilean fjords. Scientia Marina, 63(1): 69-80.

Arancibia H., S. Neira. 2008. Overview of the stock of hake (*Merluccius gayi*) and forecast of its biomass including jumbo squid (*Dosidicus gigas*) prey-predator relationship in central Chile (33°S – 39°S). *CalCOFi Reports*, 49: 104-115.

Arancibia H, S. Neira, V. Christensen, R. Olson, F. Arreguín-Sánchez, L. Cubillos, R. Quiñones, C. Gatica, M. Medina. 2003. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. Universidad de Concepción, 278 pp.

Arata J., J.C. Xavier. 2003. The diet of black-browded albatrosses at the Diego Ramírez islands, Chile. *Polar Biology*, 26: 638-647.

Bax, N.J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. *ICES Marine Science Symposium*, 193: 217–224.

Bax, N.J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 997-1030.

Canales C., P. Gálvez, V. Escobar, R. Tascheri, R. Céspedes, J.C. Quiroz. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP regionalizada merluza de cola, 2008. Informe Final, BIP N° 30066301-0. IFOP, 69 pp + Anexos.

Cassis D., P. Muños, S. Avaria. 2002. Variación temporal del fitoplancton entre 1993 y 1998 en una estación fija del seno Aysén, Chile (45°26'S 77°00'W). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 37(1): 43-65.

Dame RF. 1996. Ecology of marine bivalves: An ecological approach. Boca Raton, Florida: CRC Press; 254 p.

Chong, J.V., M. Aguayo, I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macrurus magellanicus* Lönnerberg, 1907 (Macruridae, Gadiformes) en el Océano Pacífico Suroriental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 42(3): 311- 333.

Christensen V., D. Pauly. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169-185.

Christensen V., C.J. Walters, D. Pauly. 2005. ECOPATH with ECOSIM: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, November 2005 edition, 154 pp.

Christensen V., Walters D. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172: 109-139.

Christensen V. 1995. A model of trophic interactions in the North Sea in 1981, the Year of the Stomach. *Dana* 11, 1-28.

Costa D.P., Prince P.A. 1987. Foraging energetics of Grey-headed albatrosses *Diomedea chrysostoma* at Bird Island, South Georgia. *Ibis*, 29: 149-158

Costa-Feltrim, M. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP merluza de tres aleta sur 47°L.S., 2008. Informe Final, BIP N° 30066245-0. IFOP, 45 pp.

Cox S.P., Essington T.E., Kitchell J.F., Martell S.J.D., Walters C.J., Boggs C., Kaplan I. 2002. Reconstructing ecosystem dynamics in the central Pacific Ocean, 1952–1998: II. A preliminary assessment of the trophic impacts of fishing and effects on tuna dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 1736-1747.

FAO. 2003. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.

George-Nascimento M., R. Bustamante, C. Oyarzún. 1985. Feeding ecology of the southamerican sea lion *Otaria flavescens*: food contents and food selectivity. *Marine Ecology Progress Series*, 21: 135-143.

Guzmán L., Lescauwaet A., Gibbons J. 1996. Índice poblacional instantáneo de pequeños cetáceos en el Estrecho de Magallanes. Informes Técnicos FIP.FIP/IT N° 95-27, Instituto de Fomento Pesquero, 50 p + Anexos.

Hutchings L., Pillar S.C., Verheye H., 1991. Estimates of standing stock, production and consumption of meso and macrozooplankton in the Benguela ecosystem. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 11, 499-512.

Iñiguez M.A., V.P. Tossenberger. 2007. Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii*) of Ria Deseado, Patagonia, Argentina. *Aquatic Mammals*, 33(3): 276-285.

- Iriarte J.L., H. E. González, K.K. Liu, C. Rivas, C. Valenzuela. 2007. Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile (41. 5-43°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74: 471-480.
- Kastelein R.A., Vaughan N., Walton S., P.R. Wiepkema. 2002. Food intake and body measurements of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in captivity. *Marine Environmental Research*, 53: 199-218.
- Koen Alonso, M., E.A. Crespo, N.A. García, S.N. Pedraza, P.A. Mariotti, B. Berón Vera, N.J. Mora. 2001. Food habits of *Dipturus chilensis* (Pisces: Rajidae) off Patagonian Argentina. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 288-297.
- Leal E., C. Oyarzun. 2002. Parámetros Biológico-Pesqueros de reineta *Brama Australis* Valenciennes 1837 en la zona se pesca de Lebu (37°37'S-73°40'W), Chile. *Gayana (Concepción)*, 66(2): 231-235.
- Leal, E., J. Quiroz. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP Raya volantín VIII y XII Región, 2008. Informe Final BIP N°30066269-0. Instituto de Fomento Pesquero. 45 pp + Anexos.
- Ludwig D., Hilborn R., Walters C. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science*, 260: 17-18.
- Mackinson S., G. Daskalov J.J. Heymans S. Neira, H. Arancibia, M. Zetina-Rejón, H. Jiang, H.Q. Cheng, M. Coll, F. Arreguín-Sánchez, K. Keeble, L. Shannon. 2008. Which forcing factors fit? Using ecosystem models to investigate the relative influence of fishing and changes in primary productivity on the dynamics of marine ecosystems. *Ecological Modelling*, doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.10.021.
- Magnusson K.G., 1995. An overview of the multispecies VPA—theory and applications. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 5 (2): 195-212.
- Martell S.J.D., Beattie A.I., Walters C.J., Nayar T., Briese R. 2002. Simulating fisheries management strategies in the Strait of Georgia ecosystem using Ecopath and Ecosim. In: Pitcher T., Cochrane K. (Eds.). *The Use of Ecosystem Models to Investigate Multispecies Management Strategies for Capture Fisheries*. UCB Fish. Centre Res. Rep., 10 (2), 16–23.
- Moreno C., Vega R., Robertson G., Luna G. 2007. Seguimiento del Plan de Acción Nacional de aves marinas. Universidad Austral de Chile, 55 pp + Anexos.
- Neira S., H. Arancibia L. Cubillos. 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling*, 172 (2-4): 233-248.

Neira S., H. Arancibia. 2004. Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33°S-39°S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312: 349-366.

Oporto J. L. Brieva, R. Navarro A. Turner. 1998. Cuantificación poblacional de lobos marinos en la X y XI regiones. Informes Técnicos FIP.FIP/IT N° 97-44, Corporación Terra Australis para la conservación de la naturaleza, 238 p.

Palma S., N. Silva. 2004. Distribution of siphonofores, chaetognaths, euphausiids and oceanographic conditions in the fjords and channels of Southern Chile. *Deep Sea Research II*, 51: 513-535.

Palomares M.L., D. Pauly. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Fisheries Research*, 49: 447-453.

Pauly D., A. Jarre, S. Luna, V. Sambilay Jr., B.R. de Mendiola, A. Alamo 1989 On the quantity and types of food ingested by Peruvian anchoveta, 1953-1982. p. 109-124. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.) *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM Conf. Proc. 18, 438 p. IMARPE, Callao, Peru; GTZ GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany; ICLARM, Manila, Philippines.

Payá I. 1992. The diet of Patagonian hake *Merluccius australis polylepis* and its daily ration of Patagonian grenadier *Macruronus magellanicus*. 753-760. En: Payne, A.I.L., Brink, K.H., Mann, K.H. and R. Hilborn (Eds.). *South African Journal of Marine Science*, 12, Sea Fisheries Research Institute, South Africa.

Pizarro G., R. Astoreca, V. Montecino, M.A. Paredes, G. Alarcón, P. Uribe, L. Guzmán. 2005. Patrones espaciales de la abundancia de la clorofila, su relación con la productividad primaria y la estructura de tamaños del fitoplancton en julio y noviembre de 2001 en la región de Aysén (43°-46°S). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 28(2): 27-42.

Plagányi É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 477. Rome, FAO, 108 pp.

Plagányi E., D. Butterworth. 2004. A critical look at the potential of Ecopath with Ecosim to assist in practical fisheries management. *African Journal of Marine Science*, 26: 261-287.

Polovina J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. *Coral Reefs*, 3: 1-13.

Pool H., F. Balbontín, F. Montenegro, N. Cortés, M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 94-43, 68 p + Anexos.

- Quiroga E., R. Quiñones, M. Palma, J. Sellanes, V.A. Gallardo, D. Gerdes, G. Rowe. 2005. Biomass size spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone of Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62, 217-231.
- Quiroz J.C. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP congrio dorado, 2008. Informe Final, BIP N° 30066245-0. IFOP, 45 pp.
- Quiroz J.C., C. Canales, V. Ojeda. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP merluza del sur, 2008. Informe Final, BIP N° 30066247-0. IFOP, 41 pp + Anexos.
- Shannon L.J., S. Neira, M. Taylor. 2008. Comparing internal and external drivers in the southern Benguela and the Humboldt Upwelling ecosystems. *African Journal of Marine Science*, 30: 63-84.
- Shannon L.J., M. Coll M., S. Neira. 2009. Examining indicators of ecosystem changes and effects of exploitation from trophic models fitted to time series data in three ecosystems. *Ecological Indicators*, 9(6): 1078-1095.
- Sparre, P., 1991. An introduction to multispecies virtual analysis. *ICES Mar. Sci. Symp.*, 193: 12-21.
- Valiela I. 1995. *Marine ecological processes*. New York, NY: Springer-Verlag Inc.; 686 p.
- Veit-Kohler G., Gerdes, D., Quiroga E., Hebbeln D., Sellanes J. 2008. Metazoan meiofauna within the minimum oxygen zone off Chile. Results of the 2001-PUCK expedition. *Deep Sea Research II*, In Press.
- Venegas C., J. Gibbons, A. Aguayo, W. Siefeld, J. Acevedo, Amado N., J. Capella, G. Guzmán, Valenzuela C. 2001. Cuantificación poblacional de lobos marinos en la XII región. *Informes Técnicos FIP.FIP/IT N° 2000-22*, 91 pp.
- Walters C., Maguire J.J., 1996. Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 125–137.
- Walters C., V. Christensen, D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 7: 139-172.
- Wiff R., V. Ojeda, J.C Quiroz. 2007. Age and growth in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*) off the Chilean austral zone: Evaluating differences between management fishing zones. *Journal of Applied Ichthyology*, 23: 270-272.

5.1.2. Modelamiento multiespecífico estructurado por edades – Modelo MSVPA

Resumen

La información disponible de la PDA para el análisis de interacciones tróficas en recursos objetivo ha sido escasa, concentrándose en identificar la trama trófica y el rol de las especies. En este contexto existe material del que es posible obtener información cuantitativa de relaciones tróficas (predador-presa) expresadas a través de índices o del contenido estomacal relativo. Se evidencia la necesidad de generar y mantener programas de monitoreo de contenidos estomacales en la PDA, pues esta información es crítica y clave para la adecuada modelación.

Para el modelo estructural monoespecífica y para el modelo MSVPA la principal fuente de información proviene de proyectos del Fondo de Investigación Pesquera (particularmente FIP N° 94-32; [Pool et al., 1997](#) y FIP N° 2004-07; [Lillo et al., 2005](#)), comprendiendo composiciones por tamaños y edades, y calibradores (CPUE, acústica).

En el caso de stocks como merluza de tres aletas y congrio dorado la modelación mono- y multi-específica es más compleja por la carencia de indicadores del stock y de las flotas. Por lo tanto, surge la necesidad que evaluadores de stock que utilizan modelos mono-específicos interactúen con evaluadores de stock que trabajan con modelos multi-específicos, tanto ecosistémicos (EwE) como estructurales (MSVPA).

5.1.2.1. Introducción

El análisis de interacciones biológicas y técnicas en la zona sur-austral de Chile asociada a la predación y su relación con la pesca es una necesidad que puede ser analizada por medio de modelos multiespecíficos. En ecosistemas marinos, los estudios de interacciones tróficas han

sido desarrollados relacionando el tamaño de los predadores y sus presas (Floeter & Temming, 2003). Sin embargo, los modelos multiespecíficos como el Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) son estructurados por edades (Magnusson, 1995; Tsou & Collie, 2001), lo que implica establecer las relaciones tróficas basadas en el tamaño de predadores y presas. Un enfoque de análisis que permiten este conocimiento se basa en los índices de selectividad de presas por tamaño para estimar los coeficientes de preferencia entre predador y presa por edad (Tsou & Collie, 2001). De esta forma, se establecen las bases para modelar las interacciones tróficas y cuantificar la mortalidad por predación que desarrollan los predadores en modelos como el MSVPA (Livingston & Jurado-Molina, 2000; Jurado-Molina et al., 2005).

El estudio de las interacciones tróficas en la zona austral indica que la mayoría de estas presentan una alimentación ictiófaga. En este sistema la merluza de cola es el principal ítem presa para merluza austral, congrio dorado y merluza de cola (canibalismo) (Pool et al., 1994). Estas especies son capturadas por las flotas arrastrera fábrica, arrastrera surimera y arrastrera hielera; espinelera fábrica y espinelera hielera; y artesanal en aguas interiores de la X, XI y XII Regiones. Estas flotas operan, en general, sobre las mismas especies, por lo que existen importantes interacciones técnicas. En la PDA los recursos son explotados ya sea simultáneamente o secuencialmente por distintas flotas, lo que hace difícil evaluar la dinámica tanto de cada uno de las especies explotadas como de la pesquería misma. Como consecuencia, las estimaciones de mortalidad por pesca y mortalidad derivada de las interacciones tróficas (predación) en cada población son extremadamente complejas en este sistema. Además de la información para caracterizar la interacción entre los predadores y las presas, los modelos multi-específicos como el MSVPA, MSM y MSFOR, requieren información de composiciones por edades y/o tamaños (Jurado Molina et al. 2006) y calibradores (índices o estimaciones independientes). En este contexto, el presente capítulo describe la información disponible para el análisis de la interacción entre predadores y presas en un contexto multi-específico. De esta forma, se establecen las bases de la modelación con el objeto de conocer las interacciones tróficas y el efecto de la pesca (explotación de predadores o presas) en el sistema.

5.1.2.2. Metodología

Se presenta la metodología utilizada para construir un modelo multiespecífico estructurado por edades considerando cuatro especies que constituyen los principales recursos de la Pesquería Demersal Austral (PDA) en la región austral de Chile (X a XII Regiones), a saber: i) merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), ii) merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), iii) merluza del sur (*Merluccius australis*), iv) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*). La información incorporada al modelo es corresponde a: contenido estomacal; estimación del contenido estomacal relativo; estimación teórica de selectividad de presas; estimación de la ración anual del predador; dinámica flota e información pesquera; e índices de abundancia, desembarques y composición por edad.

5.1.2.2.1. Contenido estomacal

El análisis de información de contenido estomacal se basa en dos fuentes. La primera corresponde a las bases de datos del proyecto FIP N° 2004-07 (Lillo *et al.*, 2005), la que fue analizada a través de métodos de regresión simple para reconstruir las tasas y pesos de las presas considerando los distintos estados de digestión. Luego se estimó la proporción de la presa observada en el estómago del predador. El diseño de muestreo no incluyó capturas de peces de aguas interiores de la PDA. Alternativamente, el segundo método considera el uso de datos de los proyectos FIP N° 1994-32 (Pool *et al.*, 1997) y FIP N° 2004-07 (Lillo *et al.*, 2005) para la estimación del índice de selectividad de Ursin (1973). El proyecto FIP N° 2004-07 (Lillo *et al.*, 2005) incluye información del contenido estomacal para las merluzas (de sur, de tres aletas y de cola), mientras que el proyecto FIP N° 1994-32 (Pool *et al.*, 1997) contiene información de alimentación del congrio dorado. El índice de selectividad de Ursin se define como el logaritmo de la razón entre el peso del predador y el peso de la presa, y se usa para determinar teóricamente las fracciones de las presas en el estómago del predador. En particular en este proyecto se determina las proporciones teóricas de contenido estomacal

para establecer las relaciones tróficas inter-específicas en la PDA, y que corresponden a: i) merluza del sur como predador de merluza de cola, ii) merluza del sur como predador de merluza de tres aletas; iii) merluza de cola como predador de merluza de cola; iv) congrio dorado como predador de merluza de cola y merluza de tres aletas. Posteriormente, los datos de contenido estomacal obtenidos con la segunda opción han sido incorporados en el MSVPA para la región austral de Chile en este trabajo.

5.1.2.2.2. Estimación contenido estomacal relativo (porcentaje en peso, W%)

La modelación de interacciones tróficas en peces requiere de información de contenido estomacal de los predadores incorporados en el estudio. A nivel nacional no existen programas de monitoreo de estómagos, sino que ha existido muestreos específicos en el marco de actividades durante cruceros de evaluación acústica. También existen resultados de proyectos del FIP que tangencialmente han considerado el análisis de interacciones tróficas de algunas muy pocas especies de la ictiofauna. En este proyecto se procedió con una revisión de bases de información disponibles del contenido estomacal derivadas de:

- Proyecto FIP N° 1994-32. Interacciones tróficas de recursos demersales en la zona sur austral ([Pool et al., 1997](#));
- Proyecto FIP N° 2005-04. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2005 ([Córdova et al., 2006](#)); y,
- Proyecto FIP N° 2004-07. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola, 2004. ([Lillo et al., 2005](#)).

La información de base de dichos proyectos fue revisada para construir luego matrices del contenido estomacal relativo (W%) entre predadores y presas de las especies incluidas en la modelación. Para ello se requiere, en primer lugar, obtener información de tamaños de predador y del peso de la presa (W) utilizando la ecuación de von Bertalanffy (reordenada)

para estimar la edad de predador y presa con parámetros de crecimiento conocidos. La ecuación para asignar la edad corresponde a:

$$t = \frac{\left(Kt_0 - \ln \left(\frac{(L_\infty - L_t)}{L_\infty} \right) \right)}{k} \quad \text{Ec. 11}$$

donde: t = edad (años), L_∞ = longitud asintótica (cm o mm), L_t = longitud individual (cm o mm) y K = tasa de crecimiento individual (año⁻¹)

De esta manera, al existir información de predadores, en todo su rango de tamaños, y de estómagos con contenido estomacal, se estima las matrices de W% para predadores y presas (merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado).

5.1.2.2.3. Estimación teórica del índice de selectividad de presas de Ursin

La ecuación de la conveniencia o adecuación de la presa s del grupo de edad i para el predador x del grupo de edad j , $\xi(j_x, i_s)$, se encuentra en [Bogstad et al. \(2003\)](#), la que genéricamente puede expresarse como sigue:

$$\xi(j_x, i_s) = \alpha_1(x, s)\alpha_2(x, s)\alpha_3(x, s) \quad \text{Ec. 12}$$

donde: $\alpha_1(x, s)$ describe una medida de vulnerabilidad general de la presa s y el predador x ; $\alpha_2(x, s)$ representa la superposición espacial entre predador y presa; $\alpha_3(x, s)$ describe la selección por tamaño del predador x por la presa s . Las constantes $\alpha_1(x, s)$ y $\alpha_2(x, s)$ varían entre 0 y 1, siendo su definición arbitraria. En este estudio dichas constantes no son modeladas y su valor es fijado en 1. Por lo tanto, la función a modelar corresponde a:

$$\alpha_3(j_x, i_s) = \exp \left[\frac{\left(\ln \left(\frac{W_{x,j}}{W_{s,i}} \right) - \eta \right)^2}{2\sigma^2} \right] \quad \text{Ec. 13}$$

donde: $W_{x,j}$ es el peso promedio del depredador x a la edad j ; $W_{s,i}$ es el peso promedio de la presa s a la edad i . La constante η representa la razón de pesos entre el predador y la presa; σ representa la amplitud del tamaño de la presa en la dieta del predador. La modelación de las relaciones talla-peso se basó en los parámetros de la Tabla 4, a partir de los cuales se estima la talla y el peso a la edad de merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado.

5.1.2.2.4. Estimación de ración anual del predador

Para estimar la ración anual de alimento del predador se utiliza los parámetros de crecimiento (Tabla 4) mediante el cálculo del peso por edad de las especies incluidas en el modelo, más el modelo de crecimiento en longitud von Bertalanffy y la relación longitud-peso, cuyas expresiones son:

$$L_t = L_\infty \left(1 - e^{-K(t-t_0)} \right) \quad \text{Ec. 14}$$

$$W_t = a(L_t)^b \quad \text{Ec. 15}$$

El incremento anual de peso (Φ) de cada especie se calcula como la diferencia de dos años consecutivos:

$$\Phi = W_{a+1,t+1} - W_{a,t} \quad \text{Ec. 16}$$

donde: W = peso, a = edad y t =año

Tabla 4. Parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy en longitud para merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado; L_{∞} = longitud asintótica (cm), K = constante de crecimiento (año^{-1}), t_0 = edad hipotética (años) cuando la longitud es cero, α y β = constantes de la relación longitud-peso.

Especie	Parámetros	Fuente
Merluza del sur	L_{∞} 121.0	Ojeda & Aguayo (1986)
	K 0.080	
	t_0 -1.457	
	α 0.002	Lillo et al., 2005
	β 3.313	
Merluza de cola	L_{∞} 101.3	Chong et al., 2007
	K 0.176	
	t_0 -0.812	
	α 0.003	
	β 2.961	
Merluza de tres aletas	L_{∞} 53.3	Ojeda et al., 1998
	K 0.255	
	t_0 -1.558	Saavedra et al., 2007
	α 0.001	
	β 3.416	
Congrio dorado	L_{∞} 117.4	Wiff et al., 2007
	K 0.167	
	t_0 -1.345	Tascheri et al., 2003
	α 0.002	
	β 3.182	

La estimación de la ración del predador requiere tomar en cuenta el peso observado, por lo que se asume una determinada eficiencia de conversión bruta de alimento dependiente de la

edad (GCE por su acrónimo en inglés). De acuerdo con [Brett & Groves \(1979\)](#), la CGE, o la proporción de alimento consumido que es convertida en tejido somático, oscila entre 0,3 en juveniles y cerca de 0,1 en adultos. En este trabajo, para calcular GCE en función de la edad, se asume que existe un decremento lineal en GCE de adultos a juveniles a través de la siguiente relación empírica:

$$GCE = \frac{(0.1-0.3)}{b}(t-0.5)+0.3 \quad \text{Ec. 17}$$

donde: b es la edad media de madurez, t es la edad del predador. El alimento consumido anualmente (o ración anual) se determina de acuerdo con la siguiente expresión:

$$Ración \text{ anual} = \frac{\Phi}{GCE} \quad \text{Ec. 18}$$

5.1.2.2.5. Dinámica de la flota pesquera

La dinámica de flotas que opera en la PDA es compleja y se encuentra ampliamente descrita ([Céspedes et al. 2006, 2007](#); [Pool et al., 1997](#)); dicha dinámica ha generado durante años una serie histórica de información que ha sido utilizada exclusivamente en contextos mono-específicos para aplicar modelos indirectos de evaluación de stock. En la PDA existe una flota artesanal espinelera que opera en aguas interiores, la que tiene como especie objetivo a merluza del sur, particularmente sobre la fracción más juvenil del stock. En las aguas exteriores existe la flota de buques hieleros que opera con espinel o red de arrastre y la flota de buques fábrica arrastreros. Estas flotas de aguas exteriores presentan cambios en la intencionalidad de captura a través de los años de historia de la PDA, habiéndose dedicado primero a explotar como especie objetivo a merluza del sur, reorientando luego el esfuerzo de pesca a merluza de cola. Otra flota es la surimera, la que se compone solamente de un barco sobre los recursos objetivo merluza de tres aletas y merluza de cola.

5.1.2.2.6. Índices de abundancia, desembarques, composición por edad

El modelo multiespecífico con estructura de edad implica la utilización de información de índices de abundancia (estimaciones acústicas), CPUE y datos asociados a la estructura. En términos generales, la información que se requiere para implementar un modelo multiespecífico estructural son:

- desembarque total para el período de estudio (para cada especie incorporada al modelo);
- cpue o estimaciones por métodos directos;
- peso medio a la talla;
- parámetros de la relación longitud-peso; talla media a la edad;
- matrices de captura-edad.

5.1.2.3. Resultados

5.1.2.3.1. Índice de selectividad de presas por tamaños

En la Tabla 5 se presenta resultados del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin (ISU). Los histogramas de frecuencias de ISU para las especies objetivo de la PDA se muestran en la Fig. 6.

Tabla 5. Índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin (ISU) promedio y desviación estándar (d.e.) por presa, y número de estómagos (n) del predador con cada ítem presa.

Presa	Estadígrafo	Predador		
		Merluza del sur	Merluza de cola	Congrio dorado
Merluza de cola	Promedio	3.07	3.51	3.54
	d.e	0.69	0.75	0.83
	n	1097	11	81
Merluza de 3 aletas	Promedio	2.46	--	4.01
	d.e	0.43	--	0.59
	n	53	--	13
Otras presas	Promedio	5.37	5.41	4.74
	d.e	2.10	1.12	1.51
	n	160	143	33

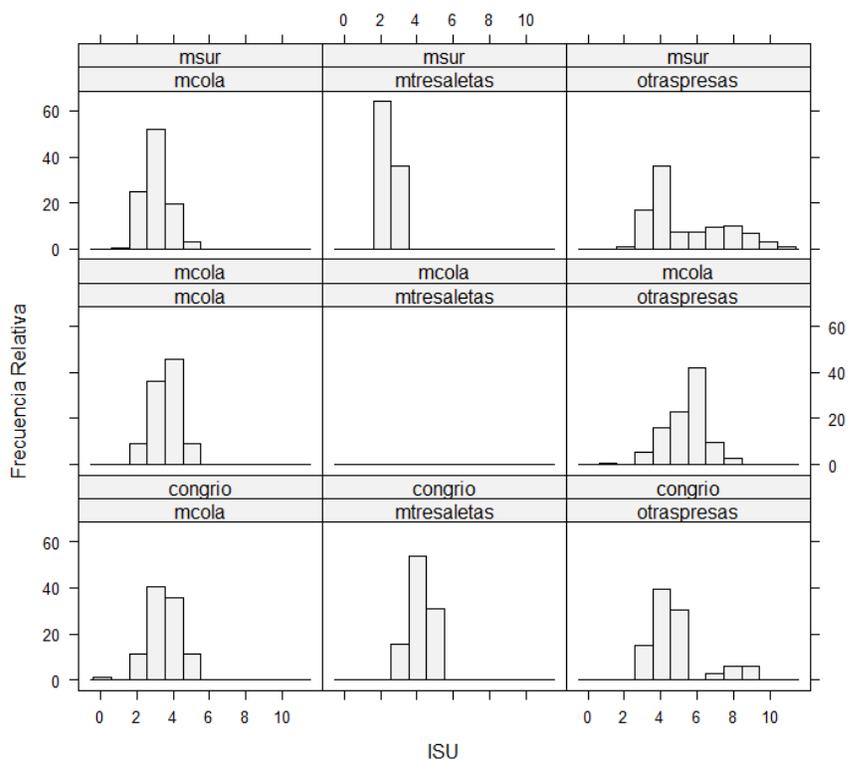


Figura 6. Histogramas de frecuencia del índice de selectividad de presa de Ursin para cada una de las presas en los contenidos estomacales de merluza del sur, merluza de cola y congrio dorado.

5.1.2.3.2. Coeficiente de selectividad de alimento teórico

La longitud promedio (cm) y el peso promedio (g) a la edad para merluza del sur, merluza de cola y merluza de tres aletas se presenta en la Fig. 7. Los coeficientes de selectividad de presa por edad del predador y por edad de las presas se presentan en la Tabla 6 (predador merluza del sur), Tabla 7 (predador congrio dorado) y Tabla 8 (predador merluza de cola). La forma de la distribución del coeficiente de selectividad de presas de Ursin por edad de la presa se presenta entre la Fig. 8 (predadores merluza del sur y congrio dorado) y Fig. 9 (predador merluza de cola).

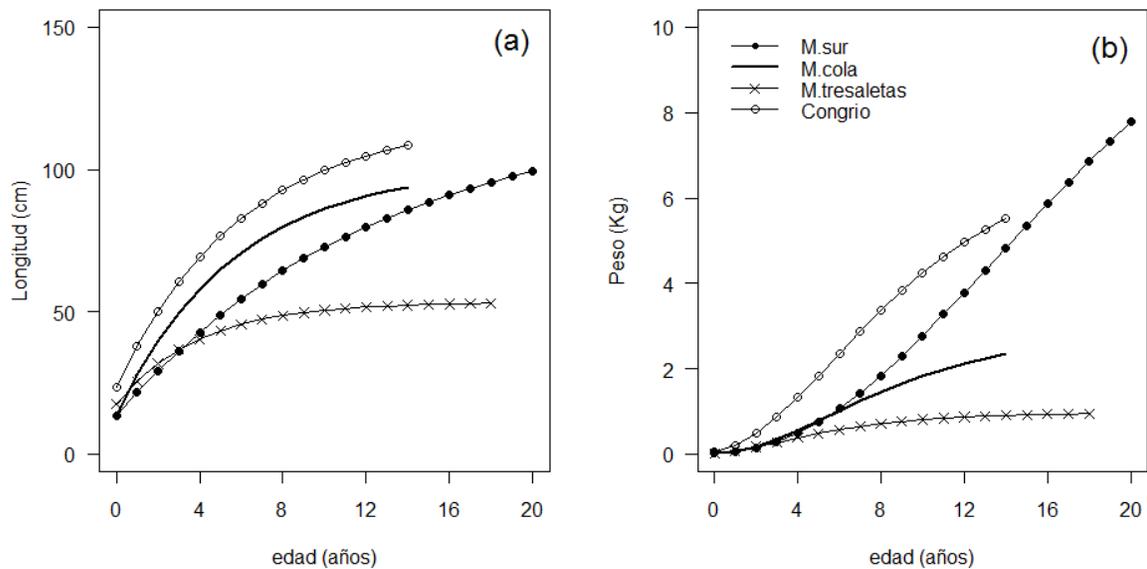


Figura 7. Longitud promedio a la edad (a) y peso promedio a la edad (b) de merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado.

Tabla 6. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en merluza del sur (predador) y por edad de las presas merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”.

		Predador Merluza del Sur																								
Presa	Edad	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Merluza de Cola	0	0,0	0,9	0,9	0,8	0,4	0,1	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0,0	0,4	0,7	0,7	0,6	0,5	0,4	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0
	2	0	0	0	0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	3	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	4	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,12	0,13	0,13	0,14
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03
	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Merluza de tres aletas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	1	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	
	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01		
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01		
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01		
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01		
Otras presas		0,98	0,06	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Tabla 7. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en congrio dorado (predador) y por edad de las presas como merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”.

		Predador Congrio dorado														
Presas	Edad	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Merluza de cola	0	0,14	0,59	0,47	0,21	0,08	0,03	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0,01	0,12	0,33	0,44	0,45	0,41	0,35	0,30	0,26	0,23	0,20	0,18	0,16	0,15
	2	0	0	0,01	0,04	0,09	0,16	0,21	0,24	0,27	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,27
	3	0	0	0	0	0,02	0,04	0,06	0,08	0,11	0,13	0,14	0,15	0,16	0,17	0,18
	4	0	0	0	0	0	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,08	0,09
	5	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Merluza de tres aletas	0	0	0	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Otras presas		0,86	0,40	0,39	0,39	0,34	0,29	0,26	0,24	0,22	0,21	0,20	0,19	0,19	0,18	0,18

Tabla 8. Coeficientes de selectividad de alimento de Ursin por edad en merluza de cola (predador) y por edad de las presas como merluza de cola juveniles y “otras presas”.

		Predador Merluza de cola														
Presas	Edad	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Merluza de Cola	0	0	0,22	0,44	0,29	0,12	0,04	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	0	0	0,06	0,21	0,33	0,38	0,39	0,38	0,35	0,33	0,31	0,29	0,27	0,25
	2	0	0	0	0	0,01	0,03	0,05	0,09	0,12	0,15	0,18	0,20	0,21	0,23	0,24
	3	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,02	0,03	0,04	0,04	0,05	0,06	0,07
	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Otras presas		1,0	0,78	0,56	0,65	0,67	0,61	0,55	0,51	0,48	0,46	0,45	0,44	0,43	0,43	0,42

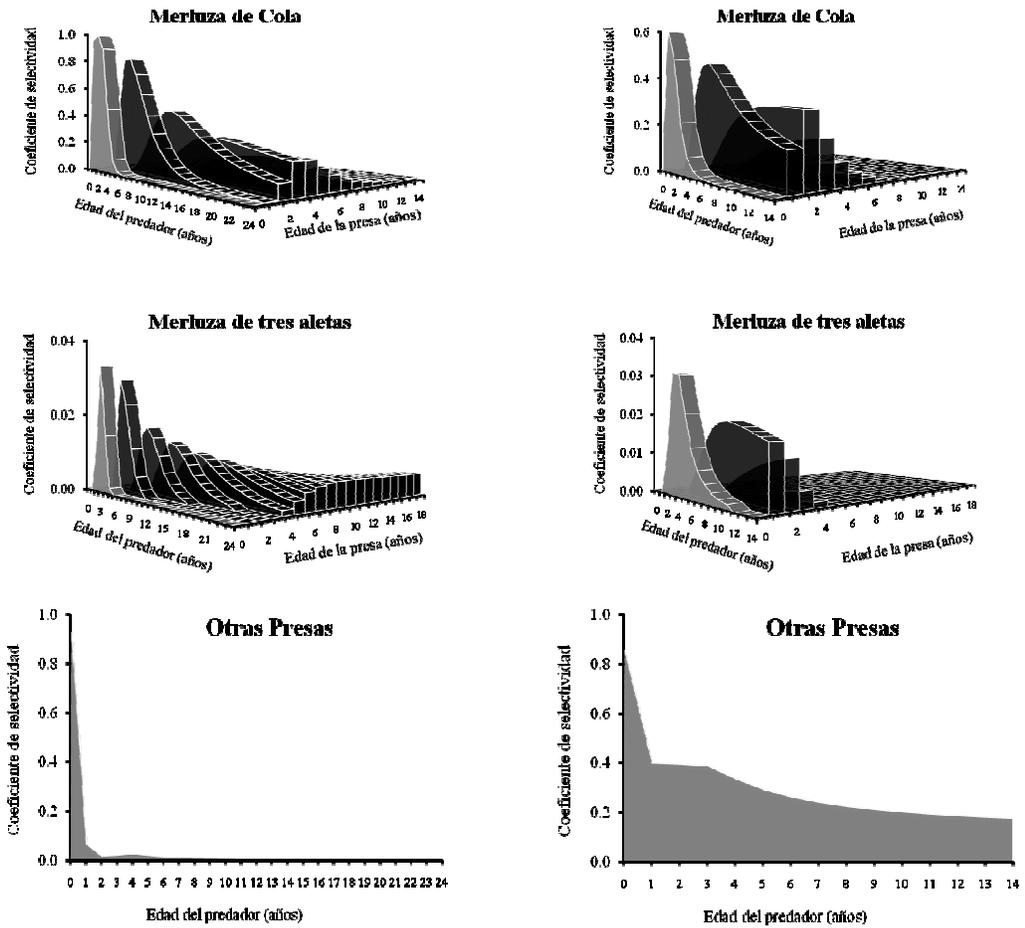


Figura 8. Coeficientes de selectividad para las presas de merluza del sur (izquierda) y congrio dorado (derecha).

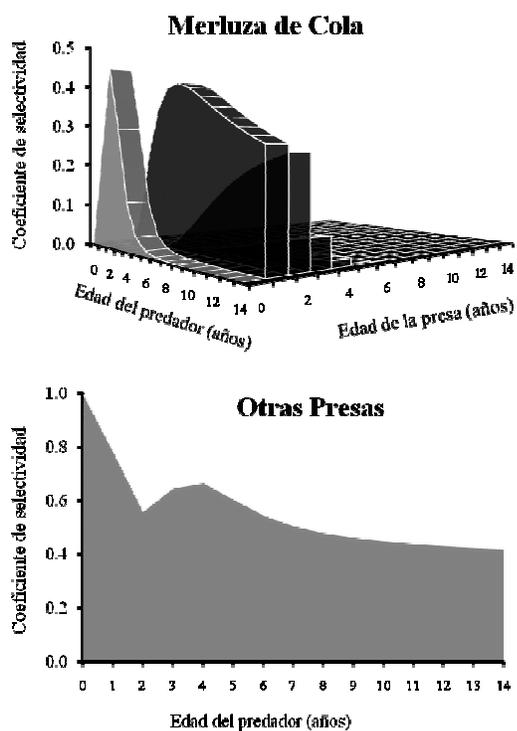


Figura 9. Coeficientes de selectividad para “otras presas” de merluza de cola.

5.1.2.3.3. Contenido estomacal relativo

El contenido estomacal relativo (porcentaje en peso, W%) por edad del predador y de las presas se presenta en la Tabla 9 (predador merluza del sur sobre las presas merluza de cola, merluza de tres aletas y otras presas), Tabla 10 (predador merluza del sur sobre la presa merluza de cola), Tabla 11 (predador merluza de de cola sobre la presa merluza de cola) y Tabla 12 (predador merluza del sur sobre la presa merluza de cola).

Tabla 9. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza del sur (predador) para las presas merluza de cola, merluza de tres aletas y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.

Presa	Edad	Predador Merluza del sur																				
		6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22				
Merluza de cola	0	0,02	0,01				0,00	0,00	0,00				0,00									
	1		0,16	0,22	0,15	0,21	0,09	0,09	0,06	0,04	0,02	0,02	0,01		0,01							
	2	0,39	0,81	0,47	0,60	0,34	0,47	0,39	0,42	0,27	0,20	0,16	0,20	0,11	0,18	0,17						
	3	0,40		0,07	0,24	0,29	0,31	0,35	0,25	0,25	0,34	0,27	0,10	0,18	0,16	0,22	0,25					
	4			0,20		0,06	0,06	0,12	0,17	0,29	0,19	0,28	0,23	0,05	0,25		0,21					
	5								0,03	0,03	0,05	0,12	0,23	0,26		0,35		0,83				
	6										0,05	0,03	0,05	0,17	0,27	0,23						
	7											0,04	0,07	0,20	0,11		0,51					
	8																					
	9											0,08										
Tres aletas	0					0,05	0,02			0,04		0,01								0,16		
	1									0,02	0,02	0,03										
	2																			0,07		
Otras		0,16	0,01	0,02	0,00	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0	0	0,00	0,01	0				

Tabla 10. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza sur (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.

Presa	Eda	Predador Merluza del Sur																			
		6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22			
Merluza de cola	0											0									
	1																				
	2																				
	3								0,74	0,25	0,23				0,28	0,95					
	4										0,64		0,31						1		
	5										0,72		0,89			0,60					
	6															0,91					
Otras		1	1	1	1	1	1	1	0,25	0,02	0,11	0,10	0,68	0,08	0,11	0,04	1	0	1		

Tabla 11. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza de cola (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo verano este estudio.

Presa	Edad	Predador Merluza de cola														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+
Merluza de cola	0			0,163	0,177	0,390	0,361	0,287	0,242	0,759		0,969				0,619
	1				0,421	0,383	0,347	0,296	0,574							
	2						0,172	0,403								
	3															
Otras presas		1	1	0,837	0,401	0,227	0,120	0,014	0,185	0,241	1	0,031	1	1	1	0,381

Tabla 12. Matriz de contenido estomacal relativo (W%) de merluza sur (predador) sobre las presas merluza de cola y “otras presas”. Muestreo invierno este estudio.

presa	Edad	Predador Merluza del sur																	
		5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21+	
Merluza de cola	0	0,992	0,212	0,120	0,169	0,021	0,014					0,000							
	1		0,274	0,293	0,225	0,298	0,107	0,182	0,299	0,064	0,074	0,033			0,036		0,202	0,073	
	2				0,314	0,410	0,446	0,452	0,333	0,347	0,372	0,089	0,289	0,152	0,082	0,297	0,269	0,543	
	3			0,246	0,248	0,217	0,266	0,196	0,233	0,215	0,204	0,253	0,115	0,253	0,229	0,345	0,368	0,384	
	4						0,112	0,084	0,091	0,210	0,109	0,546	0,306	0,222	0,359	0,352			
	5										0,096	0,156			0,270	0,247			
	6																		
Otras presas		0,008	0,513	0,341	0,045	0,055	0,055	0,087	0,044	0,068	0,085	0,079	0,291	0,103	0,047	0,005	0,161	0	

5.1.2.3.4. Ración anual de alimento del predador

En la Tabla 13 se presenta las estimaciones de la ración anual de alimento (kg/año) por edad de merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado. Esta se incrementa con la edad del predador en función del peso corporal, desde 0,13 hasta 9,86 kg/año en merluza del sur; de 0,8 a 5,27 kg/año en merluza de cola; de 0,49 a 1,69 kg/año en congrio dorado; y de 0,18 a 0,32 kg/año en merluza de tres aletas. La merluza del sur presenta consumo de alimento anual, mientras que merluza de tres aletas muestra la más baja.

Tabla 13. Ración anual de alimento del predador (kg/año) por edad.

Edad (años)	M sur	M cola	M 3aletas	Congrio
0,5	0,13	0,18	0,18	0,49
1,5	0,34	0,47	0,27	0,90
2,5	0,67	0,86	0,33	1,25
3,5	1,20	1,38	0,34	1,50
4,5	2,10	2,25	0,32	1,64
5,5	3,92	5,27	0,32	1,69
6,5	9,86	5,27	0,32	1,69
7,5	9,86	5,27	0,32	1,69
8,5	9,86	5,27	0,32	1,69
9,5	9,86	5,27	0,32	1,69
10,5	9,86	5,27	0,32	1,69
11,5	9,86	5,27	0,32	1,69
12,5	9,86	5,27	0,32	1,69
13,5	9,86	5,27	0,32	1,69
14,5	9,86			
15,5	9,86			
16,5	9,86			
17,5	9,86			
18,5	9,86			
19,5	9,86			
20,5	9,86			
21,5	9,86			
22,5	9,86			

5.1.2.3.5. Información para evaluación de stock edad estructurada

La implementación de modelos multi-específicos para la evaluación de stocks requiere de información de la pesquería (cpue) e información independiente (abundancia mediante acústica o área barrida, por ejemplo). Para la PDA, a continuación se entrega resumidamente las principales fuentes de información disponibles por especie.

Merluza del sur

Desembarques, cpue y biomasa acústica

Los desembarques de merluza de sur de las flotas de arrastre, espinelera y palangrera muestran cambios importantes en la serie de años de 1977 a 2007. En efecto, de 1977 a 1987 se reporta desembarques para las pesquerías arrastrera y espinelera. Los desembarques totales de merluza del sur de 1977 a 1986 fluctuaron en alrededor de 40 mil ton, alcanzando el máximo en 1988 con 70 mil ton, disminuyeron luego hasta 22 mil ton en 1993, subiendo luego hasta cerca de 30 mil ton anuales. La principal caída de los desembarques se debe a la fuerte disminución de aquellos relacionados con la flota arrastrera (Fig. 10). La cpue de la pesquería arrastrera y la pesquería palangrera descienden hasta el año 1992. De 1993 a 2003 se observa una estabilización de los desembarques, con una caída hacia el final del periodo y una nueva estabilización en un nivel inferior desde 2003 a la fecha. El año 2000 se produce un cambio en los aportes de las distintas flotas a los desembarques totales, pasando a ser la flota espinelera la más importante, superando a la arrastrera que tradicionalmente había predominado prácticamente hasta ese año. La biomasa acústica se muestra con tendencia negativa en el período 2000-2007, pasando de 140 mil ton a 53 mil ton.

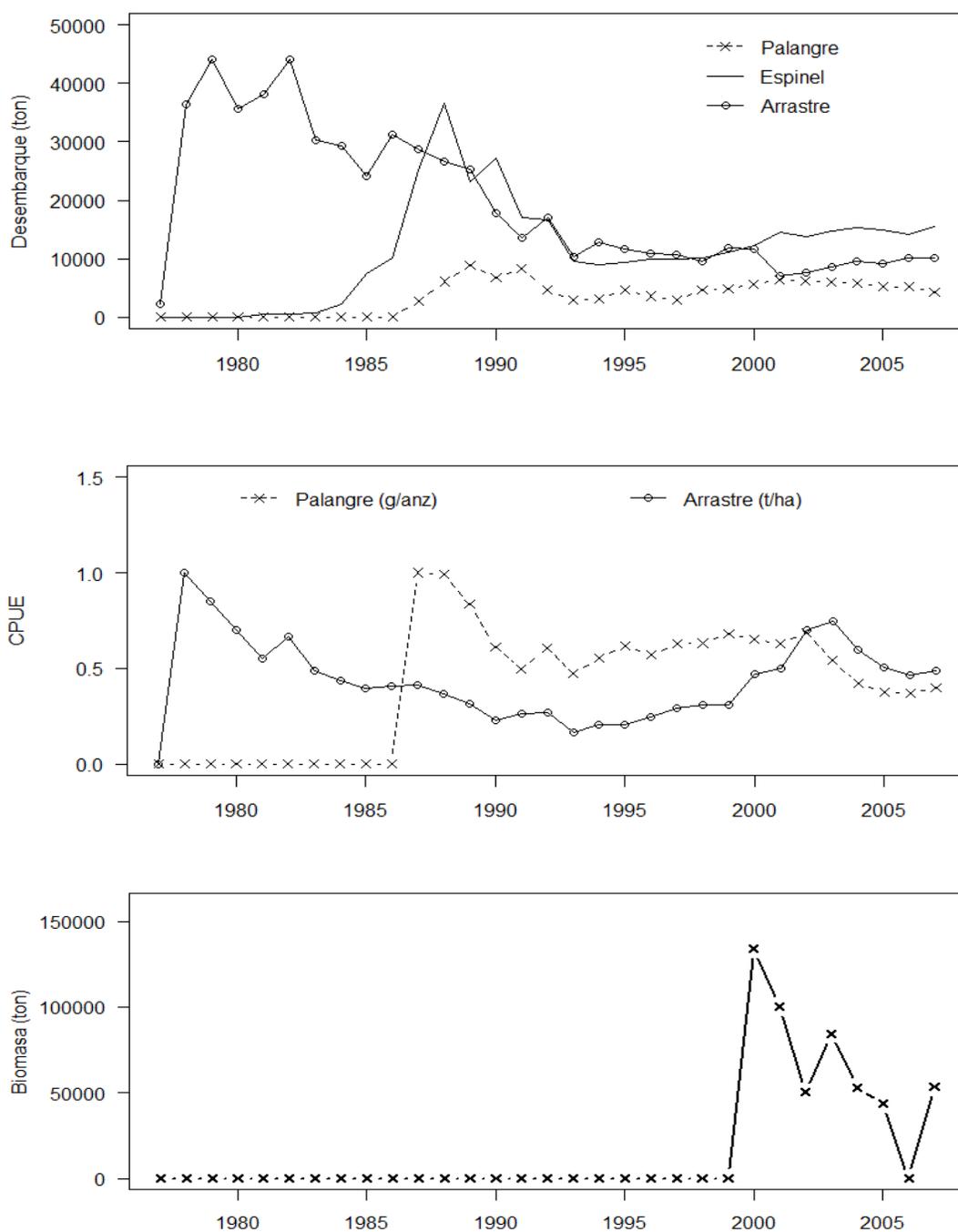


Figura 10. Merluza del sur. Desembarques de pesquería de arrastre, espinel y palangre de 1977 a 2007 (arriba), cpue de arrastre y palangre (centro), y biomasa acústica (abajo). (Fuente: Quiroz *et al.*, 2008).

Captura a la edad

Para la merluza del sur se cuenta con matrices de captura a la edad (edades 1-24) para el período 1977 a 2007, aunque con discontinuidades entre los diferentes artes de pesca (arrastre, espinel y palangre). En el caso de la pesquería arrastrera la información abarca el período 1981 a 2007 (Fig. 11). La composición por edad de merluza del sur de la pesquería espinelera está disponible de 1987 a 1988 y de 1995 a 2007, la que no muestra variaciones importantes en la composición de la captura, sustentándose principalmente en ejemplares de 5 a 12 años. En la pesquería palangrera la composición por edad es similar a la espinelera (individuos de 6 a 14 años).

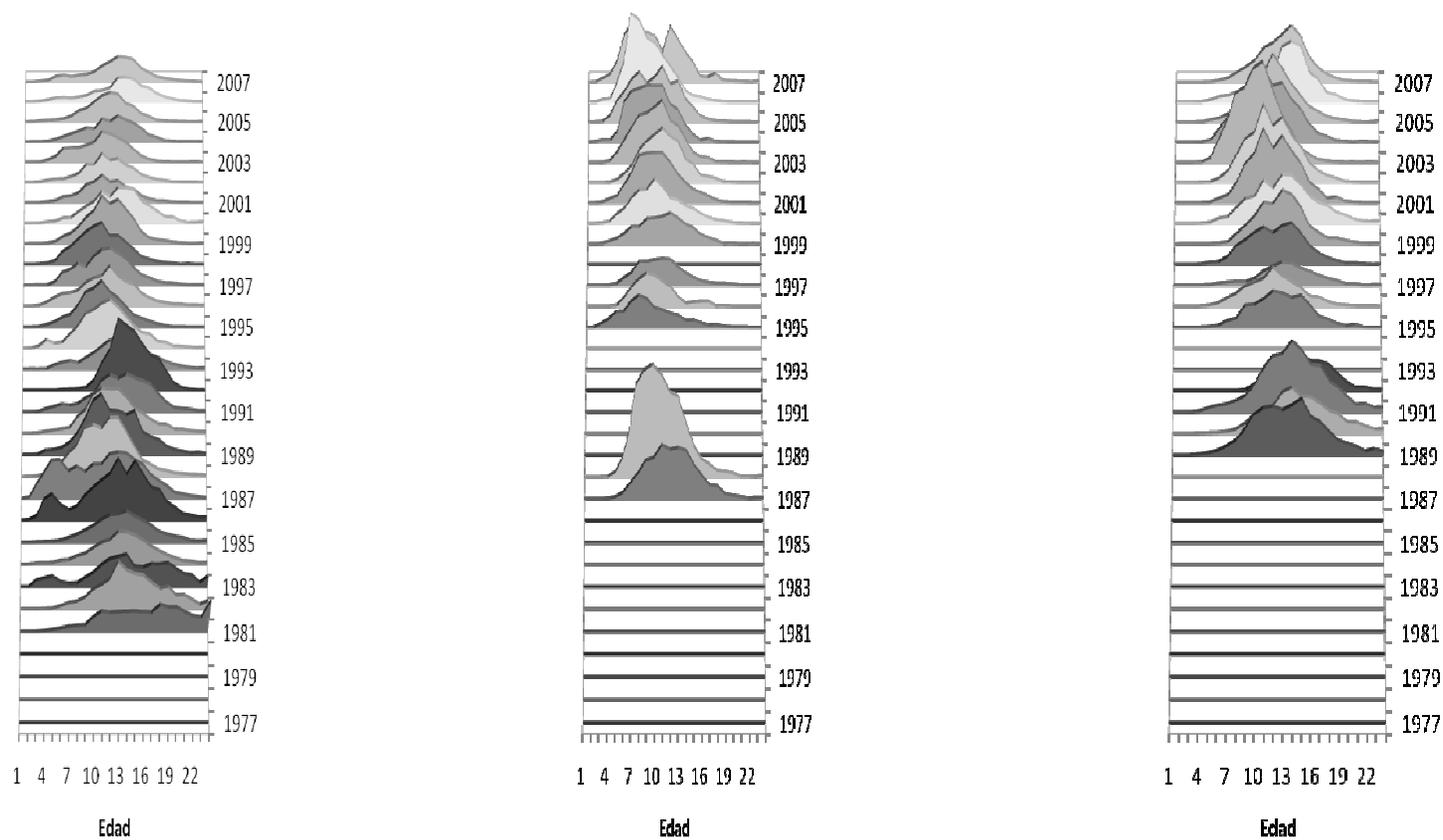


Figura 11. Composición por edades en el desembarque de merluza del sur para las pesquerías arrastrera (izquierda), espinlera (centro) y palangrera (derecha).

Merluza de cola

Desembarques, cpue y biomasa acústica

En el período 1986-1996, el 90% de los desembarques de merluza de cola provenían de la flota de cerco que opera en la zona centro-sur, disminuyendo a cerca de 50% en 2002, para reducirse a cerca del 10% en los últimos años de la serie (Fig. 12). Complementariamente, los desembarques de las dos flotas arrastreras se incrementaron, tanto en la zona centro sur como en la PDA, dando cuenta actualmente de cerca del 90% del total. Las cpue de las flotas de cerco (zona centro-sur, 1988-2002) y de arrastre en la PDA (1985-2005) exhiben máximos en períodos distintos, aunque fuertemente hacia la baja en los últimos años, lo que coincide con la tendencia de la biomasa acústica observada en los últimos años de la serie de datos.

Captura a la edad

La composición por edades en la pesquería arrastrera de la PDA cubre las edades 1 a 14 para el período 1988-2007 (Fig. 13), aunque también se cuenta con alguna información de las flotas arrastrera y cerquera (años 2005 y 2006) de la zona centro sur (período 1997 a 2001). También está disponible alguna escasa información de la composición por tamaños en el desembarque de la pesquería de cerco zona centro-sur para los años 1985 y 1996 (Fig. 14)

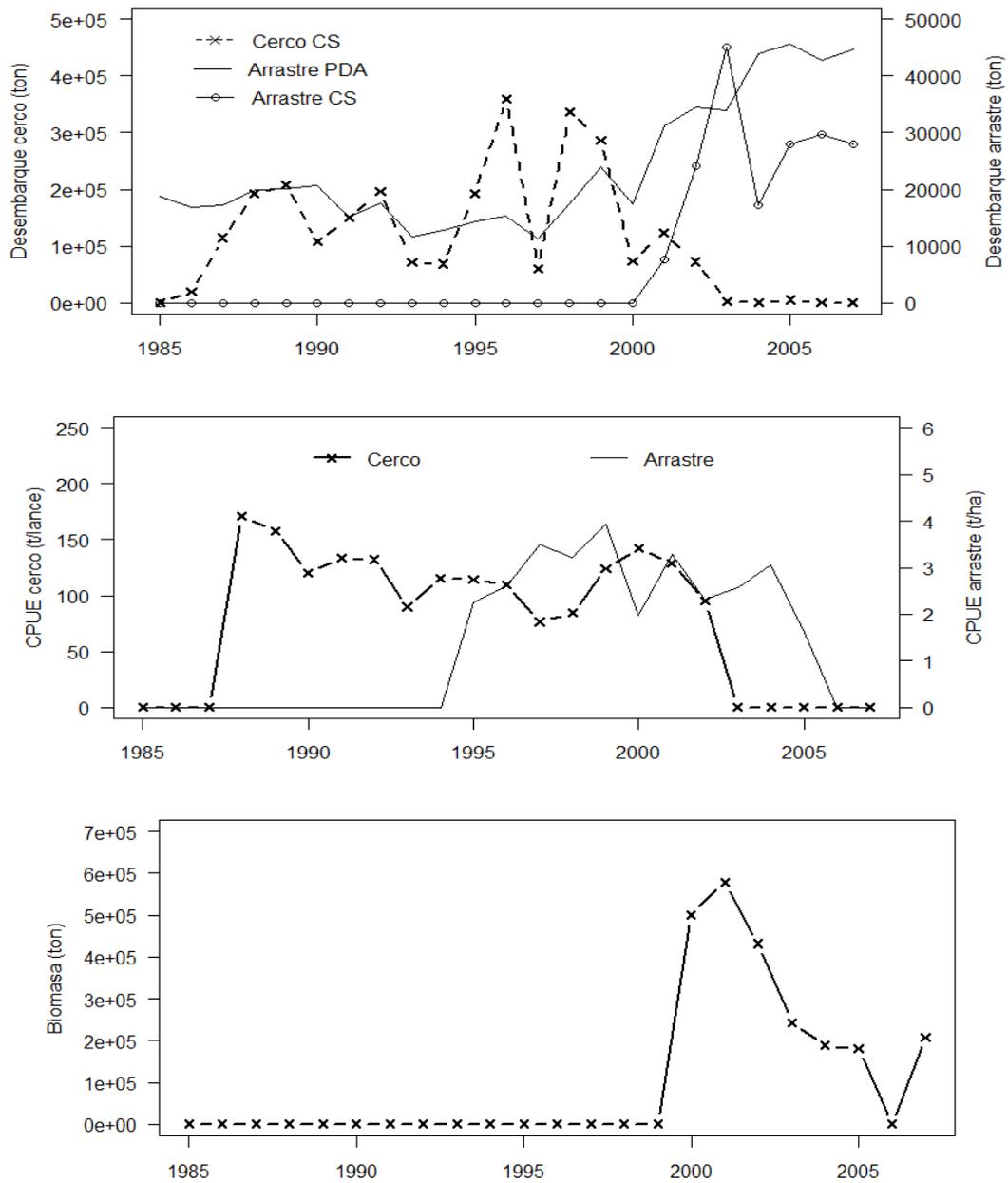


Figura 12. Desembarques de merluza de cola por las flotas de arrastre PDA, y de cerco y arrastre en la zona centro sur (arriba), cpue en las flotas de cerco y de arrastre PDA (centro) y biomasa acústica en el período 2000-2007 (abajo) (Fuente: Canales *et al.*, 2008).

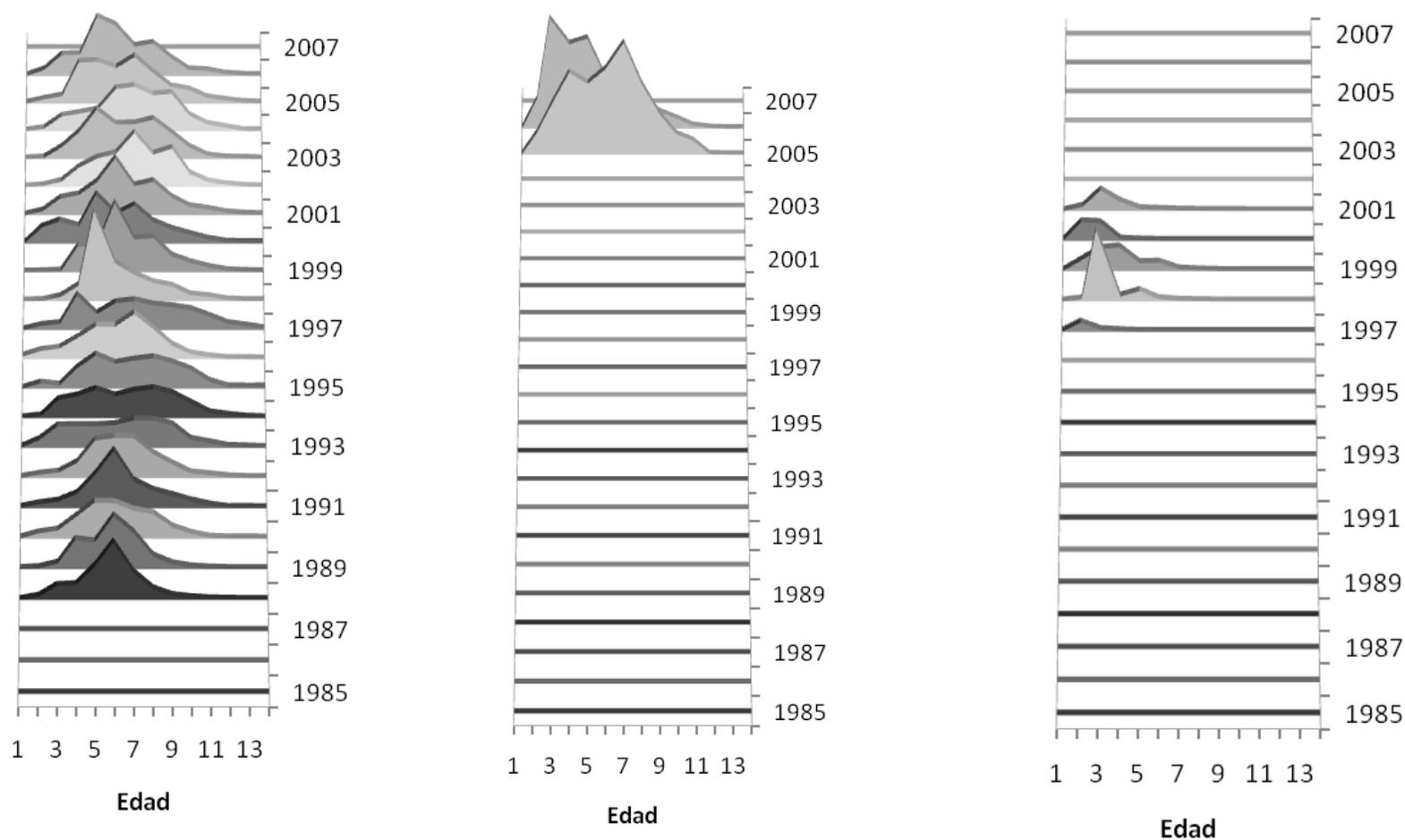


Figura 13. Composición por edad en los desembarques de merluza de cola de la pesquería arrastrera de la PDA (izquierda), arrastrera de la zona centro sur (centro) y pesquería cerquera centro-sur (derecha)

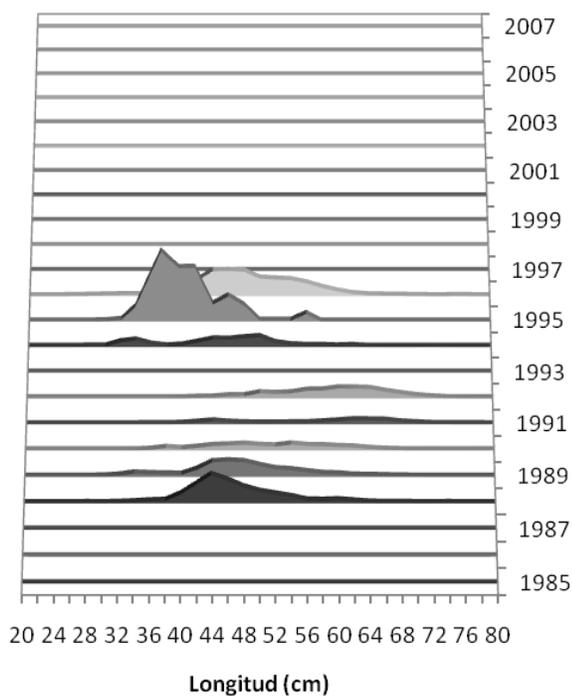


Figura 14. Estructura de tallas de la pesquería de cerco zona centro-sur para merluza de cola.

Merluza de tres aletas

Desembarques, cpue y biomasa acústica

Para merluza de tres aletas se dispone de información de desembarques (período 1990 a 1998) y cpue de la flota de arrastre de la PDA, así como de estimaciones de biomasa acústica. El desembarque máximo ocurrió en 1998 con 40 mil ton, disminuyendo a partir de 1999 a casi la mitad (Fig. 15). La cpue (ton/hora de arrastre) muestra un patrón similar de las capturas, disminuyendo desde 1997, también muy similar a la tendencia que muestra la biomasa acústica.

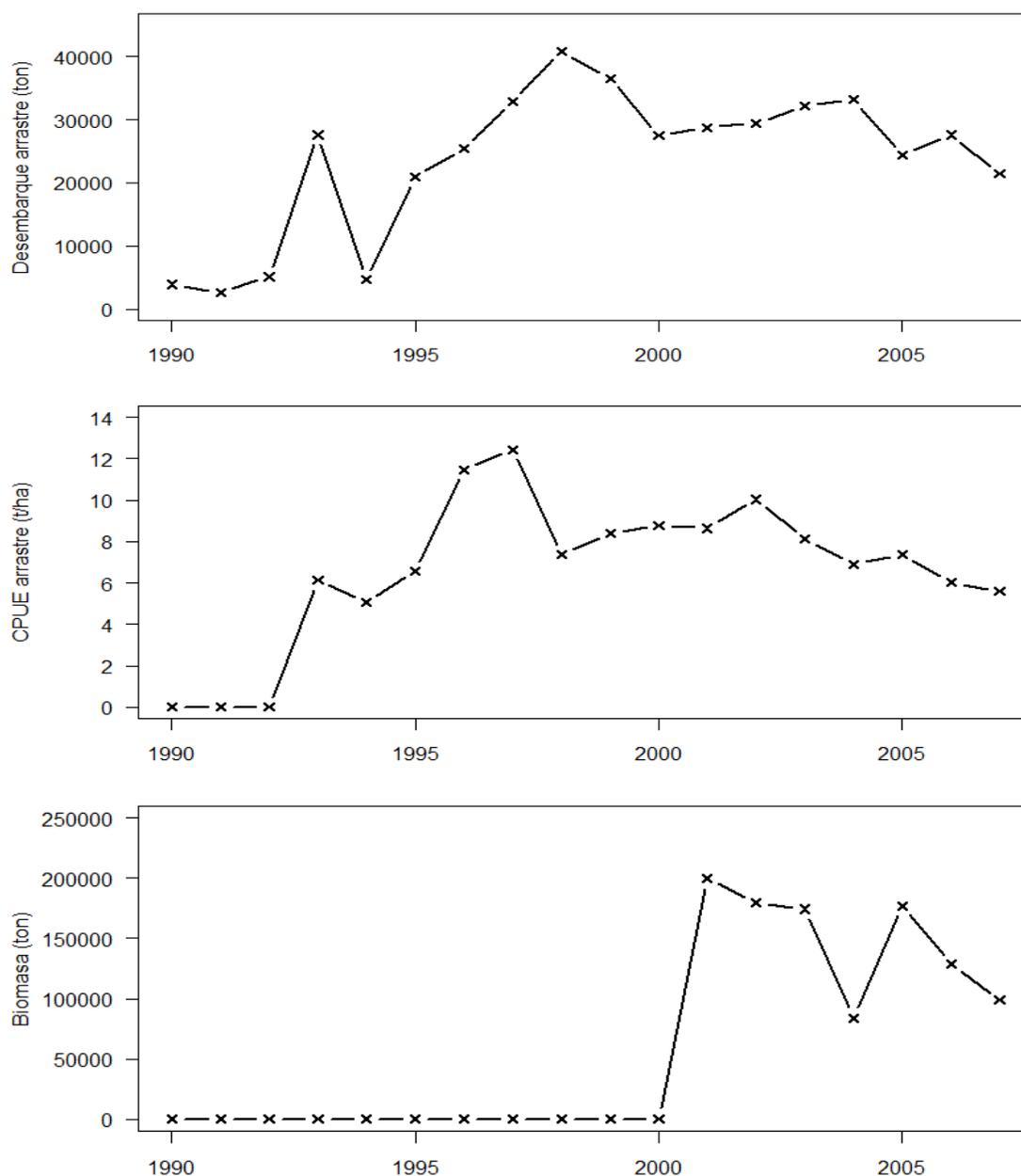


Figura 15. Desembarques de merluza de tres aletas en la PDA (arriba), cpue (centro) y biomasa acústica período 2000-2007 (abajo) (Fuente: Costa-Feltrim *et al.*, 2008).

Composición por edades en las capturas

La información cubre el período 1990 a 2007 con ejemplares de 2 a 18 años. Esta composición no muestra claramente el paso de diferentes cohortes lo que puede estar asociado a situaciones de sub-muestreo de la población (Fig. 16).

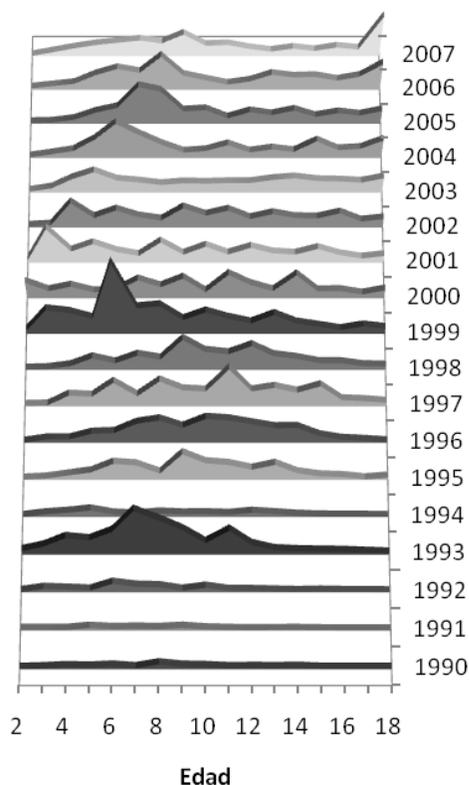


Figura 16. Composición por edades de merluza de tres aletas en la pesquería de arrastre.

Congrio Dorado

El congrio dorado es explotado por tres tipos de flota, a saber: la industrial arrastrera, la industrial espinelera y la artesanal espinelera. Se destacan los desembarques máximos anuales de la flota arrastrera que fluctuaron entre las 7 mil ton, aunque desde mediados de los años 90 los desembarques totales se han mantenido en niveles muy bajos, sin destacar ningún tipo de pesquería (Fig. 17).

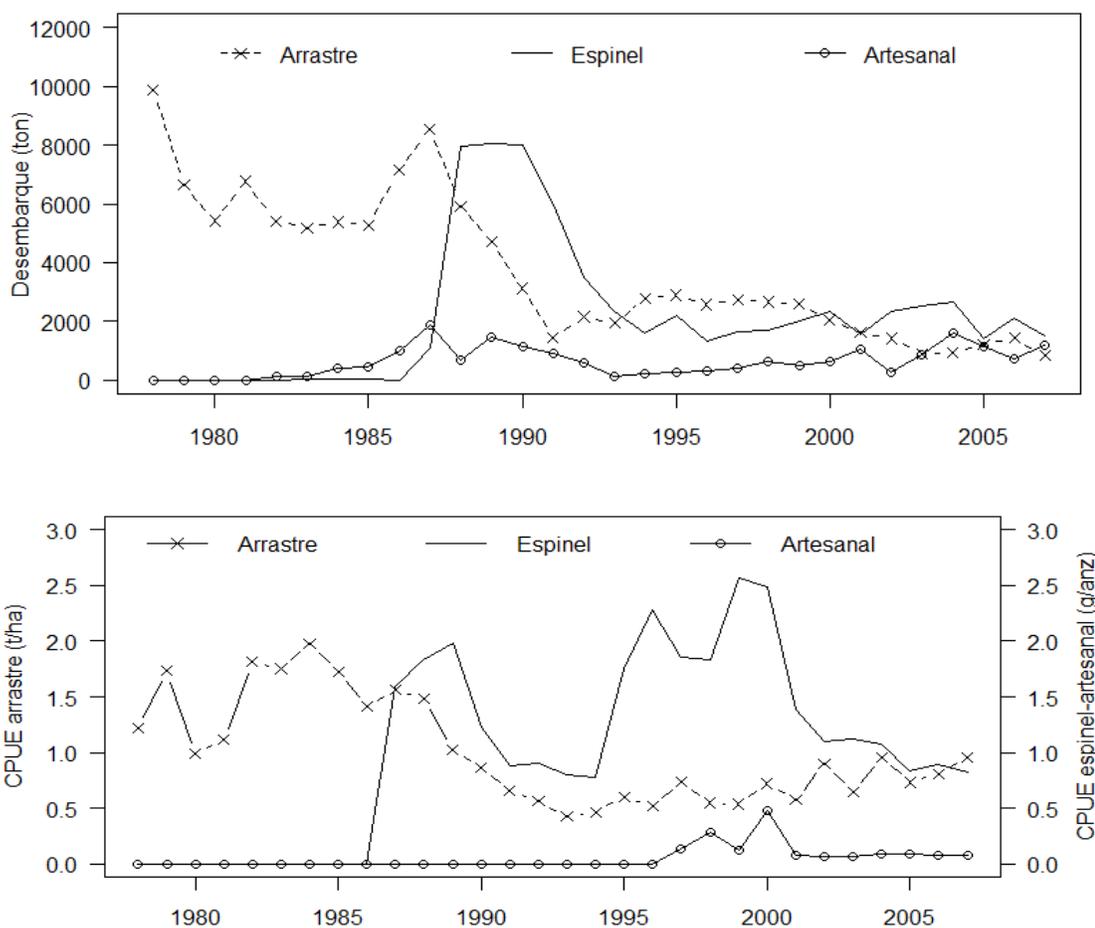


Figura 17. Desembarques de congrio dorado (arriba) y cpue (abajo) de las pesquerías arrastrera industrial, espínelera industrial y espínelera artesanal. Período 1978 a 2007. (Fuente: Quiroz *et al.*, 2008).

Composición por edades y tallas de congrio dorado en el desembarque

La información de composición por edades abarca el período 1982 a 2007 para la flota arrastrera, mientras que para la espínelera industrial cubre el período 1990 a 2007; para la flota espínelera artesanal se dispone de información por tamaños para los años 2006 y 2007 (Fig. 18).

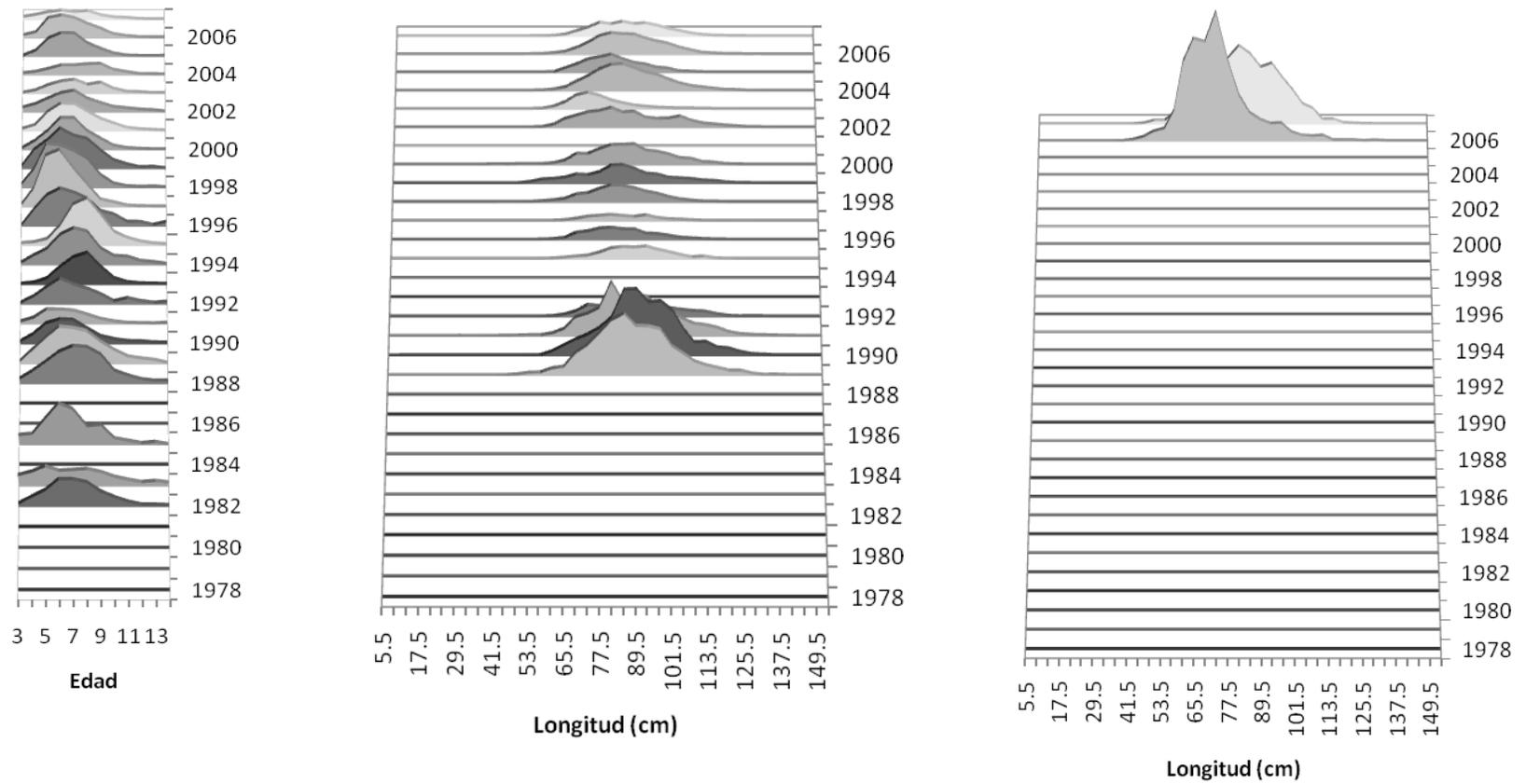


Figura 18. Composición por edades de congrío dorado en las capturas de la flota de arrastre (izquierda), composición por tamaños en la flota industrial espinelera (centro) y composición por tamaños en la flota espinelera artesanal (derecha).

5.1.2.4. Discusión

La información disponible para analizar interacciones tróficas entre recursos objetivo de la PDA (peces) se focaliza en construir la trama trófica para las principales especies objetivo. Sin embargo, se debe remarcar que la información disponible del contenido estomacal para especies recurso de la PDA ha sido históricamente esporádica, siendo una limitante que debe ser mejorada, por ejemplo a través de programas de monitoreo específicos de muestreos de estómagos y análisis rutinarios del contenido estomacal. Comparativamente, en el International Council for the Exploration of the Sea (ICES) se dispone de un proyecto de muestreos de estómagos desde el año 1980, cuya primera etapa duro 5 años (1980 – 1984). Otro dato señala que en el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) se muestrea rutinariamente estómagos desde la década de los años 60 para los principales recursos pesqueros y también para especies carismáticas (aves y mamíferos marinos, p.e.).

Para la determinación del contenido estomacal en el presente proyecto se contó con dos fuentes. La primera consistió en el uso de bases de datos originales del proyecto FIP N° 2004-07 (Lillo *et al.*, 2005) de las cuales se filtró información de contenido estomacal para reconstruir los pesos de las presas a partir de los distintos estados de digestión, permitiendo estimar luego la fracción de la presa en el estómago del predador. Sin embargo, el diseño de muestreo en los proyectos FIP previos, como el FIP N° 2004-07, no consideraron la zona de aguas interiores en merluza del sur, lo que podría ser un sesgo geográfico en los análisis del contenido estomacal. Por lo tanto, esta opción fue desechada por nosotros en el presente proyecto.

La segunda opción consistió en el uso de datos de contenido estomacal obtenidos de los proyectos FIP N° 1994-32 (Pool *et al.*, 1997) y FIP N° 2004-07 (Lillo *et al.*, 2005). El segundo proyecto incluyó información de merluza austral y el primero de congrio dorado, lo que permitió estimar el índice de selectividad de presas de Ursin para, posteriormente, determinar teóricamente las fracciones de la presas en los estómagos del predador.

La no existencia de datos de laboratorio para la determinación del peso por edad de la presa en el estómago del predador nos condujo a usar la ecuación de crecimiento en peso y en longitud de von Bertalanffy (Tabla 4, ver ítem 5.1.2.2.4), lo que nos sirvió de base para la aplicación posterior del MSVPA para la PDA en el presente proyecto. Sin embargo, nosotros recomendamos aplicar un diseño de muestreo *ad hoc* del contenido estomacal que abarque los distintos estratos de edad (o de longitud corporal) de los predadores y de las presas, y el posterior uso de protocolos estandarizados para el análisis de contenido estomacal.

La información de la que dispusimos para la evaluación de stock es diversa. Una revisión general permite señalar que stocks como merluza de tres aletas y congrio dorado podrían ser complejos de modelar debido a la escasa información y/o la escasez o falta de indicadores del stock (biomasa) y de la pesquería (cpue). En el caso específico de la merluza de cola, la complejidad se encuentra en la gran extensión geográfica que abarca la información disponible, así como la cantidad y calidad de información de distintos tipos de flotas que explotan distintas fracciones del stock de este recurso pesquero, como por ejemplo mayormente juveniles en la zona centro sur y mayormente adultos en la PDA.

Luego, ante la diversidad y escasez de fuentes de información, considerando las restricciones de datos para la aplicación de modelos multi-específicos, se sugiere usar primero modelos simples mono-específicos con estructura de edad y pocas restricciones en términos de supuestos complejos, tal como Análisis de Cohortes, sintonizados con las salidas de los modelos de evaluación multi-específicos, ya que en este tipo de análisis es necesario modelar correctamente las tendencias de las abundancias de predadores y presas, contando con la mejor información disponible asociada a la preferencia entre predadores y presas (por edades y tamaños).

La principal diferencia entre los modelos mono-específicos y los multi-específicos está dada porque estos últimos tienen la ventaja de permitir al usuario el trabajo con modelos “más realistas” de mortalidad natural y tasas de crecimiento (Hollowed *et al.* 2000), así como del reclutamiento. Una excepción estaría dada en las proyecciones a corto plazo debido a que las

tendencias en la predación serían menos evidentes. En la actualidad los modelos multi-específicos están siendo vistos como una mejor herramienta para comprender la dinámica de stocks de peces, dejando a los modelos mono-específicos como una herramienta para evaluar el efecto de la pesca en determinadas especies-objetivo, en particular aquellas que presentan baja o nula interacción trófica con otras especies que también son recursos pesqueros objetivo.

5.1.2.5. Referencias

Aguayo, M., Z. Young, R. Bustos, V. Ojeda, T. Peñailillo, R. Gili, C. Vera, H. Robotham. 1986. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales demersales (peces) zona sur austral 1985. Estado de situación del recurso. Corporación de Fomento de la Producción (AP 86/55). Instituto de Fomento Pesquero. Chile, 143 p.

Brett, J.R., T. D.D. Groves. 1979. Physiological energetics. In: Fish Physiology (Edited by Hoar, W.S., Randall, D.J. and Brett, J.R.) Vol. III. Pp: 279-352. Academic Press.

Bogstad, B., D. Howell, K.G. Frøysa, M.N. Asnes, J. Begley. 2003. Modelling survival and growth in age- and length-structured population dynamics models, and relating model variables to observations in such models. Working document, ICES Study Group on age-length structured assessment models (SGASAM), Bergen, Norway, June 3-6 2003, 25 pp.

Canales C., Gálvez P., Escobar V., Tascheri R., Céspedes R., J.C. Quiroz J.C. 2008. Investigación Evaluación de stock y CTP Investigación Evaluación de stock y CTP Regionalizada de merluza de cola, 2008. Informe Final Corregido, SUBPESCA Código BIP: 30066301-0. 69 p + anexos.

Céspedes, R., L. Adasme, L. Chong, V. Ojeda, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid y K. Hunt. 2006. Investigación situación pesquería demersal zona sur austral, 2005. Informe Final. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. IFOP-SUBPESCA. 159 p.

Céspedes, R., L. Adasme, L. Chong, V. Ojeda, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid, L. Miranda, K. Hunt y M. Miranda. 2007. Investigación situación pesquería demersal zona sur austral, 2006. Informe Final. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. IFOP-SUBPESCA. 202 p.

Chong, J., M. Aguayo, I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) en el Océano Pacífico Suroriental. Revista de Biología Marina y Oceanografía 42(3): 311-333.

Costa-Feltrim M. 2008. Investigación Evaluación de stock y CTP Merluza de tres aletas sur 47°L.S, 2008. Informe Final Corregido, SUBPESCA Código BIP 30066245-0. 45 p.

Floeter, J. & A. Temming. 2003. Explaining diet composition of North Sea cod (*Gadus morhua*): prey size preference vs. prey availability. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 60: 140–150.

Floeter, J. & A. Temming. 2005. Analysis of prey size preference of North Sea whiting, saithe, and grey gurnard. ICES J. Mar. Sci., 62: 897-907.

Hollowed, A. B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J., and Rice, J. C. 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? – ICES Journal of Marine Science, 57: 707–719.

Jurado-Molina, PA. Livingston, and JN. Ianelli. 2005. Incorporating predation interactions in a statistical catch-at-age model for a predator–prey system in the eastern Bering Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1865–1873.

Lillo, S., R. Céspedes, V. Ojeda, F. Balbontín, R. Bravo, A. Saavedra, M.A. Barbieri, C. Vera. 2005. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2004-07. Instituto de Fomento Pesquero, 109 páginas + Figuras, Tablas y Anexo.

Livingston, P.A. & J. Jurado-Molina. 2000. A multispecies virtual population analysis of the eastern Bering Sea. ICES J. Mar. Sci., 57: 294-299.

Magnusson, K. 1995. An overview of the multispecies VPA – theory and applications. Rev. Fish Biol. Fish., 5: 195-212.

Ojeda, V. y M. Aguayo. 1986. Edad y crecimiento en merluza del sur (*Merluccius australis*) (Gadiformes, merlucciidae). Inv. Pesq. (Chile). 33:47-59.

Ojeda, V., F. Cerna, J. Chong, M. Aguayo, I. Payá. 1998. Estudio de crecimiento y construcción de claves talla edad de merluza de tres aletas y merluza de cola. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97-15. Instituto Fomento Pesquero, 131 páginas + Figuras, Tablas y Anexo.

Pool, H., F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortes and M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas de recursos demersales en la zona sur austral. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 94-32, 76 pp.

Quiroz J.C. 2008. Investigación Evaluación de stock y CTP de congrio dorado, 2008. Informe Final Corregido, SUBPESCA Código BIP: 30066298-0. 39 p + anexos.

Quiroz J.C., Canales C., V. Ojeda. 2008. Investigación Evaluación de stock y CTP de merluza del sur, 2008. Informe Final Corregido, SUBPESCA Código BIP: 30066247-0. 42 p + anexos.

Roa, R. (En ejecución). Formulación e implementación de un enfoque metodológico de evaluación de stock en merluza de cola. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2006-14, pp.

Saavedra, A., V. Correa, R. Céspedes, V. Ojeda, L. Adasme, E. Díaz, J. Oliva, P. Rojas. 2007. Evaluación hidroacústica del stock parental de merluza de tres aletas en su unidad de

pesquería. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2005-06. Instituto de Fomento Pesquero, 98 páginas + Figuras, Tablas y Anexo.

Tascheri, R., J. Sateler, J. Merino, E. Díaz, V. Ojeda, M. Montecinos. 2003. Estudio biológico-pesquero del congrio colorado, congrio negro y congrio dorado en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2001-15. Instituto de Fomento Pesquero, 300 páginas + Anexo.

Tsou, T.-S. & J.S. Collie. 2001. Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 908-922.

Ursin, E. 1973. On the prey size preference of cod and dab. *Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders.*, 7:85-98.

Wiff, R., V. Ojeda, J.C. Quiroz. 2007. Age and growth in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*) off the Chilean austral zone: Evaluating differences between management fishing zones. *Journal of Applied Ichthyology*. 23: 270-272.

5.1.3. Composición de la dieta de las principales especies predadores en la PDA en el año 2008

5.1.3.1. Introducción

La pesquería demersal sur austral (PDA) consiste básicamente en la explotación de varias especies de peces demersales por distintas flotas en una larga extensión de aguas interiores y exteriores del sur de Chile. En esta pesquería los recursos pesqueros más conocidos y explotados son la merluza austral (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*) y la raya volantín (*Zearaja chilensis = Dipturus chilensis*), pudiendo incorporarse también el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*).

El actual conocimiento de los recursos que sostienen la pesquería demersal sur-austral ha permitido establecer un patrón de comportamiento biológico-pesquero a través de evaluaciones directas e indirectas de la biomasa total y estructurada por clases de edad específica. Esto último hace posible una estimación de mortalidades por pesca, tamaños de los stocks, etc. para las principales especies que sostienen esta pesquería, que son merluza del sur y merluza de cola, seguida de congrio dorado y recientemente merluza de tres aletas.

En los últimos años se ha producido una clara disminución de las biomazas de las especies merluza del sur y congrio dorado, así como de la merluza de cola, principales recursos de la pesquería demersal de la zona sur, a pesar de los esfuerzos de administración que ha realizado la Subsecretaría de Pesca, dejando ver con ello que el manejo monoespecífico no es capaz de entregar soluciones a la reducción de los stocks en esta pesquería.

Dada la naturaleza multiespecífica de las capturas en la pesquería de peces demersales de la zona sur-austral, es importante cuantificar las magnitudes de las interacciones biológicas entre las diferentes especies y stocks sometidos a explotación para lograr una adecuada

administración y conservación de los recursos fundamentado en el conocimiento de las relaciones de predador-presa entre merluza del sur y merluza de cola, y la merluza de cola sobre si misma (canibalismo), y el carácter de predador de alto nivel trófico de merluza austral en la comunidad demersal sur-austral ([Aviles et al. 1979](#); [Ojeda, 1981](#); [Paya & Rocha, 1991](#); [Paya, 1992](#)).

La dinámica trófica, así como otras interacciones biológicas entre especies que cohabitan en una determinada área, ha sido señalada como uno de los principales e importantes procesos reguladores de parámetros poblacionales de las especies que componen pesquerías mixtas ([Csirke, 1980](#); [Arancibia, 1991](#); [Fuentelba, 1993](#)), además de ser señaladas como información útil en revelar la importancia de los diferentes parámetros poblacionales en la organización comunitaria y cómo estas dimensiones poblacionales son utilizadas para coexistir dentro de un equilibrio multiespecífico dinámico ([Macpherson, 1985](#)).

Las interacciones tróficas que pueden existir entre distintas especies, poblaciones, etc. pueden ser evaluadas utilizando diferentes metodologías de acuerdo a la disponibilidad y acceso a las unidades de estudio, entre las cuales destacan los métodos directos, los que consisten en analizar los contenidos gástricos de ejemplares muestreados de las capturas o experimentos de alimentación en sistemas artificiales de cultivo. Este tipo de estudios puede entregar información general de las tramas alimentarias, de las interacciones intra e interespecíficas y señalar variaciones diarias, estacionales y geográficas en la alimentación ([Yanez-Arancibia & Nugent, 1977](#)). Por lo tanto, se considera que la información cuantitativa de la trofodinámica entregará antecedentes auxiliares relevantes para mejorar el manejo de los stocks de peces a través de la evaluación de stock multiespecífica.

5.1.3.2. Metodología

Para la caracterización de la dieta de los principales especies de la pesquería demersal sur-austral, esto es, merluza austral (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*) y rayas, en el año 2008, se propuso disponer de personal embarcado en dos períodos, a saber, primavera-verano y otoño-invierno.

Las muestras de estómagos de congrio dorado, merluza austral y merluza de cola fueron obtenidas a bordo de naves industriales, tratando de cubrir todo el espectro de tamaños observado en la captura. A cada ejemplar recolectado se le determinó el sexo, se midió en su longitud (LT, cm) y se obtuvo su peso total (PT, g). Los estómagos extraídos y debidamente etiquetados fueron congelados (Stobbedroup, 1992; Arancibia *et al.*, 1998) para su posterior traslado al laboratorio de trofodinámica del Instituto de Investigación Pesquera.

El análisis e identificación del contenido estomacal se realizó considerando el nivel taxonómico más bajo (a nivel de especies cuando fue posible), utilizando un estereomicroscopio marca LEYCA de amplificación 10X. Según su estado de digestión, los ítems presa fueron clasificados en tres categorías, a saber: (1) entero, (2) semi-digerido y (3) digerido. Los restos no identificables fueron agrupados en categorías más amplias. Los organismos que se encontraban intactos a la entrada del estómago o en el esófago, no fueron considerados en los análisis debido a que ellos generalmente se introducen a la boca y estómago del pez durante el período de la faena de pesca de arrastre. El bolo alimenticio fue analizado utilizando los métodos gravimétricos, numérico y de frecuencia de ocurrencia (Hynes, 1950).

5.1.3.2.1. Índices alimentarios

Para evaluar la importancia de un ítem presa en el contenido estomacal de un predador, se utilizó el siguiente índice de importancia relativa (IIR), basado en [Pinkas et al. \(1971\)](#):

$$IIR_i = \ln[(w_i + n_i) \cdot f_i + 1] \quad \text{Ec. 19}$$

donde \ln es el logaritmo natural, w_i es el peso de la presa i (%), n_i es el número de presas i (%) y f_i es la frecuencia de ocurrencia de la presa i (%).

El análisis del contenido estomacal también consideró la aplicación de la “metodología de frecuencias” de [Hyslop \(1980\)](#), utilizándose las siguientes proporciones:

Frecuencia de ocurrencia (%F): número de estómagos que contiene uno o más individuos de una categoría de alimento, expresado como porcentaje del total de estómagos con contenido.

Frecuencia numérica (%N): número total de individuos de cada categoría de alimento expresado como porcentaje del total de individuos en las categorías.

Porcentaje en peso (%W): peso total de cada categoría de alimento expresado como porcentaje del peso total de todas las categorías.

5.1.3.2.2. Representación gráfica de la dieta

La representación gráfica de la dieta se ha utilizado como una alternativa a la presentación de la frecuencia de ocurrencia, presencia en número y porcentaje en peso, los que frecuentemente se entregan a la forma de tablas, principalmente debido a que sus resultados

son más fáciles de interpretar (Cailliet *et al.*, 1986; Mohan & Sankaran, 1988; Cailliet & Ebeling, 1990; Costello, 1990). Al respecto, se aplica acá el método gráfico de Costello (1990), modificado por Cortés (1997), que utiliza la frecuencia de ocurrencia de un ítem presa i ($\%Fi$) y las medidas porcentuales de abundancia, tanto en número ($\%Ni$) como en peso ($\%Wi$) (Fig. 19).

Este método gráfico proporciona una buena descripción de la importancia de la presa (dominante o rara), permite evaluar la estrategia de alimentación del predador (especializado o generalista) y el grado de homogeneidad de la alimentación del predador (Costello, 1990; Cortés, 1997). Al respecto, cualquier presa localizada cercana a 100% de ocurrencia (F), 100% en peso (W) y 100% en número o abundancia (N) es un ítem presa dominante (a en la Fig. 19). Por el contrario, puntos localizados cerca del origen de los tres ejes representan ítems presa raros (b en la Fig. 19).

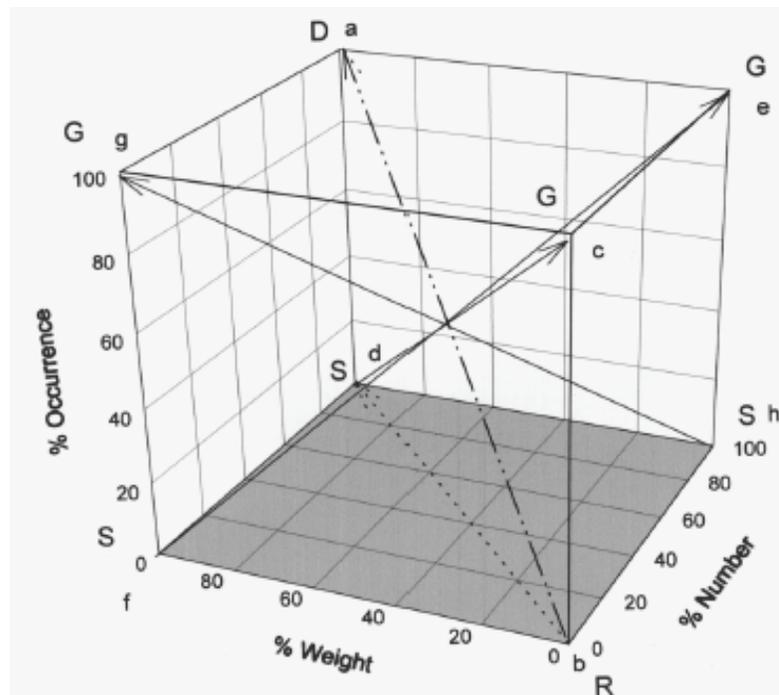


Figura 19. Representación gráfica tri-dimensional del contenido estomacal. D= ítem presa dominante, R= ítem presa raro, G= dieta generalista, S= dieta especializada. Ver Cortés (1990) para la definición de c, d, e, f, g y h.

Por otro lado, cualquier punto localizado más cerca del eje %N que del eje %W a lo largo del plano horizontal indica que contribuye a la dieta en número más que en peso, caso que es frecuente en los eufáusidos como presa, por su pequeño tamaño (peso) especie-específico. El caso contrario ocurre cuando el punto se encuentra más próximo al eje %W, esto es, contribuye a la dieta en baja cantidad numérica pero en elevado peso, tal como ocurre con los peces como en merluza común (*Merluccius gayi*), por ejemplo.

5.1.3.3. Resultados

5.1.3.3.1. Muestreos de contenido estomacal de las principales especies objetivo

Para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral se recolectó muestras de estómagos a bordo de embarcaciones industriales, primero del 20 al 30 de noviembre de 2008, y luego del 07 al 23 de julio 2009.

En el primer muestreo, realizado en aguas exteriores de la X Región desde 41°19'S hasta 45°18'S (Fig. 20), se recolectó 459 estómagos de merluza de cola, merluza austral y congrio dorado, encontrándose 45,6% de estómagos con algún tipo de contenido (%ECC) en el caso de la merluza de cola, 48,7% en congrio dorado y 64,2 % en merluza austral (Tabla 14). No se recolectó estómagos de merluza de tres aletas por no encontrarse presentes ejemplares de este recurso en las capturas.

El rango de tamaños de los ejemplares recolectados fluctuó entre 31 y 78 cm de longitud total (LT) en el caso de merluza de cola, encontrándose mayormente representados los ejemplares de 61 a 69 cm LT (Fig. 21). La longitud promedio alcanzó a 58,2 cm LT (D.E.= 10,1 cm). En el caso de merluza austral, la longitud promedio de los ejemplares recolectados alcanzó a 82,3 cm LT (D.E. = 14,0 cm) para un rango de tamaños que fluctuó entre 50 y 110 cm LT. La composición de tamaños en las capturas estuvo mayormente representada por

ejemplares entre 85 y 95 cm LT (Fig. 22). Finalmente, en el caso del congrio dorado la composición de tamaños estuvo principalmente constituida por ejemplares entre 60 y 85 cm LT. La longitud promedio alcanzó a 72,1 cm LT (d.e. = 12,1 cm) para un rango de tamaños entre 48 y 110 cm LT (Fig. 23).

Tabla 14. Número de estómagos recolectados en noviembre de 2008 para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.

Especie	Número de estómagos			Rango de tamaños (cm)
	Total	C.C.	%ECC	
Merluza austral	150	73	48,3	50 – 110
Merluza de cola	158	63	39,9	31 – 78
Congrio dorado	151	71	47,3	48 – 110
Total	459	207	45,1	

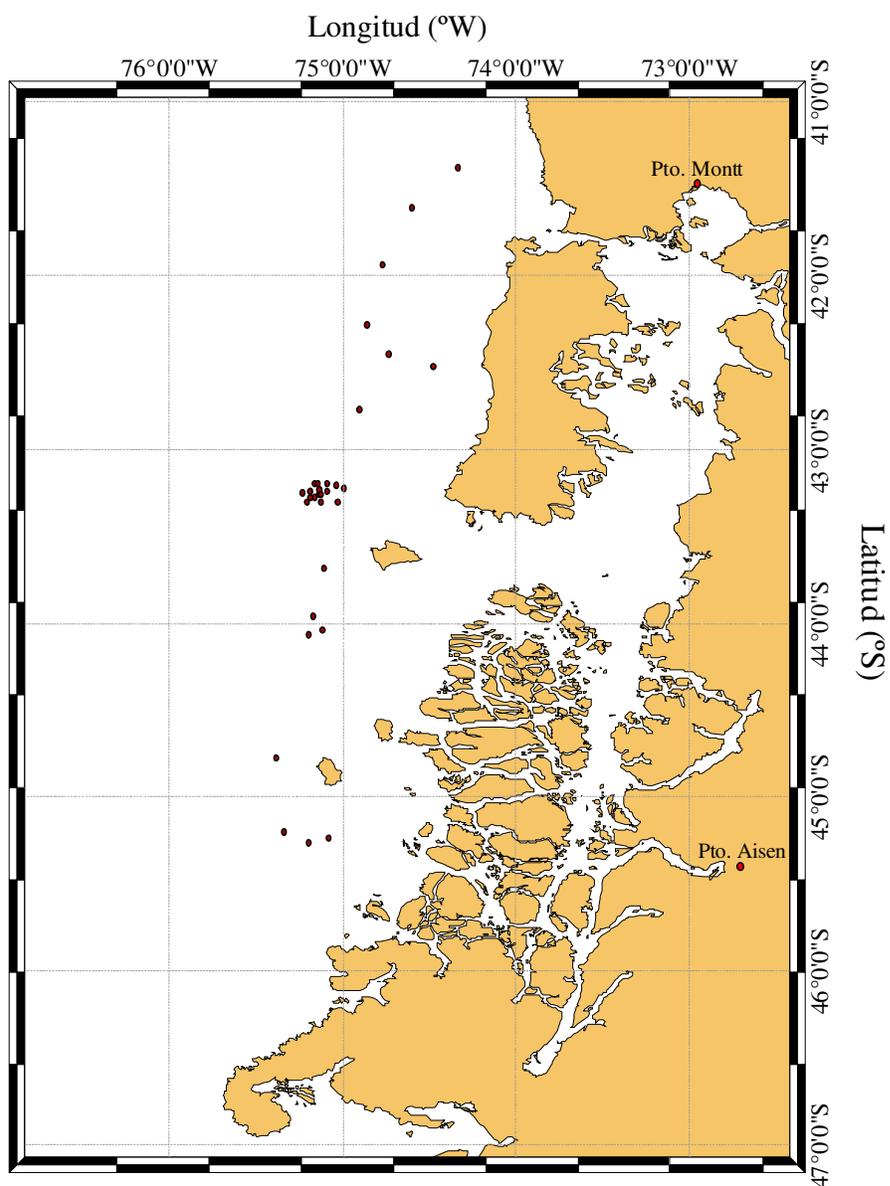


Figura 20. Distribución espacial de los lances de pesca utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo en primavera-verano de 2008.

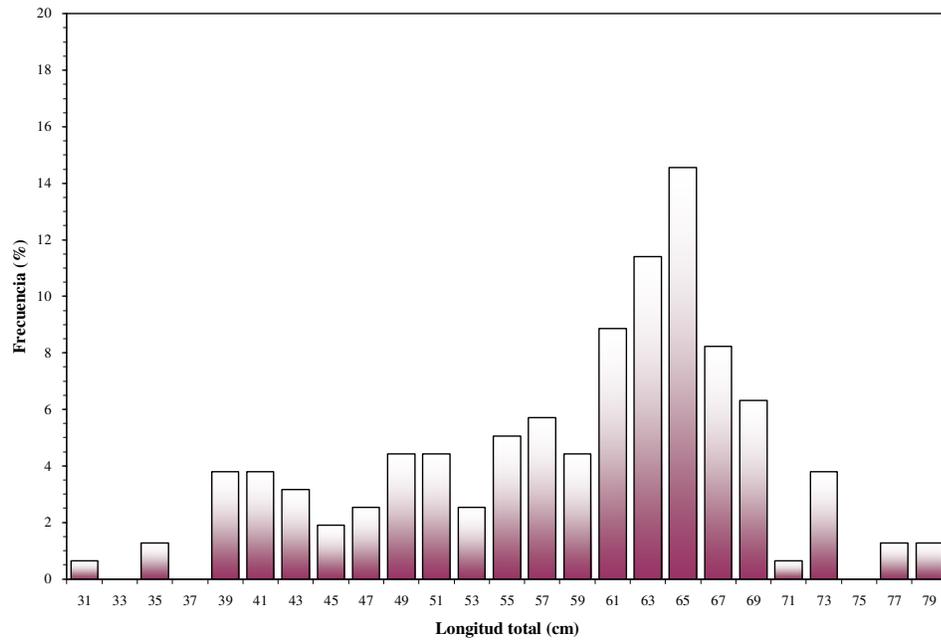


Figura 21. Composición de tamaños de merluza de cola (*Macrurus magellanicus*) recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.

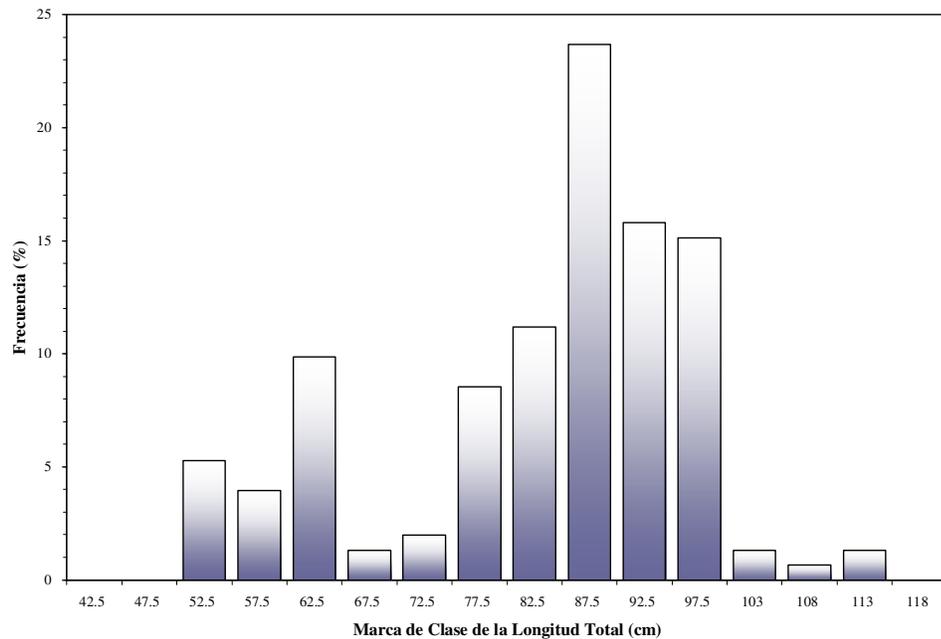


Figura 22. Composición de tamaños de merluza austral (*Merluccius australis*) recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.

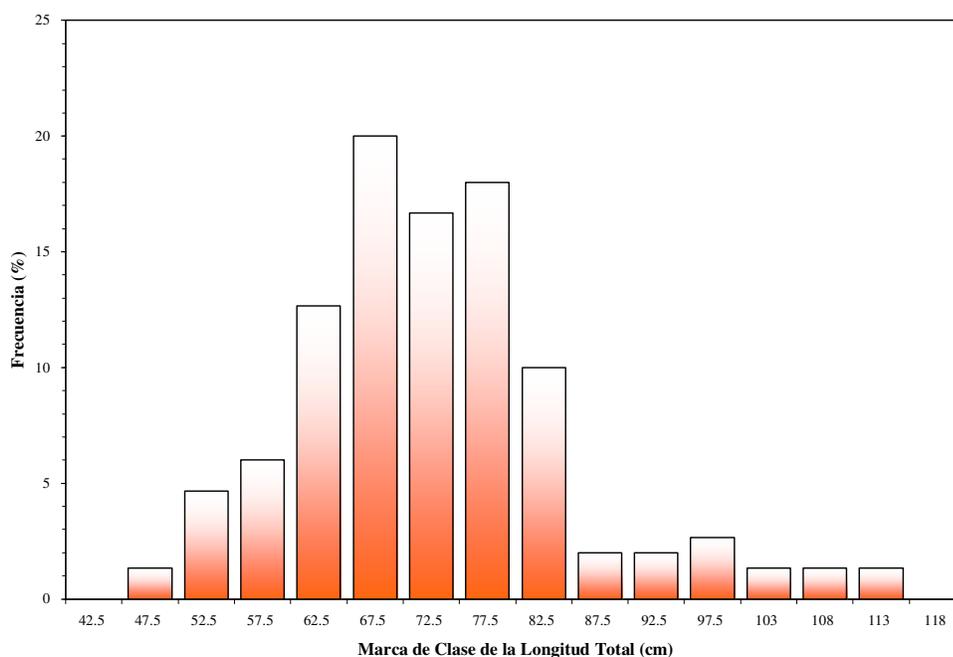


Figura 23. Composición de tamaños de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) recolectados para la caracterización de la dieta en el período primavera-verano de 2008.

En la segunda campaña de muestro de estómagos, realizada en aguas exteriores de la X Región entre 44°55'S y 46°00'S (Fig. 24), casi se duplicó el esfuerzo de muestreo respecto de la primera campaña, recolectándose 749 estómagos de merluza de cola ($n = 347$) y 402 de merluza austral (Tabla 15). Al respecto, no fue posible recolectar estómagos de congrio dorado debido a que los escasos ejemplares capturados presentaron sus estómagos completamente evertidos. Tampoco se recolectó estómagos de merluza de tres aletas debido que este recurso no apareció en las capturas.

El rango de tallas de los ejemplares recolectados estuvo entre 36 y 98 cm de longitud total (LT) en el caso de merluza de cola, y entre 56 y 106 cm LT en merluza austral. La estructura de tamaños de merluza de cola presentó dos grupos modales, el primero alrededor de 60 cm LT, y el segundo en 83 cm LT (Fig. 25). A diferencia del muestreo de noviembre de 2008, en julio de 2009 el rango de tamaños observado fue mayor.

Tabla 15. Número de estómagos recolectados en julio de 2009 para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.

Especie	Número de estómagos			Rango de tamaños (cm)
	Total	C.C.	%ECC	
Merluza austral	402	211	52,5	56 – 106
Merluza de cola	347	78	22,5	36 – 98
Congrio dorado				
Total	749	289	38,6	

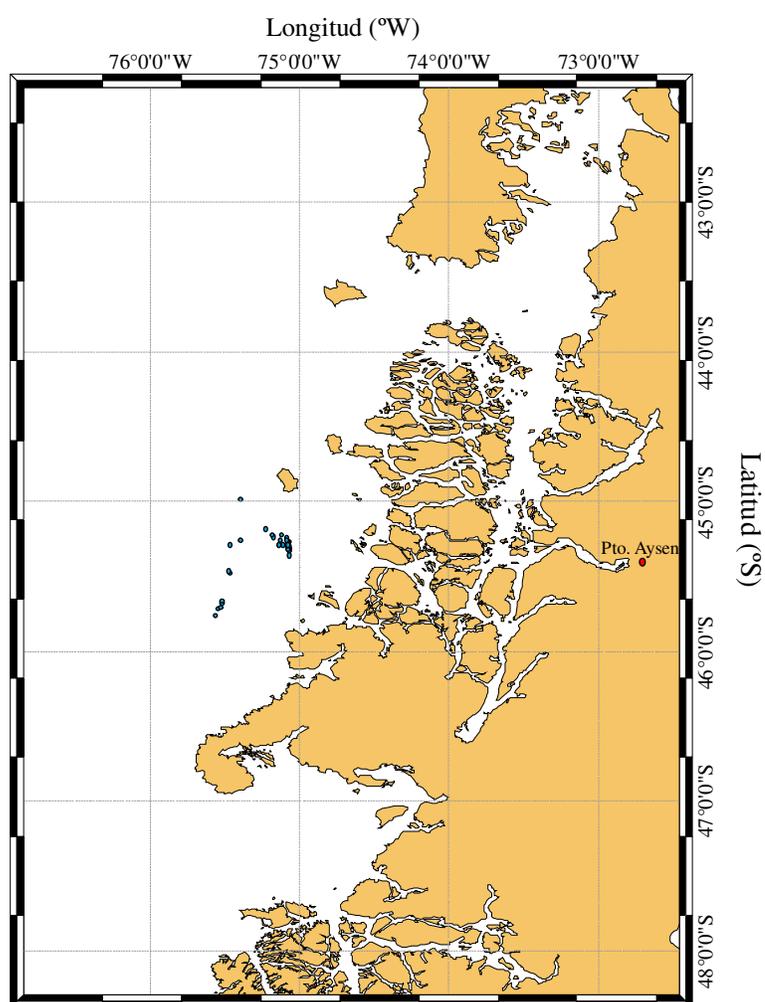


Figura 24. Distribución espacial de los lances de pesca utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo en julio de 2009.

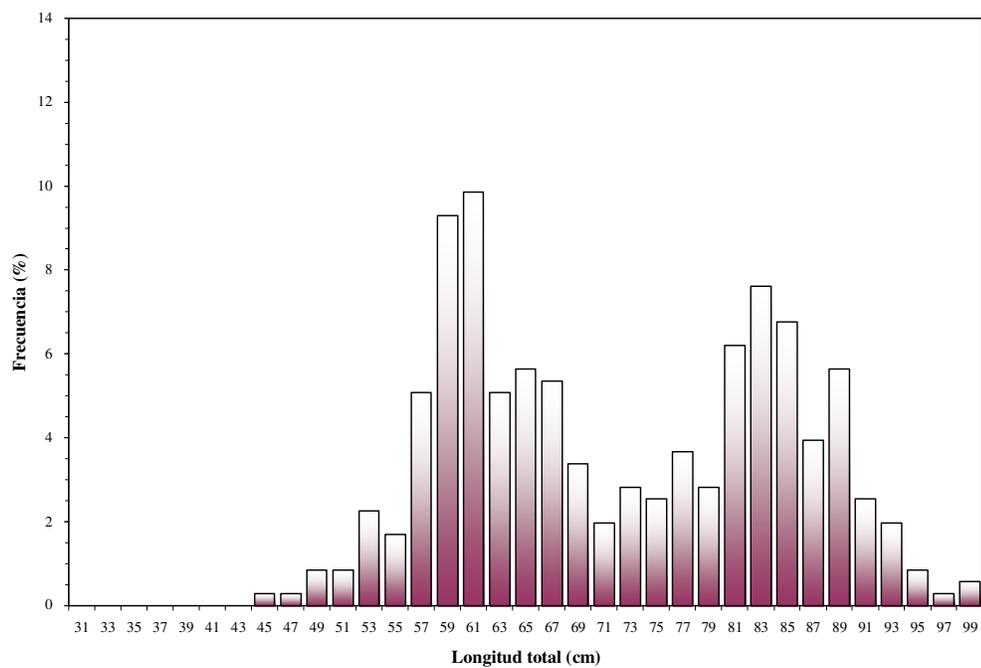
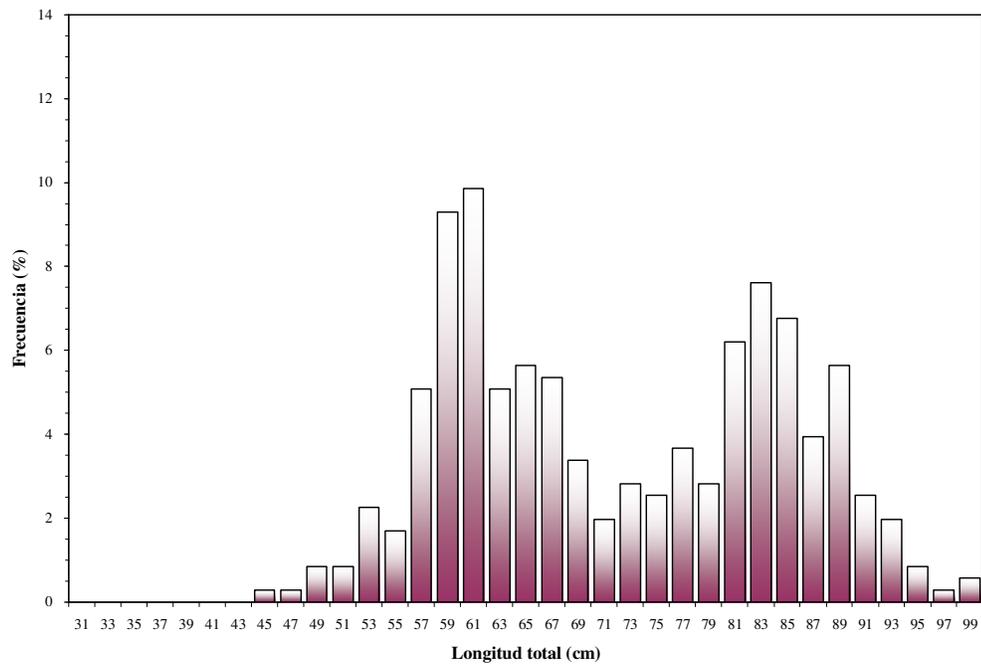


Figura 25. Composición de tamaños de merluza de cola (*Macrurus magellanicus*) recolectada para la caracterización de la dieta en julio de 2009.

En el caso de merluza austral, la estructura de tamaños fue aproximadamente normal, con la moda en el rango 75-80 cm LT (Fig. 26).

La combinación de ambos muestreos (noviembre de 2008 y julio de 2009) permitió obtener un tamaño de muestra total de estómagos de 1208 ejemplares, correspondiendo 12,4% a congrio dorado, 41,8% a merluza de cola y 45,8% a merluza austral (Tabla 16). Al respecto, la estructura de tamaños (ambos períodos de muestreo combinados) de merluza de cola fue presentó tres grupos modales, siendo el más importante aquel centrado en la marca de clase 61, seguido de la marca de clase 83. El tercer grupo modal se identificó en la marca de clase 39 cm LT (Fig. 27).

En el caso de merluza austral, la composición de tamaños (ambos muestreos combinados) fue aproximadamente normal, centrada en la marca de clase 77,5 cm LT. La combinación de ambos períodos permitió fortalecer la composición de tamaños de merluza austral respecto de noviembre de 2008 (Fig.28). De la misma manera, se amplió la cobertura espacial del muestreo de estómagos (Fig. 29).

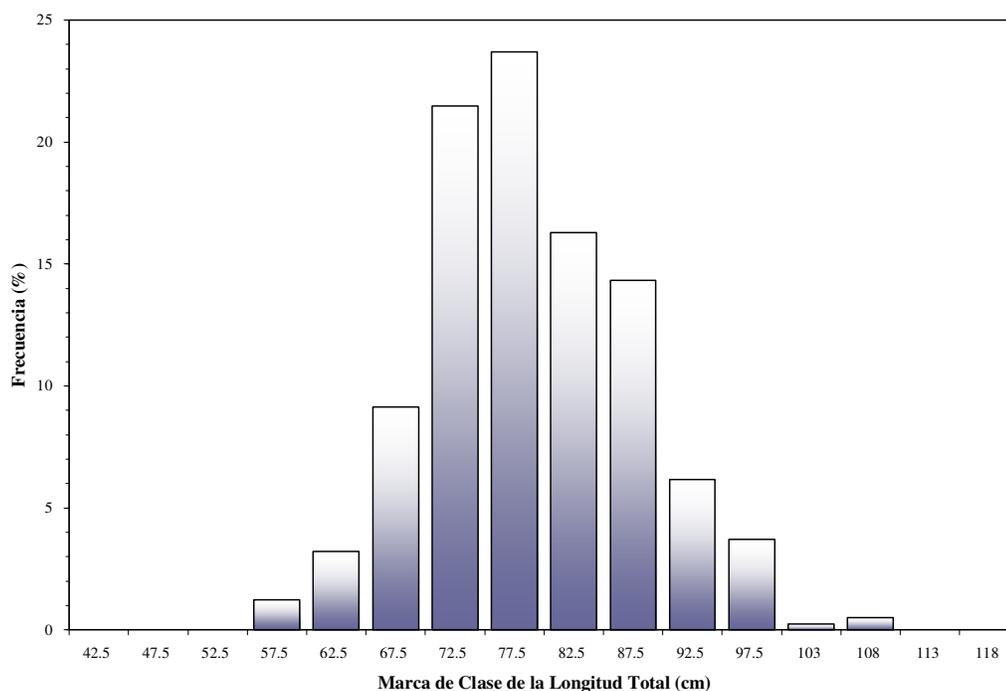


Figura 26. Composición de tamaños de merluza austral (*Merluccius australis*) recolectada para la caracterización de la dieta en julio de 2009.

Tabla 16. Número total de estómagos recolectados para la caracterización de la dieta de las principales especies de la pesquería demersal sur-austral. C.C.= con contenido; %ECC = porcentaje de estómagos con contenido.

Especie	Número de estómagos			Rango de tamaños (cm)
	Total	C.C.	%ECC	
Merluza austral	553	308	55,7	50 – 110
Merluza de cola	505	150	29,7	31 – 98
Congrio dorado	150	73	48,7	48 – 110
Total	1208	531	44,0	

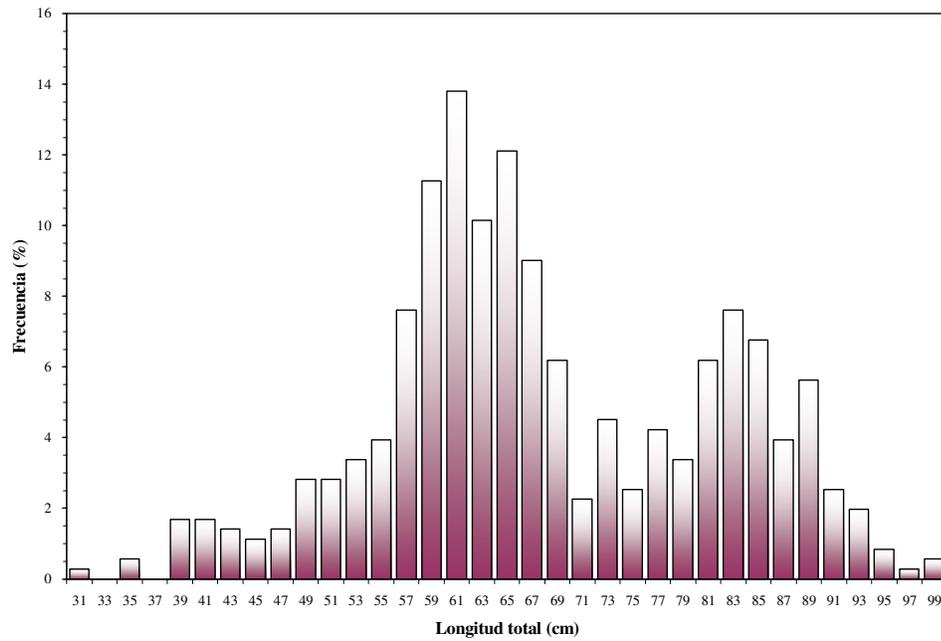


Figura 27. Composición total de tamaños de merluza de cola (*Macrurus magellanicus*) recolectada para la caracterización de la dieta.

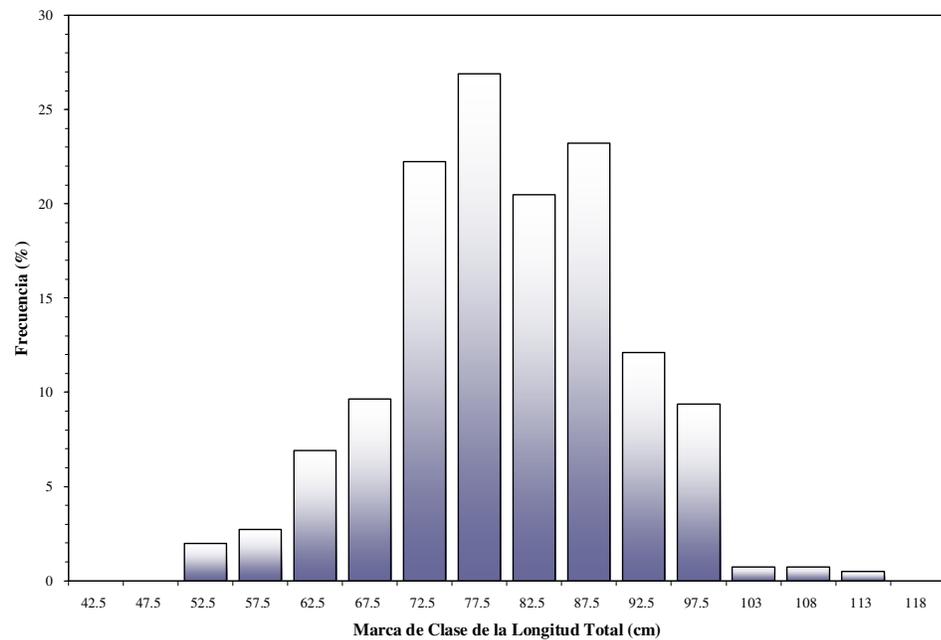


Figura 28. Composición total de tamaños de merluza austral (*Merluccius australis*) recolectada para la caracterización de la dieta.

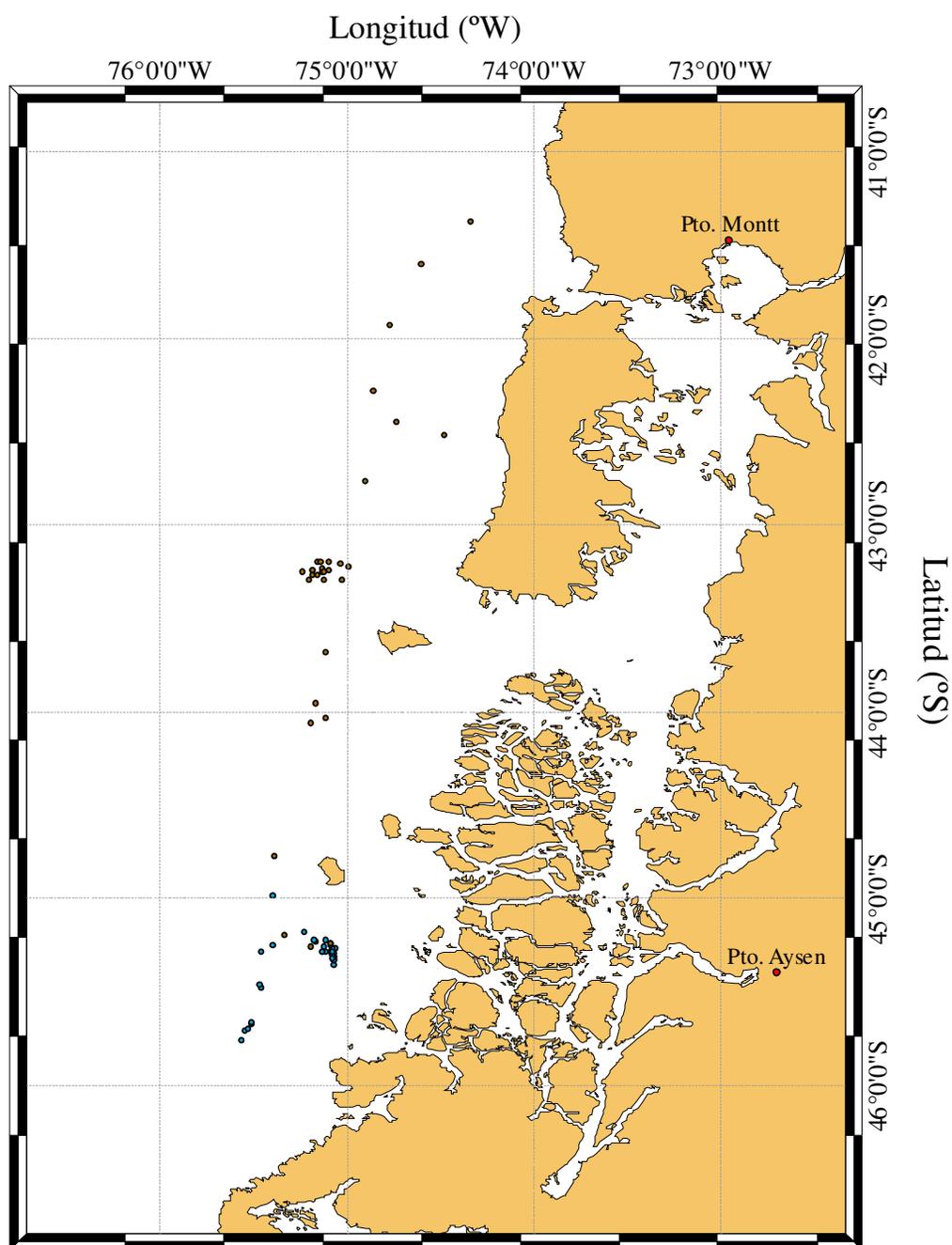


Figura 29. Distribución espacial de todos los lances de pesca (n = 69) utilizados para determinar la composición de la dieta de las principales especies objetivo de la pesquería demersal austral. 2008: punto café; 2009: punto celeste.

5.1.3.3.2. Composición de la dieta e índices alimentarios

El análisis del contenido estomacal (ambos períodos de muestreos combinados) de merluza austral, merluza de cola y congrio dorado revela la presencia de 19 ítems presa, principalmente peces teleósteos. La mayor diversidad de taxa se encontró en merluza austral con 14 taxa, seguido de merluza de cola (13 taxa). En congrio dorado se encontró sólo 9 taxa, esto último probablemente debido a la ausencia de muestras en la segunda campaña (Tabla 17).

Tabla 17. Ítems presa encontrados en merluza austral (Merlaus), merluza de cola (Macrmag) y congrio dorado (Genybla) en el período de primavera-verano de 2008.

Ítem presa			Presencia		
Nombre común	Nombre científico	Acron.	Merlaus	Macrmag	Genybla
Eufáusidos	Euphausidae	Eupha	X	X	
Copépodos	Copepoda	Copep		X	X
Camarón pasifea	<i>Pasiphaea acutifrons</i>	Pasiacu	X		
Camarón del sur	<i>Austropandalus grayi</i>	Austgra			X
Merluza común	<i>Merluccius gayi</i>	Merlgay	X		
Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	Macrmag	X	X	
Sardina común	<i>Strangomera bentincki</i>	Straben	X	X	
Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i>	Engrrin		X	
Pejerrata	Macrouridae	Macrou	X	X	X
Mictófidios	Myctophidae	Myctoph	X	X	X
Mote	<i>Normanichthys crockeri</i>	Normcro	X	X	
Congrio dorado	<i>Genypterus blacodes</i>	Genybla			X
Alfonsino	<i>Beryx splendens</i>	Beryspl	X		X
Talismán negro	<i>Bajacalifornia burragei</i>	Bajabur	X	X	
Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	Dosigig	X		X
Restos crustáceos		Rcrust	X	X	X
Restos teleósteos		Rteleo	X	X	X
Restos cefalópodos		Rcephal	X	X	
Indeterminado		Indet.		X	

La dieta de merluza austral para todo el período de estudio estuvo compuesta principalmente por merluza de cola, representando poco más de 90% en peso, seguido del ítem “Restos de Teleósteos”, que representó casi 4,5% del peso. El tercer ítem de importancia en la dieta de merluza austral fue jibia (*Dosidicus gigas*). En el caso del ítem restos de teleósteos, se

presume que está constituido mayoritariamente por merluza de cola. En tal circunstancia, la merluza de cola habría representado cerca de 95% de la dieta en peso (Tabla 18).

Tabla 18. Composición de la dieta de merluza austral (*Merluccius australis*) en número, peso y ocurrencia de las presas en el período primavera-verano de 2008. IIR% índice de importancia relativa (en porcentaje).

Ítem presa	Peso		Número		Ocurrencia		IIR%
	(g)	%	Num.	%	Frq.	%	
Eupha	1,9	0,02	18	8,11	3	3,66	8,68
Copep							
Heteroe	12,4	0,15	8	3,60	4	4,88	7,50
Austgra							
Merlgay	372,7	4,47	2	0,90	2	2,44	6,70
Macrmag	6164,6	73,92	16	7,21	15	18,29	18,50
Straben							
Engrrin							
Macrou							
Myctoph							
Normcro	150,1	1,80	117	52,70	9	10,98	16,20
Genybla							
Beryspl							
Bajabur	15,2	0,18	3	1,35	2	2,44	3,94
Dosigig	988,600	11,85	3	1,35	3	3,66	9,87
Rcrust	20,1	0,24	16	7,21	8	9,76	10,89
Rteleo	613,9	7,36	39	17,57	36	43,0	17,73

El índice de importancia relativa porcentual (IIR%) indica que el principal componente de la dieta de merluza austral lo constituye el ítem peces, representado principalmente por merluza de cola, mote y “restos de peces”. Adicionalmente, asumiendo que este ítem está constituido mayoritariamente por merluza de cola, entonces se concluye que el principal componente de la dieta de merluza austral es merluza de cola. La importancia relativa de crustáceos (eufáusidos, copépodos y camarones) en la dieta de merluza austral fue 18,9% (Tabla 18).

En el caso de merluza de cola, el principal componente fue la propia merluza de cola (=canibalismo; 82,6%), seguido “restos de teleósteos”; 10,2%), correspondiendo muy

probablemente sardina común y mictófidios. El tercer ítem importante fue “restos de crustáceos”, correspondiendo mayoritariamente a restos de eufasidos. El índice de importancia relativa porcentual indica que los principales componentes de la dieta fueron los peces (merluza de cola, restos de teleósteos, anchoveta, mote, y sardina común), seguidos por los crustáceos (restos de crustáceos) (Tabla 19).

Tabla 19. Composición de la dieta de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en número, peso y ocurrencia. IIR% índice de importancia relativa (en porcentaje).

Ítem presa	Peso		Número		Ocurrencia		IIR%
	(g)	%	Num.	%	Frq.	%	
Eupha	17,3	1,53	43	14,24	27	16,88	14,70
Copep	0,1	0,01	2	0,66	1	0,63	0,92
Pasiacu							0,00
Austgra							0,00
Merlgay							0,00
Macrmag	933,2	82,60	32	10,60	32	20,00	19,81
Straben	4,8	0,42	6	1,99	3	1,88	4,50
Engrrin	12,3	1,09	4	1,32	3	1,88	4,50
Macrou	4,7	0,41	2	0,66	1	0,63	1,35
Myctoph	10,7	0,95	16	5,30	10	6,25	9,71
Normcro	8,8	0,78	7	2,32	3	1,88	5,05
Genybla							0,00
Beryspl							0,00
Bajabur	4,3	0,38	2	0,66	1	0,63	1,32
Dosigig							0,00
Rcrust	18,4	1,63	106	35,10	15	9,38	15,38
Rteleo	114,7	10,15	77	25,50	60	37,50	18,94
Rcephal	0,3	0,02	4	1,32	3	1,88	3,32
Indet	0,1	0,01	1	0,33	1	0,63	0,51

En el caso del congrio dorado, el principal componente de la dieta (muestreos de noviembre de 2008) correspondió a alfonsino (51% en peso), seguido del propio congrio dorado (canibalismo; 11,2%). En el congrio dorado la dieta estuvo dominada por peces (Tabla 20). Sin embargo, el índice de importancia relativa porcentual, indica que el principal componente de la dieta de congrio dorado lo constituye los copépodos (25,2%), seguido de “restos de peces” (19,0%), y en tercer lugar el alfonsino (17,2%). Los copépodos se encontraron en casi 50% de los estómagos analizados (Tabla 20).

Tabla 20. Composición de la dieta de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) en número, peso y ocurrencia. IIR% índice de importancia relativa (en porcentaje).

Ítem presa	Peso		Número		Ocurrencia		IIR%
	(g)	%	Num.	%	Frq.	%	
Eupha							0,00
Copep	23,4	2,24	694	92,41	40	45,98	25,22
Pasiacu							0,00
Austgra	2,8	0,26	3	0,40	3	3,45	3,59
Merlgay							0,00
Macrmag							0,00
Straben							0,00
Engrrin							0,00
Macrou	57,0	5,46	6	0,80	5	5,75	10,87
Myctoph	3,3	0,31	1	0,13	1	1,15	1,24
Normcro							0,00
Genybla	117,2	11,22	1	0,13	1	1,15	7,96
Beryspl	532,9	51,04	7	0,93	5	5,75	17,17
Bajabur							0,00
Dosigig	162,5	15,56	1	0,13	1	1,15	8,87
Rcrust	1,2	0,11	10	1,33	4	4,60	6,12
Rteleo	143,9	13,78	28	3,73	27	31,03	18,96
Rcephal							0,00
Indet							0,00

5.1.3.3.3. Representación gráfica de la dieta

La representación gráfica de la dieta, siguiendo a Costello (1990) y Cortés (1997) se ha realizado acá como una alternativa a la presentación de la frecuencia de ocurrencia, presencia en número y porcentaje en peso. Al respecto, en el caso de merluza austral, en la representación gráfica de la dieta destacan tres puntos correspondiendo a la importancia en peso que tiene la merluza de cola (Macrmag), la importancia en número de *Normanichthys crockeri* (Normcro), que por su pequeño tamaño tiene un aporte poco significativo en el peso del contenido estomacal. También destaca el ítem restos de teleósteos (Rteleo), que no obstante tiene un aporte poco significativo en peso, este ítem es frecuentemente encontrado en la dieta (Fig. 30).

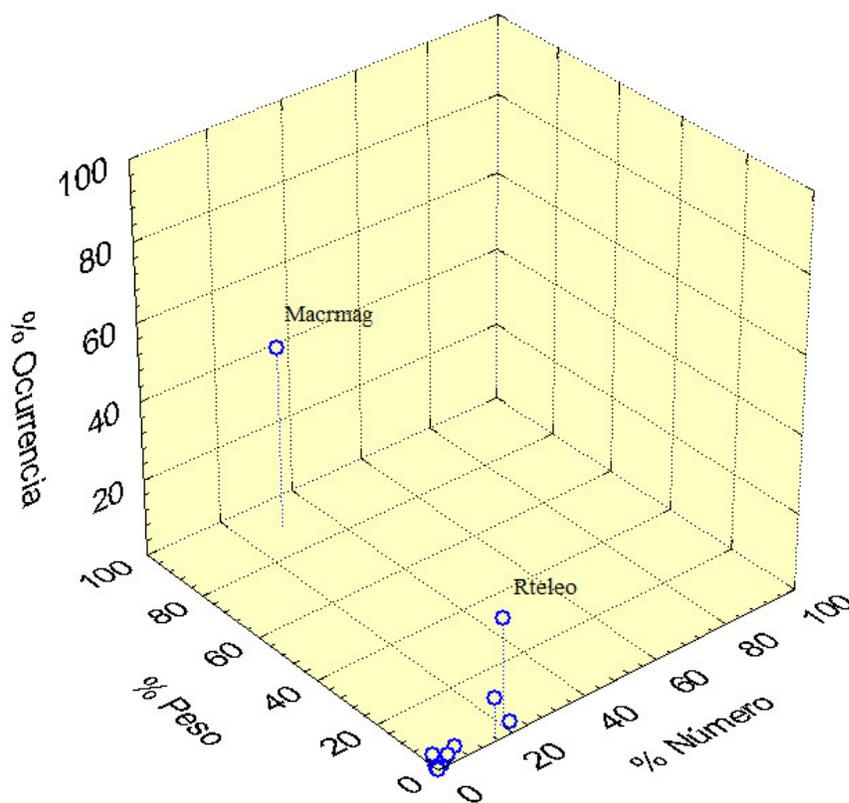


Figura 30. Representación gráfica de la dieta de merluza austral (*Merluccius australis*) en el período primavera-verano de 2008.

En el caso de merluza de cola, la representación gráfica de la dieta destaca tres elementos, a saber, (a) la importancia en peso y ocurrencia del ítem restos de teleósteos (Rteleo), (2) la importancia en número del ítem restos de los eufaúsidos (Eupha) y la importancia en peso de la propia merluza de cola (Fig. 31).

En el caso del congrio dorado, la representación de la dieta en el gráfico tridimensional destaca la importancia en peso que tuvo el alfonsino (Beryspl) y el canibalismo (Genybla). También destaca la importancia en número y frecuencia de ocurrencia de los copépodos (Copep), que por su reducido tamaño tienen muy poca importancia en peso (Fig. 32).

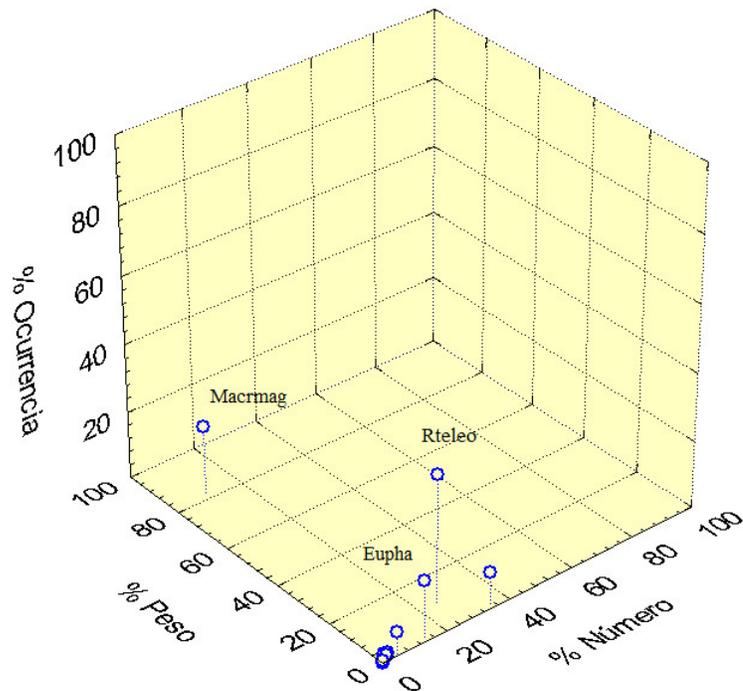


Figura 31. Representación gráfica de la dieta de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el período primavera-verano de 2008.

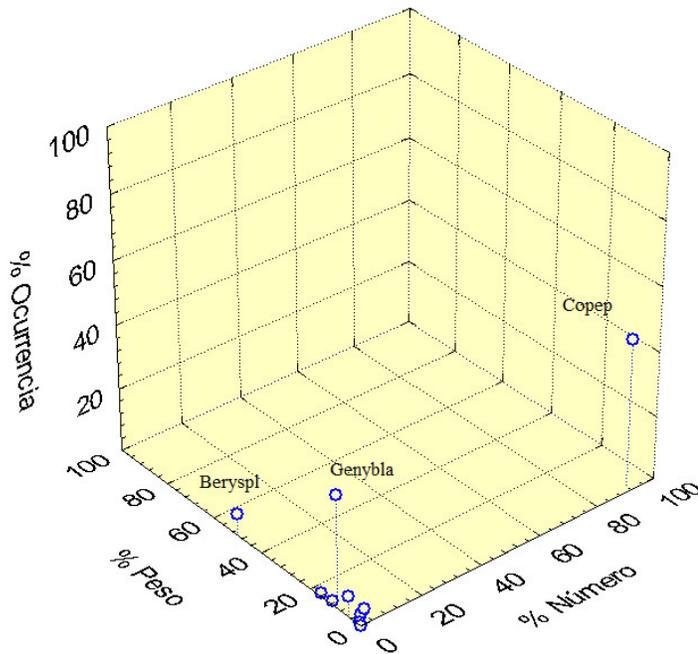


Figura 32. Representación gráfica de la dieta de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) en el período primavera-verano de 2008.

5.1.3.4. Propuesta logística y cuantificación del costo para el monitoreo anual del consumo de los principales recursos de la PDA

Para las principales especies objetivo de la PDA la formulación de un presupuesto para el monitoreo anual del contenido estomacal y la cuantificación del consumo es relativamente sencilla, aunque muy cara. Por ejemplo, bajo el supuesto que se dispondrá de:

- cuatro centros de muestreo en Puerto Montt (abarcando Calbuco y Ancud), Quellón, Puerto Aysén y Punta Arenas (abarcando Puerto Natales) con dos muestreadores por centro con una mensualidad bruta de \$550.000 por persona;
- más dos técnicos de laboratorio para análisis del contenido estomacal con una mensualidad bruta de \$550.000 por persona;
- se concluye que el mínimo *minimorum* para sueldo por un año para el personal técnico es \$66.000.00 (sesenta y seis millones), a lo que se debe agregar
- honorarios de dos profesionales y jefe de proyecto por \$40.000.000.

Normalmente los honorarios totales (incluyendo a personal técnico, profesionales y jefe de proyecto) corresponden a entre 45% y 55% del total general del proyecto. Si aceptamos esa regla (sin incorporar aún a profesionales y jefe de proyecto), el monto total anual (incluye logística, gastos de administración y comunicaciones, informes, insumos computacionales, uso de laboratorios y equipamiento, servicios como consumo de agua, luz y gas, y otros), se concluye que el monto total general del proyecto debería ser, al menos, de \$ 212.000.000.

Sin embargo, a la cifra anterior se debe agregar el overhead institucional, cuyo monto más bajo en Chile es 10%, por lo que el presupuesto total es de \$236 millones, aproximadamente. Entonces, claramente esta alternativa no es viable. Luego, ¿cuál podría ser una solución?

Primero, se debe tener en consideración que la siempre usada “salida” de encargar más muestras a técnicos de alguna institución del Estado tampoco es viable. En efecto, la cantidad de trabajo a bordo de los técnico-muestreadores y de los técnicos de laboratorio

frecuentemente es mayor que las que razonablemente pueden realizar. Consecuentemente, nuestra propuesta de muestreo de estómagos y determinación del consumo de las principales especies de la PDA es la siguiente:

- tercerizar el servicio a uno o a un conjunto de centros de enseñanza superior o centros técnicos con carreras afines al mar (si es más de uno, entonces se deberá constituir un consorcio o bien se contrata a una institución y esa sub-contrata, a su vez, a las otras, pues la extensión geográfica a cubrir es muy amplia);
- que el muestreo sea sobre bases trimestrales con amplia cobertura geográfica e intensidad en la obtención de datos;
- que se priorice a las principales especies en el siguiente orden: merluza austral y merluza de cola, seguidas simultáneamente de merluza de tres aletas y congrio dorado, y finalmente rayas. Por lo tanto,
- en este caso el presupuesto anual de referencia debería ser de \$80 millones, aproximadamente (valores de octubre de 2009).

5.1.3.5. Discusión

La dieta de merluza austral es eminentemente ictiófaga, siendo la merluza de cola la principal presa. En términos relativos, en el año 1994 (FIP N° 1994-32, [Pool et al., 1997](#)) más del 50% de la dieta estuvo compuesta por distintos taxa de peces (principalmente merluza de cola), llegando a registrarse el consumo de merluza del sur como presa, pero con valores bajos y no significativos para identificar algún grado de canibalismo ([Pool et al., 1997](#)). A diferencia de lo encontrado en este estudio, en 1994 se registró la presencia de brótula (*Salilota australis*), chancharro (*Helicolenus lengerichi*) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*).

Adicionalmente, en 1994 se encontró la presencia de camarón nailon (*Herterocarpus reedi*) como parte de la dieta de merluza austral. Sin embargo, la revisión de la distribución latitudinal de este crustáceo indica que éste no debiera encontrarse al sur de 38°S. En consecuencia, lo que en el estudio de [Pool et al. \(1997\)](#) aparece como camarón nailon, debe corresponder muy probablemente a *Austropandalus grayi*.

Tanto en el estudio de 1994 como en nuestro estudio se destaca que el ítem “Resto de Peces” presentó porcentajes relativamente altos, alcanzando incluso al 28,5% en aguas interiores en la primavera de 1994. En las aguas exteriores, en la época de verano, el estudio de [Pool et al. \(1997\)](#) encontró que la importancia relativa del ítem restos de peces alcanzó a 13,5%. Considerando que una parte importante de restos de peces pueden corresponder a merluza de cola, entonces esta presa vería considerablemente aumentado su aporte en peso a la alimentación de merluza austral.

En el caso de la merluza de cola, en 1994 se analizaron 975 estómagos, aunque sólo el 24% presentó algún tipo de contenido. En el presente estudio se analizó 505 estómagos, aunque el periodo de muestreo fue de menor duración, habiéndose encontrado que 29,7% de los estómagos presentaron algún tipo de contenido. Al respecto, en el estudio de [Pool et al. \(1997\)](#) se identificó sólo cuatro taxa, a saber, merluza de cola (canibalismo), sardinas (sin

identificar especies), eufáusidos y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), aunque este último fue erróneamente identificado, pues debe corresponder al camarón *P. acutifrons*. Tanto en el proyecto FIP N° 1994-32 (Pool *et al.*, 1997) como en el presente estudio (FIP N° 2008-23) se encontró que en las aguas exteriores de la PDA la principal especie presa es la propia merluza de cola (canibalismo), con IIR = 25,6% en 1994 en comparación al IIR = 19,8% en el presente estudio, lo que no se considera una diferencia alta considerando que los muestreos fueron diferentes, en distintos años y épocas.

La composición de la dieta de congrio dorado observada en el año 1994 (Pool *et al.*, 1997) presenta fuertes diferencias a la encontrada en el presente estudio, en términos de las especies de presa observadas, siendo las únicas coincidencias en las presas los pejerrata, mictóficos y congrio dorado (canibalismo). El principal componente de la dieta de congrio dorado en los muestreos de noviembre de 2008 (este estudio) correspondió a alfonsino (*Beryx splendens*, 51% en peso). Al respecto, alfonsino es una especie raramente colectada en el área de estudio, sin embargo, representó un significativo aporte a la dieta de congrio dorado (Tabla 21). Adicionalmente, el canibalismo en esta especie también ha sido documentado en el caso del “abadejo”, nombre vernacular que recibe la especie en las costas del Océano Atlántico argentino o kingklip” en las Islas Malvinas (Falkland Islands), y ocurre en ejemplares mayores a 100 cm de longitud total (Nyegaard *et al.*, 2004).

Tabla 21. Ítems presa encontrados en congrio dorado (*Genypterus blacodes*) en los proyectos FIP N° 1994-32 y FIP N° 2008-23.

Ítem presa		Presencia	
Nombre común	Nombre científico	FIP 1994-32	FIP 2008-23
Eufáusidos	Euphausidae	X	
Copépodos	Copepoda		X
Camarón del sur	<i>Austropandalus grayi</i>		X
Camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	X	
Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	X	
Merluza de tres aletas	<i>Micromesistius australis</i>	X	
Merluza del sur	<i>Merluccius australis</i>	X	
Raya	<i>Zearaja chilensis</i>	X	
Pejerrata	Macrouridae	X	X
Mictófidos	Myctophidae	X	X
Mote	<i>Normanichthys crockeri</i>		
Congrio dorado	<i>Genypterus blacodes</i>	X	X
Alfonsino	<i>Beryx splendens</i>		X
Brótula	<i>Salilota australis</i>	X	
Chancharro	<i>Helicolenus lengerichi</i>	X	
Nototénidos	Nototheniidae	X	
Salpas	Salpidae	X	
Calamar común	<i>Loligo gahi</i>	X	
Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>		X
Restos crustáceos			X
Restos teleósteos			X

5.1.3.6. Conclusiones

La dieta de merluza austral se caracterizó por alta presencia de merluza de cola, la que representa más de 90% de la dieta en peso.

El índice de importancia relativa porcentual (IIR%) indica que el principal componente de la dieta de merluza austral lo constituyen los peces, representados principalmente por merluza de cola, mote y otros peces no identificados (el ítem restos de peces).

En el caso de merluza de cola, el principal componente del contenido estomacal fue la propia merluza de cola (=canibalismo; 82,6% en peso), seguido del ítem restos de teleósteos (10,2%).

En el caso del congrio dorado, el principal componente de la dieta correspondió a alfonsino (51% en peso), seguido del propio congrio dorado (canibalismo; 11,2%).

5.1.3.7. Referencias

Arancibia, H. 1991. Analisis ecológico-pesquero del recurso langostino colorado (*Pleuroncodes mondon*) y su interacción con merluza común (*Merluccius gayi*) y lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*). *Biología Pesquera*. 20: 37-48.

Arancibia, H., M. Catrileo & B. Farías. 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP N° 95-17, Universidad de Concepción, Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Informe Técnico IT/95-17, 93 p.

Aviles, S., M. Aguayo y J. Cañon. 1979. Congrio dorado, *Genypterus blacodes* (Schneider) Teleostomi Perciformes Ophidiidae. En estado actual de las principales pesquerías nacionales. Bases para un desarrollo pesquero. Vol I (peces). Parte 12. CORFO-IFOP (Ap-79-18). 323 p.

Cailliet, G.M., M.S. Love & A.W. Ebeling. 1986. Fishes: a field and laboratory manual on their structure, identification and natural history. Wadsworth Publishing Co., Belmont, Calif.

Cailliet, G.M. & A.W. Ebeling, A.W. 1990. The vertical distribution and feeding habits of two common midwater fishes (*Leuroglossus stilbius* and *Stenobranchius leucopsarus*) off Santa Barbara. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 31: 106-123.

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: 726-738

Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J. Fish Biol.* 36: 261-263.

Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, FIRM/T192. 82 pags.

Fuentealba, M. 1993. Relaciones tróficas intraespecíficas de la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848); de Chile Central. Tesis de Magister. Escuela de Graduados Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 110 pags.

Hynes, H. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) in study of the food fishes. *Journal of Animal Ecology.* 19: 36-58.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. *J. Fish Biol.* 17: 411-429.

Macpherson, E. 1985. Daily ration and feeding periodicity of some fishes off coast of Namibia. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 26: 253-260.

- Mohan, M.V. & T.M. Sankaran. 1988. Two new indices for stomach content analysis of fishes. *J. Fish Biol.* 33: 289-292.
- Nyegaard, M., A. Arkhipkin & P. Brickle. 2004. Variation in the diet of *Genypterus blacodes* (Ophidiidae) around the Falkland Islands. *Journal of Fish Biology* 65, 666–682
- Ojeda, F. P. 1981. Estructura comunitaria de peces demersales en el extremo austral de Chile: Explicación ecológica de patrones latitudinales, batimétricos y de simpatria. Tesis. Universidad de Chile. 91 p.
- Paya, I. & F. Rocha. 1991. El rol de merluza del sur (*Merluccius australis* Hutton, 1872) como predador en la comunidad de peces de la zona sur-austral. Resúmenes XI Jornadas de Ciencias del Mar. p. 58
- Paya, I. 1992. The diet of patagonian hake *Merluccius australis* polylepis and its daily ration of patagonian granadier *Macruronus magellanicus*. In: The Benguela Trophic Functioning. Payne, A.I.L. Brink, K. H., Mann, K. H. and R. Hilborn (Eds). *S. Afr. J. mar. Sci.* 12: 753-760.
- Pinkas, L.; M. Oliphant & I. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. *Fish. Bull.*, U.S. 152, 1-105.
- Pool, H., F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortés & M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Informe Final Proyecto FIP 1994-32. 131 pp.
- Yáñez - Arancibia, C. & R. S. Nugent. 1977. The ecological role of fish in estuaries and coastal lagoons. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Uni'f. Auton. Mexico.* 4 (1): 107-114.
- Stobbedrup, K. 1992. Food composition and consumption of Chilean hake (*Merluccius gayi*) with special reference to cannibalism. ICES C.M./G:43. Demersal Fish Cttee., 30 p.

5.1.4. Revisión de antecedentes bibliográficos de especies de la PDA

Resumen

Se creó una base de datos en el software EndNote X1 para facilitar el manejo de la información de referencias e imágenes cuya función principal es almacenar, crear, organizar, buscar y dar forma a las referencias bibliográficas, proporcionando, además, la incorporación de citas y referencias en los manuscritos. Esto permite organizar la información, asignando a cada imagen su propia leyenda y palabras clave. La base de datos creada en este proyecto consiste en 470 trabajos, principalmente artículos de revistas científicas e informes técnicos (FIPs). Se cuenta con 136 referencias y en algunos casos con el resumen; 334 trabajos se encuentran disponibles en formato PDF (Adobe Acrobat).

5.1.4.1. Introducción

La recopilación de trabajos relacionados con especies y pesquerías de la PDA se concentró en búsquedas bibliográficas en bases de datos internacionales tales como Scielo, SpringerLink, JStor, ScienceDirect, ASFA, Web of Science, Blackwell-Synergy, ISI, etc. A nivel nacional se indagó la existencia de antecedentes bibliográficos en Informes Técnicos FIP, trabajos de tesis, presentaciones a Congresos de Ciencias del Mar (resúmenes) en las bibliotecas de instituciones públicas y universidades que realizan investigación en ciencias del mar, proyecto del BIP en la Subsecretaría de Pesca, etc. Los antecedentes recopilados fueron incorporados en la base de datos bibliográficos Enanote para facilitar el manejo de información mediante imágenes e información almacenada en su base de datos, siendo factible mantener una base de datos bibliográfica personal, contando con herramientas para búsquedas rápidas por materia, autor, revista, año, palabras clave, etc.

5.1.4.2. Metodología

En la recopilación de información se utilizó la metodología descrita en [Yáñez *et al.* \(2007\)](#), adaptada por este estudio, la que consiste en la cuantificación de referencias según:

- 1) tipo de documentos (ej. informes técnicos, tesis de pre y postgrado, artículos de journals nacionales e internacionales, capítulos de libros, etc.);
- 2) tipo de conocimiento (ej. biológico, ecológico, pesquero, relación con el ambiente, oceanográfico, etc.); y,
- 3) especie y/o grupos de especies (ej. merluza del sur, merluza de cola, merluza de tres aletas, congrio dorado, raya volantín y bacalao de profundidad; especies de la fauna acompañante de las mismas, etc.).

5.1.4.3. Resultados

Como resultado de la recopilación bibliográfica de recursos demersales de la zona sur austral de Chile se creó una base de datos en el software EndNote X1 para facilitar el manejo de la información, pues se encontró bastantes referencias bibliográficas. En este proyecto la búsqueda detallada de la información disponible se basó en todas las áreas relacionadas con pesquerías de peces demersales con énfasis en especies presentes en la zona sur austral, *i.e.* especies, biología, alimentación, dieta, contenido estomacal, crecimiento, captura, distribución, reproducción, áreas, hábitat, parásitos, trofodinámica, descripción, etc. Dicha búsqueda se realizó en bibliotecas de universidades e institutos de investigación en Chile ligados al sector pesquero, de los cuales se obtuvo tesis e informes finales de proyectos (tal como FIP). Además, se utilizó bases de datos que incluyen revistas principales de circulación internacional, tal como ASFA, Blackwell Synergy, DOAJ (Directory of Open Access Journals), ELSEVIER, Scielo, SpringerLink, Web Science, SCIENTEDIRECT, etc. También se realizó búsquedas de material tal como revistas periódicas, trabajos publicados, libros,

secciones de libros, conference proceedings, conference papers, etc., para lo cual se utilizó Internet, accediendo así a información disponible online en páginas electrónicas de diferentes instituciones, tal como informes de proyectos, informes internos, reportes de talleres, programas computacionales, artículos electrónicos, páginas web, etc.

La información recopilada permitió generar una base de datos 470 trabajos, principalmente artículos de revistas (papers) e informes técnicos (FIPs), de los cuales 11 son libros electrónicos (Anuarios Estadísticos de Pesca); se aunque que en 136 de ellos se cuenta solo con la cita y en algunos casos con el resumen; 334 trabajos se encuentran disponibles en formato PDF (Adobe Acrobat).

Se realizó búsquedas en ésta con algunas palabras claves, siendo el propósito analizar y cuantificar la información para cada tema en específico. En este caso particular se utilizó los nombres de los géneros de las principales especies involucradas en la PDA. Según el tema de interés se realizó una cuantificación de referencias por palabras claves, la cual fue desglosada en varios elementos; por ejemplo, existen 80 citas que contienen la palabra “*Dissostichus*”, la cual puede ser relacionada con otras palabras claves para focalizar la búsqueda (Tabla 22).

Otros términos de búsqueda que pueden ser considerados importantes en este estudio corresponden a las principales especies objeto de la PDA: *Genypterus blacodes*, *Merluccius australis*, *Micromesistius australis*, *Macruronus magellanicus* y géneros como *Caelorinchus* o *Coelorinchus*. Para cada unos de estos términos se realizó búsquedas, cuyos resultados son presentados en las Tablas 23, 24, 25, 26 y, 27.

Tabla 22. Cuantificación de referencias ligadas a la palabras clave especie *Dissostichus elefinoides*, de los cuales se revisó 80 documentos, con detalle de términos relacionados.

Palabra clave	Palabras clave	N° de papers	Palabra clave	N° de papers
<i>Dissostichus</i>	alimentación, diet, feeding, food, stomach	37	alimentación	3
			diet	21
			feeding	19
			food	13
			stomach	15
	biología, biology	31	Crecimiento, age, otolith, growth	10
			captura, catch	18
			Reproducción, reproduction	2
	distribución, distribution	10	Chile	2
			Antarctic	1
Indic			1	
Atlantic			3	
reproducción, reproduction	5			
áreas, zonas	11			
parásitos, parasites	3			

Tabla 23. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie *Genypterus blacodes*, de los cuales se revisó 48 documentos, con un detalle de términos relacionados.

Palabra clave	Palabra clave	Nº de papers	Palabra clave	Nº de papers
<i>Genypterus</i>	alimentación, diets, feeding, food, stomach	12	alimentación	1
			diets	11
			feeding	9
			food	7
	biología, biology	19	stomach	3
			Crecimiento, age, otolith, growth	4
			captura o catch	1
	distribución, distribution	9	diet	4
			Chile	0
			Benguela	1
Argentina			4	
reproducción, reproduction	1	Atlantic	3	
		Chile	13	
		áreas	8	

Tabla 24. Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave género *Micromesistius*, de los cuales se revisó 26 documentos, con un detalle de términos relacionado.

Palabra clave	Palabra clave	Nº de papers	Palabra clave	Nº de papers
<i>Micromesistius</i>	diets, food, feeding, stomach	8	Diets	8
			Feeding	7
			Food	4
			stomach	3
	biología o biology	5	feeding	2
			spawning	2
			diet	2
	distribución, distribution	10	Chile	1
			Argentina	1
			Atlantic	2
egg, larvae, spaw			6	
reproducción, reproduction	4			
crecimiento, age, otolith	18			
áreas	4			

Tabla 25. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie *Merluccius australis*, de los cuales se revisó 49 documentos, con un detalle de términos relacionados.

Palabra clave	Palabra clave	Nº de papers	Palabra clave	Nº de papers
<i>Merluccius</i>	alimentación, diets, food, feeding, stomach	23	alimentación	4
			diets	10
			feeding	12
			food	11
			stomach	8
	Biología, biology	4	Crecimiento, growth	2
			Diet	1
			feeding	2
	Distribución, distribution	11	Chile	3
			Argentina	2
			Benguela	1
			Pacific	0
	Reproducción, reproduction	2	<i>Merluccius australis</i>	1
Areas	8	Chile	1	
		Atlantic	3	
		Patagonian	3	
		Argentina	2	
trophic larva o egg	13			
	13			

Tabla 26. Cuantificación de referencias ligadas a las palabras claves especie *Macruronus magellanicus*, de los cuales se revisó 32 documentos, con un detalle de términos relacionados.

Palabra clave	Palabra clave	Nº de papers	Palabra clave	Nº de papers
<i>Macruronus</i>	diets, feeding, food, stomach	12	diets	8
			feeding	9
			food	7
			stomach	4
	Biología, biology	4	feeding	2
			captura o catch	1
			diet	2
	distribución distribution	6	Chile	2
			Pacific	2
			Argentina	3
Atlantic			2	
Reproducción, reproduction	1			
Crecimiento, age, otolith, growth	21			
áreas	3			

Tabla 27. Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave género *Caelorinchus* o *Coelorinchus*, de los cuales se revisó 13 documentos, con un detalle de términos relacionados.

Palabra clave	Palabra clave	Nº de paper	Palabra clave	Nº de paper
<i>Caelorinchus</i> o <i>Coelorinchus</i>	alimentación, diets, feeding, food, stomach	9	alimentación	0
			diets	7
			feeding	6
			food	7
			stomach	3
			diet	2
	biología o biology	3	Captura, catch	1
			genética	1
			Chile	1
	Distribución, distribution	4	Pacific	1
			Argentina	0
			Atlantic	1
	Reproducción, reproduction	0		
Crec., age, otolith o growth	4			
áreas	0			

5.1.4.4. Referencia Bibliografica

Yáñez, E., E. González, H. Trujillo, L. Álvarez, L. Cubillos, G. Aedo y M. Pedraza. 2007. Diagnóstico del estado del conocimiento de los principales recursos pesqueros en Chile. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2005-25, 163 p.

5.2. Objetivo Específico 2

Analizar las interacciones biológicas (mortalidad por predación) y técnicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile mediante modelos multi-específicos. En caso de presentar dos o más modelos, por ejemplo, al menos uno debe ser estructural y otro global. En tal caso se debe comparar los resultados. Los análisis deben incluir, al menos, las siguientes especies: merluza de cola, merluza del sur, merluza de tres aletas, rayas y congrio dorado

Resumen

Se analiza las interacciones biológicas (mortalidad por predación, $M2$) y técnicas (mortalidad por pesca, F) que ocurren en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile a partir de resultados de un modelo Ecopath construido para describir la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile en el año 1990. El análisis se centra en las principales especies objetivo (merluza de cola, merluza del sur, merluza de tres aletas, rayas y congrio dorado) y en las principales flotas que operan en el área de estudio (arrastrera surimera, arrastrera hielera, espinelera fábrica, espinelera hielera, artesanal PDA y de rayas). $M2$ es significativa en la mayoría de las especies de la PDA, lo que es importante considerando que el efecto de otros predadores en el sistema puede estar aún subestimado. La predación por merluza de cola (adultos), merluza austral y raya explican la mayor fracción de $M2$ en merluza de cola juveniles, merluza de tres aletas, congrio dorado y merluza del sur. Particularmente, en merluza de cola y merluza austral el canibalismo es la principal causa de $M2$. Esto revela, fuera de toda duda, que la predación es un factor modelador de las poblaciones sometidas a explotación pesquera y, por tanto, debería ser considerada en lo sucesivo en el contexto del stock assessment para especies de la PDA. En cuanto a las interacciones técnicas, éstas parecen ser especialmente importantes en el caso de las flotas arrastrera y cerquera (ambas capturando merluza de cola), y entre las flotas espinelera hielera, espinelera fábrica y arrastrera (las tres capturando congrio dorado y merluza del sur).

5.2.1. Introducción

En condiciones naturales, la principal fuente de mortalidad en los ecosistemas marinos es la predación, representada como $M2$ en los modelos pesqueros (Bax, 1991; 1998). También se reconoce la existencia de una mortalidad residual denominada también “otra mortalidad”, representada por $M0$, explicada por enfermedades y senectud, entre otras causas. Sin embargo, lo cierto es que un individuo enfermo o de avanzada edad no sólo sigue siendo una presa sino que, como es fácil de imaginar, es una presa más vulnerable. Entonces, en términos de interacciones biológicas, lo que es mortalidad para un grupo (presa) es consumo para otro (predador). Dependiendo de la fuerza de interacción entre predador y presa, entonces cambios en la abundancia de uno u otro grupo pueden tener profundas consecuencias para su predador o presa, según sea el caso (Frank *et al.*, 2005; Daskalov *et al.*, 2007; Cury & Shannon, 2004).

En ecosistemas intervenidos por el hombre, otra fuente importante de mortalidad la constituye la pesca, representada por F en los modelos pesqueros. Aunque existen ejemplos de sobrepesca desde los albores de la humanidad, se acepta que éstos son más masivos y globales a partir de la expansión de la pesca industrial (Smith, 1994). Los efectos más conocidos de la sobrepesca son la disminución de la biomasa, la talla y el reclutamiento, entre otros parámetros poblacionales, de las especies objetivo. Sin embargo, debido a la baja selectividad en muchos artes de pesca, la sobrepesca también impacta a las poblaciones de las llamadas especies de la fauna acompañante, las que muchas veces pueden ser especies objetivo de otras flotas o artes de pesca. Entonces, tanto la captura de especies objetivo como de la fauna acompañante (sea ésta descartada o no) de una flota afecta como mortalidad por pesca adicional a la captura y sustentabilidad de otra flota.

Más allá del efecto de las interacciones biológicas y técnicas sobre stocks particulares, tanto la predación como la pesca pueden gatillar cambios importantes en la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas marinos, los que pueden ser amplificados o

atenuados dependiendo del tipo de control que domine en la trama trófica (Cury & Shannon, 2004).

Por lo tanto, en esta sección se evalúa las fuentes de mortalidad en las especies objetivo de la PDA y luego cada coeficiente de mortalidad se desagrega por predadores (en el caso de $M2$) y por flotas (en el caso de F).

5.2.2. Metodología

5.2.2.1. Descripción de las especies y flotas consideradas en el análisis

Las especies objetivo consideradas en el análisis ya fueron descritas en el capítulo correspondiente al Objetivo Específico 1. Por lo tanto, en esta sección sólo se describirá las flotas que se consideran en el modelo.

EwE permite incluir tantas flotas como las que operen en el área de interés o que presenten mayor interés para el modelador. Nosotros hemos considerado las siguientes flotas que operan en la PDA:

Arrastrera surimera. Esta flota está compuesta por un solo buque que opera habitualmente cada año entre abril y noviembre, dirigiendo su intencionalidad de pesca hacia la merluza de cola (2002-2003), aunque de junio a noviembre se dirige hacia merluza de tres aletas.

Arrastrera hielera. Esta flota dirige su intencionalidad de pesca sobre merluza del sur, pero entre junio y agosto cambia su intencionalidad de pesca hacia merluza de cola. Entre septiembre y diciembre opera con congrio dorado como especie principal. Las otras especies capturadas no presentan estacionalidad marcada.

Flota espinelera fábrica. La principal especie capturada por esta flota es merluza del sur entre enero y julio, seguida por congrio dorado en el último trimestre del año (cuando pasa a ser la especie objetivo). Las especies restantes presentan bajas capturas (<20 t mensuales), sin estacionalidad marcada.

Espinelera hielera. Esta flota opera principalmente sobre merluza del sur y congrio dorado.

Flota artesanal PDA. La fracción artesanal de la PDA opera en las aguas interiores de la X, XI y XII Regiones con intencionalidad de pesca dirigida principalmente a merluza del sur. La especie secundaria es el congrio dorado.

Flota Raya volantín. La pesquería de rayas (*Dipturus* spp.) se realiza entre la V y la XII Regiones, tanto en aguas interiores como exteriores. Aunque las estadísticas de pesca no discriminan entre las distintas rayas, las principales especies desembarcadas son raya volantín (*Dipturus chilensis*) y raya espinuda (*D. trachyderma*).

5.2.2.2. Formulación matemática para estimar los coeficientes de mortalidad por predación y pesca

En EwE el término que describe la mortalidad por predación $M2$, que es el que conecta los grupos (presas y predadores) del sistema, se calcula como:

$$M2_i = \sum_{j=1}^n Q_j \cdot DC_{ji} \quad \text{Ec. 20}$$

donde: la sumatoria se aplica sobre todos los n predadores que se alimentan de la presa i , Q_j es la tasa de consumo total del predador j . Q_j y se calcula como:

$$Q_j = B_j \cdot (Q/B)_j \quad \text{Ec. 21}$$

Se calculó y comparó para toda i en el modelo la fracción de $M2$ causada por cada predador, describiendo cuáles son las principales fuentes de mortalidad para cada i , con énfasis en las especies objetivo de la PDA.

En EwE el coeficiente de mortalidad por pesca F se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$F_i = Y_i / B_i \quad \text{Ec. 22}$$

donde: Y_i es la captura (si existe estimaciones de descarte y by-catch) de la especie i en el modelo y B_i es su biomasa.

Debido a que el modelo incluye múltiples flotas, es posible calcular la fracción de F_i que corresponde a cada flota. Entonces las interacciones técnicas son comparadas de la siguiente forma:

$$F_n = (F_i / F_{total}) \quad \text{Ec. 23}$$

donde: F_n es la fracción de la mortalidad por pesca causada por la flota n en la especie i .

La fuente de información desde donde se obtuvo Q_j , DC_{ij} , B_i y Y_i se presentó en el objetivo específico 1.

5.2.3. Resultados

5.2.3.1. Coeficientes de mortalidad

En la Fig. 33 se presenta el aporte (en porcentaje) de cada coeficiente de mortalidad a la mortalidad total (Z) de cada especie objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile. La mortalidad por pesca (F) es importante en los grupos merluza de cola (adultos) y congrio dorado, aunque también afecta a los grupos merluza del sur, rayas y merluza de tres aletas.

La mortalidad por predación ($M2$) es la principal causa de mortalidad en merluza de cola (juveniles) y merluza de tres aletas. El coeficiente “otras mortalidades” ($M0$) sería importante en merluza de cola adultos, raya y merluza del sur.

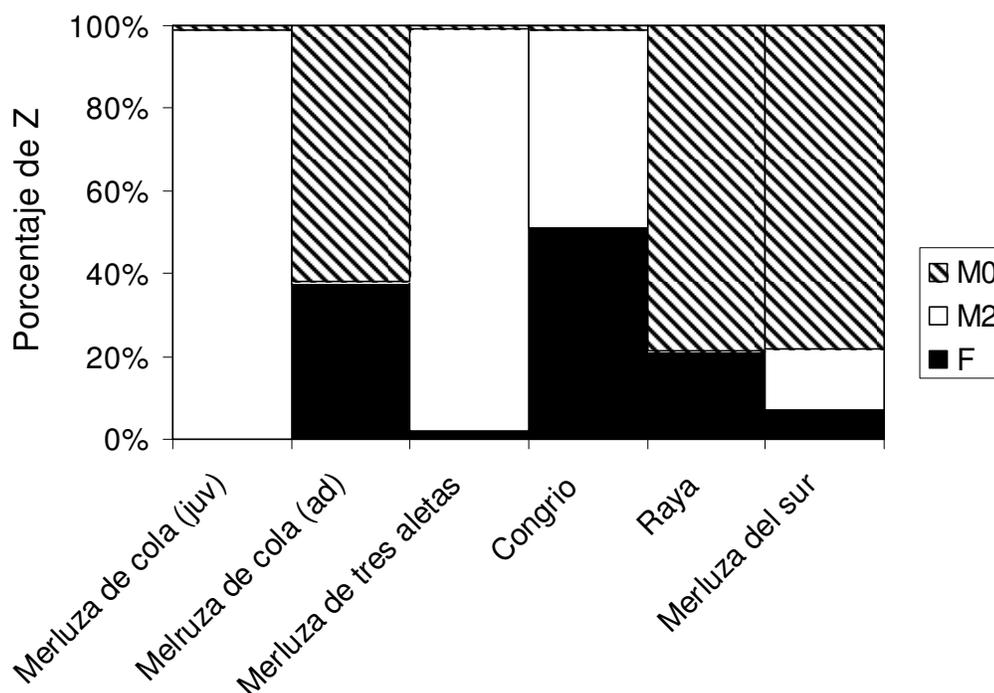


Figura 33. Descomposición porcentual del coeficiente de mortalidad total (Z) en sus componentes de mortalidad por pesca (F), predación ($M2$) y otras mortalidades ($M0$) para las especies objetivo incluidas en el modelo Ecopath de la pesquería demersal sur-austral del Chile.

5.2.3.2. Principales causas de mortalidad por predación

En la Fig. 34 se muestra el aporte (en porcentaje) de cada predador al total de la mortalidad por predación ($M2$) de cada especie objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile. En el caso de merluza de cola (juveniles), la principal causa de predación es el canibalismo, que explica casi el 80% de $M2$, siendo la predación por merluza austral (20%) y por congrio dorado (1%) marginales. En el caso de merluza de cola (adultos), el principal predador es raya. Para merluza de tres aletas la predación por merluza de cola (adultos) explica más del

80% de *M2*, seguida por la predación por merluza austral (15%) y escasamente por congrio dorado (1%). *M2* en congrio dorado es explicada en 100% por la predación por raya. Tal como se observa en la Fig. 34, el grupo rayas no experimentó mortalidad por predación. Al igual que en el caso de merluza de cola, la principal causa de *M2* en merluza del sur es el canibalismo (>95%), y escasa predación por congrio dorado (5%).

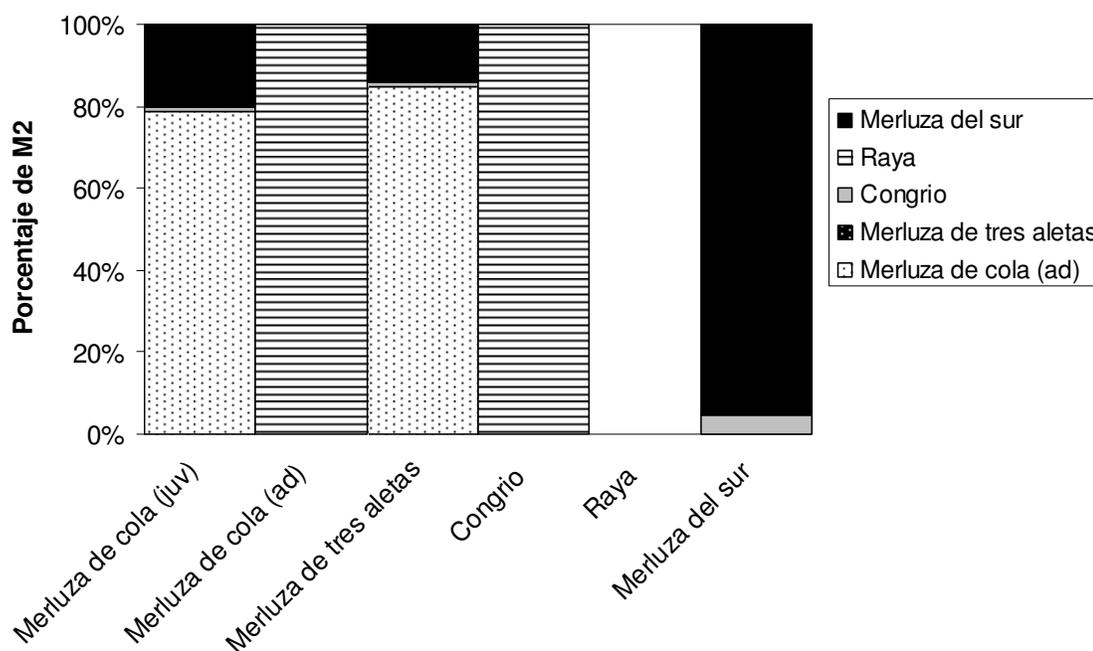


Figura 34. Aporte (en porcentaje) de cada predador al total de la mortalidad por predación de cada especie objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile.

5.2.3.3. Interacciones técnicas

En la Fig. 35 se presenta la descomposición del coeficiente de mortalidad por pesca (*F*) por flota para las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile. Tanto para “otros peces pelágicos” como para “otros peces demersales”, *F* es causada exclusivamente por la flota artesanal. Para merluza de cola *F* se explica principalmente por la flota cerquera y secundariamente por la flota arrastrera industrial. En el caso de merluza de tres aletas *F* se explica exclusivamente por la actividad de la flota arrastrera industrial. La flota espinelera

hielera es la que explica la mayor parte de F en congrio dorado, secundada por la flota arrastrera y, en menor medida, por la flota espinelera fábrica. En el caso de raya F se explica exclusivamente por la acción de la flota de rayas de la PDA. Al igual que en el caso de congrio dorado, F en merluza austral se explica por la flota espinelera fábrica, seguida por la flota arrastrera industrial y un aporte marginal de la flota artesanal.

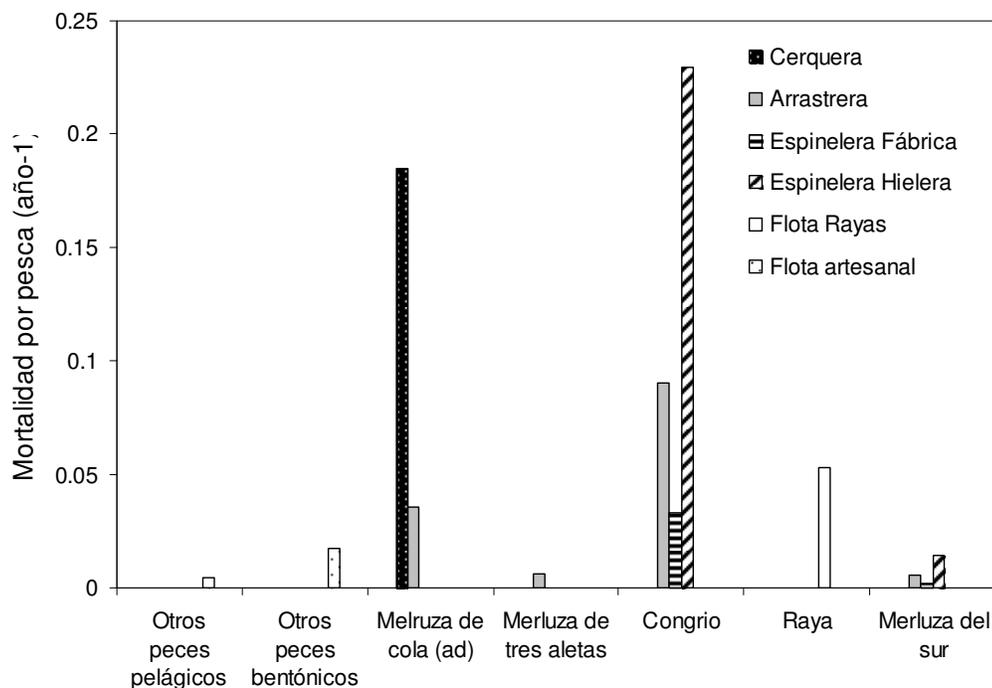


Figura 35. Descomposición del coeficiente de mortalidad por pesca por flota para las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile

5.2.4. Discusión

La mortalidad por predación es significativa en la mayoría de las especies de la PDA, tal como lo muestra el aporte del coeficiente $M2$ a la mortalidad total (Z). Este resultado es importante, ya que $M2$ puede aún estar subestimada para varias especies debido a la falta de conocimiento de la abundancia y consumo de predadores tope en el sistema. Por lo tanto, en la medida que se cuente con más y mejor información para predadores tope la única posibilidad es que $M2$ aumente en sus presas.

Para las especies/grupos funcionales donde $M2$ es importante (como merluza de cola juveniles, merluza de tres aletas, congrio y merluza del sur), ésta se explica principalmente por la predación por merluza de cola (adultos), merluza austral y raya. Particularmente, en merluza de cola y merluza austral el canibalismo es la principal causa de $M2$. Esto revela, fuera de toda duda, que la predación es un factor modelador de las poblaciones sometidas a explotación pesquera y, por tanto, debería ser considerada en lo sucesivo en el contexto del stock assessment para especies de la PDA.

En cuanto a las interacciones técnicas, éstas parecen ser especialmente importantes en el caso de las flotas arrastrera y cerquera (ambas capturando merluza de cola), y entre las flotas espinelera hielera, espinelera fábrica y arrastrera (las tres capturando congrio y merluza del sur).

5.2.5. Referencias bibliográficas

Bax, N.J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. ICES Marine Science Symposium, 193: 217–224.

Bax, N.J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES Journal of Marine Science, 55: 997-1030.

Cury, P. and L. Shannon. 2004. Regime shifts in upwelling ecosystems: observed changes and possible mechanisms in the northern and southern Benguela. Progress in Oceanography, 60: 223-243.

Daskalov, G.M., A.N. Grishin, S. Rodionov and V. Mihneva. 2007. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(25): 10518-10523.

Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi and W.C. Legget. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science, 308: 1621-1623.

Smith, T.D. 1994. Scaling fisheries: the science of measuring the effects of fishing 1855-1955. Cambridge Studies in Applied Ecology and Resource Management. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 404 pp.

5.3. Objetivo Específico 3

Implementar los modelos propuestos basados en el ecosistema a bases de datos existentes y contrastar los resultados con modelos monoespecíficos en uso.

5.3.1. Modelamiento multiespecífico Ecopath with Ecosim

Resumen

Se implementa un modelo de trama trófica con dinámica temporal con bases de datos existentes a partir de evaluaciones de stock mono-específicas disponibles. El modelo seleccionado es Ecosim (versión dinámica de Ecopath) contenido en el software Ecopath with Ecosim. El modelo dinámico es ajustado a series históricas de biomasa y desembarque de las especies objetivo de la PDA utilizando la mortalidad por pesca ($F=Y/B$) como forzante dinámico, variando el parámetro de vulnerabilidad a la predación (v) y la producción primaria. El modelo entregó un ajuste satisfactorio para la biomasa de la mayoría de las especies consideradas, lo que no ocurrió con igual éxito en el caso de los desembarques. Esta “discrepancia” podría deberse, por ejemplo, a que el modelo no incluye aún otras fuentes posiblemente importantes de F , e.g., una evaluación detallada del destino de las especies de la fauna acompañante en las distintas pesquerías. Más allá del efecto de la pesca y del parámetro vulnerabilidad en la dinámica de las especies objetivo de la PDA, el proceso de ajuste de las predicciones de Ecosim a series de tiempo indicó la existencia de cambios hipotéticos en la producción primaria (PP) del sistema, los que se habrían distribuido por toda la trama trófica a través de las interacciones predador-presa que se establecen entre los distintos grupos funcionales. Esto indicaría que, más allá del efecto top-down de la pesca y de los predadores, el sistema puede estar influido también de manera importante por cambios de tipo bottom-up, esto es, mediados por grupos de niveles bajos en la trama trófica, incluyendo la producción primaria. Se propone considerar seriamente la hipótesis de un

cambio en la productividad global del ecosistema, sumado al efecto de la pesca para explicar la tendencia a la baja de la biomasa de las especies objetivo de la PDA.

5.3.1.1. Introducción

El objetivo principal de ajustar modelos globales o modelos estructurados por edad a series de tiempo de una especie es obtener estimados de cuatro aspectos principales de la dinámica del stock y la pesquería, a saber: (i) tamaño poblacional histórico (B_0) a través del examen de cambios en la abundancia relativa y la composición de edad (o tallas) de una población bajo capturas (remoción de biomasa) conocidas; (ii) cambios temporales en las tasas de mortalidad (incluyendo, si es posible, una evaluación del aporte de la pesca a estos cambios); (iii) las respuestas compensatorias del stock, particularmente en las tasas de reclutamiento a niveles de abundancia bajos; y (iv) patrones temporales de “errores de proceso” o “anomalías del reclutamiento” representando el efecto de cambios pasados en factores no relacionados (o no predecibles) a partir de cambios en el tamaño del stock (Walters & Martell, 2004).

Al ajustar modelos de ecosistemas intentamos alcanzar los mismos objetivos, aunque además esperamos explicar algunos de los errores de proceso mono-específicos, los que tienen, muy probablemente, un origen derivado de efectos relacionados con interacciones tróficas. Al analizar la estructura del modelo Ecosim se observa que existe gran cantidad de parámetros de escala (biomasa) que pueden variar. Sin embargo, éstos pueden acotarse a rangos más o menos estrechos a través de restricciones impuestas por el balance de masa que debe cumplirse en cada grupo funcional (e.g., combinaciones de biomásas que implicarían cualquier $EE > 1$, lo que representaría que el consumo sobre un grupo fue mayor que su producción).

En los modelos de ecosistema, Ecosim en particular, la fuerza de las respuestas compensatorias se representa principalmente a través de parámetros de predación, i.e., la

respuesta funcional. Específicamente, los parámetros de intercambio de biomasa desde la fracción invulnerable a la fracción vulnerable v_{ij} de las presas representan cómo la utilización que hacen del espacio/hábitat los predadores y las presas limita sus tasas de interacción (Walters *et al.*, 1997). Estos parámetros de vulnerabilidad son buenos candidatos para ser incluidos en ejercicios de ajuste (i.e., que son informativos y que desearíamos estimar a partir de los patrones de cambio en abundancias), ya que ellos representan el efecto de procesos biológicos de meso-escala que son extremadamente difíciles de medir directamente en experimentos de campo. Además, estos parámetros serían críticos en predicciones sobre la estabilidad y la biodiversidad futuras del ecosistema (Walters & Martell, 2004).

En esta sección se presenta las bases teóricas de un modelo dinámico de trama trófica (Ecosim) y los supuestos y pasos necesarios para su ajuste a series históricas de abundancia relativa y desembarques de las especies objetivo de la PDA.

5.3.1.2. Metodología

5.3.1.2.1. Presentación Ecosim el modelo con dinámica temporal

Formulación matemática y principales supuestos del modelo Ecosim

Aunque Ecopath ha sido ampliamente utilizado para caracterizar tramas tróficas acuáticas (Christensen & Pauly, 1993; www.ecopath.org, entre otros), este enfoque representa sólo la situación del sistema en el período analizado, siendo incapaz de responder preguntas sobre la dinámica de stocks individuales o de la trama trófica en su conjunto ante cambios en factores internos (predación) o externos (pesca y variabilidad ambiental). Walters *et al.* (1997), concientes de esta limitación, dieron un salto cualitativo y cuantitativo significativo en el análisis de ecosistemas marinos con enfoques ecotróficos multiespecíficos al traducir la ecuación básica de Ecopath en una ecuación de biomasa dinámica. Esto permite realizar

simulaciones y analizar las tendencias de la biomasa de cada componente del ecosistema ante distintos escenarios de pesca o de variables ecológicas. De ahí el nombre de este nuevo modelo, Ecosim. Su ventaja es que se aplica sobre un modelo Ecopath ya construido, aprovechando entonces toda la parametrización previa. La ecuación básica de Ecosim describe la dinámica de los grupos funcionales en el ecosistema de la siguiente forma:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M_0 B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j) \quad \text{Ec. 24}$$

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

$$f(B_i) = v_i B_i / (1 + B_i h_i) \quad \text{Ec. 25}$$

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

Si el grupo i es un consumidor, entonces:

$$f(B_i) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j) \quad \text{Ec. 26}$$

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

El sistema de ecuaciones que se deriva se integra en el tiempo incorporando tasas de mortalidad por pesca (F) variables, entregando así predicciones dinámicas de biomasa para todo i . Dichas predicciones son resultado directo de cambios en la captura, la predación y la

disponibilidad de alimento para cada grupo i y un reflejo indirecto de cambios en la pesca y la predación sobre grupos que interactúan con el grupo i .

Modelamiento del consumo en Ecosim

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

$$C_{ij} = \frac{a_{ij}v_{ij}B_{it}B_{jt}}{2v_{ij} + a_{ij}B_{jt}} \quad \text{Ec. 27}$$

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

Vulnerabilidad a la predación

Las relaciones predador-presa son más complejas que aquellas descritas mediante ecuaciones simples tipo Lotka-Volterra (Walters *et al.*, 1997). En efecto, los predadores y las presas no se distribuyen homogéneamente en el espacio, sino que su interacción depende del comportamiento de ambos. Por un lado, la presa utiliza tácticas de escape o búsqueda de

refugio que disminuyen la probabilidad de ser atacada (y si el ataque es exitoso, predada), mientras que el predador puede cambiar el tiempo que destina a la búsqueda de una presa y/o la energía de ataque.

Lo anterior se relaciona con las dos visiones clásicas que tratan de explicar la regulación poblacional en ecosistemas naturales. Por un lado, se sostiene que la disponibilidad de alimento (control por presas o “bottom-up”) es el principal medio de regulación poblacional, mientras que, por el otro lado, se propone que la presión de predación (control por predadores o “top-down”) es la principal fuente de regulación. Actualmente se acepta que ambos tipos de control operan dinámicamente al interior de las tramas tróficas marinas (Power, 1992; Hunt & McKinnell, 2006). Esto implica que la evaluación de las relaciones predador-presa requiere necesariamente de un análisis del tipo de control que opera en un momento dado. Ecosim utiliza la vulnerabilidad de la presa a la predación como una aproximación a este problema. Esta vulnerabilidad puede verse influenciada por cambios espaciales del predador, de la presa o de ambos, y de ahí la alternancia dinámica entre un tipo de control y otro.

En Ecosim la biomasa de cada grupo presa B_i tiene un componente vulnerable para cada predador j (V_{ij}) en cualquier momento del tiempo (Fig. 36) La importancia del parámetro vulnerabilidad (v) en las predicciones realizadas por Ecosim, es que éste regula la velocidad de intercambio entre la fracción invulnerable y la vulnerable de la presa. Si v es alto, entonces el reemplazo desde la biomasa invulnerable a la vulnerable será casi instantáneo. En cambio, si v es bajo, entonces el reemplazo de la biomasa desde la fracción invulnerable a la vulnerable será lento, y en este caso, la dinámica del predador estará regulada por el valor de v más que por el valor de la biomasa del predador. Así, un valor bajo de v implicará un control por presas.

En la versión de Ecosim 5.1 v se distribuye entre 1 y $\gg 1$. Por lo tanto, un valor alto de v (i.e. alrededor de 5) implica control por predadores (top-down), mientras que un valor bajo de v (cercano a 1) implica control por presas (bottom-up). En Ecosim se asume por defecto que el

valor de $v=2$, esto es un control “mixto” entre bottom-up y top-down, denominado wasp-waist.

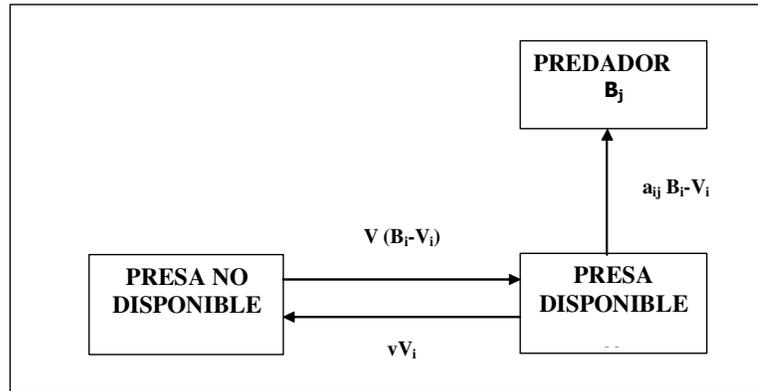


Figura 36. Vulnerabilidad (v). Representación de los flujos entre la fracción vulnerable (V_i) e invulnerable ($B_i - V_i$) de la biomasa de una presa dada en EwE. El parámetro a_{ij} es la tasa de búsqueda de la presa i por el predador j , v es la tasa de intercambio entre el estado vulnerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que $V_i = vB_i / (2v + aB_j)$. Modificado de [Walters et al. \(1997\)](#).

5.3.1.2.2. Implementación del modelo ECOPATH with ECOSIM (EwE)

El principal objetivo de desarrollar modelos ecosistémicos en el contexto de las pesquerías es proveer herramientas para comparar y revisar opciones de manejo que den cuenta de objetivos más amplios que los que han sido considerados tradicionalmente en el manejo pesquero basado en una aproximación mono-específica. Si existe la necesidad de explorar opciones de manejo basadas en modelos multi-específicos y ecosistémicos, entonces es necesario, al menos, demostrar que él o los modelos pueden reproducir, en forma satisfactoria, patrones históricos en respuesta a factores conocidos.

En el campo de la modelación multi-específica y ecosistémica, específicamente en el caso de EwE, existen varios ejemplos de aplicaciones en las cuales se ha comenzado a ajustar

modelos ecosistémicos a series de tiempo utilizando esencialmente los mismos procedimientos de búsqueda no lineal que son utilizados para estimar parámetros en los modelos de evaluación de stock mono-específicos (ver ejemplos presentados en [Walters & Martell, 2004](#); [Christensen *et al.*, 2005](#); [Shannon *et al.*, 2008](#); [Mackinson *et al.*, 2008](#)). Tal como en los modelos mono-específicos, la idea central es forzar el modelo con un conjunto de datos de entrada históricos conocidos o hipotéticos que representan perturbaciones en el sistema (e.g., presión por pesca) y luego manipular los parámetros del modelo de forma de mejorar su habilidad de ajustarse a un conjunto de observaciones de medidas de respuesta (e.g., abundancia).

Particularmente, el modelo EwE permite al usuario ingresar series de tiempo, tanto de factores que representen perturbaciones o forzamiento como de variables respuesta, a través de hojas de cálculo que definen un período de referencia histórico y los datos disponibles para cada año sobre ese periodo de tiempo ([Walters & Martell, 2004](#); [Christensen *et al.*, 2005](#)).

Los factores de forzamiento en EwE pueden ser: (i) esfuerzo de pesca por arte y/o estimaciones de tasas de mortalidad por pesca por año y especies o pool de biomasa; (ii) biomazas “forzadas” en el tiempo para especies específicas que no son incluidas en el modelo pero que hayan probablemente impactado a especies incluidas en el modelo; (iii) predictores o índices de cambios históricos de productividad (e.g., tasas relativas de surgencia); y, (iv) predictores o índices de tasas relativas de asentamiento larval (e.g., éxito de reclutamiento temprano).

Por otro lado, los datos de desempeño o respuesta pueden ser series de tiempo de: (i) abundancias relativas (e.g., CPUE) o absolutas por pool de biomasa; (ii) estimados directos de tasas de mortalidad total (Z), a partir del análisis de marcaje o composición de edad/talla; (iii) peso corporal promedio por grupo; y, (iv) captura o desembarque.

En este proyecto se utilizó la mortalidad por pesca ($F = Y/B$) como factor de forzamiento y abundancias relativas (CPUE) y/o absolutas (evaluaciones directas) para las principales especies recurso de la PDA para calibrar/ajustar el modelo Ecosim.

Una crítica *a priori* al proceso de ajuste de modelos complejos es que, debido a la gran cantidad de factores forzantes y parámetros que podrían variarse, es posible que muchos de los ajustes satisfactorios encontrados sean en realidad espurios. Esto se debe a una sobreparametrización del modelo. Sin embargo, a partir de los ejemplos de ajuste de modelos Ecosim a series de tiempo, [Walters & Martell \(2005\)](#) y [Christensen *et al.* \(2005\)](#) hacen hincapié en que encontrar buenos ajustes de modelos a series de tiempo utilizando medidas de presión de pesca es más bien un caso poco frecuente. Esto se debería a: (i) factores biológicos (e.g., valores de iniciación para parámetros que son poco factibles); y (ii) factores externos al modelo que pueden influir en el ecosistema (e.g., una especie no incluida en el modelo, cambios en las condiciones ambientales tales como eventos ENSO o cambios de régimen, y cambios tecnológicos en las pesquerías, entre otros).

Por lo tanto, [Walters & Martell \(2004\)](#) y [Christensen *et al.* \(2005\)](#) sugieren realizar un examen cuali- y cuantitativo del modelo antes de pasar directamente al ajuste del mismo a series de tiempo. Una vez realizada esta evaluación cualitativa de los componentes del modelo o variables externas importantes, el proceso de ajuste consiste en dos pasos principales, los que, sin embargo, no son fáciles ya que implican realizar elecciones difíciles. Estos pasos son: (i) selección del criterio estadístico o medida de acuerdo entre el modelo y los datos (tomando en cuenta que esta medida debe agregar tipos de datos de múltiples características); y (ii) la elección de los parámetros a variar durante la búsqueda del mejor ajuste del modelo.

De acuerdo con [Walters & Martell \(2004\)](#), la respuesta para la primera pregunta es una función de verosimilitud. Ecosim usa una función de verosimilitud basada en el supuesto que las series de tiempo en pesquerías involucran generalmente medidas con distribución de

errores tipo log-normal. El segundo supuesto es que las observaciones son independientes entre tipos de data y a través del tiempo dentro de cada conjunto de datos.

Bajo estos supuestos, la log-verosimilitud para los datos, evaluados como los estimados de máxima verosimilitud condicional para todas las varianzas de parámetros se representa con la siguiente ecuación:

$$LnL = -\sum_d (n_d / 2) \ln(SS_d) \quad \text{Ec. 28}$$

donde: el índice d representa el tipo de datos (e.g., abundancia relativa, mortalidad total, captura, etc.), n_d es el número de observaciones de d , y SS_d es la desviación en la suma de cuadrados, la que se calcula de dos formas dependiendo de si el tipo de dato es una medida absoluta o un estado/tasa relativa.

En el último caso se asume que las medidas relativas son observaciones de la forma $y_{dt} = q_d X_{dt}$ donde Y_{dt} es el valor observado (e.g., CPUE), q_d es un parámetro de escala (normalmente la capturabilidad), y X_{dt} es el valor de la variable de estado del sistema (e.g., biomasa total Bt).

Para medidas relativas, SS_d se calcula en dos pasos: primero se calcula un “estadígrafo z”

$z_{dt} = \ln\left(\frac{y_{dt}}{X_{dt}}\right)$ para cada t , y la media aritmética \bar{z}_d de esos estadígrafos (\bar{z}_d es el estimado condicional de máxima verosimilitud de $\ln(q_d)$); luego, se calcula $SS_d = \sum_t (z_{dt} - \bar{z}_d)^2$. Para medidas de estado/tasa absolutas tal como capturas, SS_d se calcula como $SS_d = \sum_t (y_{dt} - X_d)^2$, lo que implica que no es necesario corregir por el parámetro de escalamiento en la observación q_d).

Existe un amplio debate sobre cuales parámetros debieran tratarse como variables o incógnitas al maximizar criterios como el de la función de máxima verosimilitud en Ecosim. De acuerdo con [Walters & Martell \(2004\)](#), la mejor estrategia para evitar el sobre-ajuste del modelo a los datos es restringir las búsquedas durante el proceso de ajuste a aquellos parámetros que no pueden ser estimados por ningún análisis independiente. Esto implica considerar los parámetros QB_i , PB_i , DC_{ij} y, al menos, algunos valores de B_i como si fuesen bien estimados. Luego, y al menos inicialmente, la búsqueda de parámetros puede restringirse a sólo algunos B_i inciertos y a EE_i para aquellos pools de biomasa para los cuales B_i no puede estimarse independientemente y para cualquiera de los parámetros críticos de intercambio de biomasa debido a la vulnerabilidad de las presas v_{ij} que no pueden ser estimados por métodos alternativos, tales como los propuestos por [Walters & Martell \(2004\)](#).

Por lo tanto, el ajuste del modelo Ecosim a series de tiempo se realiza en este estudio bajo el siguiente protocolo:

- se proyectó el modelo desde 1990 hasta 2007 usando series de tiempo de mortalidad por pesca ($F = Y/B$) como forzante de la biomasa de las especies recurso;
- se estimó los 15 valores de vulnerabilidad para los cuales las proyecciones de Ecosim son más sensibles cambiando levemente cada “v” en 1%, proyectando cada vez el modelo para evaluar el cambio en SS, i.e., cuán sensible son las predicciones sustentadas por los datos a cada v;
- se evaluó los valores de aquellos 15 vs que minimizaran SS;
- búsqueda de series de tiempo de anomalías en la producción primaria en el modelo que pudieran representar cambios históricos en productividad que hayan impactado B_i a través de la trama trófica.

Fuente de información factores forzantes (mortalidad por pesca)

La fuente de información corresponde a series de tiempo de biomasa (B) y desembarques (Y) de las especies objetivo de la PDA, obtenidas desde informes técnicos para cada especie emitidos por la Subsecretaría de Pesca, basados en los informes de estimación de cuotas totales permisibles para merluza de cola, merluza de tres aletas, congrio, raya y merluza austral. A partir las series de B y Y se construyó, para cada especie, una serie de mortalidad por pesca ($F = Y/B$), la que se utilizó como forzante de la biomasa tal como descrito en el protocolo de ajuste. Las series utilizadas se muestran en la Fig. 37.

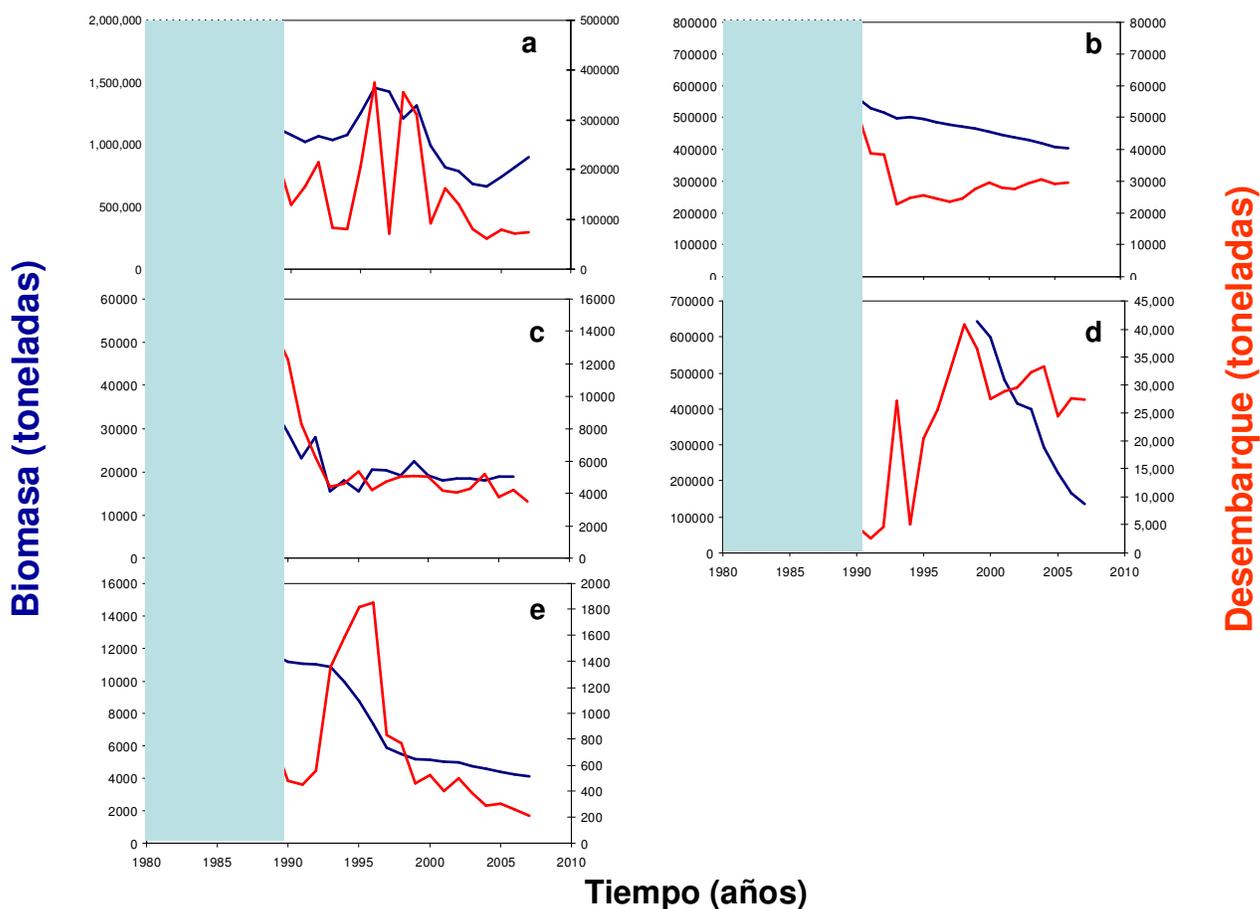


Figura 37. Series de tiempo de biomasa (B) y desembarques (Y) de las especies objetivo de la PDA, obtenidas desde informes técnicos para cada especie emitidos por la Subsecretaría de Pesca de Chile. Clave: a= merluza de cola; b= merluza austral; c= congrio; d= merluza de tres aletas; e= raya.

5.3.1.3. Resultados

El ajuste del modelo Ecosim a series de tiempo de abundancias relativas y desembarques se muestra en las Figs. 38 y 39, respectivamente. En el caso de merluza de cola (juveniles), el modelo presenta un buen ajuste durante toda la serie de reclutamientos estimada a partir de una evaluación de stock indirecta para merluza de cola. Sin embargo, para el último año el modelo predice un nivel de reclutamiento que no concuerda con el resultado de la evaluación de stock (Fig. 38a). Para los adultos de merluza de cola, el modelo predice relativamente bien el incremento en biomasa del stock parental a mediados de la década de los años 1990, para luego predecir la tendencia decreciente del stock iniciada a fines de la década de los años 1990 (Fig. 38b).

El modelo se ajustó bastante bien en el caso de merluza de tres aletas, tanto en el caso de la biomasa estimada por métodos indirectos como a la estimada a partir de cruceros de evaluación de stock (Figs. 38c y 38d). Un ajuste satisfactorio entre la predicción de Ecosim y la serie de tiempo de abundancia relativa (cpue) se observó en congrio dorado (Fig. 38e).

En el caso de rayas Ecosim predice altas abundancias relativas al inicio de la serie de tiempo y luego una disminución exponencial de la abundancia de este grupo hacia el final de la serie temporal (Fig. 38f). La predicción del modelo Ecosim también entregó un ajuste satisfactorio a la biomasa estimada a través de evaluación directa de merluza austral (Fig. 38g).

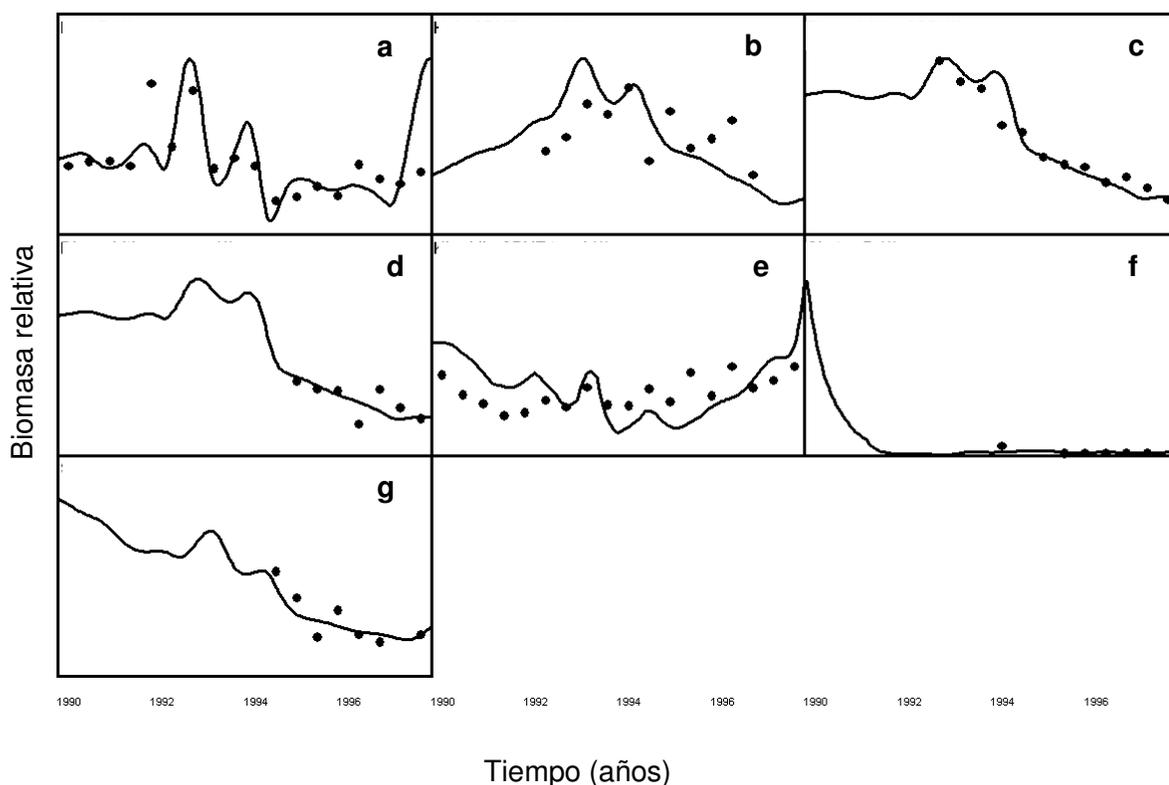


Figura 38. Ajuste de las predicciones del modelo Ecosim (línea continua) de la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile a series de tiempo de abundancia relativa de las especies objetivo (puntos). Los valores son relativos al año 1990, año de inicio del modelo. Clave: a) reclutas de merluza de cola; b) adultos de merluza de cola; c) merluza de tres aletas (biomasa desovante); d) merluza de tres aletas (evaluación directa); e) congrio colorado (cpue flota arrastrera); f) rayas (evaluación directa); g) merluza austral (evaluación directa).

Los ajustes entre los valores de desembarques predichos por Ecosim y los “observados” obtenidos desde los anuarios de SERNAPESCA, presentaron ajustes satisfactorios en el caso de merluza de cola y congrio (Fig. 38a y Fig. 38.c). Aunque la tendencia decreciente de los desembarques de merluza del sur es correctamente predicha por Ecosim, la magnitud de los mismos fue subestimada por el modelo.

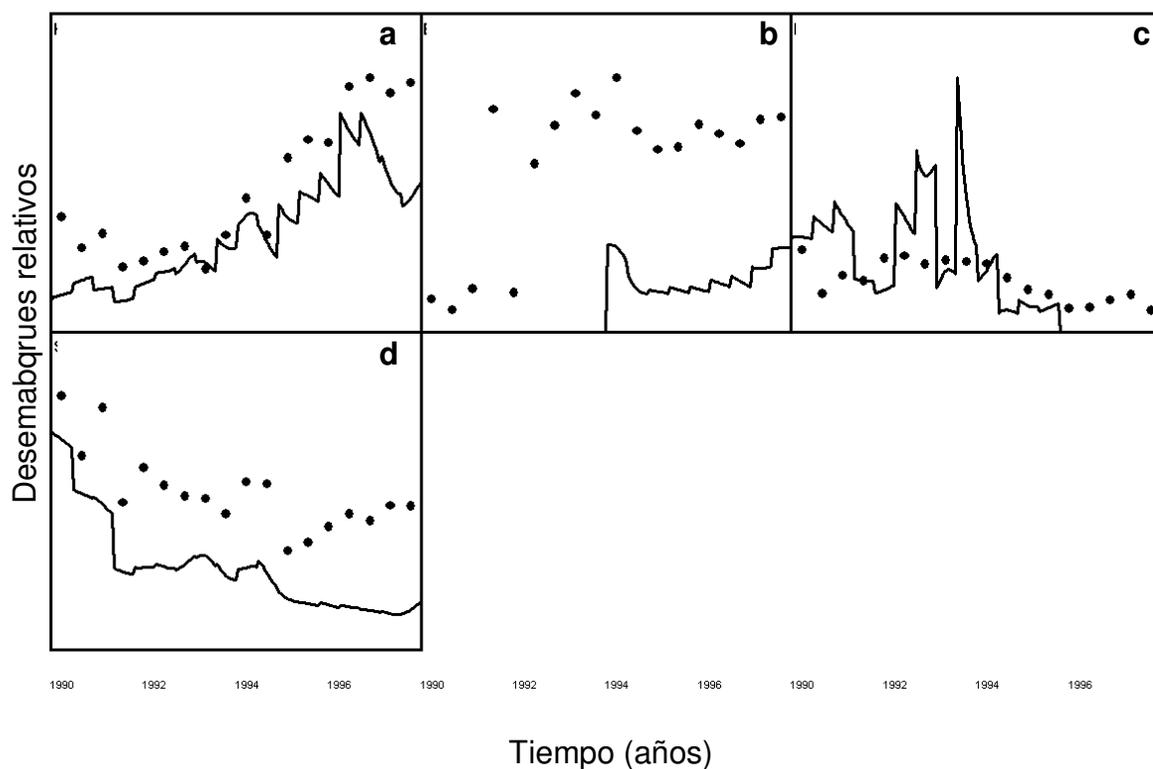


Figura 39. Ajuste de las predicciones del modelo Ecosim (línea continua) de la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile a series de tiempo de desembarques de las especies objetivo (puntos). Los valores son relativos al año 1990, año de inicio del modelo. Clave: a) merluza de cola; b) merluza de tres aletas; c) congrio; d) merluza austral.

En la Fig. 40 se muestra el cambio relativo en la producción primaria (PP) del modelo calculado por Ecosim para mejorar el ajuste de las predicciones a las series de tiempo de biomasa y capturas (Fig. 38 y 39). El resultado de dicha búsqueda arrojó valores sobre 1 para la gran mayoría de la década de los años 1990, con fuertes incrementos de PP en los años 1995 y 1998. A partir de 1990 se produce un cambio en esta tendencia, observándose valores bajo 1, con mínimos en 1999 y 2005. En los años 2006 y 2007 se observa nuevamente un potencial cambio hacia valores mayores a 1 (Fig. 40).

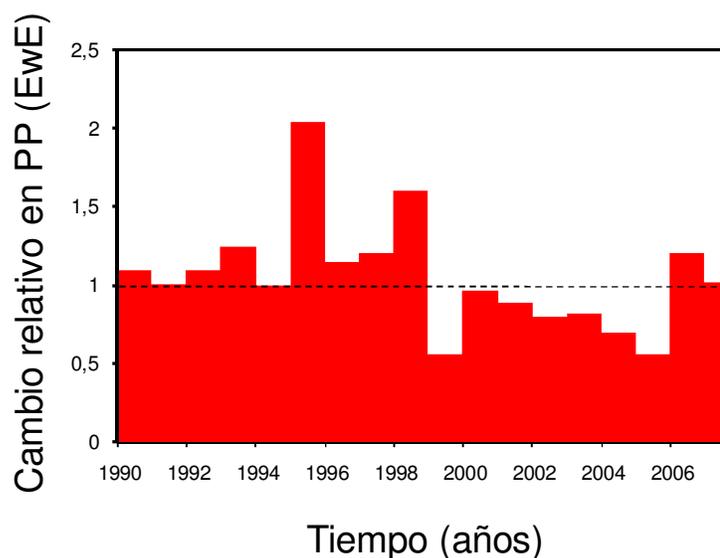


Figura 40. Cambio relativo en la producción primaria anual resultante de ajustar el modelo Ecosim que describe la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile a series de tiempo de biomasa y desembarques de las especies objetivo de la pesquería demersal sur-austral de Chile.

5.3.1.4. Discusión

El proceso de ajuste de un modelo multiespecífico a series de tiempo debe considerarse siempre como trabajo en progreso, en ningún caso como un resultado final (Christensen *et al.*, 2005; Walters & Martell, 2004). Sin embargo, en los últimos años varios modelos EwE han producido ajustes verosímiles a datos históricos, al punto de ser considerados para realizar predicciones plausibles respecto de la aplicación de acciones de manejo (ver ejemplos en Christensen *et al.*, 2005; Walters & Martell, 2004; Walters *et al.*, 2005; Fisheries Center, 2009).

En el caso del modelo construido para describir la trama trófica en la cual se desenvuelven las especies objetivo de la PDA, éste entregó un ajuste satisfactorio para la biomasa de la mayoría de las especies consideradas. Sin embargo, el ajuste fue menos satisfactorio en el

caso de los desembarques de las mismas especies. En este sentido, se debe tener en cuenta que este tipo de análisis busca comprender qué procesos, además de la pesca, han aportado también a la dinámica de las especies objetivo y a la trama trófica, en general. Por lo tanto, lo central de esta evaluación es si el modelo puede predecir correctamente las tendencias observadas por sobre un ajuste exacto de los valores absolutos de ambas series punto a punto. Esto es remarcado por nosotros y debe ser bien comprendido por el lector.

En el caso de la biomasa, aun cuando la tendencia general es bien descrita por EwE, el ajuste no fue muy satisfactorio en el caso de merluza de cola, lo que puede deberse a que el modelo, en su versión actual, no considera correctamente los procesos de predación (canibalismo) y pesca sobre esta especie, o no incluye otros factores que podrían ser importantes para la dinámica de esta especie. En este sentido, la merluza de cola presenta un componente migratorio que podría ser incluido en futuras aplicaciones del modelo, tanto en Ecosim como en su versión espacial Ecospace (Pauly *et al.*, 2000; Christensen *et al.*, 2005).

Las discrepancias pueden resultar también al trabajar con valores oficiales tanto para la biomasa (B) como para el desembarque por especie y por flota (Y). Con estos valores se calculó la mortalidad por pesca ($F=Y/B$), que a su vez fue incluida en el modelo ECOSIM como forzante de la biomasa de cada especie objetivo. En la mayoría de los casos el desembarque observado (esto es, el desembarque oficial) es menor que el desembarque esperado. Cabe destacar que en ECOSIM el desembarque, a diferencia de la biomasa, no es una variable utilizada en el ajuste del modelo, sino que se presenta sólo como medida de acuerdo entre los valores predichos y observados. Por lo tanto, la subestimación de Y por el modelo ECOSIM puede deberse a dos fuentes, a saber, sobreestimación de B o subestimación de Y. En el caso de las series de biomásas podemos considerar que éstas están bastante bien estimadas por corresponder a estimaciones diseño-basadas (cruceros de evaluación) o modelo-basadas (modelos de evaluación sintonizados con observaciones). En el caso de las series de desembarques, el hecho de trabajar con desembarques oficiales (que no incluyen mortalidad por descartes y/o sub-reportes) permite considerar la hipótesis que los desembarques oficiales están sub-estimados al no incluir dichas fuentes de mortalidad.

Entonces, la explicación para la subestimación de los desembarques por el modelo ECOSIM es una subestimación de las series de mortalidad por pesca (F) ingresadas para forzar el modelo. Estas fuentes de error debieran ser abordadas con mayor detalle en otros proyectos.

En el caso de los ajustes a las series de desembarques de merluza de cola, merluza de tres aletas, congrio dorado y merluza austral, es posible que exista aún parte de la mortalidad por pesca que no ha sido completamente incluida en el modelo y que necesite mayor detalle. Esto es, una evaluación detallada del destino de las especies de la fauna acompañante en las distintas pesquerías y su supervivencia post-devolución al medio.

Más allá del efecto de la pesca y del parámetro vulnerabilidad en la dinámica de las especies objetivo de la PDA, el proceso de ajuste de las predicciones de Ecosim a series de tiempo indicó la existencia de cambios hipotéticos en la producción primaria (PP) del sistema (Fig. 41), los que se habrían distribuido por toda la trama trófica a través de las interacciones predador-presa que se establecen entre los distintos grupos funcionales. Esto indicaría que, más allá del efecto top-down de la pesca y de los predadores, el sistema puede estar influido por cambios de tipo bottom-up. Estos cambios en PP son hipotéticos y su análisis escapa a los objetivos de este proyecto, ya que no existen estimados *in situ* para este parámetro que cubran toda el área de estudio ni menos el período de tiempo analizado. Sin embargo, el output de PP es un excelente resultado, el que puede ser probado (confirmado o rechazado) con información de campo en proyectos futuros de cualquier tipo.

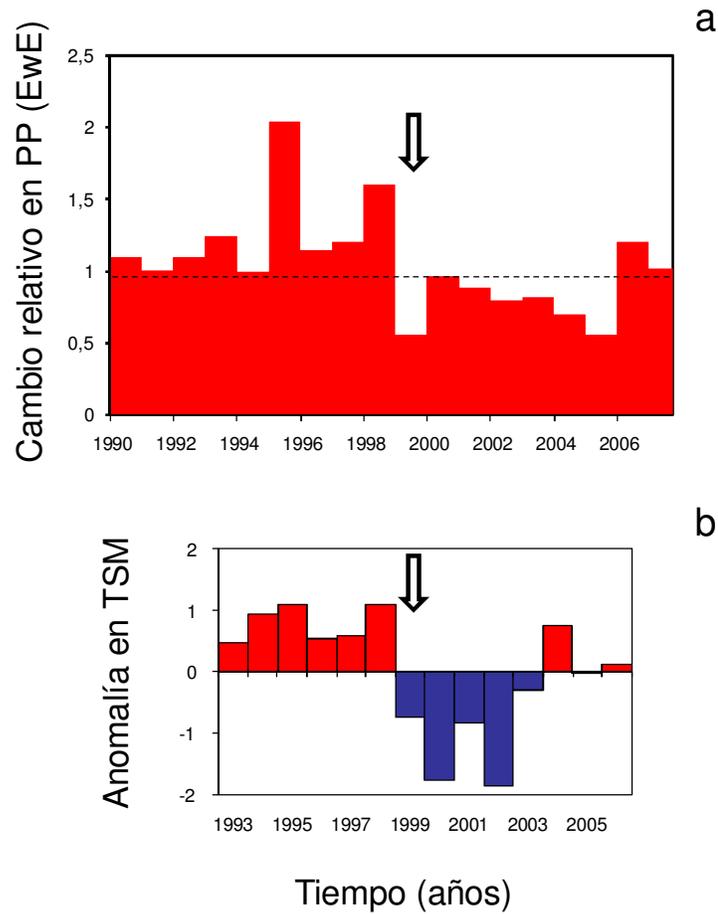


Figura 41. Comparación del cambio relativo en (a) producción primaria anual resultante de ajustar el modelo Ecosim para la trama trófica que sustenta las especies objetivo de la pesquería sur-austral de Chile y (b) anomalía de la temperatura superficial del mar en la estación costera ubicada en Puerto Chacabuco, Región de Aysén (http://www.shoa.cl/cendhoc_php/index.htm). Las flechas indican el año 1999 en ambas series.

Sin embargo, es posible comparar el patrón de PP obtenido mediante Ecosim con una variable proxy, tal como temperatura superficial del mar (TSM). En efecto, cuando se compara PP con una anomalía de TSM encontrada en Puerto Chacabuco, XI Región de Aysén, es posible observar una correspondencia en el cambio de tendencia en ambas series a partir de fines de la década de los años 1990 (Fig. 41). La hipótesis de un cambio en la productividad global del ecosistema, sumado al efecto de la pesca para explicar la tendencia de la biomasa de las especies objetivo, parece altamente importante de ser abordada en

estudios futuros que apoyen el enfoque ecosistémico para el manejo de las especies objetivo de la PDA.

La modelación ecológica tiene aún un limitado impacto en el manejo pesquero actual, lo que se debe, parcialmente, a la falta de experiencia o desconocimiento de los evaluadores con el enfoque de manejo pesquero basado en el ecosistema (EBM, por su acrónimo inglés proveniente de ecosystem-based management) y al hecho que el manejo pesquero se centra en especies individuales y, por lo tanto, es táctico, mientras que la modelación ecológica tiene su campo de aplicación en el manejo estratégico.

Sin embargo, Chile, como otras naciones, se ha comprometido a través de la firma de tratados internacionales a implementar el enfoque ecosistémico para pesquerías (EAF por su acrónimo en inglés proveniente de ecosystem-based approach to fisheries management) en el corto plazo y, entonces, las preguntas que debemos realizarnos son: ¿qué hemos aprendido a partir de la construcción e implementación de modelos ecosistémicos?, y ¿cómo se pueden utilizar en el análisis y manejo de pesquerías chilenas?

En primer lugar, la modelación ecológica es clave en la implementación, aplicación y seguimiento del EAF (FAO, 2003; FAO, 2008). Existen muchos ejemplos que indican que la modelación ecológica se encuentra en un punto en que puede ser de uso directo más allá de aplicaciones en el ámbito académico (Plagányi, 2007). El manual de “buenas prácticas” en la construcción de modelos ecológicos que informen el proceso de EAF es una buena guía respecto de cómo avanzar en su uso futuro (FAO, 2008).

En ausencia de modelos ecológicos la administración pesquera no tendrá más alternativa que utilizar modelos mentales que son frecuentemente subjetivos, no probados e incompletos; ésta es una situación que necesita ser evitada. En la actualidad no existe un modelo ecológico que pueda ser utilizado al nivel de entregar recomendaciones de manejo táctico para un caso particular (Plagányi, 2007; FAO, 2008). Sin embargo, el uso de modelos simples, pero con base ecosistémica, para este propósito se avizora más plausible en el futuro cercano, lo que

podría ser implementado evaluando distintos modelos para el manejo a través de una “Evaluación de Estrategias de Manejo” (MSE por su sigla en inglés), donde los modelos operacionales que reflejen alternativamente las múltiples dinámicas subyacentes posibles utilizadas en el proceso de evaluación incluyan un rango de modelos.

Por otro lado, se identifica la existencia de una brecha a nivel nacional respecto del desarrollo y aplicación de herramientas de manejo multiespecífico y ecosistémico para el manejo de recursos naturales renovables, como son los recursos pesqueros, esto es, especies sometidas a explotación pesquera. De hecho, la capacidad científico-técnica es escasa y se encuentra concentrada en muy pocas personas e instituciones, aunque con sus respectivas redes de interacción internacional. Entonces, se considera muy necesario que la Subsecretaría de Pesca genere, dentro de sus capacidades, las instancias para realizar capacitación y divulgación de estas investigaciones para que, en el corto plazo, se consolide un grupo técnico que incluya científicos nacionales e internacionales, más el apoyo de la institucionalidad. Este grupo deberá abordar los aspectos de modelación necesarios para apoyar en el futuro cercano el enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías.

5.3.1.5. Referencias bibliográficas

Christensen, V., D. Pauly (eds.). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, International Center for Aquatic Resource Management, Manila, 390 pp.

Christensen V., C.J. Walters, D. Pauly. 2005. ECOPATH with ECOSIM: a User’s Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, November 2005 edition, 154 pp.

FAO. 2003. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.

FAO. 2008. Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries

Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 2008. 78p.

Fisheries Centre. 2009. Ecopath 25 years Conference Proceedings. Extended abstracts. Fisheries Centre Research Reports, Vol 17(3), 171 pp. Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada.

Hunt, G.L., S. McKinnell. 2006. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 68: 115-124.

Pauly, D., V. Christensen and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706.

Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. N°. 477. Rome, FAO, 108 pp.

Power, M.E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: Do plants have primacy? *Ecology*, 73(3): 733-746.

Shannon, L.J., S. Neira, M. Taylor. 2008. Comparing internal and external drivers in the southern Benguela and the Humboldt Upwelling ecosystems. *African Journal of Marine Science*, 30: 63-84.

Mackinson, S., G. Daskalov, J.J. Heymans, S. Neira, H. Arancibia, M. Zetina-Rejón, H. Jiang, H.Q. Cheng, M. Coll, F. Arreguín-Sánchez, K. Keeble, L. Shannon. 2008. Which forcing factors fit? Using ecosystem models to investigate the relative influence of fishing and changes in primary productivity on the dynamics of marine ecosystems. *Ecological Modeling*, doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.10.021.

Walters, C., V. Christensen, D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139-172.

Walters C.J., S.J.D. Martell. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. USA. 399 pp.

5.3.2. Modelos Multi-específicos Estructurados

Resumen

Se presenta resultados de Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) implementado para los recursos merluza del sur (principal predador del sistema), congrio dorado (predador de merluza de cola y merluza de tres aletas), merluza de tres aletas y merluza de cola de la Pesquería Demersal Austral (PDA). El período analizado es desde 1990 hasta 2007 con información estructurada por edades y tamaños, índices de abundancia (cpue) por flota y estimaciones acústicas. La descripción de las interacciones predador-presas se apoya en información trófica de proyectos financiados previamente por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP).

La predación es significativa sobre merluza de cola y merluza de tres aletas con variabilidad entre edades y años. Las fracciones juveniles de tales recursos pesqueros presentan las mayores tasas de predación por merluza del sur y congrio dorado. La comparación de indicadores de dinámica poblacional de modelos mono-específicos vs. Multispecies Virtual Population Analysis (MSVPA) señala algunas consistencias entre ambos tipos de modelos, aunque las mayores diferencias ocurren en las estimaciones de la abundancia de reclutas (edades 2 y 3), lo cual constituye un tema relevante, lo que se debe a que el MSVPA considera la predación como causa de mortalidad (no así en un modelo de tipo mono-específico), siendo probablemente ésta la principal ventaja del modelo multiespecífico sobre el modelo mono-específico.

Las diferencias en las estimaciones de reclutamiento entre el modelo mono-específico y el MSVPA tienen implicancias importantes, ya que el segundo deja en evidencia la existencia de fuertes clases anuales en determinados años que no son observadas en los modelos mono-específicos. Además, a través del MSVPA se sigue mejor a grupos de edad que normalmente no aparecen en las capturas, particularmente de los grupos de edad 1 y 2 en merluza de cola y tres aletas.

Desde el MSVPA se observa que, desde 1990 hasta 2002, la mortalidad por predación (M2) en merluza de cola se incrementa desde 0,16 hasta 0,42 año⁻¹. Para el mismo período M2 en merluza de tres aletas aumenta desde 0,24 hasta 0,73 año⁻¹. Tales niveles de predación indican la fuerte interacción trófica que se presenta en el sistema de la PDA, sugiriendo la necesidad de mantener y desarrollar investigaciones multi-específicas para mejorar las evaluaciones de stock al incluir las relaciones inter-específicas (= interacciones biológicas) y las pescas (= interacciones técnicas) a través de las capturas de diferentes flotas.

5.3.2.1. Introducción

En el análisis de los procesos de dinámica poblacional las interacciones predador-presa que ocurren en los ecosistemas pueden influenciar las estimaciones poblacionales, aún cuando la premisa principal en los modelos mono-específicos es que los efectos de la predación y la competencia se encuentran subordinados a los efectos directos de la pesca (Sissenwine & Daan, 1991). En la actualidad las consideraciones ecosistémicas son analizadas más frecuentemente debido a que se reconoce que las poblaciones no son entidades aisladas en el ecosistema, sino que interactúan con otras especies presentes a diferentes niveles. En este sentido, el conocimiento científico ha permitido establecer que límites de captura de especies presa pueden afectar los límites de captura de sus predadores (Collie & Gislason 2001), lo que indica la necesidad de modelar y evaluar en forma conjunta las poblaciones y sus interacciones biológicas para proveer información adicional a las autoridades pesqueras para el manejo sustentable de las pesquerías.

Los avances en los métodos de evaluación permiten disponer de distintas herramientas para el análisis de interacciones biológicas y técnicas en la modelación. Entre los modelos estructurales con interacciones biológicas destacan el Análisis de Población Virtual Multi-Específico (MSVPA) y el Modelo de Predicción Multiespecífico (MSFOR), ambos desarrollados por el International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Estos modelos han sido utilizados para el Mar del Norte (Anonymous, 1989; Sparre, 1991), el Mar

Báltico (Sparholt, 1991), el Georges Bank (Tsou and Collie, 2001) y el Mar de Bering (Livingston & Jurado-Molina, 2000; Jurado-Molina & Livingston 2002a, 2002b). En la actualidad, para mejorar los procesos de estimación y las herramientas estadísticas en la evaluación de interacciones en un contexto multiespecífico se ha incorporado las ecuaciones de mortalidad del MSVPA en un modelo estadístico de captura a la edad, generándose el denominado Modelo Estadístico Multiespecífico (MSM) (Jurado-Molina *et al.*, 2005).

La pesquería demersal sur-austral (PDA) es una de las más importantes pesquerías de peces demersales en aguas chilenas, siendo especies principales merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza austral (*Merluccius australis*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), raya volantín (*Raja flavirostris*) y bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*). Aunque las relaciones tróficas de estas especies han sido poco estudiadas en el área de la PDA, se ha identificado a la merluza de cola como especie clave porque es presa importante de merluza del sur y de congrio dorado, además de existir altos niveles de canibalismo sobre la fracción juvenil de la propia merluza de cola. (Pool *et al.*, 1997).

En particular, la explotación de los recursos pesqueros de la PDA se realiza por tres flotas, a saber; la flota artesanal espinelera que opera en aguas interiores, cuya especie objetivo es merluza del sur; la flota de buques hieleros que operan en aguas exteriores con espinel o red de arrastre; y la flota de buques fábrica arrastreros que opera exclusivamente en aguas exteriores. Las flotas que operan en aguas exteriores de la PDA han presentado cambios en la intencionalidad de captura en el tiempo, teniendo primero como recurso objetivo a merluza del sur, reorientando posteriormente el esfuerzo a merluza de cola. Además, actualmente existe una nave surimera que opera en la XI Región sobre merluza de tres aletas y merluza de cola (Céspedes *et al.*, 2006, 2007; Roa, en ejecución). Estas características de la PDA la consolidan como un sistema donde los modelos de evaluación de stocks multiespecíficos pueden ser la herramienta que permita establecer las relaciones por predación entre las especies en conjunto con las interacciones técnicas desarrolladas por las flotas que operan en esta pesquería.

En la oferta técnica se propuso la aplicación de dos enfoques de evaluación de stock multi-específico, uno denominado ECOPATH, que es un modelo ecotrófico, y el otro denominado MSVPA, que es un modelo de evaluación estructural basado en el VPA mono-específico de tipo estadístico. Respecto de este último, en la fase inicial de este proyecto se implementó modelos estadísticos edad-estructurados (matrices de captura a la edad y/o talla) en conjunto con cpue. El propósito fue disponer de estimaciones de abundancia ($N_{i,j}$) y mortalidad por pesca ($F_{i,j}$), además de parámetros como coeficiente de capturabilidad (q) y selectividad (S_i).

El enfoque estructural seleccionado inicialmente corresponde a uno de tipo estadístico donde se asume una función de distribución para el error de observación. Sin embargo, en la construcción de los modelos se verificó que las estimaciones de abundancias y biomazas (indicadores de dinámica poblacional) son altamente sensibles a supuestos y restricciones, lo que invalida las relaciones tróficas entre predadores y presas, además de producirse alta inestabilidad en los modelos debido a posibles inconsistencias de los datos estructurales (matrices captura a la edad) y los índices de abundancia (acústica) y captura por unidad de esfuerzo (cpue).

Debido a tales problemas se optó en la modelación por la aplicación de un enfoque igualmente válido que considera la implementación de un Análisis de Cohortes ajustado a las estimaciones de abundancia de modelos estadísticos, cuyos resultados son presentados en informes de Cuotas Totales Permisibles (CTP) de los recursos objetivo de la PDA e incorporados en este proyecto, a saber: merluza del sur, merluza de cola, merluza tres aletas y congrio dorado. La aplicación del Análisis de Cohortes aportó información básica para la posterior construcción del Análisis de Población Virtual Multi-Específico (MSVPA) para los recursos objetivos señalados.

5.3.2.1.1. Análisis de Cohortes

Los modelos mono-específicos con información de captura a la edad son los más utilizados en evaluación de stock de recursos pesqueros, permitiendo la reconstrucción de la abundancia a la edad, generando estimaciones de mortalidad por pesca. Este tipo de estimaciones son empleadas como base primaria en el manejo de varias pesquerías a nivel mundial (Megrey, 1989). Los métodos de captura a la edad (Hilborn & Walters, 1992) pueden ser clasificados en dos tipos: el primero es el Análisis de Población Virtual (VPA), donde se realiza un cálculo del tamaño del stock basado en la información de capturas sin supuestos de tipo estadísticos; el segundo corresponde a métodos de captura que utilizan un ajuste estadístico de los parámetros, y que se denominan modelos estadísticos de captura a la edad. En particular, el Análisis de Cohortes (AC) puede ser considerado una aproximación al Análisis de Población Virtual (APV), aunque el AC fue desarrollado primero que el APV.

5.3.2.1.2. Estructura de los modelos (Análisis de cohortes)

En el presente proyecto la totalidad de los VPA son implementados para el período 1990-2007 con información proveniente de las flotas arrastrera, espinelera, palangre y hielera que han operado sobre recursos objetivo de la PDA.

Merluza del sur

El modelo incluye 23 grupos de edad (2 a 24 años) sin diferenciar por sexo. Se utiliza una matriz de captura a la edad $C_{i,j}$ y estimaciones de abundancia a la edad $N_{i,j}$ (Quiroz *et al.*, 2008), así como información de vectores de peso w_j y madurez μ_j . El valor de mortalidad natural usado es $M = 0,21 \text{ año}^{-1}$. Para la descripción de la información los sub-índices i y j representan el año y la edad, respectivamente.

Merluza de tres aletas

En el modelo aplicado a merluza de tres aletas se incorpora 17 grupos de edad (2 a 18 años) sin separar por sexos. También se utiliza una matriz captura edad $C_{i,j}$ y otra de abundancia a la edad $N_{i,j}$ (Costa-Feltrim, 2008), más información de pesos medios a la edad $w_{i,j}$ y madurez μ_j . La mortalidad natural es $M = 0,21 \text{ año}^{-1}$.

Merluza de cola

El modelo de merluza de cola incorpora 14 clases de edad (1-14) sin separar por sexos. El VPA emplea la matriz captura edad $C_{i,j}$ y abundancias estimadas por Canales *et al.*, 2008 para este recurso pesquero. El valor de mortalidad natural utilizado es $M = 0.21$ y se incluye la información de pesos medios a la edad $w_{i,j}$ y madurez sexual μ_j .

Congrio dorado

El modelo aplicado a congrio dorado incorpora 10 grupos de edad (3 a 12 años), sin separar por sexos. El modelo de VPA es ajustado con las abundancias estimadas por el modelo estadístico de IFOP (Quiroz *et al.*, 2008), más información de captura por edades y tallas. El valor de mortalidad natural utilizado es $M = 0,26 \text{ año}^{-1}$ y se emplea información de pesos medios a la edad $w_{i,j}$ y madurez μ_j .

5.3.2.1.3. Ecuaciones del modelo de Análisis de Cohortes

A continuación se presenta las ecuaciones usadas en la implementación de los modelos de Análisis de Cohortes para las especies objetivo de este proyecto. La abundancia ($N_{t,a}$) por grupo de edad a en el año t es estimada con las siguientes ecuaciones:

$$N_{t,a} = N_{t+1,a+1} * \exp(M_{t,a} + F_{t,a}), 1 \leq t \leq n \text{ y } 1 \leq a \leq m \quad \text{Ec. 28}$$

$$N_{t,a} = C_{t,a} * (M_{t,a} + F_{t,a}) / F_{t,a} / (1 - \exp(-(M_{t,a} + F_{t,a}))), t = n \quad \text{Ec. 29}$$

$$N_{t+1,A} = N_{t,A-1} * \exp(-M_{t,A-1} - F_{t,A-1}), 1 \leq t \leq n \text{ y } A = m \quad \text{Ec. 30}$$

donde: n es el número total de años, m el número total de edades, F es la mortalidad por pesca, M es la mortalidad natural, C es la captura anual.

La abundancia promedio (N_{mean}) es calculada mediante la siguiente expresión:

$$N_{\text{mean}} = N_{t,a} * (1 - \exp(-M_{t,a} - F_{t,a})) / (M_{t,a} + F_{t,a}) \quad \text{Ec. 31}$$

Para la captura C (en número de individuos) por edad t y año a se utiliza la ecuación de captura de Baranov, cuya expresión es:

$$C_{t,a} = N_{t,a} * F_{t,a} * (1 - \exp(-M_{t,a} - F_{t,a})) / (M_{t,a} + F_{t,a}) \quad \text{Ec. 32}$$

La mortalidad por pesca (F) se calcula con la siguiente ecuación:

$$F_{t,a} = F_{t,a} - (F_{t,a} * (\exp(Z_{t,a}) - 1) - C_{t,a} * (Z_{t,a}) / N_{t,a}) / (\exp(Z_{t,a}) * (M_{t,a} / (Z_{t,a}) + F_{t,a}) - M_{t,a} / (Z_{t,a})) \quad \text{Ec.33}$$

El Análisis de Cohortes se ajusta por mínimos cuadrados con la información de la matriz de abundancia poblacional generada por los modelos estadísticos reportados en los estudios de CTP (Quiroz *et al.*, 2008 a,b). De esta forma se trata que los resultados de Análisis de Cohortes sigan las tendencias generales de los modelos estadísticos utilizados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

Los datos de entrada para el ajuste por mínimos cuadrados son:

- matriz de captura a la edad t y año a : $C_{t,a}$

- matriz de abundancia (número de individuos) a la edad t y año a: $N_{t,a}$
- tasa de mortalidad natural (M , año₋₁)

La abundancia del último año se calcula como:

$$N_{t,a} = \frac{C_{t,a}}{\left(\left(\frac{F_{t,a}}{F_{t,a} + M} \right) * (1 - \exp(-F_{t,a} - M)) \right)}, \quad t = T \text{ y } 1 \leq a \leq m \quad \text{Ec. 34}$$

La abundancia de la última clase anual se calcula con la siguiente ecuación:

$$N_A = N_A^+ (1 - \exp(-M - F_{term})) \quad \text{Ec. 35}$$

donde N_k^+ representa el grupo +. La abundancia para las clases anuales restantes se calculó con la siguiente ecuación:

$$N_{t,a} = C_{t+1,a+1} * \exp(M) + N_{t,a} * \exp(M / 2), \quad : 1 \leq t \leq n \text{ y } 1 \leq a \leq m \quad \text{Ec. 36}$$

El criterio de ajuste usado corresponde a la siguiente minimización de cuadrados usando la subrutina Solver de Excel:

$$\sum_{t=1}^n \sum_{a=1}^m \ln(N_{a,t}^{CTP} / N_{a,t}^{VPA})^2 \quad \text{Ec. 37}$$

5.3.2.1.4. Estructura de modelos de evaluación de IFOP (estadísticos edad-estructurados)

A continuación se describe los modelos de evaluación estadísticos implementados por IFOP e informados en los documentos de CTP (Quiroz *et al.*, 2008), a partir de los cuales se

obtiene las matrices de abundancia por especie que se utiliza luego en el ajuste de los VPA del presente proyecto.

Merluza del sur

Se aplica un modelo estadístico edad-estructurado para sexos conjuntos, aunque disgregado por flota, incorporando el error de observación en las composiciones de edades, cpue y desembarques.

Dinámica Poblacional

La abundancia a la edad a al tiempo t es modelada por

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_{a,t} & \text{para } a = 1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a-1,t-1}) & \text{para } a = 2, \dots, A-1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a-1,t-1}) + N_{a,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a,t-1}) & \text{para } a = A \end{cases} \quad \text{Ec. 38}$$

Donde: M_a es la tasa instantánea de mortalidad natural para la edad a ; A es el grupo plus, w_a es la tasa de explotación para todas las posibles pesquerías g actuando sobre el stock, lo que es descrito por,

$$\omega_{a,t} = \sum_g \omega_{a,t}^g \quad \text{Ec. 39}$$

La tasa de explotación es separada en una componente edad-específica (selectividad asumida constante) y la tasa de explotación de los ejemplares totalmente reclutados en el año t , de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\omega_{a,t}^{s,g} = s_a^{s,g} \omega_t^g \tag{Ec. 40}$$

Los subíndices a, t y l representan la edad, tiempo (año) y la longitud, respectivamente; mientras que el superíndice g indica el arte o aparejo de pesca.

En este proyecto se asume que la captura total del arte de pesca g es conocida sin error y que la pesca ocurre en un corto período de tiempo, esto es, exactamente a mitad del año. Por lo tanto, la tasa de explotación para las clases anuales totalmente reclutadas es descrita por la siguiente expresión,

$$\omega_t^g = \frac{C_t^g}{e^{-0.5M} \sum_s \sum_a s_a^g N_{a,t} \omega_a} \tag{Ec. 41}$$

Las capturas totales incorporadas en el modelo corresponden a los desembarques anuales realizados por las flotas de pesca industrial (arrastre y palangre) y artesanal (espinel), pues aquellas fueron las más importantes en cuanto a su contribución a la captura total en el periodo 1997-2005.

Reclutamiento

Para estimar los reclutamientos (especificados a la edad 1) se utiliza el modelo stock-recluta de Beverton-Holt con una estructura de error logn-ormal, incorporando un término de varianza que soslaya el sesgo durante la transformación a escala real, cuya expresión es:

$$R_t = \frac{S_{t-1}}{a + bS_{t-1}} e^{\left(\varepsilon_t^R - \frac{\sigma_R^2}{2} \right)} \tag{Ec. 42}$$

donde: S_t es la biomasa desovante en el año t , ε_t es el error del reclutamiento en el año t , σ_R^2 es la desviación estándar de las desviaciones del reclutamiento en escala logarítmica. La relación entre los niveles virginales de reclutamiento y la abundancia desovante, y los parámetros a y b del modelo Beverton-Holt, está dada por las siguientes expresiones:

$$a = S_0 \frac{1 - h}{4hR_0}$$

$$b = \frac{5h - 1}{4hR_0}$$

donde: h es un parámetro que define la fuerza de la denso-dependencia, S_0 es la abundancia desovante virginal, R_0 es el reclutamiento promedio producido cuando la población se encontraba en equilibrio libre de pesca (reclutamiento virginal). El término h , definido como el parámetro de “steepness” o escarpamiento, representa el nivel de reclutamiento respecto del reclutamiento virginal, que ocurre cuando la abundancia desovante ha sido reducida a 20% de su nivel virginal. En esta evaluación se asume que h es igual a 0,5.

Condiciones iniciales

Se asume que el stock de merluza del sur se encuentra en condición de equilibrio libre de pesca a inicios del 1977. Aunque con este supuesto se simplifica la estructura del modelo, éste es un escenario altamente probable para dicho stock. De esta forma, el número de ejemplares de edad a a inicios de 1977 es definida como

$$N_{a,1} = \begin{cases} R_0 & \text{para } a=1 \\ N_{a-1,1} e^{-M_{a-1}} & \text{para } a=2, \dots, A-1 \\ \frac{N_{a-1,1} e^{-M_{a-1}}}{1 - e^{-M_a}} & \text{para } a=A \end{cases} \quad \text{Ec. 43}$$

La abundancia desovante virginal (en número) es obtenida como

$$S_0 = \sum_{a=1}^A N_{a,0}^1 m_a^1 \tag{Ec. 44}$$

donde: m_a^1 es la proporción de hembras maduras a la edad a .

Selectividad

La función de selectividad implementada en el modelo para las flotas espinelera y palangrera es una doble-normal definida para las edades. La función doble-normal tiene tres parámetros, a saber: edad máxima de selectividad (S_{full}) y las varianzas del lado derecho (v_r) e izquierdo (v_l) de la curva. Estos tres parámetros otorgan considerable flexibilidad a la funcionalidad de la selectividad, definida como

$$S_a^g = \begin{cases} e^{-\frac{(a-S_{full}^g)^2}{v_l^g}} & \text{para } a \leq S_{full}^g \\ e^{-\frac{(a-S_{full}^g)^2}{v_r^g}} & \text{para } a > S_{full}^g \end{cases} \tag{Ec. 45}$$

La función de selectividad implementada en el modelo para la flota arrastrera y cruceros es definida como una función logística a través de las edades, de la siguiente forma:

$$S_a^g = \frac{1}{1 + e^{\frac{\ln(19) a^{arr} - \alpha}{\beta - \alpha}}} \tag{Ec. 46}$$

Valores Predichos

Los índices de abundancia relativa (I_t^g), incluyendo las estimaciones de los cruceros hidroacústicos, se asumen proporcional a la biomasa vulnerable estimada a mitad del año, según la siguiente expresión:

$$I_t^g = q^g e^{-0.5M} \left(\sum_s \sum_a S_a^g N_{a,t} \omega_{a,t} \right) \varepsilon^{\varepsilon_t} \quad \text{Ec. 47}$$

donde q^g corresponde al coeficiente de capturabilidad de cada uno de los artes o aparejos de pesca.

Funciones log-verosimilitud negativa

Se utiliza tres funciones de verosimilitud para modelar la variabilidad de los diferentes tipos de datos. Para los índices de abundancia se utiliza una estructura de error log-normal, cuya expresión es

$$L_{CPUE}^g = \sum_{i=1}^{nobs} \log(\Phi^g) + \frac{1}{2} \log(2\pi) + \left[-\frac{\log\left(\frac{\tilde{I}_t^g}{I_t^g}\right)}{2\Phi^g \cdot cv_t} \right] \quad \text{Ec. 48}$$

donde: θ^g es la varianza del logaritmo de las observaciones de los índices de abundancia, I_t^g es el índice de abundancia observado en el año t , cv_t es la incertidumbre del índice de abundancia originado en su proceso de estimación. En este trabajo se asume que los coeficientes de variación (CV) anuales de cv_t son a una escala θ^g .

La composición de edad predicha es función de la composición de edad del stock, la selectividad edad-específica y la proporción de longitud a la edad, según la siguiente expresión:

$$\tilde{p}_{a,t}^g = \frac{\sum_a S_{a,t}^g p_{a,t} N_{a,t}}{\sum_s \sum_a S_{a,t}^g \sum_l p_{a,t} N_{a,t}} \quad \text{Ec. 49}$$

Se utiliza la versión robusta de la función de verosimilitud para una función de distribución normal propuesta por [Fournier et al. \(1990\)](#) para ajustar las predicciones de la composición de la captura edad-estructurada, de acuerdo a:

$$L_A^g = -0.5 \sum_{t=1}^{nobs} \sum_{a=1}^A \log \left(2\pi \left(\xi_{a,t}^g + \frac{0.1}{A} \right) \right) - \sum_{t=1}^{nobs} A \log(\tau) + \sum_{t=1}^{nobs} \sum_{a=1}^A \log \left(0.01 + e^{-\frac{(\bar{p}_{a,t}^g - p_{a,t}^g)^2}{2\tau \left(\xi_{a,t}^g + \frac{0.1}{A} \right)}} \right) \quad \text{Ec. 50}$$

donde: A es el número de edades, $\bar{p}_{a,t}^g$ es la proporción observada de peces en la edad a , τ es la inversa del número de peces en la muestra. [Fournier et al. \(1990\)](#) basan la varianza $\xi_{a,t}^g$ en las proporciones predichas según

$$\xi_{a,t}^g = p_{a,t}^g \left(1 - p_{a,t}^g \right) \quad \text{Ec. 51}$$

Se asume que las desviaciones del reclutamiento poseen una estructura de error normal, por tanto, en la función objetivo se incorpora la siguiente penalización:

$$p_R = -\frac{\lambda}{2\sigma^2} \sum_{i=1}^{nobs} (\epsilon_t^R)^2 \quad \text{Ec. 52}$$

De esta forma, la función objetivo total a ser minimizada es la suma de las log-
verosimilitudes y la penalización en los desvíos del reclutamiento, según

$$L_{FULL} = \sum L_{CPUE}^g + \sum L_a^g + P_R \quad \text{Ec. 53}$$

Merluza de tres aletas

El modelo aplicado para la evaluación de stock de merluza de tres aletas es edad-
estructurado, ajustado a las estructuras de edades de las capturas y calibrado con las cpue's
de la flota y de los cruceros. Los supuestos del modelo son:

- i) el reclutamiento es independiente del stock desovante;
- ii) las capturas registradas en Chile se consideran verdaderas y sin error, de manera que el
impacto de la pesquería es modelado directamente a través de una tasa anual de
explotación; y, las capturas ocurren principalmente en agosto, por lo que la dinámica
dentro del año es dividida en los periodos inicial, agosto y final.

Los parámetros a estimar son:

$$\theta = \{ R_y, \dots, R_Y, N_a, \dots, N_A, A_{50\%f}, \Delta^f, A_{50\%c}, \Delta^c \}$$

donde: y corresponde al año, Y es el último año, a representa la edad, A es la última edad
(grupo plus), R es el reclutamiento anual, N corresponde a la abundancia a la edad en el
primer año, $A_{50\%f}$ corresponde a la edad con 50% de selectividad de la flota y de los
cruceros, respectivamente; Δ^f, Δ^c corresponde a la diferencia entre las edades con 50% y
95% de selectividad de la flota y de los cruceros.

Selectividad

La selectividad de la flota (S_a^f) se representa por:

$$S_a^f = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{-\log(19)(a - A_{50\%f})}{\Delta^f}\right)} \quad \text{Ec. 54}$$

La selectividad del crucero (S_a^c) se representa por

$$S_a^c = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{-\log(19)(a - A_{50\%c})}{\Delta^c}\right)} \quad \text{Ec. 55}$$

Dinámica poblacional

La abundancia inicial se representa por:

$$N_{inia} = \begin{cases} R_1 & a = 1 \\ N_a & a = 2, 3, \dots, A \end{cases}$$

donde: la abundancia inicial N_a es estimada en el modelo, R_1 es el reclutamiento estimado para el primer año. En el modelo el esfuerzo es aplicado en la segunda mitad del año, según

$$\begin{aligned} Nago_{a,1} &= Nini_{a,1} \exp(-8/12M) \\ Nfin_{a,1} &= Nago_{a,1}(1 - \mu_{a,1}) \exp(-4/12M) \end{aligned} \quad \text{Ecs. 56, 57}$$

donde: $Nago_{a,1}$ es la abundancia a la edad a a la mitad de agosto del primer año, y el término $\exp(-8/12M)$ representa la depleción por mortalidad natural sufrida por la población. $Nfin_{a,1}$ es la abundancia a la edad a a fines de año, es decir, después de aplicados la

depleción por explotación $(1-\mu_{a,1})$ y el remanente de la mortalidad natural de mitad de agosto hasta diciembre que es $\exp(-4/12M)$.

Luego, para los años siguientes $y = 2, 3, \dots, Y$ se tiene que

$$Nago_{a,y} = \begin{cases} R_y \exp(-8/12M) & a = 1 \\ Nfin_{a-1,y-1} \exp(-8/12M) & 1 < a < A-1 \\ Nfin_{a-1,y-1} \exp(-8/12M) + Nfin_{a,y-1} \exp(-8/12M) & a = A \end{cases}$$

$$Nfin_{a,y} = Nago_{a,y} (1 - \mu_{a,y}) \exp(-4/12M)$$

donde $\mu_{a,y}$ es la tasa de explotación a la edad por año, cuya expresión es:

$$u_{glob,y} = \frac{Y_{obs,y}}{BV_{ago,y}^f} \quad \text{Ec. 58}$$

$$u_{a,y} = u_{glob,y} S_a^f \quad \text{Ec. 59}$$

donde $Y_{obs,y}$ es la captura observada por año y , $BV_{ago,y}^f$ es la biomasa vulnerable predicha para el año.

Observaciones

Las variables utilizadas para el ajuste del modelo son:

Capturas estimadas a la edad para la flota (C^f) y cruceros (C^c) se representan por

$$C_{pred,y,a}^f = N_{ago,y,a} u_{y,a} \quad \text{Ec. 60}$$

$$C_{pred,y,a}^c = N_{ago,y,a} S_{C_a} \quad \text{Ec. 61}$$

Las biomazas vulnerables estimadas para la flota (BV^f) y cruceros (BV^c) se representan por:

$$BV^f ago_y = \sum_{a=1}^A N_{ago_y,a} S_a^f w m_a \quad \text{Ec. 62}$$

$$BV^c ago_y = \sum_{a=1}^A N_{ago_y,a} S_a^c w m_a \quad \text{Ec. 63}$$

La reducción de biomasa desovante virginal (BDv) es estimada por:

$$BDv = \frac{\sum_{y=1}^Y B_{ago_y}}{n_y} \quad \text{Ec. 64}$$

donde: y corresponde a cada año para el período 1990 a 2000.

El coeficiente de capturabilidad para buque es

$$q_{flota}^p = \exp \left(\frac{\sum_{y=1}^N \log \left(\frac{I_y p}{BV^f ago_y p} \right)}{N} \right) \quad \text{Ec. 65}$$

donde: $p = 1, 2, 3$ corresponde al período donde el buque actúa en la pesquería.

El coeficiente de capturabilidad para crucero es

$$q_{cru} = \exp \left(\frac{\sum_{y=1}^N \log \left(\frac{O_y}{BV^f ago_y} \right)}{N} \right) \quad \text{Ec. 66}$$

Las cpue's estimadas para la flota y cruceros corresponden a:

$$\hat{I}_y = q_{flota} BV_{ago,y}^f \quad \text{Ec. 67}$$

$$\hat{O}_y = q_{cru} BV_{ago,y}^c \quad \text{Ec. 68}$$

donde $C_{pred,y,a}^f$ son las capturas comerciales predichas a la edad a para el año y ; $C_{pred,y,a}^c$ son las capturas de los cruceros predichas para la edad a y para el año y ; $BV_{ago,y}^c$ es la biomasa vulnerable a la flota en agosto para cada año y , q_{flota} y q_{cru} son los coeficientes de capturabilidad de la flota y los cruceros, respectivamente; O_y es la biomasa acústica observada; I_y es la cpue observada de la flota; \hat{I}_y es la cpue predica para la flota; \hat{O}_y es la biomasa acústica.

Estimadores de máxima verosimilitud

En cuanto a los desembarques y capturas de los cruceros se asume distribución de tipo multinomial para la composición de edades, de acuerdo con:

$$\ln(P/\theta) = \sum_y n_y \sum_a p_{a,y} \ln(\hat{p}_{a,y}) \quad \text{Ec. 69}$$

donde $p_{a,y}$ es la matriz proporciones de la captura para la edad a y para el año y , $\hat{p}_{a,y}$ es el valor predicho, n el tamaño de muestra efectivo.

Captura por unidad de esfuerzo (cpue)

La función de máxima verosimilitud para la cpue de la flota es:

$$\ln L(I / \theta) = \frac{1}{2cv^2} \sum_y (\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y))^2 \quad \text{Ec. 70}$$

Biomasa acústica

La función de máxima verosimilitud para la biomasa acústica es:

$$\ln L(O / \theta) = \frac{1}{2cv^2} \sum_y (\ln(O_y) - \ln(\hat{O}_y))^2 \quad \text{Ec. 71}$$

Merluza de cola

El vector de abundancia a la edad (a=1-14) a inicios del primer año es resuelto por el modelo en torno a una condición de equilibrio, cuya expresión es

$$Na = (N_{a-1} e^{-M}) e^{-\eta_a} \quad \text{Ec. 72}$$

Dinámica de la población

La abundancia es determinada para el periodo y flota que la explota al interior del año en cuatro segmentos del año, por lo tanto las expresiones de la abundancia son:

$$\begin{aligned} N_{a,t1,y} &= N_{a,t0,y} e^{-\frac{3}{12}M} \\ N_{a,t2,y} &= N_{a,t1,y} \{1 - \mu_{a,y}^{acs}\} e^{-\frac{4}{12}M} \\ N_{a,t3,y} &= N_{a,t2,y} \{1 - \mu_{a,y}^{asa}\} e^{-\frac{3}{12}M} \\ N_{a,t4,y} &= N_{a,t3,y} \{1 - \mu_{a,y}^{pcs}\} e^{-\frac{2}{12}M} \end{aligned} \quad \text{Ec. 73}$$

La población a inicios del año siguiente $y+1$ queda determinada por:

$$Na+1, y+1 = \begin{cases} R_{y+1} & a=1 \\ N_{a,t4,y} & a>1 \end{cases} \quad \text{Ec. 74}$$

donde acs = arrastre centro-sur, asa = arrastre sur austral y pcs = flota cerquera centro-sur.

Reclutamientos

Los reclutamientos son estimados mediante la relación stock-recluta de [Beverton y Holt \(1957\)](#), cuya expresión es

$$R = \frac{\alpha SB_{y-1}}{\beta + SB_{y-1}} e^{-\epsilon_y} \quad \text{Ec. 75}$$

con

$$\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}, \quad \beta = \frac{SB_0(1-h)}{5h-1}, \quad \text{y } h = 0.75 \quad \text{Ec. 76}$$

donde la biomasa desovante anual (SB_y) se estima a principios de agosto.

$$SB_y = \sum_a N_{a,t2,y} O_a w_{a,y} \quad \text{Ec. 77}$$

con O la ojiva de madurez y w el peso medio a la edad.

Capturas

Las capturas son modeladas en términos proporcionales con el stock a inicios de cada período con las siguientes expresiones:

$$C_{a,y}^f = \mu_{a,y}^f N_{a,t,y}$$

$$\mu_{a,y}^f = \mu_y^f S_a^f \quad \text{Ec. 78}$$

$$\mu_y^f = \frac{D_y^f}{BV_{t,y}^f} = \frac{D_y^f}{\sum_a N_{a,t,y} S_a^f \bar{w}_{a,y}}$$

donde: f indexa a la flota, a la edad, y el año, t el período al interior del año; μ es la tasa de explotación, D es el desembarque observado, w el peso medio, S el efecto edad-específico modelado por flota:

Selectividad

Fotas de arrastre sur-austral y centro-sur

$$S_a^f = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{-\ln(19)(a - a_{50\%}^f)}{\Delta_f}\right)} \quad \text{Ec. 79}$$

Flota cerquera centro-sur

$$S_a^f = \begin{cases} e^{-\frac{1}{2s_1^2}(a-\mu)^2} & a \leq \mu \\ e^{-\frac{1}{2s_2^2}(a-\mu)^2} & a > \mu \end{cases} \quad \text{Ec. 80}$$

Composición de la captura por tamaños

La información de captura a la talla de la flota cerquera es incluida en el análisis, modelándose una transformación de edad a talla en los siguientes términos:

$$\begin{aligned}\bar{L}_a &= L_\infty (1 - e^{-k(a-t_0)}) \\ S_a &= \theta \bar{L}_a \\ P_{l,a} &\approx N(\bar{L}_a, S_a^2)\end{aligned}\tag{Ec. 81}$$

Entonces, la captura a la talla es estimada por el siguiente producto matricial:

$$C_l^f = \bar{P}_{l,a} C_l^f\tag{Ec. 82}$$

Índices

CPUE de la flota arrastrera sur austral y de la flota de cerco

$$CPUE_y^f = q_f \sum_a N_{a,t2,y} S_a^f \bar{w}_{a,y}\tag{Ec. 83}$$

siendo q_f el coeficiente de capturabilidad de la flota determinado del estimador máximo verosímil.

$$q_f = \exp \left[\frac{1}{n_1} \sum_y \ln \left(\frac{CPUE_y^f}{q_f \sum_a N_{a,t2,y} S_a^f \bar{w}_{a,y}} \right) \right]\tag{Ec. 84}$$

n_1 es el número de años con información de CPUE.

Biomasa estimada en cruceros acústicos

$$Bha_y = q_c \sum_a N_{a,t2,y} S_a^c \bar{w}_{a,y}\tag{Ec. 85}$$

Con el coeficiente de capturabilidad según:

$$q^c = \exp \left[\frac{1}{n_2} \sum_y \ln \left(\frac{Bha_y}{q^f \sum_a N_{a,t2,y} S_a^c \bar{w}_{a,y}} \right) \right] \quad \text{Ec. 86}$$

n_2 es el número de años con información de CPUE.

Formulación estadística

La componente estadística se relaciona con supuesto de error de observación y proceso. El detalle de las ecuaciones de máxima verosimilitud es el siguiente.

$$\ln L_p^f = np_{a,y}^f \ln(\hat{p}_{a,y}^f) \quad \text{Ec. 87}$$

donde: $p_{a,y}^f = \frac{C_{a,y}^f}{\sum_a C_{a,y}^f}$, siendo n el tamaño de muestra efectivo.

$n = 20$: estructura de edades flota de cerco

$n = 10$: estructura de edades flota arrastre centro-sur

$n = 35$: estructura de edades flota arrastre sur-austral

$n = 5$: estructura de tallas flota de cerco

Proporción de captura a la edad en los cruceros.

$$-\ln L_{pc} = np_{a,y}^c \ln(\hat{p}_{a,y}^c) \quad \text{Ec. 88}$$

donde: $p_{a,y}^c = \frac{N_{a,y}^c}{\sum_a N_{a,y}^c}$ y $\hat{p}_{a,y}^c = \frac{N_{a,t2,y} S_a^c}{\sum_a N_{a,t2,y} S_a^c}$, siendo N^c la abundancia observada en los

cruceros y $n=5$ (el tamaño de muestra efectivo).

Captura por unidad de esfuerzo (cpue)

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota arrastrera sur-austral y de la flota cerquera centro-sur es:

$$-\ln L_{CPUE_y^f} = \frac{1}{2cv_1^2} \ln \left(\frac{CPUE_y^f}{q^f \sum_a N_{a,t2,y} S_a^f \bar{w}_{a,y}} \right)^2 + cte_1 \quad cv_1 = 0.3 \quad \text{Ec. 89}$$

Biomasa proveniente de los cruceros acústicos

$$-\ln L_{B_y^c} = \frac{1}{2cv_1^2} \ln \left(\frac{Bha_y}{q^c \sum_a N_{a,t2,y} S_a^c \bar{w}_{a,y}} \right)^2 + cte_2 \quad cv_2 = 0.2 \quad \text{Ec. 90}$$

Supuestos y priors

Se considera dos hipótesis de la distribución en desvíos y una distribución *a priori* informativa, a saber:

Condición inicial : $\eta_a \sim N(0, 1^2)$

Reclutamientos : $\varepsilon \sim N(0, 7^2)$

Para los otros parámetros se asume distribuciones no informativas en su escala logarítmica.

Congrio dorado

Para la evaluación del stock de de congrio dorado se aplica un modelo estadístico edad-estructurado para sexos combinados, aunque desagregando por flota. Se incorpora el error de observación en las composiciones de edades y tallas, cpue y desembarques.

En este modelo se asume que los desembarques son datos conocidos, es decir, no se incorporan ninguna estructura de error. Este supuesto es sensato cuando las capturas o desembarques no son corregidos por descartes o sub-reportes y, por tanto, los coeficientes de variación de la distribución del error de observación normalmente son bajos, haciendo que la sumatoria de los residuales tienda a cero. Las ventajas estadísticas de este supuesto conducen a mejor parsimonia, consecuencia de la reducción (en torno a un 50%) del número de parámetros, mejor desempeño durante el proceso de optimización y mayor certidumbre de parámetros claves como el reclutamiento.

Dinámica de proceso

La abundancia a la edad a al tiempo t es modelada por

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_{a,t} & \text{para } a = 1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a-1,t-1}) & \text{para } a = 2, \dots, A-1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a-1,t-1}) + N_{a,t-1} e^{-M_{a-1}} (1 - \omega_{a,t-1}) & \text{para } a = A \end{cases}$$

donde M_a es la tasa instantánea de mortalidad natural para la edad a , A es el grupo plus, ω_a^s es la tasa de explotación para todas las posibles pesquerías g actuando sobre la población, que es descrita por

$$\omega_{a,t} = \sum_g \omega_{a,t}^g \tag{Ec. 91}$$

La tasa de explotación es separada en una componente edad-especifica (selectividad asumida constante) y la tasa de explotación de los ejemplares totalmente reclutados en el año t , de la forma

$$\omega_{a,t}^{s,g} = s_a^{s,g} \omega_t^g \quad \text{Ec. 92}$$

Los subíndices a , t y l , representan edad, tiempo (año) y longitud, respectivamente, mientras que el superíndice g indica el arte o aparejo de pesca.

Se asume que la captura total del arte de pesca g es conocida sin error y que la pesca ocurre en un corto período de tiempo a la mitad del año. Entonces, la tasa de explotación para las clases anuales totalmente reclutadas es descrita por la siguiente expresión:

$$\omega_t^g = \frac{C_t^g}{e^{-0.5M} \sum_s \sum_a s_a^g N_{a,t} \omega_a} \quad \text{Ec. 93}$$

Las capturas totales incorporadas en el modelo corresponden a los desembarques anuales realizados por las flotas de pesca industrial (arrastre y palangre) y artesanal (espinel) (Quiroz *et al.*, 2008).

Reclutamiento

Para estimar los reclutamientos (especificados a la edad 1) se utiliza el modelo de stock-recluta de Beverton-Holt (1957) con una estructura de error log-normal que incorpora un término de varianza que soslaya el sesgo durante la transformación a escala real. La expresión del reclutamiento es

$$R_t = \frac{S_{t-1}}{a + bS_{t-1}} e^{\left(\varepsilon_t^R - \frac{\sigma_R^2}{2} \right)} \quad \text{Ec. 94}$$

donde: S_t es la biomasa desovante en el año t , ε_t es la desviación del reclutamiento en el año t , σ_R^2 es la desviación estándar de las desviaciones del reclutamiento en escala logarítmica. La relación entre los niveles virginales de reclutamiento y abundancia desovante, y los parámetros a y b del modelo Beverton-Holt, está dada por

$$a = S_0 \frac{1 - h}{4hR_0}$$

$$b = \frac{5h - 1}{4hR_0}$$

donde h es un parámetro que define la fuerza de la densodependencia, S_0 es la abundancia desovante virginal, R_0 es el reclutamiento promedio producido cuando la poblacional se encontraba en equilibrio libre de pesca (reclutamiento virginal). El término h , definido como el parámetro de “steepness” o escarpamiento, representa el nivel de reclutamiento respecto del reclutamiento virginal, lo que ocurre cuando la abundancia desovante ha sido reducida a 20% de su nivel virginal.

Condiciones iniciales

Se asume que la población de congrio dorado se encuentra en condición de equilibrio libre de pesca a inicios de 1977. Este supuesto simplifica la estructura del modelo bajo un escenario altamente probable. De esta forma el número de ejemplares de edad a al comienzo de 1977 es definida como

$$N_{a,1} = \begin{cases} R_0 & \text{para } a = 1 \\ N_{a-1,1} e^{-M_{a-1}} & \text{para } a = 2, \dots, A - 1 \\ \frac{N_{a-1,1} e^{-M_{a-1}}}{1 - e^{-M_a}} & \text{para } a = A \end{cases}$$

La abundancia desovante virginal (en número) es obtenida como

$$S_0 = \sum_{a=1}^A N_{a,0}^1 m_a^1 \quad \text{Ec. 95}$$

donde m_a^1 es la proporción de hembras maduras a la edad a .

Selectividad

La función de selectividad implementada en el modelo para las flotas espinelera y palangrera es una doble-normal definida para las edades. La función doble-normal tiene tres parámetros, a saber: la edad máxima de selectividad (S_{full}) y las varianzas del lado derecho (v_r) e izquierdo (v_l) de la curva. Estos tres parámetros otorgan considerable flexibilidad a la funcionalidad de la selectividad, definida como

$$S_a^g = \begin{cases} e^{-\frac{(a-S_{full}^g)^2}{v_l^g}} & \text{para } a \leq S_{full}^g \\ e^{-\frac{(a-S_{full}^g)^2}{v_r^g}} & \text{para } a > S_{full}^g \end{cases}$$

La función de selectividad implementada en el modelo para la flota arrastrera es definida como una función logística a través de las edades, de la forma

$$S_a^g = \frac{1}{1 + e^{\frac{\ln(19)(a^{\alpha\tau} - \alpha)}{\beta - \alpha}}} \quad \text{Ec. 96}$$

Valores Predichos

La abundancia relativa (I_t^g) se asumen proporcional a la biomasa vulnerable estimada a mitad del año, según

$$I_t^g = q^g e^{-0.5M} \left(\sum_s \sum_a S_a^g N_{a,t} \omega_{a,t} \right) \varepsilon^{\varepsilon_t} \quad \text{Ec. 97}$$

donde q_g corresponde al coeficiente de capturabilidad de cada uno de los artes o aparejos de pesca.

Funciones log-verosimilitud negativa

Se utiliza tres funciones de verosimilitud para modelar la variabilidad de los diferentes tipos de datos. Para los índices de abundancia se utiliza una estructura de error lognormal, cuya forma es

$$L_{CPUE}^g = \sum_{i=1}^{nobs} \log(\Phi^g) + \frac{1}{2} \log(2\pi) + \left[-\frac{\log\left(\frac{\tilde{I}_t^g}{I_t^g}\right)^2}{2\Phi^g \cdot cv_t} \right] \quad \text{Ec. 98}$$

donde ϕ^g es la varianza del logaritmo de las observaciones de los índices de abundancia, \tilde{I}_t^g es el índice de abundancia observado en el año t , cv_t es la incertidumbre del índice de abundancia originado en su proceso de estimación. En este proyecto se asume que los coeficientes de variación (CV) anuales de cv_t son a un termino de escala ϕ^g .

La composición de edades predicha es función de la composición de edades de la población, la selectividad edad-específica y la proporción de longitud a la edad, según la siguiente expresión:

$$\tilde{p}_{a,t}^g = \frac{\sum_a S_{a,t}^g p_{a,t} N_{a,t}}{\sum_s \sum_a S_{a,t}^g \sum_l p_{a,t} N_{a,t}} \quad \text{Ec. 99}$$

La versión robusta de la función de verosimilitud para una función de distribución normal, propuesta por [Fournier et al. \(1990\)](#), se utiliza para ajustar las predicciones de la composición de la captura talla o edad-estructurada, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$L_A^g = -0.5 \sum_{t=1}^{nobs} \sum_{a=1}^A \log \left(2\pi \left(\xi_{a,t}^g + \frac{0.1}{A} \right) \right) - \sum_{t=1}^{nobs} A \log(\tau) + \sum_{t=1}^{nobs} \sum_{a=1}^A \log \left(0.01 + e^{-\frac{(\tilde{p}_{a,t}^g - p_{a,t}^g)^2}{2\tau \left(\xi_{a,t}^g + \frac{0.1}{A} \right)}} \right) \quad \text{Ec. 100}$$

donde A es el número de edades, $\bar{p}_{a,t}^g$ es la proporción observada de peces en la edad a , τ es la inversa del número de peces en la muestra. [Fournier et al. \(1990\)](#) basan la varianza $\xi_{a,t}^g$ en las proporciones predichas de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\xi_{a,t}^g = p_{a,t}^g (1 - p_{a,t}^g) \quad \text{Ec. 101}$$

Se asume que las desviaciones del reclutamiento poseen estructura de error normal, por lo que se incorpora en la función objetivo la siguiente penalización:

$$P_R = -\frac{\lambda}{2\sigma^2} \sum_{i=1}^{nobs} (\epsilon_i^R)^2 \quad \text{Ec. 102}$$

De esta forma la función objetivo total a ser minimizada es la suma de las log-verosimilitudes y la penalización en los desvíos del reclutamiento, según

$$L_{FULL} = \sum L_{CPUE}^s + \sum L_a^s + P_R \quad \text{Ec. 103}$$

5.3.2.1.5. Enfoque metodológico del MSVPA

El Análisis de Población Virtual (VPA) se basa en el trabajo pionero de [Gulland \(1965\)](#) y corresponde a una técnica donde la captura a la edad es utilizada para calcular retrospectivamente la abundancia del stock y la mortalidad por pesca. Las principales características del VPA son que cada cohorte es tratada de manera independiente, necesitándose un valor de mortalidad natural M como información de entrada al modelo.

La fuerte dependencia de un adecuado valor de M en las salidas de los modelos determina mayor atención a este parámetro relevante, reconociéndose que las causas de mortalidad natural se encuentran asociadas a diferentes factores. Se señala que la predación es uno de los factores principales, aunque este parámetro no es de fácil cuantificación. Originalmente, [Anderson y Ursin \(1977\)](#) desarrollaron un modelo ecosistémico que generó el marco conceptual de modelación de interacciones predador-presa. Luego, [Helgason & Gislason \(1979\)](#) y [Pope \(1977\)](#), independientemente, combinaron las relaciones teóricas de la predación descritas por [Anderson y Ursin \(1977\)](#) en un VPA, desarrollando el Multispecies Virtual Population Analysis (MSVPA).

Una de las principales características del MSVPA es la separación de la mortalidad natural M en dos términos, a saber: una fracción debido a cualquier causa que no sea la predación, conocida como mortalidad residual ($M1$), y una fracción debida a la predación ($M2$). En la estimación de $M2$, el MSVPA toma en cuenta tanto la predación intra- como la predación inter-específica de las especies explotadas, utilizando el concepto de “*suitability coefficient*”

(coeficiente de adecuación). En el modelo este parámetro refleja las preferencias del predador y la disponibilidad de la presa. Los coeficientes de adecuación son fracciones estandarizadas para cada grupo de edad de cada predador. Los coeficientes de adecuación se definen operacionalmente utilizando observaciones de contenido estomacal de las especies incorporadas en el MSVPA.

Uno de los principales supuestos en el MSVPA es que la fracción de alimento es igual al contenido estomacal observado del predador. Por lo tanto, esta fracción y la información de contenido estomacal relativo son informaciones intercambiables. La utilidad, en términos operacionales, es la posibilidad de utilizar datos de contenido estomacal relativos como una variable conocida en las ecuaciones del modelo.

Para la estimación de la abundancia en el modelo MSVPA es necesaria información de capturas y contenidos estomacales de los predadores, lo que permite estimar luego la mortalidad por pesca (F) y la mortalidad por predación ($M2$). Análogamente, se debe disponer de la abundancia poblacional y los coeficientes de adecuación para calcular $M2$ (Sparre, 1991). En el MSVPA este procedimiento es resuelto a través de un proceso iterativo.

5.3.2.1.6. Principales ecuaciones principales del MSVPA

El MSVPA corresponde a una extensión del Análisis de Población Virtual (Gulland, 1965) y se utiliza para la modelación de la dinámica poblacional de las especies consideradas con información de captura a la edad, ración anual de alimento del predador e información de la dieta del predador para la estimación de los coeficientes de adecuación y $M2$. Además, se estima la mortalidad por pesca, el reclutamiento y la abundancia. La mortalidad natural M se separa como

$$M_{y,t} = M1 + M2_{y,t}$$

Ec. 104

donde: $M1$ es la mortalidad residual. Para la estimación de $M2$ se utiliza la siguiente expresión:

$$M2_{p,a} = \sum_i \sum_j \frac{\bar{N}_{i,j} R_{i,j} S_{p,a,i,j}}{B_{of} S_{j,of} + \sum_{p,a} \bar{N}_{p,a} \bar{W}_{p,a} S_{p,a,i,j}} \quad \text{Ec. 105}$$

donde: $M2_{p,a}$ = mortalidad por predación de la presa p a la edad a ; $\bar{N}_{i,j}$ = tamaño medio del stock del predador i y edad j ; $R_{i,j}$ = ración anual del predador; $S_{p,a,i,j}$ = coeficiente de adecuación en cada combinación predador-presa

Para el denominador los elementos son: B_{of} = biomasa otras presas disponibles al predador;

$S_{j,of}$ = coeficiente adecuación otras presas; $\bar{N}_{p,a}$ = abundancia promedio medio de la presa p y edad a ; $\bar{W}_{p,a}$ = peso medio de la presa p y edad a .

La estimación de los coeficientes de adecuación se realiza mediante la siguiente expresión:

$$S_{p,a,i,j} = \frac{U_{p,a,i,j} / (\bar{N}_{p,a} \bar{W}_{p,a})}{\sum_p \sum_a U_{p,a,i,j} / (\bar{N}_{p,a} \bar{W}_{p,a})} \quad \text{Ec. 106}$$

donde: $S_{p,a,i,j}$ es el coeficiente de adecuación, $U_{p,a,i,j}$ es la fracción de presa p de edad a en el estómago del depredador i de edad j .

5.3.2.2. Resultados

Los resultados del análisis de interacciones tróficas se reportan a través de los principales indicadores de la dinámica poblacional de modelos de evaluación de stock. En primer lugar se reporta las salidas de los modelos estadísticos mono-específicos de IFOP ([Canales et al., 2008](#); [Costa-Feltrim, 2008](#); [Quiroz, 2008](#); [Quiroz et al., 2008](#)), luego se presenta los resultados de MSVPA para los recursos objetivo de la PDA incluidos en este proyecto. Finalmente, se muestra comparaciones entre las salidas de los modelos mono-específicos y el MSVPA.

5.3.2.2.1. Modelos mono-específicos

Biomasa total, adulta y desovante

De 1990 a 2007 el indicador de biomasa para merluza del sur y merluza de tres aletas muestra una tendencia negativa. Para merluza del sur la biomasa total fluctúa desde 552 mil ton en 1990 hasta 418 mil ton en 2007, mientras que la merluza de tres aletas presenta 1,7 millones de ton en 1999 y sólo 198 mil ton el 2007 (Fig. 42).

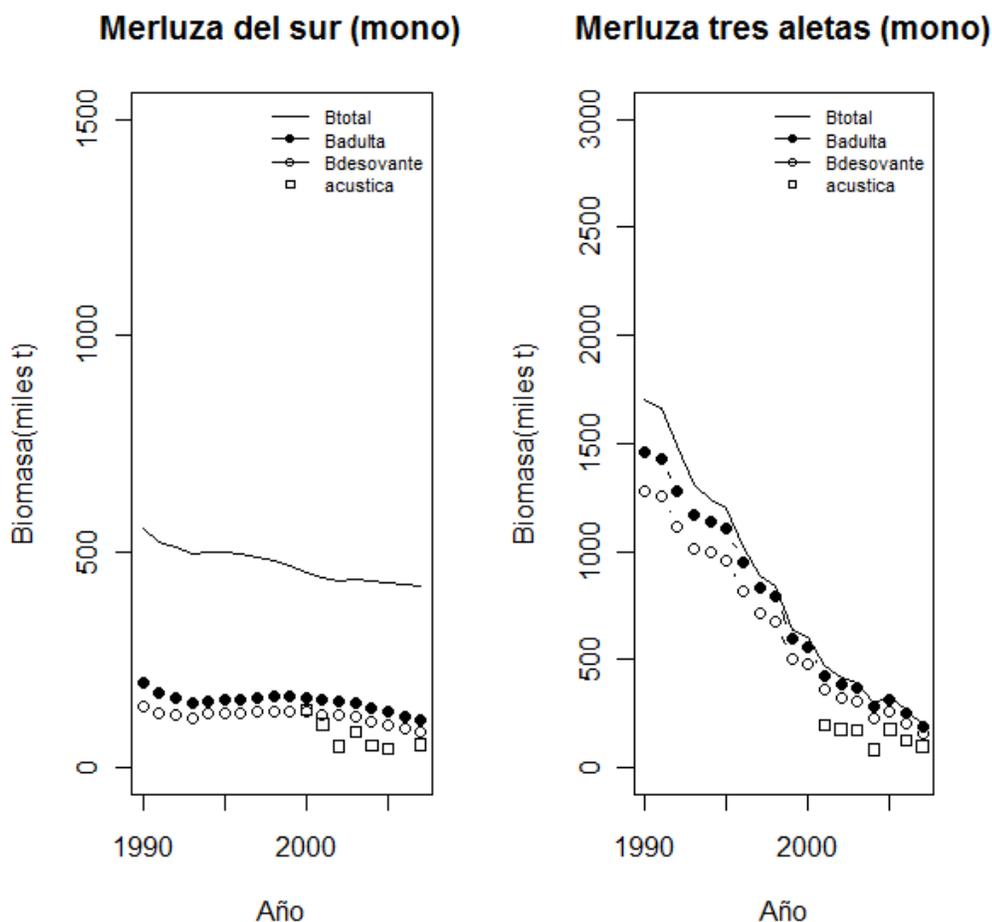


Figura 42. Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza del sur y merluza de tres aletas de 1990 a 2007 (modelos mono-específicos; para detalles ver el texto).

El comportamiento de los indicadores de biomasa de merluza de cola y congrio dorado muestra cambios en la tendencia. En efecto, la biomasa total de merluza de cola de 1990 a 1997 varía de 1,3 a 2,4 millones de ton, disminuyendo luego para fluctuar en alrededor de 1,1 millones de ton hasta el 2007. La biomasa desovante varía en alrededor de 500 ton para el período. En congrio dorado la biomasa total se encuentra en alrededor de 34 mil ton, mientras que la biomasa desovante se presenta cerca de las 10 mil ton (Fig. 43).

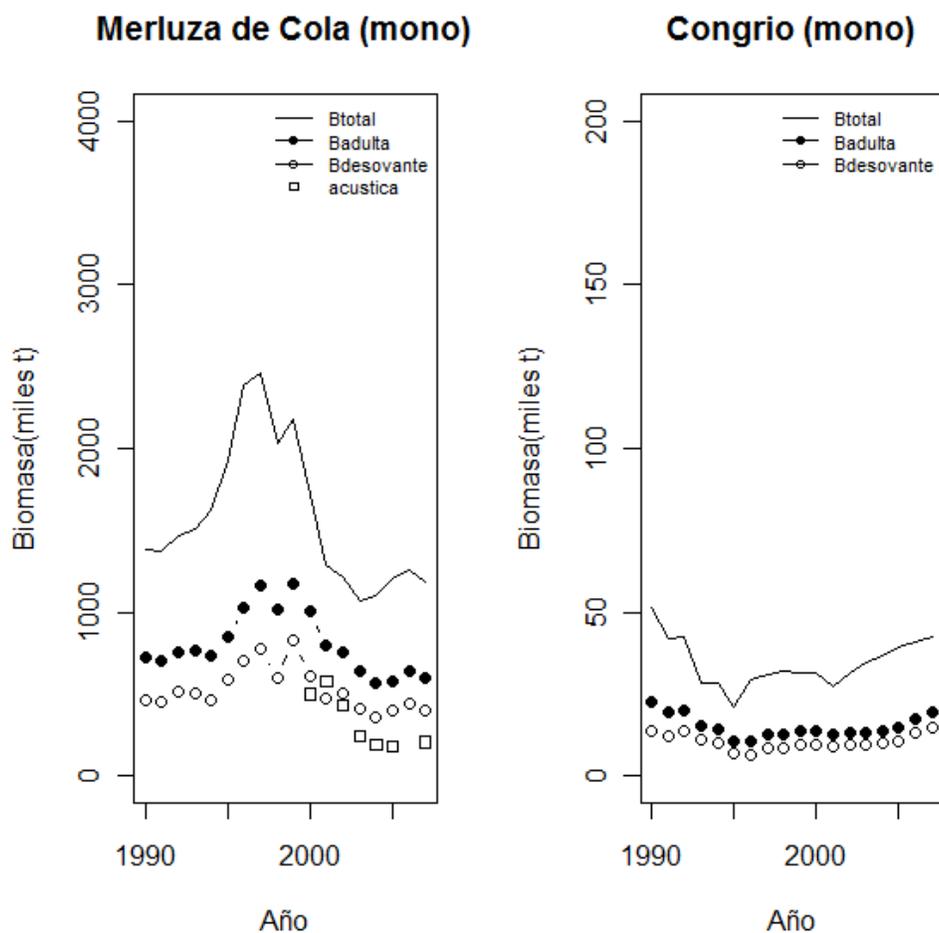


Figura 43. Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza de cola y congrio dorado de 1990 a 2007 (modelos mono-específicos).

5.3.2.2.2. Reclutamientos de acuerdo con modelos mono-específicos

Los reclutamientos determinados con modelos mono-específicos para los recursos objetivos de la PDA muestran alta variabilidad, apreciándose diferentes niveles de reclutamiento para merluza del sur, especie que de 1990 a 1996 exhibe niveles sobre 70 millones de ejemplares, aunque en 1999 ocurre el menor reclutamiento de la serie (53 millones de ejemplares);

posteriormente, los reclutamientos se incrementan hasta 90 millones de ejemplares, finalizando la serie con 60 millones de individuos reclutas el 2007.

El reclutamiento en merluza de tres aletas es diferente, ya que progresivamente ha disminuido sus niveles desde 400 millones de individuos en 1990 a sólo 10 millones de reclutas el 2007. En el caso de los reclutamientos de la merluza de cola, esta especie presenta los mayores valores de reclutamiento en relación con los otros recursos de la PDA, fluctuando en los últimos años en cerca de 600 millones de ejemplares. El congrio dorado muestra reclutamientos sobre los 7 millones de ejemplares (Fig. 44).

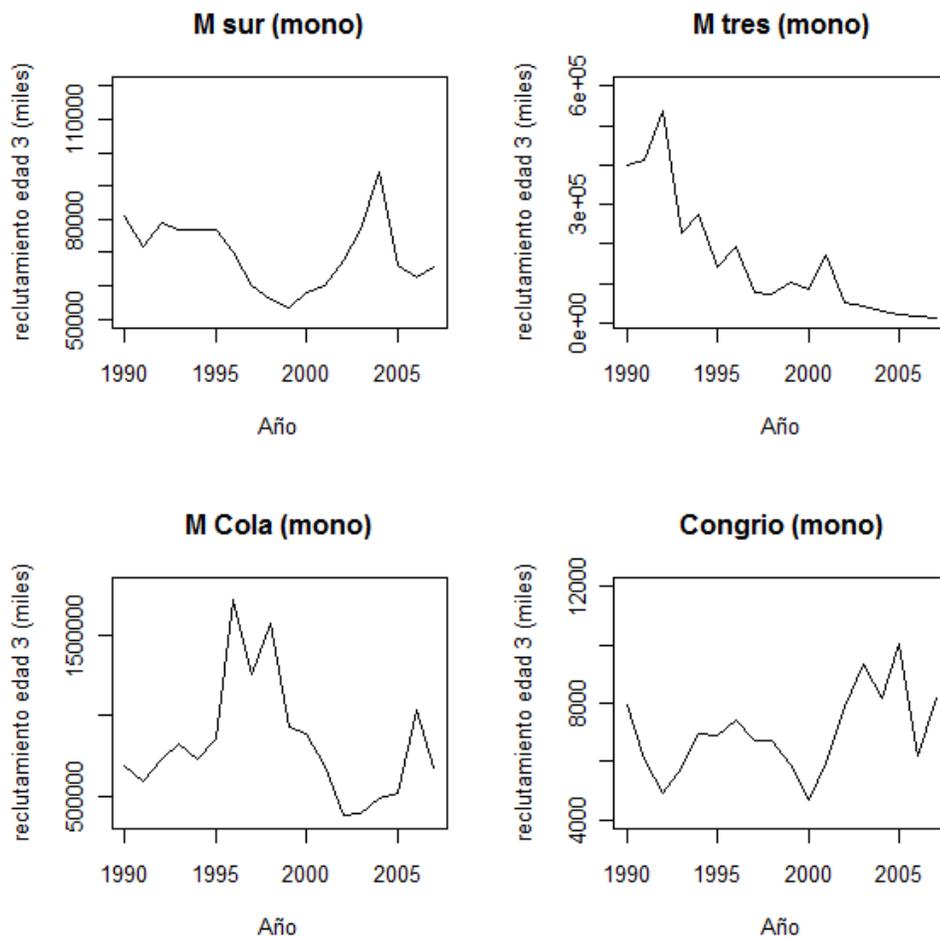


Figura 44. Reclutamiento edad 3 entre 1990 y 2007, para merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado (modelos mono-específicos).

5.3.2.2.3. Análisis de Población Virtual Multiespecífico

Biomasa total, adulta y desovante

La biomasa muestra una tendencia a la baja en el período considerado. En efecto, de 1990 a 2007 la biomasa total, adulta y desovante de merluza del sur y tres aletas ha disminuido en 1/3, desde cerca de 600 mil ton en 1990 a 405 mil ton el 2007. En la merluza de tres aletas la biomasa total disminuye a 1/10, de 1,6 millones de ton a 160 mil ton el 2007 (Fig. 45).

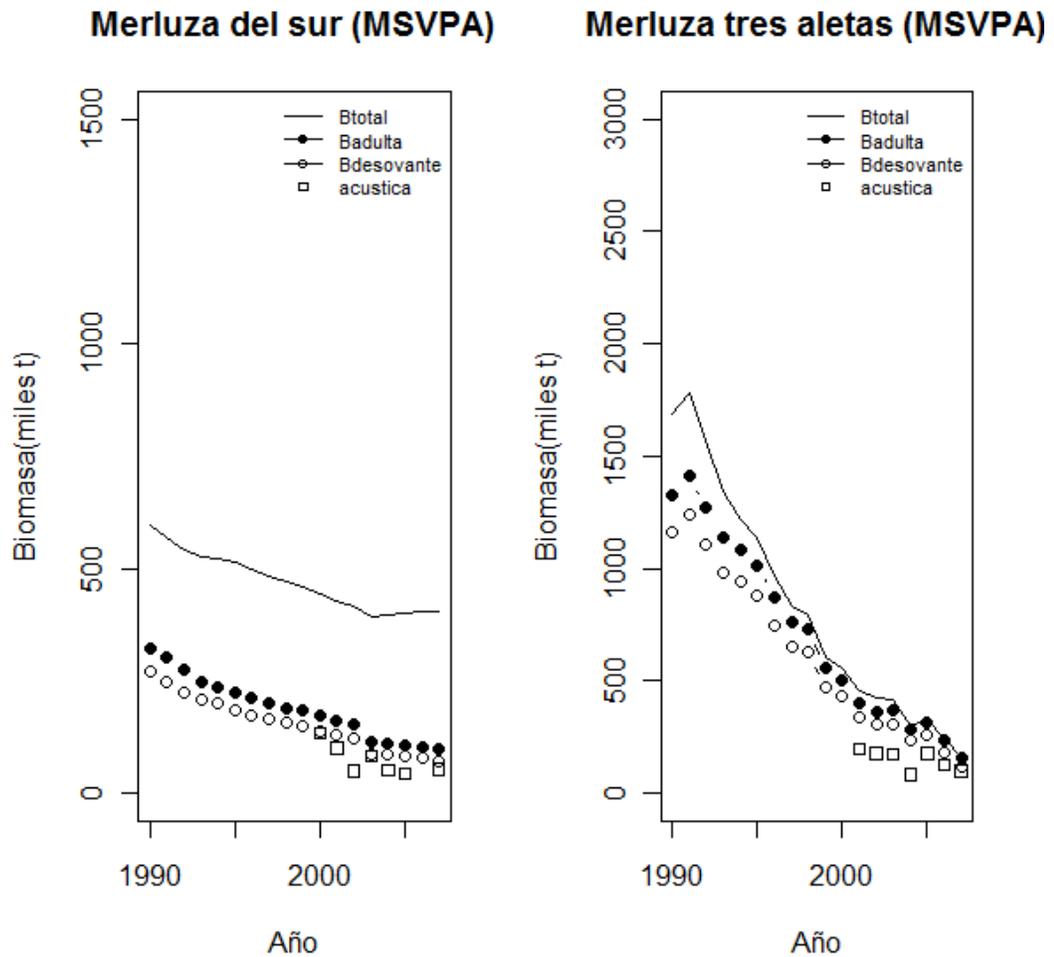


Figura 45. Biomasa total, adulta, desovante y acústica de merluza del sur y merluza de tres aletas de 1990 a 2007 (modelo MSVPA).

La merluza de cola muestra un período de incremento de la biomasa total desde 1,3 millones de ton en 1990 a sobre 3 millones de ton en 1996, disminuyendo luego hasta 1,7 millones de ton, mientras que la biomasa desovante se encuentra en 600 mil ton. El congrio dorado muestra que la biomasa total promedio es de 32 mil ton, aproximadamente, con el máximo en 46 mil ont (Fig. 46).

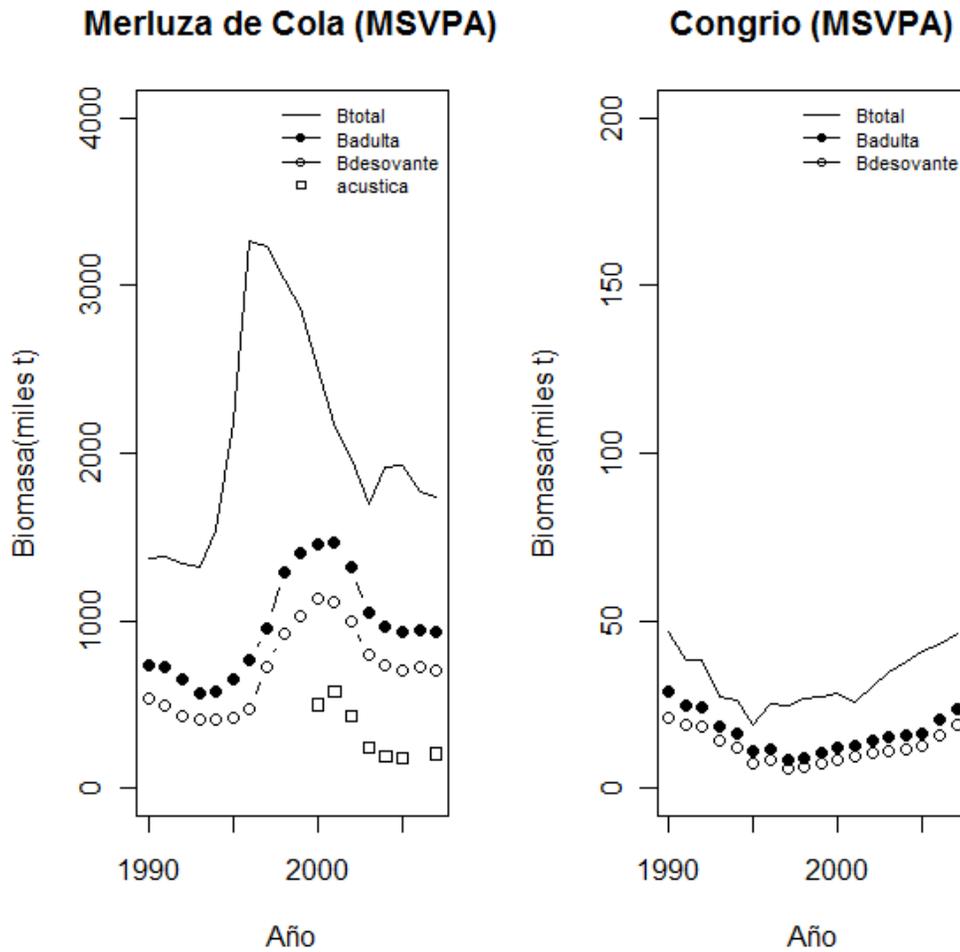


Figura 46. Biomosas total, adulta, desovante y acústica de merluza de cola y congrio dorado entre 1990 y 2007 (modelo MSVPA).

5.3.2.2.4. Reclutamientos MSVPA

El reclutamiento de merluza del sur fluctúa alrededor de 65 millones de ejemplares, el de merluza de tres aletas en 214 millones, el de merluza de cola en 900 mil millones y el de congrio dorado en 5 millones de ejemplares reclutas (Fig. 47). Todos los recursos objetivo de la PDA exhiben alta variabilidad en los reclutamientos.

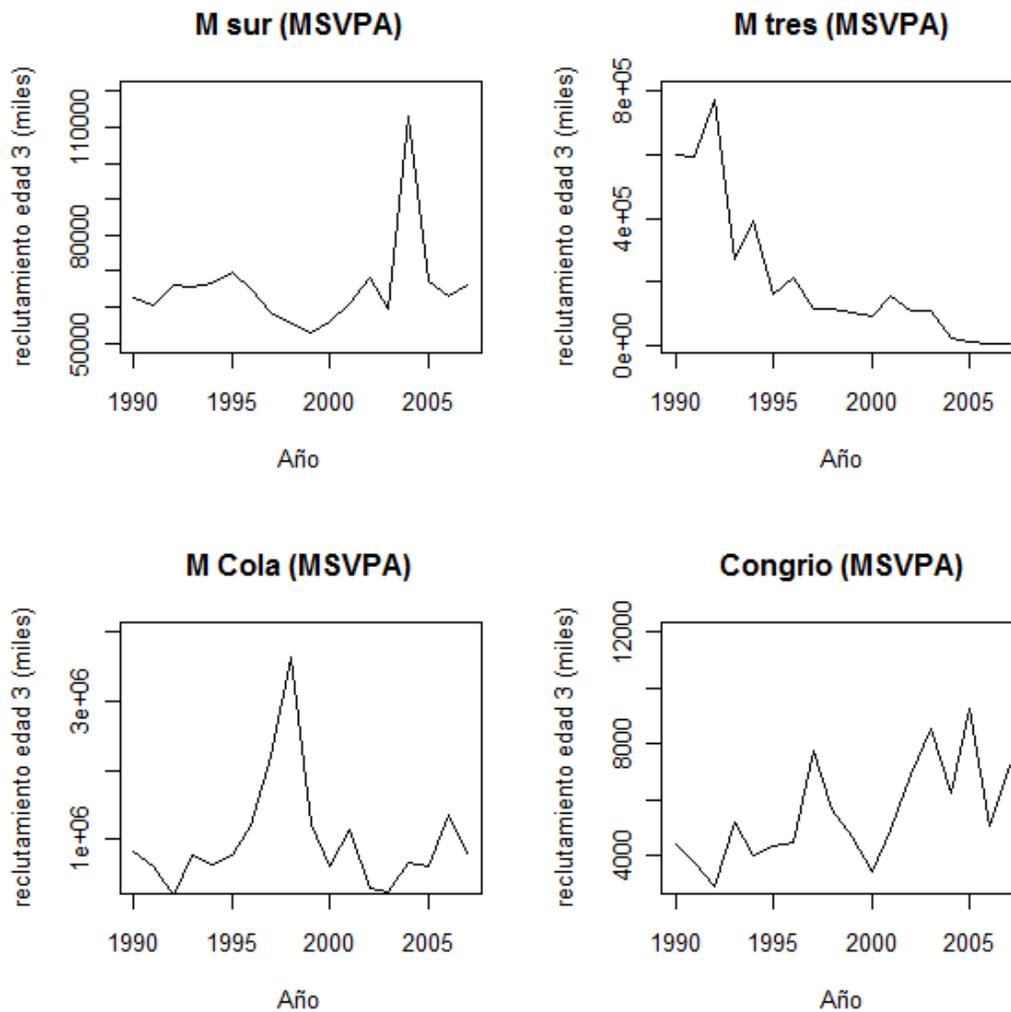


Figura 47. Reclutamiento edad 3 años entre 1990 y 2007 en merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado (modelo MSVPA).

5.3.2.2.5. Análisis comparativo de biomasa total, biomasa adulta, biomasa desovante y reclutamiento entre los modelos mono-específico y MSVPA

La comparación de los principales indicadores muestra consistencia en las estimaciones con diferencias en magnitud principalmente en cuanto a la biomasa adulta, desovante y reclutamientos (Fig. 48).

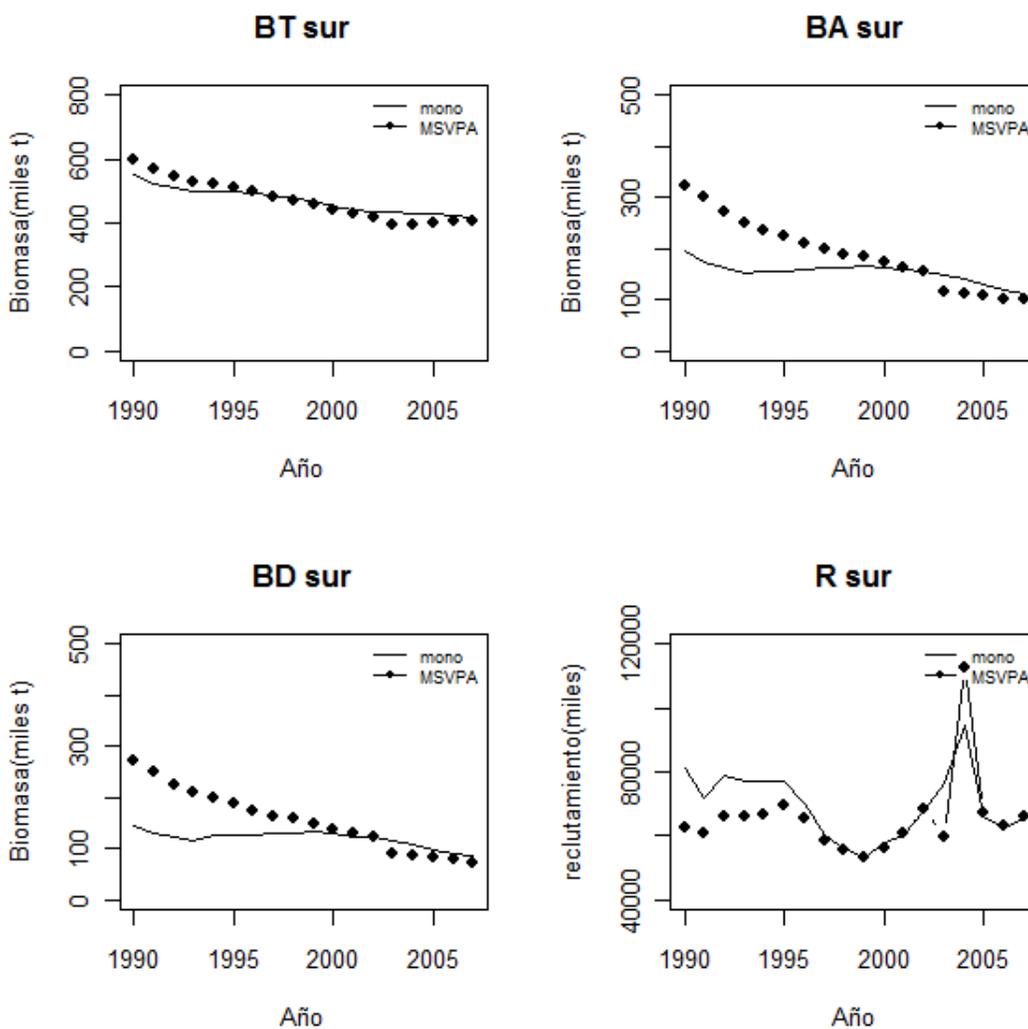


Figura 48. Biomazas total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza del sur en modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.

En la merluza de tres aletas la comparación muestra diferencias de baja magnitud entre los diferentes indicadores explorados con los modelos mono-específico y MSVPA (Fig. 49).

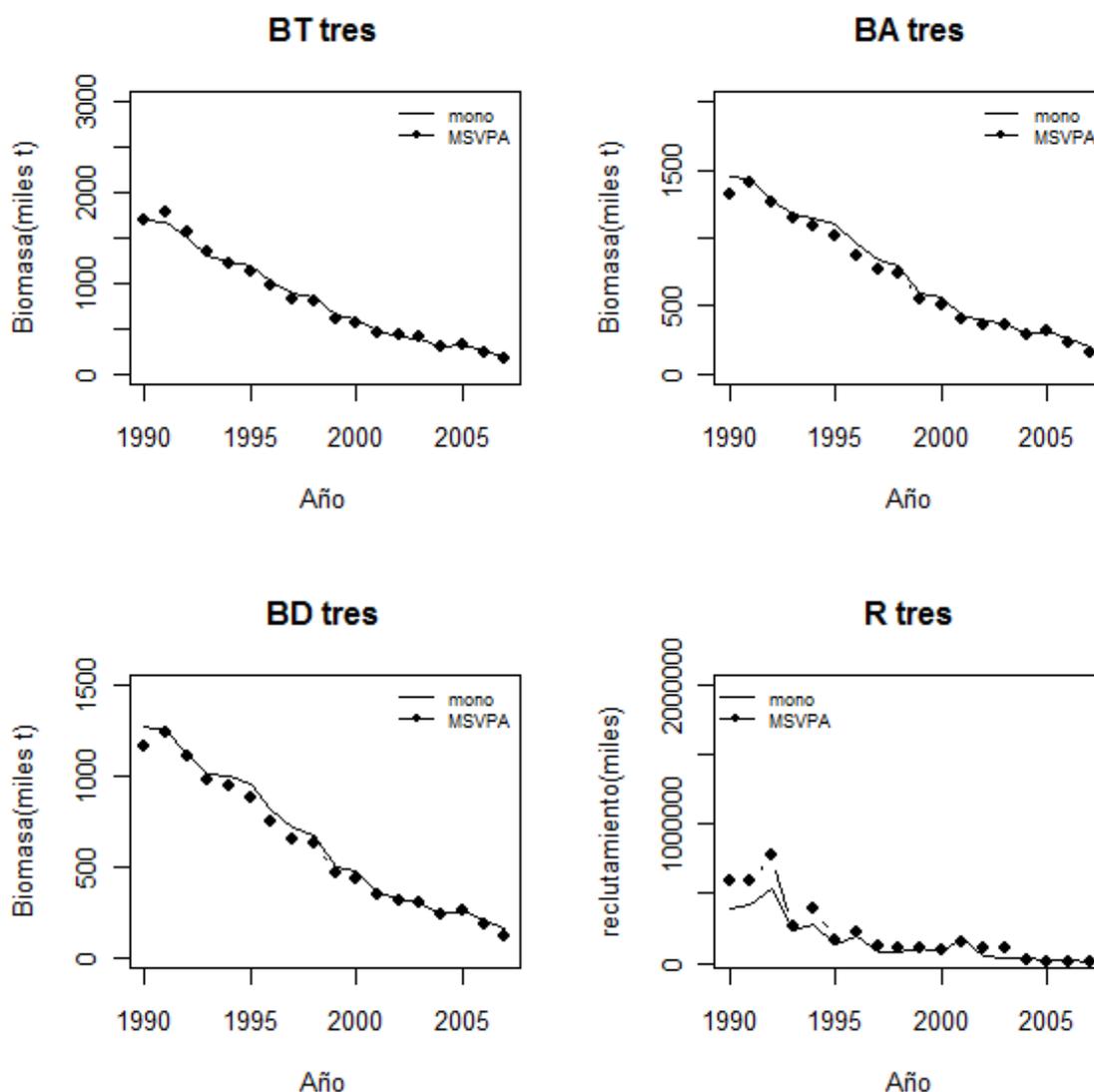


Figura 49. Biomosas total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza de tres aletas de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.

La merluza de cola muestra las principales diferencias entre las salidas del modelo mono-específico y el MSVPA, con las mayores discrepancias en las biomosas total, adulta y desovante (Fig. 50).

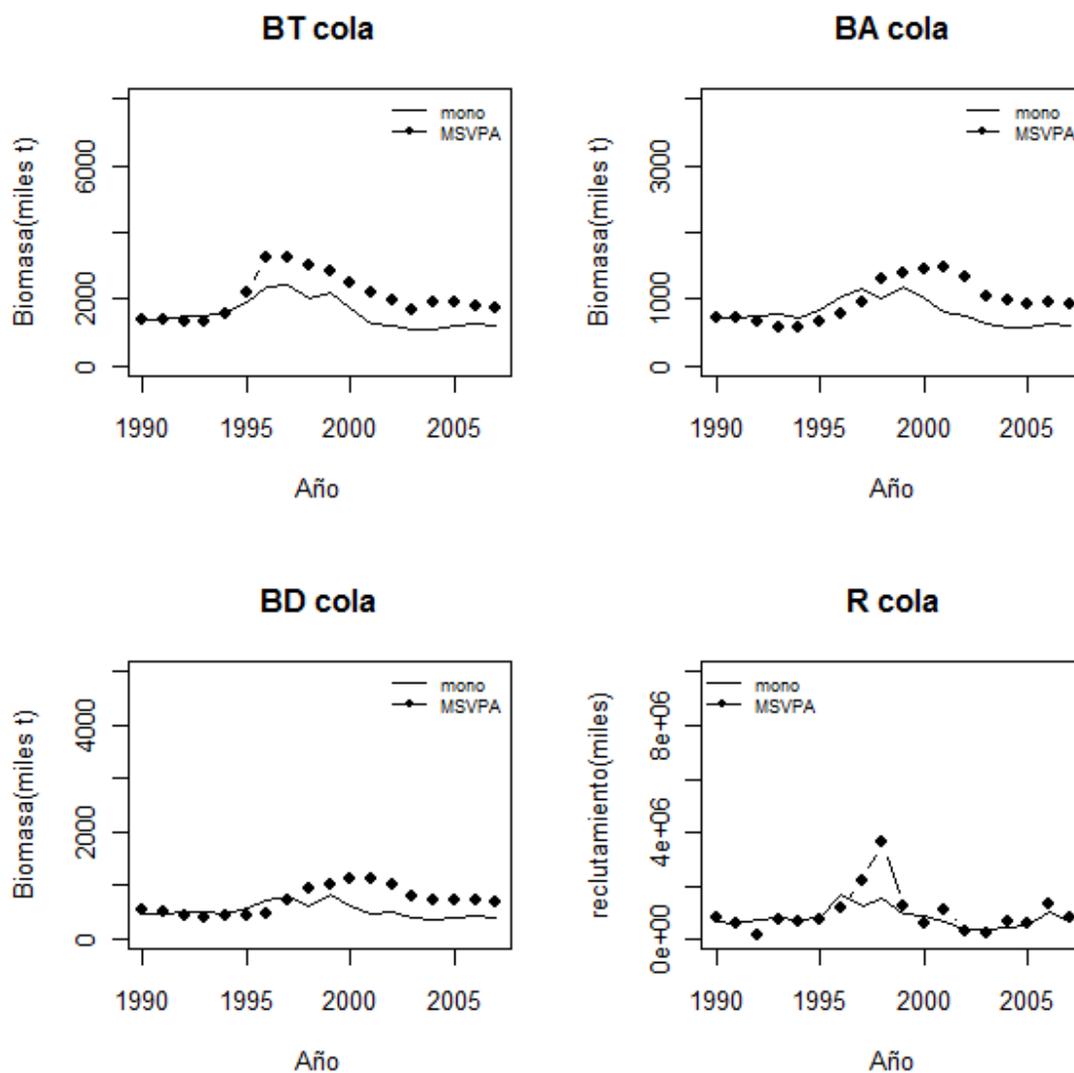


Figura 50. Biomosas total, adulta y desovante, y reclutamiento en merluza de cola de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.

En el caso de congrio dorado, la comparación de salidas entre el modelo mono-específico y multi-específico (MSVPA), muestra bajas diferencias en las biomosas total, adulta y desovante siendo mayores en el reclutamiento en el período 1990-2000, aunque posteriormente las tendencias y magnitudes son más parecidas (Fig.51).

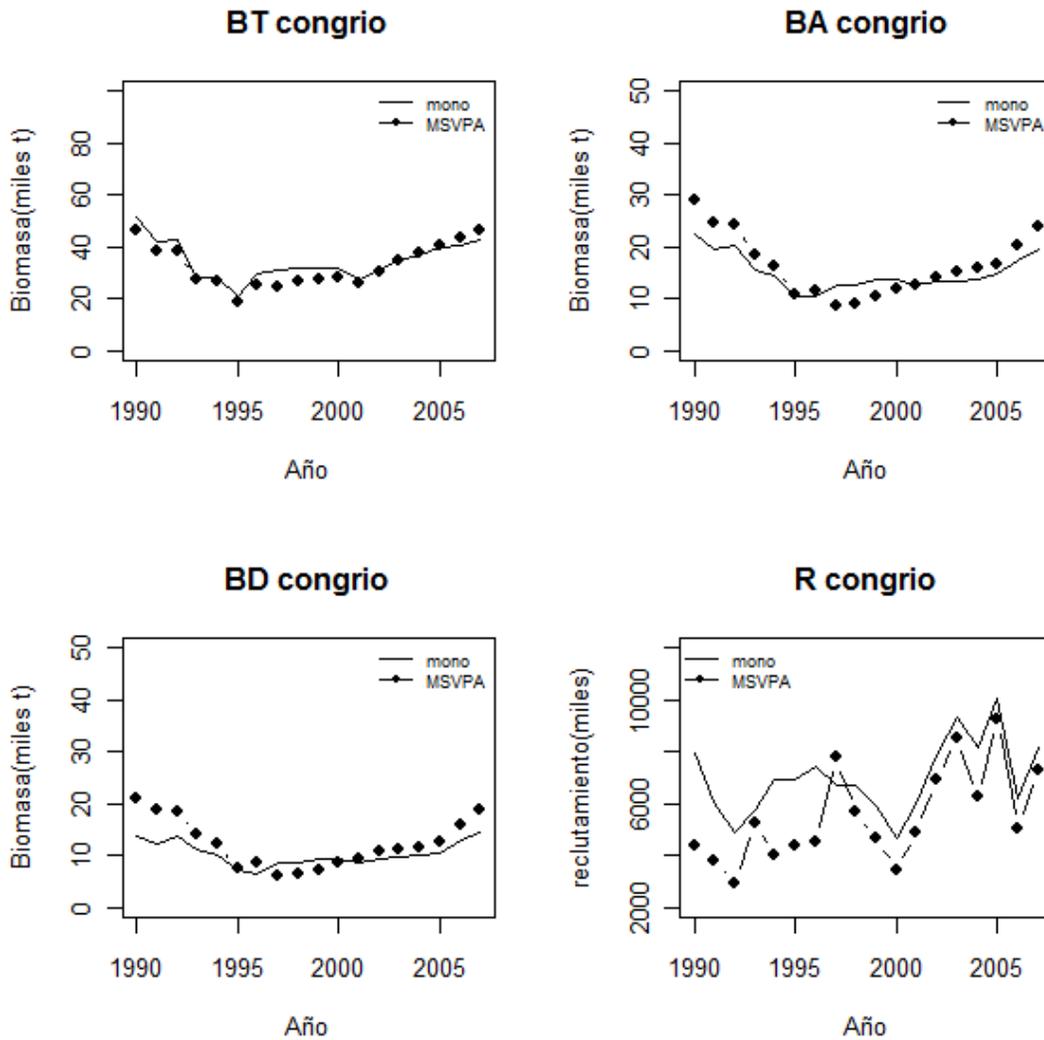


Figura 51. Biomazas total, adulta y desovante, y reclutamiento en congrio dorado de modelos mono-específico y MSVPA. Período: 1990 a 2007.

La comparación de las tasas de explotación en los recursos objetivo de la PDA motivo de este estudio indica bajas diferencias entre los modelos mono-específicos y multi-específicos (MSVPA), aunque las mayores diferencias se observan en merluza de cola y congrio dorado. En general, las tasas de explotación en merluza del sur y merluza de tres aletas muestran tendencia positiva, mientras que en merluza de cola y congrio dorado muestran una baja de este indicador (Fig. 52).

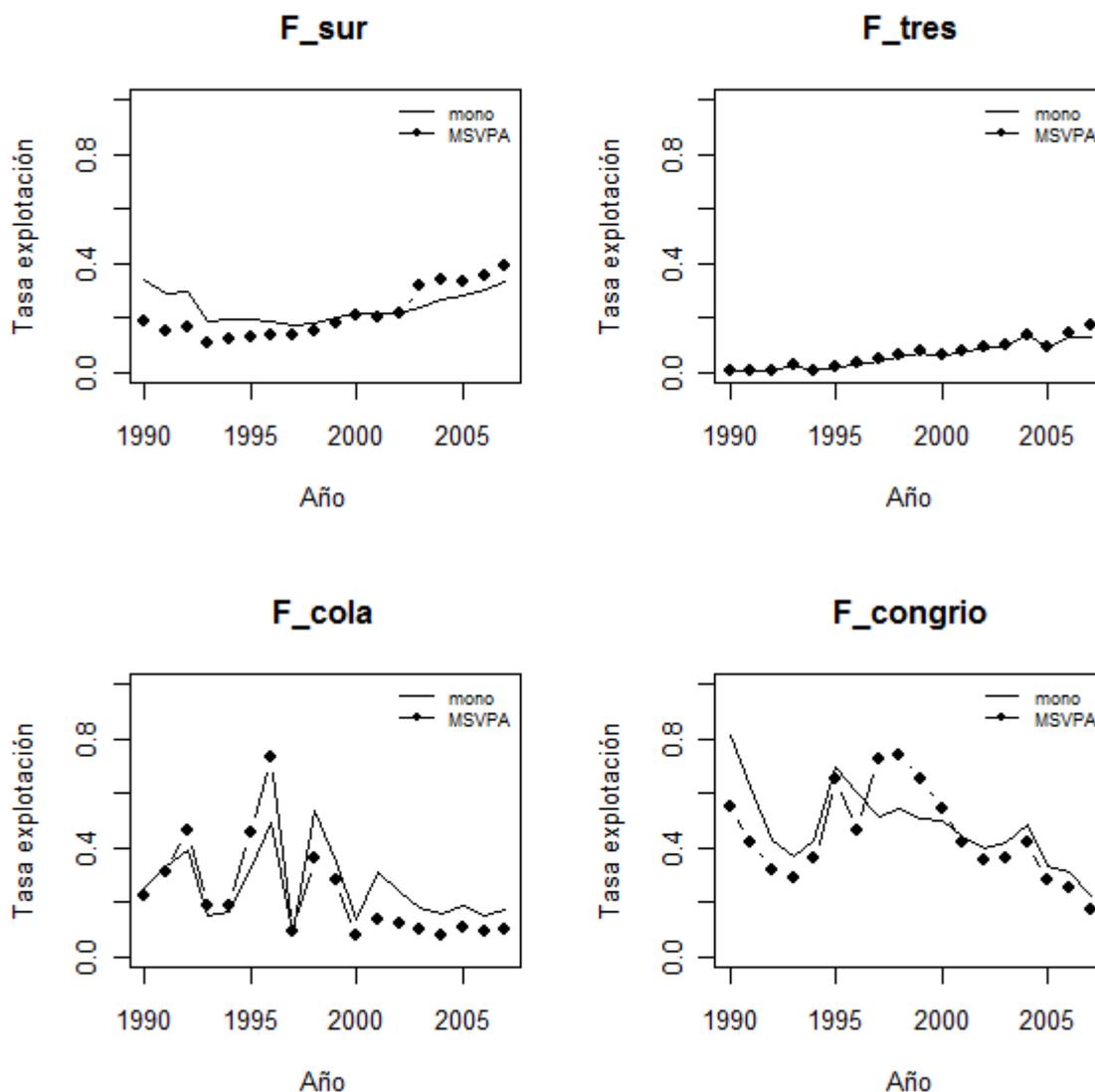


Figura 52. Tasas de explotación de merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado. Período: 1990 a 2007.

Una comparación de las estimaciones del reclutamiento en merluza del sur y merluza de cola (edades 1 y 2) muestra importantes diferencias en las magnitudes para la edad 1 en los años 1995 y 1996, mientras que para la edad 2 las mayores diferencias se presentan los años 2004 y 2005. En merluza del sur las diferencias del reclutamiento entre los modelos mono- y multi-específicos no son fuertes (Fig. 53). El reclutamiento de merluza de tres aletas de edad

2 muestra una tendencia equivalente entre ambos tipos de modelos, aunque con diferencias de magnitud, siendo mayor en el MSVPA (Fig. 54).

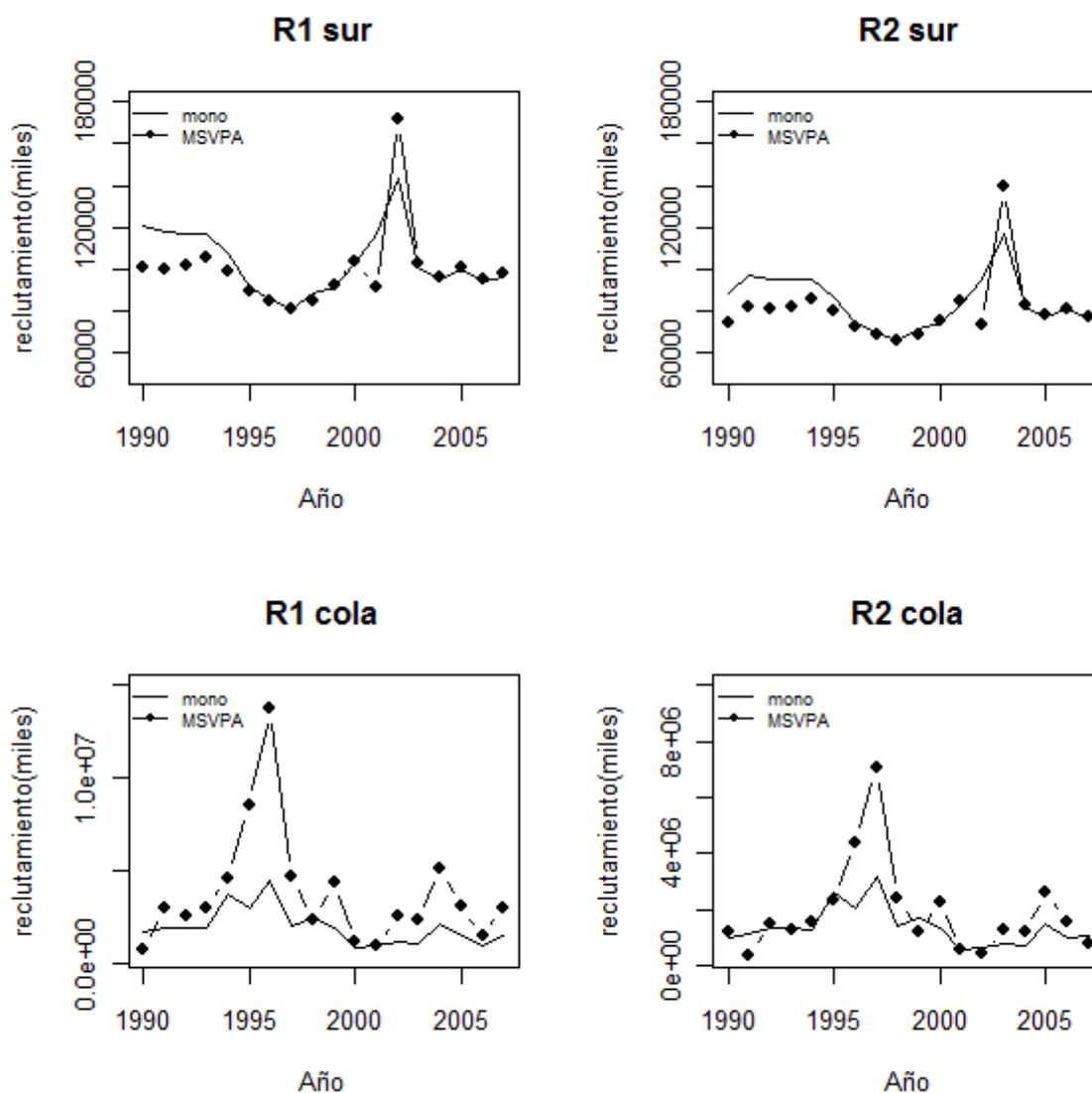


Figura 53. Reclutamiento edad 1 y 2 de merluza del sur y merluza de cola de 1990 a 2007.

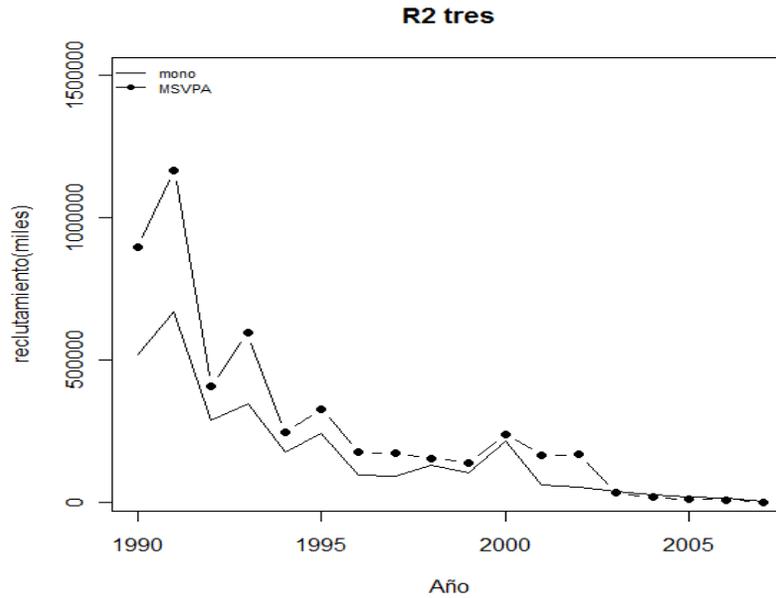


Figura 54. Reclutamiento edad 2 en merluza de tres aletas de 1990 a 2007.

La mortalidad por predación (M_2) en merluza de cola y merluza de tres aletas es ejemplificada en el grupo de edad con mayores niveles de M_2 , alcanzando a $0,52 \text{ año}^{-1}$ en merluza de tres aletas de edad 5 años, y $0,24 \text{ año}^{-1}$ en merluza de cola de edad 7 años. El rango de M_2 varió de 0,12 a 0,42 en merluza de cola, y de 0,24 a 0,73 en merluza de tres aletas (Fig. 55; Tabla 28).

Tabla 28. Mortalidad por predación (M2; año⁻¹) en merluza de cola y merluza de tres aletas.

Año	Merluza de cola	Merluza de tres aletas
1990	0,174	0,242
1991	0,167	0,520
1992	0,212	0,596
1993	0,250	0,569
1994	0,270	0,541
1995	0,309	0,503
1996	0,324	0,448
1997	0,270	0,346
1998	0,305	0,422
1999	0,373	0,538
2000	0,329	0,459
2001	0,211	0,490
2002	0,427	0,517
2003	0,128	0,594
2004	0,166	0,660
2005	0,141	0,544
2006	0,186	0,735
2007	0,135	0,681

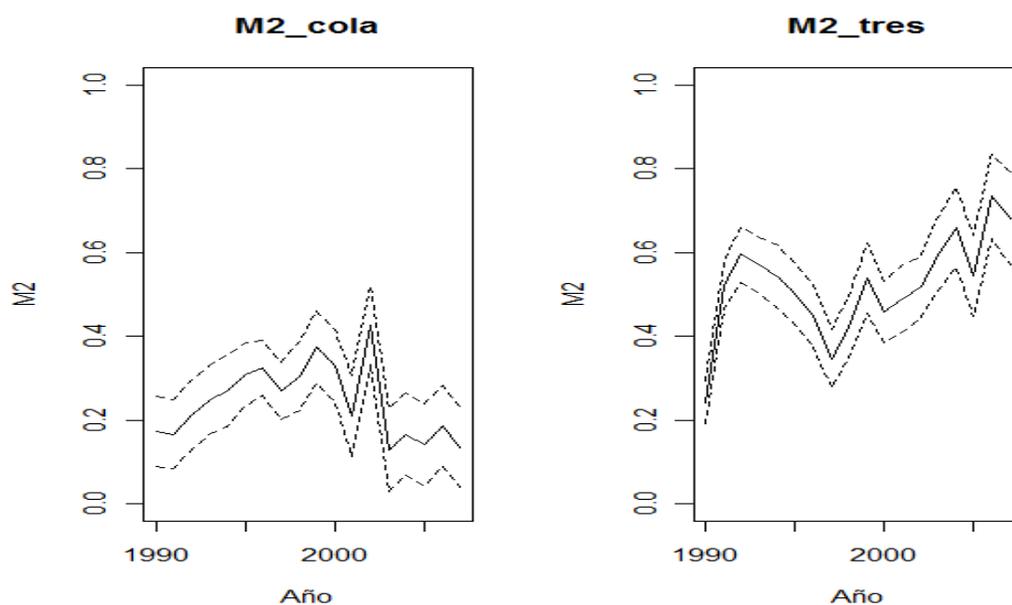


Figura 55. Mortalidad por predación (año⁻¹) en merluza de cola y merluza de tres aletas de 1990 a 2007.

5.3.2.2.6. Predación por merluza del sur y congrio sobre merluza de tres aletas y merluza de cola

La predación que realizan en conjunto merluza del sur y congrio dorado muestra variaciones importantes en la serie de años analizada, concentrándose en los grupos de edad 2 a 7 de las presas (merluza tres aleta y de cola). Desde 1990 a 1995 la predación sobre merluza de tres aletas parece ser muy importante, disminuyendo considerablemente de 1996 a 2007 (Fig. 56; Tabla 29).

Tabla 29. Consumo (ton) de merluza del sur y congrio dorado sobre merluza de tres aletas para las edades 2 a 7, entre 1990 y 2007.

Año	Grupo de edad de merluza de tres aletas					
	2	3	4	5	6	7
1990	29,983	35,225	56,087	44,295	17,263	1,761
1991	38,751	30,694	34,571	136,003	37,812	4,233
1992	15,990	47,626	34,162	83,939	49,336	4,666
1993	19,389	12,332	38,181	74,303	26,015	5,771
1994	6,440	18,606	14,161	90,253	26,430	3,436
1995	11,818	7,266	20,658	31,951	36,952	3,809
1996	8,103	9,713	8,009	41,711	11,380	4,149
1997	5,212	6,824	11,106	13,741	14,923	1,146
1998	4,799	5,745	7,723	24,056	8,021	2,381
1999	4,084	4,954	6,172	15,143	10,062	1,031
2000	6,584	3,151	4,650	11,053	4,460	975
2001	5,049	7,098	4,081	10,304	3,633	451
2002	5,320	5,137	7,920	9,964	3,804	568
2003	1,613	7,408	7,932	20,444	3,599	380
2004	573	1,113	6,498	16,655	5,878	413
2005	518	727	1,612	20,478	4,965	745
2006	445	482	868	4,943	7,655	701
2007	60	449	511	2,355	796	559

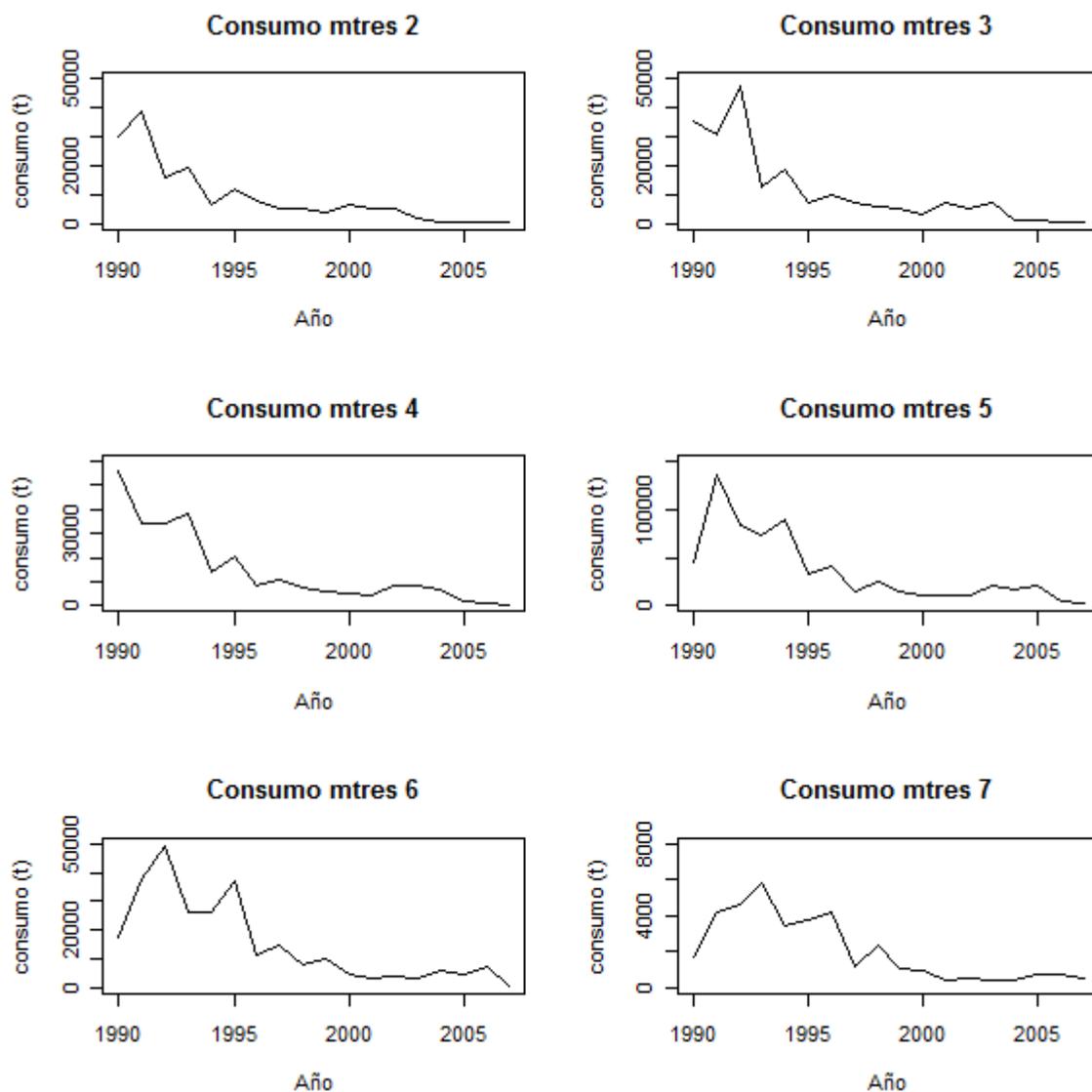


Figura 56. Consumo (ton) de merluza de tres aletas en los grupos de edad 2 a 7. Período: 1990 a 2007.

En el caso de la merluza de cola la predación parece jugar un rol importante, removiendo altos niveles de biomasa de la población, concentrándose en ejemplares de 2 a 7 años de edad, aunque mayormente en ejemplares de edades 2 y 3 (Fig. 57, Tabla 30)

Tabla 30. Consumo (ton) de merluza del sur y congrio dorado sobre merluza de cola para las edad 2 a 7, entre 1990 y 2007.

año	Grupo de edad merluza de cola					
	2	3	4	5	6	7
1990	91,522	109,714	4,069	4,937	2,112	12,208
1991	28,264	79,960	5,585	5,334	3,183	15,081
1992	115,334	23,521	4,721	6,257	3,056	23,285
1993	97,591	101,236	1,296	4,647	3,037	19,322
1994	116,459	85,540	6,247	1,121	2,590	23,347
1995	180,200	103,758	5,081	6,920	466	20,670
1996	335,477	158,512	5,853	5,279	3,424	2,133
1997	539,296	292,592	6,923	5,029	1,671	13,861
1998	182,981	481,536	16,211	9,916	3,476	13,607
1999	90,603	163,395	31,969	23,351	4,350	20,495
2000	173,092	80,830	9,524	33,068	11,841	17,374
2001	43,747	151,656	5,001	8,833	14,314	65,137
2002	33,924	37,688	13,784	5,880	8,449	202,397
2003	98,237	30,007	3,132	6,685	1,403	22,149
2004	89,368	87,693	2,512	1,942	3,811	10,895
2005	200,988	79,613	7,358	1,585	694	22,291
2006	119,921	179,087	9,143	6,911	617	4,989
2007	56,908	106,368	26,868	7,752	2,199	1,936

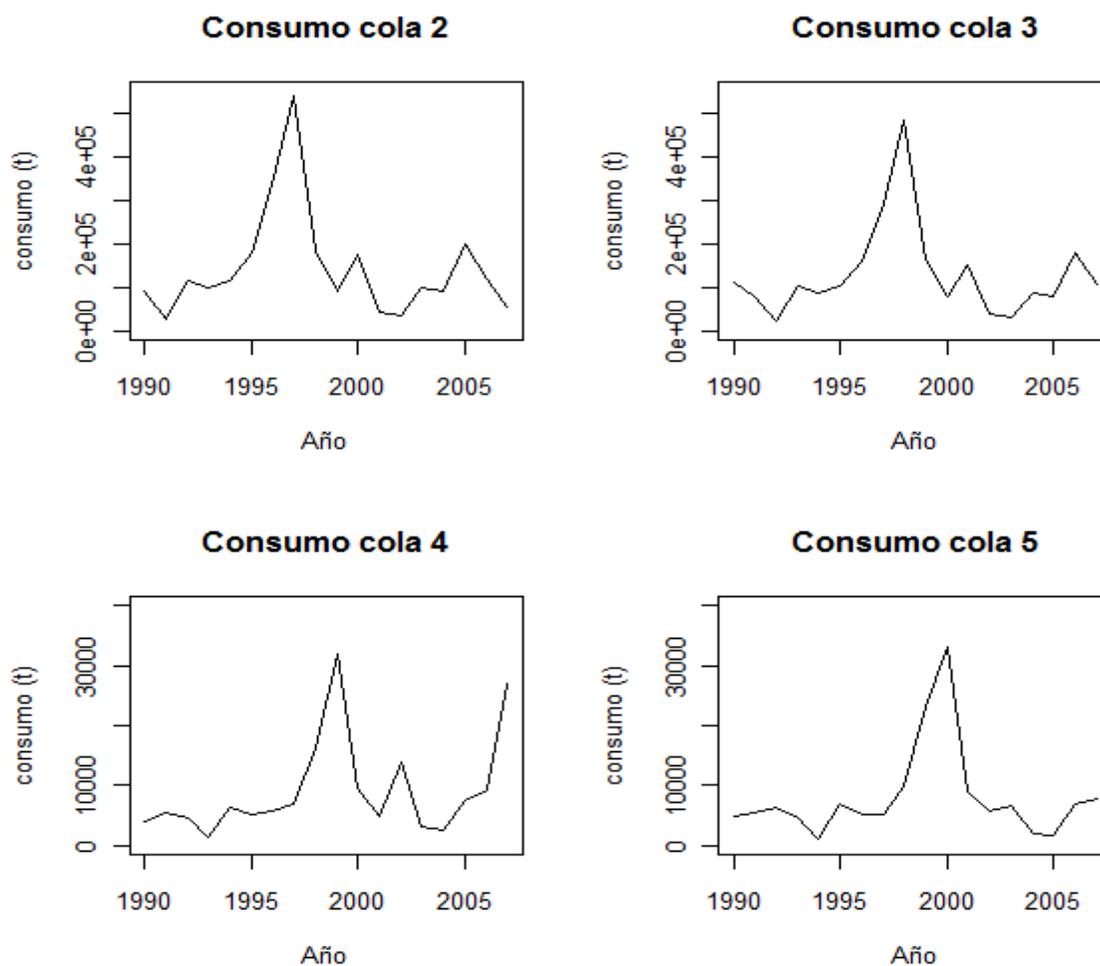


Figura 57. Consumo (ton) de merluza cola en los grupos de edad 2 a 5. Período: 1990 a 2007.

5.3.2.3. Discusión

La implementación de un modelo multi-específico para la PDA constituye la primera aproximación de análisis de interacciones por predación en el área de estudio. Las interacciones por predación vienen dadas esencialmente por el rol como predador de la merluza del sur sobre los otros recursos de la PDA. El congrio también desempeña un rol como predador en el sistema actuando sobre merluza de cola, tres aletas y la merluza del sur.

En relación a la implementación de un modelo estructurado con interacciones por predación se tiene la posibilidad de desarrollar un MSM (Modelo Estadístico Multi-específico) o alternativamente un MSVPA (Análisis de Población Virtual Multi-específico). En nuestro caso el MSM no pudo ser implementado debido a inconsistencias en la información de base o información cruda (inputs) y problemas en las matrices de captura edad de los diferentes recursos pesqueros. Estas características implicaban adoptar supuestos poco realistas con respecto a la dinámica de los stocks, tal como funciones stock-recluta y patrones de selectividad, entre otros aspectos de dinámica que condicionarían las estimaciones de reclutamiento y de abundancia de las diferentes fracciones poblacionales, resultando perturbados los niveles de interacción por predación. En este sentido, se adoptó la opción de utilizar las salidas de los modelos estadísticos de los estudios de CTP de la PDA. Esto debió ser realizado por los problemas presentes en los datos originales disponibles para este proyecto (provenientes de las evaluaciones de stocks que se ha venido realizando para peces de la PDA anteriormente a este proyecto), lo que implicaba revisiones mayores que sobrepasaban los compromisos exigidos a este proyecto, como la construcción de claves talla-edad y re-análisis de CPUE u otros índices. Por lo tanto, ésta es una tarea prioritaria que queda para futuros proyectos y desde ya para las evaluaciones que realiza el Instituto de Fomento Pesquero por encargo de la Subsecretaría de Pesca rutinariamente.

Un elemento clave en el análisis de interacciones entre predadores y presas está dado por el análisis de contenido estomacal. En efecto, esto implica la necesidad de programas de

monitoreo permanentes dirigidos sobre las especies más importantes del sistema para determinar posibles patrones por predación y variabilidad del mismo, tanto intra como inter-anualmente. Se recomienda obtener muestras de las diferentes fracciones de los stocks, abarcando la totalidad de la estructura de tamaños (edades) durante las diferentes estaciones de año (trimestres). En otras palabras, operacionalmente los nuestros de estómagos para las especies objetivo de la PDA deben ser estratificados a la talla, no al azar simple, pues se introducirá sesgos al sobremuestrear las edades (tallas) más frecuentes en las capturas y submuestras las menos frecuentes.

En nuestro MSVPA modelo para la PDA se determina que la mortalidad por predación es significativa para los recursos merluza de cola y merluza de tres aletas, presentando variaciones entre años y edades, dependiendo de los niveles de abundancia del predador y la presa. En particular, las fracciones poblacionales con mayores niveles de predación corresponden a la fracciones juveniles de los stocks, lo que, en otras palabras, corresponde a remoción de biomasa por los predadores (merluza del sur y congrio).

La comparación de indicadores poblacionales entre modelos mono y multi-específicos muestra consistencia en las estimaciones de biomazas totales, adultas, desovantes y tasas de explotación. En las estimaciones de reclutamiento se observa mayores diferencias entre las estimaciones de ambos modelos, lo que está determinado principalmente por la mayor predación sobre las fracciones juveniles. Las diferencias en las estimaciones de reclutamiento en las fracciones juveniles tienen implicancias importantes, ya que señala la existencia de fuertes clases anuales para determinados años, las que no son reconocidas en los modelos mono-específicos, y que se asocian directamente con altos niveles de predación sobre estas clases anuales de reclutas. Además, con el enfoque MSVPA es posible seguir de mejor forma los grupos de edad que no aparecen normalmente en las capturas realizadas por las flotas, correspondiendo a los grupos de edad 1 y 2 tanto en en merluza de cola como en tres aletas.

Las estimaciones de consumo, en conjunto con la mortalidad por predación, son una fuente de información complementaria que no es posible de conocer en un esquema de modelación

mono-específica, constituyéndose en información para la toma de decisiones para conocer el estado de explotación de los stocks. En nuestro análisis se observa para merluza de cola que, del año 1990 al 2002, la mortalidad por predación presenta una tendencia al alza, de 0,16 a 0,42 año⁻¹. Para este mismo periodo la mortalidad por predación sobre merluza de tres aletas muestra un aumento de 0,24 a 0,73 año⁻¹.

Un aspecto relevante de los modelos multi-específicos, y que los caracteriza en términos de requerimientos por sobre los mono-específicos, es su alta demanda de información. Además, con los modelos multi-específicos se adquiere mucho mayor nivel de conocimiento y se entiende mejor de la dinámica poblacional de los stocks, incluyendo aspectos biológicos, pesqueros y técnicos. Sin embargo, los modelos multi-específicos demandan plataformas de análisis de alto nivel para un desempeño efectivo de estimación de la abundancia, de las mortalidades y de las proyecciones debido a la complejidad de las interacciones biológicas (mortalidad por predación). En particular, el trabajo de proyecciones en un MSVPA o MSM implica altísima cantidad de iteraciones computacionales y procesos, los que sobrepasan a los utilizados en los enfoque mono-específicos.

Los resultados de este proyecto indican que modelos multi-especificos son potencial y perfectamente aplicables a la PDA, lo que proveerá de información de la interacción entre predadores y presas en el sistema analizado. Además, se reconoce a la merluza del sur como principal predador del sistema y a la merluza de cola como principal presa, consituyéndose ambas especies en especies claves del sistema. Nosotros sugerimos generar, desde el FIP, un programa de monitoreo del contenido estomacal que permanente aporte la información sobre contenido estomacal y peso de las presas en los estómagos de los predadores, lo que es básico e indispensable para la implementación de modelos multiespecíficos.

5.3.2.4. Conclusiones

La información disponible a partir de proyectos que incluyen antecedentes trofodinámicos desarrollados en la PDA, y la correspondiente a los estudios de CTP y programas de monitoreo de la pesquería, ha permitido la construcción de un modelo de Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) para la Pesquería Demersal Austral.

La predación establecida por merluza del sur y congrio es importante en merluza de cola y merluza del sur, y muestra variaciones entre años y edades en estas especies.

La comparación de los indicadores poblacionales, biomasa total, adulta y desovante, y reclutamientos entre modelos mono-específicos y el MSVPA, muestra consistencia en los resultados en términos de tendencia y magnitud.

El MSVPA estima valores de reclutamiento mayores a los obtenidos mediante los modelos mono-específicos, indicando la entrada de clases anuales mayores a las reportadas en un enfoque mono-específico.

La predación en merluza de cola y tres aletas es considerable y se concentra principalmente en fracciones juveniles.

Los resultados permiten señalar que un análisis basado en un enfoque multiespecífico es aplicable a la PDA, y que se requiere de estudios de continuidad dada la complejidad del sistema y la necesidad de información de contenidos estomacales orientada al estudio y construcción de modelos que den cuenta de la interacción por predación.

5.3.2.5. Referencias Bibliográficas

Anderson, K. P. & E. Ursin. 1977. A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts for phosphorus circulation and primary production. *Meddelelser Fra Danmarks Fiskeri-Or Havundersogelser* 7:310-435.

Anonymous. 1989. Report of Multispecies Assessment working Group. Copenhagen, 7-16 June 1989 ICES CM 1989/Assess: 20.

Beverton, R.J.H. and Holt, S.J. (1957) *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. London: Chapman and Hall (facsimile reprint, 1993), 533 pp

Canales, C., P. Galvez., V. Escobar., R. Tasher. R. Céspedes., J. Quiroz. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP regionalizada merluza de cola, 2008. Informe final BIP 30066301, 69 pp.

Céspedes, R., L. Adasme, L. Chong, V. Ojeda, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid y K. Hunt. 2006. Investigación situación pesquería demersal zona sur austral, 2005. Informe Final. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. IFOP-SUBPESCA. 159 p.

Céspedes, R., L. Adasme, L. Chong, V. Ojeda, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid, L. Miranda, K. Hunt y M. Miranda. 2007. Investigación situación pesquería demersal zona sur austral, 2006. Informe Final. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. IFOP-SUBPESCA. 202 p.

Collie, J.S. & H. Gislason. 2001. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 2167-2176.

Costa-Feltrin, M. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP de merluza de tres aletas. Sur 47° LS, 2008. Informe final BIP 30066245, 45 pp.

Fournier, D.A., Sibert, J.R., Majkowski, J., and Hampton, J. (1990). MULTIFAN: a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyi*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 301-317.

Gulland, J.A. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Workshop Group Report. Int. Counc. Explor. Sea CM 1965, Doc 3. Mimeo. Copenhagen.

Helgason, T., and Gislason, H. 1979. VPA-analysis with species interaction due to predation. ICES CM 1977/G:52. (Available from ICES, Palagade 2-4, DK-1261 Copenhagen K, Denmark.)

Hilborn, R., C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York.

Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J., and Rice, J. 2000. Are multispecies models an improvement on single -species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science*, 57:707-719.

Jurado-Molina, J., P.A. Livingston. 2002a. Multispecies perspectives on the Bering Sea Groundfish fisheries management regime. *North American Journal of Fisheries Management*. 22:1164-1175.

Jurado-Molina, J., P.A. Livingston. 2002b. Climate forcing effects on tropically-linked groundfish populations: implications for fisheries management. *Canadian Journal of Aquatic and Fisheries Sciences*. 59: 1941-1951.

Jurado-Molina, PA. Livingston, and JN. Ianelli. 2005. Incorporating predation interactions in a statistical catch-at-age model for a predator-preysystem in the eastern Bering Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1865–1873.

Livingston, P.A., J. Jurado-Molina. 2000. A multispecies virtual population analysis of the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Sciences*, 57: 294-299.

Megrey, B.A. 1989. Review and comparison of age structured stock assessment models from theoretical and applies points of view. *Am. Fish. Soc. Symp.* 6:8-48.

Pool, H., F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortes and M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas de recursos demersales en la zona sur austral. *Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 94-32*, 76 pp.

Pope, J.G. 1977. Estimation of the fishing mortality, its precision and implications for the management of fisheries. P. 63-76. In J.H. Steele ed.) *Fisheries mathematics*. Academic Press, New York, 198 pp.

Quiroz, J., C. Canales., V. Ojeda. 2008a. Investigación evaluación de stock y CTP merluza del sur, 2008. Informe final BIP 30066247, 47 pp.

Quiroz, J., C. Canales., V. Ojeda. 2008b. Investigación evaluación de stock y CTP congrio dorado, 2008. Informe final BIP 30066298, 39 pp.

Roa, R. En ejecución. Formulación e implementación de un enfoque metodológico de evaluación de stock en merluza de cola. *Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2006-14*, pp.

Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. ICES mar. Sci. Symp., 193: 12-21.

Sissenwine, M.P., N. Daan. 1991. An overview of multispecies models relevant to management of living resources. - ICES mar. Sci. Symp., 193: 6-11.

Sparholt, H. 1991. Multispecies assessment of Baltic fish stocks. ICES Mar. Sci. Symp. 193: 64–79.

Tsou, Tien-Shui., J. Collie. 2001. Estimating predation mortality in the Georges Bank fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci.58 (5): 908–922.

5.3.3. Objetivo Específico 4

Presentar bases teóricas de los modelos de simulación utilizados que permitan analizar escenarios de manejo basados en el ecosistema (relaciones predador-presa) sus consecuencias sobre los stocks y sobre el conjunto de especies predatoras y presas que constituyen el modelo propuesto (no solo sobre los recursos objetivo, sino también sobre sus presas que sostienen las poblaciones de recursos explotados).

Resumen

Se presenta las bases teóricas de los modelos de simulación utilizados que permitan analizar escenarios de manejo basados en el ecosistema (relaciones predador-presa), sus consecuencias sobre los stocks y sobre el conjunto de especies predatoras y presas que constituyen el modelo propuesto (no sólo sobre los recursos objetivo de la PDA, sino también sobre sus presas). Para ello se estimó dos puntos biológicos de referencia (PBRs), a saber: MSY (máximo rendimiento sostenible) y FMSY (mortalidad por pesca en la cual se obtiene MSY) en cada una de las especies explotadas de la PDA, a través de simulaciones mediante Ecopath with Ecosim, con y sin la inclusión de las relaciones predador-presa. La dinámica de las especies explotadas, sus presas y predadores fue distinta en la situación en que se exploró PBR's incluyendo interacciones tróficas que en la situación que consideró el supuesto de "peces islas". Como resultado, los valores de FMSY y MSY también variaron bajo ambos escenarios. FMSY y MSY son generalmente mayores cuando se considera interacciones tróficas que cuando se desconecta a las especies de su trama trófica, lo que se debe a las respuestas compensatorias indirectas que se producen a través de ésta. Aún no existe suficiente evidencia empírica, ni en Chile ni en el mundo, del comportamiento de especies objetivo y de sus presas y predadores bajo patrones de pesca lo suficientemente contrastantes como para evaluar más precisamente la capacidad de los modelos para predecir exitosamente los impactos de estrategias de manejo basadas en el ecosistema. Mientras se genere esa información, se propone un manejo pesquero adaptativo para la PDA que

combine el monitoreo de las interacciones tróficas y los efectos de la pesca, además de otros forzantes en la comunidad explotada (producción primaria) con indicadores pesqueros clásicos.

5.3.4. Introducción (enfoque ecotrófico multi-específico)

El sistema de control COMFIE-type (ICES, 1997) usa dos categorías de Puntos de Referencia, a saber: uno basado en la biomasa de un stock determinado y el otro basado en la mortalidad por pesca del mismo (Fig. 58). El primer par de Puntos de Referencia son la biomasa objetivo (B_{pa}) y la mortalidad por pesca objetivo (F_{pa}). La segunda categoría incluye los puntos de referencia límites, i.e., la biomasa mínima aceptable (B_{Lim}) y la mortalidad por pesca máxima aceptable (F_{Lim}). Estos puntos de referencia delimitan tres regiones en un gráfico bi-dimensional, a saber:

- i) una zona segura, que es el objetivo general del manejo pesquero en el largo plazo ($B > B_{pa}$; $F < F_{pa}$);
- ii) una zona de precaución, que debería ser evitada en todo evento ($B_{pa} > B > B_{Lim}$; $F_{pa} < F < F_{Lim}$); y,
- iii) una zona de alto riesgo en la cual se configura sobrepesca (i.e. $F > F_{Lim}$) o sobreexplotación del stock con serio riesgo de daño irreversible (i.e. $B < B_{Lim}$) o ambos.



Figura 58. Puntos de referencia típicos (F_{objetivo} , $F_{\text{límite}}$) y definiciones del estatus de la biomasa y mortalidad por pesca del stock. $F_{\text{extinción}}$ es la mortalidad por pesca que genera extinción biológica.

Aunque criticado (May *et al.*, 1974), enterrado (Larking, 1977) y resucitado (Mace, 2001), el concepto de Máximo Rendimiento Sostenible (MSY) ha sobrevivido como un Punto de Referencia Objetivo en la agenda pesquera internacional, *e.g.*, los requerimientos en la Convención del Mar por las Naciones Unidas (1982), el Principio esbozado en el Capítulo 17 de la Agenda 21 desde la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (1992), y en la implementación del Plan adoptado en la Cumbre sobre el Desarrollo Sustentable (2002). En su sección 31, dicho Plan llama específicamente a *mantener y restaurar los stocks hasta niveles que puedan producir el máximo rendimiento sustentable con la meta de cumplir este objetivo para stocks sobre-explotados y, donde sea posible, no más allá de 2015.*

Sin embargo, se considera que, más que un Punto de Referencia Objetivo, MSY es un Punto de Referencia Límite (Mace, 2001). Aunque aún se encuentran en su infancia, conceptos

tales como “captura ecológicamente sustentable”, *i.e.*, la captura que puede ser sustentada por un ecosistema sin cambiar su estado (Zabel *et al.*, 2003), y la “captura multi-específica sustentable” (Walters *et al.*, 2005) resultan más atractivas como Puntos de Referencia Objetivo y son candidatas a reemplazar a MSY.

Por lo tanto, en esta sección se realiza una aproximación a Puntos de Referencia basados en el ecosistema para la biomasa, mortalidad por pesca y MSY para las especies objetivo de la PDA, comparándolos con los mismos valores, pero estimados desde un punto de vista monoespecífico.

5.3.5. Metodología

5.3.5.1. Exploración de PBRs mediante EwE

Hasta ahora sólo existe un ejemplo publicado en la literatura especializada respecto de la evaluación de PBR's basados en biomasa, rendimiento y mortalidad por pesca a través del enfoque EwE (Walters *et al.*, 2005). Por lo tanto, la metodología que se presenta acá para el cálculo de dichos PBR's debe ser considerada exploratoria y perfectible en la medida que se avance también en reducir la incertidumbre respecto a los datos que alimentan los modelos construidos y se aumente el conocimiento respecto de cómo se estructura el ecosistema que sustenta la PDA, así como de los modelos que lo representan.

Recordando la ecuación principal de Ecosim tenemos que:

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

Ec. 107

donde: $f(B)$ es una función de B_i ; F_i es la tasa de mortalidad por pesca del grupo i ; y $c_{ij}(B_i, B_j)$ es la función que predice el consumo de la presa i por el predador j (para más detalles ver Objetivo Específico 3).

De la ecuación anterior es posible incluir, mediante simulación, cambios en F_i y observar su efecto directo tanto en B_i (biomasa de la especie objetivo i) como en la biomasa de cada uno de los grupos que se relacionan tróficamente con i , sea como predadores, presas o competidores. Entonces, se realizó simulaciones en Ecosim para calcular PBR's basados en la teoría de MSY, para las principales especies recursos pesqueros de la PDA (*i.e.*, merluza austral, merluza de cola, merluza de tres aletas, y eventualmente congrio dorado y rayas).

5.3.6. Máximo rendimiento sostenible utilizando EwE

Se siguió a [Walters et al. \(2005\)](#) para estimar F_{MSY} (mortalidad por pesca en la cual se obtiene el máximo rendimiento sostenible en cada una de las especies explotadas de la PDA. Para el efecto se utilizó el siguiente procedimiento:

(i) Para cada grupo explotado en el modelo de base Ecopath (que presenta un valor de F) se realizó una simulación de muy largo plazo (1000 años), incrementando y disminuyendo individualmente la mortalidad por pesca (F) en cada especie, manteniendo constante F en todas las otras especies explotadas en el modelo. En este caso, F_{MSY} para cada especie se consideró como el valor de F que resultó en la máxima captura promedio durante la simulación. Esta simulación se repitió considerando dos supuestos alternativos:

- a) no existe respuesta (*i.e.*, las poblaciones de presas y los predadores se mantienen constantes, de modo que la especie no sufre los efectos de las interacciones predador- presa); y,

(b) considerando todos los efectos dinámicos resultantes de las interacciones predador-presa en el modelo (pero sólo a cambios individuales en F para las especies objetivo). La hipótesis es que los estimados de F_{MSY} y de MSY son mayores que aquellos predichos al mantener todas las biomásas constantes, ya que incluye respuestas compensatorias directas en los grupos del modelo (comunidad) a los cambios en la abundancia de las especies objetivo.

(ii) Para cada uno de los métodos de estimación de F_{MSY} mono-específicos se realiza una nueva simulación, considerando que F para cada una de las especies explotadas es igual a F_{MSY} estimado por la simulación llevada a cabo para esa especie (ver paso i, arriba). Luego se graba el valor de biomasa y captura para cada grupo i al final de esta nueva simulación, los que representan los valores en el equilibrio predichos por EwE bajo la estrategia de aplicar MSY simultáneamente en todas las especies explotadas consideradas en el modelo.

5.3.7. Resultados

En las Figs. 59 a 63 se presenta los resultados de la exploración de Máximo Rendimiento Sostenible (MSY) en las especies objetivo de la PDA utilizando Ecosim. Como generalidad se observó que MSY , en el contexto monoespecífico, fue menor al estimado de MSY en el contexto multiespecífico, excepto en el caso de congrio dorado y raya, donde ambos estimados convergieron a un valor similar. En las mismas figuras se muestra también los cambios en las especies objetivo ante distintos niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo. En este caso se observó que la biomasa de los distintos grupos en el sistema es más sensible a cambios en la biomasa de merluza de cola y merluza austral, menos sensible a cambios en merluza de tres aletas, e insensible a cambios en la biomasa de congrio dorado y rayas.

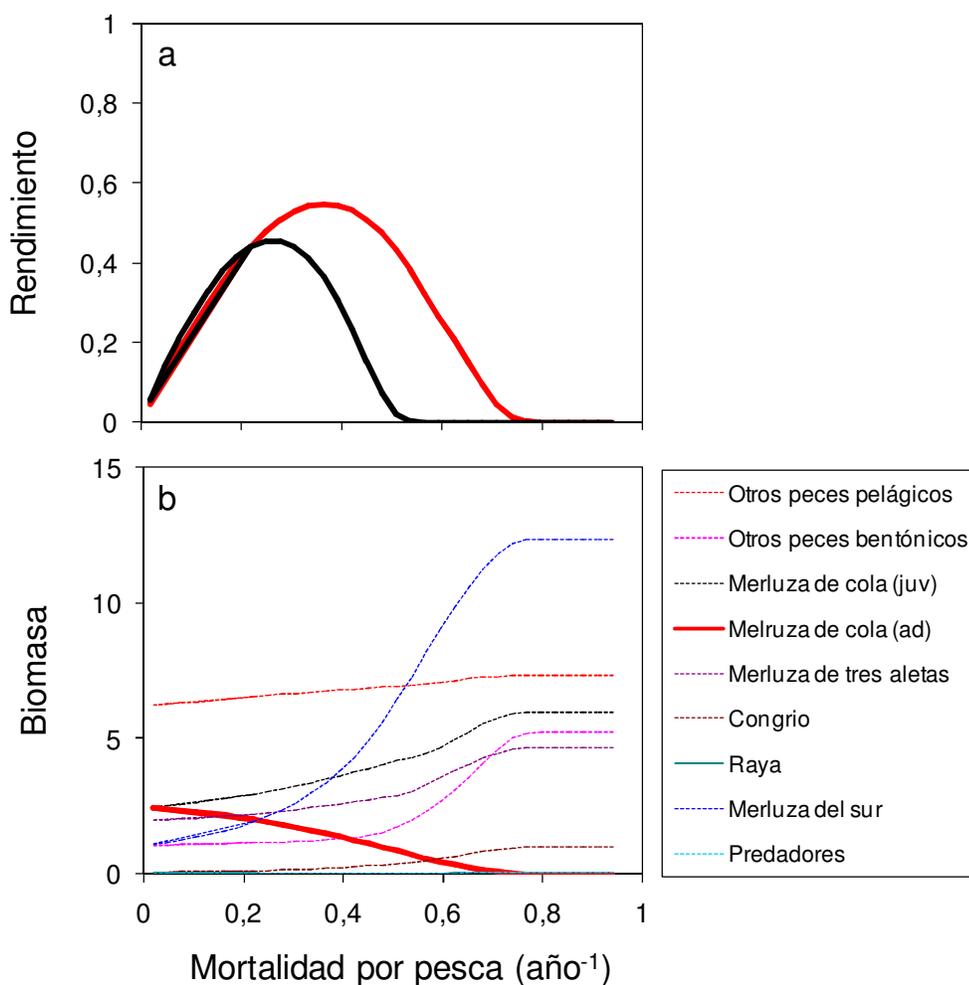


Figura 59. Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza de cola utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multi-específico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza de cola ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo.

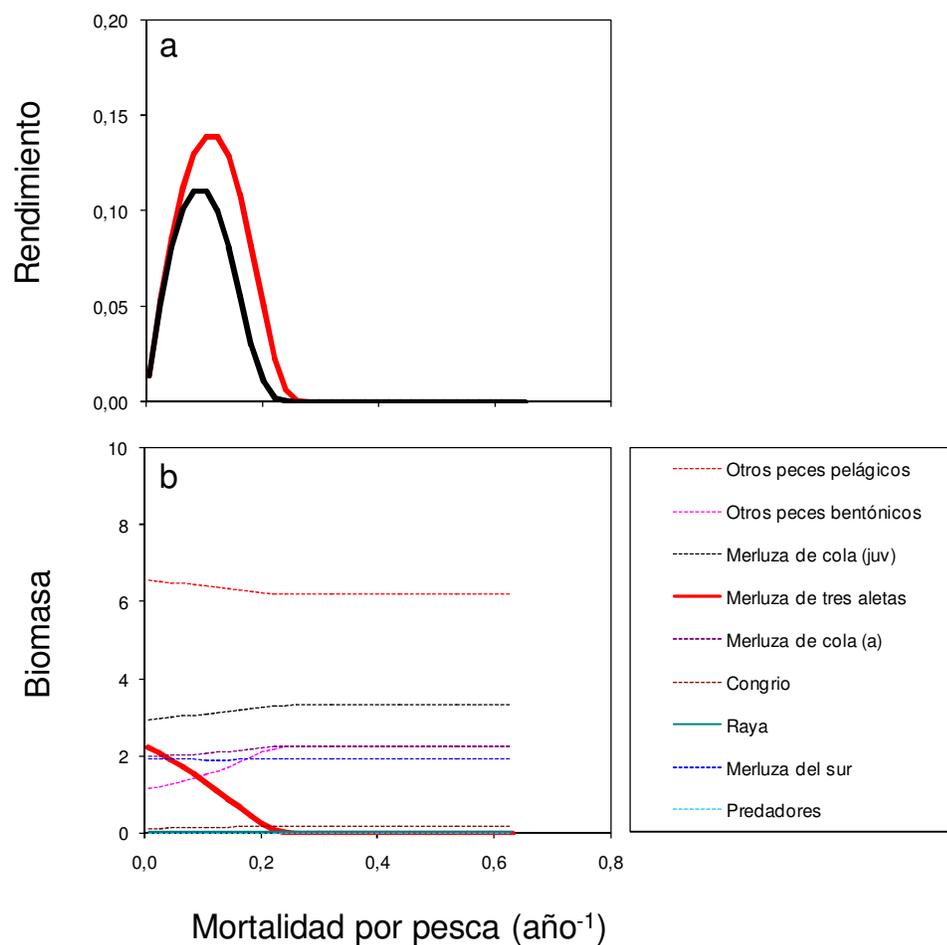


Figura 60. Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza de tres aletas utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza de cola ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo.

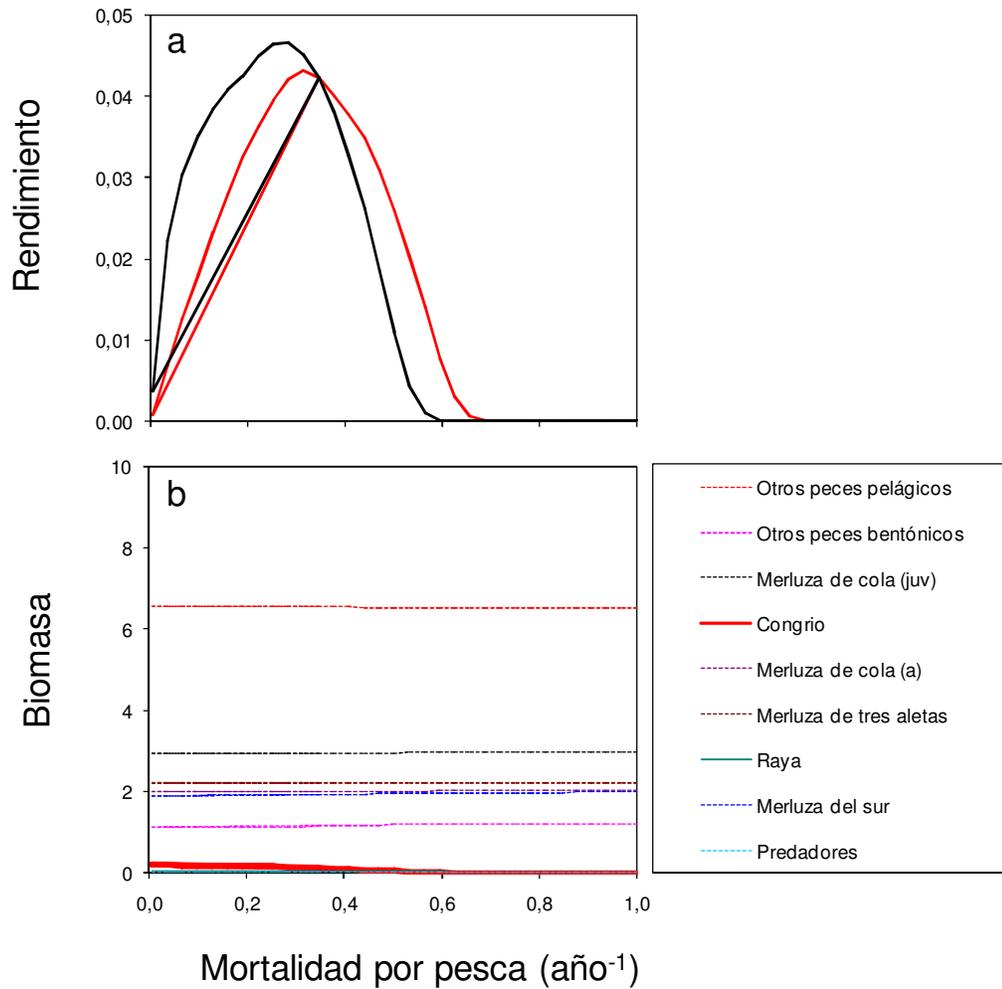


Figura 61. Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en congrio utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multi-específico (línea roja); b) cambios en biomasa de congrio ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo.

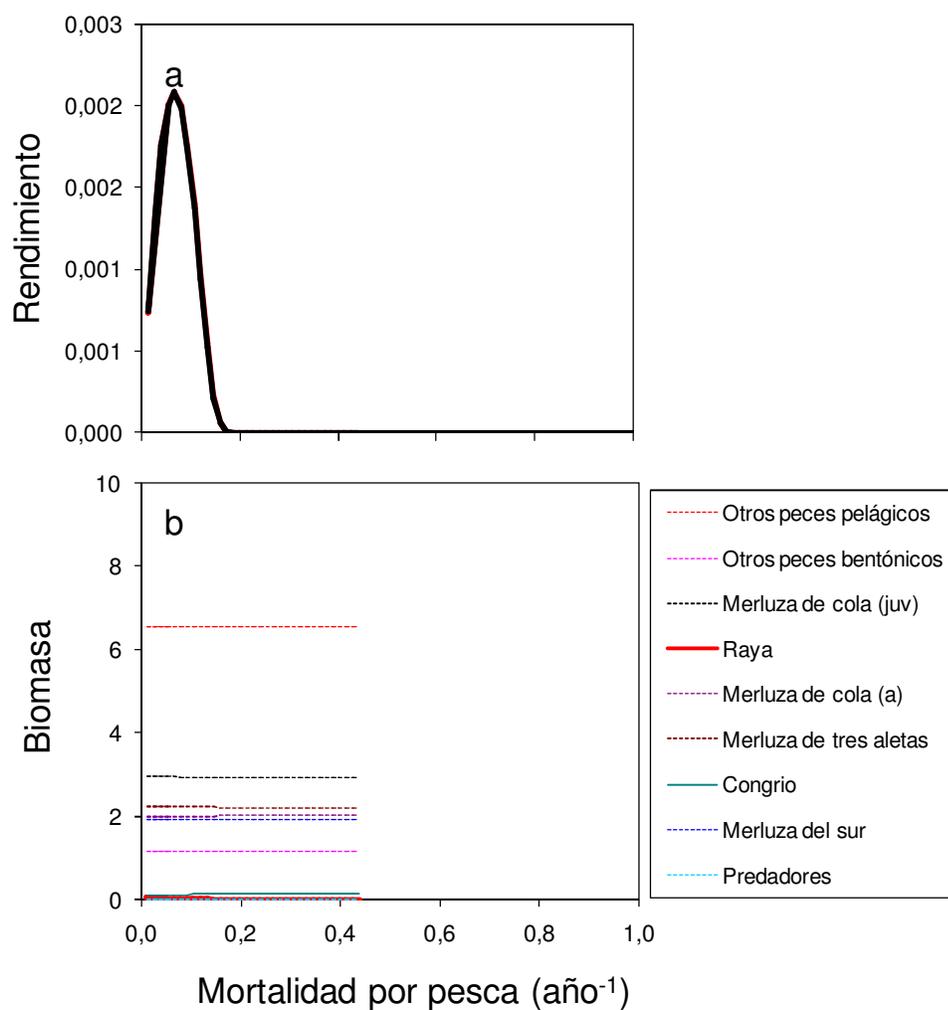


Figura 62. Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en raya utilizando Ecosim. Clave: a) MSY monoespecífico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de raya ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo.

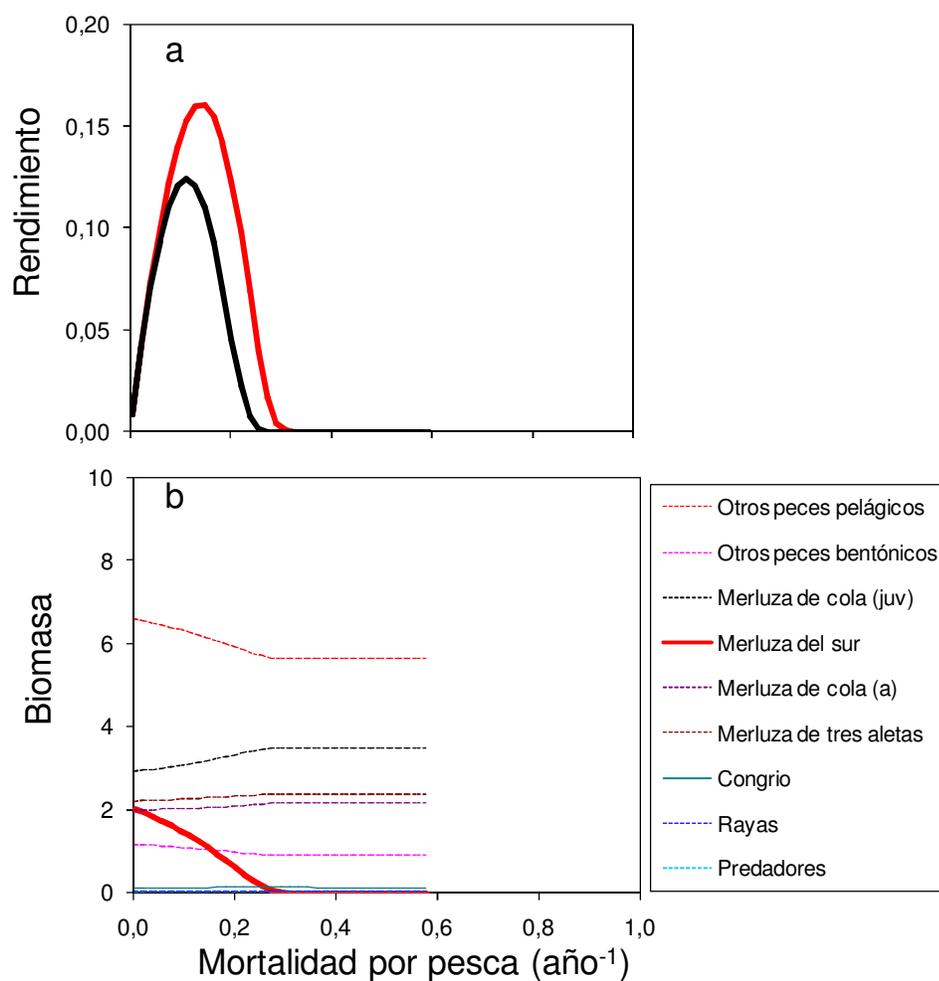


Figura 63. Resultados de exploración de máximo rendimiento sostenible (MSY) en merluza austral utilizando Ecosim. Clave: a) MSY mono-específico (línea negra) versus MSY multiespecífico (línea roja); b) cambios en biomasa de merluza austral ante varios niveles de F y su efecto sobre la biomasa de las demás especies en el modelo.

5.3.8. Discusión

La dinámica de las especies explotadas, sus presas y predadores fue distinta en la situación en que se exploró PBR's incluyendo interacciones tróficas que en la situación que consideró el supuesto de "peces islas". Como resultado, Puntos de Referencia como F_{MSY} y MSY también variaron bajo ambos escenarios.

Tal como ha sido observado en otras aplicaciones, las estimaciones de F_{MSY} y MSY son generalmente mayores cuando se considera interacciones tróficas que cuando se desconecta a las especies de su trama trófica, a través de mantener constante la biomasa de todas las especies con las que la especie objetivo i interactúa directa o indirectamente, lo que se debe a las respuestas compensatorias indirectas que se producen a través de ésta. Esto es concordante con los resultados informados por [Walters et al. \(2005\)](#) tras el análisis de simulaciones efectuadas sobre una serie de modelos representando una amplia gama de ecosistemas marinos del mundo.

La evaluación de distintos niveles de F en cada especie mostró efectos tróficos directos e indirectos en la biomasa de los demás grupos de la trama trófica modelada de la PDA. Los principales efectos fueron observados cuando se varió F independientemente en merluza de cola y merluza austral. En el caso de merluza de tres aletas, los efectos fueron menos importantes, mientras que los cambios en F en rayas y congrio dorado no tuvieron efectos notorios en la biomasa de los demás grupos del modelo. Esto se debe a la importancia de merluza de cola (como presa y predador) y merluza austral (principalmente como predador) en el sistema modelado (ver resultados de los Objetivos Específicos 1 y 2).

En el primer caso, la disminución de biomasa de merluza de cola (adultos) conduce a un incremento en la abundancia de los juveniles de la misma especie, que se encontraban afectados por canibalismo intenso, gatillando por efecto cascada un incremento en la biomasa de los predadores de los juveniles de merluza de cola, tales como merluza del sur y congrio dorado. Sin embargo, estos resultados deben tomarse con cautela debido a que el modelo no

incluye, por el momento, la relación stock-recluta en merluza de cola y, por lo tanto, es de esperar que exista un nivel para la biomasa adulta a partir del cual una disminución del stock parental provocará una disminución en la biomasa de la fracción juvenil (depensación).

El análisis también permite comparar F_{MSY} multiespecífico respecto de la mortalidad por pesca inicial para cada especie en el modelo Ecoapth (F_{base}). Al comparar ambos indicadores (Fig. 64) se observa que en la mayoría de los casos F_{MSY} multiespecífico fue mayor que F_{base} , indicando una situación de potencial sub-explotación en los siguientes grupos: “otros peces pelágicos”, “otros peces bentónicos”, merluza de cola, merluza de tres aletas, raya y merluza austral.

En el caso de los grupos “otros peces pelágicos” y “otros peces demersales” no existen series de biomasa para contrastar las predicciones de F_{MSY} multiespecífico. Sin embargo, para las especies objetivo se conoce relativamente bien la tendencia de la biomasa, al menos desde 1990 a la fecha.

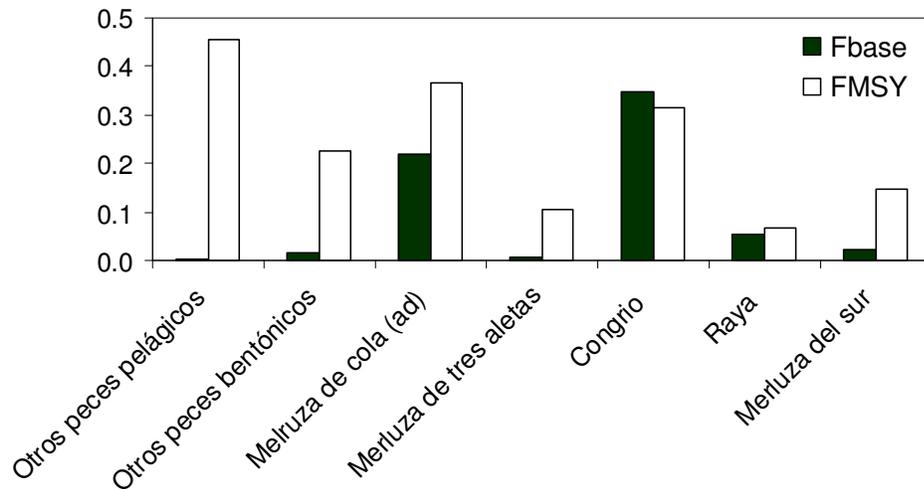


Figura 64. Comparación de la mortalidad por pesca (F) que genera el máximo rendimiento sostenible multiespecífico (F_{MSYm}) versus el valor de F de cada especie en el modelo al inicio de la simulación o valor base en el modelo Ecoapth.

En el caso de merluza de cola, la biomasa efectivamente mostró un incremento desde 1990 hasta 1995, por lo que la predicción de $F_{\text{MSY multiespecífico}} > F_{\text{base}}$ parece apropiada. Lo mismo ocurre en el caso de la merluza de tres aletas, cuya pesquería apenas comenzaba en 1990, y por lo tanto estaba probablemente subexplotada. El modelo predice que F aún podría haberse incrementado en merluza del sur y raya en 1990. Sin embargo, la tendencia de la biomasa de ambas especies venía mostrando una declinación constante mucho antes del inicio del modelo (Fig. 63). Esta predicción, que es errónea, puede deberse a que, al inicio del modelo, F es baja para ambas especies comparada con M_0 (Fig. 63) y, por lo tanto, el modelo pudo haber interpretado esto como una posibilidad de incrementar F . Este es un ejemplo tanto de cómo las condiciones iniciales puestas por el modelador son determinantes en el desempeño del modelo, como de la necesidad de revisarlo iterativamente para así captar de mejor forma la dinámica de cada grupo funcional.

En el caso de congrio dorado, $F_{\text{MSY multiespecífico}} < F_{\text{base}}$, predicción que resulta correcta si se considera la tendencia decreciente de la biomasa de este recurso pesquero a partir de 1990 (Fig. 63).

Lamentablemente, a pesar del gran esfuerzo internacional orientado al desarrollo de indicadores y modelación ecológica para apoyar el enfoque ecosistémico para la administración de pesquerías (e.g., [Daan et al., 2005](#); [FAO, 2003](#); [FAO, 2008](#)), aún no existe suficiente evidencia empírica del comportamiento de especies objetivo y de sus presas y predadores bajo patrones de pesca lo suficientemente contrastantes como para evaluar más precisamente la capacidad de Ecosim (y otros modelos de ecosistemas y multiespecíficos), y predecir exitosamente los impactos de estrategias de manejo basadas en el ecosistema.

Considerando la interacción entre $F_{\text{MSY multiespecífico}}$ y F_{base} se tiene que la relación $F_{\text{MSY multiespecífico}} > F_{\text{base}}$ en todos los grupos funcionales donde $F_{\text{base}} < M_{\text{base}}$ y viceversa, es decir, $F_{\text{MSY multiespecífico}} < F_{\text{base}}$ en todos los grupos funcionales donde $F_{\text{base}} > M_{\text{base}}$ (ver resultados presentados en el objetivo específico 2 de este proyecto). Este análisis cualitativo indica que, tal como se podría esperar, las especies donde $F \ll M$ estén

alejadas de su MSY. Sin embargo, esto parece cierto sólo en aquellas especies donde, además de $F \ll M$, ocurra que $M_2 \ll M_0$, es decir, en especies cuya producción se pierde principalmente por enfermedades y senectud, por ejemplo. En el caso que $F \ll M$, pero $M_2 > M_0$, se espera que F_{MSY} multiespecífico no sea mayor que F_{base} , tal como ocurrió en el caso de congrio dorado (ver Fig. 63 y resultados del objetivo específico 2).

Con la información disponible es posible concluir que existen riesgos para el ecosistema al adoptar una aproximación mono-específica para el manejo de pesquerías que son claramente parte de un sistema multiespecífico. Estos riesgos justifican la implementación de un sistema de monitoreo de las especies consideradas, sus presas y predadores, así como el efecto de la pesca y el ambiente en dichas agrupaciones. Mientras se avanza en disminuir la incertidumbre asociada a los efectos de medidas monoespecíficas sobre sistemas multiespecíficos, así como en la capacidad de los modelos para representarlos, el manejo pesquero de la pesquería demersal sur-austral de Chile debiera adoptar un manejo adaptativo, combinando el monitoreo de las interacciones tróficas y los efectos de la pesca y otros forzantes en la comunidad explotada con indicadores pesqueros clásicos.

5.3.9. Referencias bibliográficas

Daan, N., V. Christensen and P. Cury (eds.). 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. ICES Journal of Marine Science. Proceedings of a Symposium held in Paris, France 31 March- 3 April 2004. 62(3):307-310.

FAO. 2003. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.

FAO. 2008. Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. N°. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 2008. 78p.

ICES. 1997. Report of the comprehensive fishery evaluation working group. Doc CM 1997/Assess, 15: 173 pp.

Larkin, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustainable yield. Transactions of the American Fishery Society, 106: 1-11.

Mace, P. 2001. A new role for MSY in single species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. Fish and Fisheries, 2: 2-32.

May, R.M., J.R. Beddington, C.W. Clark, S.J. Holt and R.M. Laws. 1974. Management of multispecies fisheries. Science, 205: 267-277.

Walters, C.J., V. Christensen, S.J. Martell and F.K. Kitchell. 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessments. ICES Journal of Marine Science, 62: 558-568.

Zabel, R.W., C.J. Harvey, S.L. Katz, T.P. Good and P.S. Levin. 2003. Ecologically Sustainable yield. American Scientist 91:150-157.

5.3.10. Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de MSVPA

5.3.10.1. Metodología

Se estima los PBR desde un Análisis de Rendimiento por Recluta (YPR) y Biomasa Desovante por Recluta (SPR) a partir de resultados obtenidos en las modelaciones mono-específica y multi-específica. El esquema de análisis viene dado por la siguiente dinámica de ecuaciones en equilibrio:

$$\begin{aligned}
 N_{i,j_r} &= R_i = 1, & j &= j_r (\text{edad reclutamiento}) \\
 N_{i+1,j+1} &= N_{i,j} \exp(-(s_j F_i + M)), & j &= j_r + 1, \dots, j_m - 1, \\
 N_{i+1,j_m} &= \frac{N_{i,j} \exp(-(s_j F_i + M))}{(1 - \exp(-(s_j F_i + M)))}, & j &= j_m
 \end{aligned}$$

Con j_r (edad de reclutamiento) y j_m (edad grupo plus); luego el YPR viene dado por:

$$YPR = \sum_{j_r}^{j_m} w_{j+0.5} s_j F_i N_j \frac{1 - \exp(-(s_{i,j} F_i + M))}{S_{i,j} F_i + M), \quad \text{Ec. 108}$$

La Biomasa Desovante por Recluta (SPR) es estimada por:

$$SPR = \sum_{j_r}^{j_m} w_j \mu_j N_{i,j} \exp(-(s_j F_i + M)T) \quad \text{Ec. 109}$$

Posteriormente, sobre la base de la biomasa desovante por recluta SPR a diferentes valores de mortalidad por pesca F, se determinan los valores de referencia de F para niveles de 10%, 30% y 40% de biomasa desovante por recluta ($SPR_{\text{Fnivel\%}}$), lo anterior considerando la SPR con un valor de F=0 (sin explotación). El enfoque de análisis no permite la estimación de un valor de Máximo Rendimiento Sostenible (MSY) en el esquema de dinámica poblacional

edad estructurado del APV, asociado a la no existencia de relaciones stock recluta en la modelación (*i.e.* relación stock-recluta de [Beverton & Holt, 1957](#)).

5.3.10.2. Estimación de la mortalidad residual (M1) para el modelo MSVPA

Un dato de entrada importante del modelo MSVPA es la mortalidad residual (M1). El cálculo de este parámetro requiere también un proceso iterativo una vez que el modelo MSVPA está funcionando. En general se asume que los grupos de edad adultos no están afectados por mucha predación, por lo que se considera que la mortalidad natural es constante (0,35 para merluza de cola y 0,21 para merluza de tres aletas). En un primer paso, para el cálculo de la mortalidad residual por especie se asume que aquella es igual a la mortalidad natural ($M1 = M$). Con estos valores se procede con una primera estimación de la mortalidad por predación ($M2$) para todos los grupos de edad de todas las presas. La segunda estimación de $M1$ se logra calculando el promedio de las mortalidades por predación para cada grupo de edad de 1990 a 2007. Adicionalmente, se calcula un nuevo promedio de los promedios de los grupos de edad 2 a la 8 para merluza de cola, y de los grupos de edad 3 a 10 para merluza de tres aletas. Este promedio se resta de los valores respectivos de $M1$ para obtener una estimación de la mortalidad residual $M1$ para los grupos de edad 0 a 4 en la merluza de cola, y de los grupos 0 a 6 para merluza de tres aletas. Para los grupos de edad restantes, la mortalidad residual $M1$ se calcula como la diferencia entre la mortalidad natural (M) y la mortalidad por predación ($M2$) promedio para el mismo período de tiempo, manteniendo constante $M2$ de los grupos de edad adultos. Este proceso se repite varias veces hasta que los valores converjan, esto es, que la diferencia entre una nueva estimación y la anterior sea menor que un valor dado para el criterio de convergencia, de acuerdo con la siguiente expresión:

$$|M1_{i+1} - M1_i| < \delta \quad \text{Ec. 110}$$

donde δ es el criterio de convergencia.

5.3.10.3. Modelo multi-específico de predicción

El modelo multiespecífico de predicción (multispecies forecast model, MSFOR) es la contraparte predictiva del modelo MSVPA. MSFOR incorpora información de las interacciones por predación del modelo MSVPA, permitiendo la valoración de la dinámica poblacional futura de las especies analizadas. En MSFOR se usa la mayoría de los supuestos usados en MSVPA, como por ejemplo: ración de alimento constante del predador, el parámetro “other food” es constante, lo mismo que la mortalidad residual. MSFOR requiere de varios datos de entrada por especie y algunos corresponden a los mismos usados en el MSVPA, como el peso por edad, el consumo anual (ración) de alimento del predador, la mortalidad residual M1 y la madurez sexual para cada grupo de edad. El modelo también requiere datos de entrada provenientes del modelo MSVPA, como la población inicial en 2008, el reclutamiento promedio y su desviación estándar, y los coeficientes de adecuación promedio. Para analizar la dinámica poblacional futura de las especies consideradas se necesita establecer escenarios de política pesquera. Para facilitar la construcción de dichos escenarios, acá se define la mortalidad por pesca de referencia (F_{ref}) como el promedio de la mortalidad por pesca de los últimos cuatro años de la serie, considerándose que este parámetro refleja los niveles actuales de mortalidad por pesca. Sin embargo, se puede establecer distintos escenarios al ponderar estas mortalidades por un factor para incrementar o disminuir el nivel de mortalidad por pesca.

Esta versión del modelo MSFOR es estocástica para el periodo de tiempo de 2008 a 2027. La simulación de la futura dinámica poblacional de las especies y las futuras consecuencias de distintos niveles de mortalidad por pesca se efectúa mediante simulaciones Montecarlo. Se asume que el reclutamiento de las especies objetivo presenta una distribución log normal, con parámetros (μ y σ) calculados a partir de los valores de reclutamiento estimados para el período 1990 a 2006 (Ec. 83). Las simulaciones Montecarlo se implementan en una subrutina macro de Visual Basic ligada a un archivo de Excel donde se plantea las ecuaciones del modelo MSFOR. En cada iteración se toma de una distribución log-normal nuevos valores de reclutamiento por año. Este procedimiento se efectúa de la siguiente forma: se toma un

número al azar de una distribución uniforme para cada especie objetivo. Luego este valor se usa como valor de la distribución acumulativa de la distribución normal y se aplica en la función inversa de la distribución normal (Application.NormInv) de Visual Basic para obtener el valor simulado del reclutamiento. También se usa la media y la desviación estándar del logaritmo del reclutamiento. Después de obtenerse el valor de la función inversa se aplica la función exponencial, transfiriendo dicho valor a la hoja de trabajo de Excel, donde se efectúa las iteraciones para la estimación de la mortalidad por predación usando las mismas ecuaciones del modelo MSVPA. Cuando el modelo converge los puntos de referencia seleccionados para analizar la dinámica poblacional son escritos a archivos externos (*.dat) para su futuro análisis. Este proceso se repite varias veces dependiendo del número de iteraciones establecido.

$$R \approx v, \ln(v) \approx N(\mu, \sigma) \quad \text{Ec.111}$$

5.3.11. Resultados

La estimación de PBR's en los modelos mono-específicos y MSVPA, desarrollados sobre la base de análisis de rendimiento por recluta, se presentan en la Tabla 31 y Fig. 65. El rendimiento por recluta en los MSVPA es menor, dado que $M2$ en las fracciones juveniles de merluza de cola y merluza de tres aletas es mayor a M incorporada en los modelos mono-específicos. Dicho de otra manera, la predación en las fracciones juveniles determina un menor rendimiento por recluta en el stock. Por otra parte, el valor de referencia objetivo ($SPR_{F=0}$) entre el modelo mono-específico y MSVPA varía entre un enfoque y otro, lo que tiene implicancias en el uso e interpretación de los PBR's debido a que, para alcanzar un nivel objetivo de referencia, la mortalidad por pesca es mayor a la estimada bajo un enfoque mono-específico.

Tabla 31. Puntos Biológicos de Referencia sobre modelo rendimiento por recluta (rendimiento (kg), $F^{\text{año}^{-1}}$).

Especie objetivo	SPR10%	SPR30%	SPR40%	SPRmax	YPRmax	F10%	F30%	F40%
Merluza del sur	0,317	0,952	1,269	3,173	0,432	1,614	0,504	0,326
Congrio dorado	0,659	1,976	2,635	6,588	0,827	1,304	0,397	0,265
Merluza de cola (mono)	0,033	0,098	0,131	0,327	0,138	2,861	1,043	0,704
Merluza de cola(msvpa)	0,001	0,004	0,005	0,013	0,041	5,506	2,841	1,961
Merluza de tres aletas (mono)	0,086	0,257	0,343	0,856	0,195	2,125	0,695	0,452
Merluza de tres aletas (msvpa)	0,027	0,080	0,106	0,265	0,102	2,753	0,968	0,627

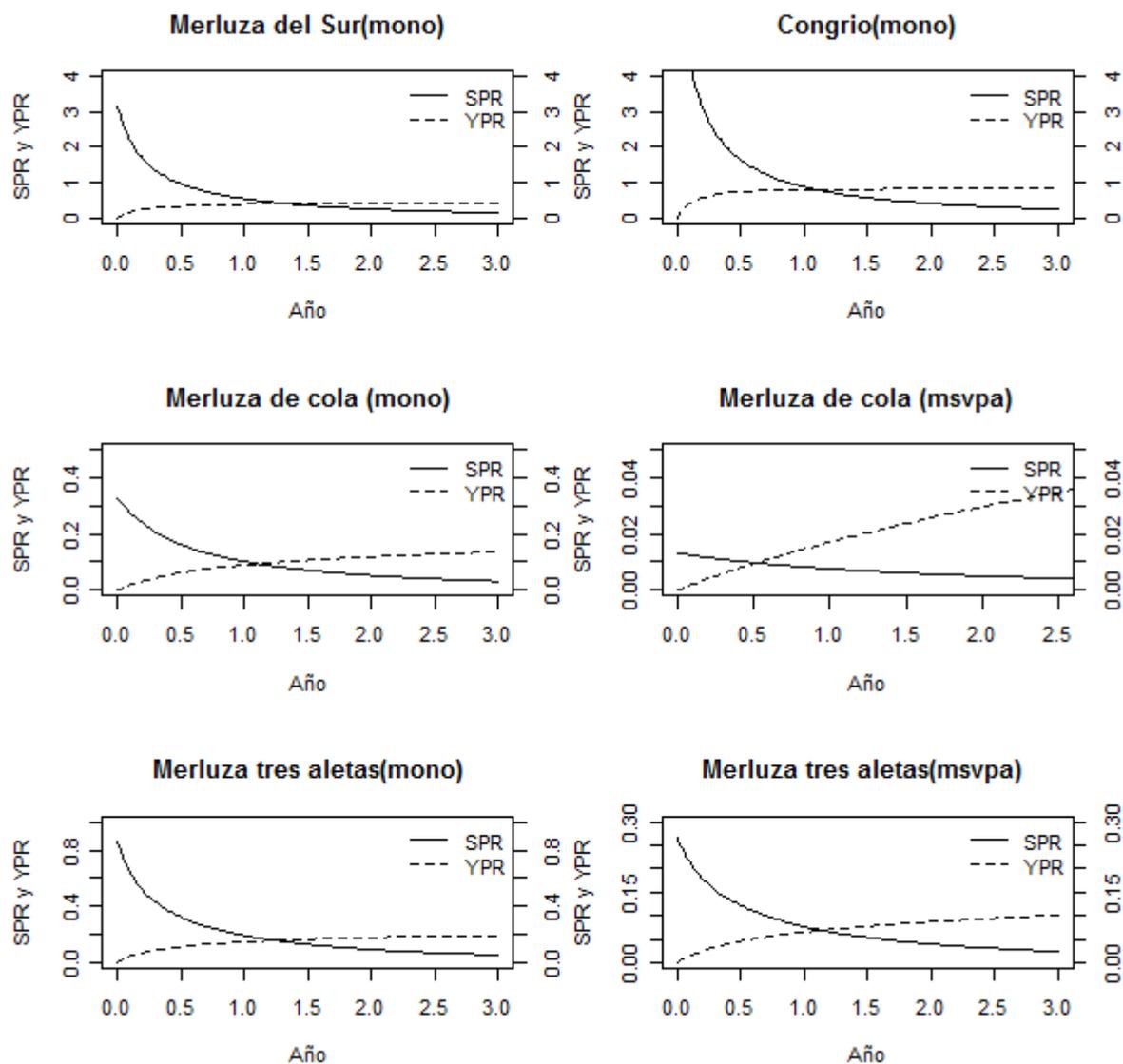


Figura 65. Biomasa desovante por recluta (SPR, kg) y Rendimiento por recluta (YPR, kg) de los recursos objetivo merluza del sur, merluza de tres aletas, merluza de cola y congrio dorado.

5.4. Objetivo Específico 5 (Adicional)

Distribución espacial de la abundancia de predadores y presas

Resumen

Se analiza la distribución espacial de la abundancia (o biomasa) de recursos pesqueros objetivo que, a su vez, son especies predatoras y/o presas en la pesquería demersal austral (PDA) a partir de la información disponible en estudios de evaluación directa mediante hidroacústica, particularmente en merluza austral, merluza de cola y merluza de tres aletas. El análisis de la distribución espacial se realizó independientemente para cada especie mediante enfoque geoestadístico intrínseco y la aplicación de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIGs).

Se calculó un índice de superposición espacial (ISE) entre predadores y presas, asumiendo en todos los casos que merluza austral es el predador, mientras que merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado son las presas. Adicionalmente se calcula ISE entre otros pares de especies con las siguientes combinaciones: merluza de cola – merluza de tres aletas, merluza de cola – congrio dorado, merluza de tres aletas – congrio dorado y merluza de tres aletas – congrio dorado.

5.4.1. Introducción

Una especie recurso pesquero co-habita el ambiente marino con otras especies, las que, a su vez, pueden o no ser recursos pesqueros, con las cuales se establece estrechas relaciones, como por ejemplo tróficas. Al respecto, la mortalidad por predación (M_2) es una de las principales interacciones ecológicas y representa la principal causa de mortalidad natural (M); incluso, en algunos casos M puede corresponder a la mortalidad total (Z) en el océano,

especialmente en individuos juveniles y reclutas (Bax, 1991; Bax, 1998). Es a través de las interacciones tróficas que cambios en la abundancia del predador se traducen en cambios de abundancia de las presas (Laevastu & Favorite, 1988; Livingston, 1991). Dentro de los mecanismos de interacción trófica, el canibalismo es un importante mecanismo de regulación de las poblaciones.

A las interacciones biológicas se suman las interacciones técnicas entre flotas y/o artes de pesca, las que se producen debido a que muchas especies son capturadas por más de una flota y/o un arte de pesca. La relativamente baja selectividad en algunos artes de pesca resulta en una lista amplia de especies que son capturadas como fauna acompañante por una determinada flota, pero que pueden ser a la vez especies objetivo para otras flotas o pesquerías (Alverson *et al.*, 1994). En la PDA los recursos son explotados ya sea simultáneamente o secuencialmente por distintas flotas, lo que complica evaluar la dinámica poblacional tanto de cada uno de las especies explotadas como de la pesquería misma. Como consecuencia, las estimaciones de mortalidad por pesca (F) y mortalidad derivada de las interacciones tróficas (predación, $M2$) en cada población son extremadamente complejas.

Tanto en el estudio de las interacciones tróficas (a través de $M2$) como en el caso de las interacciones técnicas (a través de F) se asume que existe total superposición entre especies, condición que no se cumple en la mayoría de los casos dada la distribución diferencial de adultos y juveniles o la distinta distribución que pueden mostrar la fracción desovante del stock respecto de los ejemplares no desovantes. Consecuentemente, este objetivo específico intenta determinar la superposición espacial entre pares de especies (particularmente recursos pesqueros), con énfasis en especies predatoras y especies presa en la PDA.

5.4.2. Metodología

5.4.2.1. Análisis estructural y distribución de la densidad media

El análisis de la distribución espacial de la abundancia (o biomasa) de las especies predatoras y presas en la pesquería demersal sur-austral se realizó a partir de la información disponible en estudios de evaluación directa de los recursos merluza austral, merluza de cola y merluza de tres aletas.

La técnica de análisis para este efecto es la geoestadística (Petitgas, 1993; Rivoirard *et al.*, 2000; Vaz *et al.*, 2005; Woillez *et al.*, 2005; Kasatkina & Gasyukov, 2006), la que ha venido usándose en Chile para estudiar la distribución espacial de diversas especies, y ya constituye una herramienta estándar de análisis (Roa & Tapia, 1998; Cubillos *et al.*, 2008). La geoestadística permite explorar, caracterizar y cuantificar la estructura de las agregaciones poblacionales de los recursos en estudio, y de acuerdo con Vaz *et al.* (2005), se debe preferir a otras técnicas.

Una propiedad importante de este método de análisis es que supone que la variable medida localmente (densidad poblacional) es la realización de una variable aleatoria y, por lo tanto, se puede dar cuenta rigurosamente del error en la determinación de la variable localmente. En este análisis, se supuso que existe *estacionaridad de segundo orden*, es decir, que la media del proceso aleatorio bajo estudio es constante en el área de prospección y la covarianza entre dos puntos de muestreo depende sólo de sus distancias relativas (Isaaks & Srivastava, 1989). Este no es un requerimiento muy fuerte pues en la etapa de interpolación por kriging sólo se necesita la ausencia de una tendencia en la vecindad de los puntos observados. La variante teórica utilizada es la *geoestadística intrínseca*, que se basa en un modelo de covarianza espacial. En este caso en particular, ese modelo corresponde al variograma (Journel & Huijbregts 1978), definido como la esperanza de la variable aleatoria $(Z(x) + Z(x+h))^2$, ó

$$2\gamma(x, h) = E[(Z(x) - Z(x+h))^2] \quad \text{Ec.112}$$

Bajo la hipótesis intrínseca es posible estimar el variograma $2\gamma(h)$ a partir de los datos muestrales mediante el variograma experimental $2\gamma^*(h)$, que es la media aritmética de las diferencias al cuadrado entre dos mediciones experimentales, $Z(x_i) - Z(x_i + h)$, realizadas en dos puntos cualesquiera separados por el vector h , o sea:

$$\gamma^* = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (z(x_i) - z(x_i + h))^2 \quad \text{Ec. 113}$$

donde $N(h)$ es el número de pares de datos experimentales separados por el vector h .

Cuando existe efecto proporcional en los datos, es decir, cuando los cambios espaciales en la media local tienen asociado un cambio proporcional en su variabilidad, es conveniente utilizar variogramas experimentales relativos o estandarizados (Isaaks & Srivastava, 1989), de la forma:

$$\gamma_s = \frac{\gamma^*(h)}{\sigma_{-h} \sigma_{+h}}$$

$$\sigma_{-h}^2 = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z^2(x_i) - m_{-h}^2 \quad m_{-h} = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i) \quad \text{Ec. 114}$$

$$\sigma_{+h}^2 = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z^2(x_i + h) - m_{+h}^2 \quad m_{+h} = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i + h)$$

donde la semivarianza en cada intervalo de distancia está ponderada por su variabilidad local.

En este estudio se usó variogramas estandarizados en todos los análisis pues esta opción no afecta la estimación del parámetro relevante del modelo (la densidad media poblacional) y la hace mucho más eficiente. Se realizó este cálculo en dos direcciones (N-S y E-O) para

investigar la existencia de diferencias direccionales en la estructura del proceso (*i.e.* anisotropía). Una vez calculados los variogramas experimentales se ajustó los modelos que permiten relacionar la estructura observada con el supuesto proceso generador. Los tres modelos evaluados para las densidades fueron el esférico, el exponencial y el modelo Gaussiano, que según (Cressie, 1993) están dados por:

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(\frac{3}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right) \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^3, & 0 < \|h\| \leq r \\ c_0 + c, & \|h\| \geq r \end{cases} \quad \text{Ec. 115}$$

para el modelo esférico, y

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(1 - \exp\left(-\frac{\|h\|}{r}\right) \right), & h \neq 0 \end{cases} \quad \text{Ec. 116}$$

para el modelo exponencial, y

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left[1 - \exp\left(-\frac{3\|h\|^2}{r^2}\right) \right], & h \neq 0 \end{cases} \quad \text{Ec. 117}$$

para el modelo Gaussiano, donde c_0 es el efecto *nugget*, que caracteriza la variabilidad de microescala, c es el valor asintótico o *sill* del variograma menos el *nugget*, y r es el rango del variograma, más allá del cual los datos ya no presentan correlación. En la eventualidad que los variogramas experimentales resulten caóticos, producto de valores extremos, se usa la versión robusta propuesta por Cressie (1993), cuya expresión es:

$$\bar{\gamma}(h) = \frac{\frac{1}{2} \left\{ \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(u_i) - Z(u_i + h)]^2 \right\}^4}{\left(0,457 + \frac{494}{N(h)} \right)} \quad \text{Ec. 118}$$

Los modelos serán ajustados a los datos del variograma experimental mediante el método de mínimos cuadrados descrito por Cressie (1993), minimizando la sumatoria, esto es:

$$\sum_{i=1}^H N(h_i) \left(\frac{\hat{\gamma}(h_i)}{\gamma(h_i)} - 1 \right)^2 \quad \text{Ec. 119}$$

donde H es el número de intervalos en que se divide la distancia entre puntos de muestreo.

Cada residuo al cuadrado se pondera según $N(h_i)$, que es el número de pares utilizado para calcular $\hat{\gamma}(h_i)$, y según el inverso de $\gamma(h_i)^2$. Este procedimiento tiene la ventaja de disminuir la ponderación de pares menos representados en la muestra y aumentar la de puntos cercanos al origen del variograma, que es donde posteriormente se hace la interpolación por kriging.

Previo a la estimación de la distribución espacial de los recursos se realiza una validación cruzada de los parámetros del variograma teórico ajustado y de los parámetros a utilizar en la interpolación por *kriging* (*i.e.* parámetros del variograma teórico, radio de búsqueda, número máximo de pares a utilizar en la interpolación). El método de validación cruzada (Deutsch & Journel, 1998) consiste en eliminar uno a uno los puntos en que se realizó el muestreo y utilizar el resto de los datos para estimar el valor de la variable en ese punto, utilizando el modelo de variograma y parámetros de *kriging* seleccionados. De esta forma se define el error de predicción en cada localidad muestreada como la diferencia entre el valor medido y el estimado a partir del resto de los datos (Isaaks & Srivastava 1989). El objetivo final de este procedimiento no paramétrico es obtener un criterio de decisión para seleccionar una combinación dada de parámetros del variograma teórico y del *kriging*.

Se utiliza el promedio de los errores de estimación (*i.e.* sesgo) como criterio primario, dado que el objetivo central del análisis es obtener una estimación insesgada de la densidad media (Z^*) en la zona de prospección (Isaaks & Srivastava 1989). Además, como criterio secundario, y con el objetivo de incorporar una medida conjunta del sesgo y de la dispersión de las estimaciones con respecto a los valores verdaderos, se calculó el cuadrado medio del error según:

$$CME = \left(\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N [z^{*(k)}(x_j, y_j) - z(x_j, y_j)] \right)^2 + \frac{1}{N-1} \sum_{j=1}^N [z^{*(k)}(x_j, y_j) - z(x_j, y_j)]^2 \quad \text{Ec. 120}$$

$$CME = sesgo^2 + DE_E^2$$

donde: DE_E es la desviación estándar de los errores de estimación.

Se utiliza el *kriging puntual ordinario* como método de interpolación para obtener una estimación de la densidad media sobre cada polígono de abundancia de las especies predatoras o presas. Se considera la distancia mínima promedio entre las estaciones de muestreo como la distancia internodal de la grilla de interpolación. Los parámetros del variograma teórico y del *kriging* seleccionados, después de la validación cruzada, son utilizados para calcular las ponderaciones óptimas a ser asignadas a cada punto de muestreo y para estimar la densidad $Z(x_0, y_0)$ en las localidades (x_0, y_0) , utilizando

$$z^*(x_0, y_0) = \sum_{i=1}^n \omega_i z(x_i, y_i) \quad \text{Ec. 121}$$

donde: ω_i representa las ponderaciones asignadas a cada localidad muestreada.

La suma de estas ponderaciones es igual a 1 (*i.e.* constituyen una combinación lineal convexa), y por lo tanto la estimación es insesgada ($E[z^*(x_0) - z(x_0)] = 0$). Cada ponderación será estimada de tal forma que el error de estimación ($\sigma_k^{*2}(x_0)$), llamado *varianza de kriging*, sea minimizada.

El mapeo geoestadístico se implementa en la última versión del programa SURFER, el SURFER 8, que incorpora la posibilidad de incluir los parámetros del variograma teórico ajustado para la interpolación por kriging al interior de los focos de abundancia identificados. Al respecto, en este mismo programa se puede incluir la grilla de interpolación previamente definida y construir los mapas de distribución de la densidad deseados.

5.4.2.2. Definición de los polígonos de abundancia de especies predatoras y presas

La delimitación del área o polígono de distribución de la abundancia de las especies predatoras y presas se realiza mediante un enfoque geoestadístico transitivo. Esta teoría fue desarrollada por el fundador de la teoría geoestadística (Matheron, 1971). Al respecto, como la estimación de la densidad media ya está cubierta por el uso de la geoestadística intrínseca, sólo interesa estimar el área S . Convenientemente, entonces, se realiza la transformación de los datos de densidad con la función indicadora

$$I(x, y) = \begin{cases} 0, & \text{si } z(x, y) = 0 \\ 1 & \text{si } z(x, y) > 0 \end{cases}$$

lo que significa que la grilla regular dentro de cada partición espacial del stock se convierte en una grilla de 1s y 0s. Esta técnica permite que la doble integral sobre la latitud y la longitud, multiplicada por el área de influencia de cada unidad muestral, sea inmediatamente igual al área de la partición espacial del stock que se está considerando. Sea S el área total que cubre la distribución espacial de la función indicadora $I(x,y)$, entonces la cantidad a ser estimada es

$$S = \int_{-\infty}^{+\infty} dx \int_{-\infty}^{+\infty} I(x, y) dy \tag{Ec. 122}$$

y su estimador geoestadístico transitivo es

$$\hat{S}(x_0, y_0) = s_x s_y \sum_{k_1=-\infty}^{+\infty} \sum_{k_2=-\infty}^{+\infty} I(x_0 + k_1 s_x, y_0 + k_2 s_y) \quad \text{Ec. 123}$$

donde x_0, y_0 son los puntos de partida de la grilla, que deben ser elegidos aleatoriamente para garantizar insesgamiento respecto del diseño, s_x y s_y son las áreas latitudinales y longitudinales cubiertas por cada unidad de muestreo, iguales para todas las unidades, y donde las sumas van hacia el infinito porque se permite el efecto de borde y de hecho el borde mismo es estimado. En esta teoría la herramienta estructural conveniente no es el variograma de la teoría intrínseca, sino que el covariograma transitivo de la forma

$$g(h) = \int_{-\infty}^{+\infty} dx \int_{-\infty}^{+\infty} I(x, y) I(x + u, y + v) dy \quad \text{Ec. 124}$$

donde u y v son los lados de un triángulo tal que el vector de distancia cuadrático $h^2 = u^2 + v^2$. La varianza de estimación es equivalente a la varianza del estimador ya que este método es diseño-basado y luego la cantidad S no se supone que sea la realización de una variable aleatoria sino que se supone fija,

$$\sigma_S^2 = s_x s_y \sum_{k_1=-\infty}^{+\infty} \sum_{k_2=-\infty}^{+\infty} g(k_1 s_x, k_2 s_y) - \int_{-\infty}^{+\infty} g(h) dh \quad \text{Ec. 125}$$

Esta metodología es una de las opciones del algoritmo EVA2 de Petitgas y Lafont (1997), y fue usada en este proyecto.

5.4.2.3. Superposición espacial entre predador y presa

La superposición espacial de predador y presa se estimó como el área de intersección entre la distribución espacial de predador y presa (Fig. 65), de la forma:

$$ISE = \frac{A_{iPP}}{A_p} \quad \text{Ec.126}$$

donde *ISE* es el índice de superposición espacial entre predador y presa; A_p es el área de distribución de la presa (área B en Fig. 65); A_{iPP} es el área de intersección entre predador y presa (área C en Fig. 66).

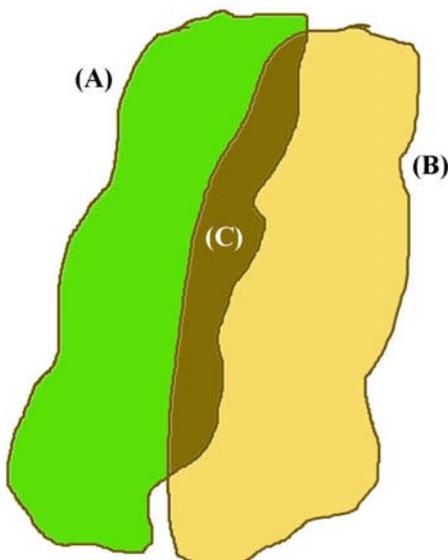


Figura 66. Esquema de la distribución espacial del predador (A), su presa (B) y el área de intersección espacial entre ambos (C).

5.4.3. Resultados y Discusión

5.4.3.1. Descripción de la información disponible

Para el análisis de la distribución espacial de la abundancia de predadores y presas en la pesquería demersal austral se contó con las bases de datos de proyectos del Fondo de

Investigación Pesquera (FIP) de evaluación directa de la biomasa desovante o del stock parental de merluza austral, merluza de cola y merluza de tres aletas. Los proyectos de los que se dispone de información son:

- FIP N° 2004-07: Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2004.
- FIP N° 2004-08: Evaluación hidroacústica del stock parental de merluza de tres aletas en su unidad de pesquería, año 2004.
- FIP N° 2005-06: Evaluación hidroacústica del stock parental de merluza de tres aletas en su unidad de pesquería, año 2005.
- FIP N° 2007-12: Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza del sur en aguas exteriores, año 2007.
- FIP N° 2007-13: Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza de cola en aguas exteriores, año 2007.
- FIP N° 2007-15: Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza de tres aletas, año 2007.

La información utilizada por especie correspondió a la energía retrodispersada por unidad de área por unidad de área $s_{Ai}(x, y)$ en m^2/mn^2 (Foote & Knudsen, 1994), o NASC (Nautical Area-Scattering Coefficient) en la nomenclatura actualizada adoptada por MacLennan *et al.* (2002). En el caso del proyecto FIP N° 2004-07, el crucero de prospección acústica de merluza del sur y merluza de cola se efectuó del 13 al 28 de agosto del año 2004 en el área de la plataforma continental comprendida entre 43°30' y 47°00' S, efectuándose 43 transectas acústicas y 40 lances de pesca de identificación (Fig. 67).

En el caso del proyecto FIP N° 2004-08, el crucero de evaluación acústica del stock de merluza de tres aletas se realizó del 2 al 14 de septiembre de 2004 en el área comprendida entre 47°00'S y 51°00'S, con 49 transectas y 17 lances de identificación (Fig. 67).

El crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas (proyecto FIP N° 2005-06) se realizó del 13 al 22 de agosto de 2005 en el área entre 47°S y 51°S, efectuándose 49 transectas acústicas y 41 lances de pesca de identificación (Fig. 68).

En el caso de los cruceros de prospección acústica del año 2007, el estudio orientado a la evaluación del stock desovante de merluza del sur en aguas exteriores (proyecto FIP N° 2007-12), el crucero se realizó del 25 de agosto al 5 de septiembre de 2007, en el área de la plataforma continental entre 43°30'S y 47°00'S, ejecutándose 30 lances de pesca de identificación y 43 transectas acústicas (Fig. 69).

En tanto, la evaluación acústica del stock desovante de merluza de cola en aguas exteriores en el año 2007 (proyecto FIP N° 2007-13) se realizó del 30 de julio al 15 de agosto en la misma área de prospección del crucero acústico de merluza del sur (43°30'S - 47°00'S). Durante el crucero se realizaron 43 transectas acústicas y 30 lances de pesca de identificación (Fig. 69).

Por último, el crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas (proyecto FIP N° 2007-15) se realizó del 20 al 26 de agosto de 2007 entre 47°S y 51°S, efectuándose 49 transectas acústicas y 23 lances de pesca de identificación (Fig. 70).

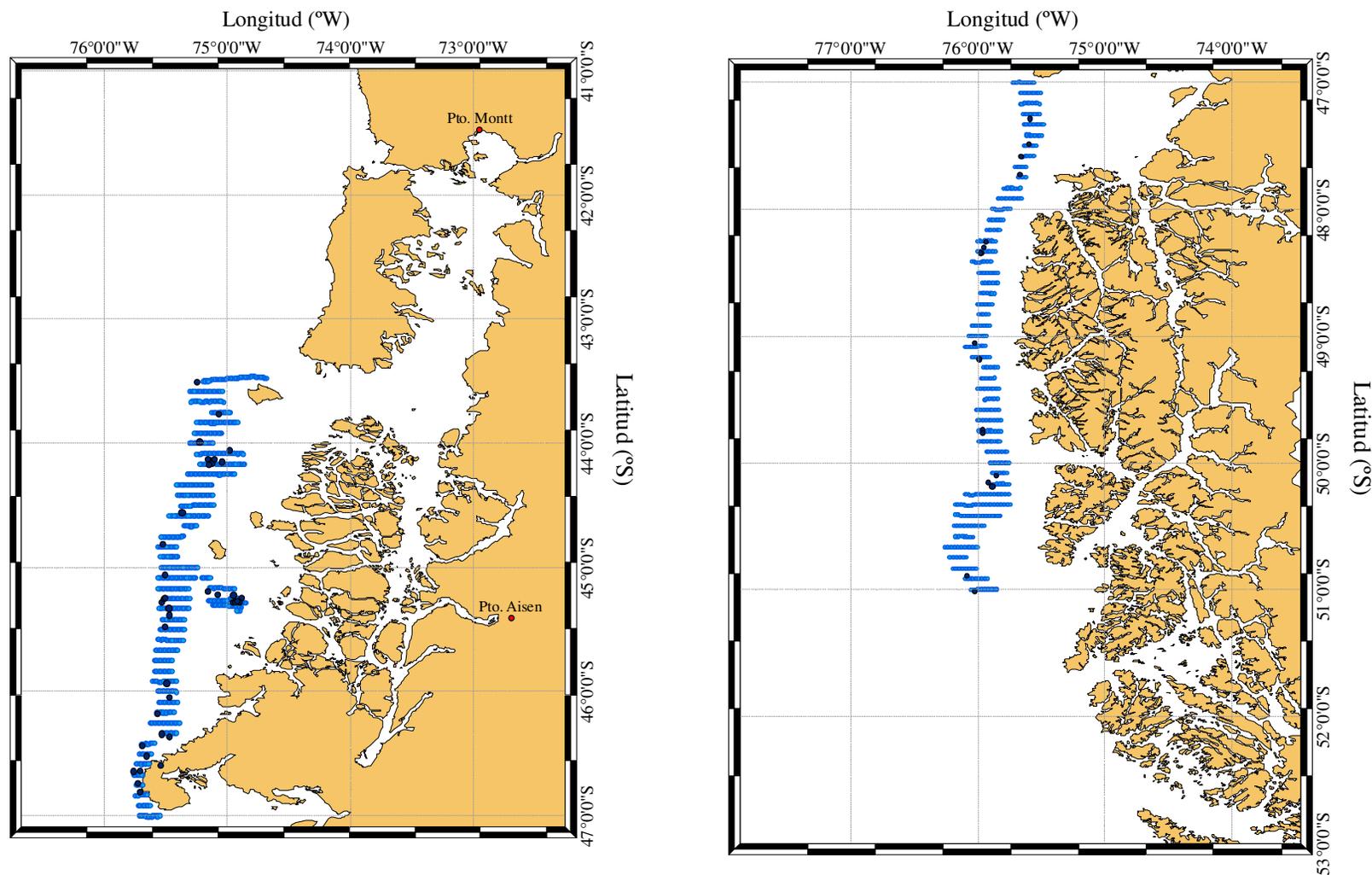


Figura 67. Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en los cruceros de evaluación acústica de merluza del sur y merluza de cola (izquierda) y merluza de tres aletas (derecha) en el 2004. (Fuente: Proyectos FIP N° 2004-07 y FIP N° 2004-08).

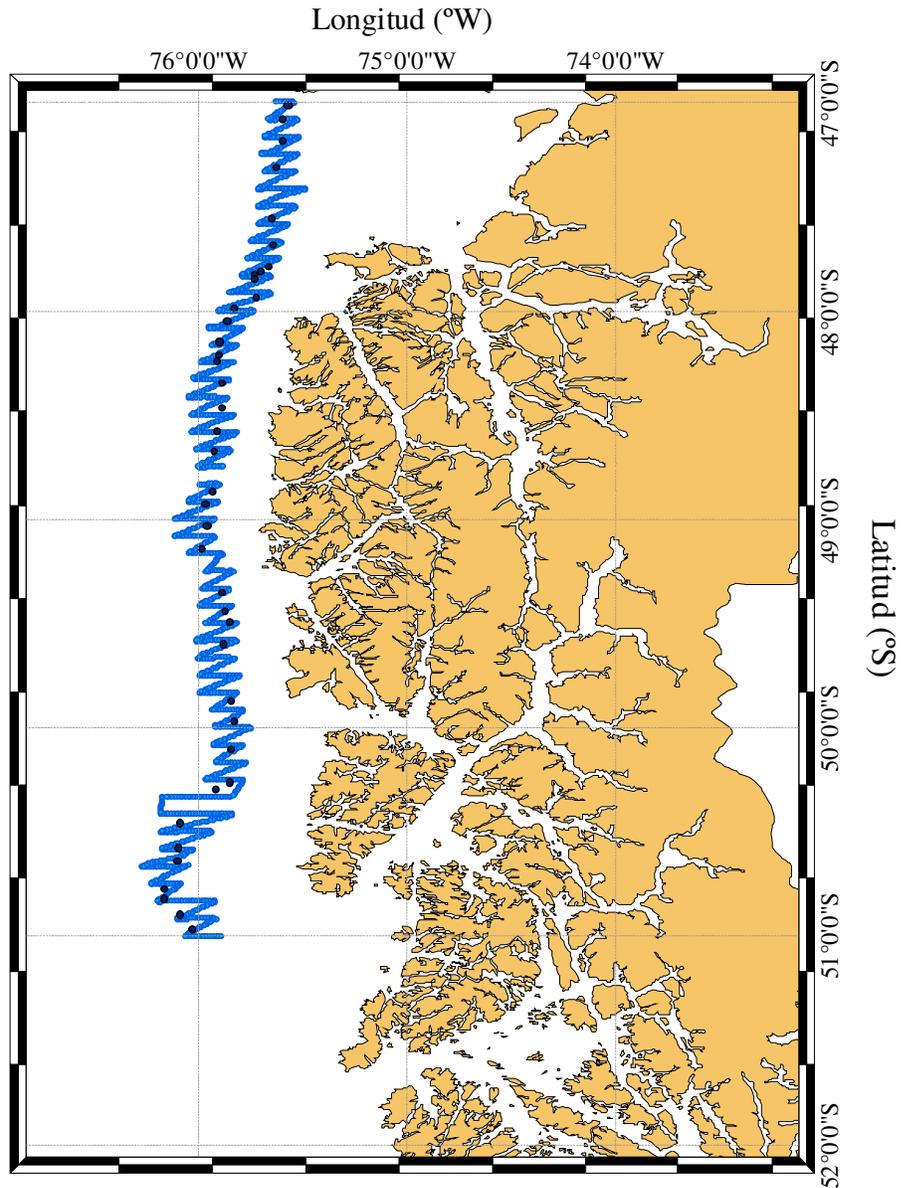


Figura 68. Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en el crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas en el 2005. (Fuente; Proyecto FIP N° 2005-06).

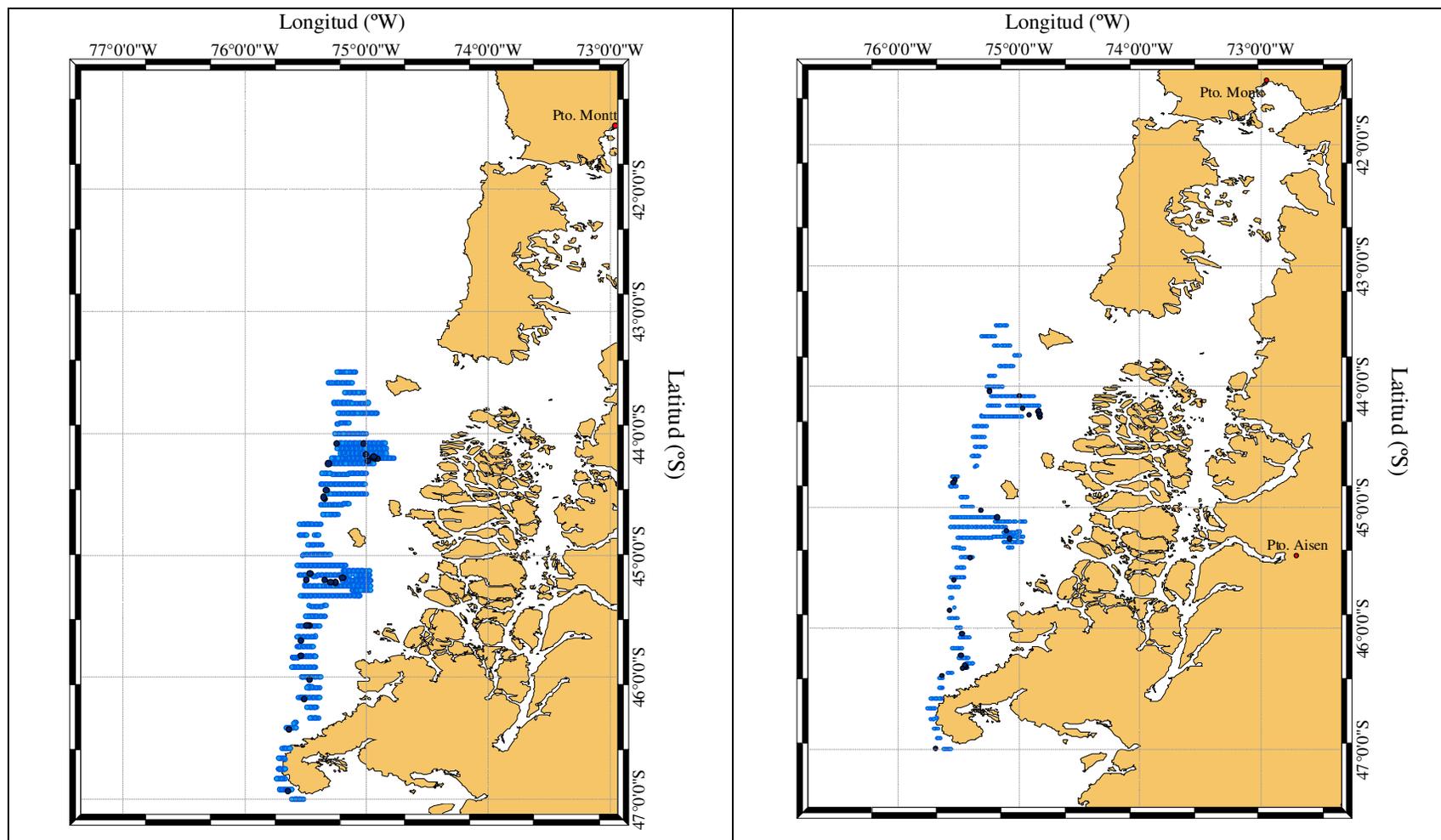


Figura 69. Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en los cruceros de evaluación acústica de merluza del sur (izquierda) y merluza de cola (derecha) en el 2007. (Fuente; Proyectos FIP N° 2007-12 y FIP N° 2007-13).

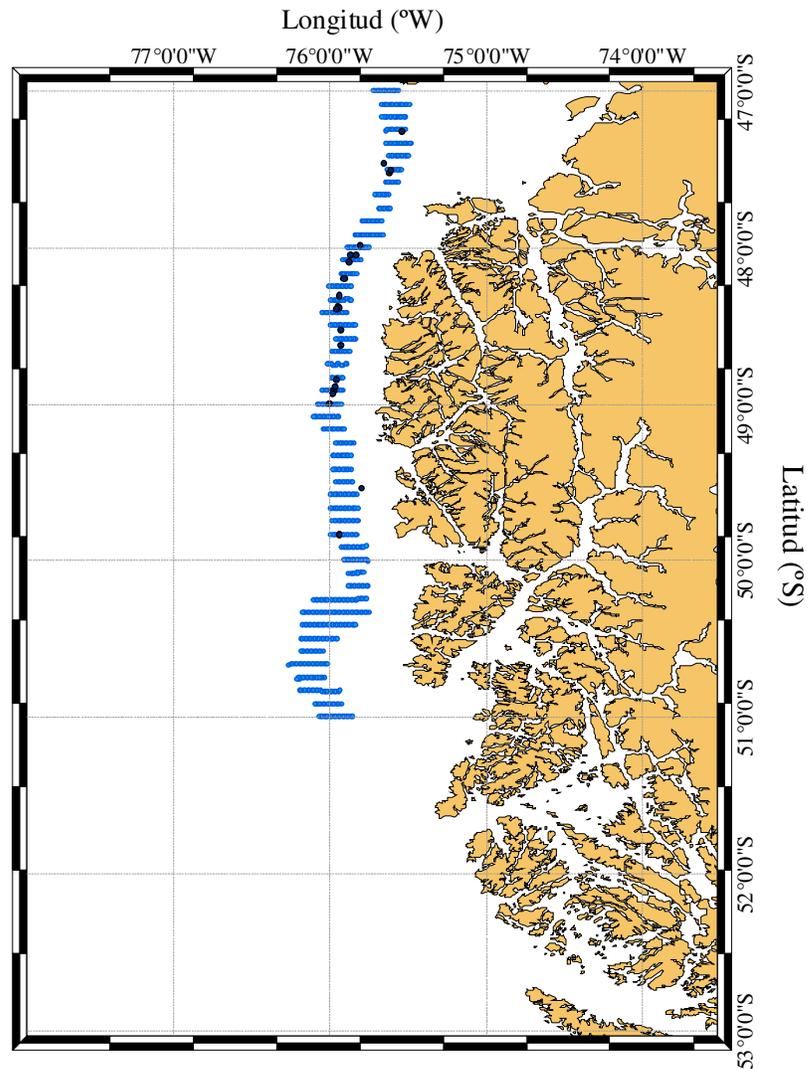


Figura 70. Distribución espacial de los registros acústicos (puntos celestes) y lances de pesca de identificación (puntos azules) en el crucero de evaluación del stock parental de merluza de tres aletas en el 2007. (Fuente; Proyecto FIP N° 2007-15).

5.4.3.2. Polígonos de abundancia de predadores y presas

La delimitación del área o polígono de distribución de la abundancia de merluza austral (predador) y de especies presa (merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado) se

realizó para los años 2004 y 2007 debido a que para el año 2005 sólo fue posible rescatar la base de datos del proyecto FIP N° 2005-06 de evaluación acústica de merluza de tres aletas.

En la delimitación de los polígonos los registros de energía retrodispersada (SA = NASC) y el rendimiento de pesca de los lances de pesca de identificación fueron transformados en una función indicadora de presencia-ausencia de la especie analizada, esto es:

$$I(x, y)_i = \begin{cases} 0, & \text{si } z(x, y)_i = 0 \\ 1 & \text{si } z(x, y)_i > 0 \end{cases}$$

donde: $z(x,y)_i$ es la densidad acústica (NASC) o la captura por hora de arrastre (rendimiento de pesca) de la especie i .

En el caso de merluza austral, en el año 2004, se identificó un foco de abundancia entre 43°28'36,8" y 47°01'56,0"S, determinándose el área 4837 km² (Fig. 71). En la merluza de cola también se identificó un único foco de abundancia localizado entre 43°28'44,8" S y 47°01'56,3", con un área de 4766,7 km² (Fig. 72, Tabla 32).

Tabla 32. Área (km²) de los focos de abundancia delimitados para merluza austral (Merlaus), merluza de cola (Macrmag), merluza de tres aletas (Micraus) y congrio dorado (Genybla) a partir de registros acústicos y lances de pesca de identificación en el año 2004.

Foco	Acrónimo de la Especie			
	Merlaus	Macrmag	Micraus	Genybla
1	4837,0	4766,6	27,4	23,1
2			21,0	27,3
3			586,6	
4			93,7	
5			29,7	
6			25,3	
7			126,1	
Total	4837,0	4766,6	909,9	50,4

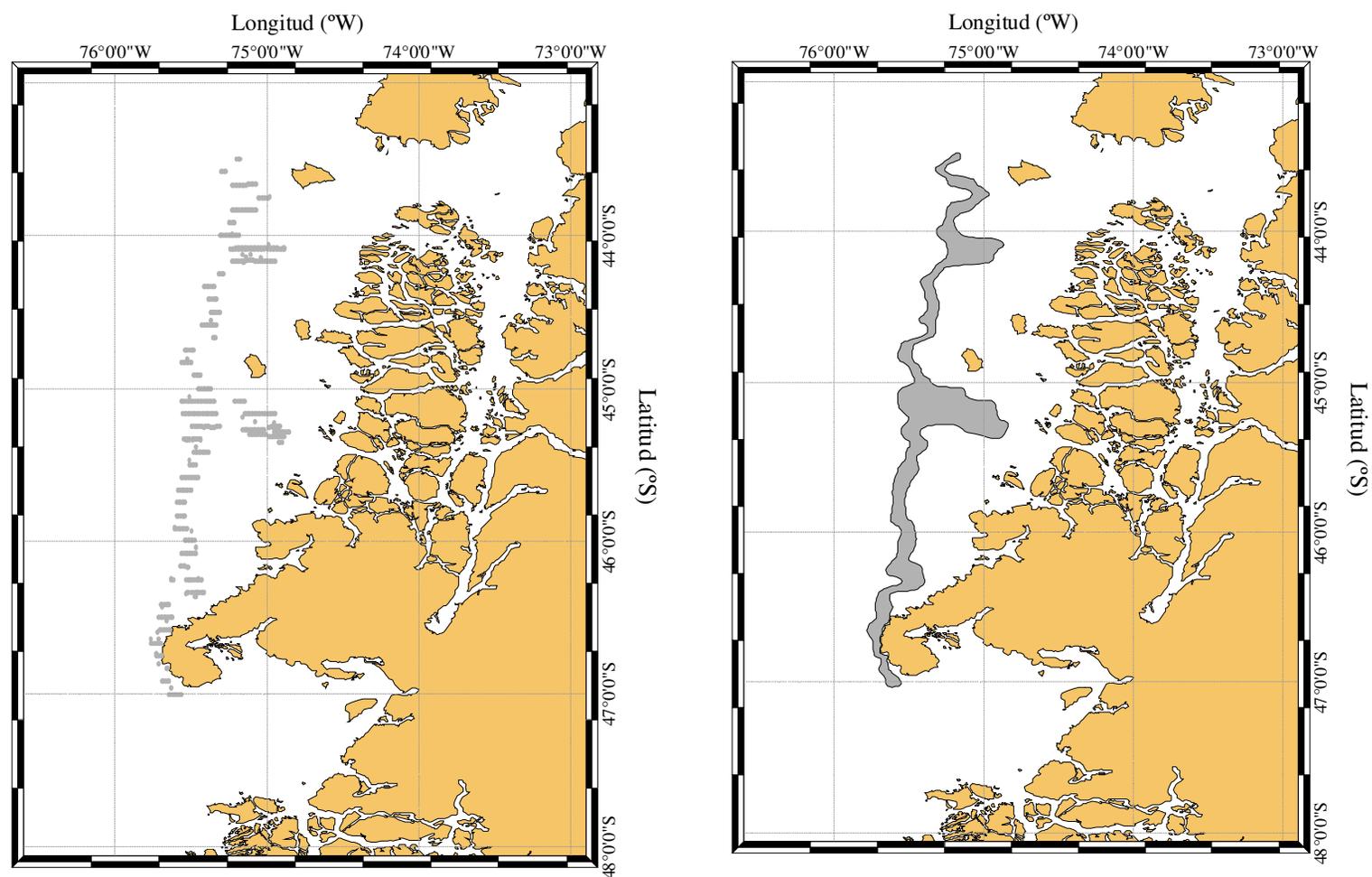


Figura 71. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza austral (*Merluccius australis*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2004.

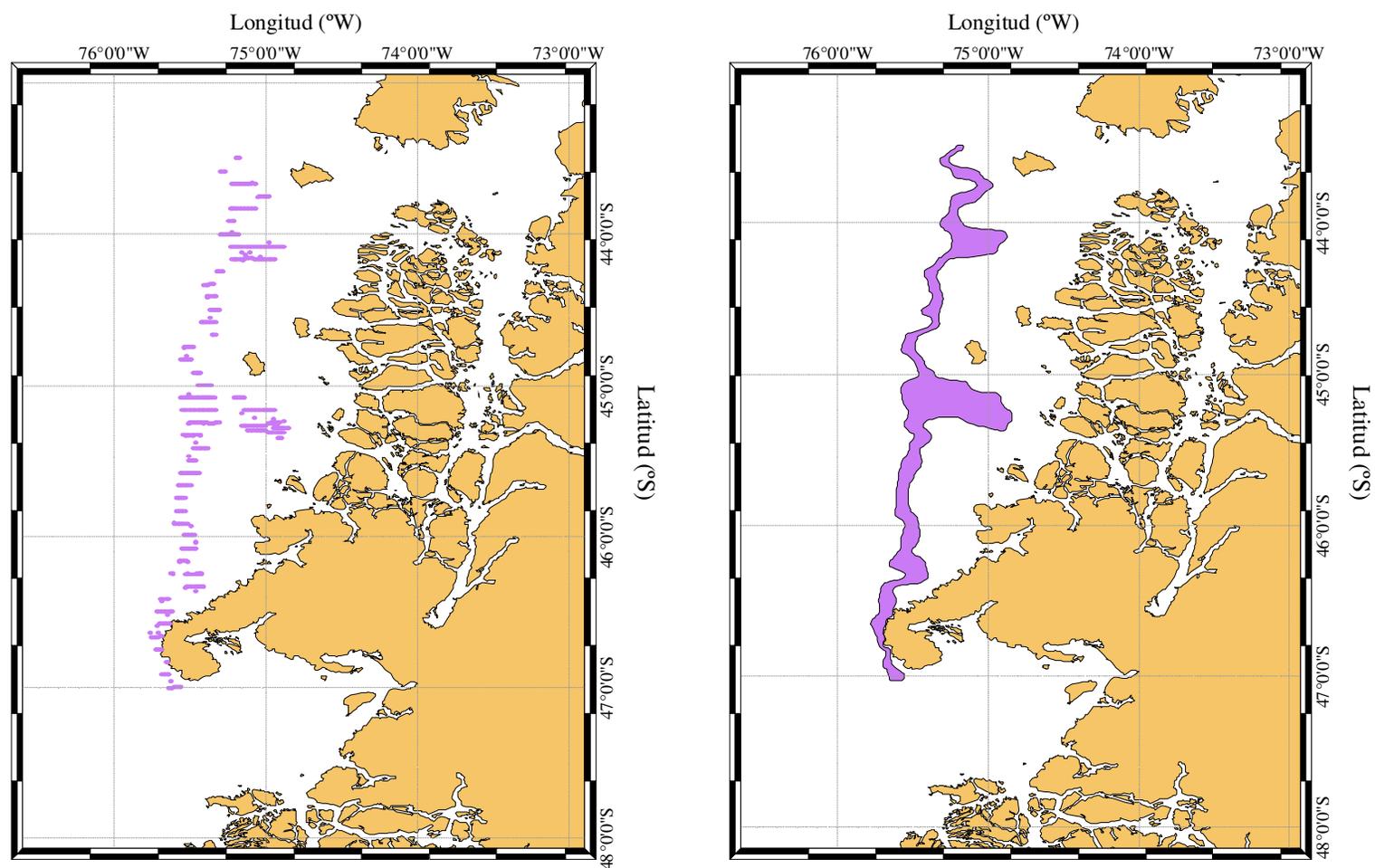


Figura 72. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el año 2004.

En el caso de merluza de tres aletas, primero destacamos que los cruceros de evaluación directa para esta especie se realizan en un área distinta que en el caso de merluza austral y merluza de cola, siendo éstos más al sur (Fig. 73). Al respecto, para el año 2004 se identificó 7 focos de abundancia de merluza de tres aletas entre 47°13'04,4"S y 50°16'39,4"S, determinándose el área en 909,9 km² (Tabla 32, Fig. 74).

En el caso del congrio dorado, los datos de presencia de la especie en el año 2004 corresponden a las capturas obtenidas en lances de pesca de identificación realizados durante los cruceros de evaluación acústica de merluza del sur y merluza de cola. Se identificó dos pequeños focos de abundancia de congrio dorado entre 45°01'32,2"S y 45°18'24,1", con un área de 50,4 km² (Tabla 32, Fig. 75).

Para el año 2007 para merluza austral se identificó dos focos de abundancia, el primero entre 43°27'57,2" y 46°26'15,4"S, y el segundo entre 46°33'38,5" y 47°01'18,8"S, representando un área conjunta de 4826,7 km² (Tabla 33, Fig. 76). En el caso de merluza de cola, a partir de los datos de densidad acústica positivos para la especie y los lances de pesca de identificación (Fig. 76) se identificó dos polígonos de abundancia, el primero entre 43°27'57,2"S y 47°01'18,8"S, y el segundo entre 47°58'00,1"S y 48°55'59,5"S. El área conjunta de los focos de abundancia de merluza de cola alcanzó a 5223,1 km² (Tabla 33, Fig. 77).

Tabla 33. Área (km²) de los focos de abundancia delimitados para merluza austral (Merlaus), merluza de cola (Macrmag), merluza de tres aletas (Micraus) y congrio dorado (Genybla) a partir de registros acústicos y lances de pesca de identificación en el año 2007.

Foco	Acrónimo de la Especie			
	Merlaus	Macrmag	Micraus	Genybla
1	4519,1	4845,1	338,5	22,1
2	307,6	378,0	648,5	43,6
3			637,0	22,9
4			40,9	22,6
5			101,6	
Total	4826,7	5223,1	1766,6	111,3

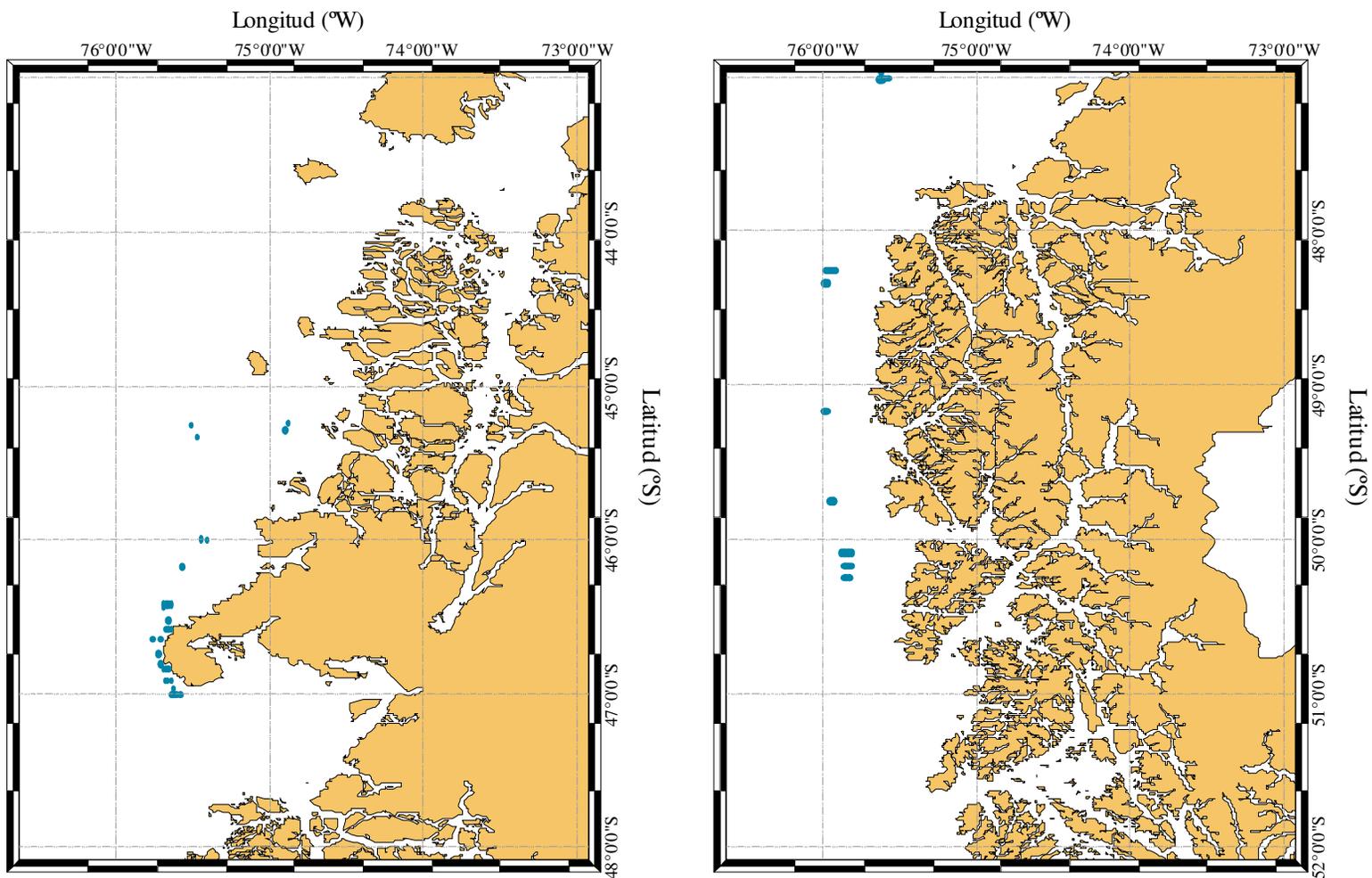


Figura 73. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) en el año 2004.

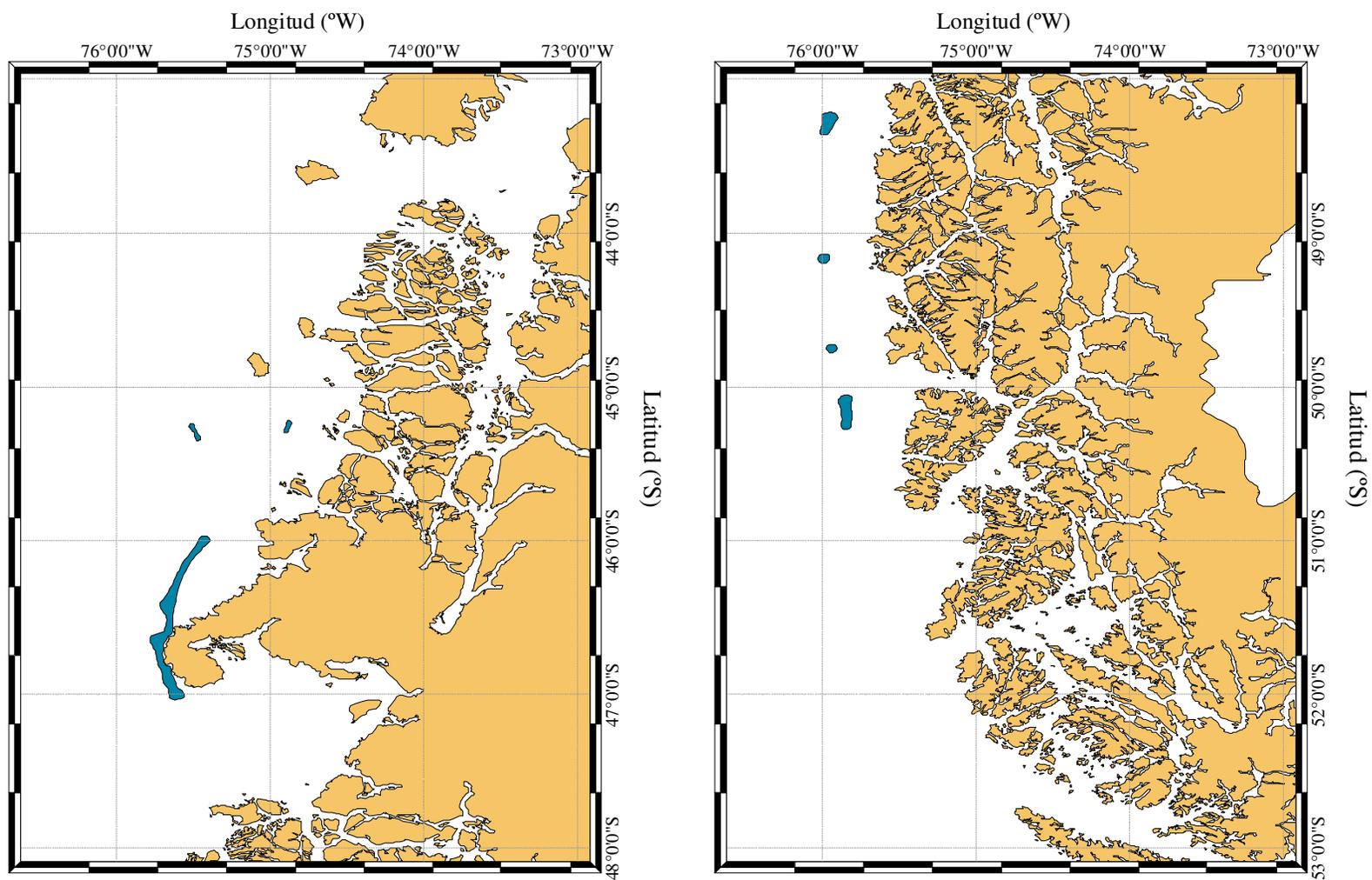


Figura 74. Disposición de los polígonos de abundancia de merluza de cola (*Macrurus magellanicus*) en el año 2004.

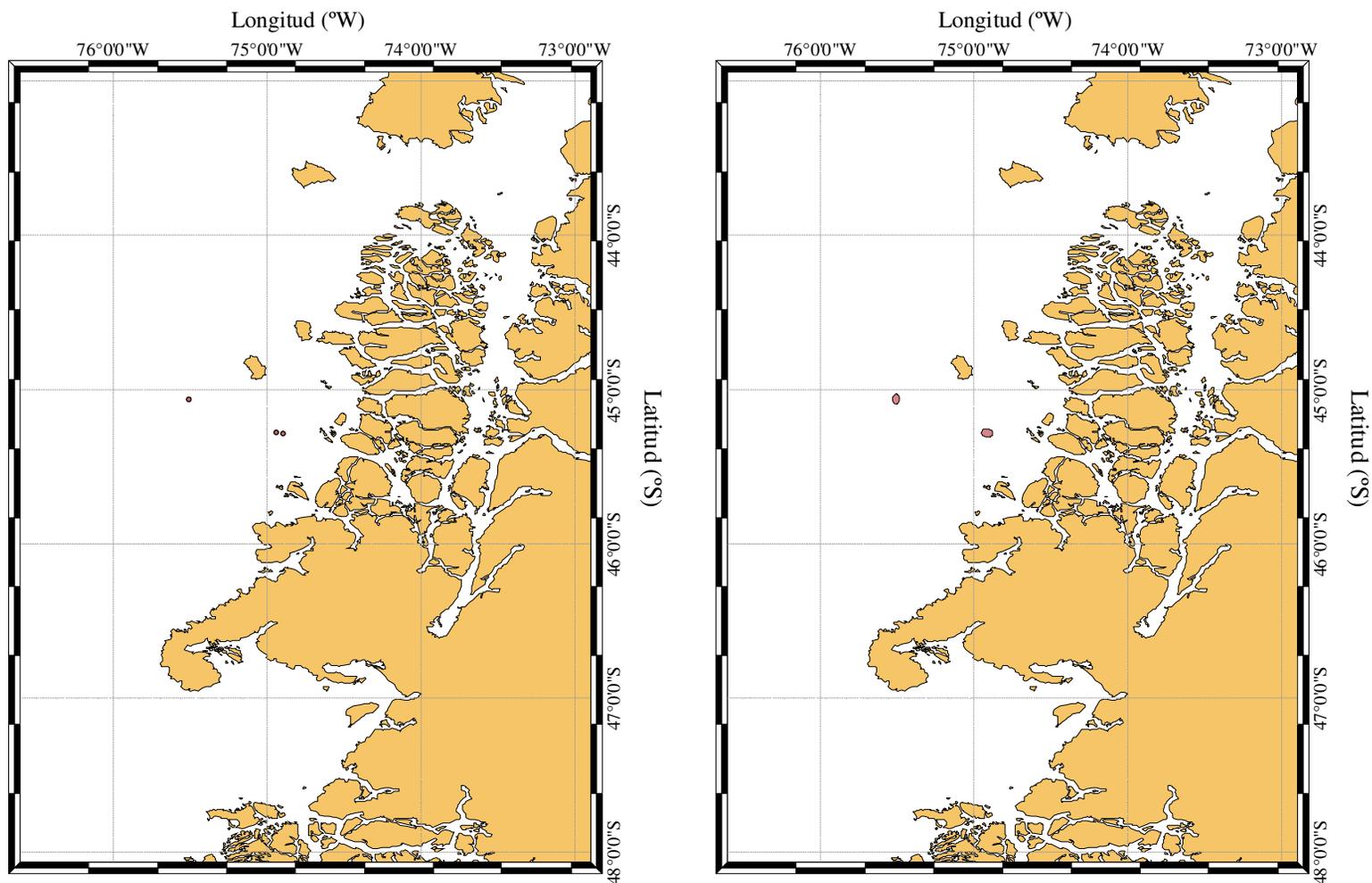


Figura 75. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para congrio dorado (*Genypterus blacodes*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2004.

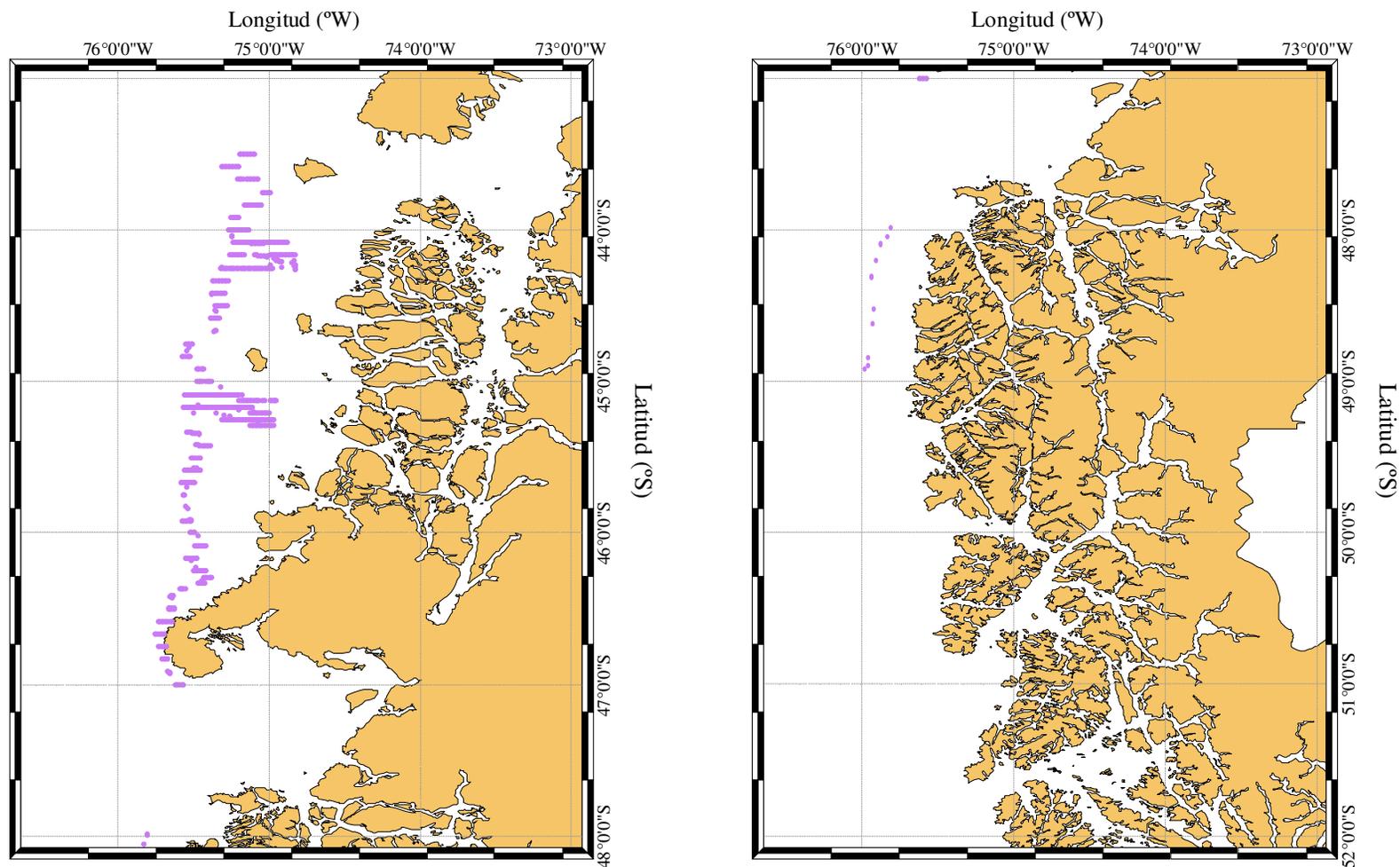


Figura 76. Distribución espacial de los registros acústicos (izquierda) y lances de pesca positivos para merluza de cola

(*Macruronus magellanicus*; derecha), año 2007.

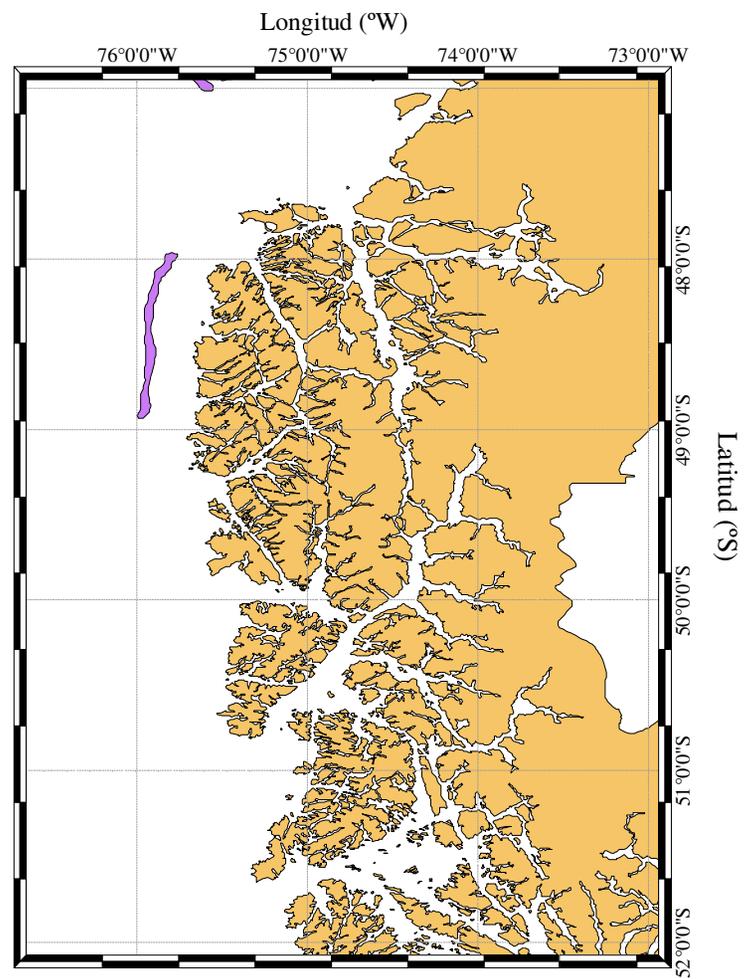
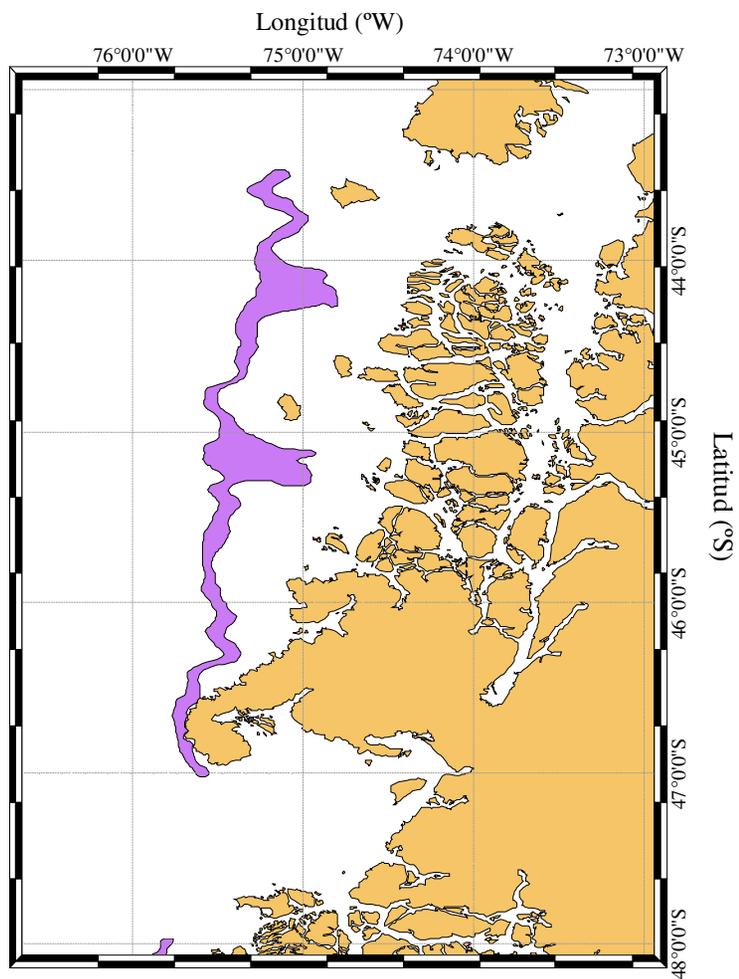


Figura 77. Disposición de los polígonos de abundancia de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el año 2007.

En el caso de merluza de tres aletas se identificó 5 focos de abundancia entre 47°S y 51°S. El área total de los focos de abundancia alcanzó a 1766,6 km² (Tabla 33, Fig. 78); en el caso del congrio dorado se identificó cuatro pequeños focos de abundancia entre 44°13'04,8''S y 46°21'02,9'', con un área total de 111,3 km² (Tabla 33, Fig. 79).

La distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza austral de los años 2004 y 2007 permite conformar la presencia de un solo foco de abundancia para la especie entre 43°27'S y 47°02'S, con un área aproximada de 5750 km² (Fig. 80). En el caso de la merluza de cola se registra dos focos de abundancia, el primero entre 43°28'S y 47°03'S, y el segundo entre 47°57'S y 48°55'S, con un área total de 6150,8 km² (Fig. 81).

En el caso de merluza de tres aletas se conformaron 8 focos de abundancia entre 45°13'S y 50°52'S con un área total de 2576,4 km² (Fig. 82); en el caso del congrio dorado se conformaron 6 focos de abundancia que cubren una superficie de 162 km² (Fig. 83).

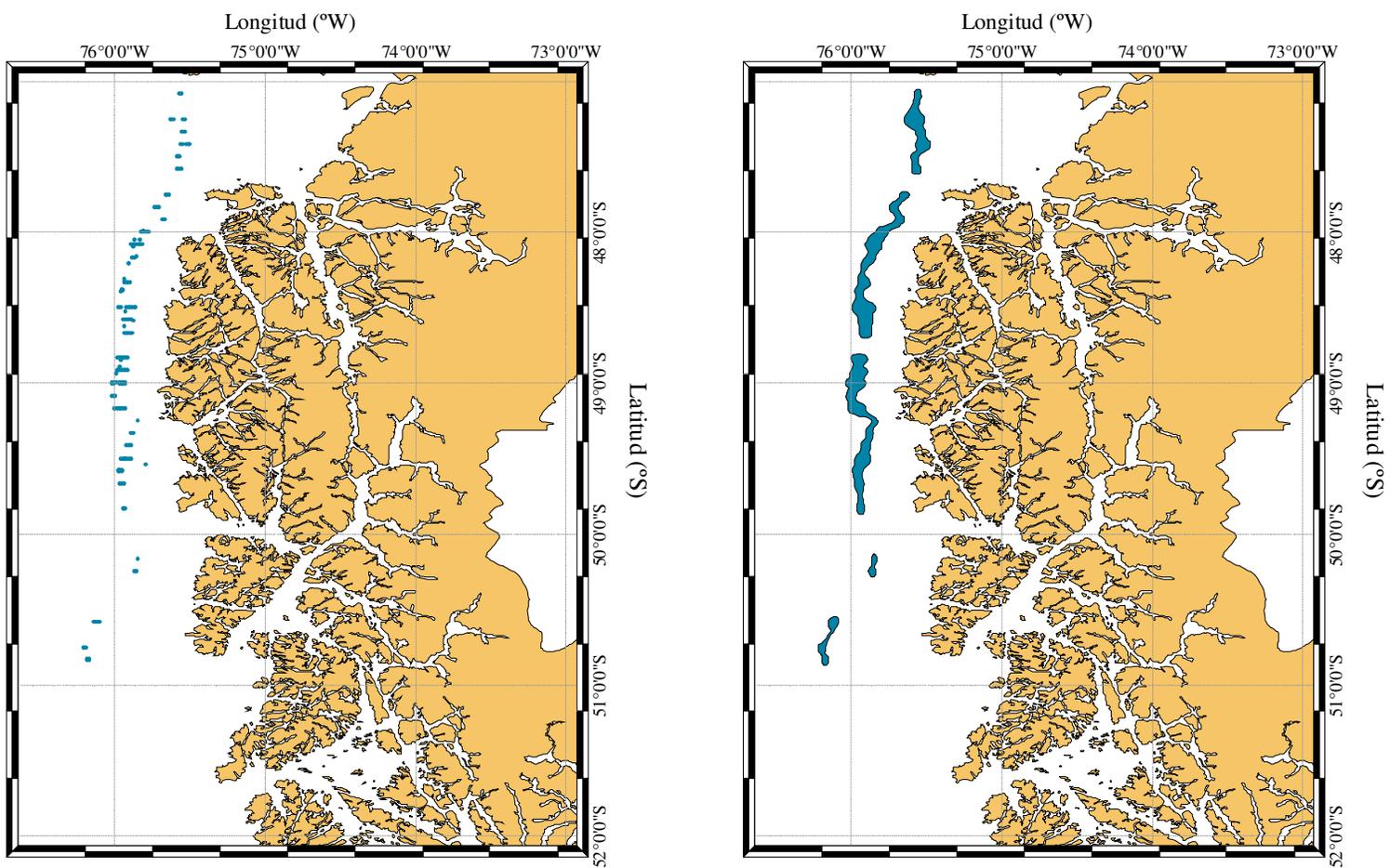


Figura 78. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2007.

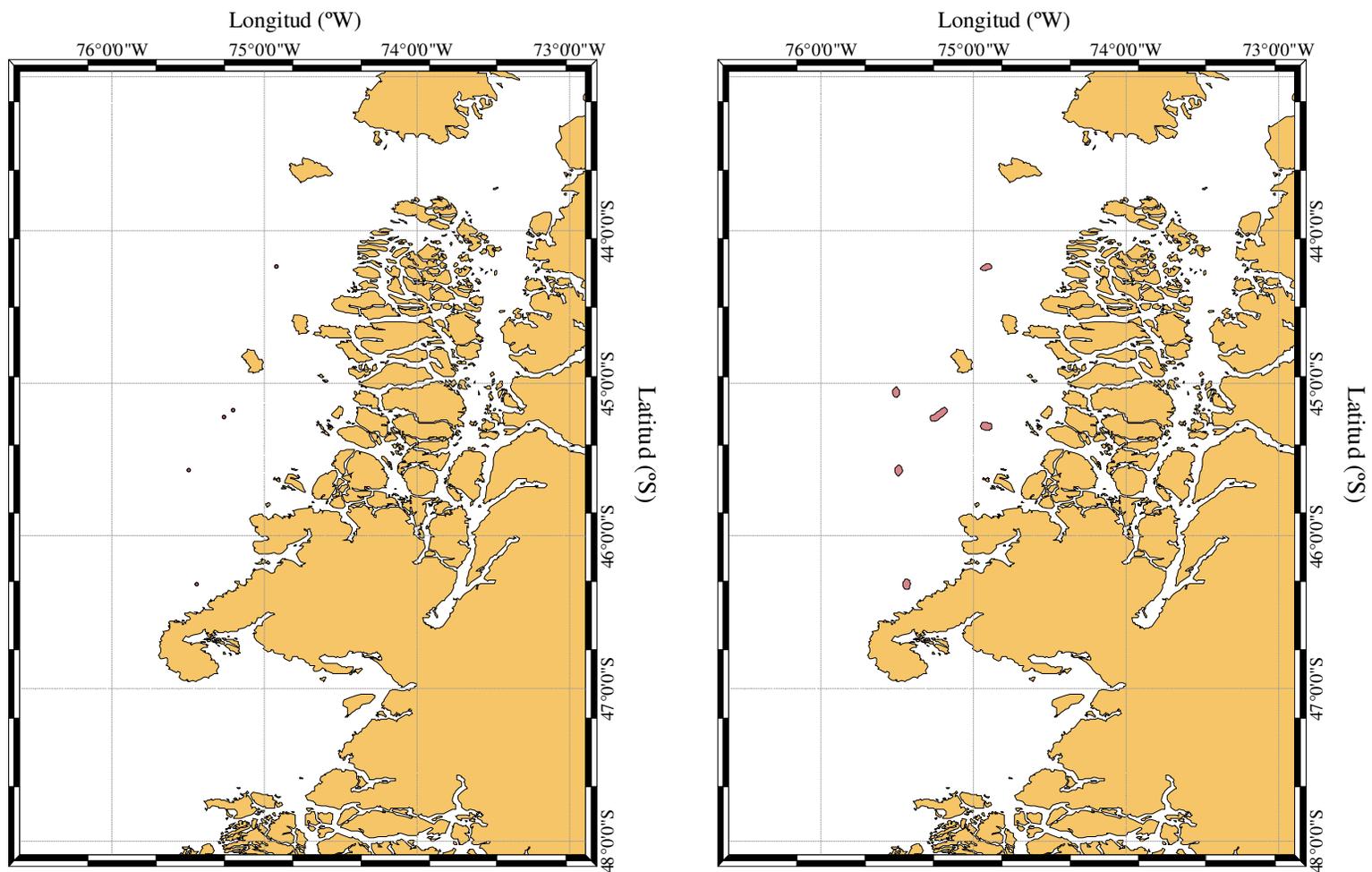


Figura 79. Distribución espacial de los registros acústicos y lances de pesca positivos para congrio dorado (*Genypterus blacodes*, izquierda) y polígonos de abundancia (derecha) delimitados para la especie en el año 2007.

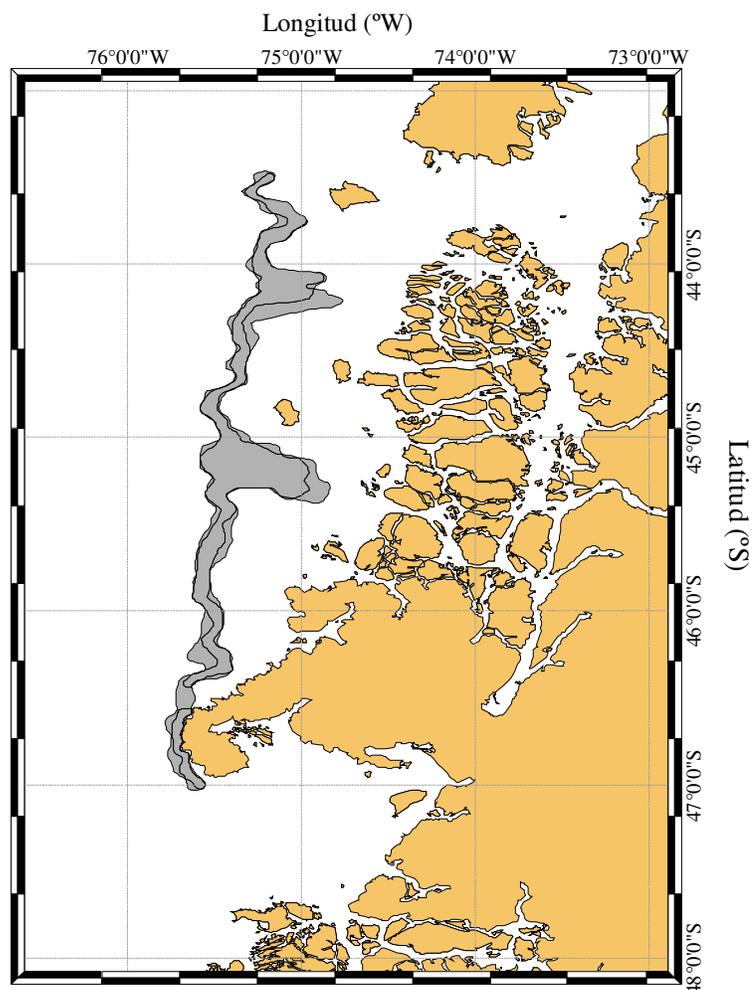


Figura 80. Disposición del foco de abundancia de merluza austral (*Merluccius australis*) construido a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007.

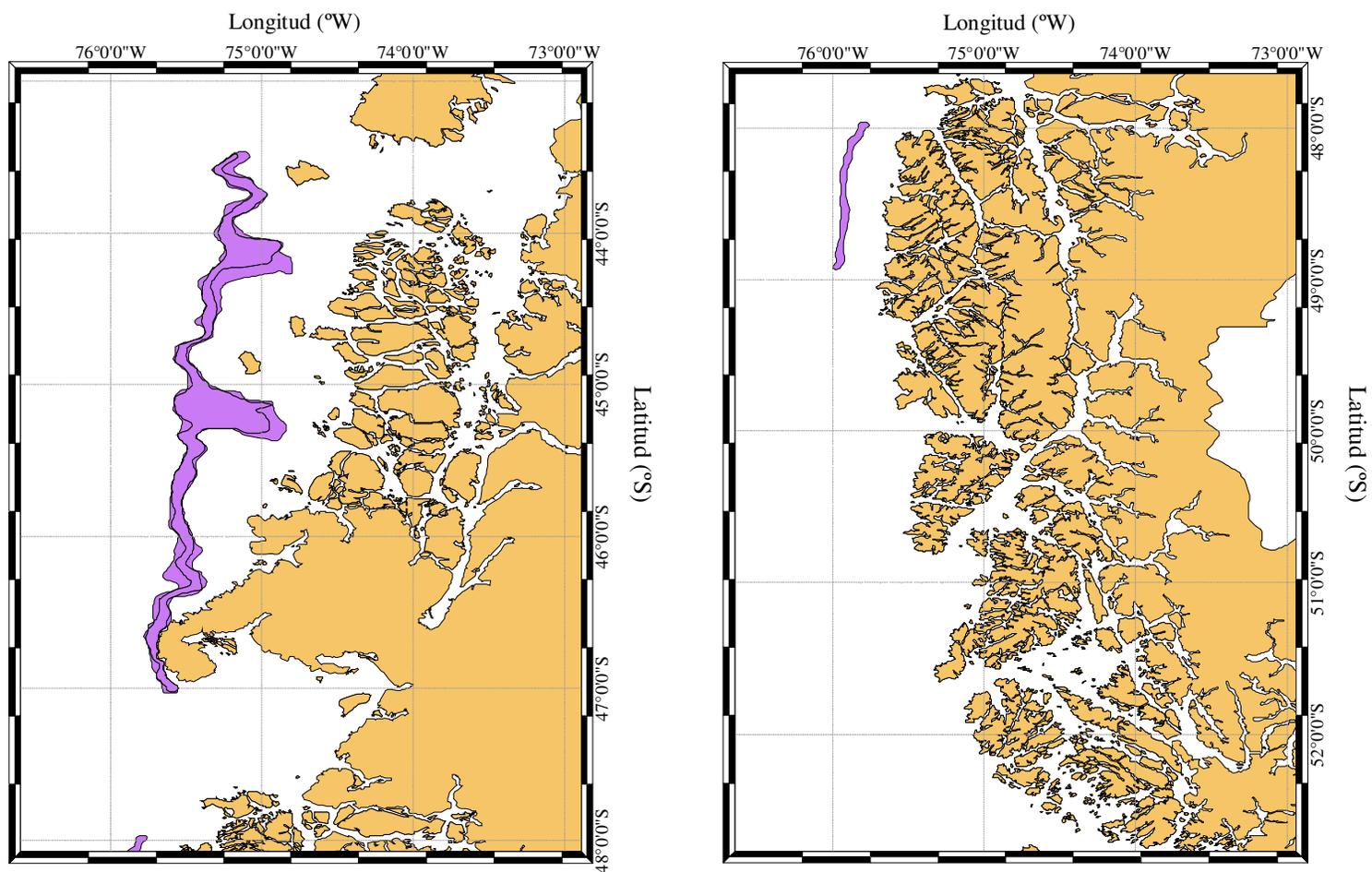


Figura 81. Disposición de los focos de abundancia de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007.

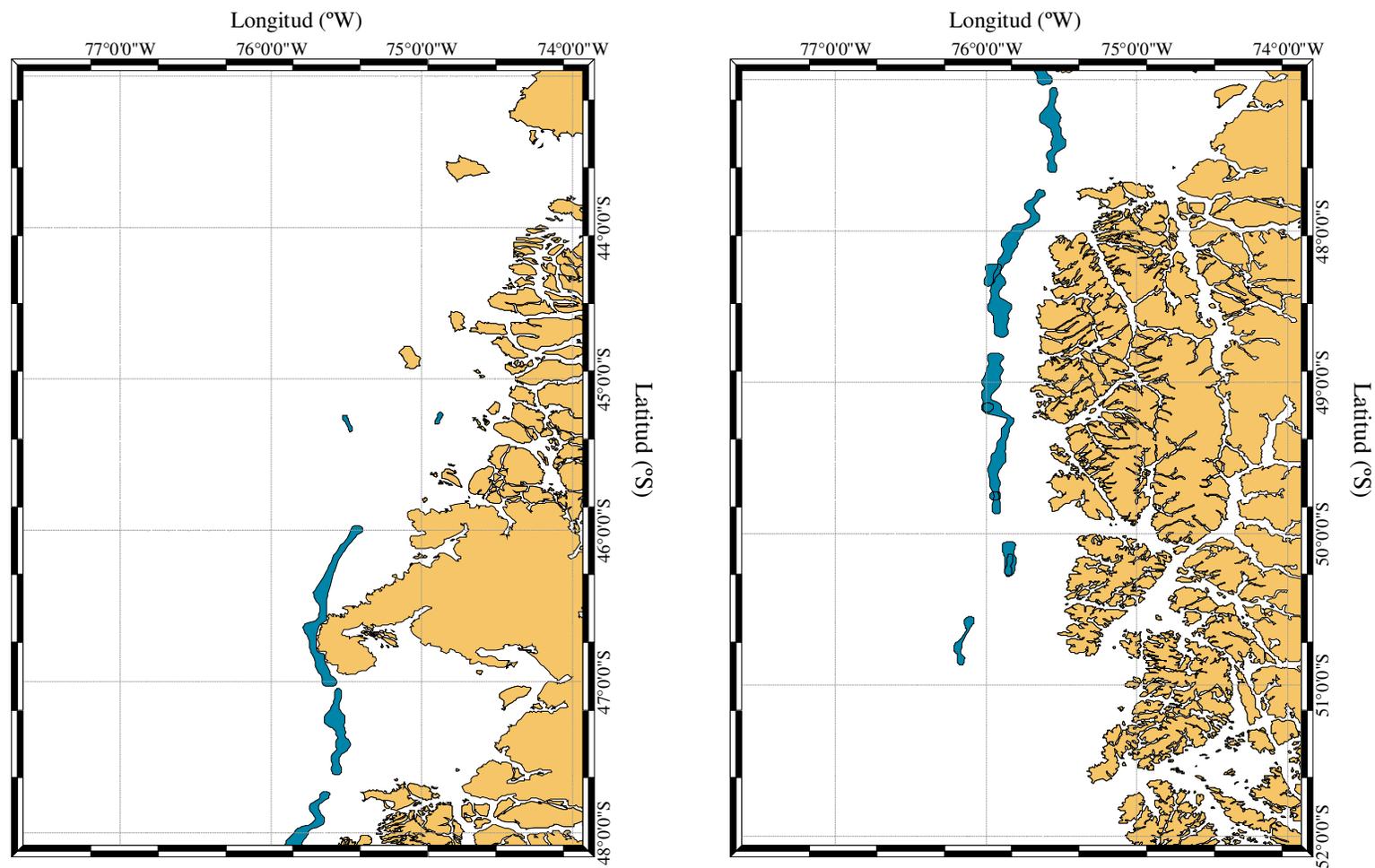


Figura 82. Disposición de los focos de abundancia de merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007.

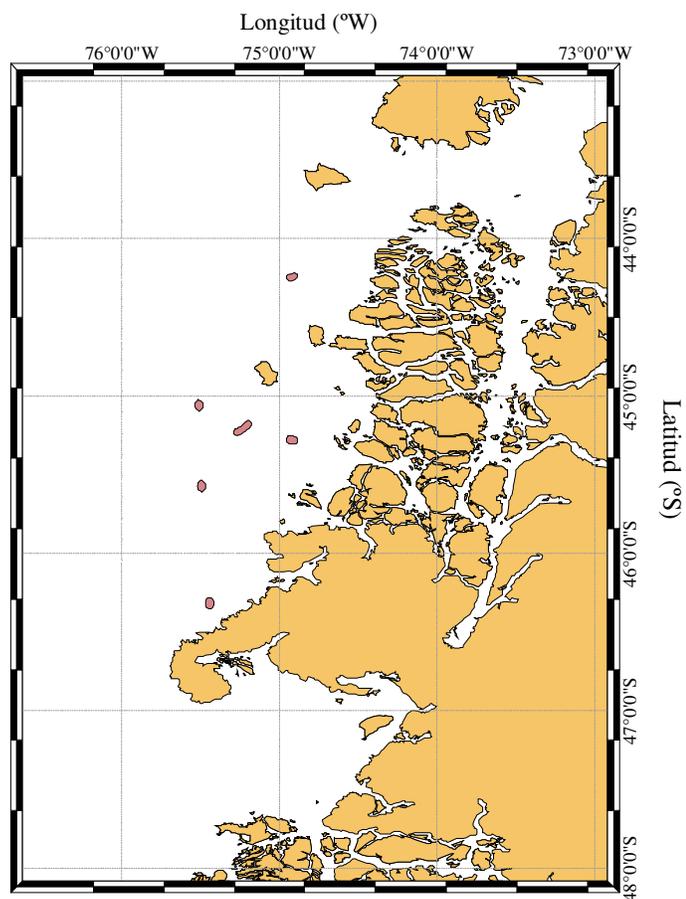


Figura 83. Disposición de los focos de abundancia de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) construidos a partir de la distribución espacial conjunta de los registros acústicos y lances de pesca positivos en 2004 y 2007.

5.4.3.3. Superposición espacial entre especies

El cálculo de la superposición espacial (ISE) entre predadores y presas se realizó de independientemente para los años 2004 y 2007, y conjuntamente. En todos los casos se asume que merluza austral (*Merlaus*) es el predador, mientras que merluza de cola (*Macrmag*), merluza de tres aletas (*Micraus*) y congrio dorado (*Genybla*) son las presas. También se calculó ISE entre merluza de cola – merluza de tres aletas, merluza de cola – congrio dorado, merluza de tres aletas – congrio dorado y merluza de tres aletas – congrio dorado.

En el caso de la interacción merluza austral (predador) y merluza de cola (presa), en el año 2004, el área de interacción entre ambas alcanzó a 4720,6 km² (Fig. 84), lo que representa un índice de superposición de 0,990 (Tabla 34).

En el caso de la interacción entre merluza austral y merluza de tres aletas, el área de intersección entre ambas alcanzó a 515,4 km², por lo que ISE = 0,566 (Tabla 34). No se determinó superposición espacial entre ambas especies al sur de 47°00'S debido a las distintas áreas de prospección de los cruceros de evaluación acústica para tales especies (Fig. 85).

Tabla 34. Área (km²) de interacción e índice de superposición espacial (ISE) en el año 2004.

Interacción	Área	ISE
Merlaus-Macrmag	4720,6	0,990
Merlaus-Micraus	515,4	0,566
Merlaus-Genybla	49,8	0,987
Macrmag-Micraus	506,1	0,556
Macrmag-Genybla	49,2	0,975
Micraus-Genybla	8,5	0,169

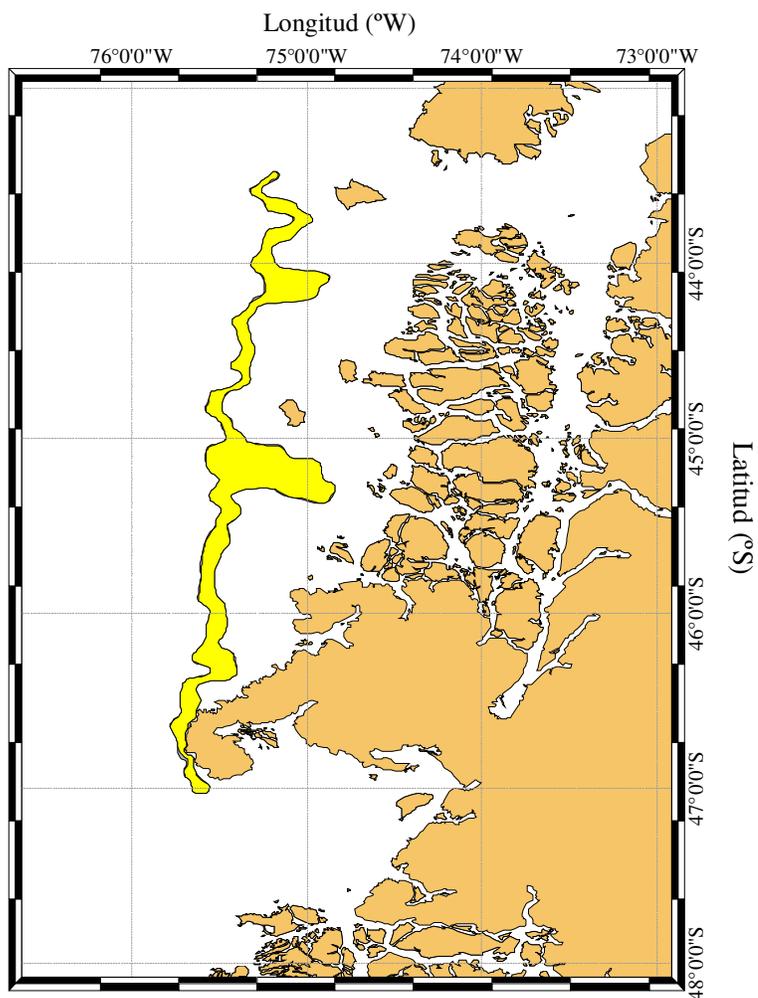


Figura 84. Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004.

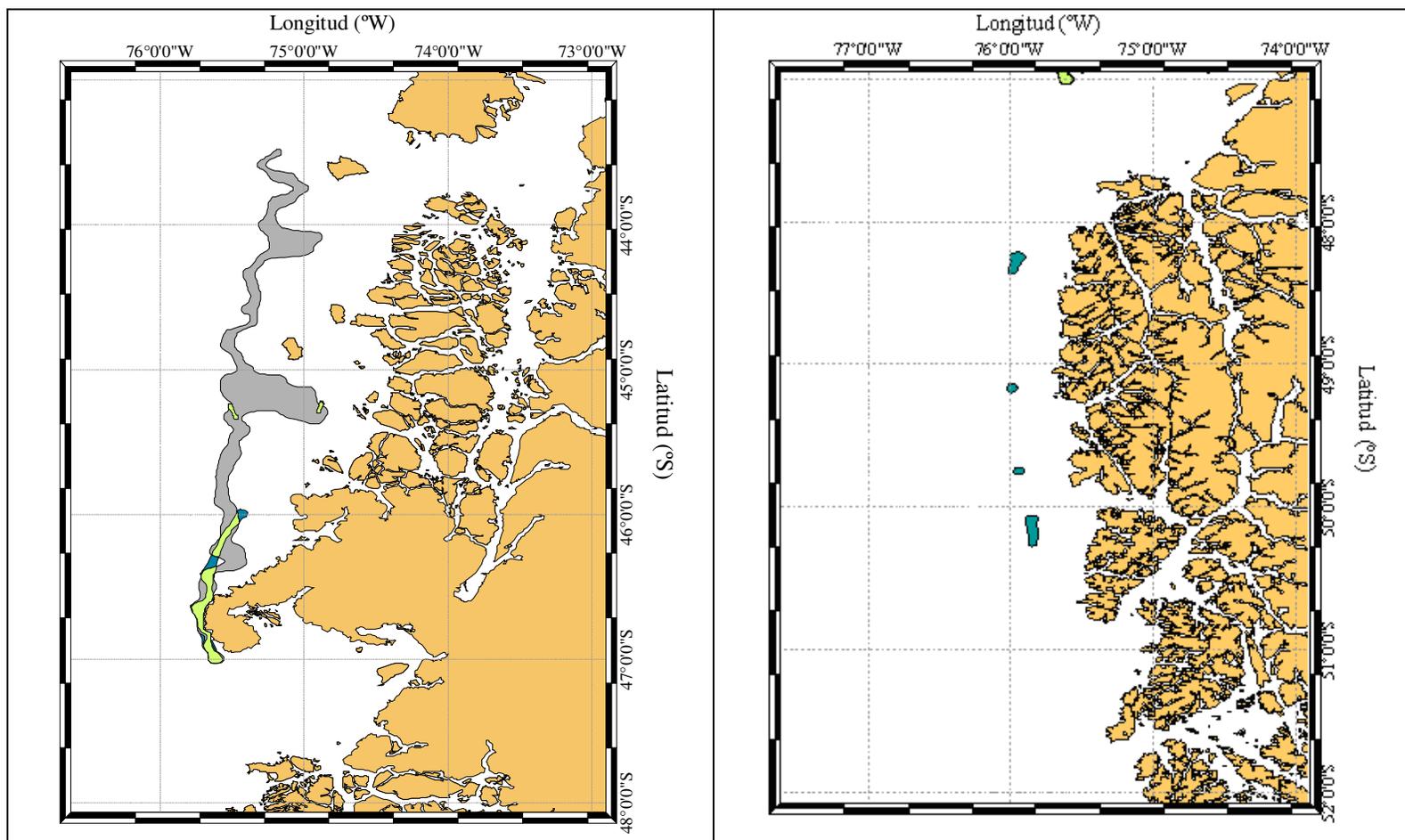


Figura 85. Área de interacción (verde claro) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004.

En el caso de la interacción entre merluza austral (predador) y congrio dorado (presa) (Fig. 86), el área de superposición entre ambas especies alcanzó a 49,8 km², ocurriendo ésta solo en el área de evaluación acústica de merluza austral, determinándose que ISE = 0,987 (Tabla 34).

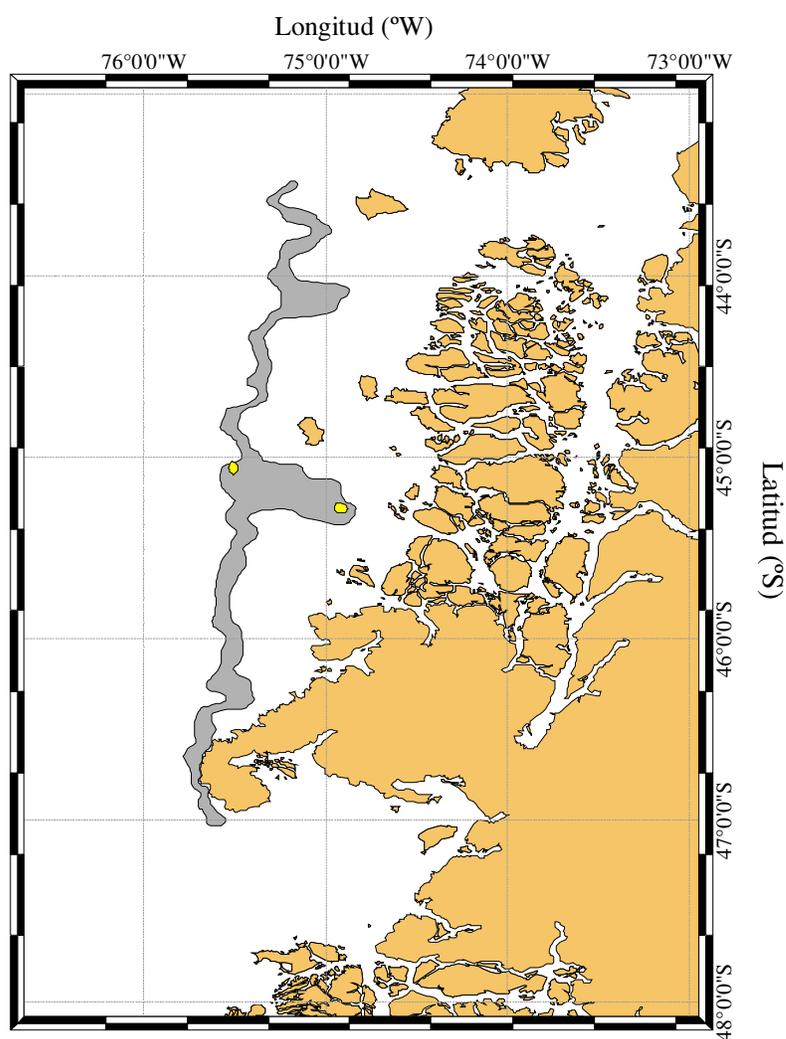


Figura 86. Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, azul) y la presa congrio dorado (*Genypterus blacodes*) en la pesquería demersal austral en el año 2004.

En el caso de la interacción entre merluza de cola y merluza de tres aletas, el área de superposición alcanzó a 506,1 km², determinándose que ISE = 0,556 (Tabla 34, Fig. 87). De manera similar a la interacción entre merluza austral y merluza de tres aletas, la interacción espacial entre merluza de cola y merluza de tres aletas se presentó sólo al norte de 47°00'S debido a las diferentes áreas de evaluación para ambas especies.

En la interacción entre merluza de cola y congrio dorado el área de superposición alcanzó a 49,2 km², ocurriendo sólo en el área de evaluación acústica de merluza de cola entre 43°00'S y 47°00'S (Fig. 88), determinándose que ISE = 0,975 (Tabla 34).

En el caso de la interacción entre merluza de tres aletas y congrio dorado, el área de superposición alcanzó tan sólo a 8,5 km², lo que ocurrió en un foco de congrio dorado localizado entre 45°00'S y 46°00'S (Fig. 89) detectado durante la evaluación acústica de merluza austral en el año 2004; se determinó que ISE = 0,169 (Tabla 34).

Para el año 2007, en el caso de la interacción entre merluza austral (predador) y merluza de cola (presa), el área de interacción alcanzó a 4826,7 km² (Fig. 90), determinándose que ISE = 0,869 (Tabla 35). Sin embargo, no se registra interacción entre el merluza austral y merluza de cola al sur de 47°00'S debido a que los cruceros de evaluación acústica para ambas especies fueron realizados entre 43°30'S y 47°00'S. El área de distribución de merluza de cola al sur de 47°00', observada en el presente estudio, corresponde a la registrada en el crucero de evaluación acústica de merluza de tres aletas. Entonces, en la interacción entre merluza austral y merluza de cola se calculó ISE sin considerar el polígono de distribución de merluza de cola al sur de 47°00'S, por lo que ISE = 0,929 (Tabla 35).

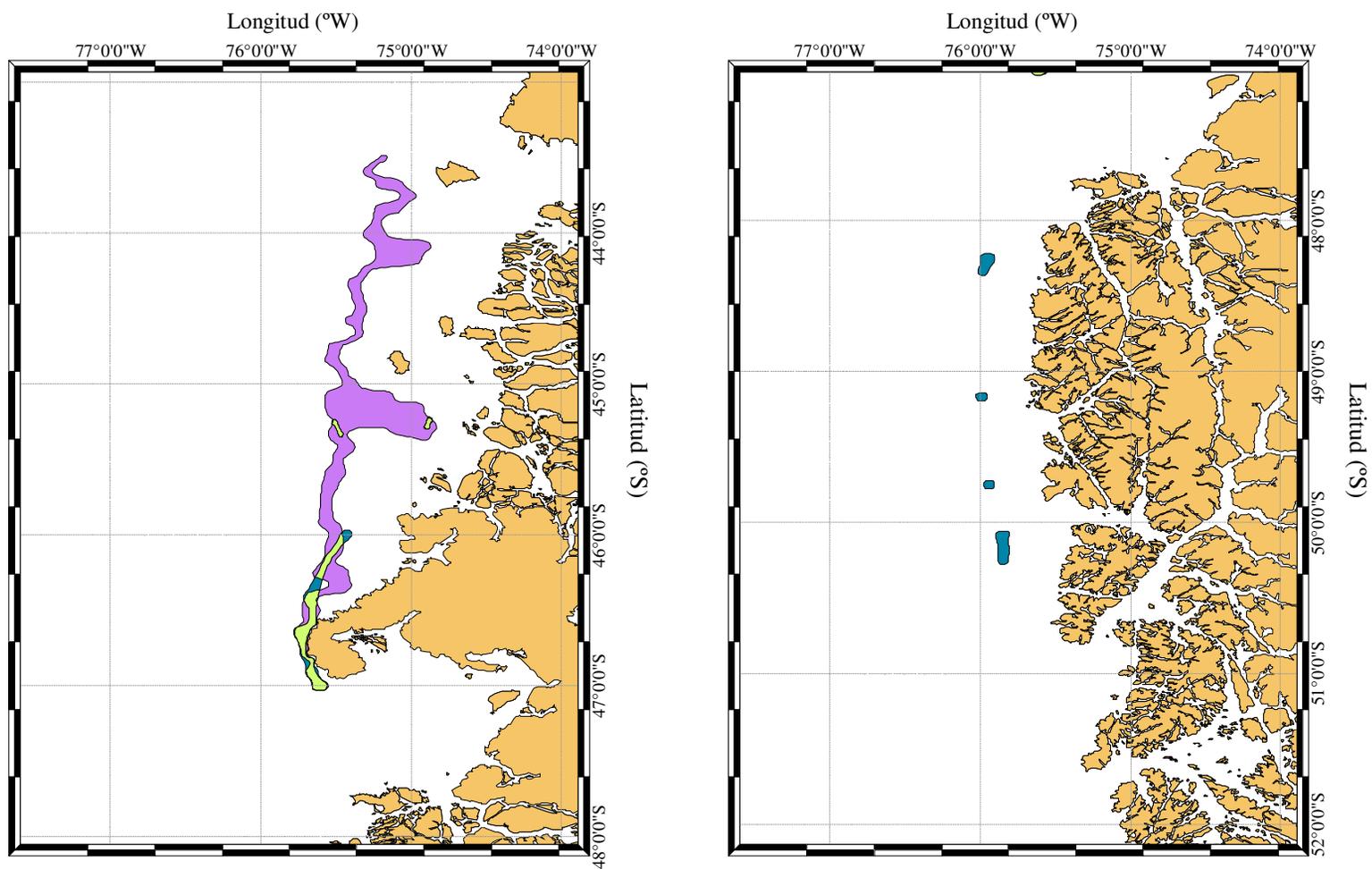


Figura 87. Área de interacción (verde claro) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, violeta) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) en la pesquería demersal austral en el año 2004

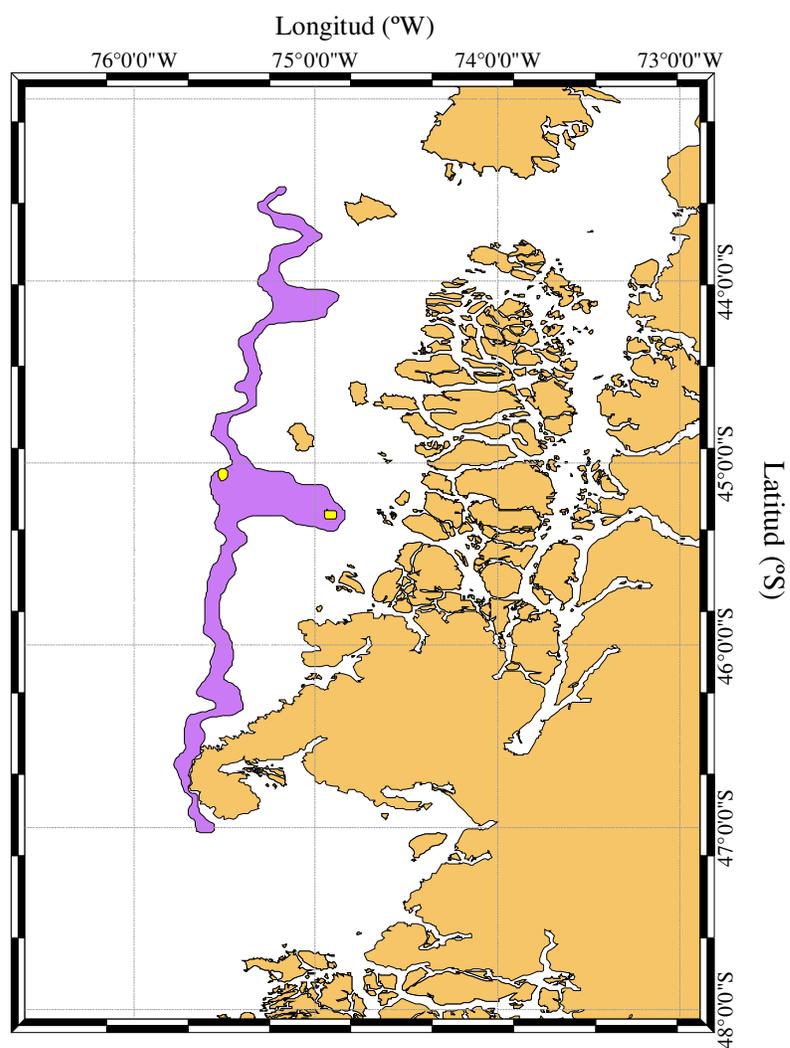


Figura 88. Área de interacción (amarillo) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, violeta) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, café) en la pesquería demersal austral en el año 2004.

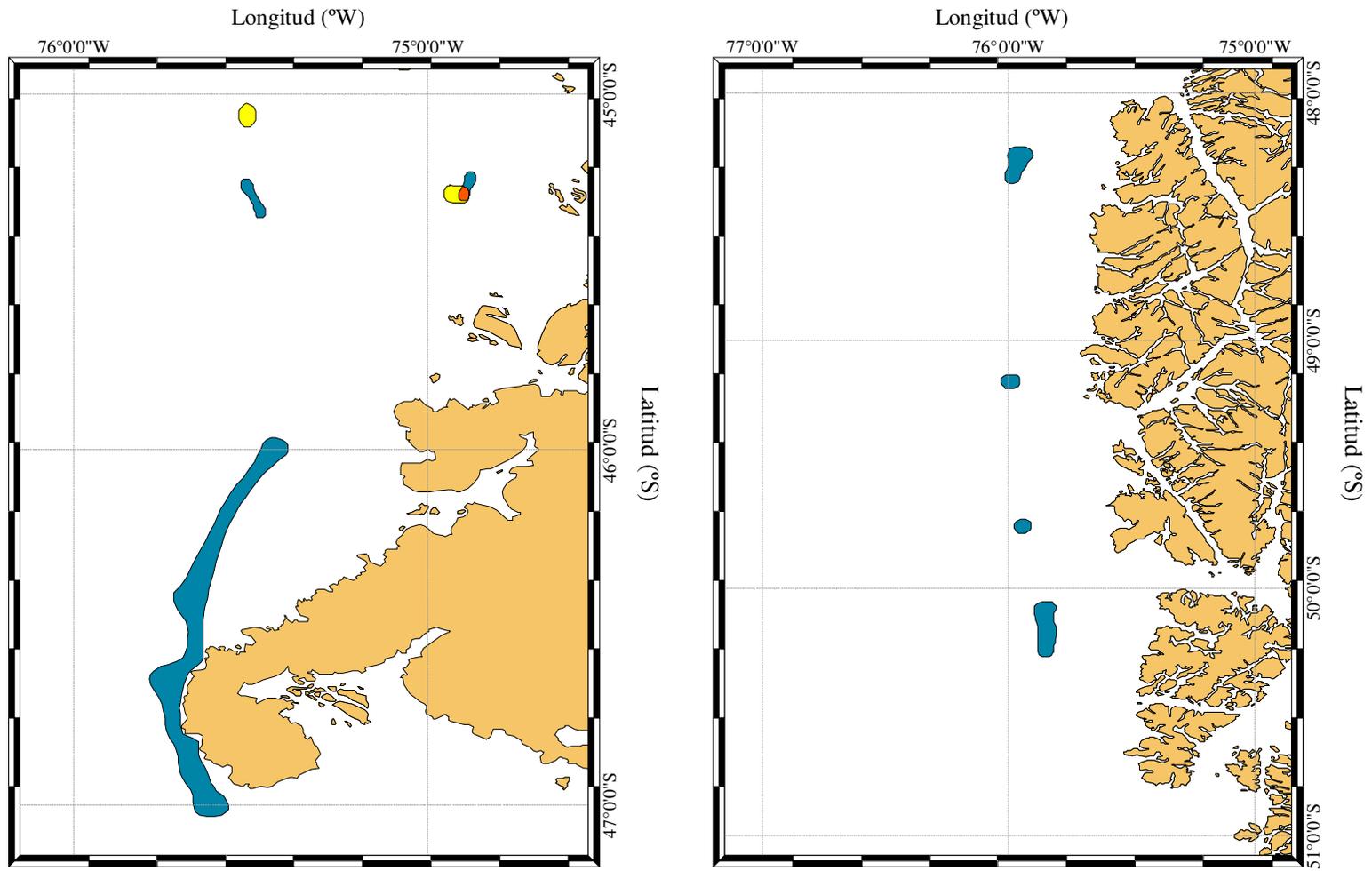


Figura 89. Área de interacción (rojo) entre merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, azul) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, amarillo) en la pesquería demersal austral en el año 2004.

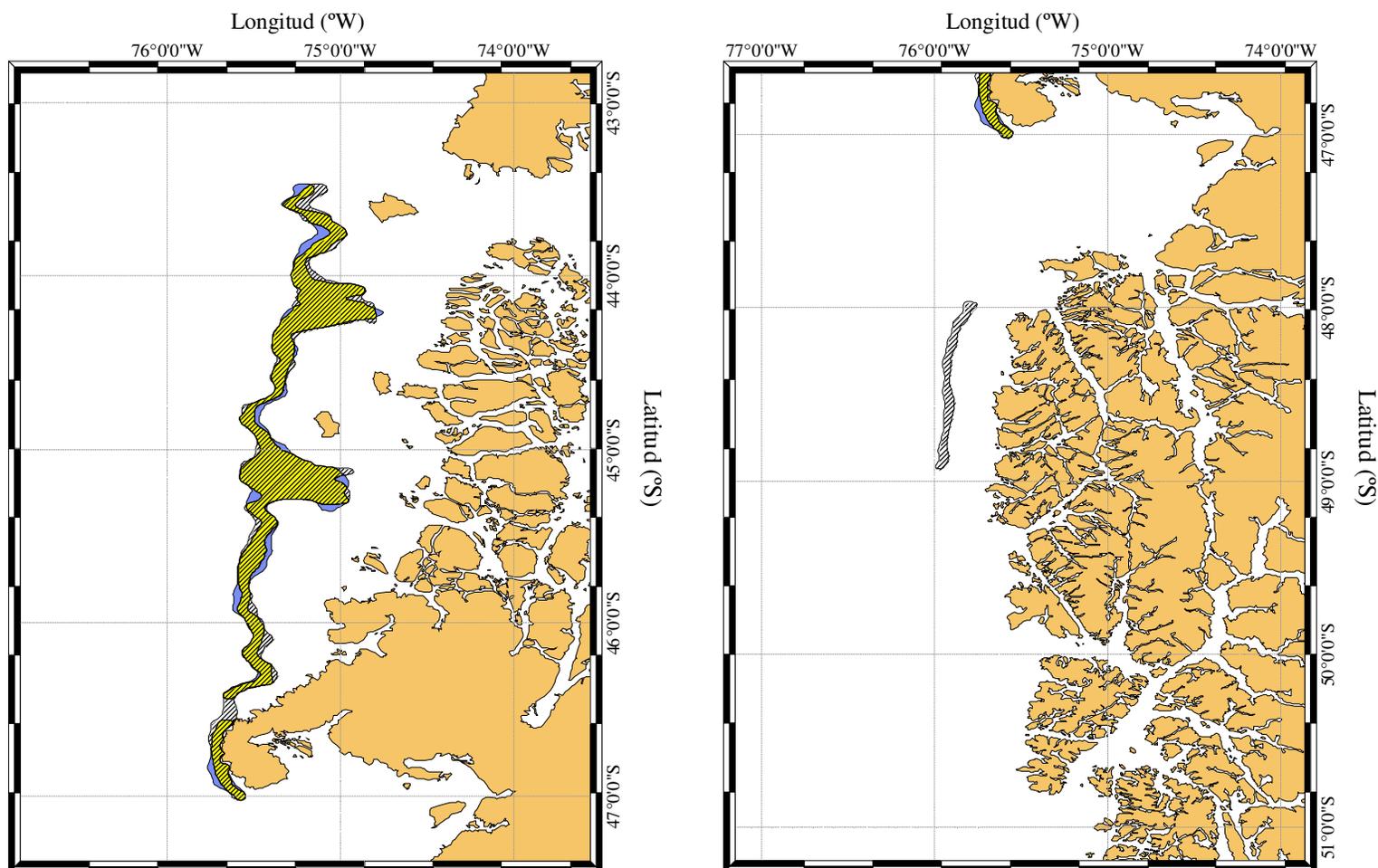


Figura 90. Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, azul) y la presa merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, achurado) en la pesquería demersal austral en el año 2007.

Tabla 35. Área (km²) de interacción e índice de superposición espacial (ISE) en el año 2007.

Interacción	Área	ISE
Merlaus-Macrmag	4196,0	0,869
Merlaus-Macrmag ⁽¹⁾	3950,1	0,929
Merlaus-Micraus	0,0	0,0
Merlaus-Genybla	109,5	0,984
Macrmag-Micraus	329,6	0,187
Macrmag-Genybla	110,2	0,991
Micraus-Genybla	0	0

⁽¹⁾ calculado entre 43°30'S y 47°00'S

En el caso de la interacción entre merluza austral y merluza de tres aletas no se registró superposición espacial entre ambas especies, situación debida a las distintas áreas de prospección de los cruceros de evaluación acústica.

Para la interacción entre merluza austral (predador) y congrio dorado (presa) (Fig. 91), el área de superposición entre ambas especies alcanzó a 109,5 km², ocurriendo ésta sólo en el área de evaluación acústica de merluza austral, por lo que ISE = 0,984 (Tabla 35).

En la interacción entre merluza de cola y merluza de tres aletas, el área de superposición alcanzó a 329,6 km², por lo que ISE = 0,187 (Tabla 35, Fig. 92). La interacción entre merluza de cola y merluza de tres aletas se observó sólo en el área de evaluación acústica de la última.

En el caso de la interacción entre merluza de cola y congrio dorado, el área de superposición entre ambos recursos alcanzó a 110,2 km², ocurriendo ésta sólo en el área de evaluación acústica de la primera (43°30'S – 47°00'S) (Fig. 93), por lo que ISE = 0,991 (Tabla 35).

Finalmente, en el caso de merluza de tres aletas y congrio dorado no se detectó superposición espacial entre ambas especies debido a las diferentes áreas de evaluación acústica para los recursos merluza austral y merluza de cola, donde apareció congrio dorado, respecto del área de evaluación acústica de merluza de tres aletas.

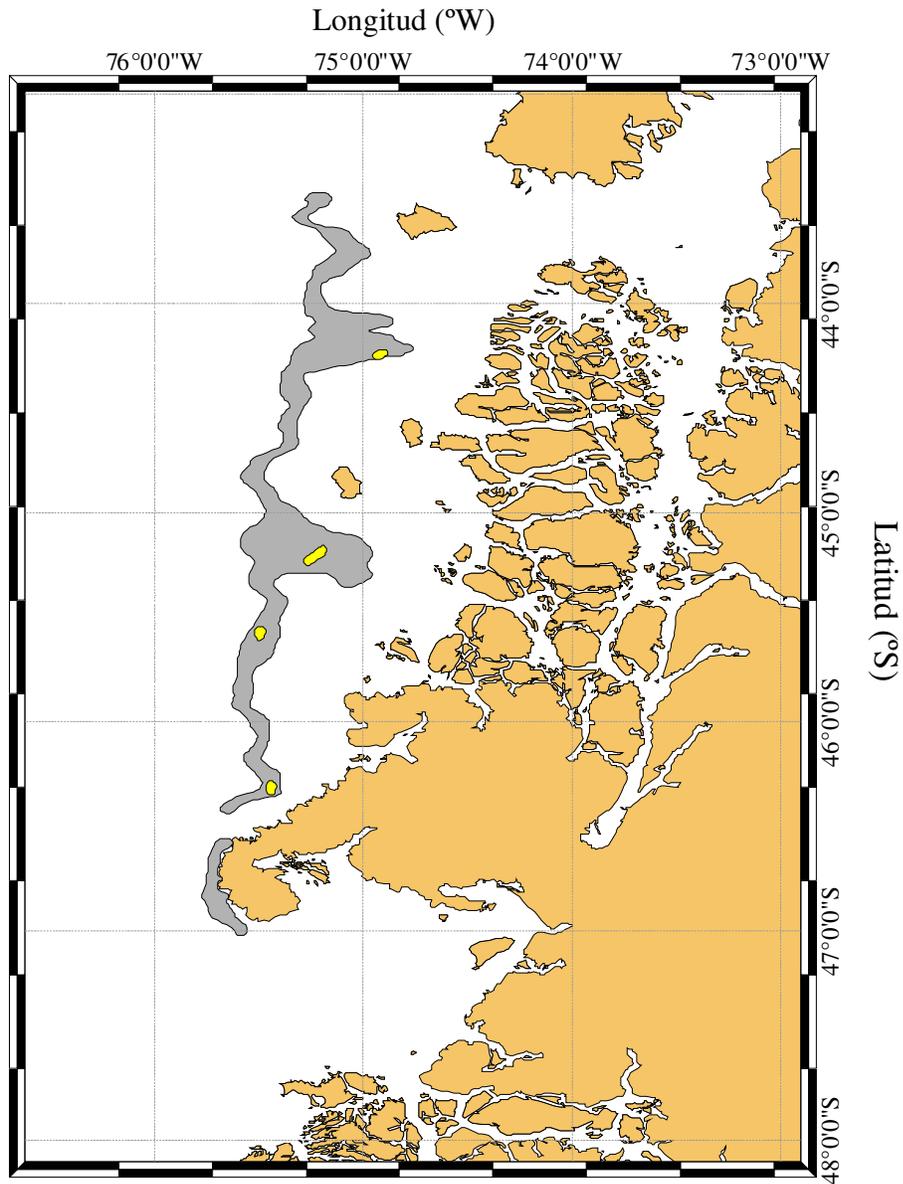


Figura 91. Área de interacción (amarillo) entre el predador merluza austral (*Merluccius australis*, gris) y la presa congrio dorado (*Genypterus blacodes*, café) en la pesquería demersal austral en el año 2007.

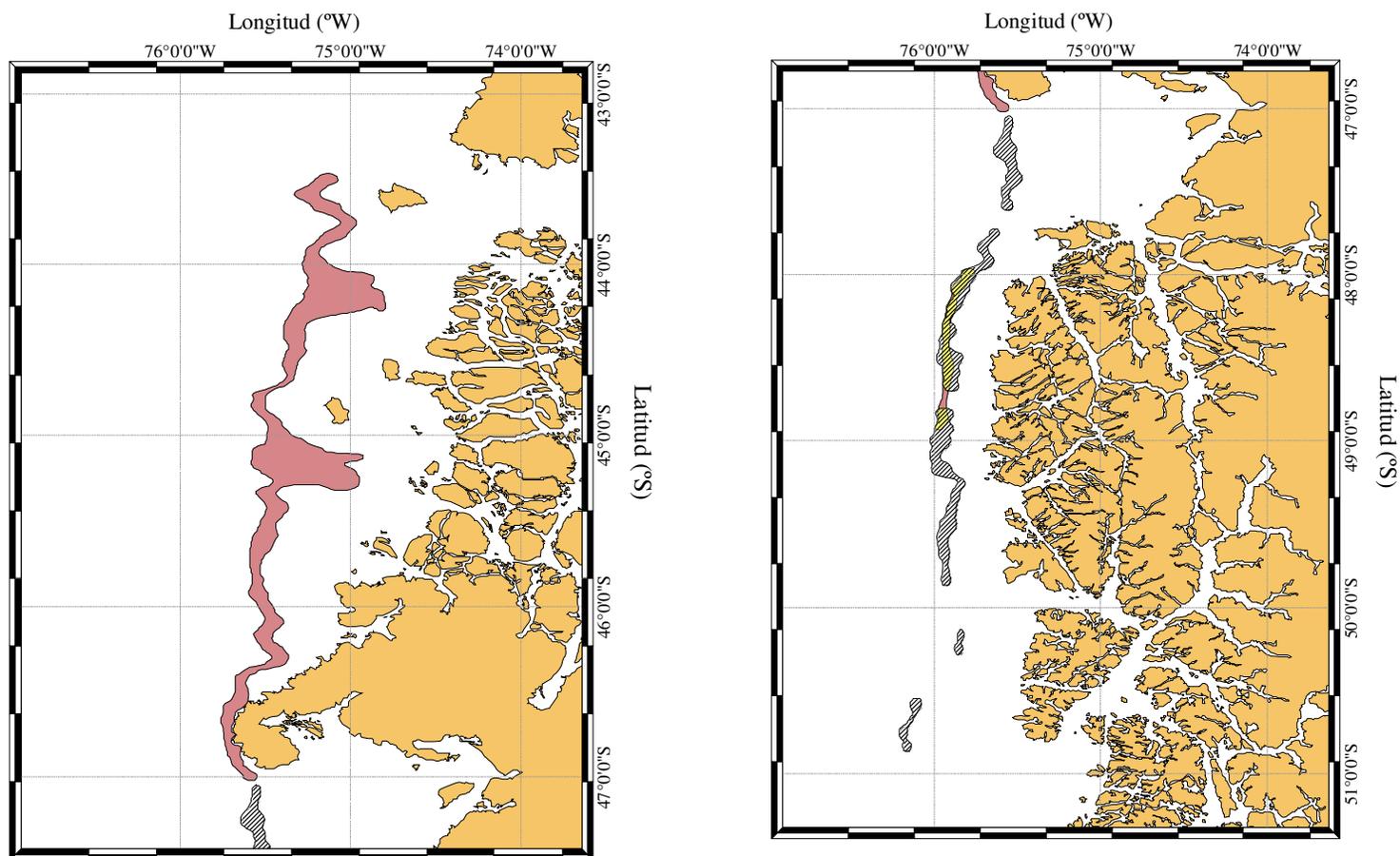


Figura 92. Área de interacción (amarillo) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, marrón) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*, achurado) en la pesquería demersal austral en el año 2007.

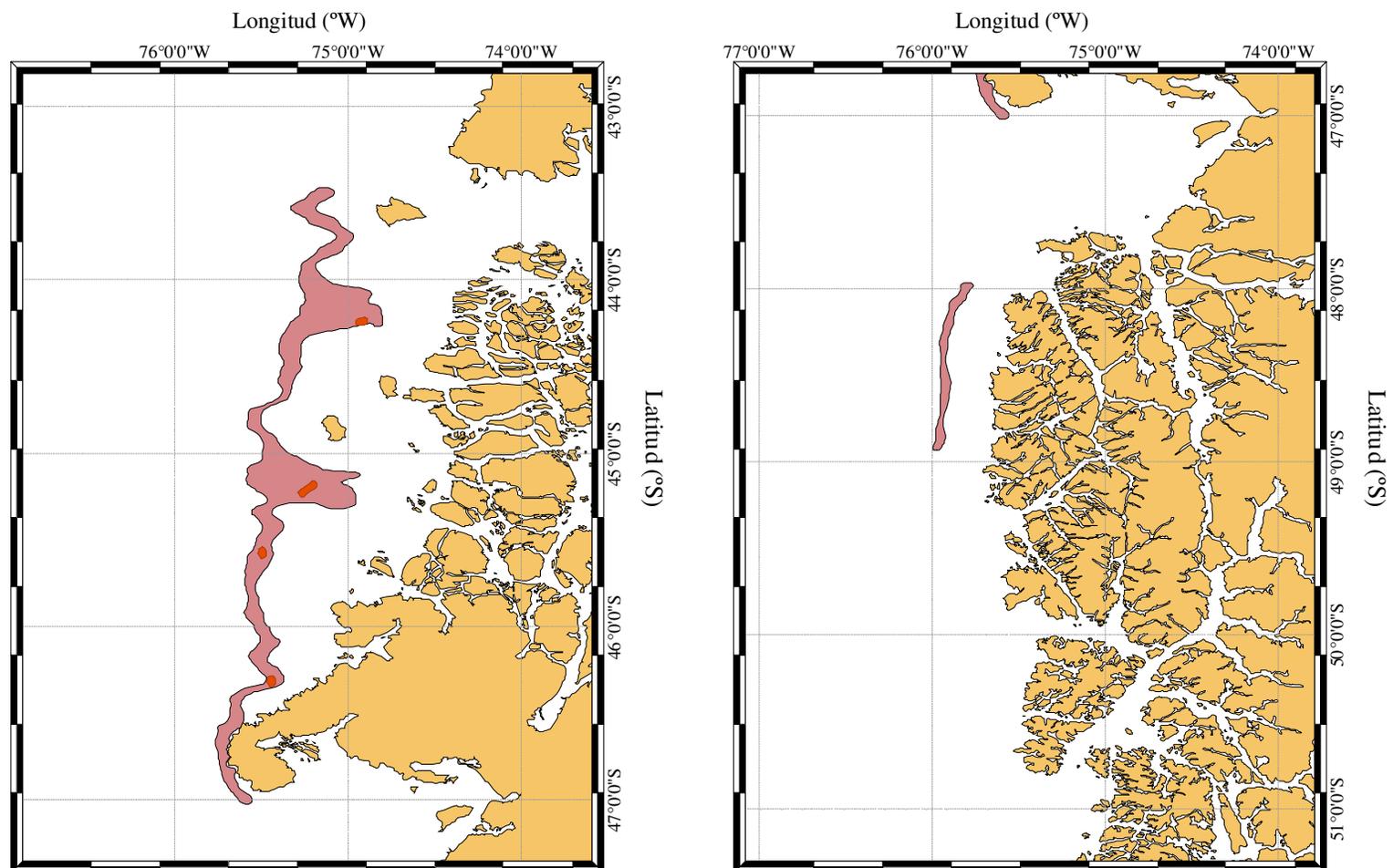


Figura 93. Área de interacción (naranja) entre merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, marrón) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*, naranja) en la pesquería demersal austral en el año 2007.

5.4.4. Conclusiones

La interacción entre merluza austral (predador) y merluza de cola (presa) en el año 2004 revela un área de interacción de 4721 km², mientras que en el año 2007 el área de interacción fue de 4827 km², por lo que $ISE_{2004} = 0,990$ e $ISE_{2007} = 0,869$.

No se observó interacción espacial entre merluza austral y merluza de tres aletas en el año 2004 (a partir de los datos usados).

La interacción entre merluza austral y merluza de tres aletas en el año 2004 mostró un área de interacción entre ambas de 515 km², determinándose que $ISE = 0,566$.

El área de interacción entre merluza austral y congrio dorado alcanzó a 49,8 km² en el año 2004 y a 109,5 km² en el año 2007, determinándose que $ISE_{2004} = 0,987$ e $ISE_{2007} = 0,984$.

En el caso de la interacción de merluza de cola y merluza de tres aletas en el 2004, el área de superposición espacial alcanzó a 506 km², determinándose que $ISE = 0,556$. En el 2007 el área de superposición alcanzó a 330 km², determinándose que $ISE = 0,187$.

5.4.5. Referencias Bibliográficas

Alverson, D.L., M.H. Freeberg, J.G. Pope, S.A. Murawski. 1994. A global assessment of fisheries by-catch and discards. FAO Fisheries Technical Paper No. 339. Rome, FAO. 233p.

Bax, N.J. 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. ICES Marine Science Symposium, 193: 217–224.

Bax, N.J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES Journal of Marine Science, 55: 997-1030.

Cressie, N.A.C. (1993) Statistics for spatial data. Wiley, New York.

Cubillos, L.A., J. Páramo, P. Ruiz, S. Núñez & A. Sepúlveda. 2008. The spatial structure of the oceanic spawning of jack mackerel (*Trachurus murphyi*) off central Chile (1998–2001). Fisheries Research 90: 261–270

Deutsch, C.V. & A.G. Journel (1998) GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide. 2nd Ed. Oxford University Press, New York. 369 p.

Foote, K.G., & H.P. Knudsen. 1994. Physical measurements with modern echo integrators. Journal of the Acoustical Society of Japan, 15: 393–395.

Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava (1989) An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York. 561 p.

Journel, A. G. y Huijbregts, C. J., 1978, Mining Geostatistics, Academic Press, New York, 600 p.

Kasatkina S.M. & P.S Gasyukov. 2006. Estimating uncertainty in baltic acoustic survey results applying geostatistics techniques and simulation. ICES CM 2006/I:14. 20 pp.

Laevastu, T. & F. Favorite. 1988. Fishing and Stock Fluctuation. Fishing Books Ltd, Farnham, England, UK. 239 pp.

Livingston, P.A. 1991. Groundfish food habits and predation on commercially important prey species in the eastern Bering Sea from 1984–1986. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Memorandum, National Marine Fisheries Service, F/NWC-207.

MacLennan, D.N., P.G. Fernandes & J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. ICES J. Mar. Sci., 59: 365-369.

Matheron, G. 1971. La théorie des variables regionalices et ses applications. Fasc. 5 Ecole Nat. Sup. des Mines. Paris.

Paramo, J. & R. Roa, 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. Fisheries Research, 60: 309–319.

Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. ICES Journal Marine Science, 50: 258-298.

Petitgas, P. & T. Lafont, 1997. EVA2: Estimation variance. Version 2. A geostatistical software on Windows 95 for the precision of fish stock assessment surveys. ICES CM 97/Y:22. 22 pp.

Rivoirard, J., J. Simmonds, K. Foote, P. Fernandes, N. Bez. 2000. Geostatistics for estimating fish abundance. Blackwell Sciences, Oxford.

Roa, R., F. Tapia. 1998. Spatial differences in growth and sexual maturity between branches of a large population of the squat lobster *Pleuroncodes monodon*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 167, 185-196.

Vaz, S., C.S. Martin, B. Ernande, F. Coppin, S. Harrop & A. Carpentier. 2005. Using geostatistics to quantify annual distribution and aggregation patterns of fishes in the Eastern English Channel. ICES CM 2005/L:21. 22 pp.

Wuillez, M., P. Petitgas, J. Rivoirard, J.C. Poulard & N. Bez. 2005. Indices for capturing spatial pattern and change across years of fish population: an application on European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. ICES CM 2005/L:16. 14 pp.

6. ASISTENCIA TECNICA

Se realizó tres talleres, correspondiendo dos a Workshops Internacionales (marzo 22-27 y junio 15-19 de 2009), contando con la participación de expertos extranjeros, más un Taller Nacional de Difusión que se realizó el 01 de octubre de 2009 en la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción. En los talleres técnicos internacionales se presentó y discutió características de las bases de datos, metodologías recientes más apropiadas y resultados del proyecto. Se invitó a profesionales del Comité Científico para las Pesquerías Demersales de la Zona Sur Austral de la Subsecretaría de Pesca, donde concurren como personas naturales profesionales del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Universidad de Concepción, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso y Subsecretaría de Pesca. En el Anexo 1 se presenta el programa de los talleres.

Con los expertos extranjeros se revisó la metodología propuesta e información disponible para el desarrollo de los modelos. Cada asesor realizó aportes y sugerencias a la metodología, a la información disponible y a los resultados, tanto cuando estuvieron en Chile como posteriormente a través de interacción directa regular con profesionales del proyecto. Los informes técnicos de los workshops, confeccionados por los dos expertos internacionales, se presentan a continuación sin ninguna modificación (Anexo 2). Los expertos internacionales que participaron activamente en este proyecto son el Dr. Steve Mackinson (CEFAS, Inglaterra) y el Dr. Jesús Jurado-Molina (Nueva Caledonia).

Adicionalmente, se presentó y discutió resultados de este proyecto en SONAPESCA (grupo empresas merluceras del sur) el lunes 30 de noviembre de 2010, la que se repitió, con mucho mayor detalle técnico en la Subsecretaría de Pesca en lunes 18 de enero de 2010. En particular en esta última oportunidad se acordó realizar un taller técnico de 2 días en marzo o abril de 2010, lo que, en cualquier caso, está fuera de los compromisos del presente proyecto.

ANEXO 1. Cronograma de talleres realizados

PRIMER TALLER INTERNACIONAL DE TRABAJO

PROYECTO FIP N° 2008-23

FORMULACIÓN E IMPLEMENTACIÓN DE UN ENFOQUE MULTIESPECÍFICO DE EVALUACIÓN DE STOCK EN RECURSOS DEMERSALES DE LA ZONA SUR AUSTRAL - FASE I

Steve Mackinson

Consultor Extranjero

Workshop program

The University of Concepción, in partnership with Instituto de Investigación Pesquera S.A., are developing the research project FIP 2008-23 “Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral- Fase I”. The project aims to formulate and implement a multispecies approach for the stock assessment of demersal resources in the austral Chilean zone, and it is funded by the Chilean Fisheries Research Fund (Fondo de Investigación Pesquera, FIP).

A methodological workshop has been planned to implement this approach with the assistance of two international advisors Dr. Steven Mackinson and Dr. Jesús Jurado, who are experts in the application and development of multispecies approaches to resource management.

The main activities planned for this workshop are summarized in the attached program (see Figure 1 and Table 1).

Time	Date								
	Mar-21 Saturday	Mar-22 Sunday	Mar-23 Monday	Mar-24 Tuesday	Mar-25 Wednesday	Mar-26 Thursday	Mar-27 Friday	Mar-28 Saturday	Mar-29 Sunday
09:00 - 10:00	Arrival	Day trip	Welcome	WG	WG	WG	WG		Departure
10:00 - 11:00		"	Introduction	WG	WG	WG	WG		
11:00 - 12:00		"		WG	WG	WG	Evaluation		
12:00 - 13:00		"		WG	Seminar 1	WG	Closure		
13:00 - 14:00		"	Lunch	Lunch	Seminar 2	Lunch	Lunch		
14:00 - 15:00		"	WG	WG	Lunch	WG			
15:00 - 16:00		"	WG	WG	WG	WG			
16:00 - 17:00		"	WG	WG	WG	WG			
17:00 - 18:00		"	WG	WG	WG	WG	Departure		
19:00 - 21:00					Dinner				

Figure 1. Workshop Program.

Table 1. Main activities for the workshop FIP N° 2008-23.

Date	Activities
Saturday March-21	Arrival Dr. Mackinson and Dr. Jurado
Sunday March-22	Day trip to Quillón (85 km easternwards Concepción)
Monday March-23	
09:00 - 10:00	Welcome and Introduction (H. Arancibia). Project Team.
10:00 - 10:45	Overview of project FIP 2008-23: EwE approach, data input, models, preliminary results (S. Neira)
10:45 - 11:30	Overview of project FIP 2008-23: MSVPA approach, data input, models, preliminary results (C. Gatica)
11:30 - 12:45	Overview of project FIP 2008-23: Additional objective, spatial overlap main predators and prey (R. Alarcón)
13:00 - 14:00	Lunch
14:00 - 15:00	Specific work: group splits into Working Group 1 (WG1: EwE approach) and Working Group 2 (WG2: MSVPA approach)
15:00 - 16:00	WG1 (S. Mackinson, M. Barros, S. Neira) and WG2 (J. Jurado-Molina, M. Zúñiga, C. Gatica) specific work
16:00 - 17:00	"
17:00 - 18:00	"
Tuesday March-24	
09:00 - 13:00	WG1 and WG2 specific works
13:00 - 14:00	Lunch
14:00 - 18:00	WG1 and WG2 specific works
Wednesday March-25	
09:00 - 11:30	WG1 and WG2 specific works
12:00 - 14:00	Seminars: Two talks will be presented by Dr. Mackinson and Dr. Jurado. Titles will be announced soon.
14:00 - 15:00	Lunch
15:00 - 18:00	WG1 and WG2 specific works
19:00 - 20:00	Dinner

Tuesday March-26

09:00 -13:00 WG1 and WG2 specific works
 13:00 - 14:00 Lunch
 14:00 - 18:00 WG1 and WG2 specific works

Friday March-27

09:00 -11:00 WG1 reports back to plenary and discussion (S. Neira)
 11:00 - 11:30 WG2 reports back to plenary and discussion (S. Gatica)
 11:30 - 12:00 Overall discussion and recommendations (S. Mackinson, J.Jurado)
 12:30 - 13:00 Overall discussion and recommendations (S. Mackinson, J. Jurado)
 13:00 - 13:30 Final Evaluation and Closure (H. Arancibia, S. Mackinson, J. Jurado)
 13:30 - 14:30 Lunch
 14:30 - 18:00 WG1 and WG2 specific works (pending issues, if any)
 18:30 Departure Dr. Jurado

Saturday March-28

Free

Sunday march-29

Departure Dr. Mackinson

SEGUNDO TALLER INTERNACIONAL DE TRABAJO

PROYECTO FIP N° 2008-23

FORMULACIÓN E IMPLEMENTACIÓN DE UN ENFOQUE MULTIESPECÍFICO DE
EVALUACIÓN DE STOCK EN RECURSOS DEMERSALES DE LA ZONA
SUR AUSTRAL - FASE I

Jesus Jurado
Consultor Extranjero

Programa del Taller (lunes 15 a viernes 19 de junio de 2009)
Lugar: Departamento de Oceanografía (Cabina 10)

DÍA 1 (inicio 9.30 A.M.)

ACTIVIDAD	EXPOSITOR	HORARIO
Jornada Mañana		
1. Presentación Proyecto: Enfoques y objetivos	Hugo Arancibia (Jefe Proyecto)	9.45-10.15
2. Enfoque y estado avance Ecopath y Ecosim	Hugo Arancibia	10.20-11.50
3. Enfoque y estado avance MSVPA	Claudio Gatica M	12.00-12.30
4. Interacciones tróficas	Rubén Alarcón M	12.30-13.00
Colación		13.15-14.50
Jornada Tarde		
5. Adopción agenda trabajo grupal WS	Integrantes Proyecto- Propuestas	15.00-15.30
6. Actualización bases datos, intercambio archivos, etc.	Integrantes	15.30-16.30
Break	Café	
7. Sugerencias esquema trabajo días 2 y 3	Jesús Jurado-Molina	17.00-18.00
Cierre 1er día		

DÍA 2 (inicio 9.30 AM)

ACTIVIDAD	EXPOSITOR	HORARIO
Jornada Mañana		
1. Trabajo de revisión VPA monoespecíficos	J. Jurado-Molina, C. Gatica, J. Quiroz, Ma. José Zúñiga	9.30-10.30
2. Revisión y análisis información contenido estomacal	M. Zúñiga, R. Alarcón	9.30-10.30
Pausa café		
Regreso Actividades 1 y 2		10.45-13.00
Colación		13.15-14.50
Jornada Tarde		
Regreso Actividades 1 y 2		15.00-17.00
Cierre 2do día		

DÍA 3 (inicio 9.30 AM)

ACTIVIDAD	EXPOSITOR	HORARIO
Jornada Mañana		
1. Trabajo de modelación MSVPA	J. Jurado-Molina, C. Gatica, J. Quiroz	9.30-10.30
Pausa café		
1. Implementación MSVPA	J. Jurado-Molina, C. Gatica, J. Quiroz	10.45-13.00
Colación		13.15-14.50
Jornada Tarde		
Discusión de resultados		15.00-17.00
Cierre 3er día		

Taller Técnico Proyecto FIP 2008-23

“Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I”.

Fecha: jueves 01 de octubre de 2009

Lugar: Sala Minera Escondida, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
(Campus Principal, Universidad de Concepción)

Hora	Tema /Expositor
08:30-09:00	Registro y café de bienvenida
09:00-09:10	Objetivos específicos y resultados esperados del proyecto. Organización del taller (Hugo Arancibia)
09:10-09:30	Muestreos de estómagos y composición de la dieta principales especies PDA (Rubén Alarcón)
09:30-09:45	Consultas y discusión a la presentación de R. Alarcón
09:45-10:15	Modelación multi-específica. Primer enfoque: EwE (Sergio Neira)
	- Presentación del modelo, balance del modelo PDA, grupos tróficos, etc.
	- Diagrama trófico PDA, consumo de alimento, M2, otros resultados
10:15-10:30	Consultas y discusión a la presentación de S. Neira (modelo EwE)
10:30-11:00	Presentar la distribución de predadores y presas (recursos pesqueros), y su distribución espacial (Rubén Alarcón)
11:00-11:15	Consultas y discusión a la presentación de R. Alarcón
11:15-11:45	Pausa de café
11:45-12:15	Modelación multi-específica. Segundo enfoque: MSVPA (Claudio Gatica)
	- Presentación del modelo, balance del modelo PDA, etc.
	- Resultados modelo MSVPA
	- Comparación resultados entre modelos mono- y multi-específicos
12:15-12:30	Consultas y discusión a la presentación de C. Gatica (modelo MSVPA)
12:30-13:00	Discusión Conclusiones del Taller

ANEXO 2 Reportes consultores internacionales

REPORT ON ECOPATH WITH ECOSIM FOR THE SOUTHERN AUSTRAL REGION OF CHILE

PROJECT FIP N° 2008-23

Steven Mackinson

29th March 2009

SUMMARY

The project is in a relatively early phase. Data collection and review are ongoing, and methodological approaches are being refined. My comments thus focus on providing technical advice for consideration when developing the analyses using Ecopath with Ecosim and how this work can be undertaken in a complementary manner with the work using MSVPA.

Over the course of the week I was presented with, and had access to, modelling tools and data currently being used by the project team. The main sources of data on the fishery come from IFOP stock assessments reports. Listed below are the main suggestions arising from my review. The remaining text provides a more detailed consideration of each suggestion, organised in two sections relating to the development of the Ecopath model and analyses using Ecosim.

1. Use the late 1970s or not later than 1980 as a starting time for the model representation.
2. Reconsider the survey area estimate in light of the high biomass density values (this was done).
3. Minimise the fraction of total mortality that is represented as other mortality.
4. Add new functional groups:
 - a. Patagonian toothfish

- b. Macro benthos (possibly infaunal and epifaunal if justified by diet data and available survey information)
- c. Marine mammals (sealions, dolphins, baleen whales?)
5. Split Southern hake in to adult and juvenile groups and when tuning Ecosim, try to capture differences in the degree of compensation in recruitment between Hoki and Southern hake.
6. Obtain estimates for phytoplankton and zooplankton production in the area.
7. Seek from the data originators the effort series pertaining to each fleet and question how CPUE data for each species-fleet component are derived. Can the effort by each fleet on each species be summed?
8. Use one representation only for each fleet (i.e. not species-fleet representations).
9. Use total catch/biomass (F) time series for each species as the main driver in Ecosim analyses and the relative effort for each fleet (provided this is possible from the outcome of 7)
10. When fitting Ecosim, take the opportunity to show how the model uses the same observation data used in SS models and the outputs from them (e.g. biomass series). This provides the opportunity to demonstrate where the ecosystem model is complementary and adds value by being able to address strategic questions relating to the ecosystem effects of fisheries. Moreover, it demonstrates the strength of cross collaborative working and how comparison of models builds understanding.
11. Compare future predictions of the ecosystem model with those from SS assessments and examine the reasons for differences.
12. Consider opportunities for facilitating linkages and comparisons with MSVPA in ways that may be complementary to both. E.g. possibility of using EwE to provide estimates of biomass of 'other food' to MSVPA, and options for ensuring that both models use the same data for tuning.
13. Try to ensure that the strength of the stock-recruitment relationship in the models is similar between models. The analysis of the relative degree of compensation in recruitment can be undertaken on stock-recruitment data output from MSVPA.

14. Extend temperature data series needs back to the late 1970s and acquire new environmental data series as necessary.

SUGGESTIONS

ECOPATH MODEL STRUCTURE AND PARAMETERS

1. The preliminary model represents the ecosystem in 1990. Review of available data during the course of the week showed that a considerable amount of data was available back to the late 1970s. Because the period of decline for many stocks starts prior to 1990 a model starting only in 1990 would miss the strongest features of change in the ecosystem and lead to interpretations based on an incomplete view. I suggest using the late 1970s or not later than 1980 as a starting time for the model representation. All available time series were compiled from each of the assessed stocks, Hoki, Southern hake, Kingclip, Southern blue whiting, Patagonian toothfish and Rays (see sheet Chile_Stock data and other_Mackinson.xls). Note however that on Southern Blue whiting from the report "Informe Final Merluza 3 Aletas.pdf" is different from the data in the sheet from Sergio: "Merluza de tres aletas datos sergio_Southern Blue Whiting.xls", Which has acoustic estimates and also estimates of F. The latter goes back to 1996. I also noted that the data on Southern blue whiting that Claudio had went back to around 1990.
2. Biomass density values of fish appeared to be high. On further examination of this, a new estimate of the survey area was instigated, resulting in a detailed estimate that was 3 times higher than that previously used. Fish biomass estimates were adjusted in line with this new information.
3. Explaining the sources of mortality is important in EwE analyses because the dynamics of interactions are strongly dependent upon these. In several of the cases, a high proportion of the total mortality was not accounted (*i.e.* high 'other mortality'). These

groups will not be responsive to changes in the food web since they are poorly connected to it. I suggest trying to minimise the fraction of total mortality that is represented as other mortality. This will require reconsidering information on predation, fishing, and also on Z (P/B ratios) where it has been used as an input independent of consideration of its components. For split groups, particular attention should be given to the different mortality rates of adults and juveniles.

4. Include Patagonian tooth fish in the model, since catch and assessment data are available for them and because they would be visibly conspicuous in their absence. It also makes the model available to address fisheries management questions relating to this species or trade-offs among fleets that target this and other species.
5. The model currently represents a pelagic dominated system. Further consideration should be given to inclusion of benthic functional groups if these pathways are important in sustaining the production of fish groups currently in the model. At present, the benthic group is parameterised based on meiofauna data. I suggest the need to consider including macro benthos (possibly infaunal and epifaunal if justified by diet data and available survey information) and recommend that some effort is given to looking for available data. A brief consideration of the current diet data came to the conclusion predation is dominated by piscivorous interactions, benthos playing only a small role in the flows of energy in the system (at least the part of the system focussed upon here). Discussions also indicate that there are no fisheries for invertebrates in this region, further suggesting that biomass of invertebrates might be low.

Review of the meiofauna parameters noted minor calculation errors that were corrected using information on the mean weight of meiofauna and area sampled by the grab ($10\text{cm}^2=0.001\text{m}^2$) sampling area. Meiofauna: Estimates for meiofauna were revised based on the information below (see ref Mackinson and Daskalov 2007 for refs). Spreadsheets for conversion factors were given (see sheets Conversion Factors_SM.xls, Guenette_Heymans_Conversion_Compilations.xls).

Meiofauna

1ug=0,000001g

	Mean (ug)	ind.DW Wet wt (g)	
Nematodes	0,27	0,00000108	Heip <i>et al.</i> 1990
Harpacticoid copepods	2	0,000008	Heip <i>et al.</i> 1991 Heip <i>et al.</i> 1992, Huys <i>et al.</i> 1992
Others	1,4705	0,000005882	<i>al.</i> 1992
WM -> DM	0,25	Factor	De Bovee 1993

Units	
Area	
1cm ² = 100mm ²	
1m ² = 10000cm ²	[Grab conversion: 10cm x 10cm x 100 = 1m ²]
1km ² = 1000000m ²	

6. Marine mammals are currently missing from the model. There may be a need for 3 functional groups (sealions, dolphins (toothed whales), baleen whales?).

7. I understood that the interaction between Southern Hake and Hoki is an important part of the dynamic of the system. In light of this, I suggest splitting Southern hake in to adult and juvenile groups. This more detailed representation will enable a closer examination of the dynamics between these species. The examination relative degree of compensation in recruitment based on stock recruitment data can be used in tuning the Ecosim model so the interspecies dynamic more accurately capture that indicated by data (Figure 1, see Stock recruitment relative slope.xls). Further details of the analysis of compensation in recruitment are provided in Mackinson *et al.* MSY _Revisedv5.doc)

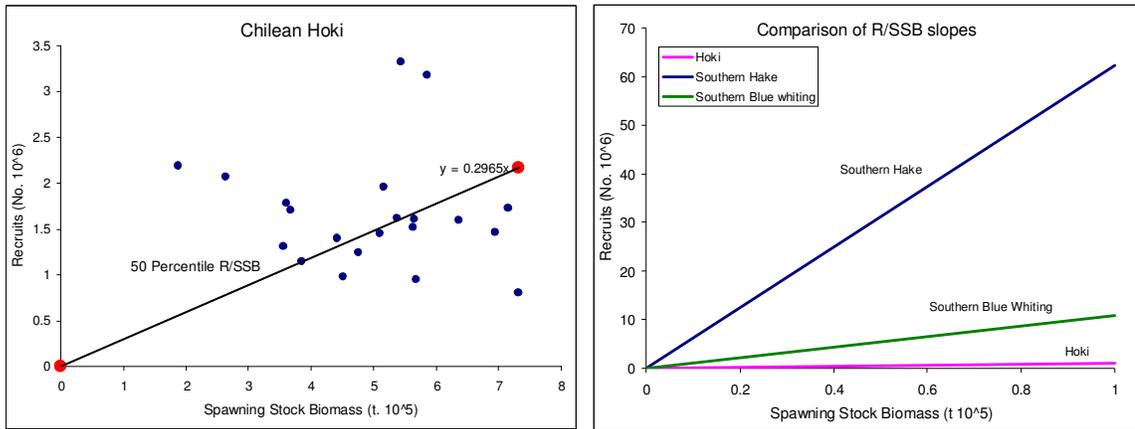


Figure 1. Relative degree of compensation in recruitment (made relative to Hoki)

8. Phytoplankton: Use a range of estimates of conversion for Chl to Carbon, so that a rough estimate of primary production can be calculated as a first step to evaluating if PP is able to support higher production. Spreadsheets for conversion factors were given (see sheets Conversion Factors_SM.xls, Guenette_Heymans_Conversion_Compilations.xls). Ideally, obtain estimates from direct studies of PP and zooplankton production in the region.
9. Zooplankton: improved estimates of zooplankton have already been asked for by the project team. This will hopefully provide better resolved estimates for the food available to juvenile fish groups.
10. Ensure that when swept area estimates of density from surveys are calculated, a range of values for the gear efficiency (catchability) are considered. This will provide a range of biomass estimates that can be used as alternative input when balancing the model.

ECOSIM DATA AND PARAMETERISATION

1. It is not clear how some of the time series data from assessments are derived and how to use this information in Ecosim. In particular, this refers to time series data on the

CPUE, effort and exploitation rate of each fleet for each species. An examination of the data and suggestions for how to use it in Ecosim are provided below. Several of the same issues also arose in the discussion regarding choice of tuning data to be used in VPA (Claudio). It was decided that the project researchers should visit the data originators and clarify the sources, calculations and best-use of the data.

What are ‘exploitation rates’ in the assessment reports?

Comparison of the sum of exploitation rates for each fleet with the total catch/ total biomass shows that the fleet specific exploitation rates (U) are simply the fraction of the total catch of a species taken by a fleet, divided by total biomass of the species (Fig 2). However, although the patterns are correct, there is some discrepancy between the specific values, which is likely due to different values being used for total catch or biomass. I suggest this is checked with the data originators.

To summarise,

- Ecopath: $F=C/B$

- Assessment reports: Exploitation rate (U) = C/B , thus exploitation rate for each fleet is the catch of each fleet divided by the total biomass.

So, F (Ecopath) is equivalent to U (Assessment reports)

Use of C/B (F) in Ecopath and Ecosim

In Ecopath, F for each functional group is calculated from the total catch/ biomass. It does not require directly specifying the F for each fleet-group combination, since this can be calculated simply as the fraction of the total catch of a group caught by a particular gear – i.e. the partial F.

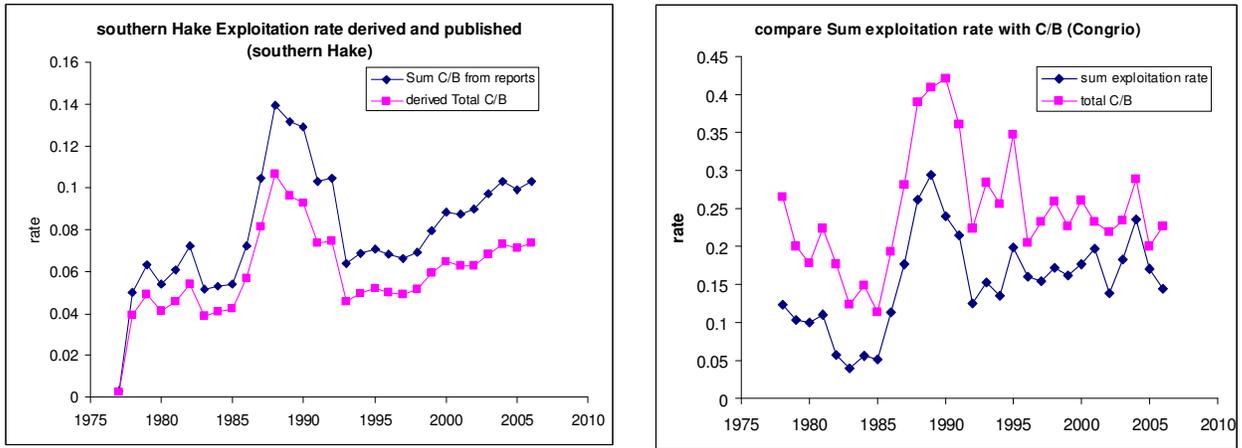


Figure 2. Comparison of the sum of the fleet specific exploitation rates with a derived Total C/B.

How is effort derived in the assessment reports? And where do the values of CPUE come from?

Examination of the available data sheets shows that effort for each fleet-species (Figure 3) is calculated from catch and CPUE:

$$\text{Effort on species A by fleet1} = \text{Catch of species A by fleet1} / \text{CPUE of species A by fleet1}$$

Something appears to be odd here, since we would normally expect to find the effort series for a fleet catching multiple species (e.g. trawls) is not partitioned into species components. It is unlikely that effort is measured in this way; more typically it would be measured as days at sea, horse power hours, or something similar.

CPUE for a given fleet would be calculated from the effort data by dividing the total catch by the effort. Allocating the fleets CPUE to species would be done by partitioning the CPUE in proportion to the species composition of the catch. However, no information is given in the reports regarding the origin of the fleet-species specific CPUE data or how the CPUE values were derived. These calculations and derivations need to be checked with the data originators.

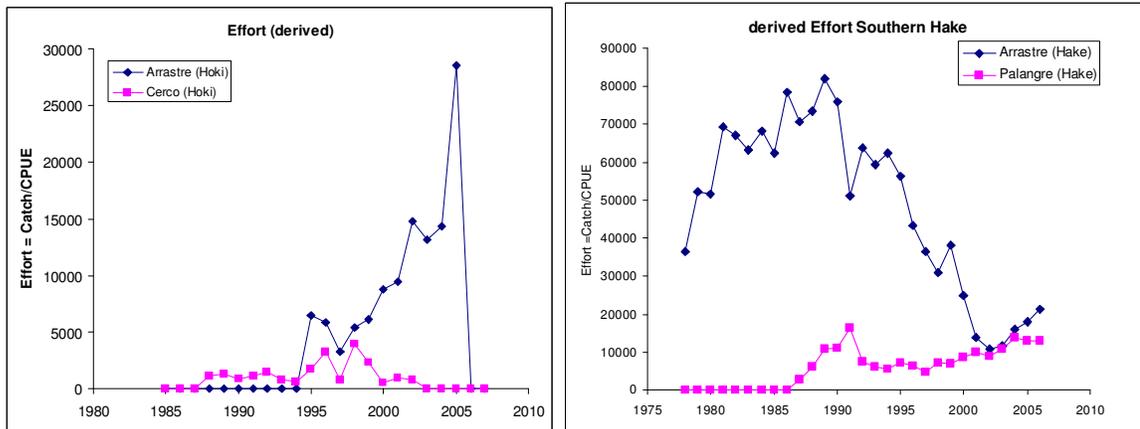


Figure 3. Example of the partitioning of effort for a given fleet into species specific components. E.g. Arrastre Hoki and Arrastre for Hake

How should the exploitation rate, CPUE and effort information be used in Ecosim?

In Ecosim, fishing fleets are defined according to their type and then parameterised using the catch composition data. This allows Ecosim analyses to investigate the trade-offs among fishing fleets and consequences for species when particular fleet structures (effort configurations) are considered. In the assessment reports provided here, the species specific effort and CPUE data would suggest the need to create multiple representations of a given fleet (i.e. one for each species). This is not helpful or desirable, since it would not facilitate analysis of optimal fleet configurations and investigation of trade-offs among fleets.

My suggestion is to:

- Use total catch/biomass (F) time series for each species as the driver in Ecosim analyses
- Seek from the data originators the effort series (or CPUE) pertaining to each fleet. The value of doing this is that Ecosim uses the relative effort data to create a partial F series for those species where an F series (C/B) is not available (because no assessments for biomass are done). See NOTE below.

NOTE: in Ecosim, both effort and F series can be used as drivers of fishing pressure. Where both series exists for a given species, Ecosim takes the F series data as a priority and applies this. For those species without an F input series, Ecosim derives a partial F series based on F in the base year of the model, trends in the relative effort series of the fleet (s) targeting that species and the proportion of that species caught by each gear.

What about alternative estimates of F (instantaneous) and exploitation rate?

1. In the case of Hoki and Southern blue whiting, alternative estimates of F (instantaneous) and exploitation rate (U) are given. A brief comparison with the Catch/Biomass series for Hoki shows that there are differences both in the magnitude and pattern between estimates of C/B and F (instantaneous), particularly at the end of the series where they diverge (Figure 4). I suggest that the researchers use the C/B series as the Ecosim driver and not the F (instantaneous) series. This is because applying F (inst) would result in large initial changes in biomass from the baseline year because F(inst) is not consistent with estimates of fishing mortality (based on C/B) specified in Ecopath. Note also that differences such as these will likely explain some of the differences when comparisons with SS models are used.
2. Application and time series fitting in Ecosim. Since fisheries independent data starts only in 1990 (and available for fitting) one suggestion might be to use the assessment data to force biomass during the period 1977 to 1990 and then perform model fitting after that period. This might be an important strategic decision since it provides the opportunity to demonstrate clearly how the ecosystem modelling approaches being developed here complement the single species models (rather than being presented as an alternative to them). The ecosystem model relies upon having quality information from SS models but adds value to understanding the broader changes in the ecosystem by seeking to explain changes in the biomass of other components coincident (and linked indirectly) with changes in the main stocks of interest. Furthermore, it demonstrates the strength of cross collaborative working and how

comparison of models builds understanding. The models can be used specifically to compare with forecasts from assessment models.

During model fitting, examine the residuals to explain where the model fits well and less well. Search for alternative drivers (hypotheses) for fitting. (see point 3 below on environmental variables). Where testing alternative hypotheses, account for the number of parameters when describing the goodness of fit. This can be done using Akaike's Information Criterion (see Appendix 1 and AIC Template.xls)

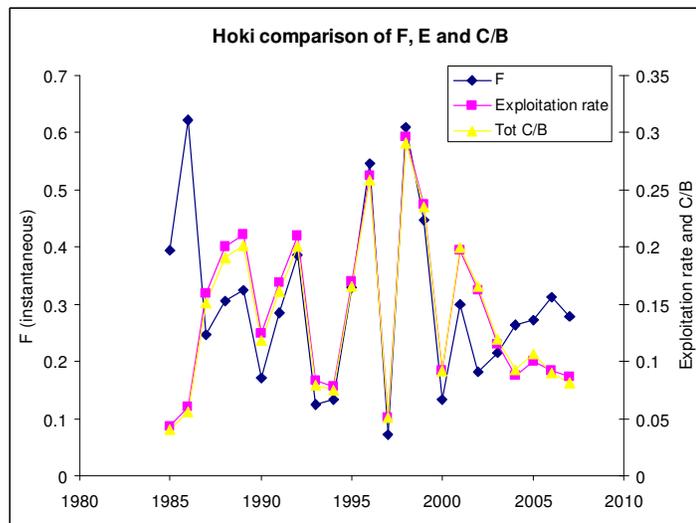


Figure 4. Comparison of F (instantaneous), U and C/B (derived) for Hoki

Linkages with MSVPA/ MSM

- Use EwE to provide estimates of biomass of ‘other food’. Does this eliminate the need for a constant consumption assumption?
- Is the MSVPA model tuned with the same data as is used to tune the EwE model? – this should make for a fair comparison

- Try to ensure that the strength of the stock-recruitment relationship in the models is similar between models. The analysis of the relative degree of compensation in recruitment can be undertaken on stock-recruitment data output from MSVPA
2. Environmental data requirements. Additional data is needed to enable examining effects of environmental drivers. In the first instance, the temperature data series needs to be extended back to the late 1970s. Additional sources for environmental data series can be obtained from the following websites:

<https://dss.ucar.edu>

<http://www.ncdc.noaa.gov/oa/climate/coads/>

<http://icoads.noaa.gov/index.shtml>

<http://www.cgd.ucar.edu/cas/catalog/climind/soi.html>

<http://icoads.noaa.gov/products.html>

Publication possibilities (some things that came to mind during the course of the week)

1. Fish and fisheries: biological and technical interactions in Southern Chile explained by complementary multispecies and ecosystem models
2. The role of Hoki in the food web and sustainability of fisheries in Southern Chile
3. Competition among and tradeoffs fisheries in southern Chilean fisheries [technical interactions – partial F's and changes in response to different levels of fishing effort]

Appendix 1. Akaike's Information Criterion

Parameterisation and selection of the best fit model (hypothesis) in Ecosim

During time series fitting of Ecosim simulations, a non-linear fitting procedure is used to search for vulnerability and primary production anomalies that minimise the difference between observed and predicted biomass values. For each step in the search, the algorithm must run the Ecosim model at least $N+1$ times, where N is the number of parameters with nonzero variances (where N is the number of distinct vulnerabilities searched for + number of years (Last year-First year) or spline points used in the PP anomaly search).

The goodness of fit of the observed data (e.g. relative biomass, yield, total mortality) to model predictions from Ecosim is a weighted sum of squared deviations (SS) of log biomasses from log predicted biomasses, scaled in the case of relative abundance data by the maximum likelihood estimate of the relative abundance scaling factor q in the equation $y=qB$ (y =relative abundance, B =absolute abundance).

The evaluation of alternative parameterisations during fitting of Ecosim predictions to time series data can be thought of as a test of competing hypotheses or 'models'. Because the specific parameterisation of the alternative models may be different, it is necessary to ensure that the criterion for judging which is appropriate. Most methods of model selection employ the principle of parsimony: i.e. that is if the models fit the data equally well, the simpler model should be preferred.

The likelihood approach chooses among hypotheses by judging the plausibility of a hypothesis given evidential support of the data. It considers $P(\text{data}|\text{hypothesis})$

Akaike's information criterion (AIC) (Akaike 1973) is an extension of the maximum likelihood principle that proposes that a trade off is made between the model complexity and its goodness of fit to the sample data. AIC rewards goodness of fit whilst also penalising for the number of parameters that are estimated. The model with the lowest AIC is preferred.

$AIC = -2 \log L + 2k$, where $\log L$ is the maximum log-likelihood.

When errors are normally distributed, the minimum RSS (residual sums of squares) = max log likelihood and AIC becomes.

$$AIC = n \log(RSS/n) + 2k + \text{constant} * n \quad (\text{ref: Venables and Ripley 2002})$$

where k is the number of parameters estimated (number of distinct vulnerabilities plus number of primary production anomaly points) and n is the number of observations being fitted to (i.e. n is the number of time series values, this being number of series used multiplied by the number of years for each). The $\text{constant} * n$ can be ignored if n is the same (i.e. the observation data to be fitted to is the same) and we are comparing between alternative hypotheses.

So, using AIC to compare among alternative hypotheses (model parameterizations) in Ecosim, we need to calculate:

$$AIC = n \log(\text{minSS (from ecosim)}/n) + 2k$$

AICc is AIC with a second order correction for small sample sizes, to start with:

$$AICc = AIC + 2k(k-1)/n-k-1 \quad \text{where } n \text{ is the number of observations}$$

Since AICc converges to AIC as n gets large, AICc should be employed regardless of sample size (Burnham and Anderson, 2004).

Akaike, H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle.
 In: B. N. Petrov and F. Csaki, eds. Second International Symposium on Information Theory. Budapest: Akademiai Kiado, pp. 267–281.

Burnham, K. P., and D. R. Anderson, 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical-Theoretic Approach, 2nd ed. Springer-Verlag. ISBN 0-387-95364-7.

Venables, W.N. and B. D. Ripley. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. by W. N. Springer. ISBN 0-387-95457-0.

Reporte sobre la implementación del Análisis de población virtual multiespecífico (MSVPA) y del modelo multiespecífico de predicción (MSFOR) para la Región Austral de Chile.

FIP 2008-23
Jesus Jurado Molina
Junio 15-19, 2009

El presente reporte presenta el estado de avance en la implementación del MSVPA para la región austral de Chile (X-XII Regiones). Esta primera versión de MSVPA-MSFOR se incluyen sólo cuatro especies: merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza del sur (*Merluccius australis*), y congrio (*Genypterus blacodes*). El modelo será implementado en Excel y Visual Basic. La implementación requiere varios datos de entrada, incluyendo los siguientes:

- Captura por edad
- Mortalidad terminal por pesca
- Contenido estomacal
- Mortalidades residuales
- Consumo anual del depredador

Captura y mortalidad por pesca terminal

En general, la captura fue obtenida de las bases de datos del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) y se usó en el análisis de cohortes para determinar las mortalidades por pesca F_{term} , ajustando el modelo a los valores de abundancia por edad estimados por el IFOP con mínimos cuadrados como criterio de bondad de ajuste. A continuación se mencionan particularidades de cada especie en cuanto a este tipo de datos:

Para la merluza de tres aletas se dispuso de los datos necesarios y se hizo el ajuste para obtener las mortalidades de pesca terminales. Los datos de captura y mortalidades por pesca terminales fueron integrados al MSVPA-MSFOR. Cabe mencionar que el ajuste del modelo fue muy difícil debido a que se tenían algunas inconsistencias en los datos de captura. Por ejemplo, la clase de edad 18 no siempre representó un grupo plus (18+). Algunas capturas de la clase de edad 18+ son más pequeñas que la captura de la clase de edad 17. Este tipo de problemas dificultó el ajuste a los datos de abundancia estimados por el IFOP y se resolvió adaptando las ecuaciones para la última clase de edad.

Para la merluza del sur se dispuso de los datos necesarios y se hizo el ajuste para obtener las mortalidades de pesca terminales. Estos datos fueron integrados al MSVPA-MSFOR. Se menciona nuevamente la inconsistencia encontrada en los datos de captura por edad. Por ejemplo algunos grupos + tienen capturas más pequeñas que la clase de edad anterior para el mismo año. En el año 1992 para las clases de edad 13, 14 y 15 se tienen valores altos comparados con la serie total histórica. Existe una gran cantidad de datos de captura por edad para varios años que contienen datos con cantidades cerradas (346000 individuos por ejemplo), esto sugiere una probable deficiencia en el registro de dichas capturas o en el procesamiento de los datos. En el año 1995 se tienen capturas por edad (clases 22 y 23) bajas, menores a 100 cuando la clase de edad 24+ es de 19,624 individuos. Estas inconsistencias dificultaron el ajuste a las estimaciones de abundancia del IFOP. Desafortunadamente estos datos son difíciles de corregir porque provienen de los registros originales.

Para el congrio dorado, los datos de captura por edades no estaban completos. En esta pesquería sólo existían datos para la flota de arrastre, por lo que se integraron los datos de la flota espinelera y artesanal. Esta carencia se corrigió esta semana. Se ajustó el análisis de cohortes y se copiaron las estimaciones de captura, abundancia y F_{term} al MSVPA

Para la merluza de cola, Al tratar de ajustar el análisis de cohortes a los datos estimados de abundancia del IFOP se observaron algunas discrepancias por lo que se procedió a una revisión exhaustiva de los datos de captura y abundancia estimados por el IFOP. Se concluyó

que se cometió un error de escala en el modelo monoespecífico del IFOP y que es necesario correr dicho modelo una vez más para obtener las abundancias correctas. Sin embargo, se hicieron algunas correcciones provisionales para ajustar el análisis de cohortes, obteniéndose las mortalidades terminales por pesca. Sin embargo, habrá que confirmar estos resultados después de que se corrija la corrida del modelo monoespecífico del IFOP. Sin embargo se integraron los datos preliminares de captura, abundancia y F_{term} al MSVPA-MSFOR para no retrasar la construcción del modelo. Cuando se tengan los valores correctos sólo se necesitará agregarlos.

Las inconsistencias detectadas en los datos de captura por edad de merluza del sur, merluza de cola y congrio dorado se deben al procedimiento de asignación de captura para la construcción de las claves talla-edad y su posterior extrapolación a las capturas. Por un lado, las capturas por edad no representan la totalidad del desembarque oficial (la sumatoria de las capturas reportadas en las bitácoras recopiladas por Sernapesca), debido a que están construidas con una fracción del total de bitácoras recopiladas. Otro aspecto que explica esta inconsistencia, es que la estructura del modelo poblacional mono-específico implementado por IFOP utiliza las proporciones de captura por edad y no la captura a la edad, por tanto, los datos originales para los últimos años, corresponden al número de peces muestreados. Este problema se solucionó utilizando las proporciones por edad y expandiéndolo a los desembarques oficiales por flota de pesca, obteniendo de esta forma la captura (desembarque oficial) desagregado por edad y flota. Se recomienda que personal del IFOP haga una revisión a fondo del procesamiento de datos para tratar de corregir estas inconsistencias.

Contenido estomacal

Para la determinación de los datos de contenido estomacal se contó con dos opciones. En la primera opción se usaron las bases originales de datos del proyecto FIP-2004-07. La información de contenido estomacal fue filtrada a través de análisis de regresión simple y múltiple para reconstruir las tasas y pesos de la presa a partir de los distintos estados de

digestión. Con estos datos se estimó la proporción de la presa observada en el estómago del predador. Sin embargo, el diseño de muestreo no incluyó organismos de aguas interiores, por lo que en los datos no se refleja el canibalismo observado en la merluza del sur. Esto podría sobreestimar las proporciones de la presa observadas en el estómago del predador. Por esta razón, se desechó este enfoque. En el segundo método se usaron datos de los proyectos FIP 2004-07 y el FIP 1994-32. El primer proyecto incluye la información para las merluzas y el segundo contiene información del congrio. El índice de Ursin se define como el logaritmo de la razón entre el peso del predador sobre peso de la presa y se usó para determinar de forma teórica las proporciones de las presas en el estómago del predador. En particular se determinó las proporciones teóricas de contenido estomacal para establecer a la merluza del sur como predador de merluza de cola, merluza de tres aletas; a la merluza de cola como predador de merluza de cola; congrio como predador de merluza de cola y merluza de tres aletas. En merluza del sur se sabe que existe el canibalismo sin embargo no existen datos para estimar esta interacción. Es necesario que en futuros diseños de muestreo para contenido estomacal se tome en cuenta las regiones donde se encuentran distribuidos los distintos estratos de la población para tener todo el espectro del contenido estomacal.

No existen datos de laboratorio para determinar el peso por edad de la presa en el estómago del predador por lo que se usó la ecuación de von Bertalanffy para determinar estos datos con un enfoque teórico con los parámetros mostrados en la tabla 1. Los datos de contenido estomacal obtenidos con la segunda opción han sido incorporados en el MSVPA para la región austral de Chile.

Este tipo de datos de entrada es uno de los más importantes, sin embargo, no existe disponibilidad de los mismos en este momento por lo que se puede considerar la carencia de estos datos como la principal debilidad del modelo MSVPA para la región austral de Chile. Se recomienda hacer un diseño de muestreo que abarque los distintos estratos de la población de todos los predadores incluidos en el modelo durante todas las estaciones por al menos un año y que se usen protocolos estandarizados para el análisis de contenido estomacal que

tenga como resultado la proporción de la presa en estómago del predador y el peso por edad de la presa en el estómago del predador.

Mortalidad residual

Estos datos se tienen que calcular iterativamente con el modelo MSVPA por lo que su estimación requiere que el modelo esté terminado.

Consumo anual del predador

Para la estimación de la ración del predador, los valores de los parámetros de vonBertalanffy fueron obtenidos del informe de avance del FIP-1008-23 para estimar el peso por edad de las especies incluidas en el modelo:

$$l(t) = l_{\infty} \left(1 - e^{-K(t-t_0)} \right)$$

$$W(t) = al(t)^b$$

Los valores de los parámetros se muestran a continuación:

Tabla 1. Parámetros de la ecuación de vonBertalanfy para las especies incluidas en el MSVPA de la región austral de Chile.

Especie	Parámetros	Fuente
Merluza del sur	L_{∞}	121 <i>Ojeda & Aguayo (1986)</i>
	k	0.08
	t_0	-1.46
	α	0 <i>Lillo et al., 2005</i>
	β	3.31
Merluza de cola	L_{∞}	101.3 <i>Chong et al., 2007</i>
	k	0.18
	t_0	-0.81
	α	0
	β	2.96
Merluza de tres aletas	L_{∞}	53.3 <i>Ojeda et al., 1998</i>
	k	0.26
	t_0	-1.56
	α	0 <i>Saavedra et al., 2007</i>
	β	3.42
Congrio Dorado	L_{∞}	117.4 <i>Wiff et al., 2006</i>
	k	0.17
	t_0	-1.35
	α	0 <i>Tascheri et al., 2003</i>
	β	3.18

El incremento anual de peso (Φ) de cada especie se calculó como la diferencia de dos años consecutivos:

$$\Phi = W_{a+1,t+1} - W_{a,t}$$

La estimación de la ración del predador requiere tomar en cuenta el peso observado, por consiguiente una eficiencia de conversión bruta dependiente de la edad fue asumida. Basado en información mostrada en Brett and Groves (1979), la conversión bruta o la proporción de alimento consumido que es convertida en tejido somático oscila entre 0,3 para los juveniles y alrededor de 0,1 para organismos sexualmente maduros. Para calcular el coeficiente de conversión bruta dependiente de la edad, se asumió que hay un incremento lineal en el GCE

de un valor de 0,3 para juveniles a 0,1 para la edad de madurez sexual. Se usó la siguiente relación empírica:

$$GCE = \frac{(0.1-0.3)}{b}(age - 0.5) + 0.3$$

En la última ecuación b es al edad de 50% de madurez sexual, el alimento consumido anualmente se determinó como:

$$annual\ food\ consumption = \frac{\Phi}{GCE} \tag{2.2.9}$$

Los datos de madurez sexual se encuentran en el reporte citado anteriormente. Los datos de consumo anual o ración anual del predador por clase de edad se muestran a continuación:

CONSUMO ANUAL			
Msur	Mcola	Mtres	congrio
AFC	AFC	AFC	AFC
0.133	0.184	0.190	0.513
0.297	0.463	0.342	1.043
0.508	0.811	0.490	1.629
0.750	1.241	0.639	2.235
1.009	1.843	0.825	2.865
1.273	2.953	1.160	3.567
1.537	6.716	2.332	4.454
1.793	6.716	5.869	5.803
2.038	6.716	5.869	8.509
2.270	6.716	5.869	8.509
2.489	6.716	5.869	8.509
2.695	6.716	5.869	8.509
2.890	6.716	5.869	8.509
3.075	6.716	5.869	8.509
3.253			
3.427			
3.602			
3.782			
3.974			
4.184			
4.424			
4.708			
5.055			

El taller que se llevó a cabo del 15 al 19 de Junio de 2009 brindó la oportunidad de llevar a cabo una revisión exhaustiva de los datos de entrada y solucionar múltiples problemas que se presentaron cuando se intentó hacer el análisis de cohorte para cada especie incluida en el MSVPA-MSFOR. Cabe mencionar que se tienen la mayoría de los datos de entrada para el MSVPA por lo que se ha procedido a construir las ecuaciones necesarias para estimar la mortalidad por predación. Una vez terminadas las ecuaciones de predación se construirán las ecuaciones del MSFOR en el mismo archivo Excel. Adicionalmente se escribirá el código en Visual Basic para llevar a cabo simulaciones Monte Carlo para explorar las consecuencias de distintos niveles de explotación y los efectos indirectos de la pesca. Se estima que el modelo estará terminado para llevar a cabo las simulaciones a finales de Septiembre.