



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

INFORME FINAL

PROYECTO FIPA N° 2019-17

**ASESORÍA PARA LA REVISIÓN DE PBRS Y
CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS ASOCIADOS A
PESQUERÍAS PELÁGICAS**

REQUIRENTE: Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

OFERENTE : Universidad de Concepción

Concepción, agosto de 2022

TITULO DEL PROYECTO : FIP 2019-17

**Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones
ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas.**

REQUIRENTE : Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

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

DIRECTOR PROYECTO : Prof. Dr. Sergio Neira

Este documento debe ser citado como:

Neira S., R. Alarcón, A. Arriagada, L. Cubillos, H. Arancibia & M. Barros. 2022. Informe Final Proyecto FIPA 2019-17 Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas. Universidad de Concepción, 378 pp. + Anexos.

TABLA DE CONTENIDOS

	Pág.
TABLA DE CONTENIDOS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE TABLAS	xvii
ÍNDICE DE ANEXOS	xxi
Resumen Ejecutivo	1
Abstract	9
1. Objetivos	16
1.1. Objetivo General	16
1.2. Objetivo Específicos.....	16
2. Antecedentes	18
3. Metodología de trabajo.....	22
3.1. Objetivo Específico 1	22
3.1.1. Metodología	22
3.2. Objetivo Específico 2	26
3.2.1. PBR para las pesquerías de peces pelágicos pequeños	26
3.2.2. Metodología	32
3.2.2.1. Estimación del proxy para PBR objetivo de mortalidad por pesca	33
3.2.2.2. Análisis de consistencia con la relación stock-recluta.....	35
3.2.2.2.1. Mortalidad natural	35
3.2.2.2.2. Desempeño de la mortalidad por pesca objetivo.....	36
3.2.2.2.3. Disminución potencial de depredadores dependientes.....	39
3.2.3. Enfoque poblacional para determinar los puntos biológicos de referencia pesquería en la pesquería de jurel	40
3.2.3.1. Antecedentes.....	40
3.2.3.2. Metodología.....	45
3.2.3.2.1 Análisis estructural del reclutamiento y relaciones stock- recluta del jurel	45
3.2.3.2.2 Método relación stock-recluta y curva de producción	47
3.2.4. Evaluación de estrategias de manejo (EEM)	50
3.2.4. Evaluación de Escenarios de Manejo con enfoque multi-específico	53
3.2.4.1. Fuentes de datos.....	61
3.2.4.2. Estimación de RMS multiespecífico y comparación con RMS monoespecífico	62
3.2.4.3. Efectos ecosistémicos de la explotación con RMS monoespecífico versus RMS multiespecífico	63

3.3. Objetivo Específico 3	64
3.3.1. Antecedentes	64
3.3.2. Metodología	64
3.4. Objetivo Específico 4	66
3.5. Objetivo Específico 5	70
3.6. Objetivo Específico 6	71
4. Resultados	72
4.1. Objetivo Específico 1	72
4.1.1. Revisión de stocks de peces pelágicos	72
4.1.2. Balance entre producción de alimento y objetivos de conservación en un contexto ecosistémico	72
4.1.3. Revisión de stocks de peces pelágicos	82
4.1.4. La ciencia pesquera y manejo de especies forraje	84
4.1.5. Revisión de PBRs robustos a la explotación multiespecies reduciendo el riesgo de sobreexplotación inadvertida de especies vulnerables a la explotación pesquera.....	86
4.1.5.1. Manejo orientado a obtener mayor abundancia.....	88
4.1.5.2. Agotamiento de la presa asociado al RMS	89
4.1.5.3. Un 75% de la biomasa no explotada como punto de referencia objetivo	90
4.1.5.4. Evitar la sobrepesca a nivel del ecosistema	92
4.1.5.5. Asignación de la mortalidad	93
4.1.5.6. Manejo por disponibilidad	94
4.1.6. Estrategias de explotación que reconcilien RMS y requerimientos ecosistémicos	95
4.1.6.1. Mortalidad por pesca fija como proporción del F_{RMS} monoespecífico 97	
4.1.6.2. Escape mínimo.....	98
4.1.6.3. Aumentar las capturas para aprovechar la producción excedente disponible a partir del agotamiento de la biomasa de depredadores piscívoros	99
4.1.6.4. Aprovechar clases de edad fuertes y capturar poco en situaciones de baja abundancia.....	100
4.1.6.5. Pesca balanceada.....	101
4.1.6.6. Captura cero de especies forraje	102
4.2. Objetivo Específico 2	109
4.2.1. Puntos biológicos de referencia actuales (PBRs).....	109
4.2.1.1. Anchoveta zona norte (Sur del Perú, Arica & Parinacota – Antofagasta).....	109

4.2.1.1.	Anchoveta centro-norte (III-IV)	111
4.2.1.2.	Anchoveta zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos)	113
4.2.1.3.	Sardina común centro-sur zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos)	116
4.2.1.4.	Sardina austral de la Región de Los Lagos.....	118
4.2.2.	Estimación del proxy para el PBR objetivo de mortalidad por pesca.....	120
4.2.2.1.	Mortalidad por pesca objetivo	120
4.2.2.2.	Proyecciones con Fobj y relación stock-recluta	120
4.2.2.3.	Probabilidad de estatus y captura esperada.....	132
4.2.2.4.	Respuesta potencial de predadores dependientes	135
4.2.3.	Puntos biológicos de referencia en la pesquería de jurel	136
4.2.3.1.	Cambios estructurales en el reclutamiento	136
4.2.3.2.	Relación stock recluta y curvas de producción según regímenes de reclutamiento	139
4.2.3.2.1.	Relación stock-recluta según steepness.....	139
4.2.3.2.2.	Ajuste de modelos stock-recluta	139
4.2.3.	Evaluación de estrategias de manejo	144
4.2.3.1.	Anchoveta (Atacama-Coquimbo).....	145
4.2.3.2.	Anchoveta (Valparaíso – Los Lagos)	149
4.2.3.3.	Sardina común (Valparaíso-Los Lagos)	149
4.2.3.4.	Sardina austral (Los Lagos)	156
4.2.3.5.	Escenarios con cambios de régimen en el reclutamiento	160
4.2.4.	Evaluación de Escenarios de Manejo con enfoque multi-específico	167
4.2.4.1.	Construcción de modelos ecosistémicos.....	167
4.2.6.2.	Ajustes de series de tiempo.....	196
4.2.6.3.	Estimación de RMS monoespecífico y multiespecífico con EwE.....	210
4.2.6.4.	Efectos ecosistémicos de la explotación con F_{RMS} monoespecífico versus multiespecífico.....	221
4.3.	Objetivo Específico 3	238
4.3.1.	Marco biológico de referencia	238
4.3.2.	La estimación de puntos biológicos de referencia para las pesquerías de peces pelágicos.....	240
4.3.3.	La estimación de puntos biológicos de referencia para las pesquerías de peces pelágicos.....	244
4.4.	Objetivo Específico 4	254
4.5.	Objetivo Específico 5	258
4.6.	Objetivo Específico 6	259
5.	Discusión y conclusiones.....	261
6.	Conclusiones	274
7.	Talleres.....	275

7.1. Taller 1. Primer Taller de Trabajo	275
7.2. Taller 2. Segundo Taller de Trabajo.....	275
7.3. Taller 3. Tercer Taller de Trabajo	276
7.4. Taller de Difusión.....	276
8. Referencias.....	277
ANEXOS	291

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Jerarquía del Manejo Basado en el Ecosistema (MBE), Manejo de Pesquerías Basado en el Ecosistema (MPBE), el Enfoque Ecosistémico para el Manejo de la Pesca (EEMP), y el Manejo Monoespecífico de Pesquerías.	27
Figura 2.	Esquema de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería. Las flechas que conectan el subcomponente implementación con los otros componentes indican retroalimentación (Modificado de FAO 2003 y Tallis <i>et al.</i> 2010).	30
Figura 3.	Relación stock-recluta teórica para la anchoveta de la zona centro-sur, según steepness $h=0,7$ y reclutamiento inexplorado $R_0 \equiv R$. La línea punteada es la línea de reemplazo inexplorada ($\emptyset = 1/BPR_0$) que permite estimar el nivel de biomasa desovante inexplorada (B_0) y la biomasa $B_{20\%} (=0,2B_0)$, donde el reclutamiento disminuye a 70% del nivel de reclutamiento inexplorado (R_0). Se indica además la biomasa de referencia objetivo (B_{Obj}) y biomasa límite (B_{lim}) del marco biológico para la explotación de peces pelágicos.	37
Figura 4.	Serie de tiempo del reclutamiento, indicándose el reclutamiento promedio estimado por el modelo de evaluación de stock (A), y estimación de la relación stock-recluta en función de tres niveles de steepness.	37
Figura 5.	Ejemplo de PREP (%) en función del agotamiento de la presa para tres niveles de dieta (80%, 40%, y 10%), observándose una respuesta potencial de disminución más sensible e importante en el depredador cuando la presa aporta con más del 40% a la dieta.	40
Figura 6.	Variables de estado del stock de jurel (Model $h1_1.00$), donde SSB: biomasa desovante (miles de toneladas), Fishing mortality: mortalidad por pesca anual (promedio edades 1 a 12), Recruitment: reclutamiento a la edad 1, y Landings: desembarque anual de jurel. La línea azul representa la biomasa desovante objetivo provisional de 5,5 millones de toneladas, y la mortalidad por pesca objetivo que se calcula dinámicamente para cada año. El modelo $h1_1.00$ implica una unidad de stock (Fuente: Anexo Técnico SC8).	43
Figura 7.	Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt para el jurel, según escenario de baja productividad en el reclutamiento esperado (periodo 2001-2015) y steepness $h=0,65$. Evaluación de stock SC06 con escenario 1.5 (Quiroz, 2019).	44
Figura 8.	Ejemplo de aplicación de EEM para evaluar la estrategia de explotación monoespecífica en pesquerías de recursos de nivel trófico bajo.	51
Figura 9.	Propuesta de flujo de trabajo incremental para la definición conceptual de PBRs ecológicos basados en el RMS y análisis crítico de los actuales PRBs en las pesquerías de interés de este estudio.	67
Figura 10.	Stocks de peces pelágicos revisados en este proyecto. (A) distribución de frecuencias por tipo de especies. (B) Distribución de frecuencia de los stocks por categorías de puntos biológicos de referencia usados en su manejo. La categoría	

escómbidos corresponde a todas las especies excepto jureles. Fuente: elaboración propia.	73
Figura 11. Mapa de distribución de especies de aves marinas y especies forraje presa (tomado de Cury <i>et al.</i> 2011).	80
Figura 12. Relación entre (A) el éxito reproductivo anual de aves marinas y (B) Cambio en la varianza con la abundancia de la presa (normalizada). En (A) los puntos representan las series de tiempo y la línea las predicciones de un modelo GAM con el intervalo de confianza del 95%. La línea vertical representa el umbral en la relación no lineal con su intervalo de confianza del 95%. Tomado de Cury <i>et al.</i> (2011).	82
Figura 13. Marco general de aplicación gradual de enfoques de manejo pesquero (FAO 2003a,b).	85
Figura 14. Relación entre la captura (azul) y el impacto ecológico (gris) y distintos niveles de agotamiento de especies de nivel trófico bajo. La captura se presenta como proporción de la captura RMS, mientras que el impacto ecológico se mide como proporción de otros grupos funcionales del ecosistema cuya biomasa varía por sobre 40%. Las zonas sombreadas representan ± 1.96 veces la desviación estándar. Tomado de Smith <i>et al.</i> (2011).	92
Figura 15. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidda por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en el sur del Perú y norte de Chile, 1986-2019.	111
Figura 16. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidda por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo), 1985-2020.	113
Figura 17. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidda por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en la zona centro-norte, 1995-2020.	115
Figura 18. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidda por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de sardina común en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), 1991-2020.	117
Figura 19. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de sardina austral en Los Lagos, 2002-2020.	119
Figura 20. Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt para anchoveta zona norte (A), anchoveta centro-norte (B), anchoveta zona centro-sur (C), sardina común (D) y sardina austral (E). Las relaciones stock-recluta se estimaron considerando el nivel de reclutamiento promedio, la línea de reemplazo inexplorada y un steepness $h=0,7$ (ver texto). Nota, las unidades para el reclutamiento equivalen a número (millones) y la biomasa desovante (toneladas), excepto el caso de la zona norte en que el reclutamiento está en miles de millones y la biomasa desovante en miles de toneladas.	121
Figura 21. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	122

Figura 22.	Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	123
Figura 23.	Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante (B/B_0) de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%). La línea segmentada horizontal muestra el PBR objetivo de $50\%B_0$.	124
Figura 24.	Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 95 y 90%).	125
Figura 25.	Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	125
Figura 26.	Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	126
Figura 27.	Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	126
Figura 28.	Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	127
Figura 29.	Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	128
Figura 30.	Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	129
Figura 31.	Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	129
Figura 32.	Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	130
Figura 33.	Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la sardina austral de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	131

Figura 34. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la sardina austral del mar interior de Los Lagos, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	131
Figura 35. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la sardina austral de Los Lagos, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).	132
Figura 36. Probabilidad de estatus de la biomasa desovante durante el periodo de proyección para los peces pelágicos pequeños.	133
Figura 37. Capturas proyectadas utilizando la mortalidad por pesca objetivo para cada pesquería de peces pelágicos pequeños. La línea horizontal segmentada corresponde a la captura promedio en el periodo antes de la proyección. En el período de proyección, la línea representa la mediana y el área sombreada corresponde a límites de confianza de 90 y 95%.	134
Figura 38. Respuesta potencial de reducción de aves y mamíferos marinos al nivel de reducción de la biomasa desovante de los pelágicos pequeños.	136
Figura 39. Serie de tiempo de reclutamiento con tres cambios de régimen (1976, 2002, y 2011) y cuatro regímenes con igual valor esperado en el reclutamiento de jurel.	137
Figura 40. Secuencia de dos estados en el nivel del reclutamiento esperado de jurel según modelo de Markov escondido (periodo 1970-2018).	138
Figura 41. Relación stock-recluta para los dos regímenes de reclutamiento esperado de jurel (Tabla 3.4), según $h=0,65$ y $BPR_{F=0} = 1,238$ kg por recluta.	140
Figura 42. Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt ajustada con dos niveles de reclutamiento esperado, y línea de reemplazo inexplorada.	142
Figura 43. Curvas de producción deducidas de la relación stock-recluta con dos niveles de estado en el reclutamiento, con steepness $h=0,65$.	143
Figura 44. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).	146
Figura 45. Capturas (A, C,E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).	147

- Figura 46. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_0=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados). 148
- Figura 47. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados). 150
- Figura 48. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados). 151
- Figura 49. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) en anchoveta de la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_0=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados). 152
- Figura 50. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados). 153
- Figura 51. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal

- segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados)..... 154
- Figura 52. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) en sardina común de la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_0=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados)..... 155
- Figura 53. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados)..... 157
- Figura 54. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados)..... 158
- Figura 55. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_0=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados)..... 159
- Figura 56. Reclutamiento (A, B) y biomasa desovante (C, D) de anchoveta (izquierda: A, C) y sardina común (derecha: B, D) en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación. MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento)..... 162

Figura 57. Capturas (A, C,) y mortalidad por pesca (B, D) de anchoveta (izquierda: A, C) y sardina común (derecha: B, D) en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento).	163
Figura 58. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada estática (A, B) y razón dinámica (C, D) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_0=55\%$). MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento).	164
Figura 59. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del norte de Chile (Región de Arica a Antofagasta del año 1997). El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	171
Figura 60. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo) en el año 1997. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	176
Figura 61. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	181
Figura 62. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	186
Figura 63. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	192
Figura 64. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común y lobo fino, biomasa y capturas de jurel y anchoveta del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	198
Figura 65. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	199
Figura 66. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	200

Figura 67.	Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, sardina común y jurel del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	201
Figura 68.	Ajuste de series de tiempo de biomasa de merluza común, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	202
Figura 69.	Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta, sardina común, jurel, merluza común, langostino amarillo y colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	203
Figura 70.	Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, merluza austral, merluza de cola, raya volantín, congrio dorado y sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	204
Figura 71.	Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de congrio dorado, raya volantín, merluza del sur y sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	205
Figura 72.	Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común y los recursos pelágicos jurel, anchoveta y sardina común del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	206
Figura 73.	Ajuste de series de tiempo de biomasa de los recursos demersales merluza común, langostino amarillo y colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	207
Figura 74.	Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de las especies pelágicas jurel, pez espada, anchoveta y sardina común del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	208
Figura 75.	Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de las especies demersales merluza común, merluza de cola, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	209
Figura 76.	Curvas de producción de anchoveta de la zona norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jurel, Congrio, Sard.Española, Peces Costeros, Jibia y Mesopelágicos (peces), y Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	210

Figura 77.	Curvas de producción de anchoveta de la zona norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Tib.Pelágicos, Lobo fino, Aves Marinas, Lobo (marino) común y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	211
Figura 78.	Curvas de producción de anchoveta de la zona centro norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jurel, Peces Costeros, Sard. Española, crustáceos Demersales, Mesopelágicos y Congrio. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	212
Figura 79.	Curvas de producción de anchoveta de la zona centro norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Tib.Pelágicos, Lobo común, Aves Marinas y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	212
Figura 80.	Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Sard. Común, Merl. Cola, Jurel, Lenguado y Lang. colorado. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	213
Figura 81.	Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jibia, Merl. Común, Bentodemersales y peces Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	214
Figura 82.	Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Lobo común, Delfines, Aves Marinas y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	214
Figura 83.	Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Congrio, Anchoveta, recursos demersales (Merl.Cola, Lenguado, Congrio y Bentodemersales) y peces Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	215
Figura 84.	Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jibia, Mesopelágicos y Jurel. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	215
Figura 85.	Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Orcas, Lobo común, Delfines y Aves Marinas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	216
Figura 86.	Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Congrio, Calamar, Merl. Austral, Merl. Cola, Raya, Pelágicos Medianos y Mesopelágicos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	217

Figura 87. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Pejerrey, Lang. Canales, Pelágicos Pequeños y Calamar. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	217
Figura 88. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Delfines, Lobo fino, Lobo (marino) común, Orcas y Aves Marinas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	218
Figura 89. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Mesopelágicos, Pez espada, Merl. Cola, Anchoqueta y Sard. Común. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	219
Figura 90. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Aves Marinas, Cetáceos, Calamar, Lobo (marino) común, Jibia y Tib. Pelágicos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.....	219
Figura 91. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Lang. Colorado, Merl. Común, Lang. Amarillo y Cam. nailon. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.	220
Figura 92. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topos en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	222
Figura 93. Razón B/B_0 de anchoqueta, sardina española, peces mesopelágicos y recursos bentónicos en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	223
Figura 94. Razón B/B_0 de congrio, jurel, jibia y peces costeros en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	224
Figura 95. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topos en el ecosistema marino de la zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	225
Figura 96. Razón B/B_0 de merluza común, peces costeros, jurel, anchoqueta, sardina española y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	226
Figura 97. Razón B/B_0 de pelágicos medianos, jibia, langostino colorado, langostino amarillo, camarón nailon y recursos bentónicos en el ecosistema marino de la	

	zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	226
Figura 98.	Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topes en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	227
Figura 99.	Razón B/B_0 de jurel, pelágicos medianos, anchoveta, sardina común y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	228
Figura 100.	Razón B/B_0 de merluza común, merluza de cola, lenguados, recursos bentodemersales, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	229
Figura 101.	Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topes en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	230
Figura 102.	Razón B/B_0 de merluza común, merluza de cola, lenguados, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	231
Figura 103.	Razón B/B_0 de jurel, pelágicos medianos, anchoveta, sardina común y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	232
Figura 104.	Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topes en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	233
Figura 105.	Razón B/B_0 de pejerrey, peces mesopelágicos, pelágicos medianos, sardina austral y pelágicos pequeños en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	234
Figura 106.	Razón B/B_0 de raya, congrio, merluza austral, merluza de cola, calamar, langostino de los canales y recursos bentónicos del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).....	234

Figura 107. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topos en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	235
Figura 108. Razón B/B_0 de recursos demersales en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	236
Figura 109. Razón B/B_0 de recursos pelágicos en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).	237
Figura 110. Diagrama de fases definido por el CCT-PP para las pesquerías de peces pelágicos pequeños en Chile (BD: biomasa desovante, BDrms: biomasa desovante objetivo, F: mortalidad por pesca, Frms: Mortalidad por pesca objetivo) (Fuente: Zuñiga <i>et al.</i> 2020a).	241
Figura 111. Sistema de niveles (tiers) para definir los PBR según la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible; y métodos de estimación de PBR recomendados (Fuente: Payá <i>et al.</i> 2014).	242

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Pesquerías pelágicas chilenas, modelo de evaluación y marco biológico para la explotación acordado por el Comité Científico Técnico de Pelágicos Pequeños.....	33
Tabla 2.	Resumen de los valores de los puntos biológicos de referencia, objetivos y límites para la pesquería de jurel al año 2020. El asterisco implica inferencia a partir de $B_0=0,35B_0/0,35$, donde 0,35 es aproximadamente la fracción B_{RMS}/B_0 basada en la curva de producción equilibrada.....	41
Tabla 3.	Ecuaciones para la estimación del steepness, reclutamiento inexplorado y biomasa desovante inexplorada a partir del ajuste de dos modelos con cambio de régimen en el reclutamiento de jurel.	47
Tabla 4.	Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de biomasa (B).	58
Tabla 5.	Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de P/B y Q/B.	58
Tabla 6.	Matriz de “pedigree” para evaluar la validez de un modelo (Traducido de Refsgaard <i>et al.</i> 2006).....	69
Tabla 7.	Stocks de especies pelágicas revisadas en este proyecto. Se incluye la zona geográfica, la institución encargada del manejo, los puntos biológicos utilizados, y estatus. Clave: RME=Rendimiento Máximo Económico; RMS=Rendimiento máximo Sostenido; Bobj=Biomasa objetivo; Blim=Biomasa límite; SSB=Biomasa Desovante; Fobj=Mortalidad por pesca objetivo; Flim=Mortalidad por pesca límite; Lmean=Talla media; B _{escapement} =Biomasa de escape; Bpa=biomasa precautoria; Fpa=mortalidad por pesca precautoria.	74
Tabla 8.	Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta centro- norte (Fuente: Espíndola <i>et al.</i> 2020).	110
Tabla 9.	Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta centro-norte (Fuente: Bucarey <i>et al.</i> 2020).	112
Tabla 10.	Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta (Fuente: Zúñiga <i>et al.</i> 2020a).	114
Tabla 11.	Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina común (Fuente: Zúñiga <i>et al.</i> 2020b).	116
Tabla 12.	Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral (Fuente: Leal & Zúñiga 2020).	118
Tabla 13.	Estimación del PBR objetivo (F_{Obj}) para las pesquerías de peces pelágicos pequeños. Los PBR Objetivo indican los valores informados en la última evaluación de stock de septiembre 2020. El rango de valores proxy alternativos sugerido para pesquerías pelágicas (Payá <i>et al.</i> , 2014) fue calculado en este estudio, donde el asterisco indica valores semestrales para la anchoveta zona norte. Las referencias 2/3M y 0,87M se deben Patterson (1992) y Zhou <i>et al.</i> (2012), respectivamente.....	120
Tabla 14.	Probabilidad (%) para cada estado de situación para las pesquerías de peces pelágicos pequeños en los últimos 10 años de proyección (2031-2040).	133

Tabla 15.	Capturas proyectadas según siete niveles de riesgo, captura promedio, desviación estándar y coeficiente de variación para las pesquerías de peces pelágicos pequeños. El asterisco implica capturas semestrales para la pesquería de anchoveta de la zona norte.....	135
Tabla 16.	Partición óptima de cambios estructurales en la serie de tiempo del logaritmo del reclutamiento de jurel (1970-2018).	137
Tabla 17.	Probabilidad de la matriz de transición entre estados del reclutamiento de jurel, promedio y desviación estándar y probabilidad esperada de cada estado en el largo plazo.	139
Tabla 18.	Modelos stock-recluta ajustados a los datos stock-recluta de jurel. En negrita se destaca el mejor modelo entre los candidatos según el criterio de información de Akaike (AIC).	140
Tabla 19.	Coefficientes del modelo de Beverton-Holt (Modelo M6), y estimación de la biomasa desovante por recluta no explotada.	141
Tabla 20.	Parámetros derivados del ajuste del modelo de Beverton-Holt con dos regímenes de reclutamiento de jurel, y puntos biológicos de referencia para la biomasa desovante según el marco biológico para la explotación.....	142
Tabla 21.	Puntos biológicos de referencia según dos niveles de reclutamiento de jurel.	143
Tabla 22.	Modelos operativos con escenarios de dinámica temporal del reclutamiento en las pesquerías de peces pelágicos pequeños.	144
Tabla 23.	Matriz de transición de probabilidad de los regímenes de reclutamiento y estados en el nivel del reclutamiento esperado (escala log) según cada régimen utilizado en el MOP5 para simular cambios de régimen en el reclutamiento de las pesquerías de peces pelágicos pequeños en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos).	160
Tabla 24.	Eficacia de los distintos modelos operativos con escenarios de dinámica temporal del reclutamiento (MOP1: Beverton-Holt, MOP2: Ricker, MOP3: Beverton-Holt autocorrelación, MOP4: Cambio de régimen), mediante la razón entre la biomasa desovante proyectada y la no explotada (D1), la probabilidad que la biomasa sea mayor o igual al objetivo de manejo (D2), y la probabilidad de colapso (D3).	166
Tabla 25.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Norte (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta). Año 1997.....	169
Tabla 26.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Norte (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta). Año 1997.	170
Tabla 27.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino del norte de Chile (Región de Arica a Antofagasta del año 1997).	172
Tabla 28.	Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino del norte de Chile (Arica a Antofagasta) del año 1997. En azul los valores estimados por Ecopath.....	173
Tabla 29.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.	174

Tabla 30.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.....	175
Tabla 31.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo, año 1997).	177
Tabla 32.	Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo) del año 1997. En azul los valores estimados por Ecopath.....	178
Tabla 33.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. Modificado de Neira <i>et al.</i> (2004).....	179
Tabla 34.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992.	180
Tabla 35.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992.	182
Tabla 36.	Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos) del año 1992. En azul los valores estimados por Ecopath.	183
Tabla 37.	Grupos funcionales en el modelo trófico del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006.	184
Tabla 38.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos y Región de Aysén, año 2006.	185
Tabla 39.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006.	187
Tabla 40.	Datos de entrada del modelo Ecopath que representa el ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006. En azul los valores estimados por Ecopath.	188
Tabla 41.	Grupos funcionales en el modelo trófico del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 2015.	189
Tabla 42.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990.	190
Tabla 43.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990.....	193
Tabla 44.	Datos de entrada del modelo del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 2015. En azul los valores estimados por Ecopath.....	195
Tabla 45.	Pedigrí de los modelos Ecopath del ecosistema marino de la zona norte, centro-norte, centro-sur, mar interior de Chiloé y ZEE de Chile (Nacional).....	196

Tabla 46.	Estimaciones de F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} de los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel según ecosistema estudiado. Entre paréntesis, el intervalo de confianza.	221
Tabla 47.	Resumen de algunas características de las pesquerías de peces pelágicos pequeñas.	239
Tabla 48.	Puntos biológicos de referencia para la explotación de las pesquerías de peces pelágicos pequeños definidos por el CCT-PP (2015). Nomenclatura: B_0 =biomasa desovante inexplorada, BPR_0 = biomasa desovante por recluta inexplorada).	240
Tabla 49.	Resumen de los valores de los puntos biológicos de referencia, objetivos y límites, año 2020.	245
Tabla 50.	Indicadores del estado de situación de las pesquerías de peces pelágicos al 2020. Fuente: actas del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos.	246
Tabla 51.	Puntaje de las especies/unidad de pesquería como especies forrajeras.	254
Tabla 52.	Matriz de “pedigree” (Refsgaard <i>et al.</i> 2006) para evaluar la validez de los modelos ecosistémicos para los stocks de peces pelágicos pequeños y jurel en Chile.	255
Tabla 53.	Escala de niveles (“Tiers”) para la estimación de puntos biológicos de referencia con consideraciones ecosistémicas (PBReco) en pesquerías de recursos pelágicos de Chile.	256
Tabla 54.	Estimadores de B_{RMS} relativa por recurso y pesquería e intervalo de confianza respectivo.	258
Tabla 55.	Estimadores de puntos ecológicos de referencia (PER) basados en biomasa (B_{lim}) B_{RMS} relativa por recurso y pesquería e intervalo de confianza respectivo.	259
Tabla 56.	Probabilidad de un cambio de biomasa (aumento o disminución) del depredador más sensible frente a escenarios de mortalidad por pesca de la especie objetivo. ...	260
Tabla 57.	Mortalidad por pesca objetivo (F_{Obj}), mortalidad natural (M), mortalidad total (Z) y tasa de explotación ($E=F/Z*100$) para las pesquerías de peces pelágicos. El asterisco indica estimados semestrales.	264
Tabla 58.	Estimaciones de F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} para los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel según ecosistema estudiado. Se compara los resultados de situación con composición de la dieta ingresada a cada modelo (Escenario inicial) con simulaciones Montecarlo (Escenario cambio de dietas) donde se consideró dietas alternativas al inicio de la simulación. Los intervalos de confianza se presentan entre paréntesis.	267
Tabla 59.	Estimaciones de B_{RMS-SS}/B_{0-SS} y B_{RMS-MS}/B_{0-MS} de los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel por ecosistema estudiado, considerando cambios en la composición de la dieta de los predadores. Entre paréntesis, el intervalo de confianza.	267

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Acta Taller Inicial de Coordinación.....	292
ANEXO 2. Reporte Primer Taller de Trabajo.....	299
ANEXO 3. Reporte Segundo Taller de Trabajo	307
ANEXO 4. Reporte Tercer Taller de Trabajo.....	317
ANEXO 5. Reporte Taller de Difusión.....	330
ANEXO 6. Respuestas a las observaciones del Informe de Avance	340
ANEXO 7. Actividades por investigador	349
ANEXO 8. Informes expertos internacionales	352
ANEXO 9. Informe Pre-Final complementario. Respuestas a las observaciones del Informe Pre-Final	369

Resumen Ejecutivo

Este documento presenta todas las actividades y resultados del proyecto FIPA 2019-17 titulado “Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas”. El objetivo general del proyecto es Asesorar a la Autoridad conforme lo establece la Ley de Pesca y Acuicultura (LGPA), con la mejor información científica disponible, en la evaluación de los PBR nacionales vigentes, implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio para pesquerías de pequeños pelágicos.

A continuación, se describe resumidamente los avances por objetivo específico.

Objetivo Específico 1: Sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines.

La revisión indicó que la principal consideración ecosistémica para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo se asocia al principio de conservación, i.e., manejarlas de modo tal que primero se satisfaga adecuadamente las necesidades del ecosistema y luego se determine la asignación de peces para la pesca. La principal necesidad ecosistémica asociada a las especies forraje corresponde a salvaguardar alimento para los predadores naturales, especialmente aquellos que son dependientes y/o fuertemente afectados por agotamientos locales de su fuente de alimento. Existe mucha evidencia que respalda que estas especies son importantes para la canalización de la energía del plancton hacia predadores intermedios y superiores, i.e., son un eslabón clave en los ecosistemas marinos. También existen estudios (observacionales y basados en modelos) que muestran que las poblaciones de peces forraje tienen límites y umbrales que al excederse pueden afectar gravemente a sus predadores (especialmente los aquellos que son dependientes) y al ecosistema como un todo. Luego de más de cuatro décadas de investigación para el manejo, la comunidad científica y las agencias de manejo están arribando a consenso sobre cuáles deberían ser los tamaños poblacionales límite y objetivo de especies forraje que sustentan pesquerías. Tanto la literatura científica como los estándares en política pesquera (e.g., FAO, CCMLAR, Marine Stewardship Council) sugieren que las poblaciones de especies forraje deberían mantenerse, por

defecto, en un nivel de aproximadamente 75% de la población no explotada cuando se trate de una especie clave para el ecosistema. Por su parte, la mortalidad por pesca (F) nunca debería exceder la mortalidad natural (M) y, de hecho, la recomendación es que F sea significativamente menor que M (e.g., $F=0.75M$). Sin embargo, estas recomendaciones se aplican a especies forraje o de nivel trófico bajo que son clave en el ecosistema y, por lo tanto, es posible aplicar niveles mayores de explotación en stocks de especies forraje donde la información indique que no existe efecto en predadores y el ecosistema más allá de límites aceptables. La recomendación internacional indica que el RMS y sus puntos biológicos asociados deberían ser considerados como puntos de referencia límites y no objetivos para el manejo de especies forraje o de nivel trófico bajo. Entonces, aumentar los estándares para conservar especies forraje importantes implica cambiar el objetivo de manejo tradicional de maximizar las capturas de esas especies (i.e., alcanzar su rendimiento máximo sostenido RMS) hacia uno donde las pesquerías comparten el recurso de forma tal que se reconoce el rol ecológico de las especies forraje y al mismo tiempo se generan capturas razonables (i.e., aproximadamente 80% del RMS).

Objetivo Específico 2: Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.

En el marco de la evaluación de estrategias manejo (EEM), se describen los procedimientos de manejo actual para cada pesquería pelágica, revisándose el marco biológico para la explotación, los datos de la pesquería y de cruceros de evaluación, los modelos de evaluación de stock y se reproducen los resultados de cuatro pesquerías pelágicas; a saber, anchoveta de la zona norte, de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo), anchoveta de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), sardina común de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), sardina austral (Región de Los Lagos), y jurel nacional. Además, se explicitan los escenarios que condicionaron los modelos operativos que permitieron evaluar bajo incertidumbre los procedimientos de manejo actuales. En el corto plazo (i.e., 20 años) y al considerar una relación stock recluta tipo Beverton-Holt y con una variabilidad estocástica, las pesquerías podrían fluctuar en torno del nivel de reclutamiento promedio y sería consistente con el nivel de reducción establecido en el marco biológico de explotación. En el caso de anchoveta centro-norte, la biomasa desovante proyectada muestra

valores similares a los reportados en la serie histórica, y en torno del PBR objetivo ($50\%B_0$). En la anchoveta centro-norte, aunque el reclutamiento sigue el valor esperado, dada la mortalidad por pesca objetivo, la mediana de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte se mantiene por sobre el PBR objetivo. En la anchoveta centro-sur, la biomasa desovante proyectada según la mortalidad por pesca objetivo, se mantiene por sobre el nivel de referencia objetivo, con el límite de confianza inferior de 90% por sobre el nivel de referencia. En la sardina común centro-sur, la biomasa desovante se mantiene en torno del PBR objetivo y sin caer en la zona de colapso. En tanto en sardina austral de los lagos la biomasa desovante responde con valores por sobre el PBR objetivo y niveles consistentes con el periodo histórico de evaluación, tal como se observa en el índice de agotamiento. Se concluye que la estimación de los puntos biológicos de referencia objetivo para la mortalidad por pesca considera el criterio precautorio, y que dichos valores podrían permitir que la biomasa desovante de los peces pelágicos pequeños fluctúen en torno del PBR objetivo; esto es, en torno de 50% ó 55% de la biomasa desovante inexplorada. El hecho que esto sea consistente en el corto plazo implica que el reclutamiento esperado tienda a fluctuar aleatoriamente en torno del nivel promedio histórico. Este supuesto es cuestionable, ya que los PBR objetivos y límites se basan en una visión estática de los recursos que pudiese no ser consistente si el reclutamiento de las poblaciones de peces pelágicos podría cambiar tanto en el nivel como en la variabilidad.

En este objetivo también se construyó un modelo Ecopath with Ecosim para caracterizar las interacciones biológicas (mortalidad por depredación) y las interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en cada uno de los ecosistemas que sustentan las pesquerías de especies de peces pelágicos objetivo de este estudio. Cada ecosistema se suscribió, en la medida de lo posible, a la Unidad de Pesquería de cada recurso pelágico de interés. Los modelos que se construyeron son: 1) Pesquerías Zona Norte (Regiones de Arica y Parinacota a Región de Antofagasta); 2) Pesquerías Zona Centro-Norte (Región de Atacama y Región de Coquimbo); 3) Pesquerías de la Zona Centro-Sur (Regiones de Valparaíso a Región de Los Ríos); 4) Pesquerías del Mar Interior de la X y XI Regiones (Región de Los Lagos y Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo). 5. Pesquería de jurel a nivel nacional. Una vez que los modelos fueron balanceados y ajustados a series de tiempo, se procedió a realizar simulaciones para estimar puntos de referencia monoespecíficos y ecosistémicos. Se concluye que la estimación de los puntos biológicos de

referencia objetivo para la mortalidad por pesca considera el enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico, ya que dichos valores podrían permitir que la biomasa desovante de los peces pelágicos pequeños fluctúen en torno del PBR objetivo (*i.e.*, en torno de 50% ó 55% de la biomasa desovante inexplorada) sin afectar negativamente a sus predadores. La excepción a esta regla fueron las aves marinas, que en algunos sistemas mostraron ser altamente sensibles a la disminución de la biomasa de peces pelágicos. Sin embargo, la información de entrada para este grupo funcional (así como para otros predadores) es escasa a nula en Chile. Por lo tanto, se recomienda financiar estudios de abundancia/biomasa, composición de la dieta y consumo de alimento en estos grupos.

Objetivo Específico 3. Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente.

Este objetivo se logró a partir de una serie de tres talleres de trabajo que contaron con la participación de expertos nacionales e internacionales. La modalidad de los talleres, fechas, e invitados fueron acordados con la contraparte técnica del proyecto en la Subsecretaría de Pesca y con el Fondo de Investigación pesquera. Los talleres propuestos en la Oferta Técnica tenían una planificación y cronograma que debieron alterarse debido a dos situaciones de fuerza mayor. En primer lugar, la pandemia de coronavirus impidió realizar los talleres en forma presencial que fue lo que solicitaban las bases y lo que propuso nuestra oferta técnica. En este caso, se sugirió al Fondo de Investigación Pesquera la modalidad en línea para poder cumplir con los talleres. En segundo lugar, las fechas y contenidos de los talleres fueron modificadas por los siguientes motivos. En primer lugar, debido a la modalidad en línea el primer taller fue muy corto para lograr todos los contenidos inicialmente planificados, por lo que la contraparte técnica solicitó realizar el segundo taller con contenidos relacionados exclusivamente al enfoque monoespecífico. En segundo lugar, una vez transcurrido el 1er Taller uno de los expertos independientes internacionales, Dr. Tony Pitcher, renunció al proyecto por problemas de salud. Se propuso al Dr. Francisco Arreguin-Sánchez como reemplazo para el Dr. Pitcher en el proyecto. Los cambios de modalidad, fechas y experto internacional fueron aceptados por la contraparte técnica y por el Fondo de Investigación Pesquera. En el Taller 1 el equipo de trabajo presentó las metodologías y supuestos que se usaron par cumplir con los objetivos, y se registró las consultas y sugerencias de los expertos nacionales

e internacionales (Taller 1). En el Taller 2 se presentó los resultados de la evaluación de los PBR actualmente vigentes para las pesquerías de este estudio desde el punto de vista de la componente monoespecífica o poblacional. En el Taller 3 se presentó los resultados de la evaluación de los PBR actualmente vigentes para las pesquerías de este estudio desde el punto de vista de la componente ecosistémica. También se discutió con los expertos las necesidades (si las hubiera) de actualización o mejora del actual marco de referencia (Taller 3). Se propuso como hipótesis que los actuales PBR objetivos cumplen con el enfoque precautorio (Objetivo 2) y con el enfoque ecosistémico, al proveer más alimento para predadores que lo que produciría un nivel de F40%. Los resultados de los talleres se presentan en Anexos a este informe.

Objetivo Específico 4. Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas.

La definición y/o establecimiento del estándar técnico para la estimación de PBRs ecológicos, emanó del trabajo conjunto entre el equipo de trabajo y el panel de expertos durante sesiones específicas dentro de los talleres de trabajo. Los estándares para la estimación de los PBRs no están predefinidos, ya que son específicos de cada caso de estudio. Esto ya que no todas las pesquerías/recursos de interés tienen la misma calidad/cantidad de información relacionada con sus interacciones multiespecíficas. En el Taller 3 se presentó a los expertos nacionales e internacionales un sistema simple de niveles o “tiers” para estimar los Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas. El sistema es jerárquico, siendo el nivel 1 el más alto, y a continuación se presentan sus principales características. **Nivel 3:** Situación en la que las interacciones tróficas de las especies pelágicas no han sido evaluadas y no existe un modelo “ mínimamente realista” para la pesquería. En este caso la recomendación es aplicar el **Método 3:** que corresponde a aplicar resultados de los modelos monoespecíficos en uso para la evaluación de stock para evaluar los impactos de las pesquerías de peces pelágicos sobre predadores dependientes y no dependientes (e.g. indicador de decaimiento potencial de predadores, PREP). **Nivel 2:** Situación en que se conocen algunas interacciones tróficas clave de los peces pelágicos y sus predadores, y existe un modelo mínimo realista para el ecosistema. Para este nivel la recomendación es aplicar el **Método 2** Aplicar un modelo ecológico

equilibrado Modelo Ecosim y simular escenarios en los que se aplica distintos niveles de mortalidad por pesca (incluyendo F objetivo y F límite) para observar la respuesta de predadores dependientes y no dependientes. En este caso, pero no existe series de tiempo para ajustar las biomazas predichas ni estimar parámetros clave de la interacción predador-presa (sin ajuste a series de tiempo). **Nivel 1:** Existe un sólido conocimiento científico sobre las interacciones tróficas de peces pelágicos sus predadores y presas, así como de los impactos ecológicos más importantes. También existe un modelo ajustado (ya sea un modelo multiespecífico / trama trófica / o del ecosistema completo) capaz de replicar la historia observada/conocida de las principales especies / grupos funcionales del modelo. **Método 1:** Aplicar un modelo Ecopath balanceado ajustado a series de tiempo y estimar dentro del modelo las capturas, biomazas y mortalidad por pesca asociadas al $RMS_{\text{monoespecífico}}$ y $RMS_{\text{multiespecífico}}$. Luego evaluar el impacto de aplicar esos PBR (incluyendo el PBR monoespecíficos) y seleccionar de acuerdo a los objetivos de manejo los valores de como F_{objetivo} , B_{objetivo} y $B_{\text{límite}}$. También se sugiere calcular métricas del ecosistema y del sistema socio-económico.

Objetivo Específico 5. Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La determinación de los estimadores de FRMS mono específico y FRMS multiespecífico se realizó utilizando la metodología expuesta en el Objetivo Específico N° 2. En el caso de la biomasa que conduce al rendimiento máximo sostenido (BRMS), se obtuvo de las curvas de producción calculadas para cada especie, a partir de los estimadores de mortalidad por pesca del rendimiento máximo sostenido, tanto para el estimador monoespecífico (FRMS-SS) como multiespecífico (FRMS-MS). Para el caso de anchoveta centro-sur, sardina austral región de Los Lagos y jurel nacional, la magnitud de FRMS-SS fue mayor que FRMS-MS. Lo contrario ocurrió en anchoveta norte, anchoveta centro norte y sardina común. Sin embargo, en la mayoría de los casos los intervalos de confianza se sobreponen.

Objetivo Específico 6. Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La estimación de puntos ecológicos de referencia (PER) consideró como umbral de agotamiento o colapso el nivel de biomasa del stock respecto de la biomasa estable del escenario sin pesca ($B/B_{F=0}$) luego de la cual el grupo funcional más sensible a los cambios de biomasa de la especie objetivo supera un cambio de biomasa negativo de un 25% (límite duro, $B_{lim25\%}$) y un 50% (límite blando, $B_{lim50\%}$), respectivamente. Los valores de B_{lim} para 25% fueron similares a los valores de $B_{objetivo}$ monoespecíficos (55-60% B_0), mientras que los valores de $B_{lim50\%}$ fueron similares a los valores de B_{lim} monoespecíficos (30-40% B_0).

Las conclusiones de este estudio son:

1. En las pesquerías estudiadas, la estimación de los actuales puntos biológicos de referencia objetivo para la mortalidad por pesca considera el criterio precautorio ya que sus valores permitirían que la biomasa desovante de los peces pelágicos pequeños fluctúe en torno del PBR objetivo; esto es, en torno de 50% (anchoveta zona norte) ó 55% (anchoveta zona centro-norte, anchoveta centro-sur y sardina austral región de Los Lagos) de la biomasa desovante no explotada.
2. La aplicación en modelos ecosistémicos de la mortalidad por pesca objetivo monoespecífica ($F_{objetivo}$) en las pesquerías estudiadas resultó en valores de biomasa en torno al objetivo actual para las especies objetivo y bajos impactos negativos en predadores de estas especies (sólo el grupo aves declinó bajo un 75% de su biomasa en la condición sin explotación de pelágicos pequeños).
3. En las pesquerías estudiadas los puntos biológicos de referencia (PBR) objetivos actuales ($F_{objetivo}$ y $B_{objetivo}$) parecen adecuados tanto desde el punto de vista monoespecífico como ecosistémico, y dan cuenta del mandato de la Ley General de Pesca y Acuicultura de aplicar en su manejo el enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico.

4. Sin embargo, los actuales PRB deberían revisarse a medida que nueva información sobre el ecosistema sea recolectada y las metodologías sean refinadas. Se enfatiza la necesidad de información sobre predadores tope en los ecosistemas estudiados (e.g., aves marinas, cetáceos, y tiburones). La información más urgente sobre estos grupos corresponde a estimaciones de abundancia y biomasa, tasas de consumo y producción, y composición de dietas.
5. Estudios futuros deberían explorar otros modelos e indicadores de modo de considerar otras propiedades del ecosistema y del sistema socio-económico más allá de la biomasa de especies y grupos funcionales claves.

Abstract

This document presents all the activities and results of the FIPA 2019-17 project entitled “Advice for the review of PBRs and ecosystem considerations associated with pelagic fisheries”. The general objective of the project is to advise the Authority, as mandated by the Fisheries and Aquaculture Law (LGPA), with the best available scientific information, in the evaluation of the current national biological reference points BRPs, regarding the implementation of the ecosystem approach and the precautionary approach for pelagic fisheries.

The progress by specific objective is briefly described below.

Specific Objective 1: Synthesize international experience on the implementation of the ecosystem approach in fisheries for low trophic level species (LTL), presenting case studies of small pelagic or related fisheries.

The review indicated that the main ecosystem consideration for forage or Low Trophic Level fisheries is associated with the principle of conservation, i.e., managing them in such a way that first the needs of the ecosystem are adequately met and then the allocation of fish for the fisheries is determined. The main ecosystem need associated with forage species corresponds to safeguarding food for natural predators, especially those that are dependent and/or strongly affected by local depletions of their food source. There is growing evidence to support that these species are important for channeling plankton energy towards intermediate and higher predators, i.e., they are a key link in marine ecosystems. There are also studies (observational and model-based) that show that forage fish populations have limits and thresholds that, when exceeded, can seriously affect their predators (especially those that are dependent) and the ecosystem as a whole. After more than four decades of research for management, the scientific community and management agencies are reaching consensus on what the limit and target population sizes of forage species that support fisheries should be. Both the scientific literature and the standards in fisheries policy (eg, FAO, CCMLAR, Marine Stewardship Council) suggest that forage species populations should be maintained, by default, at a level of approximately 75% of the unexploited population if we are dealing with a key species for the ecosystem. On the other hand, fishing mortality (F) should never

exceed natural mortality (M) and, in fact, the recommendation is that F be significantly lower than M (e.g., $F = 0.75M$). However, these recommendations apply to forage or low trophic level species that are key in the ecosystem and, therefore, it is possible to apply higher levels of exploitation in forage species stocks where the information indicates that there is no effect on predators and the ecosystem beyond acceptable limits. The international recommendation indicates that the MSY and its associated biological points should be considered as limit and not target reference points for the management of forage or low trophic level species. Thus, increasing the standards to conserve important forage species implies changing the traditional management objective of maximizing the catches of those species (ie, reaching their maximum sustained MSY yield) to one where fisheries share the resource in a way that recognizes the role ecological forage species and at the same time generates reasonable catches (ie, approximately 80% of the MSY).

Specific Objective 2: Evaluate the BRPs currently in use, for national small pelagic fisheries, in consideration of the implementation of the ecosystem approach and precautionary approach.

In the framework of the management strategy evaluation (MEE), the current management procedures for each pelagic fishery are described, reviewing the biological framework for exploitation, the fishery and cruise assessment data, the stock assessment models, and the results of four pelagic fisheries are reproduced; namely, anchovy from the north zone, from the north-central zone (Atacama-Coquimbo), anchovy from the south-central zone (Valparaíso-Los Lagos), common sardine from the south-central zone (Valparaíso-Los Lagos), southern sardine (Los Lagos Region), and national horse mackerel. In addition, the scenarios that conditioned the operating models that allowed the current management procedures to be evaluated under uncertainty are made explicit. In the short term (ie, 20 years) and considering a Beverton-Holt stock-recruitment relationship and stochastic variability, the fisheries could fluctuate around the average level of recruitment and would be consistent with the level of reduction established in the framework of biological exploitation. In the case of north-central anchovy, the projected spawning biomass shows values similar to those reported in the historical series, and around the target BRP (50% B_0). In the north-central anchovy, although recruitment follows the expected value, given the target fishing mortality, the median spawning biomass of the north-central anchovy remains above the target PBR. In the south-central anchovy, the projected spawning biomass according to the target fishing mortality remains above the target reference level, with the lower confidence limit of 90%

above the reference level. In the south-central common sardine, the spawning biomass remains around the target PBR and does not fall into the collapse zone. In southern sardines from Los Lagos region, spawning biomass responds with values above the target RBP and levels consistent with the historical evaluation period, as observed in the depletion index. It is concluded that the estimation of the target biological reference points for fishing mortality considers the precautionary criterion, and that these values could allow the spawning biomass of small pelagic fish to fluctuate around the target RBP; that is, around 50% or 55% of the unexploited spawning biomass. The fact that this is consistent in the short term implies that the expected recruitment tends to fluctuate randomly around the historical average level. This assumption is questionable, since the RBP targets and limits are based on a static view of the resources that may not be consistent if the recruitment of pelagic fish stocks could change in both level and variability.

In this objective, an Ecopath with Ecosim model was also built to characterize the biological interactions (predation mortality) and the technological interactions (fishing mortality) that occur in each of the ecosystems that support the fisheries of pelagic fish species analyzed by this study. Each ecosystem model represents, as much as possible, the Fisheries Unit for each pelagic resource of interest. The models that were built are: 1) North Zone Fisheries (Arica and Parinacota Regions to Antofagasta Region); 2) Central-North Zone Fisheries (Atacama Region and Coquimbo Region); 3) Fisheries of the Central-South Zone (Valparaíso Regions to Los Ríos Region); 4) Inland Sea Fisheries of the X and XI Regions (Los Lagos Region and Aysén Region of General Carlos Ibáñez del Campo). 5. Horse mackerel fishery at the national level. Once the models were balanced and fitted to available time series, simulations were carried out to estimate single-species and ecosystem reference points. It is concluded that the estimation of the target biological reference points for fishing mortality considers the precautionary approach and the ecosystem approach, since these values could allow the spawning biomass of small pelagic fish to fluctuate around the target PBR (ie, around 50% or 55% of unexploited spawning biomass) without adversely affecting their predators. The exception to this rule was seabirds, which in some models were highly sensitive to the decrease in the biomass of pelagic fish. However, the input information for this functional group (as well as for other predators) is scarce to null in Chile. Therefore, it is recommended to fund studies of abundance / biomass, diet composition and food consumption in these groups.

Specific Objective 3. Update and / or propose improvements, according to resources and fishery, of the currently valid biological framework of reference.

This objective was achieved through a series of three workshops that had the participation of national and international experts. The modality of the workshops, dates, and guests were agreed with the technical counterpart of the project in the Undersecretariat of Fisheries and with the Fisheries Research Fund. The workshops proposed in the Technical Offer had a planning and schedule that had to be altered due to two unexpected situations. In the first place, the coronavirus pandemic prevented the workshops from being held live as requested by the technical terms of reference and our technical offer. In this case, the online modality was suggested to the Fisheries Research Fund to be able to carry out the workshops. Second, the dates and contents of the workshops were modified for the following reasons. In the first place, due to the online modality, the first workshop was too short to achieve all the initially planned contents, so the technical counterpart requested to hold the second workshop with contents exclusively related to the single-species approach. Secondly, after the 1st Workshop, one of the international independent experts, Dr. Tony Pitcher, resigned from the project due to serious health problems. Dr. Francisco Arreguin-Sánchez was proposed as a replacement for Dr. Pitcher on the project. The changes in modality, dates and international expert were accepted by the technical counterpart and by the Fisheries Research Fund. In Workshop 1, the work team presented the methodologies and assumptions used to meet the objectives of this project, and the consultations and suggestions of national and international experts were recorded (Workshop 1). In Workshop 2, the results of the evaluation of the RBPs currently in force for the fisheries of this study were presented from the point of view of the single-species or population approach. In Workshop 3, the results of the evaluation of the RBPs currently in force for the fisheries of this study from the ecosystem approach were presented. The needs (if any) to update or improve the current frame of reference were also discussed with the experts in Workshop 3. We hypothesized that the current target RBPs comply with the precautionary approach (Objective 2) and with the ecosystem approach, as in their inception they considered providing more food for predators than a level of F40% (a more aggressive reference) would produce. The results of the workshops are presented in the appendices of this report.

Specific Objective 4. Define and / or establish the technical standard for the estimation of Ecological Reference Points (ERP) and Maximum Sustainable Yield (MSY) with ecosystem considerations.

The definition and / or establishment of the technical standard for the estimation of ecological BRPs, emanated from the joint work between the work team and the panel of experts during specific sessions within the workshops. The standards for estimating BRPs are not pre-defined, as they are specific to each case study. This is because not all the fisheries / resources of interest have the same quality / quantity of information related to their multispecies interactions. In Workshop 3, a simple system of levels or “tiers” was presented to national and international experts to estimate Ecological Reference Points (ERP) and Maximum Sustainable Yield (MSY) with ecosystem considerations. The system is hierarchical, with level 1 being the highest, and its main characteristics are follows. Level 3: Situation in which the trophic interactions of pelagic species have not been evaluated and there is no “minimally realistic” model for the fishery. In this case, the recommendation is to apply Method 3: which corresponds to applying results from the single-species models in use for the stock assessment to evaluate the impacts of pelagic fish fisheries on dependent and non-dependent predators (eg indicator of potential decay of predators, PREP). Level 2: Situation where some key trophic interactions of pelagic fish and their predators are known, and there is a realistic minimum model for the ecosystem. For this tier, the recommendation is to apply Method 2 which implies to apply a balanced ecological model Ecosim Model and simulate scenarios in which different levels of fishing mortality are applied (including F-target and F limit) to observe the response of dependent and non-dependent predators. In this case, there are no time series to adjust the predicted biomasses or estimate key parameters of the predator-prey interactions (without a fit to time series). Level 1: There is solid scientific knowledge about the trophic interactions of pelagic fish, their predators and prey, as well as the most important ecological impacts. There is also a fitted model (either a multispecies / food web / or full ecosystem model) capable of replicating the observed / known history of the main species / functional groups of the model. Method 1: Apply a balanced Ecopath model fitted to time series and estimate within the model the catches, biomass and fishing mortality associated with MSY both single-species and multispecies or ecosystem. Then evaluate the impact of applying these BRPs (including the single-species BRP) and select the values of Ftarget, Btarget and BLimit according to the management

objectives. It is also suggested to calculate metrics of the ecosystems and the socio-economic system.

Specific Objective 5. Determine by resource and fishery, estimators regarding MSY, expected values and uncertainty, for state variables (biomass), and flow variables (fishing mortality and / or exploitation rate), in relative values and / or Absolute, for both the mono-specific and the ecosystem or multi-species approach.

The determination of the estimators of single-species FMSY and multispecies FMSY was carried out using the methodology set out in Specific Objective No. 2. In the case of biomass that leads to maximum sustained yield (BMSY), it was obtained from the calculated production curves for each species, from the estimates of fishing mortality of the maximum sustained yield, both for the single-species (FMSY-SS) and multispecies (FMSY-MS) estimator. In the case of south-central anchovy, southern sardine in the Los Lagos region and national horse mackerel, the magnitude of FMSY-SS was higher than FMSY-MS. The opposite occurred in northern anchovy, north central anchovy and common sardine. However, in most cases the confidence intervals overlap.

Specific Objective 6. Determine, by resource and fishery, estimator of the limit biomass (relative and / or absolute values), expected value and uncertainty, which defines the threshold of depletion or collapse, both for the mono-specific and ecosystem or multi-species approach.

The estimation of ecological reference points (ERP) considered as threshold of depletion or collapse the level of biomass of the stock with respect to the stable biomass of the scenario without fishing ($B / BF = 0$) after which the functional group most sensitive to the Biomass changes of the target species exceed a negative biomass change of 25% (hard limit, $B_{lim25\%}$) and 50% (soft limit, $B_{lim50\%}$), respectively. The B_{lim} values for 25% were similar to the current single-species B_{target} values (55-60% B_0), while the $B_{lim50\%}$ values were similar to the current single-species B_{lim} values (30-40% B_0).

The conclusions of this study are:

1. In the studied fisheries, the estimation of the current target biological reference points for fishing mortality considers the precautionary criterion since their values would allow the spawning biomass of small pelagic fish to fluctuate around the target RBP; that is, around 50% (northern zone anchovy) or 55% (north central zone anchovy, south central anchovy and southern sardine in the Los Lagos region) of the unexploited spawning biomass.
2. The application in ecosystem models of the monospecific target fishing mortality (F_{objective}) in the studied fisheries resulted in biomass values around the current target for the target species and low negative impacts on predators of these species (only the sea birds group declined under 75% of its biomass in the condition without exploitation of small pelagics).
3. In the fisheries studied, the current objective biological reference points (BRPs) (F_{target} and B_{target}) seem adequate from both the monospecific and ecosystem point of view, and reflect the mandate of the General Law on Fisheries and Aquaculture to apply the precautionary approach and the ecosystem approach in the management of fisheries.
4. However, current BRPs should be revised as new information on the ecosystem is collected and methodologies are refined. The need for information on top predators in the ecosystems studied (e.g., sea birds, cetaceans, and sharks) is emphasized. The most urgent information on these groups corresponds to estimates of abundance and biomass, consumption and production rates, and composition of diets.
5. Future studies should explore other models and indicators in order to consider other properties of the ecosystem and the socio-economic system beyond the biomass of key species and functional groups.

1. Objetivos

1.1. Objetivo General

Asesorar a la Autoridad conforme lo establece la Ley de Pesca y Acuicultura (LGPA), con la mejor información científica disponible, en la evaluación de los PBR nacionales vigentes, implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio para pesquerías de pequeños pelágicos.

1.2. Objetivo Específicos

- 1.2.1. Revisar y sistematizar consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), coherentes con principios de alto nivel internacional y la normativa nacional vigente.
- 1.2.2. Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.
- 1.2.3. Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente.
- 1.2.4. Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas.
- 1.2.5. Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

- 1.2.6. Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

2. Antecedentes

En general, las pesquerías que se sustentan en peces pelágicos pequeños se caracterizan por estar sujetas a una incertidumbre mayor que la que se observa en otros tipos de pesquerías, impidiendo mantener capturas sustentables (Pikitch *et al.* 2012a). Esta incertidumbre se debe fundamentalmente a las fluctuaciones que estas poblacionales exhiben en diferentes escalas temporales anuales, decadales y de más largo plazo (Chávez *et al.* 2003) y al hecho que son especies que sirven de forraje para muchos depredadores en el ecosistema (Smith *et al.* 2011). Los peces pelágicos pequeños son especies que se ubican en los niveles tróficos inferiores, de ahí que se las conoce como pesquerías de Nivel Trófico Bajo (NTB), que transfieren la energía desde los niveles tróficos basales (fitoplancton y zooplancton) hasta los predadores de nivel trófico intermedio y alto. Además, las especies NTB pueden ser claves en el control de los ecosistemas produciendo efectos ya sea top-down sobre sus presas o bottom-up sobre sus predadores, en lo que se ha denominado ecosistemas con control de cintura de avispa (“wasp-waist”, Cury *et al.* 2000; Pikitch *et al.* 2012a).

En este contexto, se recomienda que los objetivos de manejo de las pesquerías de peces pelágicos pequeños incluyan consideraciones más amplias (ecosistémicas) y precautorias que las aplicadas a otras especies. Con esto se busca la sustentabilidad de esas pesquerías y también la integridad de los ecosistemas que habitan (Pikitch *et al.* 2012b). Por ejemplo, los requerimientos del Marine Stewardship Council (MSC) para la certificación de pesquerías de peces pelágicos pequeños forrajeros consideran la evaluación de especies NTB en los principios de sustentabilidad de los stocks y la salud de los ecosistemas (Smith *et al.* 2011; Essington & Plagányi 2014, Plagányi & Essington 2014). Entonces, los puntos biológicos de referencia (PBR) en términos de biomasa objetivo y biomasa límite deberían considerar la conservación de depredadores dependientes. Fulton *et al.* (2014) proponen una metodología para abordar estos aspectos del manejo ecosistémico a través del diseño y evaluación de estrategias de manejo robustas.

La variabilidad natural de los stocks de peces de forraje no se ha considerado en modelos de evaluación de poblaciones. Sin embargo, dicha variabilidad debería incluirse y no evitarse en este tipo de análisis (Pikitch *et al.* 2012b, Hilborn *et al.* 2017). Por ejemplo, la variabilidad natural del reclutamiento de los peces pelágicos pequeños podría determinar un “agotamiento estocástico”, incluso en ausencia de pesca (Thorson *et al.* 2014, Punt *et al.* 2016). Además, se debe considerar

la ocurrencia de interacciones de las especies de forraje con otros grupos funcionales del ecosistema en el cual residen, que son principalmente de tipo trófico, donde los pequeños pelágicos pueden constituir parte (muy) importante de la dieta de predadores de nivel superior.

Existe controversia en la comunidad científica internacional en la utilización del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) como objetivo de manejo, porque el enfoque mono-específico subyacente es insuficiente para propender a la sustentabilidad del ecosistema. En este sentido, lo que se propone es que debería dejarse una parte del RMS de la especie objetivo (en pesquerías de nivel trófico bajo) para servicios al ecosistema. Luego, corresponde determinar cuál es la fracción del RMS que se destinará a dicho propósito.

El enfoque ecosistémico para el manejo pesquero ha emergido en las últimas décadas, principalmente para promover la conservación de la biodiversidad y más recientemente compromisos sectoriales en el manejo de ecosistemas marinos (FAO 2003a,b). Sin embargo, el progreso e implementación del enfoque ecosistémico a nivel global ha sido más bien lento y liderado por unas pocas naciones como USA, Noruega, Nueva Zelandia, Sud África, Canadá y Australia (Pitcher *et al.* 2009, Neira *et al.* 2019).

Más recientemente, Marshak *et al.* (2016) evaluaron el estado, práctica y operatividad del enfoque ecosistémico aplicando una encuesta a los participantes de un taller internacional sobre la materia (ICES 2016). En la encuesta se consultó sobre las perspectivas, conocimiento, y aplicación del enfoque en sus respectivos países. El sondeo indicó una comprensión general adecuada por parte de los encuestados, quienes entregaron una definición clara del concepto. Los desafíos principales percibidos fueron el conocimiento limitado, los conflictos de interés, la comunicación insuficiente, y los marcos legales organizacionales o gobernanzas limitados. La mayoría de los encuestados involucrados directamente en el enfoque ecosistémico respondió que los procesos para la aplicación del conocimiento integrado para la evaluación de aspectos claves ya existían o estaban en desarrollo, y que la capacidad para ejecutarlos es alta. El estudio de Marshak *et al.* (2016) también reveló una percepción positiva respecto de considerar un enfoque ecosistémico integrado y amplio en su respectivo sector. Si bien la mayoría de los encuestados provenían de la región del

Atlántico norte, los resultados indicaron que la comunidad internacional está convergiendo hacia enfoques integrados y de gran escala para el manejo pesquero.

Debido a su rol en el ecosistema y su sensibilidad a cambios ambientales y la pesca, el manejo de especies forraje es complejo. Esto puede ejemplificarse con las interacciones entre dos especies forraje, el arenque (*Clupea arengus*) y el capelin (*Mallotus villosus*), y el bacalao (*Gadus morhua*) en el Mar de Barents. Los colapsos en el capelin son causados por incrementos en la depredación del arenque sobre las larvas del capelin (Gjøsaeter *et al.* 2012), y la recuperación del stock de capelin se ve retardada por la depredación del bacalao. Por otra parte, el reclutamiento del bacalao y el arenque se ve afectado fuertemente por el clima, que a su vez afecta también la abundancia de capelin. Se ha registrado que el colapso del capelin resulta en aumento del canibalismo y disminución de la condición corporal en el bacalao (Hjermann *et al.* 2004). Sin embargo, la sobreexplotación de capelin aumenta el impacto de la depredación del bacalao sobre capelin. Lo que se explica porque el bacalao es un depredador altamente dependiente de capelin, incluso en condiciones de baja abundancia de esta última especie. Este ejemplo muestra que los factores detrás de la abundancia de predadores y presas no pueden analizarse individualmente, sino que deben considerarse usando un enfoque ecosistémico que incluya los cambios ambientales, así como los cambios en las interacciones depredador-presa.

En su forma más pura, el manejo pesquero consiste en aplicar un conjunto de medidas de control de la pesquería con el fin de obtener algún parámetro medido de un stock contrastado con un objetivo, con el fin de optimizar algún aspecto de la pesquería (Patterson 1992). El objetivo de manejo pesquero más conocido y aplicado es el rendimiento máximo sostenido (RMS), que corresponde a la maximización de una captura sustentable en el largo plazo a través de la administración del esfuerzo y selección en una pesquería. Muchos autores han destacado las desventajas del uso del RMS (Larkin 1977, Gulland 1977, 1978), dentro de las que se cuentan que una pesquería manejada para obtener el RMS tenderá a ser poco lucrativa y será vulnerable al colapso cuando las fluctuaciones ambientales adversas afecten al stock. Además, RMS no considera el efecto que tiene una especie forraje sobre sus predadores, lo que se considera crítico para la estabilidad del ecosistema (Pikitch *et al.* 2011, 2014, Cury *et al.* 2011, Smith *et al.* 2012). Sin embargo, el RMS está anclado en muchos acuerdos internacionales y legislaciones nacionales

(incluyendo Chile). Entonces, es necesario revisar los puntos de referencia y las estrategias que puedan ser compatibles con este objetivo de manejo.

3. Metodología de trabajo

3.1. Objetivo Específico 1

Revisar y sistematizar consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), coherentes con principios de alto nivel internacional y la normativa nacional vigente.

3.1.1. Metodología

Para recoger la experiencia internacional sobre consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), se revisó exhaustivamente la bibliografía científico-técnica disponible. Para ello se realizó búsquedas focalizadas en bases de datos de publicaciones científicas tales como:

- **ASFA** (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts), contiene información desde 1971, con una actualización mensual de 3700 archivos. A partir del 2004, ASFA cuenta con más de 950.000 registros con una cobertura temática en acuicultura, organismos acuáticos, polución acuática, ambientes de aguas salobres, conservación, calidad medioambiental, pesquerías, biotecnología marina, ambientes marinos, meteorología, oceanografía, política, legislación y manejo. ASFA (<http://www.csa.com/>).
- **Oceanic Abstracts:** Posee una cobertura temática en oceanografía biológica, ecología, oceanografía física y química, geoquímica, polución marina, recursos marinos, navegación y comunicaciones, derecho marítimo y biología marina. Contiene información desde 1981 hasta la fecha y tiene una periodicidad de publicación mensual, con aproximadamente 1209 archivos (<http://www.csa.com/factsheets/oceanic-setc.php>).
- **Science Direct:** Posee una cobertura temática en las áreas científicas, médicas y técnicas. Es un servicio electrónico de información de texto completo, exclusivamente institucional (<http://www.sciencedirect.com/>).

- **Springer link:** Es un servicio de la editorial Springer que posee información de una colección de revistas especializadas con más de 600.000 documentos individuales (<http://www.springer.com>).
- **Scholar Google:** Es un buscador de bibliografía especializada de la investigación académica para un gran número de disciplinas y fuentes como tesis, libros, resúmenes y artículos de editoriales académicas, sociedades profesionales y universidades (<http://scholar.google.cl/>).
- **ResearchGATE:** red social en Internet y una herramienta de colaboración dirigida a personas que hacen ciencia de cualquier disciplina, con tecnología web 3.0 para científicos e investigadores. La plataforma ofrece acceso gratuito a las aplicaciones Web más modernas, por ejemplo, una búsqueda semántica de artículos de revistas científicas en una base de datos con más de 35 millones de registros, foros, grupos de discusión, etc. Tiene más de 150.000 miembros de 21 países diferentes registrados en su plataforma. ResearchGATE se ha diseñado específicamente para cubrir las necesidades de los investigadores, desde el perfil que reúne los datos relativos a las especialidades científicas, proyectos, publicaciones, etc., hasta el algoritmo semántico que realiza búsquedas de resúmenes científicos similares en una base de datos que contiene más de 30 millones de documentos.
- Se revisó también las páginas web de agencias gubernamentales, así como instituciones de investigación pesquera tanto regionales como internacionales. Se descargó los informes técnicos disponibles en línea y se solicitó oficialmente los informes que no se encontraban disponibles.

Se elaboró un catálogo o dossier electrónico que contiene los principales documentos consultados sobre el tópico motivo de este estudio y se realizó una síntesis de la información recopilada en la revisión bibliográfica. El procesamiento de la información consistió en organizar un sistema de consulta a través del software de base de datos bibliográficos ENDNOTE, que se incorporó al Sistema de Información de soporte del proyecto. Los datos (referencias) contenidos en el sistema

de consulta son el soporte para la búsqueda sistemática de las metodologías, resultados importantes y aportes relevantes al tópico de este proyecto.

Nuestro enfoque de búsqueda de literatura y casos de estudio se basó en tres partes, a saber:

Primero se realizó una búsqueda sistemática de citaciones de publicaciones clave en la literatura académica y fuentes relacionadas, donde se describa y contextualice puntos de referencia para el manejo pesquero de especies forraje/pelágicas o especies afines (e.g., Reportes Técnicos FAO). La búsqueda usó Google Scholar (www.scholar.google.com) como motor de búsqueda. Se prefirió este motor por sobre Scopus y Web of Science porque estos últimos están limitadas a publicaciones académicas y, por lo tanto, no incluyen informes técnicos tipo FAO o de otras agencias. También se revisó las páginas web de actores claves, tanto a nivel internacional como regional, relacionados directa o indirectamente con el sector pesca (e.g., Agencias de las Naciones Unidas, ONG's, ICES, Centros y Redes de investigación, entre otros) por cualquier mención a los conceptos de manejo y puntos de referencia de especies forraje, especies pelágicas o pesquerías de nivel trófico bajo en sus mandatos, informes científico-técnicos y otros materiales publicados.

En segundo lugar, se revisó las páginas web de actores claves relacionados directa o indirectamente al sector de pesca a nivel de país o nación pesquera. Se examinó menciones a puntos biológicos de referencia para pesquerías (y conceptos afines) en sus mandatos (legislaciones), trabajos y materiales publicados. Nuestro análisis se basó en países y no en pesquerías individuales, ya que la Convención de la Ley del Mar establece que las naciones estado son las responsables del control de todas las pesquerías que ocurren dentro de las ZEE's así como de sus embarcaciones que operan en mar abierto.

En tercer lugar, se realizó una búsqueda sistemática estricta en inglés para los términos “producción de alimento y objetivos de conservación en un contexto ecosistémico”, “Opciones de PBRs que sean robustos a la explotación multiespecies”, e “Implementación/construcción de estrategias de explotación que reconcilien el RMS con el requerimiento de sostener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema”, con

el fin de evaluar enfoques metodológicos y estudios de caso recientes en la literatura científica.

A lo anterior se suma una selección de artículos científicos aportada por los expertos internacionales de este proyecto Dra. Beth Fulton (CSIRO, Australia) y Dr. Tony Pitcher (University of British Columbia, Canadá).

Las referencias fueron evaluadas y categorizadas en una base de datos construida en el software Endnote. Una vez realizada la revisión bibliográfica y construido el sistema de consulta, se describió los siguientes aspectos en detalle:

1. Balance entre la producción de alimentos y los objetivos de conservación en un contexto ecosistémico.
2. Opciones de PBRs que sean robustos a la explotación multiespecies reduciendo el riesgo de sobreexplotación inadvertida de especies vulnerables a la explotación pesquera.
3. Implementación/construcción de estrategias de explotación que reconcilien el RMS con el requerimiento de sostener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema. Considerando además directrices y principios de alto nivel (FAO, OCDEC, MSC, etc.) y la normativa nacional.

3.2. Objetivo Específico 2

Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.

3.2.1. PBR para las pesquerías de peces pelágicos pequeños

Existe un acuerdo amplio sobre la necesidad de manejar sistemas marinos y costeros usando un enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías (FAO 2003) (Figura 1). Si bien existe un progreso importante en el nivel conceptual, aún hay pocos ejemplos en los cuales agencias de manejo hayan adoptado completamente dicho enfoque en todo el espectro de actividades y procesos, entre ellos, la definición de puntos de referencia con consideraciones ecosistémicas (Pitcher *et al.* 1999, Fletcher *et al.* 2010, Marshak *et al.* 2016). Por otro lado, todas las pesquerías poseen características únicas y no existe una receta general que sea aplicable a todas ellas. En este sentido, la literatura menciona varios desafíos o barreras para la aplicación práctica del enfoque ecosistémico y sus principios. Entre los más mencionados se encuentra la percepción que la implementación es complicada y costosa, que los requerimientos de data son prohibitivos, que aún no existe experiencias (pruebas) con aplicaciones de largo plazo, la falta de objetivos claros y de largo plazo, la poca participación de los grupos de interés, y la falta de una estructura de gobernanza efectiva que involucre desde la autoridad legal hasta el marco regulatorio que establece cómo se debe manejar las pesquerías (Tallis *et al.* 2010, Wesley & Link 2015). En este sentido, una de las claves del éxito a la hora de aplicar el enfoque ecosistémico a pesquerías es que el marco de referencia debe focalizarse en mejorar el proceso de toma de decisión y no sólo el conocimiento científico (Fletcher *et al.* 2010, Gullestad *et al.* 2017).

El establecimiento de puntos biológicos de referencia (PBR) permite identificar niveles que deben ser evitados y niveles que pueden ser logrados para lograr sustentabilidad a través de la implementación de medidas de manejo. De esta manera, el manejo pesquero puede minimizar riesgos a través del uso de puntos de referencia objetivos y puntos de referencia límites, contra los cuales se pueda medir tanto el desempeño operacional y estatus de las pesquerías como también activar ciertas acciones de manejo.

Luego, para la evaluación de los actuales PBRs en pesquerías pelágicas en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio, primero se debe establecer el marco conceptual o de referencia apropiado y acondicionado a pesquerías de nivel trófico bajo. La [Figura 2](#) muestra un esquema general de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería, que ha sido confeccionado a partir de directrices FAO y la experiencia de algunos casos de estudio.

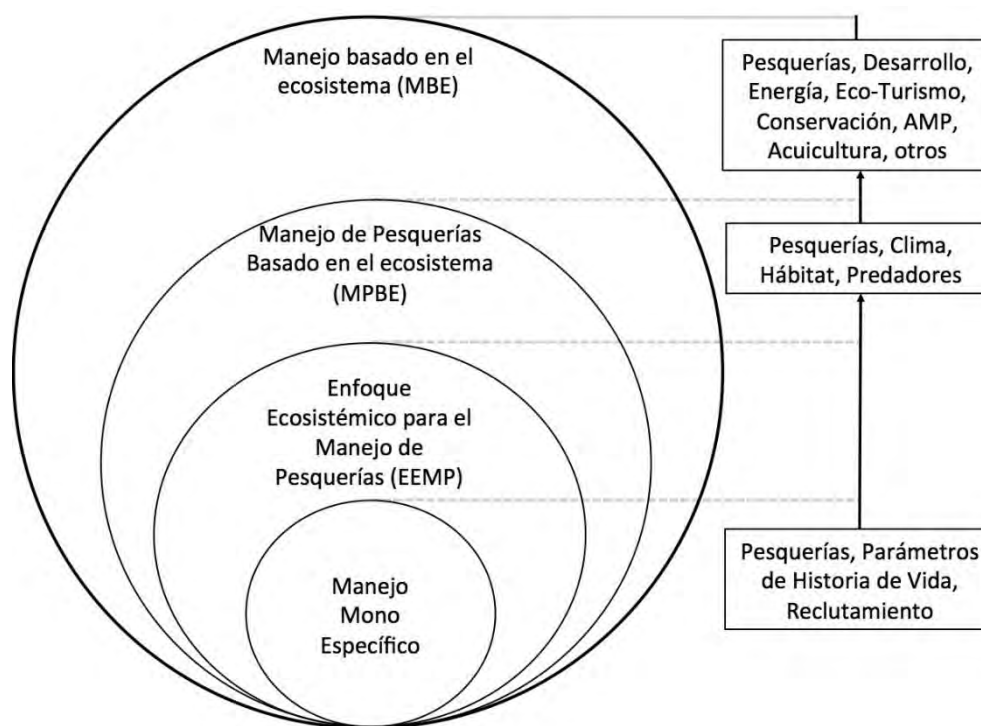


Figura 1. Jerarquía del Manejo Basado en el Ecosistema (MBE), Manejo de Pesquerías Basado en el Ecosistema (MPBE), el Enfoque Ecosistémico para el Manejo de la Pesca (EEMP), y el Manejo Monoespecífico de Pesquerías.

Al considerar la incertidumbre científica, la variabilidad natural, y la influencia política en las decisiones de manejo, el enfoque precautorio y una serie de acuerdos internacionales, determinaron que para el manejo de las pesquerías se requería establecer puntos de referencia límites y objetivos para los stocks (García 1994, FAO 1995, FAO 1996, García *et al.* 2014). Estos puntos de referencia permiten identificar niveles que deben ser evitados y niveles que pueden ser logrados a través de

medidas de manejo relevantes. De esta manera, los administradores pueden minimizar riesgos a través del uso de puntos de referencia límites, o bien puntos de referencia objetivos contra los cuales se pueda medir el desempeño operacional y bienestar de las pesquerías (Caddy & Mahon 1995).

Los puntos biológicos de referencia (PBR) pueden estar basado en mortalidad por pesca y/o biomasa, y por lo general consideran al rendimiento máximo sostenible (RMS). En Chile, se considera al RMS como un punto de referencia objetivo para la biomasa y la mortalidad por pesca (Payá *et al.* 2014, Wiff *et al.* 2016). En el marco biológico, los PBR consideran la relación stock-recluta donde la biomasa reproductora o desovante del stock se utiliza como un proxy del potencial reproductivo. Sin embargo, la relación stock-recluta puede ser establecida sólo en stocks que son considerados como abundantes en datos, en contraste con aquellos stocks en que la relación stock-recluta es incierta ya sea por la variabilidad del reclutamiento o porque se trata de pesquerías limitadas en datos. Por lo general, el indicador de estatus es la biomasa desovante ya que constituye el componente del stock que debe ser conservado o controlado con objeto de asegurar que el stock mantenga su capacidad reproductiva. Ante la falta de evidencia de la relación stock-recluta, y dependiendo de la información biológica disponible, es factible utilizar proxy para estimar los PBR y que, por lo general, se basan en modelos por recluta donde es fundamental contar con datos de crecimiento (masa corporal a la edad), tasa de mortalidad natural, madurez y selectividad a la edad/talla, ya sea provenientes de parámetros de historia de vida o estimaciones a la edad/talla.

En Chile, Payá *et al.* (2014) estimaron los PBR de 28 pesquerías nacionales pertenecientes a pesquerías de peces pelágicos, pesquerías de peces demersales, pesquerías de aguas profundas, y pesquerías de crustáceos demersales. Se establecieron niveles (“tiers”) que permitieron clasificar a las pesquerías y los métodos de estimación del RMS y los PBR asociados, en conformidad a lo señalado en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA). Sólo en el caso de la pesquería de jurel *Trachurus murphyi* y merluza común *Merluccius gayi*, los PBR fueron estimados directamente de la evaluación de stock considerando una relación stock-recluta.

Para la mayoría de los recursos demersales (peces y crustáceos) y pelágicos, se recomendó utilizar un proxy para el punto de referencia objetivo (TRP) que consiste en asumir que una reducción a

40% de la biomasa desovante no explotada (B_0) es un buen proxy de la biomasa reproductiva asociada al RMS, y que la mortalidad por pesca asociada al RMS (F_{RMS}) podría ser estimada ya sea de una relación stock-recluta o de un proxy (Payá *et al.* 2014). Ante la falta de evidencia de la relación stock-recluta en la mayoría de las pesquerías, se recomendó utilizar un proxy para la mortalidad por pesca y que consiste en asumir una reducción a 45% de la razón de potencial reproductivo o biomasa desovante por recluta, y estimar la mortalidad $F_{45\%}$ como objetivo de manejo. Esta recomendación resultó ser un buen proxy para un rango amplio de “steepness” si la relación stock-recluta sigue un modelo del tipo Beverton-Holt. En el caso en que la relación stock-recluta sigue un modelo tipo Ricker, se recomendó estimar $F_{40\%}$ en base a una reducción a 40% en la razón del potencial reproductivo (Payá *et al.* 2014).

Al considerar que la mayoría de los PBR objetivo para la mortalidad por pesca se basan en proxy basados la biomasa desovante por recluta (i.e., $F_{Obj}=F_{45\%}$), y al considerar que subyace la incertidumbre para la estimación de la biomasa desovante no explotada (B_0), se recomendó para la mayoría de los stocks utilizar el reclutamiento promedio como proxy del reclutamiento promedio no explotado (R_0), y estimar así el punto de referencia objetivo para la biomasa desovante; i.e., $B_{Obj} \approx B_{RMS} = \bar{R} \times 0.45BPR_0$, donde BPR_0 es la biomasa desovante por recluta no explotada. Este supuesto tiene varias implicancias al considerar si el PBR objetivo (PBR_{Obj}) para la mortalidad por pesca es efectivamente o no la mortalidad por pesca del RMS (F_{RMS}). A su vez, subyace la incertidumbre asociada con la estimación de B_0 , ya que el reclutamiento promedio pudo ser o no afectado por la pesca. Respecto del punto biológico de referencia límite (PBR_{lim}) para la biomasa reproductiva se recomendó, en general, considerar 50% del PBR_{Obj} de biomasa; i.e., $B_{lim} = 0.5B_{RMS}$.

Para cada una de las pesquerías de interés de este proyecto, a saber: anchoveta y sardina española de la zona norte (XV-II Regiones), anchoveta y sardina española de la III-IV Regiones, anchoveta y sardina común de la zona centro-sur (V-X Regiones), sardina austral (X Región) y la pesquería nacional de jurel, se presenta y describe los principales componentes que deben incluirse en el marco junto con recomendaciones respecto de estrategias y enfoques disponibles para su aplicación (Figura 2). En particular se presenta los objetivos, la definición de indicadores, el establecimiento

de valores de referencia o umbrales, la inclusión de análisis de riesgo, la evaluación de estrategias de manejo, y programas de monitoreo y evaluación.

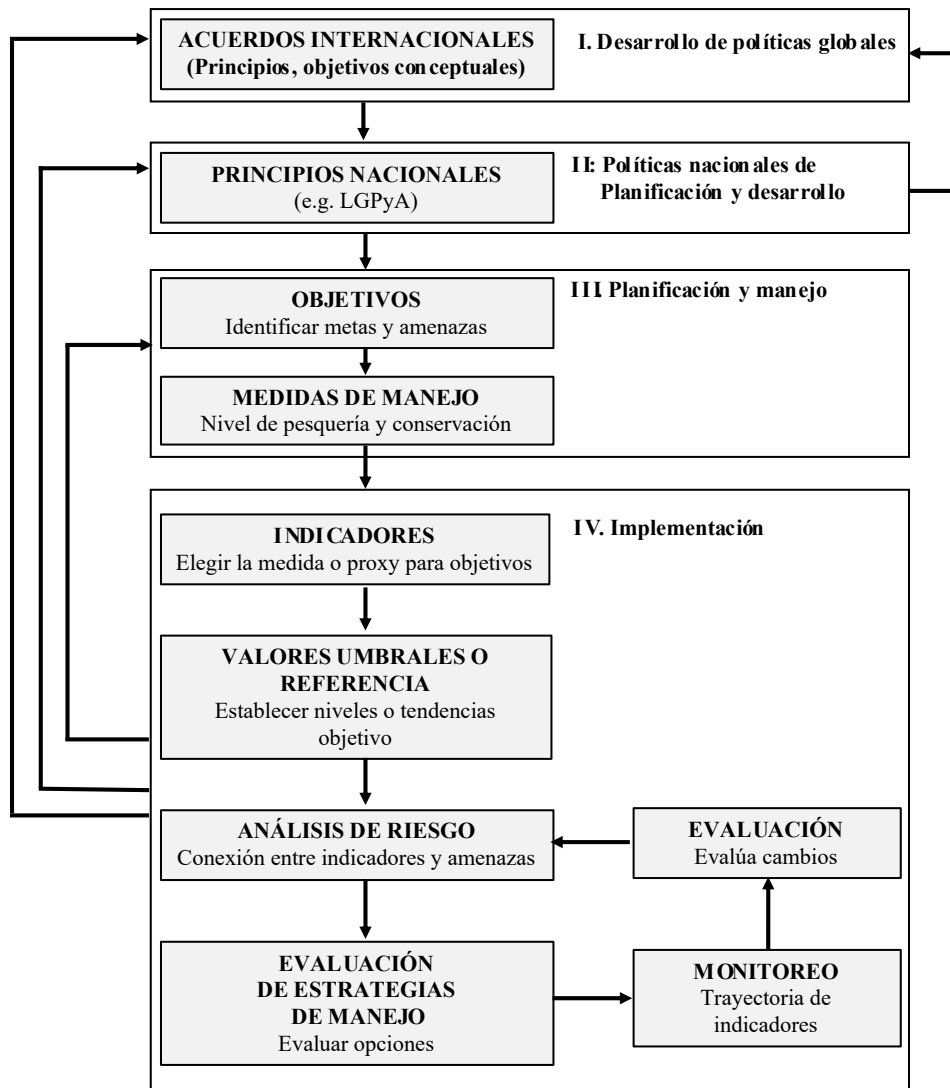


Figura 2. Esquema de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería. Las flechas que conectan el subcomponente implementación con los otros componentes indican retroalimentación (Modificado de FAO 2003 y Tallis *et al.* 2010).

En Chile, las pesquerías de peces pelágicos pequeños como anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina española (*Sardinops sagax*), sardina común (*Strangomera bentincki*) y sardina austral (*Sprattus fuegensis*) sostienen una actividad pesquera orientada a la reducción y producción de aceite. Las

pesquerías de peces pelágicos comienzan con la extracción de anchoveta en la zona norte de Chile desde fines de la década de los años 50. La historia del conjunto de estas pesquerías muestra sensibilidad a la variabilidad ambiental en la escala interanual e interdecadal (Yáñez *et al.* 2001, Chávez *et al.* 2003, Alheit & Ñiquén 2004, Yáñez *et al.* 2008, Gutiérrez-Estrada *et al.* 2009), registrándose crisis, colapsos y recuperaciones que han determinado la capacidad de adaptación de la actividad pesquera, y en cierta medida la resiliencia ecológica de estas especies durante gran parte de la historia en que no hubo regulaciones ni manejo de las pesquerías.

A su vez, las pesquerías de peces pelágicos pequeños pertenecen a una categoría de peces con características biológicas y ecológicas distintivas, en las que destacan el tamaño pequeño (<20 cm longitud), ciclo de vida corto, por exhibir patrones de fluctuación irregulares en la abundancia en diferentes escalas temporales, ser especies de nivel trófico inferior y servir de forraje a varios predadores; y, por ende, por estructurar tróficamente los ecosistemas en los que habitan.

Ante tales características de las pesquerías de peces pelágicos pequeños, y ante el desconocimiento de la relación stock-recluta, Payá *et al.* (2014) recomendaron utilizar un proxy entre $F_{45\%}$ y $F_{60\%}$ asociados con reducciones entre 45 y 60% de la razón de potencial reproductivo. Esta recomendación estuvo sustentada en la sensibilidad alta entre la posición relativa y distancia entre las curvas de selectividad y madurez, sensibilidad a fallas potenciales en el reclutamiento, y rol como especies forrajeras en el ecosistema (Payá *et al.* 2014). De esta manera, los PBR para las pesquerías de peces pelágicos pequeños fueron reanalizados y establecidos por el Comité Científico Técnico Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) y documentado en Informe Técnico CCT-PP N°01/2015.

No obstante que el CCT-PP consideró varios criterios al momento de establecer los PBR, el énfasis fue puesto en la tasa de mortalidad por pesca objetivo. Al respecto, destacan los criterios de consistencia histórica ($F_{60\%}$ ó $F_{66\%}$), F_{Obj} menor a la tasa de mortalidad natural (M), si cae dentro del rango propuesto por el panel de expertos, si está en torno de la mediana de la mortalidad por pesca histórica, si es consistente con el enfoque precautorio y con el enfoque ecosistémico al tratarse de especies forrajeras, y si es sensible a la posición relativa entre la curva de selectividad y la ojiva de madurez. Al tratarse de un manejo basado en PBR de equilibrio, en el análisis del

CCT-PP no se consideró los aspectos relacionados con la influencia de la variabilidad del reclutamiento y la estimación de la biomasa desovante no explotada.

En el caso de los demersales y otros recursos, se considera que el reclutamiento promedio ($\bar{R}$) durante el periodo de evaluación es un estimador del reclutamiento no explotado (R_0); i.e., $R_0 \equiv \bar{R}$. Este supuesto puede ser evaluado para los pelágicos pequeños, considerando un estimador para la línea de reemplazo no explotada en la relación stock-recluta; i.e., $\emptyset = 1/BPR_0$, donde BPR_0 es la biomasa desovante por recluta inexplorada. De esta manera, la estimación de B_0 puede ser revisada en su consistencia con el nivel de reclutamiento promedio y evaluar si la mortalidad por pesca objetivo permitirá mantener al stock en niveles sustentables en un horizonte de mediano a largo plazo. A diferencia de los demersales, en los peces pelágicos pequeños la variabilidad del reclutamiento y sus tendencias influyen en la situación de corto plazo. En este ámbito, más allá de la tasa de mortalidad por pesca objetivo es importante considerar las estimaciones de PBR para la biomasa objetivo y límite.

3.2.2. Metodología

El marco biológico de los PBRs mencionados fue establecido por el Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) en base a los avances realizados durante los años 2013 y 2014 en la determinación de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) del proyecto “Revisión y estimación de los PBR (Rendimiento Máximo Sostenido) para las principales pesquerías nacionales” (Payá *et al.* 2014). En la mayoría de tales pesquerías, el marco biológico ha sido establecido por los Comités Científico-Técnicos correspondientes y buscan mantener (en general) un cierto nivel de reducción (55%) de la biomasa desovante no explotada, y que equivale a una reducción (60%) de la biomasa desovante por recluta en ausencia de pesca. En este contexto, se utiliza como proxy para la mortalidad por pesca objetivo que genera el máximo rendimiento por recluta el $F_{60\%}$, el nivel de agotamiento queda definido en 60% de la biomasa desovante no explotada (Tabla 1).

Tabla 1. Pesquerías pelágicas chilenas, modelo de evaluación y marco biológico para la explotación acordado por el Comité Científico Técnico de Pelágicos Pequeños.

Especies	Modelo	Marco Biológico Explotación PBR
1) Anchoveta (XV-II)	Estructurado por clases de tallas (1985-2018)	- Objetivo manejo= 50%BD ₀ ó 55% BDPR. - Biomasa límite= 25%BD ₀ - F _{RMS} = F a 55% BDPR
2) Sardina española (XV-II)	No hay	No hay
3) Anchoveta (III-IV)	Estructurado por clases de tallas (1985-2017)	- Objetivo manejo= 55%BD ₀ ó 60% BDPR. - Biomasa límite= 27,5%BD ₀ - F _{RMS} = F a 60% BDPR
4) Sardina española (III-IV)	No hay	No hay
5) Anchoveta (V-X)	Estructurado por edad (1990-2018)	- Objetivo manejo= 55%BD ₀ ó 60% BDPR. - Biomasa límite= 27,5%BD ₀ ó 50%BDRMS. - F _{RMS} = F a 60% BDPR
6) Sardina común (V-X)	Estructurado por edad (1991-2018)	- Objetivo manejo= 55%BD ₀ ó 60% BDPR. - Biomasa límite= 27,5%BD ₀ ó 50%BDRMS. - F _{RMS} = F a 60% BDPR
7) Sardina austral (X)		- Objetivo manejo= 55%BD ₀ ó 60% BDPR. - Biomasa límite= 27,5%BD ₀ - F _{RMS} = F a 60% BDPR
8) Jurel	Modelo de captura estructurado por edad (1970-2018)	- Objetivo manejo= 36%BD ₀ - F _{RMS} = F _{RMS}

3.2.2.1. Estimación del proxy para PBR objetivo de mortalidad por pesca

El PBR objetivo para la mortalidad por pesca se estima considerando una reducción ya sea a 60% ó 55% en la biomasa desovante por recluta desde una condición no explotada. Para estimar la biomasa desovante por recluta no explotada se utilizó la siguiente ecuación:

$$BPR = \sum_j^A p_j w_j n_j e^{-\tau(M+s_j F)}$$

donde el subíndice j representa el número de edades ($j=1, 2, \dots, A$), p es la madurez a la edad, w es la masa del cuerpo a la edad j , n es la sobrevivencia relativa de un recluta, τ es la época de desove,

M es la tasa de mortalidad natural, s es la selectividad a la edad y F es la tasa de mortalidad por pesca. La sobrevivencia relativa de un recluta se estimó con la ecuación de sobrevivencia; i.e.,

$$n_j = \begin{cases} 1 & \text{sí } j = 1 \\ n_{j-1}e^{-(M+s_jF)} & \text{sí } j = 2, \dots, A-1 \\ n_{j-1}e^{-(M+s_{j-1}F)} / (1 - e^{-(M+s_jF)}) & \text{sí } j = A \end{cases}$$

La estimación del $F_{x\%}$ se realiza según la reducción que produce la mortalidad por pesca en la BPR, y dado que se conoce la fracción se utiliza la siguiente función objetivo para estimar $F_{x\%}$:

$$f = \left(\frac{BDPR_{F_{x\%}}}{BDPR_{F=0}} 100 - x\% \right)^2$$

Para los casos de anchoveta de Atacama-Coquimbo y sardina austral del mar interior de Chiloé, el modelo de evaluación tiene una dinámica estructurada por tallas, y por lo tanto la biomasa desovante por recluta se estima por:

$$BRP = \sum_{l=1}^L n_l e^{-\tau(M+s_lF)} w_l p_l$$

Donde el subíndice l representa el número de clases de tallas ($l=1, 2, \dots, L$), y los demás parámetros fueron definidos previamente con la excepción que aquí son a la talla. La sobrevivencia relativa fue estimada para una condición de equilibrio dada por:

$$n_l = n_l e^{-(M+s_lF)} G_{l,l} + r_l$$

Donde $G_{l,l}$ es una matriz de transición de crecimiento, r_l es la distribución por tallas del reclutamiento, y los parámetros previos fueron previamente definidos. De esta manera, la estimación de $F_{x\%}$ se realiza minimizando la siguiente función objetivo

$$f = (BPR - xBPR_{F=0})^2$$

Las ecuaciones anteriores, dependiendo del recurso, se utilizaron para estimar F60%, F55%, F50% y F45% con el objeto de analizar el rango plausible de valores recomendado para peces pelágicos por el panel de expertos internacionales en ausencia de evidencia de la relación stock recluta (Paya *et al.* 2014). En la estimación se utilizaron los valores de madurez, masa corporal, selectividad y mortalidad natural documentados en la evaluación más reciente.

3.2.2.2. Análisis de consistencia con la relación stock-recluta

3.2.2.2.1. Mortalidad natural

¿Es $F_x\%$ menor o igual a la tasa de mortalidad natural? Si el marco biológico para la explotación es precautorio, la mortalidad por pesca objetivo debe ser menor o igual que la tasa de mortalidad natural (M). Patterson (1992) encontró que la tasa de cambio de biomasa de peces pelágicos pequeños cambia a negativa cuando la tasa de explotación es cercana a 40%; i.e., $F/Z \approx 0,4$ y equivalente a $F=2/3M$. Por otra parte, Zhou *et al.* (2012) encontraron que la tasa de mortalidad por pesca objetivo es $F_{RMS} \approx 0,87M$ con una desviación estándar igual a 0,05. Además, encontraron que la tasa de mortalidad por pesca objetivo, basada en proxy, es 15% menor que F_{RMS} .

Los PBR objetivos para la tasa de mortalidad por pesca propuestos para los peces pelágicos pequeños se compararon con estas referencias. Si se cumple que la mortalidad por pesca objetivo es menor que $0,87M$, entonces el PBR cumple con criterios precautorios.

3.2.2.2.2. Desempeño de la mortalidad por pesca objetivo

¿El $F_x\%$ es un proxy del F_{RMS} , y permite lograr la reducción a $x\%$ de la biomasa desovante objetivo en un horizonte de mediano plazo? Si el marco biológico para la explotación de los peces pelágicos pequeños asume que en el nivel de reducción de la biomasa desovante por recluta a 60% (ó 55% para el caso de la anchoveta de la zona norte) representa efectivamente al F_{RMS} , entonces este supuesto implica un valor para el steepness (h) de la relación stock-recluta. A su vez, implica que la reducción de la biomasa desovante no explotada ($\%B_0$) corresponde al proxy del punto de referencia objetivo para la biomasa, i.e., B_{RMS} , el que será menor $\pm 5\%$ si se asume un modelo del tipo Beverton-Holt para la relación stock-recluta. En efecto, según Thorson *et al.* (2019), la relación entre SPR_{Obj} y la razón B/B_0 y el steepness h de la relación stock-recluta viene dada por:

$$h = \left(1 - \frac{B}{B_0}\right) / \left(1 - 5\left(\frac{B}{B_0}\right) + 4SPR_{Obj}\right)$$

donde la razón B/B_0 es un índice de agotamiento de la biomasa desovante. En consecuencia, para las pesquerías pelágicas con $B/B_0 = 0,55$ y $SPR_{Obj}=0,6$ se tiene $h=0,692\approx 0,7$ (steepness) y $h=0,71$ cuando $SPR_{Obj}=0,55$ y $B/B_0=0,5$. El steepness de la relación stock-recluta es muy similar e implicaría una disminución cercana al 70% del reclutamiento no explotado cuando la biomasa desovante disminuya a 20% de B_0 (Figura 3).

Se calculó una relación stock-recluta teórica que depende del supuesto $R_0 \equiv \bar{R}$ (Figura 4), y permite evaluar la consistencia de los PBR cuando se asume representan el nivel de biomasa y mortalidad por pesca en el Rendimiento Máximo Sostenido. Se utilizó el valor de steepness aquí calculado ($h=0.7$) para establecer la relación stock-recluta y la estimación de biomasa desovante inexplorada estimada para las poblaciones que sostienen cada una de las pesquerías de peces pelágicos. Se destaca que la estimación de la biomasa desovante inexplorada implica asumir que el reclutamiento inexplorado puede ser estimado a partir del reclutamiento promedio, ya sea de todo el periodo de evaluación o un periodo representativo (Figura 4).

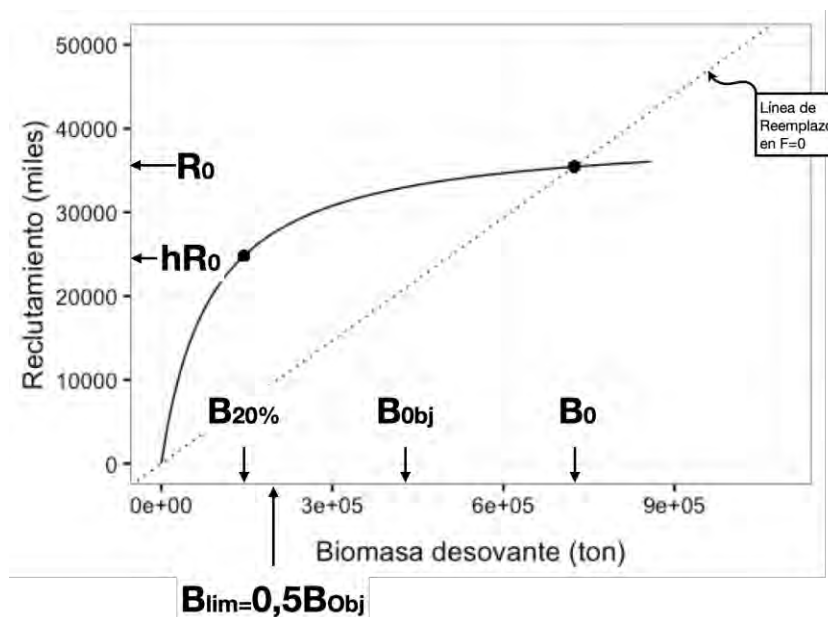


Figura 3. Relación stock-recluta teórica para la anchoveta de la zona centro-sur, según steepness $h=0,7$ y reclutamiento inexplorado $R_0 \equiv \bar{R}$. La línea punteada es la línea de reemplazo inexplorada ($\phi = 1/BPR_0$) que permite estimar el nivel de biomasa desovante inexplorada (B_0) y la biomasa $B_{20\%}$ ($=0,2B_0$), donde el reclutamiento disminuye a 70% del nivel de reclutamiento inexplorado (R_0). Se indica además la biomasa de referencia objetivo (B_{obj}) y biomasa límite (B_{lim}) del marco biológico para la explotación de peces pelágicos.

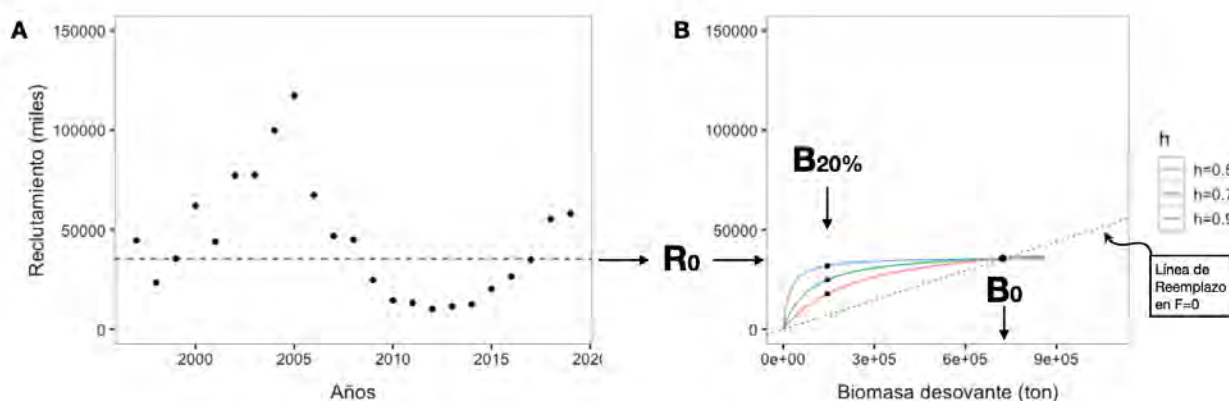


Figura 4. Serie de tiempo del reclutamiento, indicándose el reclutamiento promedio estimado por el modelo de evaluación de stock (A), y estimación de la relación stock-recluta en función de tres niveles de steepness.

Para un nivel de biomasa desovante inexplorada fijo (B_0), se observa que el reclutamiento esperado al nivel de $B_{20\%}$ depende del valor para el steepness, mientras que cuando la biomasa tiende a B_0 no hay diferencias sensibles en el reclutamiento esperado (Figura 4). La biomasa desovante por recluta inexplorada (BPR_0) se estimó para $F=$. Luego, el inverso de la biomasa por recluta inexplorada es un estimador de la línea de reemplazo inexplorada; i.e.,

$$\phi = 1/BPR_0$$

Dado el valor de steepness (h) y el nivel de reclutamiento promedio como estimador de R_0 , la biomasa desovante no explotada consistente con este nivel es $B_0=R_0BPR_0$, y entonces la relación stock-recluta de Beverton y Holt queda expresada por:

$$R_i = \frac{4hR_0B_{i-1}}{(1-h)B_0 + (5h-1)B_{i-1}} e^{\varepsilon_i - \sigma_R^2/2}$$

donde el subíndice i representa pasos de tiempo equivalentes a un año, y B es la biomasa desovante, y ε_i representa desviaciones del valor esperado que se asumen siguen una distribución normal con media 0 y desviación estándar σ_R . Esta última proviene del condicionamiento del modelo de evaluación de stock.

Con la relación stock-recluta así estimada, se realizó una proyección a 20 años para evaluar la consistencia de los PBR. En la proyección se utilizó la evaluación de stock más reciente, utilizando la mortalidad por pesca objetivo y error de proceso multiplicativo para el reclutamiento utilizando el valor de σ_R utilizado en la evaluación de stock. La proyección se realizó el algoritmo Metropolis Chain Monte Carlo disponible en las librerías C++ de ADMB (Fournier *et al.* 2012), lo que permitió la propagación de la incertidumbre de los parámetros del modelo de evaluación de stock por 20 años. Se muestrearon 200 cadenas de un total de 10000. Una vez obtenidas las proyecciones, los valores de las series de tiempo reclutamiento, biomasa desovante, agotamiento de la biomasa desovante (B/B_0), capturas y mortalidad por pesca fueron resumidos con límites de confianza de 95% y 90%.

Para evaluar la eficacia del PBR objetivo, en los últimos 10 años proyectados, se calculó la probabilidad de colapso, $\Pr[B/B_{Obj} < 0,5]$; la probabilidad de sobreexplotación, $\Pr[0,5 \leq B/B_{Obj} < 0,9]$; la probabilidad de explotación plena, $\Pr[0,9 \leq B/B_{Obj} < 1,25]$; y la probabilidad de subexplotación, $\Pr[B/B_{Obj} \geq 1,25]$. Asimismo, se calculó la probabilidad acumulada de las capturas esperadas, y se calcularon niveles de captura esperada según niveles de riesgo de 10, 15, 20, 25, 30, 40 y 50%.

3.2.2.2.3. Disminución potencial de depredadores dependientes

Con el objeto de comparar el efecto potencial de reducción de predadores dependientes de los PBR establecidos para pelágicos pequeños. Se utilizó la ecuación $R = \rho D^\alpha (1 - B/B_0)^\beta$, donde R es la respuesta potencial de un predador al agotamiento de la presa, D es la fracción de la dieta, y B/B₀ mide el grado de agotamiento de la biomasa total. Pikitch *et al.* (2012) estimaron los parámetros para grupos funcionales de teleósteos, aves, mamíferos y elasmobranquios por (ver “Lenfest Forage Fish Task Force” (LFFTF¹)). En este estudio se evaluó la respuesta potencial de los principales predadores principales según la importancia de los pelágicos pequeños en la dieta, ya que la respuesta potencial de los predadores a la reducción de la presa depende de la importancia en la dieta (Figura 5). Se consideró que una respuesta potencial de reducción menor a 20% cumple con criterios de resguardo de predadores dependientes.

¹ <http://oceancon.server265.com/foragefish/press/mangel.html>

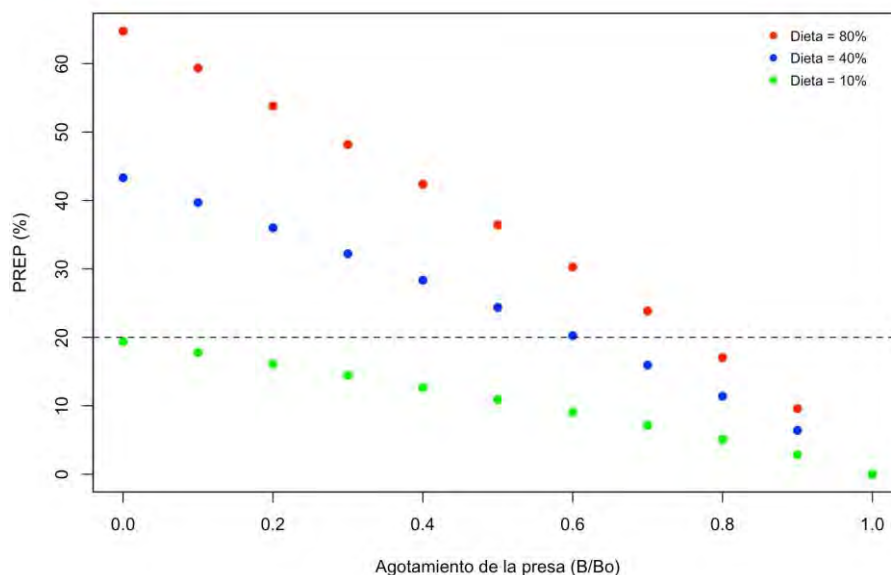


Figura 5. Ejemplo de PREP (%) en función del agotamiento de la presa para tres niveles de dieta (80%, 40%, y 10%), observándose una respuesta potencial de disminución más sensible e importante en el depredador cuando la presa aporta con más del 40% a la dieta.

3.2.3. Enfoque poblacional para determinar los puntos biológicos de referencia pesquería en la pesquería de jurel

3.2.3.1. Antecedentes

El estado de situación de la pesquería de jurel *Trachurus murphyi* se analiza al interior del Comité Científico Técnico de la Pesquería de Jurel (CCT-PJ) sobre la base de la evaluación de stock que se realiza en el Comité Científico de la Organización Regional de Pesca del Pacífico Sur (ORPPS), donde participan representantes del Instituto de Fomento Pesquero. La evaluación de stock más reciente está documenta en la Sesión 8 del Comité Científico de la ORPPS², específicamente en el Anexo Técnico³. En Chile, el CCT-PJ sesionó el 3 de noviembre de 2020 (CCT-PJ) donde se revisó el estatus, se discutieron las recomendaciones de capturas biológicamente aceptables y la

² <https://www.sprfmo.int/assets/2020-SC8/Report/SPRFMO-SC8-Report-2020.pdf>

³ <https://www.sprfmo.int/assets/2020-SC8/Report/JM-Tech-Annex-SC8.pdf>

estimación de puntos biológicos de referencia (Tabla 2). Se destaca que el Comité Científico de la ORP-PS establece el estatus considerando una biomasa desovante objetivo equivalente a 5,5 millones de toneladas, que se considera un PBR provisional.

Tabla 2. Resumen de los valores de los puntos biológicos de referencia, objetivos y límites para la pesquería de jurel al año 2020. El asterisco implica inferencia a partir de $B_0=0,35B_0/0,35$, donde 0,35 es aproximadamente la fracción B_{RMS}/B_0 basada en la curva de producción equilibrada.

Biomasa inexplotada (B_0) (miles ton)	Biomasa objetivo B_{RMS} (miles ton)	Biomasa límite (miles ton)	Mortalidad por pesca objetivo (F_{RMS})	M	Reporte	Fuente
B_0	$0,35B_0$	$0,25B_{RMS}$				
13094*	4583	1146	0,13	0,23	Noviembre, 2020	CCT-PJ (2020)
15714*	5500	1375	0,13	0,23		ORP-PS

La evaluación de stock de jurel utiliza un modelo estadístico de captura a la edad denominado “Joint Jack Mackerel (JJM)”, el cual es un modelo estructurado por edad, donde la dinámica del stock asume que el reclutamiento ocurre a comienzos de cada año y que la estación de desove que ocurre a mitad de noviembre⁴. La composición de edad está representada por individuos de 1 a 12+ años, con el reclutamiento a la edad 1 modelado estocásticamente con una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt. Cada cohorte sobrevive a una tasa de mortalidad natural constante y mortalidades por pesca parciales y variables ejercidas por diferentes flotas que operan en distintas áreas geográficas. La población inicial inexplotada se estima para el año 1958, asumiendo un estado estable de mortalidad natural. La dinámica de la pesquería asume que la mortalidad por pesca ejercida por cada flota describe un patrón de explotación por edad específico por flota (selectividad), capturabilidad, y efectos aleatorios anuales en la mortalidad por pesca parcial de cada flota. El patrón de selectividad no es paramétrico y varía entre flota y entre años, y por lo tanto la mortalidad por pesca total resultante contribuyen a un patrón de explotación variable entre años.

⁴ Nota: la configuración de datos indica para el mes de desove: 10.5, lo que indica mitad de noviembre. Sin embargo, en el código se resta 1 y se divide por 12 (línea 292), lo que implica mitad de octubre.

Al 2020, los PBR fueron precautorios y se basaron en un escenario de productividad baja que consideró un steepness $h=0,65$ y un nivel de reclutamiento promedio esperado al periodo 2001-2015, cuyos resultados fueron resumidos en la Tabla A8.34 del Anexo Técnico SC8. Estos resultados implican un PBR objetivo equivalente a 35% de la biomasa desovante inexplorada que podría generar el nivel de reclutamientos promedio del periodo 2001-2015, lo que determinó una biomasa de 4583 mil toneladas para la biomasa desovante a nivel del rendimiento máximo sostenido (B_{RMS}). A su vez, se deduce una biomasa desovante límite equivalente a 25% del objetivo de manejo (Tabla 2). La mortalidad por pesca objetivo corresponde al promedio de las edades 1 a 12, en atención a curvas de selectividad no-paramétricas con valores mayores a 1.

Los cambios en la biomasa total y desovante, mortalidad por pesca, reclutamiento y desembarques se resumen en la Figura 6. La biomasa desovante se compara con el punto biológico de referencia objetivo provisional de 5,5 millones de toneladas y la mortalidad por pesca con estimaciones dinámicas de F_{RMS} , que varían según cambios en selectividad básicamente. Se observa que la biomasa desovante disminuyó desde cerca de 12 millones de toneladas en 1992 a 4,8 millones de toneladas en 1996, recuperándose parcialmente entre 2000 y 2005. La mortalidad por pesca evidencia sobrepesca, al ser mayor que la mortalidad por pesca objetivo F_{RMS} , lo que se tradujo en una sobreexplotación leve entre 1996 y 1999. Se observa que los incrementos en biomasa se relacionan con los incrementos en el reclutamiento, y no con una disminución de la mortalidad por pesca hacia el nivel de referencia objetivo, a excepción del periodo más reciente, desde el 2013 al 2020 (Figura 6).

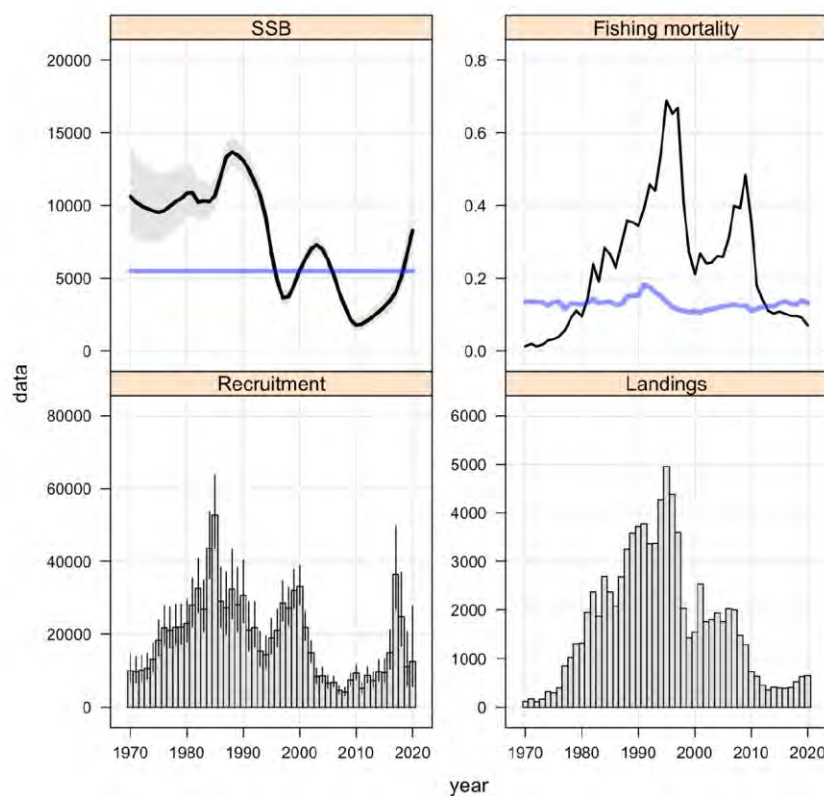


Figura 6. Variables de estado del stock de jurel (Model h1_1.00), donde SSB: biomasa desovante (miles de toneladas), Fishing mortality: mortalidad por pesca anual (promedio edades 1 a 12), Recruitment: reclutamiento a la edad 1, y Landings: desembarque anual de jurel. La línea azul representa la biomasa desovante objetivo provisional de 5,5 millones de toneladas, y la mortalidad por pesca objetivo que se calcula dinámicamente para cada año. El modelo h1_1.00 implica una unidad de stock (Fuente: Anexo Técnico SC8).

La recuperación en la biomasa desovante es una consecuencia de reclutamientos altos, por sobre el promedio, y que se registraron entre 2016 y 2018, en concomitancia con la disminución de los desembarques en igual periodo. Se destaca que los puntos biológicos de referencia son función del nivel de reclutamiento promedio del periodo 2000-2015, y por lo tanto la recuperación sería consistente con la hipótesis de un cambio de productividad imponiendo una relación stock recluta que supone un reclutamiento esperado para dicho nivel promedio de reclutamiento que podría generar una biomasa desovante inexplorada equivalente a 12,7 millones de toneladas, lo que según el nivel de steepness $h=0,65$ determina una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt cuyos reclutamientos esperados no son informativos de la variabilidad observada en el reclutamiento de jurel para toda la serie de tiempo (Figura 7).

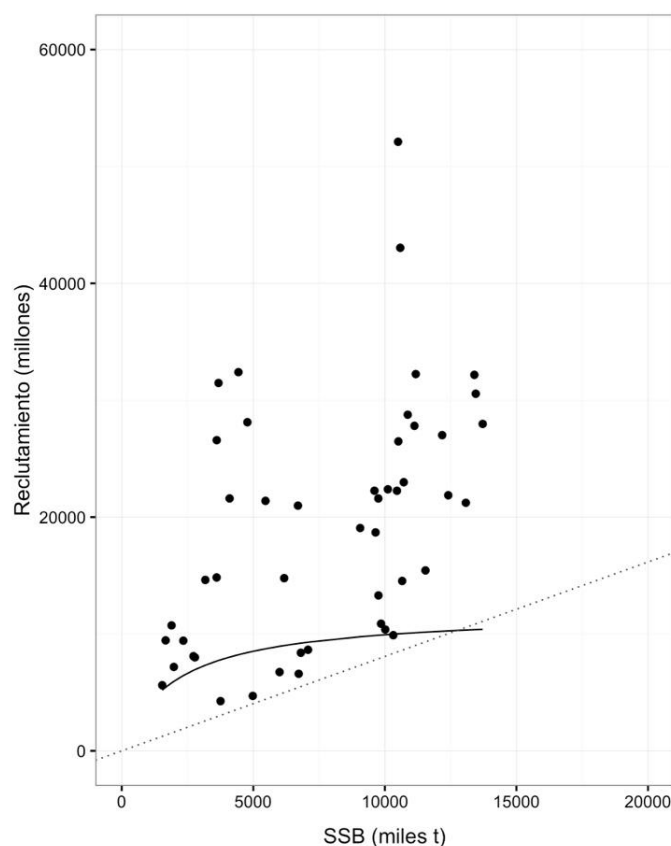


Figura 7. Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt para el jurel, según escenario de baja productividad en el reclutamiento esperado (periodo 2001-2015) y steepness $h=0,65$. Evaluación de stock SC06 con escenario 1.5 (Quiroz, 2019).

¿Qué tan informativo es el ajuste de una relación stock-recluta para explicar la dinámica del reclutamiento de jurel? ¿Han ocurrido cambios estructurales en la dinámica del reclutamiento que permita considerar cambios en la productividad? En efecto, la serie de tiempo del reclutamiento demuestra un periodo con reclutamientos más altos entre 1974 y 2000 que podrían generar biomazas mayores (Figura 6), y por lo tanto PBR más exigentes para el manejo. Para responder a la pregunta se requiere analizar cambios estructurales en el nivel de reclutamiento y analizar la consistencia con la hipótesis adoptada por el Comité Científico de la ORP.

Por otra parte, se observa que la biomasa desovante responde con retraso a los cambios en el nivel de reclutamiento (Figura 6), lo que implica investigar si el reclutamiento conduce los cambios en la biomasa desovante, y con qué retraso (e.g., Szuwalski *et al.* 2015). Estas preguntas asociadas

con cambios en la productividad en el stock de jurel tienen implicancias para establecer los puntos biológicos de referencia para el manejo. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es determinar la dinámica del reclutamiento y la relación stock-recluta de jurel considerando un enfoque basado en análisis de series de tiempo que permita identificar parámetros variables para la relación stock-recluta; y, en segundo lugar, identificar si los PBR para la biomasa se debe a cambios en la productividad (steepness) o a cambios en la capacidad de carga.

3.2.3.2. Metodología

Se utilizaron las variables de estado provisto por el escenario 1.5 considerados en la evaluación de stock de jurel realizada en la Sesión 6 del Comité Científico de la ORPPS, y documentada por Quiroz (2019). No se utilizó la evaluación de stock más reciente documentada en la Sesión 8 del Comité Científico de la ORPPS debido a que no se contó con la configuración de dicha evaluación como para reproducirla.

3.2.3.2.1 Análisis estructural del reclutamiento y relaciones stock-recluta del jurel

Se realizó un análisis estructural considerando la serie de tiempo del reclutamiento de jurel del periodo 1970 y 2018. Ya que el reclutamiento fue generado considerando desviaciones anuales que siguen una distribución log-normal, se aplicó logaritmo a los valores (abundancia de ejemplares de edad 1). El logaritmo del reclutamiento es un proceso de serie de tiempo estacionario si tiene media y varianza constante, cuya realización se expresa en valores aleatorios e idénticamente distribuidos, independientemente del tiempo. Se aplicó la prueba F de Chow extendida y que considera como hipótesis nula que no hay cambios estructurales en la serie de tiempo, y que está diseñado para evaluar múltiples puntos de cambio en una serie de tiempo (Zeiles *et al.*, 2002). Los puntos de quiebre o de cambio en la serie fueron detectados con el algoritmo de Bai & Perron (2003) para estimar múltiples quiebres simultáneamente en una serie de tiempo, e implementado en el paquete *strucchange* para R (Zeiles *et al.* 2003). El número óptimo de quiebres se evalúa con BIC para un número determinado de puntos de quiebre, en base a una suma de cuadrados residual (RSS).

Una vez obtenido el número de quiebres en la serie de tiempo del reclutamiento (en escala log), los bloques de años secuenciales con diferente reclutamiento esperado fueron clasificados alfabéticamente, asignándole A al primer bloque de años, B al segundo y así sucesivamente. En atención a que varios quiebres pueden estar asociados con bloques que muestran una transición (tendencia) ya sea desde valores bajos a altos o desde valores altos a bajos, se utilizó Hidden Markov Model para modelar las relaciones stock-recluta de jurel (ver Tang *et al.* 2021). Para ello se utilizó los algoritmos del paquete *depmixS4* para R (Visser & Speekenbrink, 2010) y se condicionó la estimación para dos estados en el valor esperado del reclutamiento promedio en toda la serie de tiempo, equivalentes a dos regímenes ambientales. Una vez identificado los regímenes de reclutamiento, se aplicaron dos métodos para estimar la biomasa desovante inexplorada de cada régimen ($B_{0,r}$); a saber:

- a) Estimación de B_0 de cada régimen utilizando la biomasa desovante inexplorada (BPR_0) multiplicada por $R_{0,r}$; i.e., $B_{0,r} = R_{0,r} BPR_0$. Este método asume que no han ocurrido cambios en los parámetros de historia de vida, i.e., tasa de mortalidad natural, madurez y peso promedio.
- b) Ajuste de las relaciones stock-recluta de Beverton y Holt y de Ricker para inferir cambios en los parámetros asociados, ya sea con la mortalidad denso-independiente o cambios asociados con el parámetro denso-dependiente o ambos. El ajuste del modelo stock-recluta del tipo Ricker consideró el siguiente modelo lineal

$$\log(R_t) = E(\mu) = \log(S_{t-1}) + \alpha' + r\beta S_{t-2} + r + \varepsilon_t$$

donde R_t es el reclutamiento en el año t , S_t es la biomasa reproductora, $\alpha' = \log(\alpha)$ y β son parámetros asociados con la mortalidad densidad-independiente y densidad-dependiente, respectivamente, y r es un factor que representa los regímenes de reclutamiento. En tanto, ε_t es el error aleatorio distribuido independiente e idénticamente distribuido, i.e., $\varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R)$.

El modelo de Beverton y Holt, i.e., $R_t = \frac{\alpha S_{t-1}}{1 + \beta S_{t-1}}$, puede ser ajustado con modelo lineal generalizado (GLM), según O'Brien (1999), i.e.,

$$\log(R_t) = E(1/\mu) = \alpha' - r\beta' \left(\frac{1}{S_{t-1}} \right) + r + \varepsilon_t$$

donde las variables fueron previamente definidas y $\alpha' = \beta/\alpha$ y $\beta' = 1/\alpha$. En el GLM, se utilizó la familia gaussiana y enlace recíproco. En este modelo, r es un factor que representa los regímenes de reclutamiento. Tanto para la relación stock-recluta de Ricker como de Beverton y Holt, se estudió cambios temporales en los parámetros de estas relaciones, ya sea asociados con cambios en la pendiente o intercepto, o ambos. La selección del mejor modelo se obtuvo con el criterio de información de Akaike (Akaike 1974).

A partir de los parámetros estimados para cada relación stock-recluta se estimó el steepness (h) y el nivel de reclutamiento inexplorado (R_0), según las ecuaciones descritas por Miller y Brooks (2020) (Tabla 3).

Tabla 3. Ecuaciones para la estimación del steepness, reclutamiento inexplorado y biomasa desovante inexplorada a partir del ajuste de dos modelos con cambio de régimen en el reclutamiento de jurel.

Parámetros estimados	Beverton-Holt	Ricker
Steepness	$h = \alpha BPR_0 / (4 + \alpha BPR_0)$	$h = (\alpha BPR_0)^{4/5} / 5$
Reclutamiento inexplorado	$R_0 = \frac{1}{\beta} \left(\alpha - \frac{1}{BPR_0} \right)$	$R_0 = \log(\alpha BPR_0) / (\beta BPR_0)$
Biomasa inexplorada	$B_0 = R_0 BPR_0$	$B_0 = R_0 BPR_0$

3.2.3.2.2 Método relación stock-recluta y curva de producción

Como se mencionó, en la evaluación de stock de jurel los PBR se estiman utilizando un valor de steepness $h=0,65$ y una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt que se estima internamente en el modelo de evaluación de stock (CCT-PJ, 2020). Se destaca que la curva de producción para

estimar B_{RMS} y F_{RMS} consiste en transformar el rendimiento por recluta (YPR) en capturas equilibradas ya sea en función de la mortalidad por pesca como de la biomasa desovante (e.g., Shepherd 1982; Cubillos et al., 2002). Se asume que el peso promedio, la madurez y la mortalidad natural han permanecido invariantes, y para la selectividad se utilizó un promedio ponderado de la selectividad de cada flota. El rendimiento en equilibrio en función de la mortalidad por pesca (F) se estimó por:

$$Y_F = YPR_F \times R_F$$

donde YPR_F es el rendimiento por recluta en función de F , y R_F es el reclutamiento esperado en función de F ; el cual se estima con la siguiente expresión para el modelo de Beverton & Holt:

$$R_F = (BPR_F - \alpha) / (\beta \times BPR_F)$$

Y para el modelo de Ricker por:

$$R_F = \log(\alpha \times BPR_F) / (\beta \times BPR_F)$$

donde BPR_F es la biomasa desovante por recluta en función de F . Los parámetros α y β son los parámetros de la relación stock-recluta, que se estimaron para un nivel de steepness dado. En el caso del modelo stock-recluta de Beverton-Holt por

$$\alpha = BPR_0(1 - h)/4h$$

$$\beta = (5h - 1)/(4hR_0)$$

Y para el modelo de Ricker por

$$\alpha = \exp\left(\frac{\log(5h)}{0.8}\right) / BPR_0$$

$$\beta = \log(5h) / (0.8B_0)$$

El YPR se estimó con la ecuación de captura de Baranov y F es la mortalidad por pesca promedio para las edades 1 a 12. La mortalidad por pesca $FRMS$ se estimó maximizando Y_F , y B_{RMS} se estimó maximizando Y_F en función de B_F , donde B_F viene dada por:

$$B_F = BPR_F \times R_F$$

Los PBR estimados para cada nivel de reclutamiento dependen de cambios en el steepness (h) y nivel de reclutamiento inexplorado (R_0).

La evaluación de los PBRs, propiamente tales, se realizó mediante la Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE, Management Strategies Evaluation). En este paso, se incorporó toda la información y decisiones realizadas en pasos anteriores (ver [Figura 2](#)) en una evaluación comprehensiva del efecto probable de las acciones de manejo propuestas sobre indicadores elegidos. La proyección de los impactos del manejo puede sonar a un proceso intimidante y complejo. Sin embargo, las estrategias pueden evaluarse con un modelo conceptual simple regido por la teoría de decisiones básicas (Clemen 1996) y opinión de expertos formalizada sobre las relaciones principales entre objetivos, forzantes y acciones de manejo.

Es posible combinar modelos de regresión simple o modelos mínimamente realistas con modelos conceptuales para mejorar la representación de las uniones entre un subconjunto de componentes del sistema. El proceso más formal, denominado Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) usa simulaciones con modelos ecosistémicos para entregar proyecciones sofisticadas y las respuestas de todo el ecosistema ante opciones de manejo (Sainsbury *et al.* 2000, Fulton *et al.* 2007, Surma *et al.* 2018). Aunque estos modelos son muy complejos, es posible aplicarlos a preguntas específicas en una ventana de tiempo corta, siempre y cuando el modelo de base haya sido desarrollado para el sistema de interés (Gaichas *et al.* 2017).

3.2.4. Evaluación de estrategias de manejo (EEM)

En el ámbito del consejo científico-técnico estratégico se evaluaron los PBRs actuales de anchoveta de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo), anchoveta de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), y sardina común de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos) utilizando un enfoque de evaluación de estrategias de manejo (EEM), lo que constituye un marco general para evaluar la robustez de una estrategia de explotación. El énfasis fue evaluar la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante que se utiliza en la actualidad, sin considerar estrategias alternativas que podrían constituirse en una regla de control de captura.

El enfoque EEM utiliza la simulación de realizaciones de un sistema pesquero real que abarca un rango creíble de escenarios de la dinámica de una población y de explotación (Cochrane *et al.* 1998, Butterworth & Punt 1999, Kell *et al.* 2004). Genéricamente, el enfoque de la EEM consiste en un ciclo cerrado con retroalimentación, y la evaluación del desempeño consiste en un conjunto de simulaciones de algunos de los elementos del Procedimiento de Manejo, que comprende ya sea los datos que se colectan desde la pesquería y del stock (evaluación del monitoreo), el modelo de evaluación de stock (evaluación del estimador) y que provee de un indicador de estatus (e.g., biomasa desovante), y/o de una regla de decisión en base al indicador de estatus (mortalidad por pesca objetivo o captura).

Para los fines de este proyecto, al considerar que la dinámica del reclutamiento de anchoveta y sardina común es una fuente de incertidumbre que incide notablemente en el estatus de estas poblaciones, se utilizó un enfoque de simulación con ciclo cerrado y retroalimentación (Figura 8) para evaluar el manejo monoespecífico actual en las pesquerías ya citadas, donde la regla de decisión consiste en utilizar una tasa de mortalidad por pesca objetivo, independiente de la biomasa del stock.

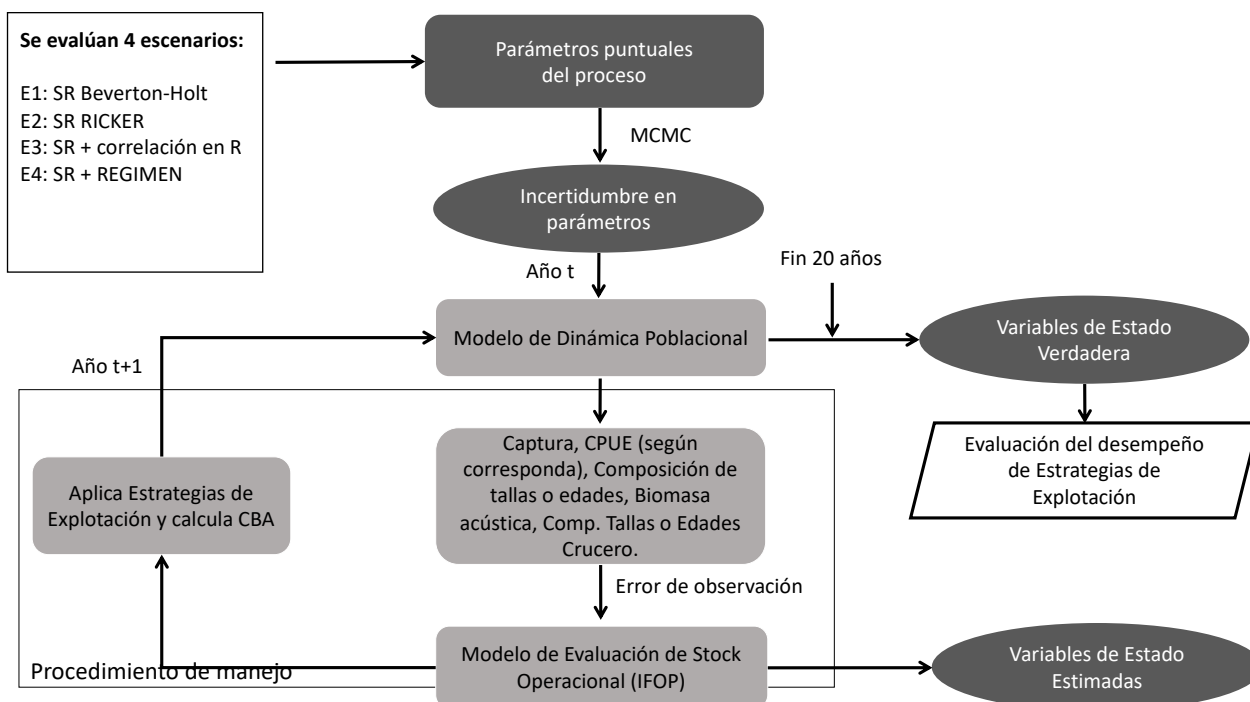


Figura 8. Ejemplo de aplicación de EEM para evaluar la estrategia de explotación mono-específica en pesquerías de recursos de nivel trófico bajo.

El enfoque de la evaluación de estrategia de explotación mono-específico implica utilizar diferentes modelos operativos condicionados con los siguientes escenarios; i.e.:

- E1: Relación stock-recluta de Beverton y Holt, con error de proceso estocástico; i.e., $\varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R)$.
- E2: Relación stock-recluta de Ricker, con error de proceso estocástico; i.e., $\varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R)$
- E3: Relación stock-recluta de Beverton-Holt con reclutamiento autocorrelacionado; i.e., $\varepsilon_t = \rho \varepsilon_{t-1} + \sqrt{1 - \rho^2} \eta_t$, donde $\eta_t \sim N(0, \sigma_R)$ y $\rho = 0.8$.
- E4: Cambios de régimen en el reclutamiento.

En consecuencia, para evaluar el procedimiento de manejo actual se realizaron 4 escenarios equivalentes a 4 modelos operativos, proyectados a 20 años en el futuro (Figura 8). Una vez terminado el ciclo de 20 años, se procede a evaluar la eficacia del procedimiento de manejo (PM) utilizando la trayectoria de los indicadores de estatus del modelo operativo (MOP) como la población real que está siendo manejada mediante el PM. Los MOP se basaron en los modelos de

evaluación actual, pero con una dinámica poblacional condicionada por los escenarios descritos previamente.

La evaluación de la eficacia se realizó con las siguientes funciones de desempeño:

- D1: Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante no explotada promedio⁵.
- D2: Probabilidad que la biomasa sea mayor o igual al objetivo de manejo, i.e. $\Pr[S/S_{rms} \geq x]$, donde x representa el límite inferior acordado por el Comité Científico Técnico para declarar la explotación plena.
- D3: Probabilidad de colapso, lo que implica la frecuencia con que la biomasa desovante es inferior a la biomasa desovante límite, i.e., $\Pr[S/S_{rms} < 0.5]$.

Para el caso del escenario con cambio de régimen en el reclutamiento, se analizó la serie de tiempo del reclutamiento con el objeto de detectar cambios estructurales. Para identificar saltos significativos en el valor esperado del reclutamiento, se utilizó la técnica de Hidden Markov Model (HMM) (Munch & Kottas, 2009; Tang *et al.* 2021). Esta técnica considera que la dinámica del reclutamiento o la secuencia ordenada de valores en el tiempo sigue un proceso de Markov; es decir, que el valor esperado del reclutamiento puede transitar de un estado i dado un estado j a través de una matriz de transición que contiene la probabilidad de observar un estado dado el estado anterior; i.e., $P(x_{t+1} = i | x_t = j) = p_{i,j}$. Para estimar la matriz de transición se utilizó la serie cronológica del logaritmo del reclutamiento de anchoveta y sardina común, y se utilizó el package ‘depmixS4’ (Visser y Speekenbrink, 2010), que provee no sólo la matriz de transición sino también el valor esperado del logaritmo del reclutamiento. El ajuste se realizó considerando dos estados, equivalentes a un régimen con reclutamientos altos y otro con reclutamientos bajos. Por lo tanto, el modelo operativo (MOP) para el Escenario 4 consideró la realización de una secuencia futura de estos dos estados en el horizonte de 20 años.

⁵ Se utilizará la biomasa desovante no explotada que produce el nivel del reclutamiento promedio.

Para el escenario 4, se consideró oportuno evaluar el desempeño del MOP considerando puntos biológicos de referencia dinámicos para la biomasa desovante (O’Leary et al., 2019), ya que el nivel de reclutamiento cambiante entre dos estados conduce a diferentes valores de biomasa desovante no explotada. La razón entre la biomasa desovante explotada y no explotada en cada año representa la reducción efectiva sólo dado por el nivel de reclutamiento esperado, ya sea de un régimen alto o bajo, ya que se asume en la proyección que el crecimiento, la madurez, la mortalidad natural y la selectividad son constantes.

3.2.4. Evaluación de Escenarios de Manejo con enfoque multi-específico

Para los propósitos de este estudio se utilizó el software Ecopath with Ecosim (EwE) y en particular el módulo de simulación temporal (Ecosim, Walters *et al.* 1997, Christensen *et al.* 2010, Steenbeck *et al.* 2016). La plataforma EwE posee marcadas ventajas sobre otros enfoques de modelación multiespecífico y ecosistémico (Plagányi 2007) y además permite realizar simulaciones que requieren un menor tiempo de computador comparado con modelos igualmente complejos tales como ATLANTIS (Elizabeth Fulton, CSIRO, *com. pers.*).

Un elemento clave en Ecosim es la expresión para el consumo o las tasas de flujo entre las biomasa que están conectadas tróficamente. El consumo de la presa i por el depredador j ($Q_{i,j}$) se expresa por:

$$Q_{i,j}(B_i, B_j) = \frac{a_{ij}v_{ij}B_iB_j}{(2v_{ij} + a_{ij}B_{ij})}$$

donde a_{ij} es la tasa de búsqueda efectiva para la presa i por el depredador j , y v_{ij} es modelada como una tasa de intercambio entre el conjunto de presas vulnerables e invulnerables. La ecuación se basa en la teoría que el consumo es limitado por el comportamiento de los depredadores y presas en escalas de tiempo pequeñas. Esto es, se asume que las interacciones depredador-presa ocurren principalmente en lo que se denomina arenas de forrajeo (“foraging arenas”) donde las presas sólo son vulnerables a la depredación a través de sus propios requerimientos de adquirir recursos (Walter *et al.* 2000). Aunque Ecosim introduce nuevos parámetros, el modelo es más sensible al parámetro de vulnerabilidad (v). Sin embargo, no es posible estimar v a partir de datos de campo o

en laboratorio. Para disminuir esta deficiencia, Ecosim usa series de tiempo para calibrar el modelo y, en ese proceso, estimar v . Esto ya fue explorado satisfactoriamente por Neira *et al.* (2014) y Neira *et al.* (2019), por lo que se consideró que es factible de realizar también en este proyecto.

Se construyó un modelo Ecopath with Ecosim para caracterizar las interacciones biológicas (mortalidad por depredación) y las interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en cada uno de los ecosistemas que sustentan las pesquerías que son objeto de estudio, a saber: Chile norte, Chile centro-norte, Chile centro-sur, mar interior X Región (Región de Los Lagos). Cada modelo cuantitativo consideró varios taxa (grupos funcionales) de importancia económica y/o ecológica que interactúan. La estructura de cada modelo (número y tipo de grupos funcionales) además fue discutida posteriormente con los expertos internacionales y presentada al panel en los talleres metodológicos correspondientes.

La modelación con EwE 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:

$$Producción = Capturas + \frac{Mortalidad}{por\ predación} + \frac{Acumulación}{de\ biomasa} + \frac{Migración}{neta} + \frac{Otras}{mortalidades}$$

O más formalmente,

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

donde P_i es la tasa de producción total del grupo i ; Y_i es la tasa de captura total de grupo i ; $M2$ es la tasa de depredación total para el grupo i , B_i es la biomasa total del grupo i ; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración), BA_i es la acumulación de biomasa del grupo i ; $P_i(1-EE_i) = M0_i$ es la tasa de mortalidad debida a otras causas (independiente de la depredación y de la explotación).

La ecuación anterior también se puede expresar como:

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

donde $(P/B)_i$ es la razón producción-biomasa de i , $(Q/B)_i$ es la razón consumo-biomasa de i ; $(P/B)_i B_i (1 - EE_i) = M0_i$ es la tasa de mortalidad debida a otras causas; B_j es la biomasa del depredador de i ; DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del depredador j ; B_i , Y_i , E_i y BA_i ya han sido definidos.

La tasa de producción (P_i) se calcula como el producto entre la biomasa del grupo i (B_i) y su razón producción biomasa $(P/B)_i$. De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento tipo von Bertalanffy, la razón $(P/B)_i$ corresponde a la tasa de mortalidad total Z_i . La “otra mortalidad” ($M0_i$) incluye la mortalidad que no se debe a depredación ni a captura (i.e. mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), se calcula internamente como:

$$M0_i = P_i \cdot (1 - EE_i)$$

donde EE_i es la “eficiencia ecotrófica” de i ; EE_i es un parámetro ecológico que representa la proporción de la producción del grupo i que se utiliza dentro del sistema, ya sea como consumo por predadores o capturas pesqueras.

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

$$M2_i = \frac{\sum_{j=1}^n Q_j \cdot DC_{ij}}{B_i}$$

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 depredador j y se calcula como el producto entre B_j y Q/B_j .

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

En Ecopath las entradas de energía deben balancear las salidas en cada grupo funcional. La primera ecuación de Ecopath incluye solo la producción de cada grupo funcional, la que debe igualar la sumatoria de los flujos por depredación, capturas, migración neta, biomasa acumulada y otras mortalidades. Una vez que se ha ingresado todos los parámetros de entrada requeridos por el modelo, el balance de masa en cada grupo se verifica a través de la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} \text{Consumo} &= \text{Producción} + \text{Respiración} + \frac{\text{Alimento}}{\text{no asimilado}} \\ Q &= P + R + U \end{aligned}$$

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

- **Biomasa (B_i):** Masa total de cada grupo viviente (i) por unidad de área ($\text{ton} \cdot \text{km}^{-2}$).
- **Captura (Y_i):** 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 . 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 ; 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:

$$Z_i = \left(\frac{P}{B} \right)_i$$

De acuerdo con Christensen & Walters (2004) y Christensen *et al.* (2008), el coeficiente Z_i puede subdividirse en sus componentes según:

$$Z_i = M0_i + M2_i + F_i + EX_i$$

donde $M0_i$ es “otras mortalidades” distintas e independientes de la depredación y las capturas; $M2_i$ es el coeficiente de mortalidad por depredación; F_i es el coeficiente de mortalidad por pesca; EX_i es un coeficiente que representa otras exportaciones (emigración o depredación 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 depredadores (DC_{ij}):** corresponde a la fracción en peso de cada presa i en el contenido estomacal del depredador j .

La información de producción, consumo y fuentes de mortalidad (por pesca) de cada componente del ecosistema muchas veces no se encuentra disponible y se debe hacer uso de información de grupos funcionales similares en el mismo ecosistema o desde ecosistemas similares. Esta información aporta gran parte de la incertidumbre al modelo que finalmente determina su “calidad”, la que se mide a través de su pedigrí (“pedigree”, Funtowicz & Ravetz 1990). El pedigrí además hace que el proceso de construcción del modelo Ecopath sea más transparente (Christensen & Walters 2004).

El pedigrí de Ecopath, que adopta valores entre cero y uno, permite describir el origen y precisión de los datos utilizados para crear el modelo, así como para establecer los intervalos de confianza cuando se realizan simulaciones de Monte-Carlo (Pauly *et al.* 2000; Christensen & Walters 2004). El origen de los datos se establece utilizando una tabla predefinida para cada tipo de parámetros de entrada (Tabla 4 y Tabla 5). Para cada grupo del ecosistema, se utiliza una de estas opciones para definir el pedigrí del parámetro de entrada. Sobre la base del valor del índice individual, se calcula un “índice pedigree” general, τ , como el promedio del valor de pedigrí individual basado en:

$$\tau = \sum_{i=1}^n \frac{\tau_{i,p}}{n}$$

donde $\tau_{i,p}$ es el valor del índice de pedigrí para el grupo i y el parámetro de entrada p para cada uno de los n grupos en el ecosistema; p puede representar biomasa (B), la razón producción/biomasa

(P/B), razón consumo/biomasa (Q/B), capturas (Y) o composición de la dieta (DC). Para escalar en función del número de grupos vivos en el sistema, se calcula una medida general de ajuste, τ^* (usando una ecuación basada en cómo se calcula el valor t para una regresión) como:

$$\tau^* = \tau \frac{\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-\tau^2}}$$

Tabla 4. Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de biomasa (B).

Opción	Índice	CV
Estimado por Ecopath	0,0	80
De otro modelo	0,0	80
Juicio experto	0,0	80
Aproximado o método indirecto	0,4	50
Muestreo/local, baja precisión	0,7	30
Muestreo/local, alta precisión	1,0	10

Tabla 5. Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de P/B y Q/B.

Opción	Índice	CV
Estimado por Ecopath	0,0	80
Juicio experto	0,1	70
De otro modelo	0,2	60
Relación empírica	0,5	50
Especies similares, sistema similar, baja precisión	0,6	40
Especies similares, mismo sistema, baja precisión	0,7	30
Misma especie, sistema similar, alta precisión	0,8	20
Misma especie, mismo sistema, alta precisión	1,0	10

Una vez balanceados los modelos Ecopath que representan las tramas tróficas donde interactúan las especies objetivo de este estudio, se construyó un modelo con dinámica temporal utilizando Ecosim (Walters *et al.* 1997). Como se mencionó, Ecosim permite simular y analizar tendencias de la biomasa de cada componente del ecosistema ante distintos escenarios de pesca o de cambios en factores forzantes distintos de la pesca (ambiente, depredación, etc.). La ventaja de Ecosim es que se aplica sobre un modelo Ecopath ya construido, tomando ventaja entonces de toda la parametrización previa (Walters & Christensen 2007).

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

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

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

$$f(B_i) = \frac{v_i B_i}{(1 + B_i h_i)}$$

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

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

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

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

En Ecosim las interacciones predador-presa son moderadas por el comportamiento de la presa para limitar la exposición a la depredación, de tal manera que los patrones de flujo de biomasa pueden mostrar control de tipo bottom-up o top-down (Walters *et al.* 2000). Al realizar simulaciones reiteradas, EwE permite ajustar las biombras predichas por el modelo a datos de series de tiempo mediante la estimación de los parámetros de vulnerabilidad y/o una anomalía de producción

primaria. Así, la diferencia entre las predicciones del modelo y los datos observados se minimiza. Se pueden utilizar series de tiempo de mortalidad por pesca, esfuerzo de pesca o desembarques para forzar el modelo al representar las perturbaciones observadas en el sistema.

De acuerdo con Heymans *et al.* (2016), la mejor práctica al ajustar un modelo a datos de series de tiempo es utilizar el método de prueba de hipótesis estadística descrito por Mackinson *et al.* (2009) y refinado por Tomczak *et al.* (2012), Mackinson (2014) y Alexander *et al.* (2015). Este procedimiento, automatizado por Scott *et al.* (2016) e integrado como un complemento en el software EwE, se basa en la estimación de la suma de cuadrados (SS) y el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974).

El procedimiento automatizado de ajuste de Scott *et al.* (2016) parametriza y compara las ocho hipótesis alternativas descritas por Alexander *et al.* (2015). Estas hipótesis son: i) línea de base (ejecución del modelo sin pesca y sin cambios en las vulnerabilidades, o anomalía en la producción primaria); ii) línea de base y cambios en vulnerabilidades; iii) línea de base y cambios en anomalías de producción primaria; iv) línea de base y cambios en las vulnerabilidades y anomalías de producción primaria; v) pesca (excluyendo cualquier adaptación a series de tiempo para vulnerabilidades o búsquedas de anomalías de producción primaria); vi) pesca y cambios en las vulnerabilidades; vii) pesca y cambios en las anomalías de la producción primaria; y viii) pesca, cambios en las vulnerabilidades y anomalías en la producción primaria.

El número máximo de parámetros que puede ser estimado (m) se calcula a partir del número total de series de tiempo utilizadas (i.e., biomasa relativa, mortalidad total, captura y peso promedio) (Christensen *et al.* 2008). Se asume que las series de tiempo son independientes entre sí, pero que cada dato en una serie de tiempo no es independiente de los otros datos en esa serie (Scott *et al.* 2016). El procedimiento de ajuste calcula el número total de iteraciones para cada hipótesis calculando todas las combinaciones de número de parámetros estimados (K) en función de m y/o el número máximo de spline points. Por ejemplo, si $m=3$, entonces para la hipótesis “línea de base y cambios en vulnerabilidades” el procedimiento calcularía 3 iteraciones donde el valor de K será 1, 2 y 3 en cada una de las iteraciones (Burnham & Anderson 2004, Scott *et al.* 2016).

La hipótesis que obtiene el AIC más bajo es la hipótesis que obtiene el mejor ajuste del modelo a los datos usando el menor número de parámetros. El AIC se define como:

$$AIC = n \log (minSS/n) + 2K$$

donde n es el número total de observaciones, minSS es la mínima suma de cuadrados calculada por el algoritmo.

Además, el procedimiento también calcula el AICc (Burnham & Anderson 2004), que corresponde al criterio de información de Akaike con una corrección de segundo orden para tamaños de muestra pequeños. El AICc se define como:

$$AICc = AIC + 2K(K-1)/(n-K-1)$$

El procedimiento de ajuste calcula estos valores para cada iteración e identifica la mejor opción para la iteración que tiene el valor de AICc más bajo.

3.2.4.1. Fuentes de datos

La fuente de datos depende de la naturaleza de la información requerida para la construcción del modelo de trama trófica y presión pesquera, a saber:

Capturas/desembarques: se obtuvieron del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPesca), en una escala temporal anual por recurso explotado y tipo de flota (cerco, espinel, otro).

Composición de la dieta de los componentes de la trama trófica: se obtuvo de estudios específicos realizados en el área de estudio.

Abundancia/biomasa: se obtuvo de estudios de evaluación directa de pequeños pelágicos y evaluación directa de merluza del sur y merluza de cola.

Abundancia/biomasa del fito y zooplancton: se obtuvo específicos realizados en el área de estudio.

3.2.4.2. Estimación de RMS multiespecífico y comparación con RMS monoespecífico

La estimación del RMS monoespecífico se realizó siguiendo la metodología propuesta por Walters *et al.* (2005). A partir de cada modelo Ecopath with Ecosim, se realizó una simulación de largo plazo (+100 años), donde se incrementó y disminuyó la mortalidad por pesca, manteniendo constante la mortalidad por pesca de los otros grupos funcionales sujetos a explotación. Así, el RMS monoespecífico resulta en el nivel máximo de captura promedio alcanzado, y F_{RMS} es la mortalidad por pesca que conduce a esa captura. Luego, se realizó una nueva simulación considerando simultáneamente F_{RMS} de cada especie/grupo funcional explotado. El máximo nivel de captura alcanzado en el largo plazo corresponde al RMS multiespecífico.

La estimación de intervalos de confianza de F_{RMS} monoespecífico y multiespecífico se obtuvo, siguiendo a Heymans *et al.* (2016), a través de la construcción de modelos equiprobables a partir de simulaciones Monte Carlo de los parámetros biomasa (ton/km^2), razón P/B (1/año) y la razón Q/B (1/año). El intervalo de confianza se estimó con un 95% de confianza.

Dadas las diferencias en la estructura del modelo EwE, respecto de los modelos de evaluación de stock, donde en EwE no hay separación de edades y la mortalidad por pesca se asume como la razón entre las capturas y la biomasa, los últimos se basan en edades anuales, o semestrales como en el caso de la anchoveta del norte. Los modelos de evaluación de stock se basan en modelos estadísticos de captura en la edad, y los valores de F se basan en la abundancia. Al respecto, la mortalidad por pesca de referencia (PBRs) con la que se administran las pesquerías, siguiendo a Buchheister *et al.* (2017), se transformó en una mortalidad por pesca objetivo equivalente: F_{objeq} que fue aplicada luego en las simulaciones y comparaciones con los estimados multiespecíficos.

Luego, los estimados el RMS monoespecífico y RMS multiespecíficos estimados por EwE fueron comparados y se evaluó diferencias significativas entre ambos estimados. Complementariamente, para cada pesquería se comparó las estimaciones de RMS obtenidas con EwE y las estimaciones disponibles de evaluaciones de stock edad o talla estructuradas (i.e., las que genera el Instituto de Fomento Pesquero, IFOP) aplicando el F_{objeq} estimado en cada recurso de interés.

3.2.4.3. Efectos ecosistémicos de la explotación con RMS monoespecífico versus RMS multiespecífico

Luego de estimados el rendimiento máximo sostenido monoespecífico (RMS-SS) y multiespecífico (RMS-MS) se evaluó mediante simulaciones de largo plazo (50 años, el ciclo generacional del componente más longevo del ecosistema), el impacto en el ecosistema de aplicar una estrategia de explotación basada en el RMS, de la siguiente manera:

- a). Aplicar el F_{objeq} (monoespecífico) calculado desde el F_{obj} actualmente aplicado a cada pesquería (estimado desde modelos de stock edad o talla estructurados) y manteniendo constante la mortalidad por pesca de los otros grupos funcionales,
- b). Aplicar F_{RMS-SS} (monoespecífico) en cada especie (estimado con EwE) y manteniendo constante la mortalidad por pesca de los otros grupos funcionales,
- c). Aplicar F_{RMS-MS} (multiespecífico), estimado según Walters *et al.* (2005) manteniendo constante la mortalidad por pesca de los otros grupos funcionales.

3.3. Objetivo Específico 3

Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente.

3.3.1. Antecedentes

En este objetivo se exploró mejoras al marco biológico de referencia vigente para cada uno de los recursos y pesquerías que son objetivos de este estudio. El actual marco de manejo para pesquerías de peces pelágicos en Chile las agrupa bajo el Nivel o Tier 1b, que implica que los puntos biológicos de referencia dependen de aproximaciones en equilibrio basadas en el potencial reproductivo bajo diferentes niveles de mortalidad por pesca. Específicamente, en estas especies se propuso PBRs sustitutos para el PBR objetivo (que corresponde al RMS) tales como $F_{55\%}$ y $F_{60\%}$, los cuales representan mortalidades por pesca que reducen el potencial reproductivo en 55% y 60% respecto de la situación sin pesca. Sin embargo, este marco supone incorrectamente que se está en presencia de una población en equilibrio, que no interactúa con otras especies y el ambiente. Además, muchas poblaciones de peces pelágicos juegan un rol fundamental en sus ecosistemas al canalizar la producción de los niveles inferiores de las tramas tróficas (fitoplancton y zooplancton) hacia niveles superiores donde se ubican recursos pesqueros como los peces demersales y especies íconos para la conservación como aves y mamíferos marinos. Sin embargo, no se ha evaluado si los niveles de mortalidad por pesca o de biomasa objetivos tienen impactos negativos en la sustentabilidad de las pesquerías de peces predadores, en la conservación de predadores carismáticos, y en el ecosistema como un todo.

3.3.2. Metodología

En cada pesquería/recurso objetivo de este estudio se analizó y propuso un marco de manejo pesquero que complemente el actual y que tome en cuenta la biología y ecología de los recursos pelágicos. Estos marcos de manejo pesquero alternativos emergerán principalmente de los resultados obtenidos de la revisión bibliográfica de la experiencia internacional respecto de la

incorporación de consideraciones ecosistémicas para especies forraje o de nivel trófico bajo (Objetivo 4.1), la evaluación del actual marco de PBRs mediante modelos y simulaciones que implementen el enfoque ecosistémico y el enfoque precautorio (Objetivo 4.2), y la interacción del equipo nacional de investigadores con los expertos internacionales, a saber: Dra. Elizabeth Fulton (CSIRO, Australia), Dr. Tony Pitcher (University of British Columbia, Canadá) y el Dr. Francisco Arreguín Sánchez (CICIMAR, Instituto Politécnico Nacional, México) que reemplazó al Dr. Pitcher en los talleres metodológicos 2 y 3. Estos colegas integraron el panel internacional del proyecto aportando su experiencia en el tema central del estudio y generando sugerencias de alto nivel en las áreas de manejo de pesquerías de nivel trófico bajo (NTB), el enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías, el principio precautorio en pesquerías pelágicas, la implementación de estrategias de explotación de especies de NTB, y los principios de manejo pesquero basado en “buenas prácticas”.

La metodología de interacción con el panel de expertos se concentró en tres talleres de trabajo, en los cuales se invitó a los participantes del actual sistema de manejo pesquero en Chile. En este sentido, se invitó al menos a: i) los miembros del Comité Científico de Pelágicos Pequeños, ii) los miembros del Comité Científico del Jurel, iii) administradores pesqueros de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, iv) profesionales involucrados en programas de monitoreo de pesquerías, prospecciones acústicas y evaluaciones de stock de IFOP, y v) investigadores/académicos con experiencia en evaluación de stocks monoespecífica y modelación ecológica y análisis ecosistémico de pesquerías.

Los resultados de los talleres se presentan en la sección Anexos.

3.4. Objetivo Específico 4

Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas.

La definición y/o establecimiento de un estándar técnico para la estimación de PBRs ecológicos, resultó del trabajo conjunto realizado en el Taller Metodológico 3, realizado el 29 de julio de 2021. Los estándares para la estimación de los PBRs fue caso específico debido a que no todas las pesquerías/recursos de interés tienen la misma calidad/cantidad de información relacionada con sus interacciones multiespecíficas. En el Taller se propuso y sometió a discusión la propuesta de flujo de trabajo incremental para la definición conceptual de los PBRs ecológicos basados en el RMS y el análisis crítico de los actuales PRBs en las pesquerías de interés de este estudio (Figura 9).

Basados en la definición funcional de especies forrajeras de Pickitch *et al.* (2012a) y características de éstas que las hacen de interés en un enfoque ecosistémicos de manejo, se calificó las especies de en una escala de 10 puntos. Cada ítem se calificó con 1 si cumple la condición, 0,5 si lo hace parcialmente y cero si no califica. Las características evaluadas son:

- Ser especies planctívoras. Conservan su nivel trófico a lo largo de su vida.
- Tener un ciclo de vida corto, menor a 10 años de longevidad.
- Presentar crecimiento rápido y madurez temprana (< 2 años)
- Tener un tamaño pequeño. Adultos no superan los 30 cm de longitud total.
- Tener alta fecundidad. Mayor a 10.000 huevos.
- Formar en la mayor parte del tiempo cardúmenes densos, haciéndolos altamente accesibles para la pesca.
- Ser presas principales para muchas especies de peces, aves y mamíferos.
- Proporcionar una ruta de importancia crítica para la transferencia de energía del plancton a niveles tróficos más altos en el ecosistema.
- Mostrar alta conectividad (conectadas con muchas especies a través de relaciones predador-presa).

- Dominar su nivel trófico esto es especies “Wasp-Waist” (cintura de avispa)

La información para evaluar estos criterios se obtuvo de la biología general de cada especie y de los resultados de los modelos ecotróficos construidos en este proyecto.

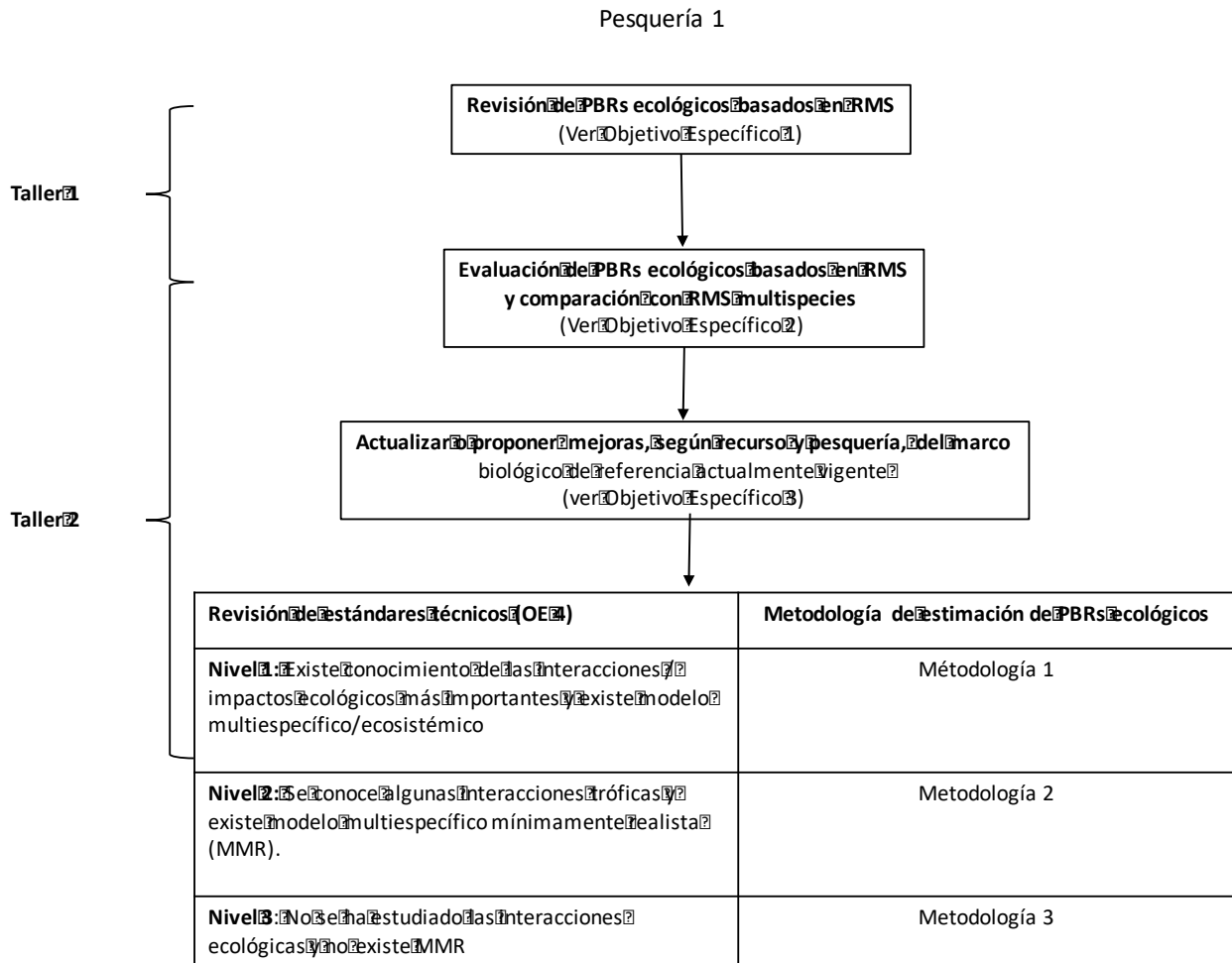


Figura 9. Propuesta de flujo de trabajo incremental para la definición conceptual de PBRs ecológicos basados en el RMS y análisis crítico de los actuales PRBs en las pesquerías de interés de este estudio.

La incertidumbre asociada a cada modelo de pesquería (monoespecífico, multispecífico o ecosistémico), ya sea conceptual o cuantitativo, se analizó utilizando una matriz de “pedigree” (Refsgaard *et al.* 2006)(Tabla 6). Esta matriz permite evaluar en forma semi-cuantitativa la

evidencia empírica, la calidad y cantidad de data, la comprensión teórica, la representación de mecanismos subyacentes, la plausibilidad, y grado de consenso entre colegas (panel de expertos e investigadores nacionales, por ejemplo).

Para la selección de puntos biológicos de referencia con consideraciones ecosistémicas (PBReco), dado el establecimiento previo de puntos biológicos para las pesquerías nacionales, se partió de la hipótesis que esos puntos biológicos monoespecíficos, que están actualmente vigentes en la pesquería pelágica de Chile, incluyen consideraciones ecosistémicas y que aplicados en un contexto ecosistémico aún se alcanza el objetivo de manejo y al mismo tiempo no se causa perjuicios a los depredadores y otros grupos funcionales en el ecosistema. Sin perjuicio de lo anterior, nosotros propusimos un sistema de niveles (“tiers”) para puntos biológicos de referencia con consideraciones ecosistémicas dependiendo de los niveles de información que se tiene de las especies forraje y sus depredadores en el ecosistema que comparten.

Los puntos de referencia biológicos, o puntos de referencia, utilizados para juzgar la salud relativa de una población de peces son, en los términos más sencillos, objetivos a los que se aspira llegar y umbrales que se espera evitar. Los puntos de referencia convencionales aplicados a la mayoría de las evaluaciones monoespecíficas no permiten medir la capacidad de una población para proporcionar presas adecuadas para otras especies en el ecosistema. Por eso, se recomienda “puntos de referencia ecológicos” para las especies forraje. Los objetivos ecológicos y los puntos de referencia umbral (o límite) pueden hacer uso de los puntos de referencia tradicionales (monoespecíficos) desde las evaluaciones poblacionales de especies forraje. Esto se debe a que el objetivo de dejar una porción específica de la población de presas en el sistema para atender las necesidades de los depredadores se puede definir como dejar una reserva (por ejemplo, %B_{RMS}) para protegerse contra el agotamiento de los stocks (Buchheister *et al.* 2017; Chagaris *et al.* 2020).

Tabla 6. Matriz de “pedigree” para evaluar la validez de un modelo (Traducido de Refsgaard *et al.* 2006).

Puntaje	Evidencia empírica		Comprensión teórica	Representación de mecanismos de conocimiento subyacentes	Plausibilidad	Consenso de colegas
	<i>Proxi</i>	Cualidad & Cantidad				
4	Medidas exactas de las cantidades modeladas	Experimentos controlados y muestras grandes; medidas directas	Teoría bien establecida	Las ecuaciones del modelo reflejan un alto nivel de detalle del proceso mecanicista	Altamente plausible	Consenso mayoritario
3	Buen ajuste de las cantidades modeladas	Datos históricos/de campo; experimentos incontrolados; pequeñas muestras; medidas directas	Teoría parcialmente aceptada (en vista del fenómeno que describe)	Las ecuaciones del modelo reflejan un detalle aceptable del proceso mecanicista	Razonablemente plausible	Consenso intermedio
2	Bien correlacionado, pero no mide lo mismo	Datos modelados/derivados; medidas indirectas	Teoría parcialmente y consenso limitado sobre confiabilidad	Meta-modelo parametrizado/agregado	Algo plausible	Escuelas que compiten
1	Correlación débil. pero puntos en común en la medición	Conjeturas fundaméntadas, estimación aproximada indirecta de la regla empírica	Teoría preliminar	Modelo de caja gris	No muy plausible	Incipiente
0	No correlacionado ni claramente relacionado	Especulación cruda	Especulación cruda	Modelo de caja negra	Nada plausible	Sin opinión

3.5. Objetivo Específico 5

Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La determinación de los estimadores de F_{RMS} mono específico y F_{RMS} multiespecífico se realizó utilizando la metodología de Walters *et al.* (2005), que fue descrita en detalle en el Objetivo Específico 2. A partir de las curvas de rendimiento, se determinó la biomasa que conduce al rendimiento máximo sostenido (B_{RMS}).

La estimación de intervalos de confianza de F_{RMS} y B_{RMS} monoespecífico y multiespecífico se obtuvo, siguiendo a Heymans *et al.* (2016), a través de la construcción de modelos equiprobables a partir de simulaciones Monte Carlo de los parámetros biomasa (ton/km^2), razón P/B (1/año) y la razón Q/B (1/año). El intervalo de confianza corresponde a los cuantiles de 25% y 75%.

3.6. Objetivo Específico 6

Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

Para la estimación de puntos ecológicos de referencia (PER) se consideró como umbral de agotamiento o colapso el nivel de biomasa del stock respecto de la biomasa estable del escenario sin pesca ($B/B_{F=0}$) luego de la cual, el grupo funcional más sensible a los cambios de biomasa de la especie objetivo supera un cambio de biomasa negativo de un 25% (límite duro) y un 50% (límite blando). Estos límites fueron propuestos en el Taller 3 del proyecto. Para el efecto, se simuló en EwE cambios graduales de biomasa de la especie objetivo y se registró el impacto en los grupos funcionales que representan depredadores tope en el ecosistema. La incertidumbre de PER se estimó a través de la construcción de modelos equiprobables a partir de simulaciones Monte Carlo de los parámetros biomasa (ton/km^2), razón P/B (1/año) y la razón Q/B (1/año). El intervalo de confianza se estimó con un 95% de confianza.

Adicionalmente, para evaluar los efectos en el ecosistema de los niveles de mortalidad por pesca objetivo y al RMS, para cada escenario de mortalidad por pesca ($F_{\text{RMS-SS}}$, $F_{\text{RMS-SS}}$ y F_{obj}) se calculó la probabilidad de que el grupo funcional más sensible a los cambios de biomasa de la especie objetivo exhiba un cambio de biomasa positivo o negativo superior a 25% y 50% en relación con la biomasa estable del escenario $F=0$. Se seleccionó el grupo funcional más sensible bajo el supuesto que el resto de los grupos funcionales del ecosistema responde en magnitudes menores. La probabilidad se calculó a través de la construcción de modelos equiprobables a partir de simulaciones Monte Carlo de los parámetros biomasa (ton/km^2), razón P/B (1/año) y la razón Q/B (1/año).

4. Resultados

4.1. Objetivo Específico 1

Revisar y sistematizar consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), coherentes con principios de alto nivel internacional y la normativa nacional vigente.

4.1.1. Revisión de stocks de peces pelágicos

Se revisó información de 36 stocks de peces pelágicos que caben dentro de las categorías de especies forraje y/o de nivel trófico bajo (Tabla 7). La mayoría de los stocks estaría en situación sostenible, mientras que seis estarían sobreexplotados y dos colapsados. Los puntos de referencia para estas especies varían ampliamente, así como su estado de explotación ([Figura 10](#)). La revisión indicó que un quinto de los stocks se maneja sin puntos biológicos de referencia. Los demás son manejados usando PBRs tradicionales asociados al Rendimiento Máximo Sostenido RMS o un proxy (33%), un PBR precautorio (14%), o un PBR asociado al máximo rendimiento económico RME (31%). Solo el krill se explota con un punto de referencia ecosistémico, correspondiente a 75% de la biomasa no explotada, cuyo objetivo es sustentar a sus predadores (Constable *et al.* 2010).

4.1.2. Balance entre producción de alimento y objetivos de conservación en un contexto ecosistémico

Característicamente, un ecosistema marino contiene componentes abióticos (como el agua y los nutrientes) y bióticos (muchos tipos de organismos, de variados tamaños y con distintas historias de vida, que incluyen virus, bacterias, fitoplancton, zooplancton, peces, mamíferos y aves). Todos estos componentes están conectados en tramas tróficas a través de interacciones depredador-presa que a su vez cambian en el tiempo y el espacio, generando ciclos de materia y energía (Odum 1953, O'Neill 2001). La pesquería es un tipo especial de interacción que involucra a especies objetivo y a los humanos, y que ha venido ocurriendo durante milenios. Sin embargo, la alteración

generalizada de las poblaciones de especies recurso y sus ecosistemas naturales producto de la pesca ha ocurrido principalmente en el último siglo (Jackson *et al.* 2002).

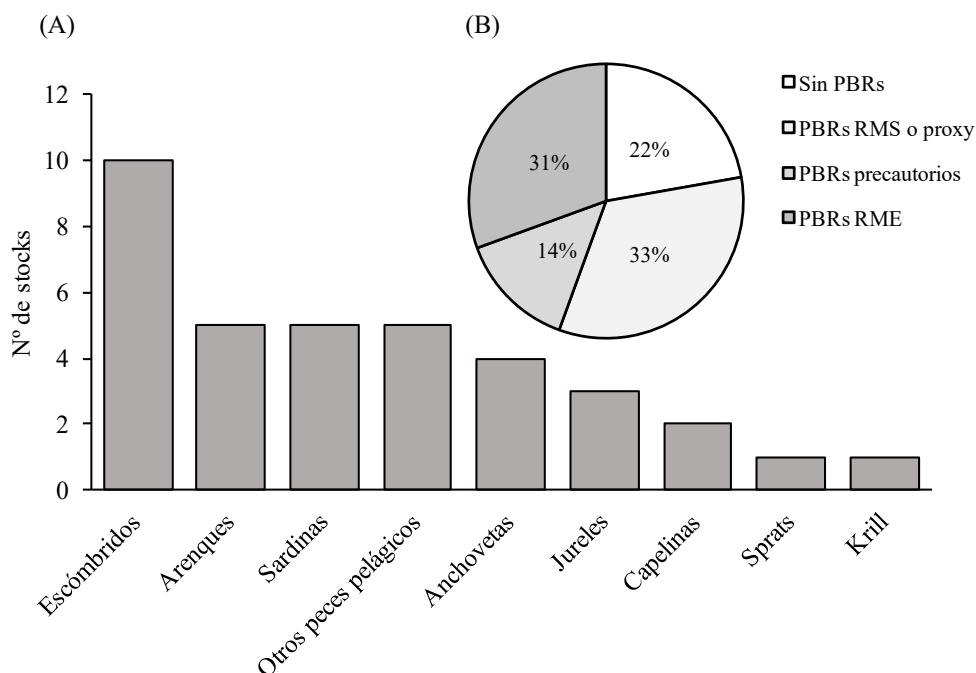


Figura 10. Stocks de peces pelágicos revisados en este proyecto. (A) distribución de frecuencias por tipo de especies. (B) Distribución de frecuencia de los stocks por categorías de puntos biológicos de referencia usados en su manejo. La categoría escómbridos corresponde a todas las especies excepto jureles. Fuente: elaboración propia.

Por lo anterior, el foco principal de estudio en la ecología marina y pesquera se ha dirigido a la descripción y cuantificación de interacciones tróficas (relaciones de depredación y competencia), mientras que otras interacciones como el parasitismo y el mutualismo se consideran menos importantes para la dinámica de los ecosistemas marinos. Así, casi todos los modelos multiespecíficos, de tramas tróficas y de ecosistema que tienen aplicación para la ciencia pesquera se basan en las relaciones depredador-presa (e.g., Lotka-Volterra, Multispecies VPA, Ecopath with Ecosim, Atlantis, etc.). Para una revisión de modelos de apoyo al enfoque ecosistémico ver Plagányi (2007).

Tabla 7. Stocks de especies pelágicas revisadas en este proyecto. Se incluye la zona geográfica, la institución encargada del manejo, los puntos biológicos utilizados, y estatus. Clave: RME=Rendimiento Máximo Económico; RMS=Rendimiento máximo Sostenido; Bobj=Biomasa objetivo; Blim=Biomasa límite; SSB=Biomasa Desovante; Fobj=Mortalidad por pesca objetivo; Flim=Mortalidad por pesca límite; Lmean=Talla media; B_{escapement}=Biomasa de escape; Bpa=biomasa precautoria; Fpa=mortalidad por pesca precautoria.

Nombre común	Especie	Stock	Institución administradora	PBR	Estatus
Atlantic herring	<i>Clupea harengus</i>	Estados Unidos	Atlantic States Marine Fisheries Commission and New England Fishery Management Council	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=F_{40\%}$, $B_{obj}=B_{RMS\ proxy}=SSB_{40\%}$, $B_{lim}=1/2\ SSB_{40\%}$	Sobre-explotado
Atlantic Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y Mid-Atlantic Fishery Management Council	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=F_{40\%}$, $B_{obj}=B_{RMS\ proxy}=SSB_{40\%}$, $B_{lim}=1/2\ SSB_{40\%}$	Colapsado
Pacific Mackerel	<i>Scomber japonicus</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y Pacific Fishery Management Council	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=E_{RMS}$	Estable
Spanish Mackerel	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y South Atlantic and Gulf of Mexico Fishery Management Councils	$F_{obj}=F_{RMS}$, $B_{obj}=SSB_{RMS}$	Estable
Pacific Sardine	<i>Sardinops sagax caerulea</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y Pacific Fishery Management Council	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=E_{RMS}$	Colapsado
Atlantic Wahoo	<i>Acanthocybium solandri</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y South Atlantic Fishery Management Council	No estimados	Estable
Northern Anchovy	<i>Engraulis mordax</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y Pacific Fishery Management Council	No estimados	Estable
Bluefish	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Estados Unidos	NOAA Fisheries y Mid-Atlantic Fishery Management Council	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=F_{40\%}$, $B_{obj}=B_{RMS\ proxy}=SSB_{40\%}$, $B_{lim}=1/2\ SSB_{40\%}$	Sobre-explotado

Nombre común	Especie	Stock	Institución administradora	PBR	Estatus
Walleye pollock	<i>Theragra chalcogramma</i>	Estados Unidos	North Pacific Fishery Management Council	$F_{obj}=0.75*M$ $B_{obj}=0.75*BRMS$ $B_{lim}=RMS$	Sostenible
Atlantic herring	<i>Clupea harengus</i>	Canada	Fisheries and Oceans Canada	No estimados	Desconocido/tendencia decreciente
Capelin	<i>Mallotus villosus</i>	Canada	Fisheries and Oceans Canada	No estimados	Cruceros acústicos indican colapso
Atlantic Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	Canada	Fisheries and Oceans Canada	$B_{lim}=40\%B_{RMS}$, $F_{lim}=F_{40\%}$	Sobre-explotado
Australian Herring	<i>Arripis georgianus</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Australian Sardine	<i>Sardinops sagax</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Blue Mackerel	<i>Scomber australasicus</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Blue Threadfin	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Common Jack Mackerel	<i>Trachurus declivis</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Eastern Sea Garfish	<i>Hyporhamphus australis</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Grey Mackerel	<i>Scomberomorus semifasciatus</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
School Mackerel	<i>Scomberomorus queenslandicus</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Desconocido/Sostenible
Spotted Mackerel	<i>Scomberomorus munroi</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible

Nombre común	Especie	Stock	Institución administradora	PBR	Estatus
Spanish Mackerel	<i>Scomberomorus commerson</i>	Australia	NSW Government Department of Primary Industries	RME	Sostenible
Greater silver smelt	<i>Argentina silus</i>	Northeast Arctic, North Sea, Skagerrak y Kattegat	ICES	$F_{obj}=F_{RMS\ proxy}=L_{mean}$	Sostenible
Capelin	<i>Mallotus villosus</i>	Iceland and Faroes grounds, East Greenland y Jan Mayen	ICES	$B_{lim}=SSB_{40\%}$	Sostenible
Herring	<i>Clupea harengus</i>	Northeast Atlantic y Arctic Ocean	ICES	$F_{obj}=F_{pa}$, $B_{lim}=SSB_{lim}$	Sostenible
Horse mackerel	<i>Trachurus trachurus</i>	Northeast Atlantic	ICES	$F_{obj}=F_{pa}$, $B_{lim}=SSB_{lim}$	Sobre-explotado
Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	Northeast Atlantic	ICES	$F_{obj}=F_{pa}$, $B_{lim}=SSB_{lim}$	Sostenible con sobrespesca
Sprat	<i>Sprattus sprattus</i>	Skagerrak, Kattegat y North Sea	ICES	$RMS\ proxy=B_{escapement}$	Sostenible
Anchovy	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Bay of Biscay	ICES	$B_{lim}=SSB_{lim}=SSB_{median\ 1987-2009}$	Sostenible
Anchovy	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Atlantic Iberian waters	ICES	$B_{lim}=B_{loss}$	Sostenible
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	Cantabrian Sea y Atlantic Iberian waters	ICES	$B_{obj}=B_{RMS}=B_{pa}=B_{lim}*\exp(1.645*\sigma)$	Sobre- explotado/colapsado
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	Bay of Biscay	ICES	$F_{obj}=F_{RMS}$, $B_{lim}=B_{pa}/1.4$, $B_{pa}=B_{loss}$	Sobre- explotado/colapsado
Anchovy	<i>Engraulis encrasicolus</i>	South Africa	Department of Agriculture, Forestry and Fisheries Republic of South Africa	No estimados	Óptimo
Sardine	<i>Sardinops sagax</i>	South Africa	Department of Agriculture, Forestry and Fisheries Republic of South Africa	No estimados	Sobre-explotado

Nombre común	Especie	Stock	Institución administradora	PBR	Estatus
Redeye Round Herring	<i>Etrumeus whiteheadi</i>	South Africa	Department of Agriculture, Forestry and Fisheries Republic of South Africa	No estimados	Desconocido
Cape horse mackerel	<i>Trachurus capensis</i>	South Africa	Department of Agriculture, Forestry and Fisheries Republic of South Africa	No estimados	Desconocido
Krill	<i>Euphausia superva</i>	Océano Austral	Convención para la Conservación de Recursos Marinos Vivos Antárticos	$0.75*B_0$	

El impacto trófico de las pesquerías sobre especies y ecosistemas marinos ha venido siendo reconocido y evaluado desde hace más de cuatro décadas (e.g., May *et al.* 1979, Pauly *et al.* 1998, Smith *et al.* 2011). Esto se debe a que las pesquerías disminuyen la biomasa de especies retenidas por los artes de pesca (especies objetivo y del by-catch), resultando en que especies que interactúan con las especies retenidas aumenten su biomasa al liberarse de la depredación y la competencia (presas y competidores) o disminuyan su biomasa por menor disponibilidad de alimento (predadores). Debido a que muchos parámetros de historia de vida dependen del tamaño de los organismos (e.g., los individuos de mayor tamaño tienen mayor longevidad, crecen más lento y ocupan un nivel trófico superior en la trama trófica), los cambios comunitarios inducidos por la pesquería cuando ésta selecciona por talla no son aleatorios. En efecto, la pesquería disminuye el tamaño, nivel trófico y edad de las comunidades en un proceso conocido como “fishing down the food webs” (Pauly *et al.* 1998).

Estudios realizados en sistemas lacustres, arrecifes coralinos e intermareal rocoso revelaron que la disminución de la abundancia de predadores puede causar cambios en toda la trama trófica, lo que se conocen como cascadas tróficas (Carpenter & Kitchell 2003, Strong 1992, Dulvy *et al.* 2004). Sin embargo, las pesquerías también han causado cascadas tróficas en sistemas marinos abiertos y pelágicos (Frank *et al.* 2005, Daskalov *et al.* 2002, 2007). De esta forma, la remoción de especies objetivo y no objetivo inevitablemente afectará la estructura comunitaria (número y abundancia de los componentes) de los ecosistemas. Los enfoques basados en el tamaño para el estudio de tramas tróficas sugieren que la pesca excesiva de ciertos rangos de tallas en un espectro de tamaños podría producir cascadas hacia arriba y hacia abajo (Daskalov *et al.* 2007). La aparición de estos efectos cascada tiene efectos para el manejo: si la especie presa constituye una parte importante de la biomasa de un rango de talla particular en el ecosistema (lo que normalmente ocurre), entonces reducir su biomasa por pesca puede resultar en un aumento en la biomasa de las clases de talla adyacentes y en reducción de las clases de talla distantes, incluso cuando se cree que la tasa de captura de la especie forraje no afecta su reclutamiento. Entonces, tomar en cuenta la dinámica depredador-presa es mucho más que sólo asegurar que se deja suficiente alimento para los predadores más dependientes (Hilborn *et al.* 2017).

Junto con los cambios en la estructura comunitaria, la pesquería afecta la función del ecosistema (flujos de energía y productividad), disminuye la diversidad genética (pérdida de especies y gremios tróficos) y perturba los hábitats que ofrecen refugio para estados tempranos, juveniles y adultos de muchas especies, incluyendo especies recurso (Goñi 1998, Jennings & Kaiser 1998, Hall 1999). Todos estos cambios pueden afectar negativamente la capacidad de los ecosistemas para soportar y recuperarse de perturbaciones externas (i.e., disminuyen su resiliencia). La sobrepesca sostenida puede incluso gatillar cambios de régimen hacia estados alternativos que no son deseables desde el punto de vista económico, ecológico y/o social (Cury & Shannon 2004, Daskalov *et al.* 2007). La reversibilidad de estos cambios ha sido poco evaluada.

El impacto de una especie sobre las otras especies dependerá de su ambiente, su abundancia y de la forma como interactúa con ellas en el mismo ecosistema (Cury *et al.* 2005). Ya que todas las interacciones no tienen la misma intensidad, no es necesario medir o conocer cada una de ellas, sino que lo importante es determinar y focalizarse en las interacciones más significativas (Paine 1980). Este enfoque permitió reconocer que algunas especies juegan un rol clave en la estructura de los ecosistemas (i.e., especies keystone; Libralato *et al.* 2006). Entonces, en términos de manejo pesquero con enfoque ecosistémico representar ecosistemas como una red de interacciones complejas puede ser un enfoque poco práctico y hasta erróneo.

En este sentido, existe una categoría de especies conocidas como especies forraje o de nivel trófico bajo que ha recibido atención creciente tanto para el mundo de la ecología como del manejo de pesquerías. Estas especies se caracterizan por: *i*) alimentarse de plancton durante la mayor parte de su ciclo de vida, de ahí la idea que son de nivel trófico bajo; *ii*) ocurren en altas abundancias, y *iii*) tienden a formar agregaciones o cardúmenes densos. Dentro de este grupo se cuentan peces forraje como anchovetas, sardinas, arenques, jureles, capelinas, y también invertebrados como el krill.

Estas especies juegan un rol importante en las tramas tróficas marinas porque son el medio principal de transferencia de la producción desde el plancton hacia predadores ubicados en niveles tróficos superiores tales como peces, mamíferos y aves (Cury *et al.* 2000, Pikitch *et al.* 2011, 2014). Algunos de estos predadores son impactados fuertemente por el agotamiento local de especies forraje, de ahí que se les considera predadores dependientes. Algunos ejemplos de estas relaciones

de dependencia son las aves guaneras y la anchoveta peruana en el Sistema de la Corriente de Humboldt frente a Perú (Jahncke *et al.* 2004), aves marinas y el sand-eel en Sistema del Mar del Norte (Frederiksen *et al.* 2005), el pingüino africano y la sardina en el Sistema de la Corriente de Benguela frente a Sud África (Crawford *et al.* 2007), y las ballenas y el krill en el Océano Antártico (Constable 2000). Otros ejemplos se presentan en la [Figura 11](#). Sin embargo, Hilborn *et al.* (2017) indican que no todos los depredadores que se alimentan de especies forraje tienen una tasa de incremento poblacional correlacionada con la abundancia de especies forraje. Esto se debería a que los estudios previos no consideraron la variabilidad natural en la dinámica de especies forraje. Hilborn *et al.* (2017) reconocen que las especies forraje son importantes para algunos depredadores, pero más que concentrarse sólo en la biomasa de especies forraje como *proxy* del alimento disponible para sus depredadores, es necesario también analizar la distribución espacial de la biomasa de la presa.

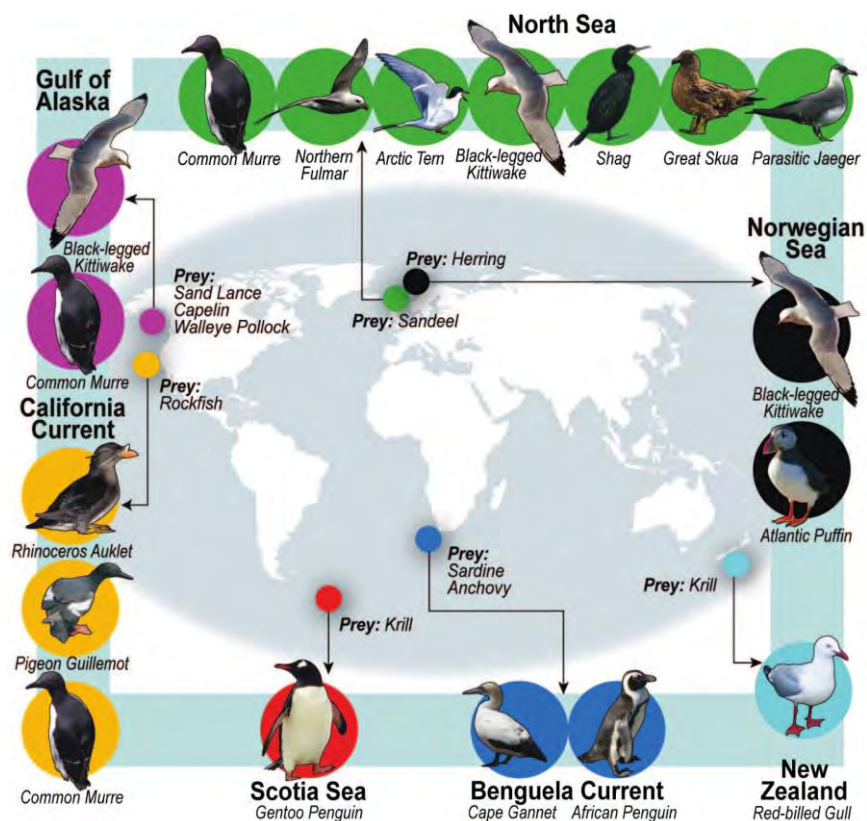


Figura 11. Mapa de distribución de especies de aves marinas y especies forraje presa (tomado de Cury *et al.* 2011).

Existen distintas hipótesis respecto de quién controla a quién en los ecosistemas. Las hipótesis más tradicionales son que *i*) las presas o recursos controlan a los predadores (control de abajo hacia arriba o bottom-up) y *ii*) que los predadores controlan a sus presas (control de arriba hacia abajo o top-down) (Cury *et al.* 2005). Otra característica ecológica importante de las especies NTB o forraje es que ellas podrían ejercer un control tipo “cintura de avispa”, que implica que estas especies controlan tróficamente tanto a sus depredadores como a sus presas (Cury *et al.* 2002, 2005). En la actualidad se reconoce que todos estos tipos de control pueden estar actuando en el ecosistema (Hunter & Price 1992). Entonces, como las especies juegan distintos roles, funciones y controles en el ecosistema, su agotamiento tendrá distintos impactos ecosistémicos dependiendo de qué especie o nivel trófico se esté explotando.

Determinar las formas funcionales de las relaciones depredador-presa claves en un ecosistema es un punto crítico para comprender tanto la dinámica de las poblaciones y tramas tróficas, como el efecto que tendrán la pesquería y el ambiente sobre ellas. Para el caso de la relación entre predadores y especies forraje, Cury *et al.* (2011) usaron una base de datos global para cuantificar el efecto de las fluctuaciones en la abundancia de alimento (abundancia de especies forraje) sobre el éxito reproductivo de varias especies de aves marinas. La base de datos incluyó siete ecosistemas y 14 especies de aves marinas de los océanos Atlántico, Pacífico, y Austral. El análisis permitió identificar un umbral en la abundancia de especies forraje (krill y peces) bajo el cual las aves marinas presentan consistentemente una productividad reducida y más variable. Este umbral se ubicó en aproximadamente un tercio de la biomasa máxima de la presa observada en estudios de largo plazo (Figura 12). Esta respuesta fue común en todos los ecosistemas examinados y los autores concluyeron que el resultado entrega un indicador de la biomasa mínima de especies forraje para sustentar la productividad de aves marinas en el largo plazo.

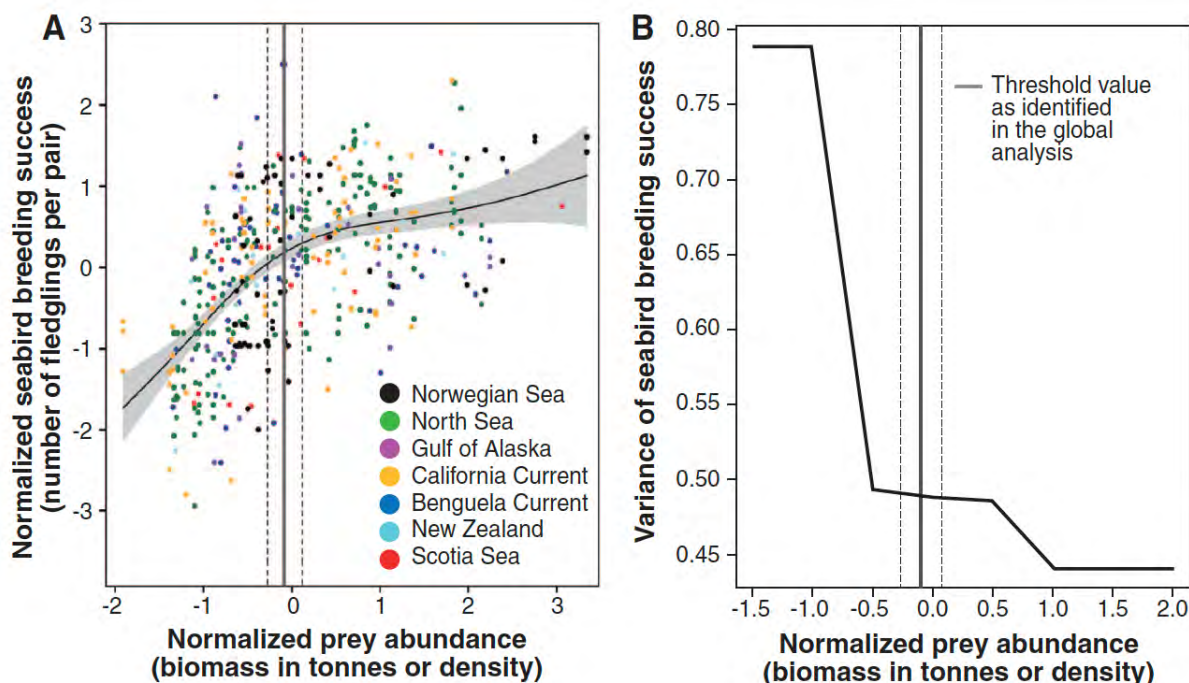


Figura 12. Relación entre (A) el éxito reproductivo anual de aves marinas y (B) Cambio en la varianza con la abundancia de la presa (normalizada). En (A) los puntos representan las series de tiempo y la línea las predicciones de un modelo GAM con el intervalo de confianza del 95%. La línea vertical representa el umbral en la relación no lineal con su intervalo de confianza del 95%. Tomado de Cury *et al.* (2011).

4.1.3. Revisión de stocks de peces pelágicos

La visión de los naturalistas y de los primeros científicos pesqueros fue que, debido al impacto prácticamente nulo de la pesca, los cambios geográficos y temporales en las poblaciones marinas deberían ser la expresión de fuerzas naturales (Huxley 1884, Smith 1994). Sin embargo, los altos niveles de explotación pesquera observados en el tiempo en que se desarrollaron los primeros modelos pesqueros llevaron a suponer que la mortalidad por pesca (F) era el principal factor detrás de la dinámica de un stock (incluyendo su colapso). Así, las causas “naturales” o más formalmente la mortalidad natural (M), fueron relegadas a un lugar secundario como una constante de menor efecto. Sin embargo, la falta de recuperación de stocks colapsados incluso con moratoria (e.g., el bacalao *Gadus morhua* del Atlántico Norte) reinstaló la importancia de M en la dinámica de los stocks. Las dos fuentes principales de variabilidad en M se encuentran en el ambiente abiótico y biótico.

La sedimentación de escamas de peces frente al sistema de la Corriente de California indica que algunas especies pelágicas y demersales han fluctuado en escalas de siglos y milenios (Holmgren & Baumgartner 1993, Finney *et al.* 2002), o sea, mucho antes de la aparición de la pesca industrial. De hecho, las sardinas y anchovetas oscilan con ciclos asincrónicos de baja frecuencia en ecosistemas marinos distantes, indicando una fuerte conexión entre el clima y su dinámica poblacional (e.g., Kawasaki 1983, Lluch-Belda *et al.* 1989, Schwartzlose *et al.* 1999, Chavez *et al.* 2003). Series de tiempo biológicas y físicas indican que cambios decadales de stocks comerciales son a veces la expresión de cambios ecosistémicos de gran escala, mejor conocidos como cambios de régimen. Estos cambios resultan de cambios naturales amplificados a través de la trama trófica mediante el traslapo físico-biológico (Steele 2004, Chavez *et al.* 2003).

La evidencia de que los procesos fisiológicos y ecológicos como el crecimiento, el reclutamiento, la distribución y la reproducción son afectados por variables como la temperatura y la salinidad, entre otros, apoya la hipótesis de que la variabilidad de la abundancia de los stocks (principalmente de peces pelágicos pequeños) es inducida por el ambiente. La variabilidad intra-anual e inter-anual es importante para especies de vida corta y/o clases anuales de especies más longevas, mientras que la variabilidad decadal es más importante al nivel de comunidades y ecosistemas (Chavez *et al.* 2003, Steele 2004).

En contraste con el forzamiento ambiental, una rama completa de la ecología (la trofodinámica) propone que la abundancia de las poblaciones está regulada tróficamente (e.g., Lindeman 1942, Paine 1980). En el ambiente marino, los organismos ocupan varios niveles tróficos a lo largo de su vida. Entonces, ellos deben ser afectados, al menos en alguna etapa, por presión por depredación o limitación de alimento (Hunt & McKinnell 2006). Debido a que la depredación en el océano es principalmente tamaño-basada, es claro que los peces grandes se comen a los peces pequeños (Pitcher & Hart 1982). Sin embargo, aunque importante, la pregunta de quién se alimenta de quién (y cuánto) no responde necesariamente quién controla a quién. Por muchas décadas, los ecólogos debatieron si las fuerzas top-down (consumo de predadores) o bottom-up (limitación de alimento) dominaban los ecosistemas. El paradigma actual acepta que los ecosistemas (y los organismos individuales) pueden ser afectados simultáneamente por controles top-down y bottom-up (Hunter

& Price 1992). La estructura trófica es una matriz ecológica clave sobre el cual actúan los forzantes pesqueros y ambientales. Entonces, comprender, cuantificar y modelar controles es importante para el manejo pesquero, especialmente respecto de la predicción de la respuesta de los stocks y ecosistemas frente a los forzantes ambientales y pesqueros.

4.1.4. La ciencia pesquera y manejo de especies forraje

La experiencia acumulada sobre la explotación de recursos de nivel trófico bajo o forraje ha llevado a cuatro “lecciones indiscutibles”: 1) Aunque son renovables, altamente productivas, y muy abundantes, las poblaciones de estas especies son limitadas. 2) los stocks explotados están relacionados fuertemente con su ambiente abiótico y biótico, y su abundancia depende de la pesca, pero también de otros componentes del ecosistema. 3) la remoción por pesca de estas poblaciones puede generar fuertes impactos tróficos directos e indirectos en el ecosistema (en presas, predadores, y competidores). Entonces, ¿Cómo ha incorporado la ciencia y el manejo pesquero estas lecciones? Infortunadamente, una cuarta lección es un profundo criticismo de los enfoques tradicionales utilizados para manejar las pesquerías en general y de especies forraje en particular. Debido a su desempeño pobre y su alcance limitado, los enfoques monoespecíficos son incapaces de considerar la dinámica completa de las poblaciones marinas explotadas.

Actualmente, se considera que la integridad del ecosistema es crucial para la sustentabilidad pesquera y entonces las consecuencias de manejar incorrectamente un ecosistema son mucho mayores que las de manejar incorrectamente un stock (Frid *et al.* 2006). Además, la evidencia científica y la conciencia del público general sobre los impactos negativos de la pesca en los ecosistemas ha expandido el foco del manejo de pesquerías más allá de especies aisladas, y se considera que la unidad integrativa de manejo adecuada es el ecosistema. Este llamado por un enfoque más holístico para las pesquerías resultó en el enfoque ecosistémico para pesquerías, luego el manejo pesquero basado en el ecosistema, y finalmente en el manejo ecosistémico (FAO 2003a,b) (Figura 13).

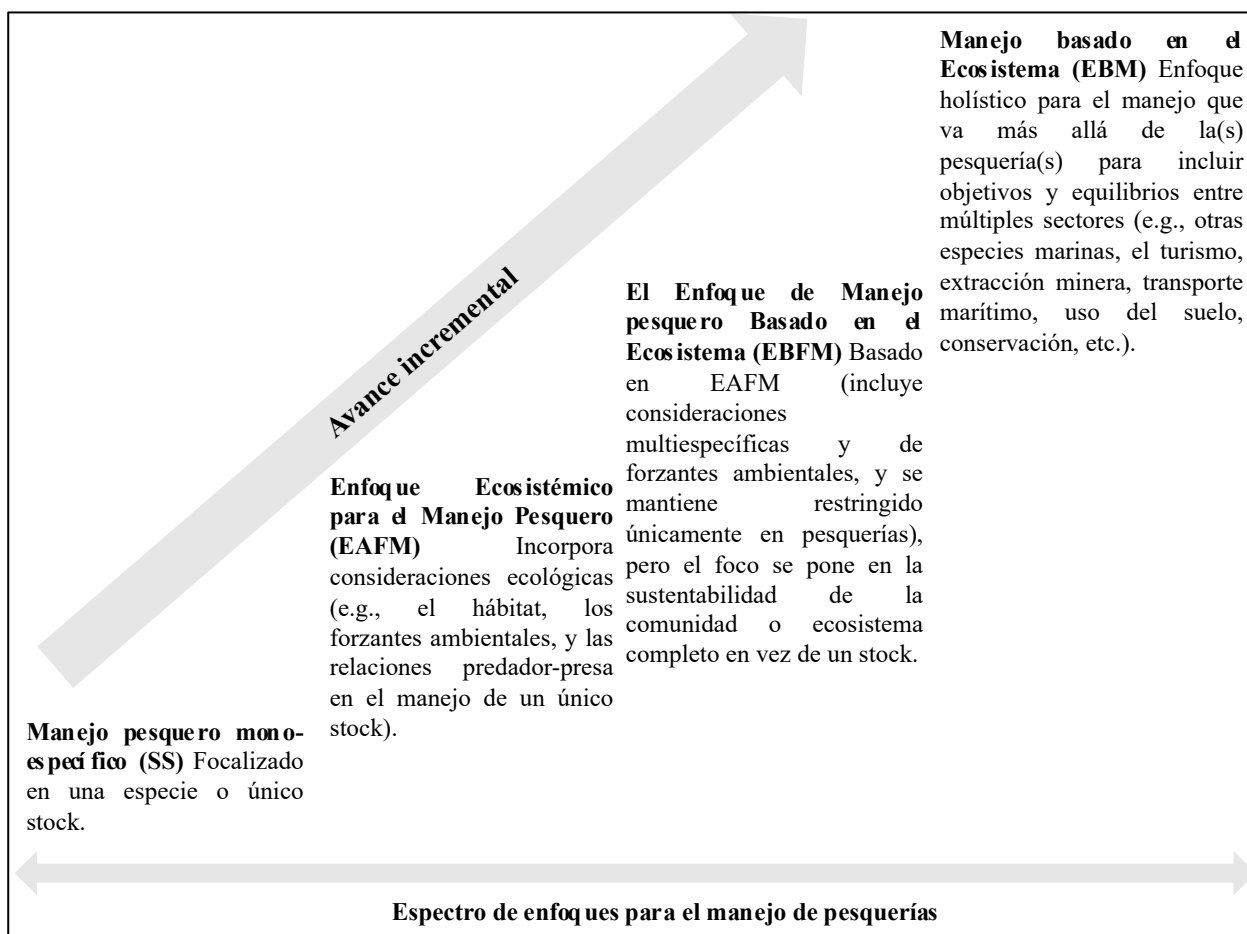


Figura 13. Marco general de aplicación gradual de enfoques de manejo pesquero (FAO 2003a,b).

Aunque el marco regulatorio general para el enfoque ecosistémico se ha establecido a través de una serie de acuerdos internacionales, la fase de implementación sigue siendo un desafío para la ciencia y manejo pesqueros (Neira *et al.* 2019).

El conocimiento limitado del océano (pobre entendimiento de los procesos e interacciones entre los componentes, y la incertidumbre en la data y el comportamiento de los modelos, entre otros aspectos), fue utilizado por mucho tiempo para justificar la inacción y la imposibilidad práctica de manejar pesquerías desde una perspectiva ecosistémica. Sin embargo, el enfoque ecosistémico para pesquerías no es sobre cómo manejar mejor los ecosistemas, sino sobre cómo minimizar los impactos negativos de la pesca en los ecosistemas, mientras que se toma en cuenta los cambios en el ecosistema que pueden afectar las pesquerías. En este proceso, se debe alcanzar un balance entre

los objetivos económicos, sociales, y ecológicos, asegurando tanto el bienestar humano como el bienestar del ecosistema (Prescott-Allen 2001). Entonces, el enfoque ecosistémico debe entenderse como una evolución más que una revolución en el manejo pesquero (Garcia *et al.* 2003), para lo cual se pueden tomar ciertos pasos incrementales (Pikitch *et al.* 2004). En cuando al bienestar ecológico, el foco debería ser las consideraciones ecológicas que importan para un enfoque ecosistémico. Un buen punto de partida es identificar las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema y cómo la pesca y la variabilidad ambiental los afectan. Esto se realiza tradicionalmente combinando data observada en la mayor cantidad de aspectos del ecosistema como sea posible, e.g., abundancia de especies objetivo y no objetivo de la pesca, dietas, actividades de pesca, factores ambientales, etc. Esta data puede usarse para construir y probar modelos e indicadores ecológicos cuantitativos que revelen interacciones tróficas claves y estados del ecosistema. Este proceso conducirá a una mayor comprensión del sistema que puede combinarse con herramientas de modelación para probar la dinámica del ecosistema bajo escenarios de pesca y ambientales alternativos (e.g., Fulton *et al.* 2014, Surma *et al.* 2018). Una vez que los principales enlaces, procesos y mecanismos del ecosistema han sido identificados, se puede proponer y acordar objetivos, indicadores y puntos de referencia útiles para el manejo de pesquerías en un contexto ecosistémico (Cury & Christensen 2005).

Como se vio más arriba, las especies de peces pelágicos pequeños o de nivel trófico bajo son especies importantes en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos, por lo que requieren consideraciones especiales para su manejo que van más allá de su propia sustentabilidad y que involucran al ecosistema como un todo, particularmente a los predadores. A continuación, se presenta una revisión de puntos de referencia asociados a la explotación de estas especies.

4.1.5. Revisión de PBRs robustos a la explotación multiespecies reduciendo el riesgo de sobreexplotación inadvertida de especies vulnerables a la explotación pesquera

En términos muy simples los puntos biológicos de referencia utilizados en manejo pesquero para juzgar la salud relativa de un stock o población son objetivos a los que queremos llegar o umbrales que deseamos evitar. Sin embargo, los PBRs convencionales aplicados a la mayoría de las evaluaciones han sido propuestos bajo un enfoque monoespecífico y entonces los modelos usados

para entregar recomendaciones de manejo (que también son monoespecíficos) no permiten evaluar la capacidad de ese stock o población de proveer alimento para otras especies en el ecosistema. Es por lo que se considera que las especies forraje requieren puntos de referencia ecológicos (PREs), cuyo desarrollo es un elemento clave en muchos países. Sin embargo, aún no existen guías estándar que documenten su aplicación como soporte del enfoque ecosistémico.

Es importante comenzar comprendiendo dos aspectos importantes de sobre los PERs. En primer lugar, su adopción corresponderá al ámbito político, y deberá equilibrar metas sociales, económicas y ecológicas. En segundo lugar, el proceso de desarrollo y aplicación de PERs para alcanzar metas más amplias del manejo basado en el ecosistema, no es necesariamente diferente del proceso de establecer un punto biológico de referencia estándar. Sin embargo, también es cierto que la adopción de cualquier punto de referencia depende de la presencia de objetivos de manejo claramente definidos (Smith *et al.* 1993). Entonces, en general existen dos tipos de puntos de referencia, los de tipo conceptual y los de tipo técnicos, y deben establecerse en ese orden (Caddy & Mahon 1995). Los primeros definen objetivos de manejo, e.g, maximizar las capturas de las pesquerías (RMS) o incorporar valor societal en una captura que maximice el rendimiento económico de la pesquería (RME) o que busque una captura óptima (OY=optimal yield) disminuyendo la captura RMS debido a factores económicos, sociales o ecológicos. Una vez definido el punto de referencia conceptual, se desarrolla los puntos de referencia técnicos que permiten alcanzar las metas deseadas, e.g. la mortalidad por pesca que conduce al RMS (F_{RMS}) o una fracción de ella ($\%F_{RMS}$). En la etapa conceptual, los PERs en el caso de pesquerías forraje, deben articular primero una meta de proveer una reserva de alimento para otras especies en el ecosistema y luego desarrollar un PR técnico que permita alcanzar esta captura o rendimiento ecológicamente sustentable (RES).

Los PERs objetivo y límite pueden usar los indicadores tradicionales, tales como una medida de tamaño de la población (basados en la abundancia o biomasa) y una tasa de mortalidad por pesca (basados en la mortalidad), aplicados a un stock monoespecífico de la especie forraje en cuestión. Esto se explica porque dejar una porción determinada de la población de presa en el ecosistema que sirva las necesidades de los predadores puede definirse como si se tratara de dejar una reserva para proteger al stock del agotamiento (e.g, $\%B_{RMS}$). En este punto, la pregunta clave es ¿Cómo se

determina esta reserva de alimento? Actualmente, existen modelos de ecosistema desarrollados con la misión de cuantificar las relaciones funcionales entre predadores y presas (Plaganyi 2007, Fulton *et al.* 2014, Surma *et al.* 2018). Estos modelos pueden ayudar tanto a evaluadores como a administradores de pesquerías a visualizar de mejor forma los equilibrios entre las estrategias que consideren múltiples especies, tramas tróficas y ecosistemas. Sin embargo, el mejor modelo ecosistémico (el más complejo y preciso) no revelará por sí mismo la cantidad de captura de una especie forraje que debería ser permitida o la que debería ser dejada en el ecosistema. Esta respuesta es, en última instancia, una asignación de presas entre humanos y predadores naturales, y será una decisión de manejo basada en objetivos acordados. Como ya se mencionó, estas metas (puntos de referencia conceptuales) son esenciales en el establecimiento de PRs objetivos y umbrales para evaluar el estatus de una especie forraje.

Acá surge un primer problema para las agencias que administran pesquerías. Tradicionalmente, el ciclo del manejo implica que los administradores de pesquerías solicitan a las instituciones que realizan la evaluación de stock que informen los PRs modelo-basados para objetivos de manejo ya fijados y basados en el RMS. Como ya se mencionó, el RMS es un punto de referencia monoespecífico, que no considera el rol de la especie recurso en el ecosistema. En las últimas dos décadas, sin embargo, ha existido un esfuerzo considerable dirigido a encontrar un enfoque práctico y practicable para establecer PERs para especies forraje. De hecho, ha emergido un acuerdo entre la literatura científica respecto de cuáles deberían ser esos objetivos y límites, basado en la importancia ecológica de las especies forraje, los impactos de la pesca en las relaciones depredador-presa, y el principio precautorio (Pikitch *et al.* 2011, Smith *et al.* 2012). A continuación, se presentan algunos estándares aceptados para conservar y manejar especies forraje.

4.1.5.1. Manejo orientado a obtener mayor abundancia

Para las especies forraje, el tamaño poblacional o standing stock, constituye la medida principal de la cantidad de presa disponible para cubrir las necesidades de predadores dependientes. Si bien otros factores como la estructura de edad de la población y la distribución geográfica son importantes para determinar la disponibilidad adecuada de presas (Hilborn *et al.* 2017), la abundancia es quizás el mejor punto de partida para un enfoque de manejo con enfoque

ecosistémico. Los puntos de referencia que deberían ser sensibles al rol de una especie como forraje serían aquellos que maximicen la abundancia de la población, tomando en cuenta la asignación de peces entre mortalidad natural y mortalidad por pesca. Entonces, la primera consideración debería ser la forma para establecer los objetivos y límites para la abundancia de la población y la mortalidad por pesca de forma tal que especifiquen una asignación de la especie como presa. Por ejemplo, en el año 2009 el National Marine Fisheries Service (NMFS) de Estados Unidos revisó sus directrices para implementar los límites de captura anual consistentes con el Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act, que establece que “las medidas de conservación y manejo deben prevenir la sobrepesca y al mismo tiempo alcanzar la captura óptima continua de cada pesquería”.

La captura óptima (OY) se definió como la cantidad de captura que provee el mayor beneficio para la sociedad en el largo plazo. Específicamente OY es “la cantidad de peces que (A) provee el mayor beneficio a la nación, particularmente con respecto a la producción de alimento y las oportunidades recreacionales, y tomando en consideración la protección de los ecosistemas marinos; (B) se prescribe como tal sobre la base del RMS de cada pesquería reducido por cualquier factor económico, social o ecológico”. Se concibió como un modificador del RMS que requiere que los administradores consideren un rango de factores en el establecimiento de metas u objetivos de manejo, incluyendo los efectos de la pesca en el ecosistema. Muchas agencias de manejo han seguido un enfoque similar, sin embargo, no se han desarrollado las orientaciones y direcciones específicas respecto de cómo los administradores deberían tomar en cuenta la protección del ecosistema marino a la hora de establecer los límites de captura, o cómo se debería reducir el RMS considerando factores ecológicos, o incluso la definición de cuáles son esos factores. El resultado predecible es que los factores ecológicos han sido considerados sólo en raras ocasiones en el manejo de pesquerías forraje.

4.1.5.2. Agotamiento de la presa asociado al RMS

Una revisión de sus directrices llevó al NMFS a recomendar que se establezca una población objetivo de especies forraje mayor que el nivel asociado con el RMS con el fin de mantener forraje

adecuado para todos los componentes del ecosistema. El tamaño del stock en el RMS (B_{RMS}) es aproximadamente 40% del tamaño del stock en ausencia de pesca. De hecho, la literatura científica propone tomar un enfoque más precautorio con respecto a la abundancia de especies forraje (Collie & Gislason 2001). Sin embargo, NMFS no recomienda cuán superior debería ser la abundancia de las especies forraje respecto de B_{RMS} para cumplir con el nivel de forraje adecuado para los predadores.

4.1.5.3. Un 75% de la biomasa no explotada como punto de referencia objetivo

La Convención para la Conservación de los Recursos Marinos Vivos Antárticos (CCAMLR) fue el primer cuerpo regional en aplicar el enfoque ecosistémico al manejo pesquero (Constable *et al.* 2010). Basado en el reconocimiento del rol clave del krill (*Euphausia superba*) como alimento en el ecosistema, en el año 1991 la CCAMLR adoptó puntos de referencia más conservadores que los usados tradicionalmente en el manejo de pesquerías. Los requerimientos de los predadores de krill (ballenas, peces, focas y pingüinos, entre otros) fueron incorporados a través del establecimiento de un nivel de escape de krill del 75% con respecto a la biomasa pre-explotada (sin pesca), en lugar del nivel de 40-50% usado normalmente en el manejo monoespecífico. Esta política del krill antártico es consistente con que las especies forraje de nivel trófico bajo, o especies con altas tasas de depredación, son menos resistentes a las tasas de mortalidad por pesca intensa que especies con nivel trófico alto y, por lo tanto, su explotación requiere precaución. Esta política establece que el nivel poblacional óptimo para el krill está en algún punto entre B_{RMS} y la biomasa en la capacidad de carga, y reconoce que la elección de un punto dentro de este rango es una decisión subjetiva o acuerdo entre los interesados. La elección de un nivel poblacional de 75% de la población no explotada es esencialmente dividir la diferencia entre un tamaño poblacional en o cercano a B_{RMS} (que falla en considerar las necesidades de los predadores) y uno en la capacidad de carga (que da 100% de protección a los predadores, pero no permite captura) (Constable *et al.* 2010).

Por otro lado, las directrices de La Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (FAO) sobre la pesca responsable (FAO 2003), sugieren mantener poblaciones de presas sobre el 75% de la biomasa no explotada para permitir la alimentación de predadores. Esta solución práctica del 75% se ha estado imponiendo como el estándar para establecer las

mejores prácticas para el manejo de especies forraje y como un nivel objetivo por defecto para el tamaño de la población de especies forraje en ausencia de análisis detallados y explícitos del ecosistema que permitan identificar un nivel más específico.

En el año 2011, el Marine Stewardship Council (MSC), que desarrolla los estándares internacionales para la pesca sustentable, convocó un grupo de trabajo en especies de nivel trófico bajo (Low Trophic Level Task Force) para que desarrollara las directrices para evaluar la sustentabilidad de las especies forraje con el objetivo de conceder la certificación MSC. Las recomendaciones fueron publicadas en el año 2011 y las nuevas directrices aplican para especies clave de nivel trófico bajo, tales como menhaden (géneros *Brevoortia* y *Ethmidium*), arenques y sardinias (Familia Clupeidae), anchovetas (familia Engraulidae), krill (familia Euphausiidae), y otras especies pelágicas de tamaño pequeño que forman cardúmenes densos, se alimentan de plancton, y como presas transmiten una alta proporción de la energía que llega hacia los niveles tróficos superiores. El MSC sugiere que el punto de referencia objetivo recomendado para estas especies forraje es 75% de una población no explotada.

A partir de la revisión de investigaciones financiadas por el mismo MSC y destinadas a determinar el nivel de precaución necesario para especies forraje (Smith *et al.* 2011), el MSC concluyó que “establecer un objetivo de 75% de la biomasa no explotada para especies de nivel trófico bajo (i.e., un agotamiento de 25%) reduce el impacto sobre otras especies dentro del ecosistema en más de 50% y aun así se mantienen capturas sobre 80% del nivel que se alcanzarían con un objetivo del 40% de la biomasa no explotada (Figura 14). Este punto objetivo se alcanza normalmente con mortalidades por pesca menores a la mitad de aquellas necesarias para alcanzar el RMS. En 2012, el Lenfest Forage Fish Task Force (grupo de trabajo conformado por 13 ecólogos representando 5 países), sugirieron una biomasa precautoria objetivo para peces forraje de 1.5 BRMS que también corresponde a un 75% de la biomasa no explotada (Pikitch *et al.* 2012).

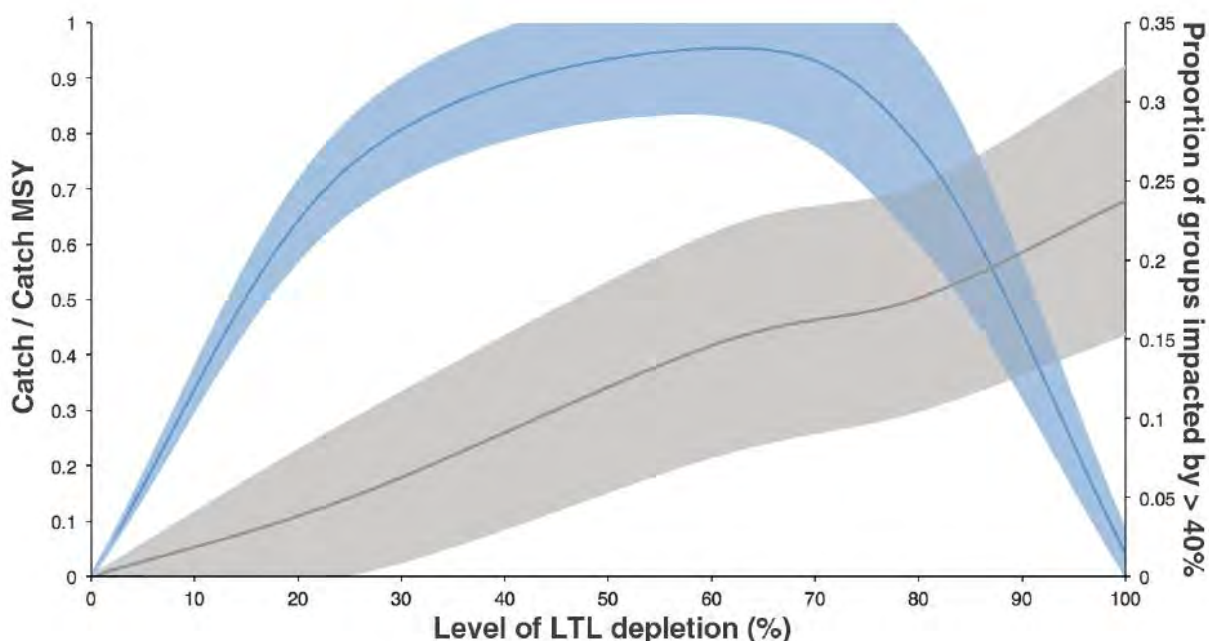


Figura 14. Relación entre la captura (azul) y el impacto ecológico (gris) y distintos niveles de agotamiento de especies de nivel trófico bajo. La captura se presenta como proporción de la captura RMS, mientras que el impacto ecológico se mide como proporción de otros grupos funcionales del ecosistema cuya biomasa varía por sobre 40%. Las zonas sombreadas representan ± 1.96 veces la desviación estándar. Tomado de Smith *et al.* (2011).

4.1.5.4. Evitar la sobrepesca a nivel del ecosistema

La consecuencia lógica de la evidencia analizada más arriba es que para mantener una mayor población objetivo de especies forraje que a su vez permita mantener a sus predadores y al ecosistema, es necesario establecer umbrales de sobrepesca y agotamiento más altos. La definición monoespecífica estándar para un stock en sobrepesca es $0.25 \cdot B_{RMS} < B < B_{RMS}$ y para un stock agotado es $B < 0.25 \cdot B_{RMS}$. En este último nivel la población aún podría ser capaz de recuperarse, pero su biomasa es sólo 25% de la población no explotada. En términos ecosistémicos, sería poco recomendable permitir que una población forraje sea reducida hasta este nivel. Esto porque existiría un riesgo alto de disminuir significativamente la capacidad del ecosistema de sustentar poblaciones de predadores que sean abundantes y saludables. Mediante el uso de modelos de trama trófica, la Lenfest Forage Fish Task Force comparó estrategias convencionales al RMS (que se usa para

prevenir sobrepesca en la mayoría de las pesquerías forraje (Tabla 7) con enfoques más precautorios (Pikitch *et al.* 2012). Los resultados indicaron que las únicas estrategias de pesca que previenen confiablemente una declinación en predadores dependientes fueron aquellas que limitaron la pesca a la mitad de la tasa convencional. Además, la sustentabilidad ecológica se mejora aún más si se dobla la biomasa mínima de especies forraje que se deja en el ecosistema, desde el mínimo convencional del 40% de la biomasa no explotada. Debido a lo anterior, se recomendó que B_{RMS} sea un punto de referencia límite y no uno objetivo, lo que ya había sido propuesto hace casi 20 años atrás (Mace 2001).

La información disponible para administradores pesqueros es una consideración importante a la hora de determinar la magnitud de la precaución que se aplicará a la hora de manejar especies forraje. Disminuir a la mitad las tasas de pesca y doblar la biomasa mínima desde los niveles convencionales puede ser adecuado cuando los administradores poseen información suficiente sobre las interacciones de peces forraje con predadores y con el ambiente, de modo que es posible evaluar los impactos que tiene la pesca de estas especies sobre el ecosistema. Sin embargo, en situaciones con pesquerías pobres en datos, el Lenfest Task Force recomienda 1) mantener un piso de biomasa de al menos 80% del nivel no explotado para las pesquerías existentes, y 2) prohibir nuevas pesquerías basadas en especies de NTB o forraje hasta que se tenga más información. Entonces, para resumir, las recomendaciones son que: 1) el tamaño poblacional objetivo debería fijarse en un nivel no menor que el 75% de la biomasa no explotada, y 2) el umbral de sobrepesca debería ser sustancialmente mayor que los niveles tradicionales, específicamente no debería ser menor que la biomasa asociada con el RMS.

4.1.5.5. Asignación de la mortalidad

Algunas agencias, como la oficina de la NOAA de la Bahía de Chesapeake, en su Fisheries Ecosystem Planning for Chesapeake Bay (Chesapeake Bay Fisheries Ecosystem Advisory Panel, 2006), recomiendan que los administradores de pesquerías deberían considerar explícitamente las interacciones importantes entre predadores y presas en la asignación de recursos pesqueros y ser precautorios a través de la determinación de las necesidades de los predadores antes de asignar especies forraje a las pesquerías. Asignar peces forraje para asegurar las necesidades del ecosistema

primero, implica controlar la mortalidad total dividiéndola entre predadores y pesquerías. Por ejemplo, una revisión del uso de puntos de referencia monoespecíficos en un contexto multi-especies o ecosistémico concluye que ellos no son apropiados para especies forraje que tienen tasas de mortalidad que fluctúan ampliamente (Collie & Gislason 2001). Los mismos autores proponen que una alternativa más apropiada para estas especies es manejar la mortalidad total (Z) mediante la disminución de la mortalidad por pesca (F) cuando aumenta la mortalidad natural (M). O más formalmente, $Z - M = F$.

Un tipo de punto de referencia en uso para aproximar la mortalidad por pesca en el RMS tanto para stocks pobres en data como para stocks donde existe alta incertidumbre sobre el estatus, es considerar $F=M$ o considerar F como una fracción de M (e.g., $F=0,75M$). Un supuesto común es que cuando una población se explota al RMS, F es igual a M , por lo que es un proxy de F_{RMS} . Si el objetivo es mantener una biomasa mayor, como en el caso de especies forraje, entonces la mortalidad por pesca permisible no debería exceder a (e idealmente debería ser menor que) M .

El Consejo para el Manejo de la Pesquería del Pacífico Norte en USA (North Pacific Fishery Management Council, 2018), utiliza un sistema de tiers para establecer buffers entre los límites de sobrepesca y niveles objetivos basado en la historia de vida e incertidumbre en la evaluación de stock. Para el caso del walleye pollock (*Theragra chalcogramma*), un pez forraje importante en Alaska, este consejo establece un nivel de sobrepesca (RMS) cuando $F = M$ y el $F_{objetivo} = 0.75M$.

4.1.5.6. Manejo por disponibilidad

El manejo ecosistémico de especies forraje también debería considerar que establecer un tamaño poblacional objetivo más conservador como meta no protege totalmente el rol de la especie en el ecosistema (Hilborn *et al.* 2017). Esto porque capturar una población presa junto con disminuir su abundancia, también afecta la estructura de tamaño/ edad de la presa disponible y su distribución dentro de su rango natural. Ambos efectos están encadenados, ya que las diferentes clases de edad/tamaño exhiben patrones de distribución y migraciones distintos. Considerando que la disponibilidad espacial y temporal de presas de la talla adecuada es muy importante para predadores en busca de una oferta de alimento adecuada tanto en el tiempo como en el espacio que

ellos lo requieren, los límites de captura precautorios por sí mismos no pueden prevenir efectos localizados en el ecosistema (Constable *et al.* 2010, Hilborn *et al.* 2017).

La Política de Pesquerías de Especies Forraje del Departamento de Pesquerías y Océanos de Canadá establece que los planes de manejo para pesquerías comerciales sobre especies forraje deberían incluir provisiones explícitas para asegurar que pesquerías no concentran desmesuradamente la captura y no producen agotamientos locales de especies forraje. Las especies forraje debería manejarse en formas que se asegure que no ocurra agotamiento local de esas poblaciones, ya que podría resultar en carencia de alimento para los predadores dependientes, incluso si la pesca global de especies forraje es sustentable (<https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/sff-cpd/forage-eng.htm>). Para evitar escasez o agotamiento local y mantener disponibilidad de presas, las estrategias para peces forraje pueden establecer, en conjunto con niveles de biomasa y mortalidad objetivos y umbrales, lo siguiente: 1) La estructura de edad deseada, i.e., una distribución de edad reflejando la distribución natural, previa a la explotación, y 2) Una densidad poblacional adecuada, i.e., disponibilidad de la presa distribuida en tiempo y espacio aproximando el rango no explotado para evitar depleciones locales o regionales (Hobday *et al.* 2004).

4.1.6. Estrategias de explotación que reconcilien RMS y requerimientos ecosistémicos

Entre los años 1970 y 1980, las ideas centrales sobre el manejo de pesquerías de especies forraje emergieron desde investigaciones sobre la dinámica de tramas tróficas y evaluaciones multiespecíficas. Esto llevó a propuestas para el manejo pesquero que tomaron en cuenta parte del rol de estas especies en los ecosistemas marinos. Los tres principales enfoques discutidos en ese entonces fueron:

- i) dejar de pescar una cantidad no cuantificada (pero generosa) de biomasa de especies forraje como alimento para predadores dependientes,
- ii) no pescar excesivamente los stocks de especies forraje cuando se encontraban disminuidos y explotarlos plenamente durante épocas de abundancia; y

- iii) aprovechar el excedente de especies forraje producido por el agotamiento de los grandes predadores piscívoros en el ecosistema, i.e., reemplazando de facto la mortalidad por depredación con mortalidad por pesca bajo el supuesto que la productividad del stock no había cambiado en ausencia de predadores.

Durante este periodo hubo esfuerzos por cuantificar los requerimientos de alimento para predadores y por establecer reglas de captura que deberían dejar una cantidad de presa adecuada para las necesidades del ecosistema. Sin embargo, estas reglas eran más bien del tipo ad-hoc (e.g. Winters & Carscadden 1978, Akenhead *et al.* 1982).

Entre los años 1980 y 2000, muchos estudios abordaron aspectos claves de la dinámica de especies forraje, tales como:

- i) los estudios de la respuesta de especies forraje a variabilidad ambiental. Si bien los mecanismos aún no están completamente claros, existe fuerte evidencia de la relación entre regímenes de productividad de especies forraje con forzantes oceanográficos físicos (Kawasaki 1983, Lluch-Belda *et al.* 1989, Holmgren & Baumgartner 1993, Chavez *et al.* 2003).
- ii) la estructura sesgada de la fuerza de las cohortes. En especies forraje se observan clases anuales extremadamente fuertes que aparecen luego de varias cohortes débiles, y viceversa (ICES 2012). Esto es importante para el manejo de estas especies, en particular, porque gran parte del standing stock puede estar compuesto de unas pocas clases anuales y la generación de biomasa de peces maduros puede ser primariamente vía pulsos, donde los reclutas que arriban podrían no compensar las pérdidas por mortalidad natural y las tasas de explotación, incluso si estas últimas son moderadas. Entonces, el manejo de pulsos de reclutas tendrá importantes implicancias para la conservación del stock, la sustentabilidad de los predadores, y la consistencia de las capturas en el tiempo (Fréon *et al.* 2005).
- iii) agotamiento espacial y su efecto sobre predadores dependientes. El éxito de los predadores en la obtención de alimento no depende solamente de la biomasa total de la presa principal,

sino que también de la distribución espacial de esa biomasa y su disponibilidad para los predadores (Hobday *et al.* 2014, Hiborn *et al.* 2017).

- iv) cascadas tróficas desde la cintura de la trama trófica. El efecto de la sobrepesca en especies forraje se puede propagar hacia arriba, hacia el lado y hacia abajo en la trama trófica, aumentando el riesgo de cascadas tróficas desde la “cintura del ecosistema”. Entonces, las consideraciones depredador-presa en el manejo de especies forraje va más allá que simplemente asegurar una cantidad adecuada de alimento para sus predadores (Smith *et al.* 2011, Hilborn *et al.* 2017).

Todos estos efectos ecológicos de la explotación de especies forraje resultaron en nuevas o renovadas estrategias de manejo durante años más recientes. Junto con ello comenzó también un período de duda respecto de la robustez de dichas estrategias ante la incertidumbre asociada a esos aspectos clave de la dinámica de especies forraje y sus ecosistemas. Como resultado, se propuso estrategias adicionales capaces de considerar factores ambientales, así como a depredadores dependientes. A continuación, se presenta una lista resumida de estrategias de manejo para pesquerías forraje discutidas en la literatura. Todas estas estrategias toman en cuenta de alguna forma las características especiales tanto de la productividad como del rol ecológico de estas especies (Rice & Duplisea 2014).

4.1.6.1. Mortalidad por pesca fija como proporción del FRMS monoespecífico

Esta no es una estrategia específica para especies forraje, sino que es el enfoque de manejo de la UN Fish Stock Agreement y reiterado en el World Summit for Sustainable Development. También se usa como base por defecto para las recomendaciones del International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Si bien existen décadas de debate sobre los méritos (pocos) y limitaciones (muchas) del FRMS como base para el manejo, su posición dominante tanto en acuerdos internacionales como en las legislaciones de muchos países significa que debe considerarse al menos como estándar contra el cual se puede evaluar el desempeño de otras estrategias de manejo (Plagányi *et al.* 2011, Shelton & Mangel 2011).

Se espera que esta estrategia permita a las especies forraje contribuir sustancialmente a la seguridad alimentaria aportando capturas que serán las mayores que se pueden sustentar en el largo plazo. Normalmente, F_{RMS} es un cálculo de equilibrio sobre múltiples cohortes y generaciones, lo que le otorga una naturaleza “promedio”. Esto genera que las clases de edad fuertes sean sub-explotadas, mientras que las clases débiles sean sobreexplotadas. Consecuentemente, algo de la producción de las clases fuertes se puede desaprovechar si se usa un F constante. Algunos autores han explorado la estimación de F_{RMS} en una forma más ecosistémica, usando modelos multiespecies y modelos de regímenes productivos (Gislason 1999, Holmgren *et al.* 2012). Esta forma de estimar F aumentará la similitud de esta estrategia con otras discutidas más abajo, a través de considerar el F objetivo potencialmente variable. Sin embargo, se mantiene la idea central de extraer completamente la porción sustentable del stock. En este caso la captura será variable, con cuotas que en algunas ocasiones serán muy altas y períodos de menor captura disponible. Esta estrategia podría significar ingresos y empleo variables, pero muy pocos o quizás ningún periodo de cierre.

Los riesgos ecológicos principales pueden abordarse parcialmente sumando una medida de manejo espacial a la(s) pesquería(s) de especies forraje. Sin embargo, siempre permanecerá un riesgo residual asociado a aplicar un F sostenible (pero calculado para reclutamientos promedio) en periodos donde exista reclutamientos inferiores al promedio. Además, esta estrategia podría desempeñarse pobremente si existen errores en la estimación de la fuerza de las clases anuales. Esto porque las capturas están estrechamente ligadas a las estimaciones anuales del tamaño del stock, y capturas altas clases anuales más débiles que el promedio podrían generar que los agotamientos no sólo sean locales y transitorios.

4.1.6.2. Escape mínimo

Corresponde a una de las primeras estrategias de manejo propuestas específicamente para especies forraje. Las metas de escape se usan comúnmente en pesquerías de especies anádromas u otras especies donde se considera que hay un punto en el ciclo de vida donde la denso-dependencia es fuerte. En el caso de algunas especies de salmónidos, la capacidad de carga para parr se considera el punto limitante en la dinámica de la historia de vida, tal que la referencia es el número de desovantes que alcanza las zonas de desove y no una tasa de explotación de la cohorte retornante

(Potter *et al.* 2003). Para especies forraje, un objetivo de escape es la biomasa, número, o número de huevos necesarios para asegurar un output reproductivo adecuado junto con cubrir las necesidades de la comunidad de depredadores. El excedente de biomasa podría considerarse como capturable por la pesquería. El concepto reservar biomasa para depredadores, así como para el desove sigue siendo de interés para el manejo de especies forraje, ya que en las últimas décadas se ha mejorado la capacidad para estimar tanto la biomasa desovante adecuada como las necesidades de los depredadores (Freón *et al.* 2005, Cury *et al.* 2011, Pikitch *et al.* 2012).

Esta estrategia debería aportar tanto o más a la seguridad alimentaria que la estrategia de F constante, al permitir la captura total de especies forraje por sobre las necesidades poblacionales y del ecosistema. Las capturas pueden ser más variables que con un F constante, con cierres temporales más frecuentes que pueden llegar a durar varios años si los stocks forraje tienen periodos de baja productividad. Dependiendo de la mortalidad natural y las tasas de descuento por capturas diferidas, la variabilidad en la captura disponible puede reducirse levemente aplazando la captura de biomasa sobre el objetivo de escape. Si la pesquería es capaz de adaptarse a aumentos y descensos rápidos en la cuota se espera que esta estrategia tenga pocos riesgos ecológicos. Sin embargo, estos riesgos podrían ser serios si la pesquería no puede tolerar periodos de cierre cuando exista clases anuales débiles o no tiene poder de pesca para aprovechar el aumento en la captura en respuesta a clases de edad muy abundantes. Si el escape está siendo monitoreado para regular la pesca, este enfoque tiene alguna robustez a la sobreestimación del reclutamiento, pero es altamente vulnerable a cambios en la meta de escape necesario en presencia de regímenes oceanográficos afectando la productividad de la especie forraje y/o del ecosistema.

4.1.6.3. Aumentar las capturas para aprovechar la producción excedente disponible a partir del agotamiento de la biomasa de depredadores piscívoros

El razonamiento e implicancias de esta estrategia fueron desarrollados durante la década de los 1980. Si bien no ha sido promovida explícitamente en años recientes, es un resultado de facto de muchos modelos de tramas tróficas que estiman la captura potencial a partir de balancear los flujos de biomasa o energía entre especies en las tramas tróficas y representaciones de las flotas pesqueras (e.g. Gasche & Gascuel 2013). Modelos tróficos también han mostrado efectos similares de

aumento de la captura de una especie forraje mediante el aumento de la captura de sus competidores (e.g. Shannon *et al.* 2004), pero ha sido usado escasamente como una estrategia de manejo específica para especies forraje (e.g., Shelton & Butterworth 1993, Cury & Shannon 2004).

Esta estrategia contribuye sustancialmente a la seguridad alimentaria, incluso compensando parcial o totalmente la pérdida de captura de stocks piscívoros que han sido reducidos por pesca excesiva. Las capturas no serían tan variables como en otras estrategias. Sin embargo, las oportunidades de pesca se alternarán entre especies a lo largo del tiempo, favoreciendo las flotas que pueden participar en muchas pesquerías. Alternativamente, resultará en que los ingresos y empleo se alternarán entre flotas a un ritmo moderado.

Las consecuencias de diferir las cuotas disponibles para años futuros, con el objetivo de reducir la variabilidad en las capturas, será complejo y dependerá tanto de las interacciones ecológicas existentes, así como de los mercados. Los riesgos poblacionales y ecológicos se pueden manejar bien con esta estrategia, pero sólo si es apoyada con evaluaciones multiespecíficas que generen estimaciones cuantitativas confiables de mortalidad por depredación. Esto debido a que, si la mortalidad natural variable es un forzante importante del reclutamiento, las evaluaciones inexactas pueden aumentar el riesgo de sobrepesca y colapso.

4.1.6.4. Aprovechar clases de edad fuertes y capturar poco en situaciones de baja abundancia

Esta estrategia ha sido discutida particularmente en áreas donde la productividad no varía demasiado (de Moor *et al.* 2011). Las clases de edad fuertes, cuando ocurren, entregan la mayor parte de la captura potencial desde la población. Por otro lado, durante períodos de bajo reclutamiento, la captura disponible es tan baja que los costos (e.g. de la extracción y proceso de la captura, y del manejo de la pesquería para asegurar que no exista sobrepesca) hacen que la pesquería no sea rentable. Se plantea que al concentrar la captura en las clases de edad más rentables y evitando su agotamiento serio, esta estrategia proveería las capturas y renta más altas en el largo plazo (Tahvonen 2009).

Esta estrategia permite a las especies forraje contribuir sustancialmente a la seguridad alimentaria permitiendo extraer toda la producción potencial de las clases de edad fuertes. Supone un desafío importante al desempeño económico y social de la pesquería, pero alternando períodos de capturas muy altas con periodos de cierre que se pueden extender si la productividad se estructura alrededor de regímenes o si las clases de edad fuertes no son frecuentes. Mientras más grande la proporción de la captura que es diferida para reducir la variabilidad en las capturas, más cambiará esta estrategia desde pulso de pesca a pesca con un F objetivo. También tiene semejanzas con la pesca con un objetivo de escape, aunque la pesquería de pulso se focaliza en obtener la mayor captura desde primariamente las clases anuales fuertes, y la pesca para metas de escape da atención sustancial a permitir una captura desde clases anuales promedio e incluso clases anuales débiles, siempre y cuando el escape objetivo esté asegurado.

Los riesgos poblacionales y ecológicos pueden manejarse, pero se incrementan sustancialmente si la captura de las clases anuales fuertes se distribuye en varios años en planes de tipo multianuales y si los intervalos entre la aparición de clases anuales fuertes resultan ser más largos que lo esperado. Al permitir capturas altas cuando las clases anuales fuertes han reclutado, el potencial de agotamiento espacial puede ser particularmente alto bajo esta estrategia. Esto podría reducirse adicionando una separación espacial de las capturas.

4.1.6.5. Pesca balanceada

Esta estrategia busca capturar todos los componentes de la trama trófica en proporción a su respectiva productividad (Garcia *et al.* 2012, Law *et al.* 2012). El razonamiento es el siguiente: si al establecer la tasa de captura se toman en cuenta los impactos ecológicos de la captura, para una cierta cantidad de biomasa removida la pesquería selectiva de hecho incrementa los impactos ecológicos. Esto porque la mayor proporción de la captura corresponderá a unas pocas especies que interactúan fuertemente en la trama trófica, mientras que otras especies no son capturadas en lo absoluto. Mediante este razonamiento, las pesquerías selectivas perturban la abundancia relativa de especies que interactúan fuertemente lo que altera las relaciones trofodinámicas en el ecosistema. Al balancear la explotación con la productividad, no se perturba la biomasa de especies

que interactúan fuertemente en la trama trófica y mientras la explotación no sobrepase la productividad, el funcionamiento del ecosistema se mantendrá inalterado.

En la estrategia de captura balanceada, las especies forraje producen una proporción sustancial de la captura total. Sin embargo, esto ocurre porque son especies muy productivas y no porque exista una estrategia de manejo diferente dirigida específicamente a ellas. Implementar esta estrategia de captura balanceada es un reto debido a la complejidad de los artes requeridos para balancear la captura de todas las especies, y a los desfases que existen entre el valor de mercado y la productividad de muchas especies.

En teoría, para una cierta tolerancia respecto de la perturbación aceptable del ecosistema, esta estrategia permitiría la mayor contribución de la productividad del ecosistema a la seguridad alimentaria. En esta estrategia las especies forraje serían una gran parte de la captura global debido a que su productividad es mayor que la de especies recurso que son depredadores piscívoros. La captura se distribuiría a lo largo de todos los componentes del ecosistema, entregando muchas oportunidades de empleo. El hecho que no se permite que las flotas concentren su acción sobre los componentes de mayor valor económico en el ecosistema (estos grupos tienen normalmente baja productividad), podría resultar en un menor desempeño económico comparado con estrategias alternativas. Si embargo, los riesgos de cierres de pesquerías serían muy bajos en esta estrategia.

Los riesgos para la población y para el ecosistema se consideran bajos y manejables. Sin embargo, hay un costo sustancial tanto en la investigación como en la evaluación de stock necesarias para contar con la información de los tamaños y productividades típicas de todos los componentes del ecosistema disponibles para ser capturados. Además, la mera adopción de artes no selectivos no resulta en captura balanceada. Esto porque no es posible suponer que la capturabilidad de una especie se escalará con cualquier arte de pesca.

4.1.6.6. Captura cero de especies forraje

Recientemente, expertos del área de la conservación de la biología y del área de la ciencia pesquera, han defendido la idea que no se permita pesquerías de especies forraje. El centro del argumento es

que los ecosistemas marinos explotados están tan seriamente alterados por la pesca y otras presiones antropogénicas, que su estructura y funcionamiento están en riesgo de alteración permanente. En este sentido, se plantea que las especies forraje tienen mayor valor para el ecosistema y para la humanidad como la base para la recuperación de los stocks de peces piscívoros que se encuentran agotados, que el precio de su captura. Entonces, la acción ecológicamente responsable es simplemente no capturar especies forraje.

Esta estrategia significa que las especies forraje sólo contribuyen a los objetivos de seguridad alimentaria y bienestar económico y social indirectamente, a través de su contribución a la productividad de los depredadores que podrían ser capturados en algún tiempo futuro. Considerando que la eficiencia de transferencia trófica entre un nivel trófico y otro es aproximadamente 10% (Pauly & Christensen 1995), la contribución de esta estrategia a la seguridad alimentaria será muy menor. La aplicación de esta estrategia minimiza la mayoría de los riesgos poblacionales y ecológicos que no estén asociados a cascadas tróficas resultantes de pulsos de productividad en el estrecho rango de tamaño del ecosistema donde se encuentran las especies forraje.

Comparación manejo especies NTB en el mundo y en Chile

La presente revisión abarcó una muestra de 36 stocks de peces pelágicos del mundo, que caben dentro de la categoría de especies forraje y/o de nivel trófico bajo. De ellos, treinta stocks estarían en situación sostenible, mientras que cuatro estarían sobreexplotados, y dos colapsados. En cuanto al manejo de estos stocks, se observó que 20% de ellos se maneja sin PBR. Entre los stocks que sí poseen PBR, en 33% se aplica el Rendimiento Máximo Sostenido RMS o un proxy, en 31% se aplica un PBR asociado al máximo rendimiento económico RME, y en 14% PBR precautorios. Solo el krill del Océano Austral se explota con un PBR ecosistémico, correspondiente a 75% de la biomasa no explotada que tiene como objetivo sustentar a sus depredadores (Constable *et al.* 2010). Nuestra revisión no encontró un ejemplo de una pesquería pelágica que se maneje con un punto de referencia que balancee explícitamente aspectos ecológicos con consideraciones socio-económicas.

En el cuadro siguiente se compara los resultados de la revisión bibliográfica con la situación de los siete stocks de peces pelágicos de Chile que son el foco de este proyecto FIPA.

Tipo de PBR	Stocks en muestra (%)	Stocks en Chile (%)	Comentario
Sin Puntos Biológicos de Referencia (PBRs)	20% (ver Tabla 7)	14%	En Chile, en esta categoría se encuentra el stock de sardina española (<i>Sardinops sagax</i>) en la Zona Norte de Chile. Esta pesquería no ha presentado desembarques importantes en las últimas décadas, tampoco existe un modelo de evaluación de stock, ni marco de referencia, etc.
Con PBR tradicionales asociados al RMS o proxy	33% (ver Tabla 7)	14%	En Chile, en esta categoría se encuentra el stock de jurel (<i>Trachurus murphyi</i>) a nivel nacional. El sistema de “tiers” en uso en Chile categoriza a esta pesquería como “rica en datos”. Esto implica que es posible estimar PBR dentro del modelo de evaluación.
Con PBR precautorios	14% (ver Tabla 7)	0%	En Chile, por ley el manejo pesquero debe considerar el enfoque precautorio. Sin embargo, a la fecha no se ha probado si los actuales PBRs en los stocks cumplen el objetivo de manejo bajo incertidumbre. Este es uno de los objetivos de este proyecto.
Con PBR asociados al Rendimiento máximo	31% (ver Tabla 7)	0%	En Chile, por ley el objetivo de manejo está basado en la captura máxima (i.e., Rendimiento Máximo Sostenido) y no en el rendimiento económico. El Rendimiento Máximo Económico (RME)

Económico (RME)			es más conservador que el RMS, ya que se alcanza a un nivel menor de remoción de biomasa. Sin embargo, no se ha evaluado el RME como PBR alternativo o complementario por los Comités Científico-Técnicos de nuestro país.
Con PBR con consideraciones ecosistémicas, pero no especie clave de Nivel Tráfico Bajo (NTB)		72%	En Chile, los stocks en esta categoría son: i) anchoveta (<i>Engraulis ringens</i>) Zona Norte; ii) anchoveta Zona Centro-Norte; iii) anchoveta Zona Centro-sur; iv) sardina común (<i>Strangomera bentincki</i>) Zona Centro-Sur; y v) sardina austral (<i>Sprattus fuegensis</i>) Mar interior X región. En Chile, por ley el manejo pesquero debe considerar el enfoque ecosistémico. Sin embargo, no se ha evaluado el efecto de los actuales PRB (calculados bajo enfoque monoespecífico) sobre predadores y el ecosistema en general. Sin embargo, en su concepción los actuales PBR se aproximan a un agotamiento de 55% de la biomasa no explotada en lugar del valor más tradicional asociado al RMS y que consiste en 40% de agotamiento de la biomasa no explotada.
Con PBR asociado a especie clave de nivel tráfico bajo (NTB)	3% (ver Tabla 7)	0%	En Chile no hay pesquerías manejadas con este PBR, y que no se ha evaluado si las especies pelágicas explotadas cumplen rol de especie clave NTB. Para este tipo de especies, instituciones internacionales

			(i.e., Marine Stewardship Council, FAO y CAMELAR) proponen que el PBR sea 75% de la biomasa no explotada. Sin embargo, esto aplicaría sólo para especies en las que no existe información de rol en el ecosistema y se asume por defecto son especies clave NTB. Sin embargo, esto puede cambiar (i.e., qu el $PBR > 75\%B_0$) si existe información ecológica de estas especies y sus predadores.
--	--	--	---

Este cuadro comparativo permite apreciar que el manejo de especies forraje o NTB en Chile no dista mucho de lo que se aplica en otros países. Esto es más valorable si se considera que los 36 stocks analizados son una muestra de pesquerías de nivel trófico bajo manejados en países con un alto desarrollo de la ciencia y manejo pesqueros como EEUU, Australia, Canadá, Sud África, y algunos manejados en el marco de la Unión Europea. Estos países son también pioneros en la implementación del manejo pesquero basado en el ecosistema (Pitcher et al., 2019).

En el caso de las especies NTB o forraje chilenas, se tiene que salvo la pesquería de sardina española (*S. sagax*), todas cuentan con un PBR para su manejo. El jurel a nivel nacional se considera una pesquería rica en datos y que no posee características de especies de nivel trófico bajo. Entonces, se consideró que sus PBR corresponden a aquellos asociados al RMS. Para los otros stocks (anchoveta Zona Norte, Anchoveta Zona Centro-Norte, anchoveta Zona Centro-Sur, sardina común Zona centro Sur, y sardina austral mar interior región de Los Lagos), sus PBR consideraron en su concepción que estas especies cumplen un rol en el ecosistema y que, por lo tanto, su explotación debería considerar las necesidades de alimento de sus predadores (Payá et al., 2014; ver detalles en la sección metodología Objetivo 2).

Además, se puede indicar que en Chile existe un marco legal definido por la Ley General de Pesca y Acuicultura que define los objetivos del manejo pesquero y organiza las instituciones involucradas, a saber: i) la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura cuya misión es regular y

administrar la actividad pesquera y de acuicultura, ii) el Servicio Nacional de Pesca que cumple la misión de fiscalización y cumplimiento de las normas pesqueras, y iii) el Instituto de Fomento Pesquero, que es la institución que realiza la investigación para el manejo, aunque otras instituciones (e.g., Universidades e Institutos de Investigación, entre otras) también aportan al conocimiento aplicado a pesquerías. La Subsecretaría de Pesca y Acuicultura tiene la asesoría de Comités de Manejo (CM) y Comités Científico-Técnicos (CCT). Los primeros están constituidos por representantes de grupos de interés (industria, pesca artesanal, etc.) y su asesoría se concentra en una unidad de pesquería, mientras que los segundos están integrados por investigadores chilenos de reconocida experiencia que asesoran sobre un conjunto de pesquerías afines (e.g., peces pelágicos pequeños). Los CCT, entre otras materias, establecen los PBR, y definen anualmente el estatus de cada pesquería, así como su cuota biológicamente aceptable. Además, La Ley General de Pesca y Acuicultura mandata que cada pesquería con cuota global debe tener un plan de manejo, donde se detalla los objetivos de manejo, así como los indicadores y puntos de referencia que permiten evaluar su desempeño. En la elaboración de los planes de manejo la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura cuenta con la asesoría de los CM y CCT. La investigación para el manejo se realiza con información del seguimiento de las pesquerías, así como por data de evaluaciones directas independientes de la pesquería (cruceros) y evaluación indirecta (modelos de dinámica poblacional).

Un aspecto que está pendiente, y que es uno de los objetivos de este proyecto, es evaluar si los PBR establecidos para los siete stocks de peces pelágicos de Chile identificados en el cuadro anterior cumplen el objetivo de manejo a nivel monoespecífico (que la biomasa se mantenga en torno del objetivo de 55% B_0) bajo el enfoque precautorio (considerar fuentes de incertidumbre) y bajo el enfoque ecosistémico (considerar el impacto en otros grupos y en el ecosistema). Esto se realizará en el Objetivo Específico 2 de este proyecto.

La Ley General de Pesca y Acuicultura señala en su Artículo 1° B que *“El objetivo de esta ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos”*. En este contexto, la ley define el enfoque precautorio mediante dos elementos; i) *“Se deberá ser más cauteloso en la administración y*

conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta”, y ii) “No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración”. La misma ley define enfoque ecosistémico como “un enfoque que considere la interrelación de las especies predominantes en un área determinada”.

Los PBR para las especies objetivo de este estudio han sido definidos y estimados básicamente desde una perspectiva monoespecífica. Para avanzar en términos del enfoque ecosistémico de estas pesquerías, se requiere proponer un objetivo de manejo y los indicadores y puntos de referencia. La literatura internacional recomienda que este objetivo reconozca el aporte de estas especies al ecosistema, específicamente como una biomasa que esté disponible para sus depredadores. Por otro lado, las recomendaciones en cuanto a indicadores y Puntos de Referencia Ecosistémicos señalan que: i) el tamaño poblacional objetivo debería fijarse en un nivel no menor que el 75% de la biomasa no explotada si se trata de una especie clave de nivel trófico bajo aunque puede ser menor que este nivel si existe información que lo justifique, y ii) el umbral de sobrepesca debería ser sustancialmente mayor que los niveles tradicionales, específicamente no debería ser menor que la biomasa asociada con el RMS.

Por último, avanzar en objetivos, indicadores y puntos de referencia para el manejo con enfoque ecosistémico requiere trabajar con modelos distintos de los utilizados tradicionalmente para la evaluación de stock. Esto porque estos modelos no consideran la interacción de las especies explotadas con otros grupos del ecosistema. Actualmente existen varias metodologías de modelación para apoyar la implementación del enfoque ecosistémico (Plaganyi, 2007). En Chile existe experiencia en la aplicación de modelos multiespecíficos y ecotróficos cuantitativos para describir las tramas tróficas que sustentan las principales pesquerías del país. Esta revisión entrega un marco general para desarrollar en los capítulos siguientes un enfoque que permita asesorar a la Autoridad Chilena, en la evaluación de los PBR nacionales vigentes, implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio para pesquerías de pequeños pelágicos.

4.2. Objetivo Específico 2

Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.

4.2.1. Puntos biológicos de referencia actuales (PBRs)

La revisión del marco biológico para la explotación de las pesquerías pelágicas quedó definido por los puntos biológico de referencia (PBRs) que se resumen en la [Tabla 1](#) (Sección metodología); y consisten en determinar una biomasa objetivo en términos de la biomasa desovante que produce el rendimiento máximo sostenible (B_{DRMS}), y bajo el cual el recurso califica en explotación plena. En las pesquerías pelágica chilenas se utiliza un proxy equivalente al 55% BD_0 o 50% BD_0 . La mortalidad por pesca objetivo define la mortalidad por pesca que en producirá en promedio el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}), utilizándose por lo general un proxy equivalente a cierta reducción objetivo para la biomasa desovante por recluta, que corresponde al 55% $BDPR$ o 60% $BDPR$, donde $BDPR$ es la biomasa desovante por recluta. La biomasa desovante límite queda definida como el nivel de biomasa bajo la cual una pesquería califica como agotada o colapsada, y corresponde a $Blim$ 25% BD_0 o 27,5% BD_0 . La mortalidad por pesca límite corresponderá a la mortalidad por pesca a partir de la cual el recurso califica en sobrepesca (F_{LIM}).

4.2.1.1. Anchoveta zona norte (Sur del Perú, Arica & Parinacota – Antofagasta)

El modelo de evaluación de stock que se utiliza para la anchoveta de la zona norte corresponde a un modelo estructurado por edad semestral, con datos de capturas semestrales de las pesquerías de cerco del sur del Perú y de la zona norte de Chile, las respectivas composiciones por talla en las capturas del sur del Perú y zona norte, e índices de abundancia basado en cruceros acústicos y método de la producción diaria de huevos que se realiza en la zona norte de Chile (Tabla 8).

Tabla 8. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta centro- norte (Fuente: Espíndola *et al.* 2020).

Datos de entrada	Periodo	Fuente de información	Coefficiente de variación/Tamaño de muestra
Desembarques semestrales	Chile: 1986-2019 Perú: 1986-2019	Estadísticas oficiales sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca. Instituto del Mar del Perú	0,05
Composición de talla			
1) Flotas de Chile y sur del Perú	1986 a 2019	Monitoreo de la pesquería anchoveta realizado por IFOP en Chile, y por IMARPE en el sur del Perú.	27, 20, 14
2) Cruceros	2000-2001 y 2007-2019	Evaluaciones hidroacústicas en la zona norte de Chile (RECLAN) a través de Proyectos de Evaluación Directa por IFOP.	
Biomasa acústica			
Crucero RECLAN	1996, 1998, 2000-2001, 2007-2019.	Evaluaciones hidroacústicas en la zona norte de Chile (RECLAN) a través de Proyectos de Evaluación Directa por IFOP.	0,3
Crucero hidroacústico		Evaluación hidroacústica realizados por IMARPE en el sur del Perú	
Biomasa desovante	1992, 1995-1997, 1999-2009, 2011-2020	Evaluaciones del stock desovante anchoveta en la zona norte realizada por IFOP (MPDH)	variable
Pesos medios a la talla	Variable entre años	Monitoreo de la pesquería anchoveta realizado por IFOP en Chile	
Madurez sexual a la talla	Constante entre años	Martínez et al. (2009)	
Mortalidad natural	Constante entre edades y años	Espíndola (2020)	
Parámetros de crecimiento	Constante	Espíndola (2020)	

La reproducibilidad de la evaluación del stock de anchoveta, según el caso base documentado por Espíndola (2020), se muestra en la Figura 15. Se observa que desde el 2015 en adelante, el stock desovante de anchoveta mostró una recuperación sostenida asociada al ingreso de reclutamientos altos en igual periodo. La situación del stock es de subexplotación, ya que al considerar la biomasa desovante objetivo, al segundo semestre de 2019 la biomasa desovante fue cercana a dos veces la biomasa objetivo. Asimismo, la mortalidad por pesca fue inferior al objetivo de manejo (Figura 15).

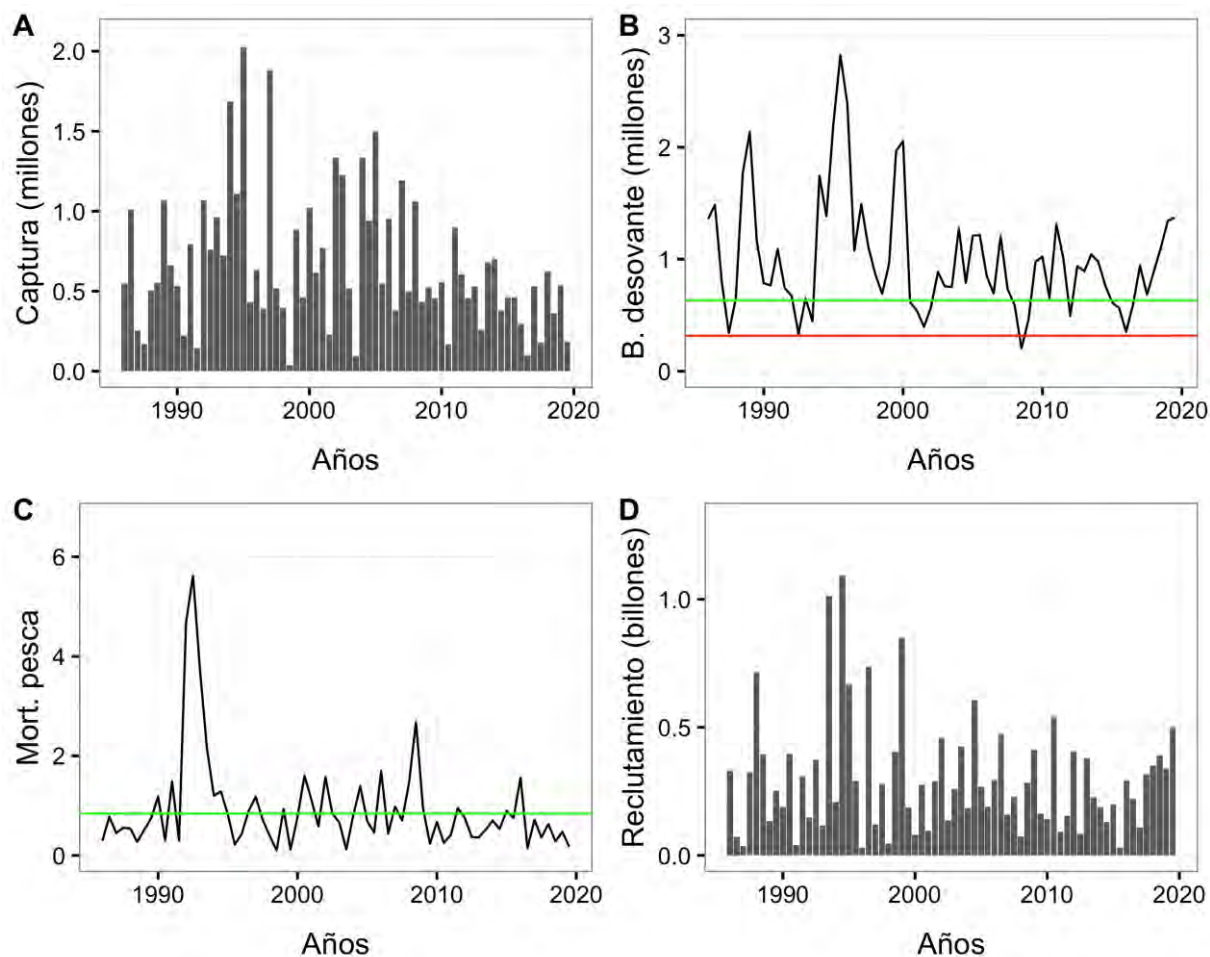


Figura 15. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en el sur del Perú y norte de Chile, 1986-2019.

4.2.1.1. Anchoveta centro-norte (III-IV)

El modelo de evaluación para la anchoveta centro-norte consta de una dinámica poblacional estructurada por clases de tallas (Bucarey *et al.* 2020), que incorpora información biológica y pesquera agregada en año calendario, es un modelo similar al propuesto por Sullivan *et al.* (1990). La información de entrada al modelo son los desembarques, la composición de tallas en la captura, el peso medio a la talla, los índices de abundancia relativa basada en el análisis de las tasas de captura (CPUE), los índices de biomasa estimados por el crucero de evaluación hidroacústica los índices de biomasa adulta basada en la evaluación del stock desovante y los parámetros de historia de vida (Tabla 9).

Tabla 9. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta centro-norte (Fuente: Bucarey *et al.* 2020).

Datos de entrada	Periodo	Fuente de información	Coefficiente de variación/Tamaño de muestra
Desembarques anuales	1991 a 2020	Estadísticas oficiales sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca.	0,05
Composición de talla			
1) Flota	1995 a 2020	Monitoreo de la pesquería, anchoveta de III-IV Regiones realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	56
2) Cruceros	Febrero 2001 a febrero 2019	Evaluaciones hidroacústicas de los stocks de anchoveta entre la III y IV regiones, realizada en Proyectos de Evaluación Directa por IFOP que son licitados por el Fondo de Investigación Pesquera.	35
Biomasa acústica			
Crucero RECLAN	Febrero 2006 hasta febrero 2019	Evaluaciones hidroacústicas de los stocks de anchoveta entre la III y IV regiones, realizada en Proyectos de Evaluación Directa por IFOP que son licitados por el Fondo de Investigación Pesquera.	0,15
Biomasa desovante	2015-2019	Evaluaciones del stock desovante anchoveta realizada por IFOP (MPDH)	0,15
Captura por unidad de Esfuerzo (CPUE)	2002, 2004-2005, 2007-2019.	Monitoreo de la pesquería, anchoveta de III-IV Regiones realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	0,2
Pesos medios e iniciales a la talla	Vector peso medio histórico constante entre años	Monitoreo de la pesquería, anchoveta de III-IV Regiones realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	
Madurez sexual a la talla	Constante entre años	Martínez <i>et al.</i> (2004)	
Mortalidad natural	Constante entre tallas y años	Canales & Leal (2009)	
Parámetros de crecimiento	Constante	Canales & Leal (2009)	

Se reprodujo la evaluación de stock de Bucarey *et al.* (2020). En cuanto a las variables indicadoras del stock, los reclutamientos han presentado importantes fluctuaciones. Luego de bajos reclutamientos observados en los años 2012 al 2015, durante los 2 años siguientes se observó el

ingreso de clases anuales en torno al reclutamiento promedio. Las biomásas en tanto, como consecuencia de los reclutamientos variables, presentaron altas fluctuaciones en las tendencias. Luego de la baja observada el año 2015 la población crece los últimos años y la mortalidad por pesca muestra una marcada tendencia a la baja (Figura 16).

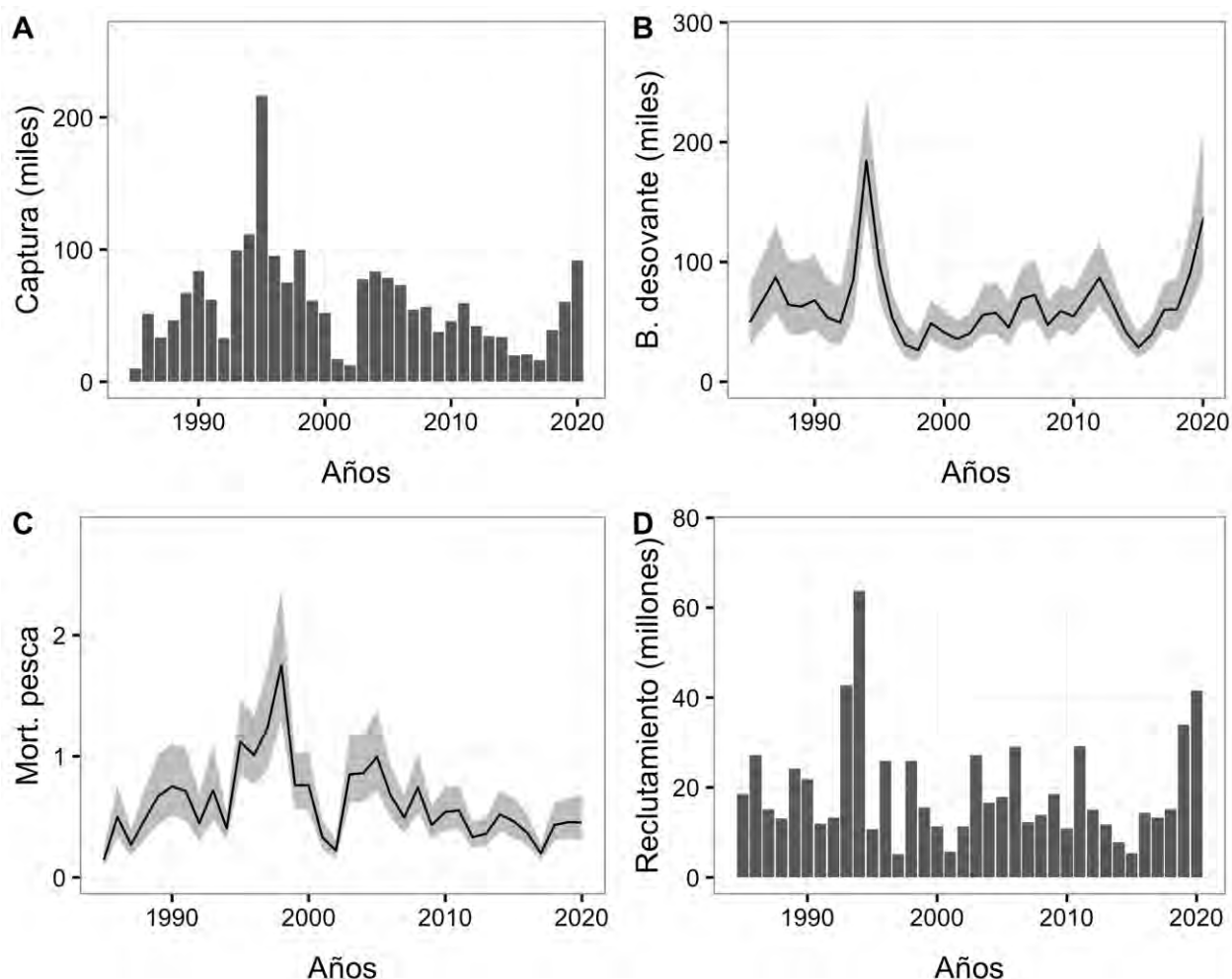


Figura 16. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo), 1985-2020.

4.2.1.2. Anchoveta zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos)

El modelo de evaluación de stock de anchoveta centro-sur tiene una dinámica poblacional estructurada por edad anual, según año biológico definido desde julio de un año dado a junio del

año siguiente (Zuñiga *et al.* 2020a). La información que ingresa al modelo consiste en los desembarques corregidos, biomاسas evaluadas por el método acústico (verano y otoño) (Tabla 10), las composiciones de edad en las capturas y en las evaluaciones acústicas, además de los pesos medios e iniciales.

Tabla 10. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de anchoveta (Fuente: Zúñiga *et al.* 2020a).

Datos de entrada	Periodo	Fuente de información	Coefficiente de variación/Tamaño de muestra
Desembarques	1997 a 2020	Estadísticas oficiales sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca.	0,01
Composición de edad			
1) Flota	1997 a 2020	Monitoreo realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	
2) Crucero de verano	enero 2000 a enero 2020	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	
3) Crucero otoño	Mayo 2006 a mayo 2020	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	
Biomasa acústica			
1) Crucero verano	Enero 2000 a enero 2019	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de Investigación Pesquera.	0,3
2) Crucero otoño	2003,2005-2007,2009-2019	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de Investigación Pesquera.	0,3
Método de Producción Diaria de huevos	2002,2004-2005, 2007-2012.		100
Pesos medios e iniciales a la edad	1991-2019	Monitoreo de la pesquería realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	
Madurez sexual a la edad	Constante	Aranís <i>et al.</i> (2006)	
Mortalidad natural	Constante	Cubillos <i>et al.</i> (1998)	
Parámetros de crecimiento	Constante		

Se reprodujo la evaluación de stock de Zúñiga *et al.* (2020a), con el modelo estructurado por edad considerando el caso base; esto es, selectividad de la flota y de los cruceros constante, periodo de evaluación de los cruceros fijo. El desembarque, los índices de abundancia y la estructura de edades del stock fueron ponderados según los coeficientes de variación y tamaño de muestra efectivo. Las variables de estado se resumen en la Figura 17, en donde se observa que la biomasa desovante presentó una persistente reducción desde el período 2007 al 2011, y permaneció baja hasta el 2016. En efecto, desde 2016 al 2020 se observa una recuperación en la biomasa desovante, asociada al incremento en los reclutamientos desde el 2016 al 2020. La mortalidad por pesca muestra los valores más bajos desde el 2017 al 2020.

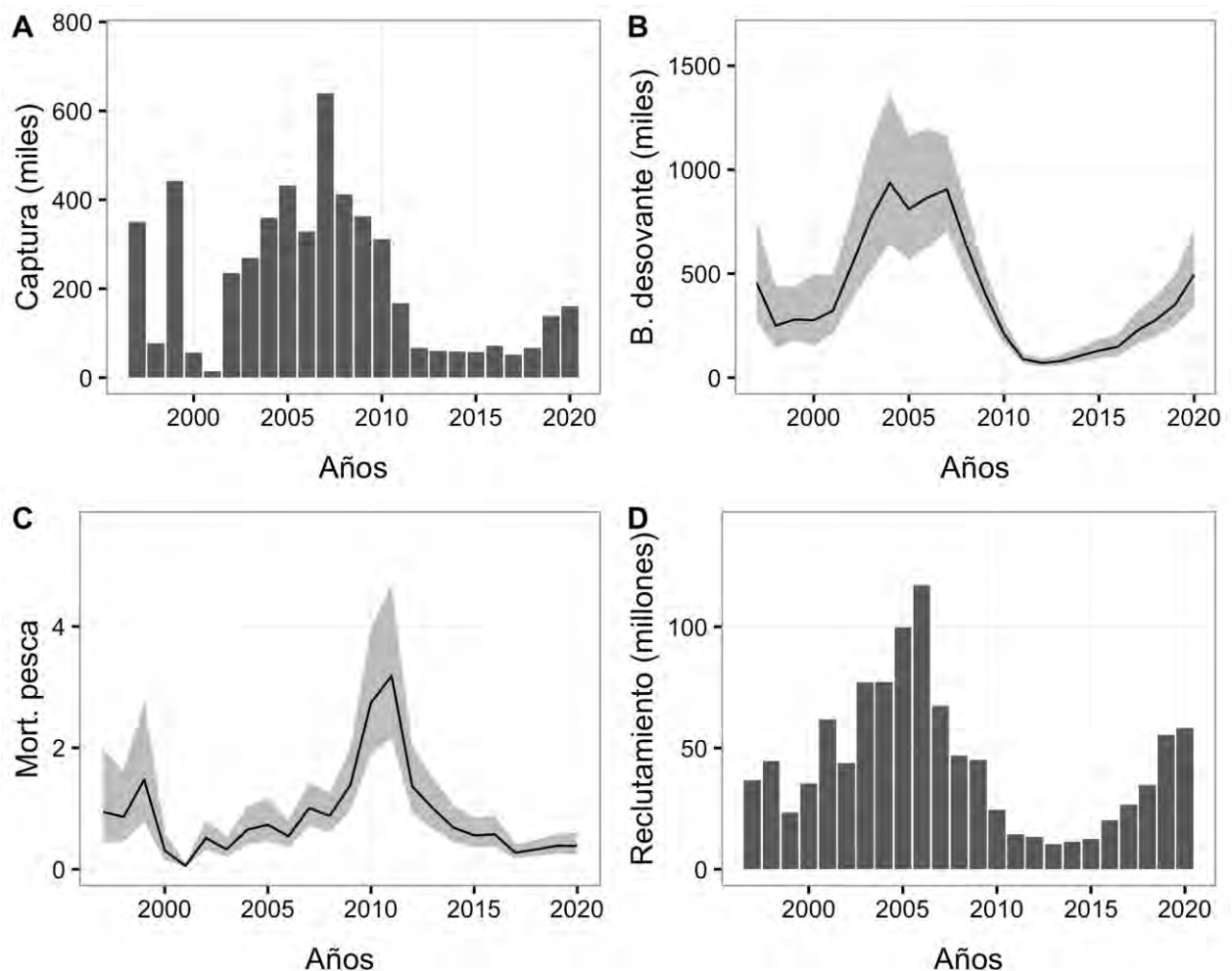


Figura 17. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de anchoveta en la zona centro-norte, 1995-2020.

4.2.1.3. Sardina común centro-sur zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos)

El modelo de evaluación de stock se basa en un análisis de dinámica de estructuras de edad anual según año biológico definido desde julio de un año dado a junio del próximo año. Los datos utilizados en la evaluación consisten en desembarques totales corregidos, los datos de composición de edad anual y pesos medios a la edad de la flota, las biomásas de reclutas de verano y biomasa vulnerable en otoño junto con las respectivas composiciones de edad (Tabla 11). La tasa de mortalidad natural se asume invariante y se considera 1 por año y la selectividad se considera asintótica y se asume constante a través de los años.

Tabla 11. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina común (Fuente: Zúñiga *et al.* 2020b).

Datos de entrada	Periodo	Fuente de información	Coefficiente de variación/Tamaño de muestra
Desembarques anuales + descarte	1991 a 2020	Estadísticas oficiales sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca.	0,01
Composición de talla-edad			
1) Flota	1991 a 2020	Monitoreo realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	
2) Crucero de verano	enero 2001 a enero 2020	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	
3) Crucero otoño	Mayo 2007 a mayo 2020	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	
Biomasa acústica			
1) Crucero verano	Enero 2000 a enero 2019	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	0,3
2) Crucero otoño	2003,2005-2007,2009-2019	Evaluaciones hidroacústicas realizadas en proyectos de evaluación directa por IFOP, licitados por el Fondo de investigación Pesquera.	0,3
Método de Producción Diaria de huevos	2002,2004-2005,2007-2014.		100
Pesos medios e iniciales a la edad	1990-2019	Monitoreo de la pesquería realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos.	
Madurez sexual a la edad	Constante	Aranís <i>et al.</i> (2006)	
Mortalidad natural	Constante	Cubillos <i>et al.</i> (1998)	
Parámetros de crecimiento	Constante		

Se reprodujo la evaluación de stock de Zúñiga *et al.* (2020b) y las variables de estado se resumen en la Figura 18. Se observa un aumento de la biomasa total desde el año 2008, que genera un cambio importante de nivel que se mantiene hasta el presente año, situación similar se observa en la biomasa desovante que también se mantiene al alza, aunque con una alta variabilidad producto de las fluctuaciones del reclutamiento, el cual paso de un periodo de reclutamientos bajos (1991-2012) a otro con los reclutamientos más altos (2008-2012), para encontrarse actualmente en periodo de reclutamientos medios. La mortalidad por pesca ha sido baja, exceptuando el año 2004, pero desde el año 2005 ha seguido una tendencia al descenso hasta 2020.

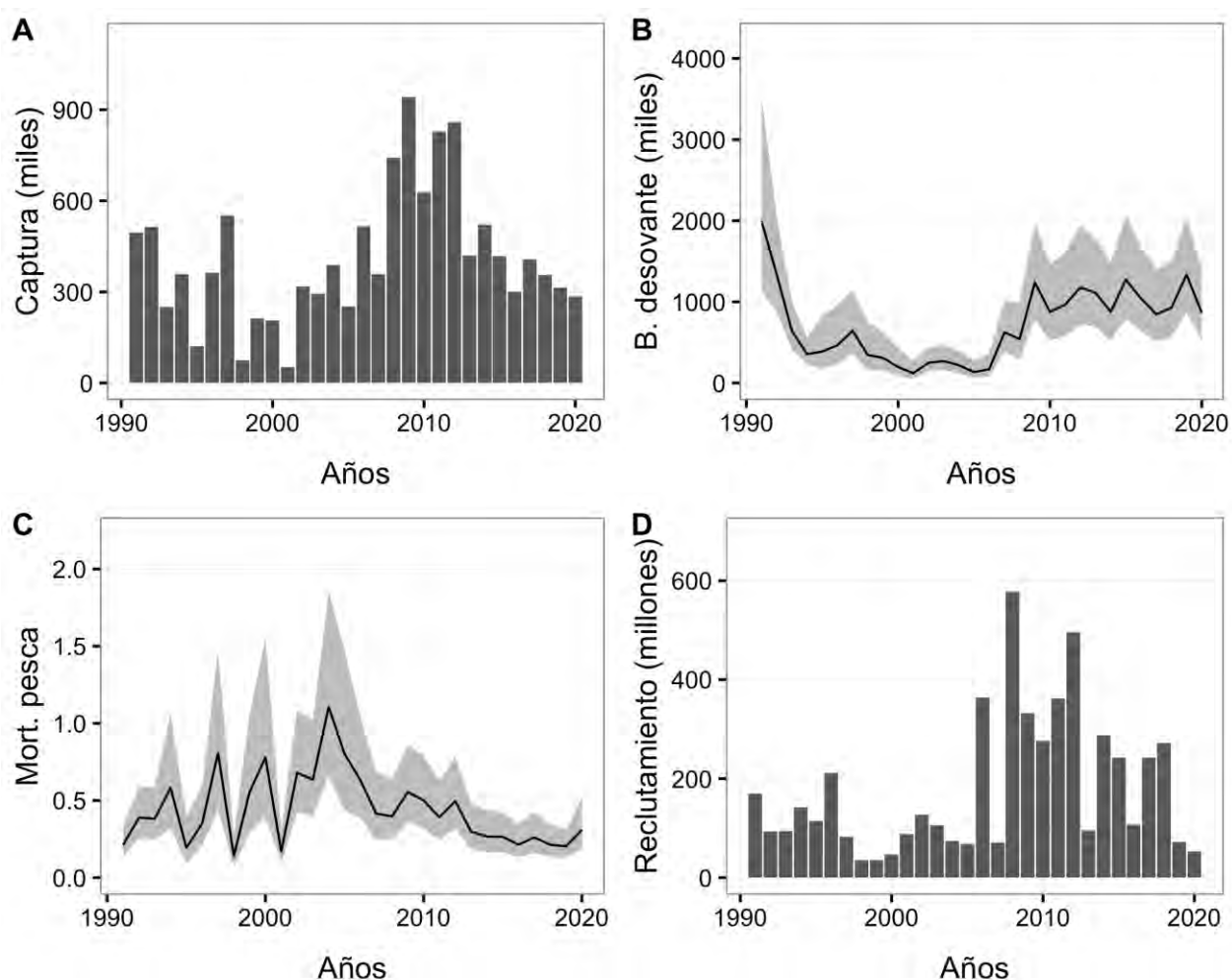


Figura 18. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidda por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de sardina común en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), 1991-2020.

4.2.1.4. Sardina austral de la Región de Los Lagos

Los datos utilizados en la evaluación de stock de sardina austral dicen relación con desembarques anuales, captura por unidad de esfuerzo, y biomasa evaluada por el método acústico, además de la composición de tallas en las capturas y en el crucero de evaluación acústico (Tabla 12).

Tabla 12. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral (Fuente: Leal & Zúñiga 2020).

Datos de entrada	Periodo	Fuente de información	Coefficiente de variación/Tamaño de muestra
Desembarques anuales	2002-2020	Estadísticas oficiales de desembarques (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), corregido el periodo 2002-2005.	0.1
CPUE estandarizada	2007-2019	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores X Región	0.23
Biomasa Acústica	2006, 2008, 2011, 2013-2020	Evaluaciones hidroacústicas de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X Región: Proyectos de Evaluación Directa realizados por IFOP (2006, 2014-2020) antes licitados por el Fondo de investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA) y realizados por la Universidad Austral (2008) y UdeC (2011, 2013)	0.23/15
Composición de longitudes del crucero			
Composición de longitudes de la flota	2006 a 2020	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores X Región	25
Madurez a la Talla	Constante en el tiempo	Leal et al. (2011)	
Parámetros de Crecimiento	Constante en el tiempo	Cerna et al. (2007)	

Se reprodujo la evaluación de stock de Leal & Zúñiga (2020), y las variables de estado se resumen en la (Figura 19), observándose que la biomasa total presentó una persistente reducción desde el

año 2006 hasta el año 2011, lo cual coincide con el incremento de la mortalidad por pesca, la reducción de los reclutamientos y la reducción de la biomasa desovante. La mortalidad por pesca luego de aumentar considerablemente desde el inicio de la pesquería muestra una reducción a partir del año 2010, alcanzando valores estables en respuesta las cuotas establecidas, permitiendo el aumento de la biomasa total. En el año 2019 se aprecia el incremento en el reclutamiento y un aumento de la biomasa desovante al 2020 (Figura 19).

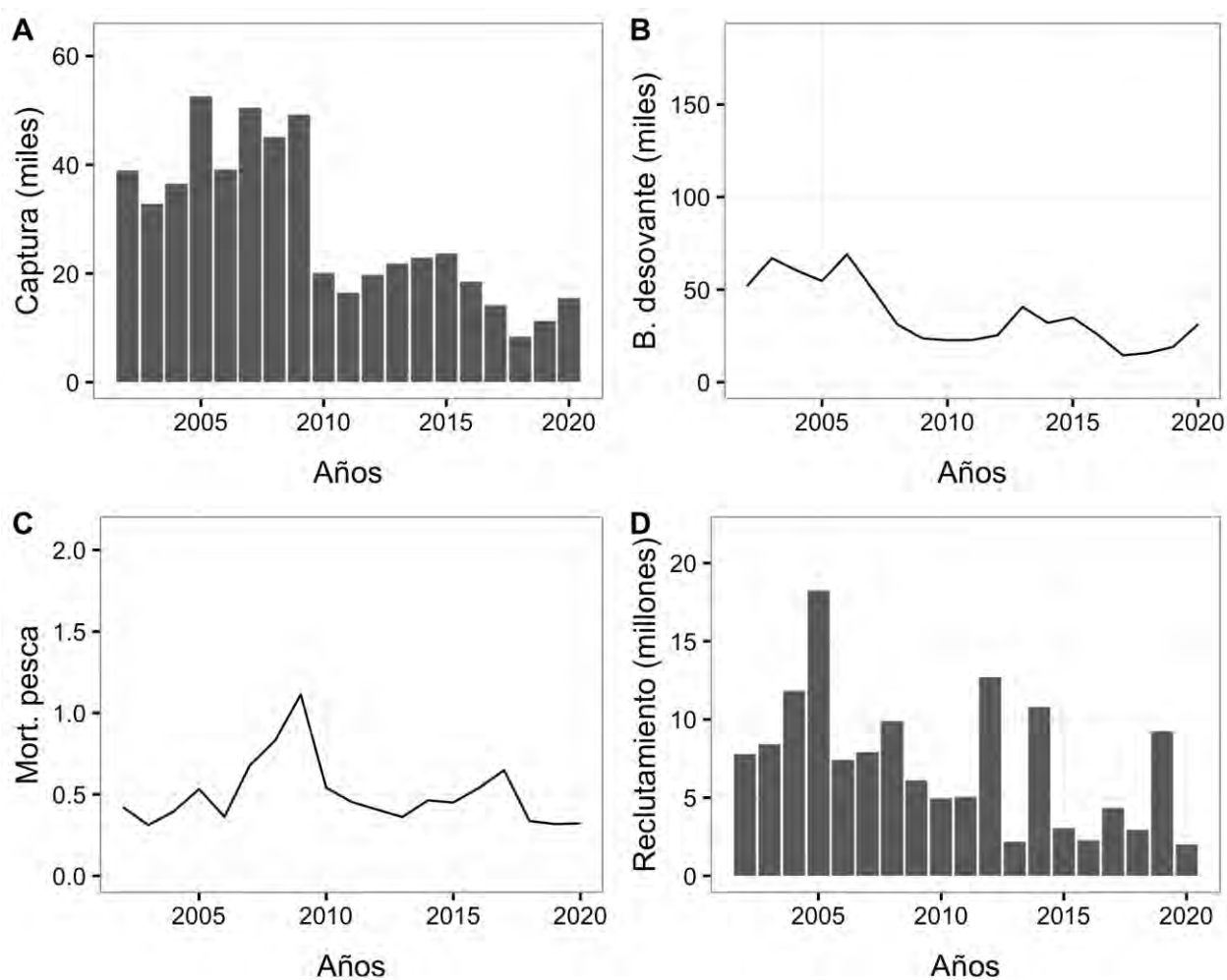


Figura 19. Capturas totales (A), biomasa desovante (B), mortalidad por pesca (C) y reclutamiento (D) del stock de sardina austral en Los Lagos, 2002-2020.

4.2.2. Estimación del proxy para el PBR objetivo de mortalidad por pesca

4.2.2.1. Mortalidad por pesca objetivo

La estimación del PBR objetivo para la mortalidad por pesca muestra que los valores informados son reproducibles al considerar los datos de entrada, excepto en anchoveta de la zona norte que fue más similar con F50%. A su vez, los alternativos son F45% y F50% son en general menores que la tasa de mortalidad natural, excepto en el caso de la anchoveta de la zona centro-sur para el F45% (Tabla 13). A su vez, hay discrepancias entre el valor documentado en los informes de evaluación y los aquí calculados para el caso de la anchoveta zona norte y sardina austral.

Tabla 13. Estimación del PBR objetivo (F_{Obj}) para las pesquerías de peces pelágicos pequeños. Los PBR Objetivo indican los valores informados en la última evaluación de stock de septiembre 2020. El rango de valores proxy alternativos sugerido para pesquerías pelágicas (Payá et al., 2014) fue calculado en este estudio, donde el asterisco indica valores semestrales para la anchoveta zona norte. Las referencias 2/3M y 0,87M se deben Patterson (1992) y Zhou et al. (2012), respectivamente.

Pesquería	PBR Objetivo				Proxy F alternativos				Referencias	
	Marco de referencia	BPR ₀	F_{Obj}	M	F60%	F55%	F50%	F45%	2/3M	0,87M
Anchoveta norte	F55%BPR ₀	5,01	0,86*	1.1*	0,63*	0,76*	0,89*	1,05*	0,73*	0,96*
Anchoveta centro-norte	F60%BPR ₀	6,31	0,48	1.3	0,49	0,59	0,69	0,81	0,87	1,13
Anchoveta centro-sur	F60%BPR ₀	20,57	0,44	0.7	0,44	0,55	0,68	0,83	0,47	0,61
Sardina común	F60%BPR ₀	7,13	0,30	1.0	0,30	0,36	0,42	0,50	0,67	0,87
Sardina austral	F60%BPR ₀	9,69	0,46	0.83	0,44	0,35	0,42	0,49	0,55	0,72

4.2.2.2. Proyecciones con F_{Obj} y relación stock-recluta

Al considerar los supuesto $R_0 \equiv \bar{R}$ y que la biomasa desovante inexplorada (B_0) cae en la intersección con la línea de reemplazo inexplorada (ϕ), la relación stock-recluta representa el reclutamiento esperado en el largo plazo, mientras que el reclutamiento estimado durante el periodo de evaluación representa una realización histórica. Se observa una alta variabilidad en el reclutamiento, sin registrarse una disminución importante hacia la pendiente en el origen de la relación stock-recluta, con excepción del caso de la anchoveta de la zona centro-sur (Figura 20).

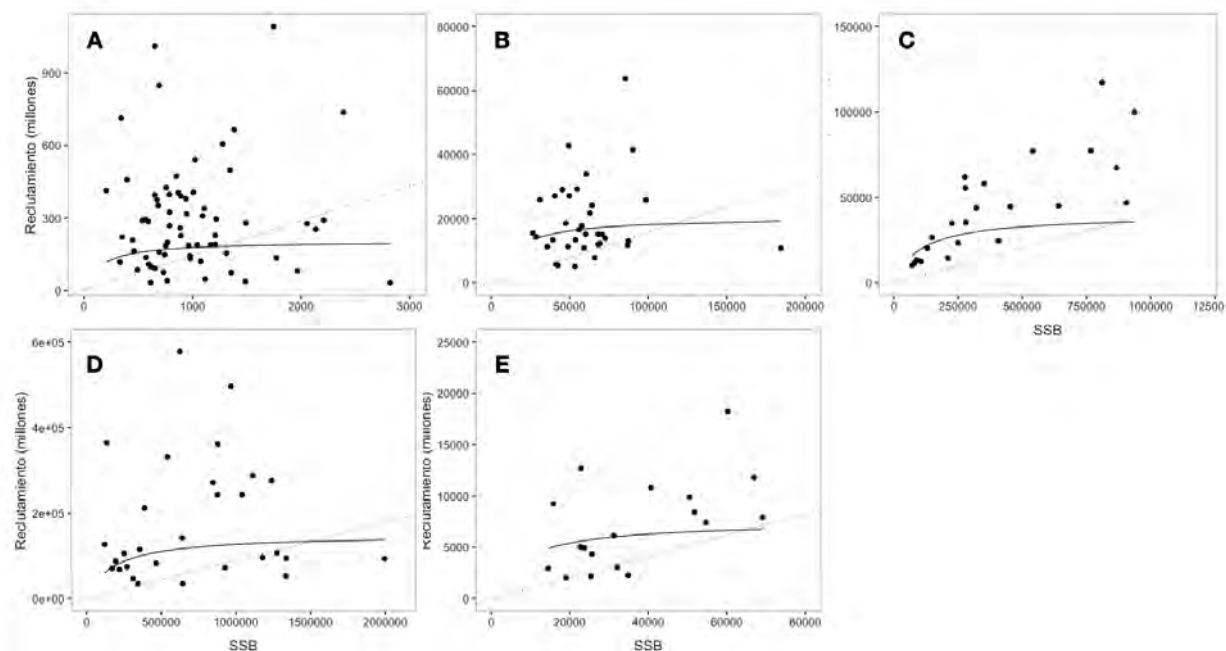


Figura 20. Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt para anchoveta zona norte (A), anchoveta centro-norte (B), anchoveta zona centro-sur (C), sardina común (D) y sardina austral (E). Las relaciones stock-recluta se estimaron considerando el nivel de reclutamiento promedio, la línea de reemplazo inexplorada y un steepness $h=0,7$ (ver texto). Nota, las unidades para el reclutamiento equivalen a número (millones) y la biomasa desovante (toneladas), excepto el caso de la zona norte en que el reclutamiento está en miles de millones y la biomasa desovante en miles de toneladas.

Las proyecciones bajo incertidumbre en el reclutamiento permiten evaluar el desempeño del marco de referencia biológico en términos de la consistencia de la estimación del PBR para la biomasa desovante y grado de reducción al nivel deseado de explotación con la mortalidad por pesca objetivo.

- Anchoveta de la zona norte de Chile

Las proyecciones a 20 años (40 semestres) realizadas con la relación stock-recluta e incertidumbre en el nivel de reclutamiento de la anchoveta de la zona norte, muestra que 10 realizaciones seleccionadas al azar son consistentes con los cambios históricos (Figura 21A). A su vez, la mediana sigue el valor esperado del reclutamiento y los límites de confianza de 90 y 95% reflejan el rango de reclutamientos observados durante el periodo de evaluación (Figura 21B).

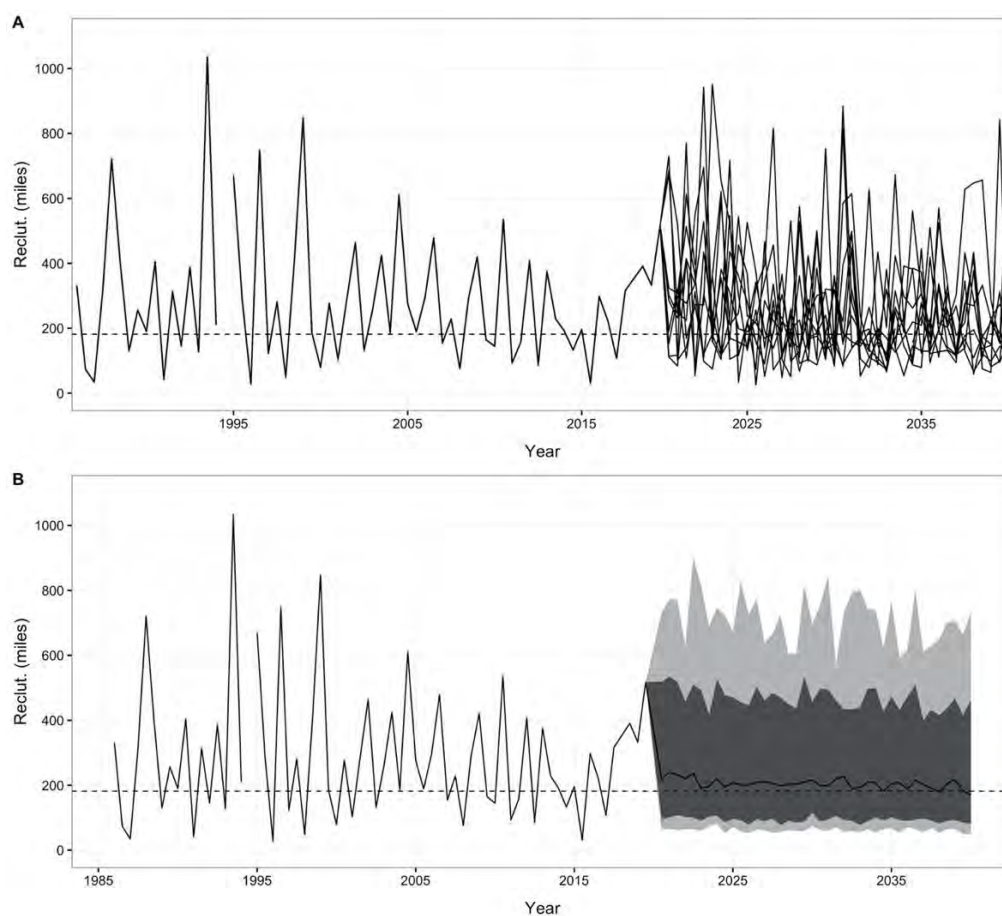


Figura 21. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

La biomasa desovante proyectada muestra valores similares a los reportados en la serie histórica, y en torno del PBR objetivo ($50\%B_0$), lo que implica que la mortalidad por pesca objetivo permite conducir la biomasa al nivel deseado de explotación tal y como se resume con los límites de confianza de 95 y 90% (Figura 22 y Figura 23).

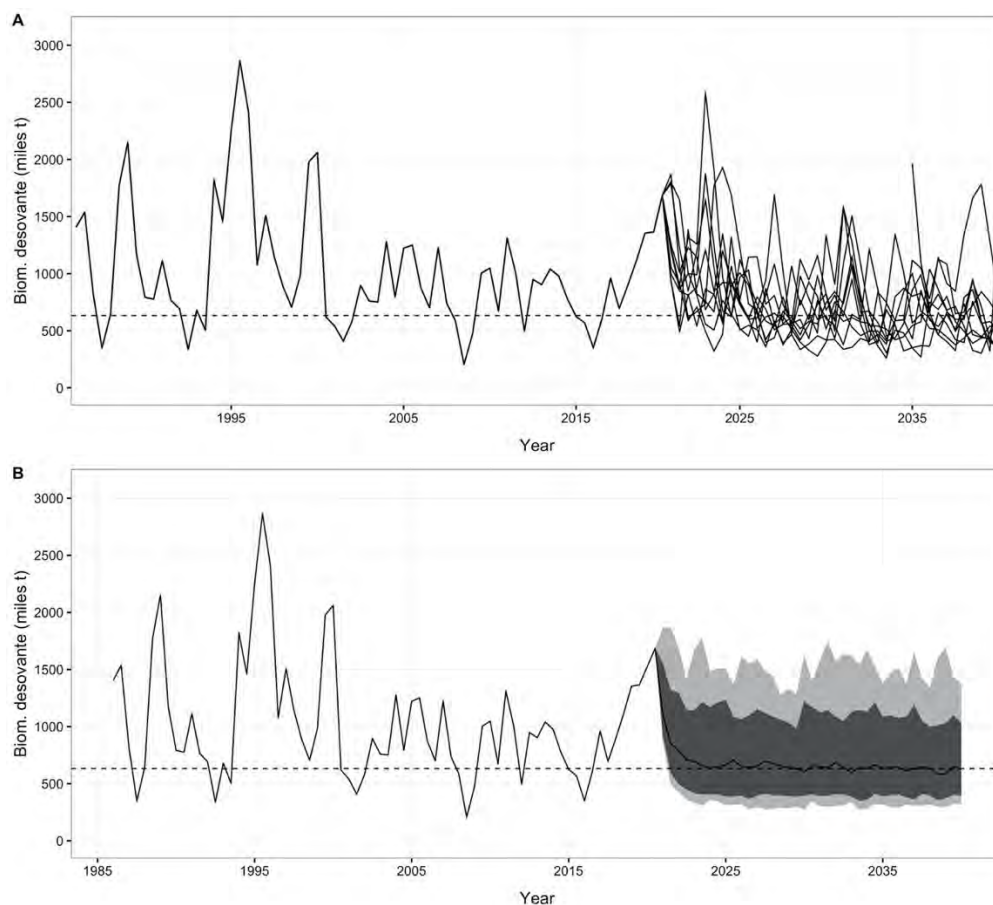


Figura 22. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

- Anchoveta de la zona centro-norte

La proyección con incertidumbre en el reclutamiento y relación stock-recluta para la anchoveta de la zona centro-norte, fue consistente con los niveles estimados durante el periodo de evaluación histórico (Figura 24A), con la mediana de las simulaciones por sobre el nivel de reclutamiento esperado (Figura 24B).

Aunque el reclutamiento sigue el valor esperado, dada la mortalidad por pesca objetivo, la mediana de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte se mantiene por sobre el PBR

objetivo (Figura 25). Se observa que el límite inferior de 90% es cercano al objetivo de manejo, aspecto que también se refleja en el índice de agotamiento (Figura 26).

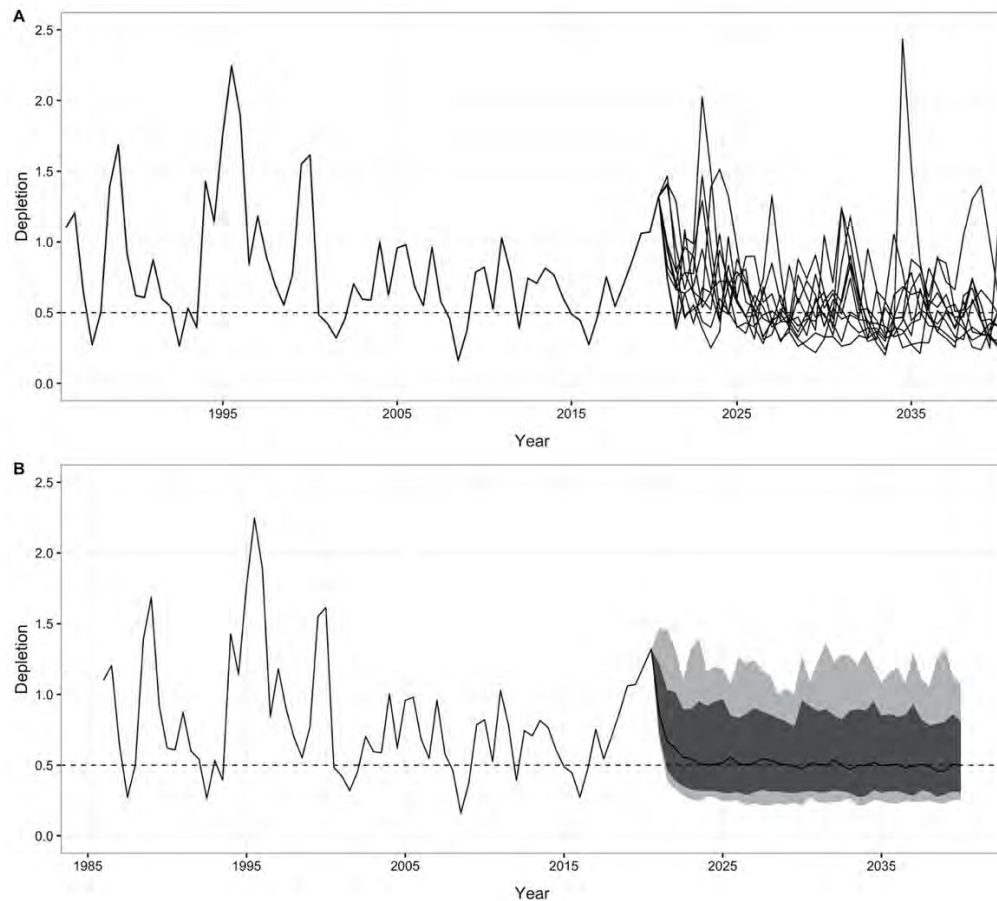


Figura 23. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante (B/B_0) de la anchoveta de la zona norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%). La línea segmentada horizontal muestra el PBR objetivo de $50\%B_0$.

- Anchoveta de la zona centro-sur

En la anchoveta de la zona centro-sur, las proyecciones de reclutamiento son consistentes con lo registrado durante el periodo de evaluación, y la mediana de las proyecciones se mantienen ligeramente por sobre el reclutamiento promedio histórico (Figura 27).

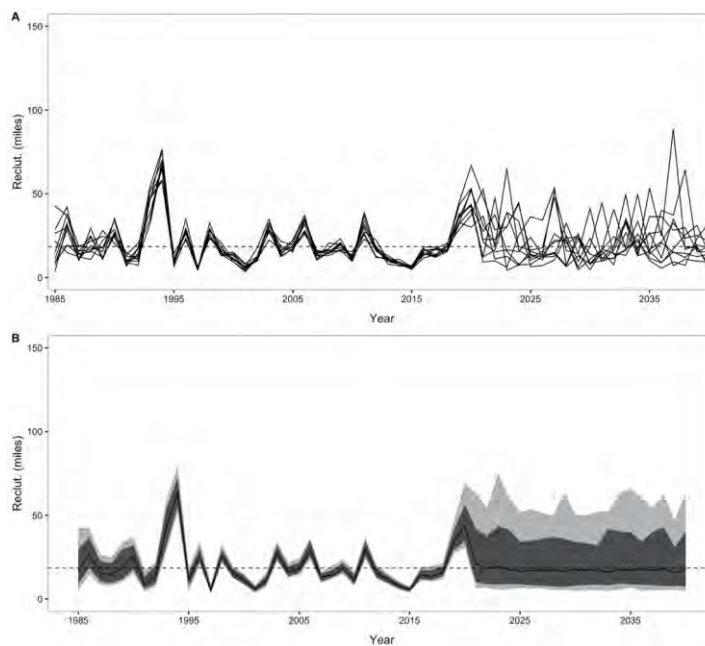


Figura 24. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 95 y 90%).

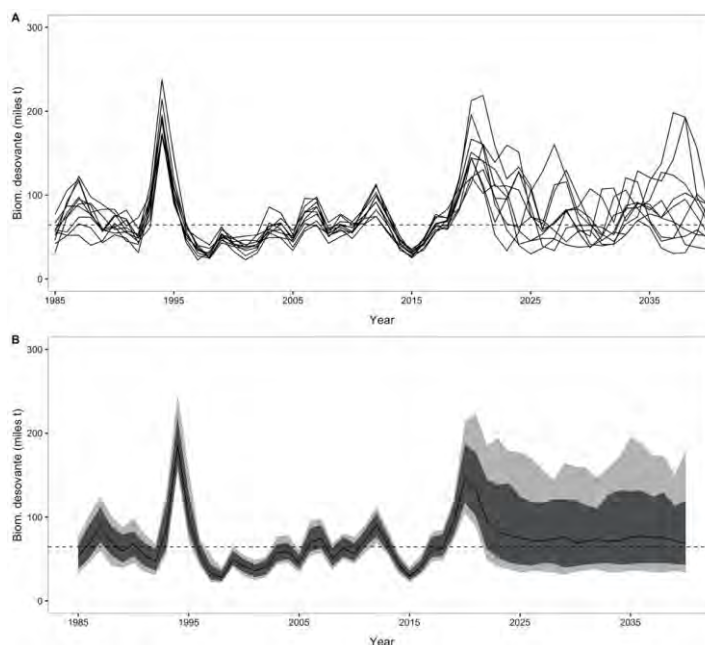


Figura 25. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

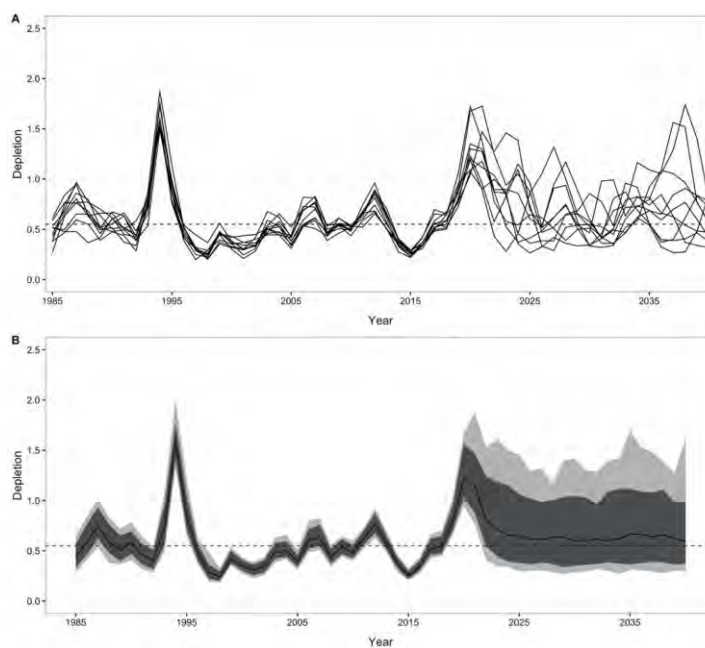


Figura 26. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-norte, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

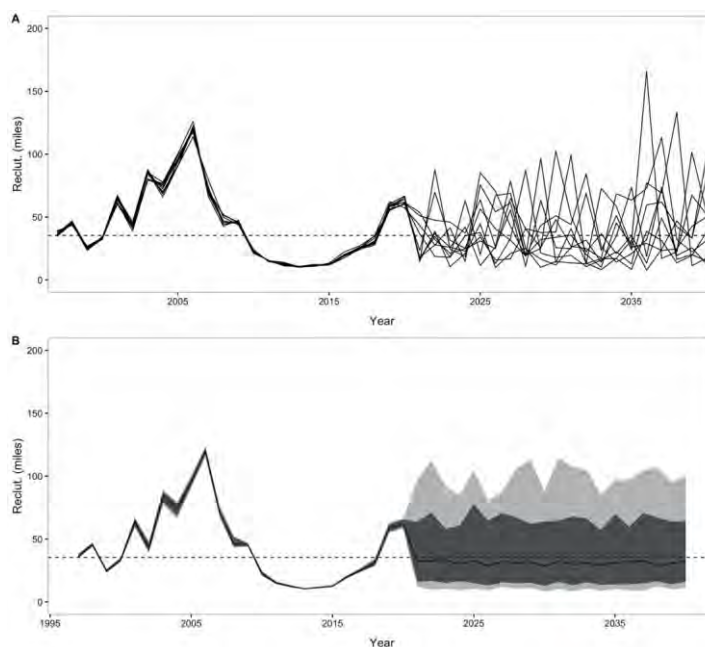


Figura 27. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

La biomasa desovante proyectada según la mortalidad por pesca objetivo, se mantiene por sobre el nivel de referencia objetivo, con el límite de confianza inferior de 90% por sobre el nivel de referencia (Figura 28). En el índice de agotamiento de la biomasa desovante, se observa mejor este comportamiento (Figura 29).

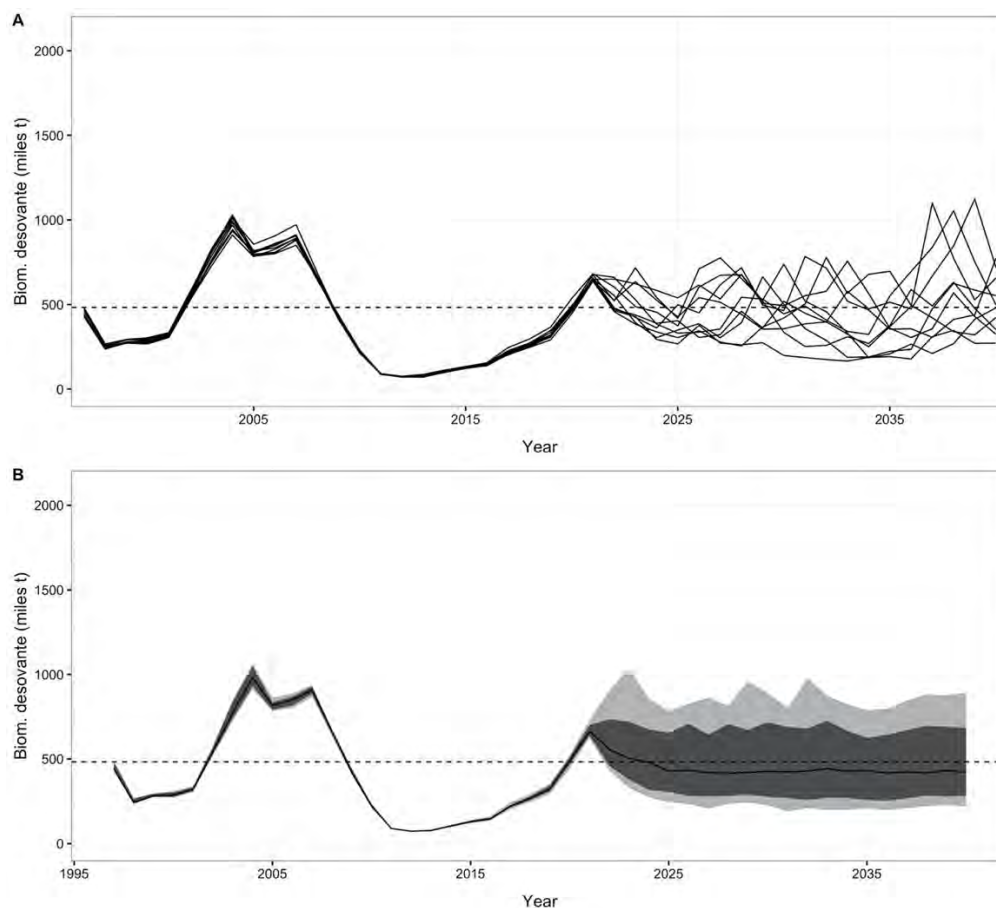


Figura 28. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

- Sardina común de la zona centro-sur

En la sardina común de la zona centro-sur, las proyecciones de reclutamiento revelan niveles consistentes con las estimaciones del periodo de evaluación, y la mediana de las proyecciones se mantienen ligeramente por sobre el reclutamiento promedio histórico (Figura 30). De esta manera,

la biomasa desovante de sardina común se mantiene en torno del PBR objetivo y sin caer en la zona de colapso tal y como se desprende de los límites de confianza de 95% (Figura 31). El índice de agotamiento muestra de mejor manera el desempeño del PBR objetivo (Figura 32).

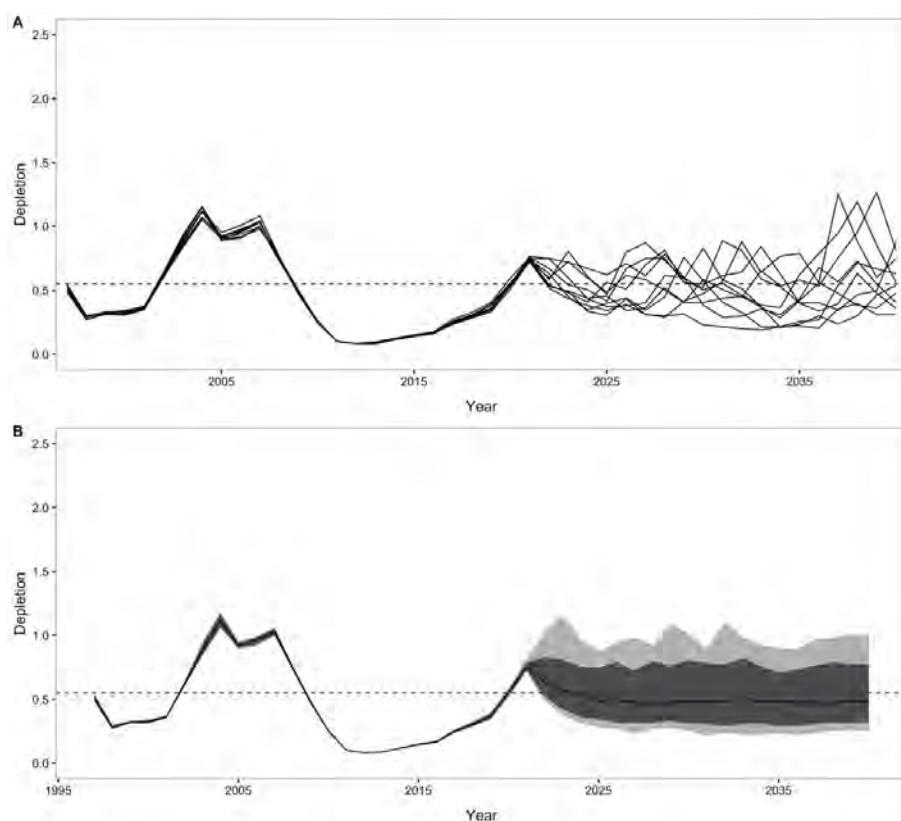


Figura 29. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la anchoveta de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

- Sardina austral de Los Lagos

La proyección con incertidumbre en el reclutamiento y relación stock-recluta para la sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos, muestra simulaciones con frecuencia de niveles de reclutamiento más altos que los estimados durante el periodo de evaluación histórico (Figura 33A), con la mediana de las simulaciones en el nivel de reclutamiento esperado (Figura 33B).

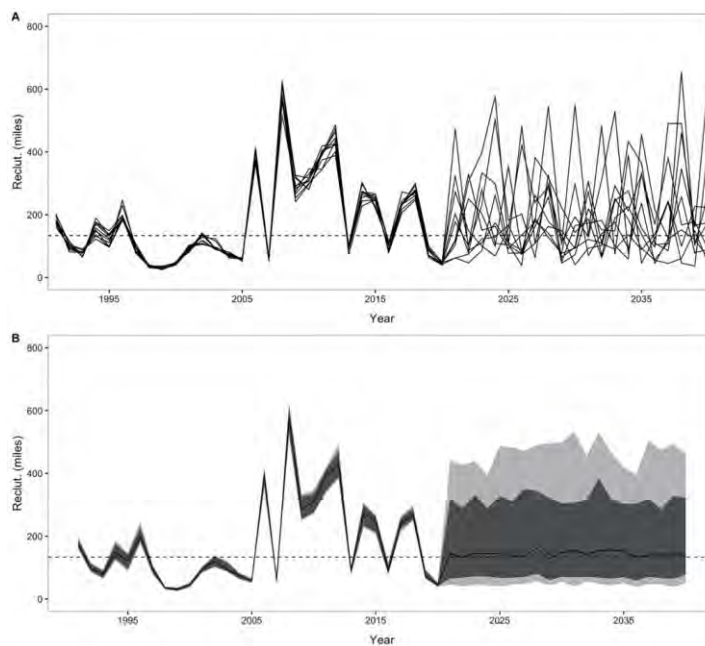


Figura 30. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

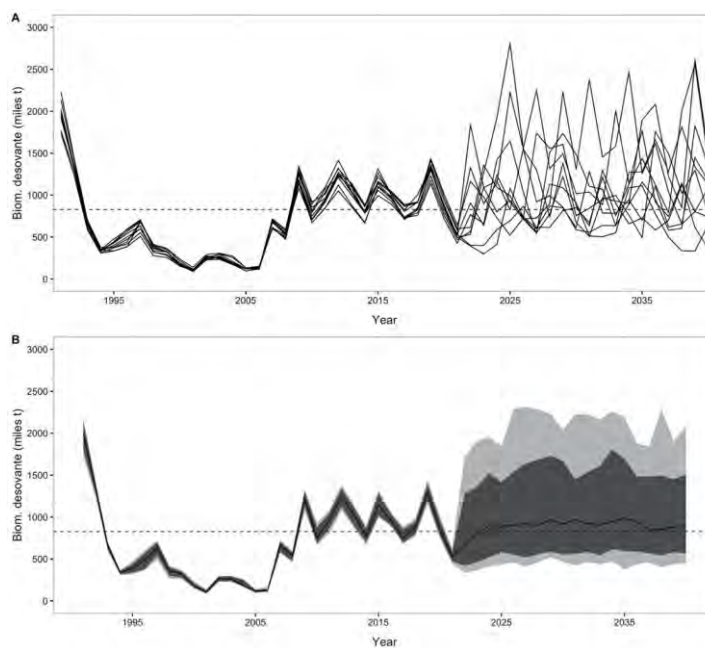


Figura 31. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

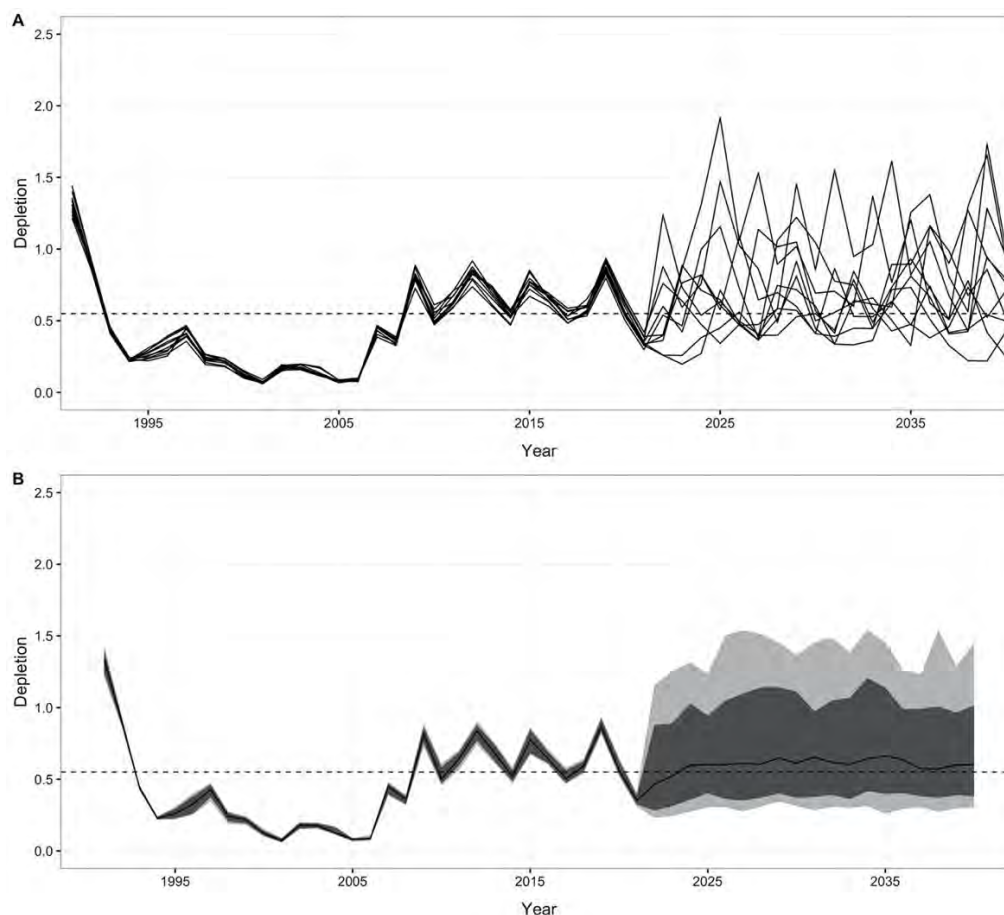


Figura 32. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la sardina común de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

A su vez, la biomasa desovante responde con valores por sobre el PBR objetivo y niveles consistentes con el periodo histórico de evaluación (Figura 34), tal como se observa en el índice de agotamiento (Figura 35).

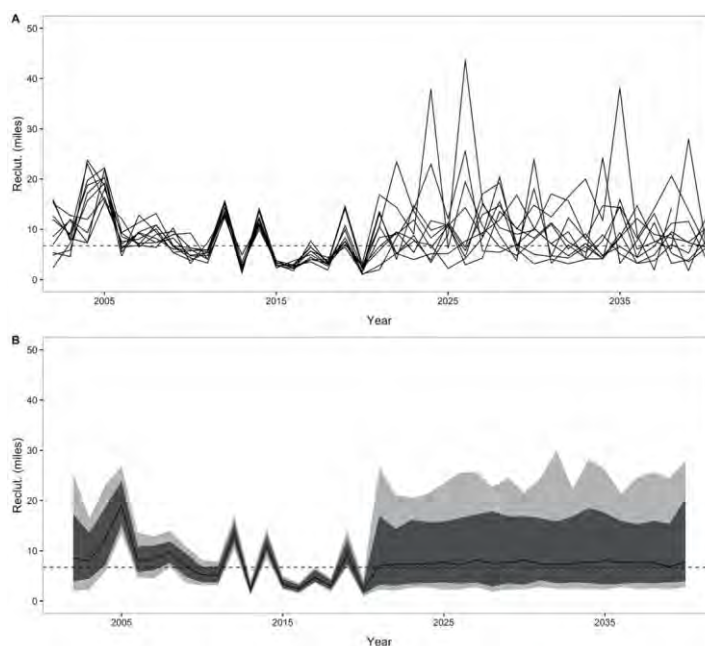


Figura 33. Proyección bajo incertidumbre en el reclutamiento de la sardina austral de la zona centro-sur, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

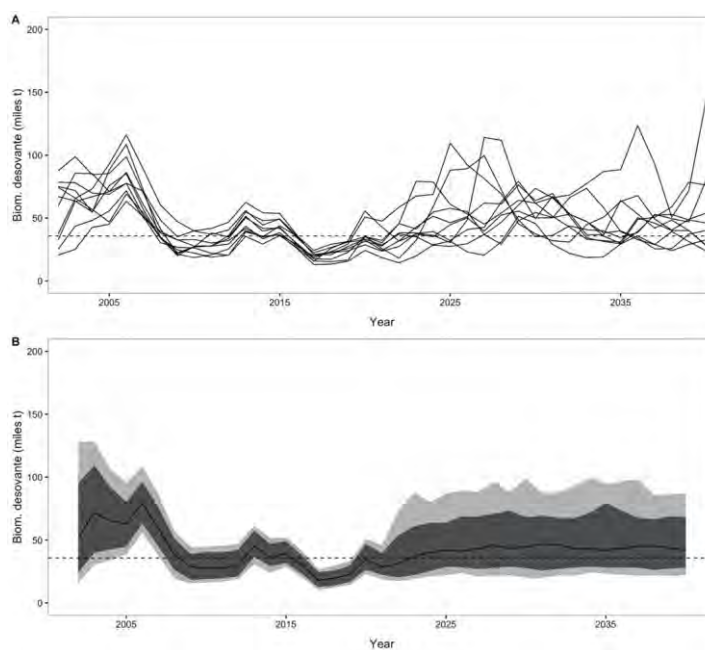


Figura 34. Proyección bajo incertidumbre de la biomasa desovante de la sardina austral del mar interior de Los Lagos, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

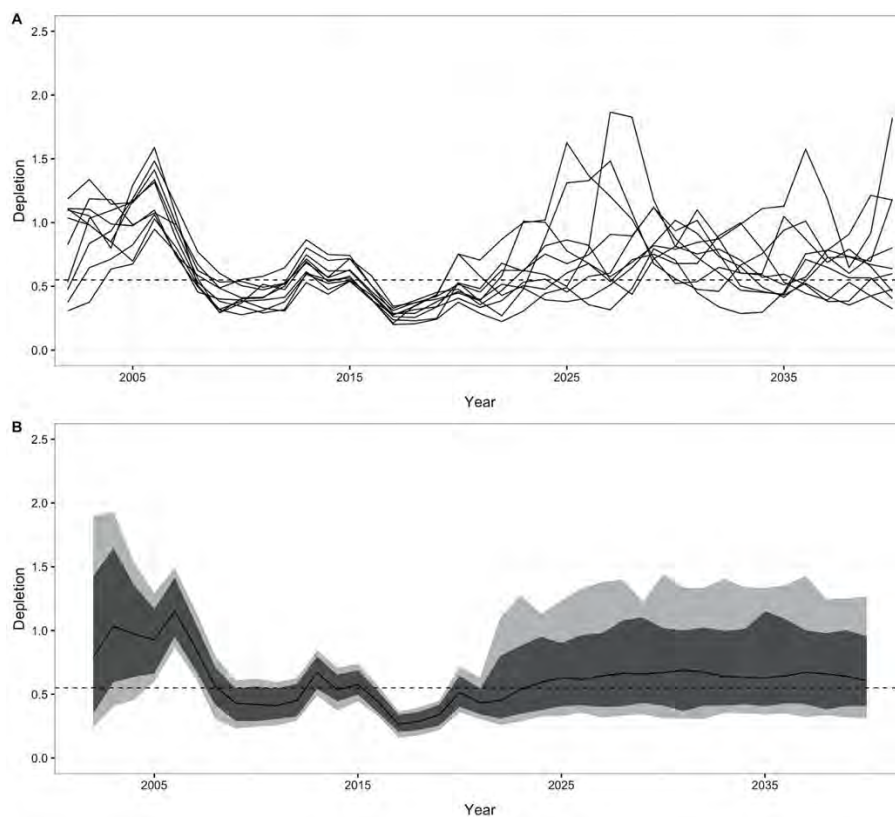


Figura 35. Proyección bajo incertidumbre del índice de agotamiento de la biomasa desovante de la sardina austral de Los Lagos, mostrándose 10 realizaciones seleccionadas aleatoriamente (A) y resumen de 200 realizaciones (mediana y límites de confianza de 90 y 95%).

4.2.2.3. Probabilidad de estatus y captura esperada

La probabilidad de estatus cambia levemente entre años, después de 4 años de la condición inicial (Figura 36). Al considerar los últimos 10 años de la serie proyectada, la probabilidad de estatus para la explotación plena, agotado, sobreexplotado y subexplotado fue muy similar entre especies (Tabla 14). La probabilidad de colapso o agotamiento fluctuó entre 0,6 (sardina austral) y 6,1% (sardina común), mientras que la probabilidad de sobreexplotación fue mayor en la anchoveta de la zona norte (37,6%) y anchoveta de la zona centro-sur (47,1%). La probabilidad de mantener a la pesquería en el estado de explotación plena fluctuó entre 30,1 y 32,3%, y el estado de subexplotación entre 16 (anchoveta centro-sur) y 44,8% (sardina austral).

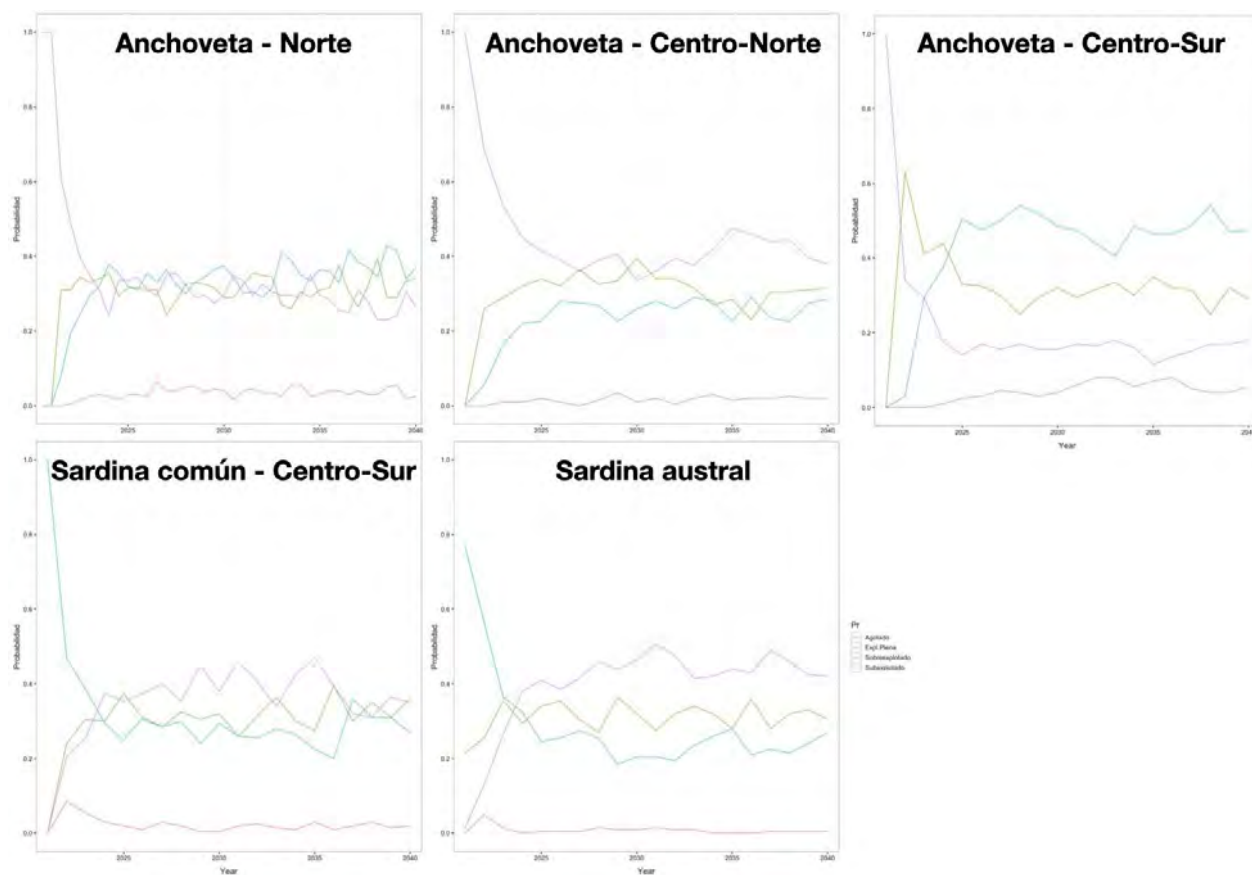


Figura 36. Probabilidad de estatus de la biomasa desovante durante el periodo de proyección para los peces pelágicos pequeños.

Tabla 14. Probabilidad (%) para cada estado de situación para las pesquerías de peces pelágicos pequeños en los últimos 10 años de proyección (2031-2040).

Estatus	Anchoqueta			Sardina común	Sardina austral
	Norte	Centro-Norte	Centro-Sur	Centro-Sur	Chiloé Interior
Explotación Plena	32,3	30,1	30,9	32,3	31,3
Agotado	3,6	2,0	6,1	2,0	0,6
Subexplotado	26,5	41,4	16,0	38,4	44,8
Sobreexplotado	37,6	26,5	47,1	27,4	23,4

Las capturas esperadas se resumen en la Figura 37. Para el caso de la pesquería de anchoqueta del norte de Chile las capturas proyectadas son totales semestrales y se observa que la mediana de las capturas es baja comparada con la media de las capturas registradas. Una situación similar ocurre

en la anchoveta y sardina común de la zona centro sur, mientras que en la anchoveta de la zona centro-norte y la sardina austral la captura mediana proyectada es similar a la captura promedio histórica. Se observa, además, que los límites de confianza cubren un rango similar a los registros de captura históricos.

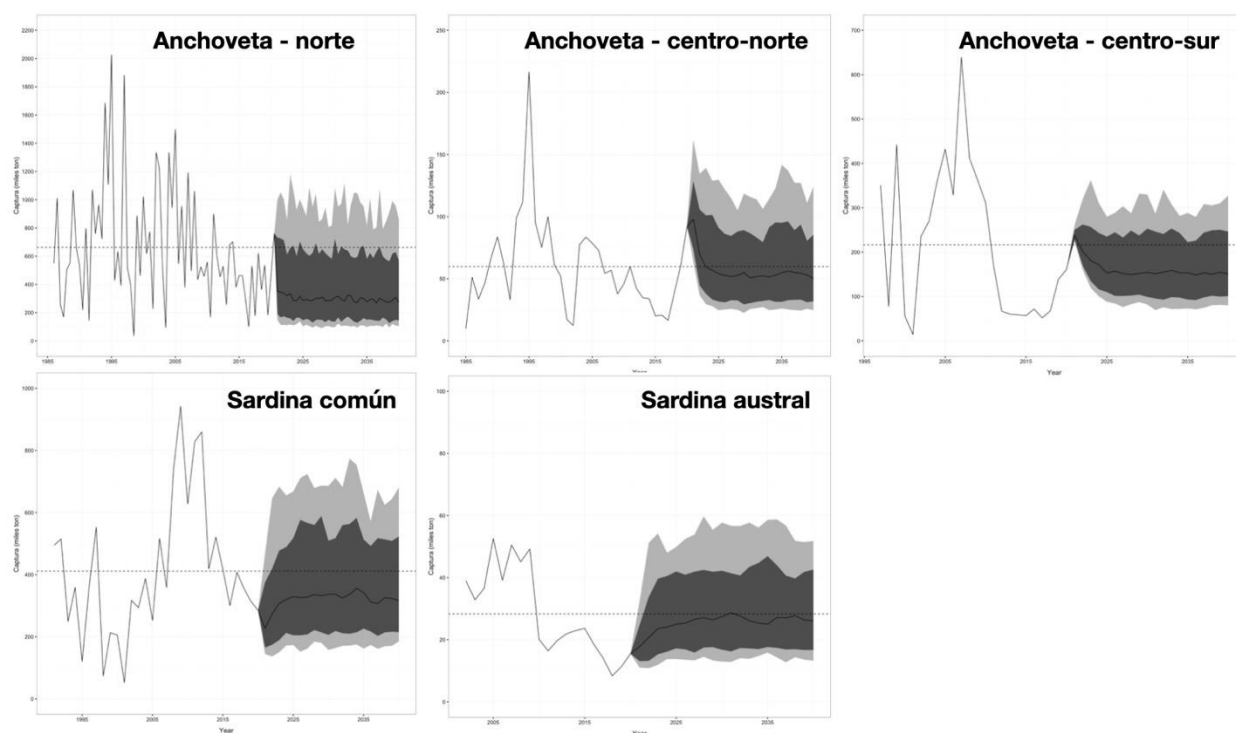


Figura 37. Capturas proyectadas utilizando la mortalidad por pesca objetivo para cada pesquería de peces pelágicos pequeños. La línea horizontal segmentada corresponde a la captura promedio en el periodo antes de la proyección. En el período de proyección, la línea representa la mediana y el área sombreada corresponde a límites de confianza de 90 y 95%.

En la Tabla 15 se muestran las capturas proyectadas en los últimos 10 años, y asociadas a siete niveles de riesgo. Se observa que la pesquería de anchoveta de la zona norte es la más productiva ya que se trata de capturas semestrales, pero también la pesquería sujeta a mayor variación (70,5%). El coeficiente de variación de las capturas en el resto de las pesquerías fluctúa entre 37,8 y 43,3%, y las capturas modales (riesgo de 50%) son menores que el promedio, lo que implica la factibilidad de ocurrencia de capturas excepcionalmente altas.

Tabla 15. Capturas proyectadas según siete niveles de riesgo, captura promedio, desviación estándar y coeficiente de variación para las pesquerías de peces pelágicos pequeños. El asterisco implica capturas semestrales para la pesquería de anchoveta de la zona norte.

Riesgo (%)	Anchoveta			Sardina común	Sardina austral
	Norte*	Centro-Norte	Centro-Sur	Centro-Sur	Chiloé Interior
10	144,5	32,0	97,1	215,0	17,0
15	164,6	35,4	105,2	231,4	18,4
20	182,0	37,7	110,0	245,8	19,7
25	198,4	40,4	119,5	258,8	20,7
30	213,6	42,8	126,2	272,4	21,9
40	250,4	47,9	139,2	302,2	24,2
50	289,4	53,1	153,2	328,2	26,8
Media	350,6	58,2	162,9	354,1	28,8
SD	247,3	25,2	61,6	135,4	11,3
CV (%)	70,5	43,3	37,8	38,2	39,2

4.2.2.4. Respuesta potencial de predadores dependientes

De acuerdo con la matriz de dieta de aves y mamíferos marinos, se ha registrado un aporte en peso de los peces pelágicos pequeños en las aves que fluctúa entre 25 (anchoveta) y 35% (caso de sardina común), y en mamíferos marinos entre 21% (sardina común) y 27% (anchoveta centro-sur) (R. Alarcón, *com.pers.*). Al considerar la mediana del agotamiento de la biomasa desovante (B/B_0) basado en las proyecciones aquí obtenida, la respuesta potencial de reducción de estos predadores es inferior al 20% para los mamíferos marinos (rango: 14,4 – 17,7%), mientras que para las aves marinas se estima una reducción potencial que fluctúa entre 24,3 y 31,2% (Figura 38).

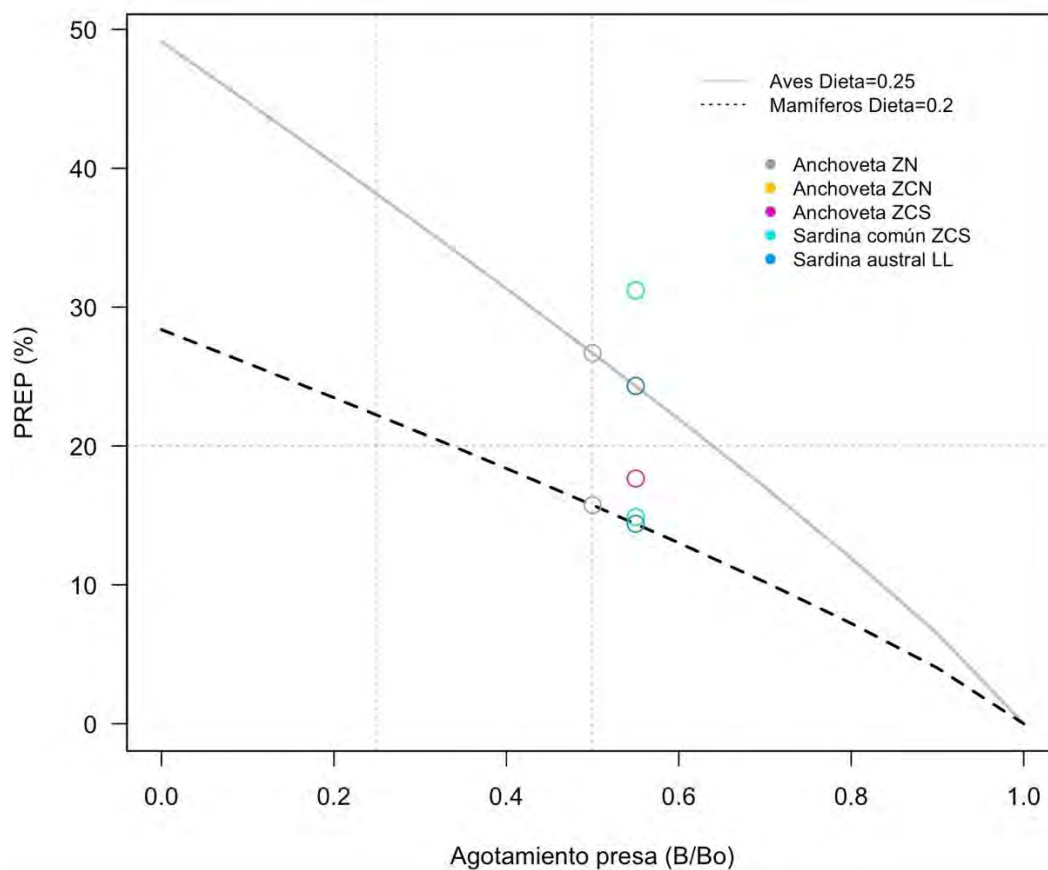


Figura 38. Respuesta potencial de reducción de aves y mamíferos marinos al nivel de reducción de la biomasa desovante de los pelágicos pequeños.

4.2.3. Puntos biológicos de referencia en la pesquería de jurel

4.2.3.1. Cambios estructurales en el reclutamiento

La serie de tiempo del logaritmo del reclutamiento de jurel presenta cambios estructurales (test F de Chow = 56,9; $P < 0,01$), con tres puntos de quiebre significativos o cambios de régimen en 1976, 2002 y 2011 según el valor del BIC (Tabla 16). Estos quiebres dan origen a cuatro bloques con igual valor esperado (Figura 39).

Tabla 16. Partición óptima de cambios estructurales en la serie de tiempo del logaritmo del reclutamiento de jurel (1970-2018).

	Número de puntos de quiebre en la serie de tiempo					
	0	1	2	3	4	5
RSS	17,6	7,9	5,5	4,5	3,9	3,7
BIC	96,7	65,6	55,7	53,5	54,9	58,6
Años de quiebre, o cambio de régimen	-	2002	1976	1976	1976	1976
			2001	2002	1990	1983
				2011	2002	1990
					2011	2002
						2011

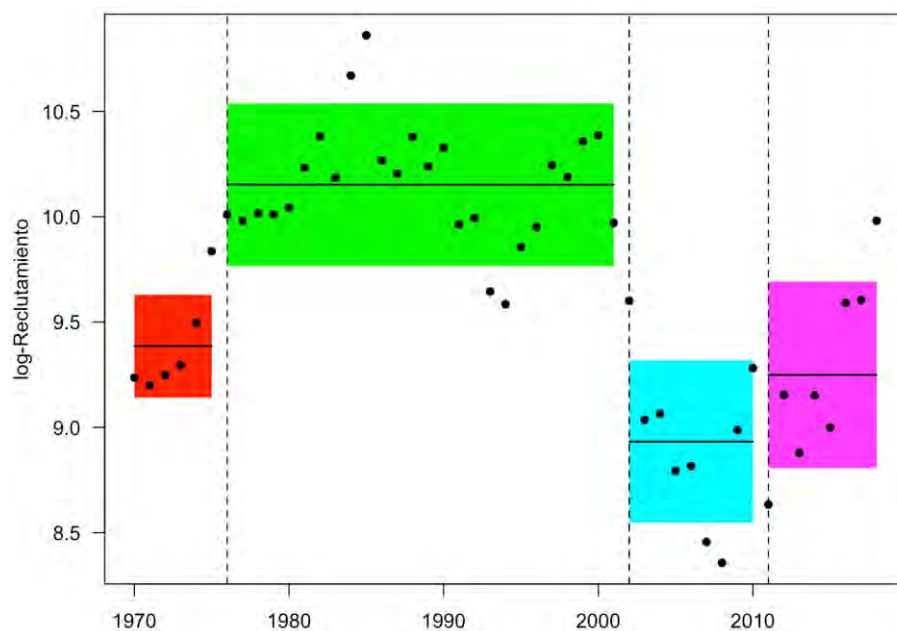


Figura 39. Serie de tiempo de reclutamiento con tres cambios de régimen (1976, 2002, y 2011) y cuatro regímenes con igual valor esperado en el reclutamiento de jurel.

Al modelar la secuencia temporal del reclutamiento esperado con un matriz de Markov escondida (HMM) considerando sólo dos estados, se encuentra que un modelo queda definido por los cambios exhibidos en la Figura 40. En este contexto, el primer estado explicaría los reclutamientos bajos del periodo 1970-1974 y 2003-2017, y el régimen con reclutamientos altos del periodo 1975-2002 y un probable e incierto retorno a reclutamientos altos en 2018.

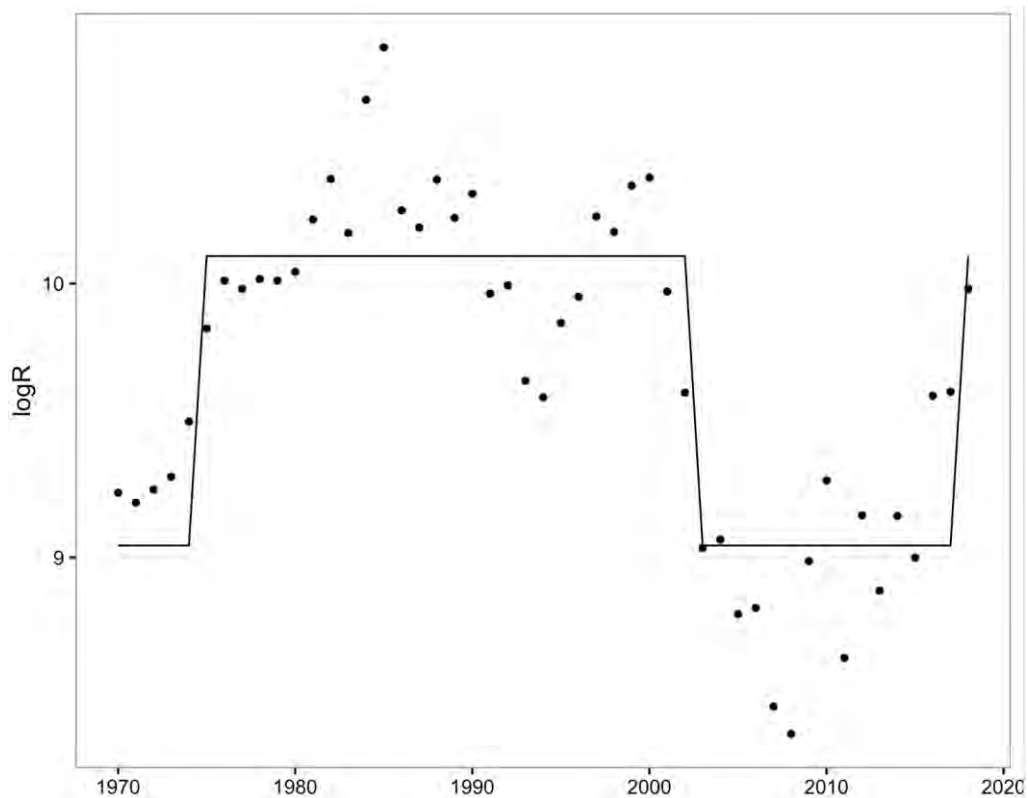


Figura 40. Secuencia de dos estados en el nivel del reclutamiento esperado de jurel según modelo de Markov escondido (periodo 1970-2018).

La matriz de transición de Markov, el nivel promedio y desviación estándar del reclutamiento (en escala log), y la probabilidad de largo plazo de los dos estados posibles se resume en la Tabla 17. Se observa que la probabilidad de largo plazo favorece a niveles de reclutamiento alto (estado 1) con 74,6%. A su vez, la matriz de transición anual indica una probabilidad alta de mantenerse en cada estado; así, el estado 1 tiene una probabilidad de 96,5% de permanecer en dicho estado y sólo 3,5% de probabilidad de saltar a un estado bajo. Por el contrario, si el reclutamiento de jurel está en un estado inicial bajo, tiene una probabilidad de 89,7% de mantenerse bajo y de sólo 10,3% transicional a un reclutamiento alto (Tabla 17).

Tabla 17. Probabilidad de la matriz de transición entre estados del reclutamiento de jurel, promedio y desviación estándar y probabilidad esperada de cada estado en el largo plazo.

	Matriz de Transición de Markov		Reclutamiento		Probabilidad de largo plazo
Reclutamiento	Estado 1	Estado 2	Promedio	Desviación estándar	
Alto (Estado 1)	0,965	0,035	10,1	0,296	0,746
Bajo (Estado 2)	0,103	0,897	9,0	0,324	0,254

4.2.3.2. Relación stock recluta y curvas de producción según regímenes de reclutamiento

4.2.3.2.1. Relación stock-recluta según steepness

Al considerar el reclutamiento esperado bajo una hipótesis de dos estados para el reclutamiento esperado, se tiene que $\log R_{0,r=1} = 10,1$ (reclutamiento alto, en torno de 24343 millones de peces de edad 1) y $\log R_{0,r=2} = 9,0$ (reclutamiento bajo, en torno de 8103 millones de peces), parámetros de historia de vida invariantes y un steepness $h=0,65$, se obtienen dos relaciones stock recluta que explicarían la dinámica del reclutamiento de jurel (Figura 41).

El régimen de reclutamientos altos es consistente con una biomasa desovante inexplorada de 30,129 millones de toneladas, mientras que el régimen con reclutamientos bajos genera una biomasa desovante inexplorada de 10 millones de toneladas. En este contexto, y si se acepta que el PBR objetivo para la biomasa desovante una reducción a 35%, entonces la biomasa desovante objetivo sería de 10,5 millones de toneladas para el régimen alto; y un PBR objetivo de 3,5 millones de toneladas para el régimen de reclutamientos bajos.

4.2.3.2.2. Ajuste de modelos stock-recluta

A diferencia del método anterior, el ajuste estadístico a los datos podría dar cuenta de cambios en el intercepto y pendiente de las relaciones stock-recluta (Tabla 18). De acuerdo con AIC, el modelo de Beverton-Holt con cambios en el intercepto (modelo M6) fue seleccionado ($AIC=30,1$), cuyos parámetros se muestran en la Tabla 19.

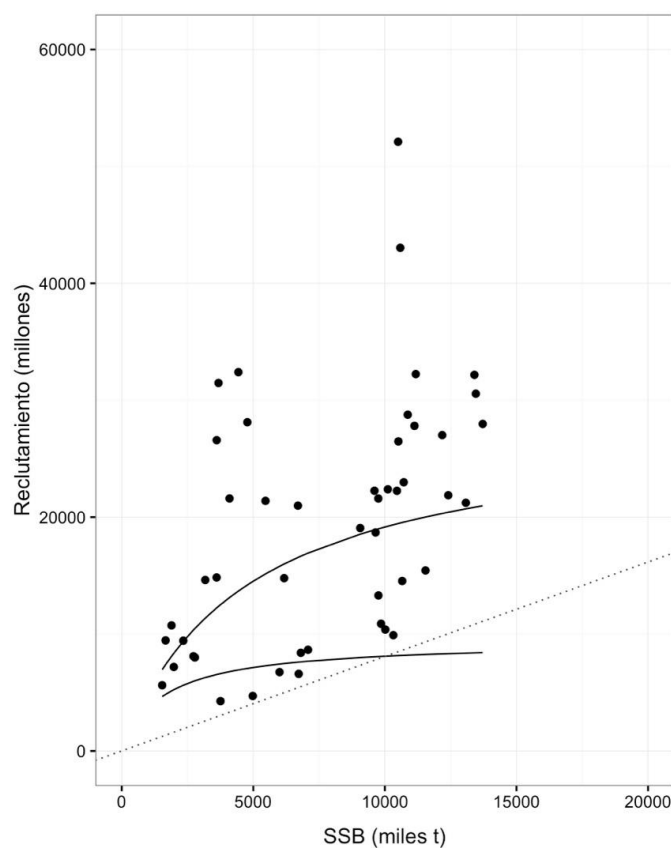


Figura 41. Relación stock-recluta para los dos regímenes de reclutamiento esperado de jurel (Tabla 3.4), según $h=0,65$ y $BPR_{F=0} = 1,238$ kg por recluta.

Tabla 18. Modelos stock-recluta ajustados a los datos stock-recluta de jurel. En negrita se destaca el mejor modelo entre los candidatos según el criterio de información de Akaike (AIC).

Pesquería	Modelos $y=\log(R_t)$	n	Devianza Explicada (%)	Chi- Cuadrado	Valor P	AIC
Jurel	M1 Ricker	48	22,1	13,8	<0,01	79,8
	M2 con cambios en el intercepto	48	64,2	51,1	<0,01	44,4
	M3 con cambios en la pendiente	48	62,6	49,0	<0,01	46,5
	M4 con cambios en el intercepto y pendiente	48	66,1	53,8	<0,01	43,7
	M5 Beverton-Holt	48	26,4	16,1	<0,01	78,9
	M6 con cambios en el intercepto	48	74,3	65,2	<0,01	30,3
	M7 con cambios en la pendiente	48	60,1	44,1	<0,01	51,4
	M8 con cambios en el intercepto y pendiente	48	74,4	65,4	<0,01	32,1

Tabla 19. Coeficientes del modelo de Beverton-Holt (Modelo M6), y estimación de la biomasa desovante por recluta no explotada.

Modelo		Parámetros	Estimado	Error Estándar	Valor t	Valor P
M6	Intercepto	α'	0,0986	0,0008	123,83	<0,01
	Pendiente	β'	2,137	4,4346	0,482	0,63
	Régimen	r	0,0112	0,0013	8,81	<0,01

El modelo de Beverton-Holt seleccionado (M6) muestra que la pendiente no fue significativa, pero el efecto del régimen en el intercepto fue significativo. La pendiente en el modelo M6 es equivalente al inverso del parámetro asociado con la mortalidad denso-independiente en el modelo de Beverton-Holt original, i.e., $\alpha=1/\beta'$. En consecuencia, el cambio de régimen está afectando al parámetro denso-dependiente del modelo original, $\beta=\alpha\beta'$. En consecuencia, al considerar que el reclutamiento de jurel ha estado fluctuando en torno de dos niveles de reclutamiento, la magnitud del reclutamiento y biomasa inexplorada para estos dos niveles quedan expresados en la Figura 42 y Tabla 20, con steepness $h \cong 1$ y dos niveles de biomasa inexplorada esperada.

Se destaca que los parámetros que definen la relación se establecen considerando que los parámetros de historia de vida son invariantes, i.e., mortalidad natural, peso a la edad y madurez. Lo único que determina cambios en la función de producción sería la selectividad a la edad que resulta de la selectividad específica asociada con la mortalidad por pesca parcial que ejercen las pesquerías que se modelan. La relación stock-recluta con un cambio de régimen sería consistente con el nivel de baja productividad y puntos biológicos de referencia para la biomasa objetivo y límite.

Las curvas de producción en equilibrio se derivaron a partir del análisis de cambio de régimen con steepness $h=0,65$ en la Figura 43. Se observa que los dos regímenes para el reclutamiento sólo afectan a la magnitud del punto biológico de referencia de biomasa desovante objetivo, que en términos relativos es de aproximadamente 32% de la biomasa desovante inexplorada (Tabla 21).

Tabla 20. Parámetros derivados del ajuste del modelo de Beverton-Holt con dos regímenes de reclutamiento de jurel, y puntos biológicos de referencia para la biomasa desovante según el marco biológico para la explotación.

Parámetros derivados	Símbolo	Régimen de reclutamientos bajos	Régimen de reclutamientos altos
Steepness	h	0,99	0,99
Reclutamiento inexplorado (millones)	R_0	25676	9091
Biomasa inexplorada (miles de t)	B_0	31781	11251
Biomasa objetivo (miles de t)	B_{Obj}	11123	3938
Biomasa límite	B_{lim}	7945	2812

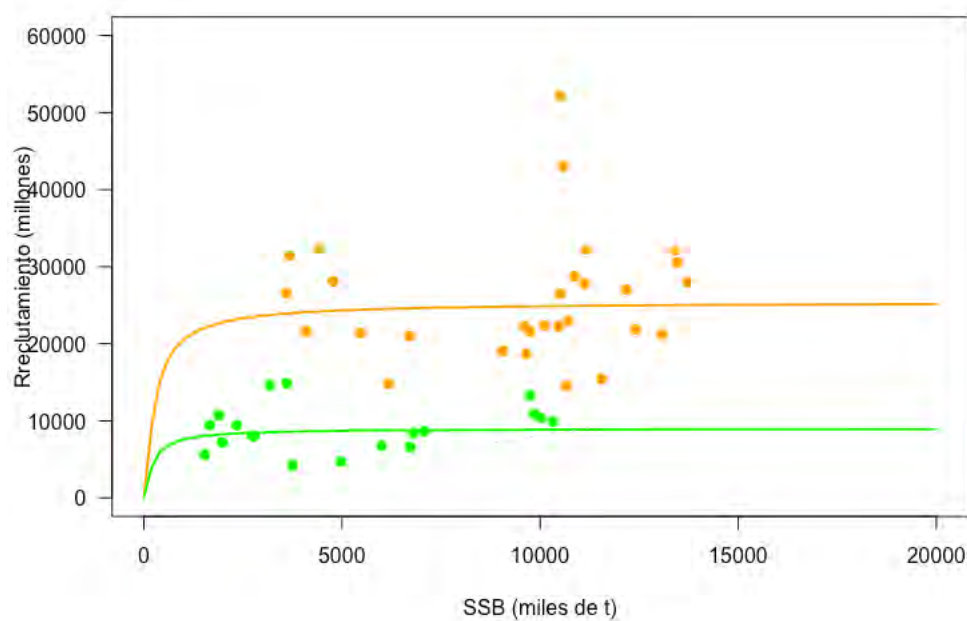


Figura 42. Relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt ajustada con dos niveles de reclutamiento esperado, y línea de reemplazo inexplorada.

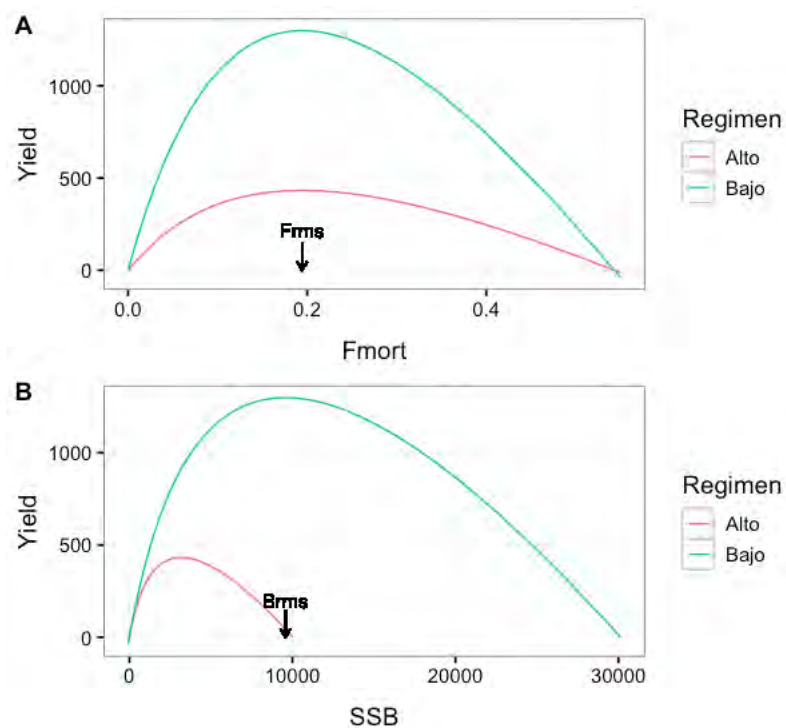


Figura 43. Curvas de producción deducidas de la relación stock-recluta con dos niveles de estado en el reclutamiento, con steepness $h=0,65$.

Tabla 21. Puntos biológicos de referencia según dos niveles de reclutamiento de jurel.

PBR	Régimen de reclutamientos bajos	Régimen de reclutamientos altos
R_0	8103	24343
B_0	10029	30129
h	0,65	0,65
B_{RMS}	3186	9573
B_{RMS}/B_0 (%)	31,8	31,8
$F_{55\%}$	0,12*	0,12*
$F_{45\%}$	0,17*	0,17*
F_{RMS}	0,194*	0,194*
$F_{colapso}$	0,543	0,543

4.2.3. Evaluación de estrategias de manejo

Los modelos operativos para las pesquerías de anchoveta en la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo), de anchoveta en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), de sardina común en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos), y de sardina austral en el mar interior de Chiloé (Los Lagos), muestran los escenarios de dinámica del reclutamiento que se utilizaron para cada pesquería. Se destaca que los escenarios con cambios de régimen en el reclutamiento sólo fueron válidos para la anchoveta y sardina común en la zona centro-sur (Tabla 22). Se destaca que, en estos modelos operativos, la relación stock-recluta ya sea de Beverton-Holt o Ricker se estimaron considerando $h = 0.7$ (steepness), reclutamiento promedio inexplorado igual al promedio de años del período de evaluación (R_0), y la biomasa desovante inexplorada (S_0) con el peso promedio en igual periodo de tiempo, madurez y mortalidad natural utilizados en la evaluación. La variabilidad interanual del reclutamiento consideró en todos los casos $\sigma_R=0,6$; y en el caso de las desviaciones autocorrelacionasa del reclutamiento $\rho = 0,8$. En el caso de los modelos operativos con cambio de régimen en el reclutamiento consideró la aplicación de HHM, cuyos resultados fueron verosímiles sólo en el caso de las pesquerías de anchoveta y sardina común (ver Tabla 24, más adelante).

Tabla 22. Modelos operativos con escenarios de dinámica temporal del reclutamiento en las pesquerías de peces pelágicos pequeños.

Pequería	Zona	MOP1 Beverton- Holt	MOP2 Ricker	MOP3 Beverton-Holt autocorrelación	MOP4 Cambio de régimen
Anchoveta	Atacama- Coquimbo	Sí	Sí	Sí	No
Anchoveta	Valparaíso- Los Lagos	Sí	Sí	Sí	Sí
Sardina común	Valparaíso- Los Lagos	Sí	Sí	Sí	Sí
Sardina austral	Los Lagos	Sí	Sí	Sí	No

4.2.3.1. Anchoveta (Atacama-Coquimbo)

La evaluación del desempeño de la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante para tres modelos operativos en la dinámica del reclutamiento se resume para las variables de estado de cada modelo operativo (sistema impactado por el manejo) y comparado con el desempeño del modelo de evaluación (procedimiento de manejo) (Figura 44), las capturas y la mortalidad por pesca ejercida (modelo operativo) y estimada (modelo de evaluación (Figura 45), y cumplimiento del objetivo de manejo en torno del 55% de reducción de la biomasa inexplorada efectiva (modelo operativo) y estimada (evaluación de stock) (Figura 46).

La variabilidad del reclutamiento es alta e inside en la amplitud de los límites de confianza de las variables de estado, observándose un buen desempeño en término de lograr que la biomasa desovante se mantenga en torno del objetivo de manejo a lo menos durante los primeros 10 años independientemente del modelo stock-recluta subyacente (Figura 44 y Figura 45). Se destaca que al imponer una estructura autocorrelacionada de primer orden en los desvíos del reclutamiento futuro (MOP 3), el estimador sigue los cambios en la biomasa desovante del MO, pero se observa que el modelo de evaluación de stock pierde eficacia después de 10 años.

La mortalidad por pesca objetivo se logra, y el modelo de evaluación de stock sigue muy bien los impactos que reciben los modelos operativos (Figura 45). El objetivo de manejo de mantener una reducción de 55% en la biomasa desovante se cumple satisfactoriamente (Figura 46), aunque con probabilidad de caer en sobreexplotación debido a la probabilidad de ocurrencia de reclutamientos bajos (Figura 44).

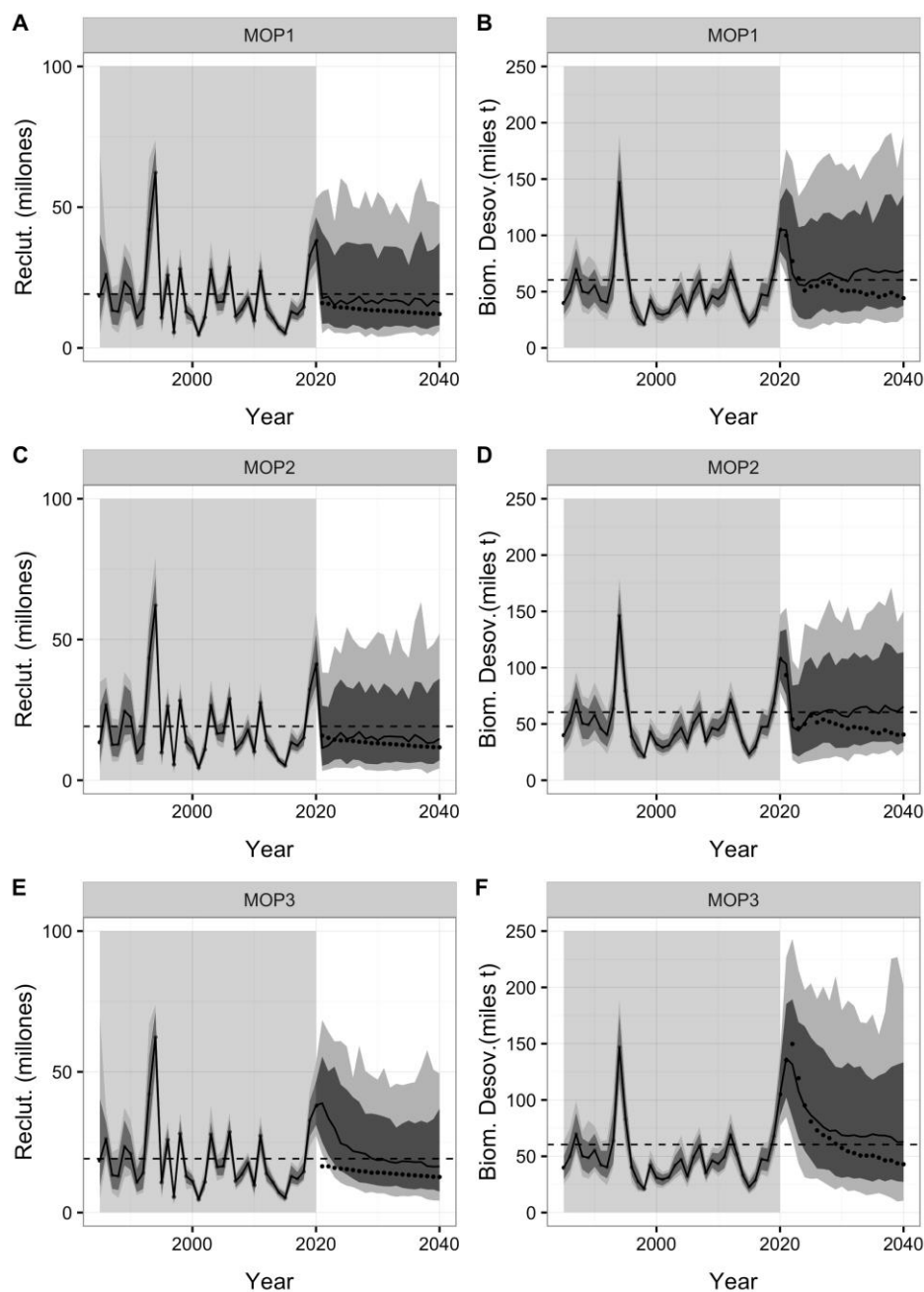


Figura 44. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el periodo de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

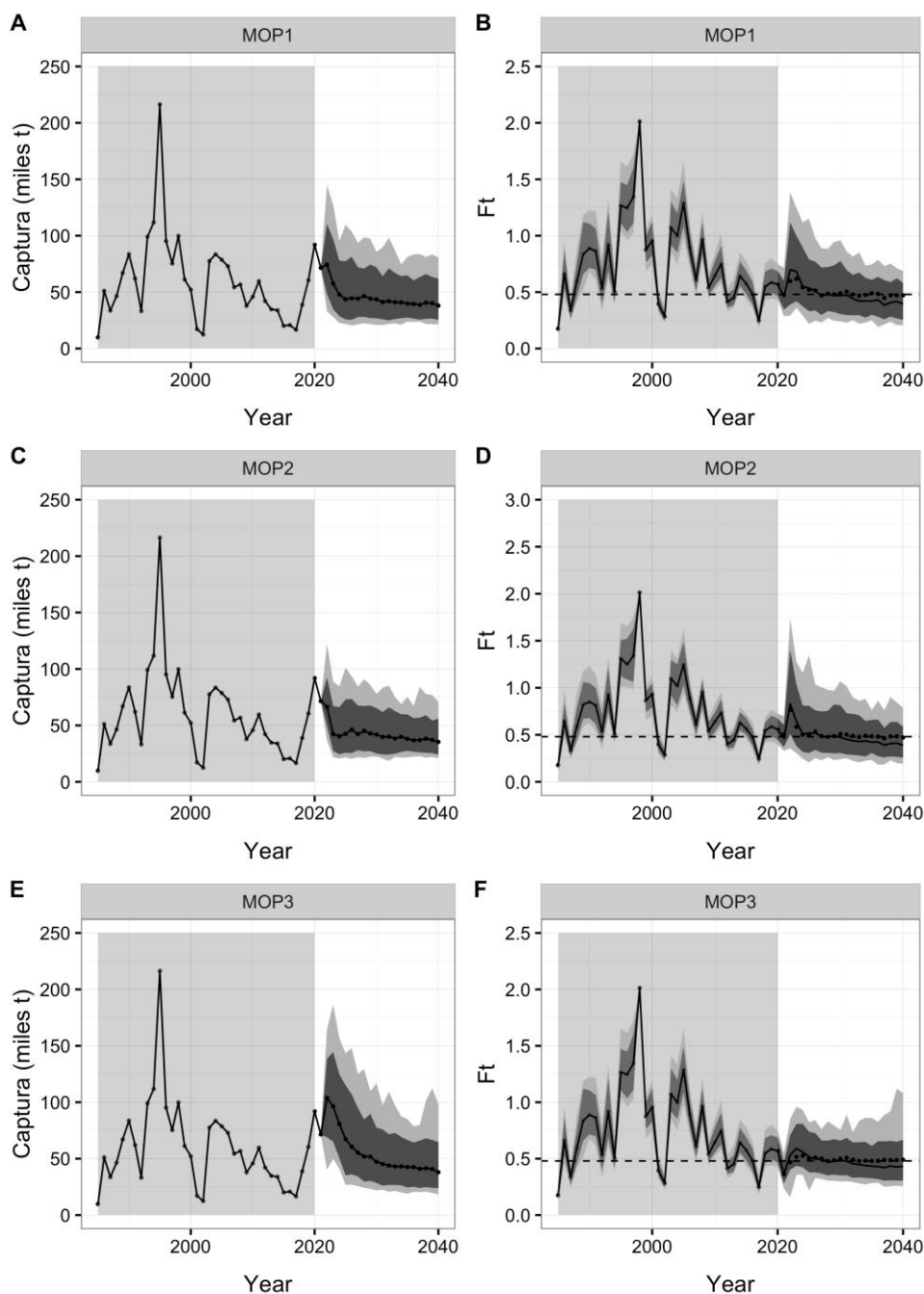


Figura 45. Capturas (A, C,E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

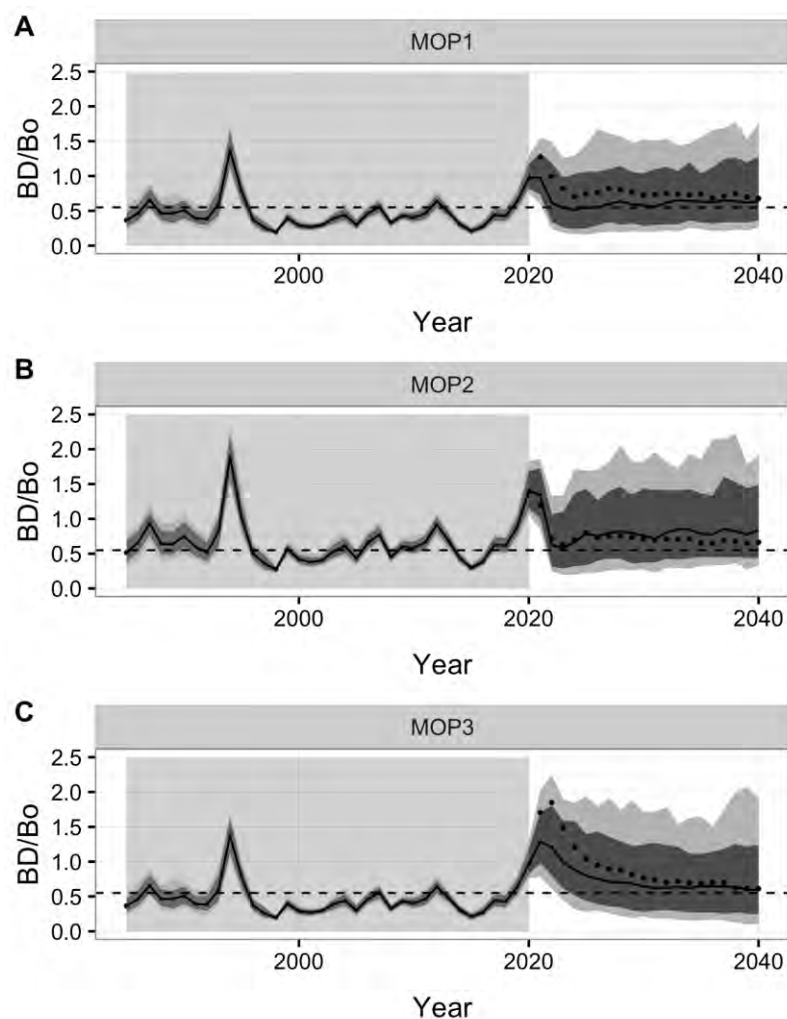


Figura 46. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama Coquimbo, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/Bo=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

4.2.3.2. Anchoveta (Valparaíso – Los Lagos)

Las variables de estado representadas en el modelo operativo de anchoveta en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos (Figura 47), las capturas y la mortalidad por pesca (Figura 48), y la razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (Figura 49), muestran un buen desempeño de los PBR objetivos utilizados en el manejo, independiente de la relación stock-recluta y de los cambios estructurales que pudiesen ocurrir en el reclutamiento.

El modelo de evaluación estima las fluctuaciones del reclutamiento, biomasa desovante y mortalidad por pesca, situándose ésta en torno del PBR objetivo de manejo (Figura 48); y, por ende, manteniendo una biomasa en torno de 55% de la condición inexplorada (Figura 49).

4.2.3.3. Sardina común (Valparaíso-Los Lagos)

El caso de la sardina común en la unidad de pesquería Valparaíso-Los Lagos presentó un desempeño similar al de anchoveta en igual unidad de pesquería (Figura 50, Figura 51 y Figura 52). Independiente del modelo stock-recluta subyacente y la estructura correlacionada de los desvíos, el procedimiento de manejo -que considera los datos, la evaluación de stock y la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante equivalente al PBR objetivo-, presentó un buen desempeño logrando que la biomasa desovante fluctúe en torno del objetivo de manejo; i.e., mantener el stock desovante en torno de 55% de la condición inexplorada (Figura 52). Nótese que la estructura autocorrelacionada de los desvíos del reclutamiento podrían generar una disminución en la magnitud de los reclutamientos (Figura 50E), pero la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante logra recuperar la biomasa desovante (Figura 50F y Figura 50C).

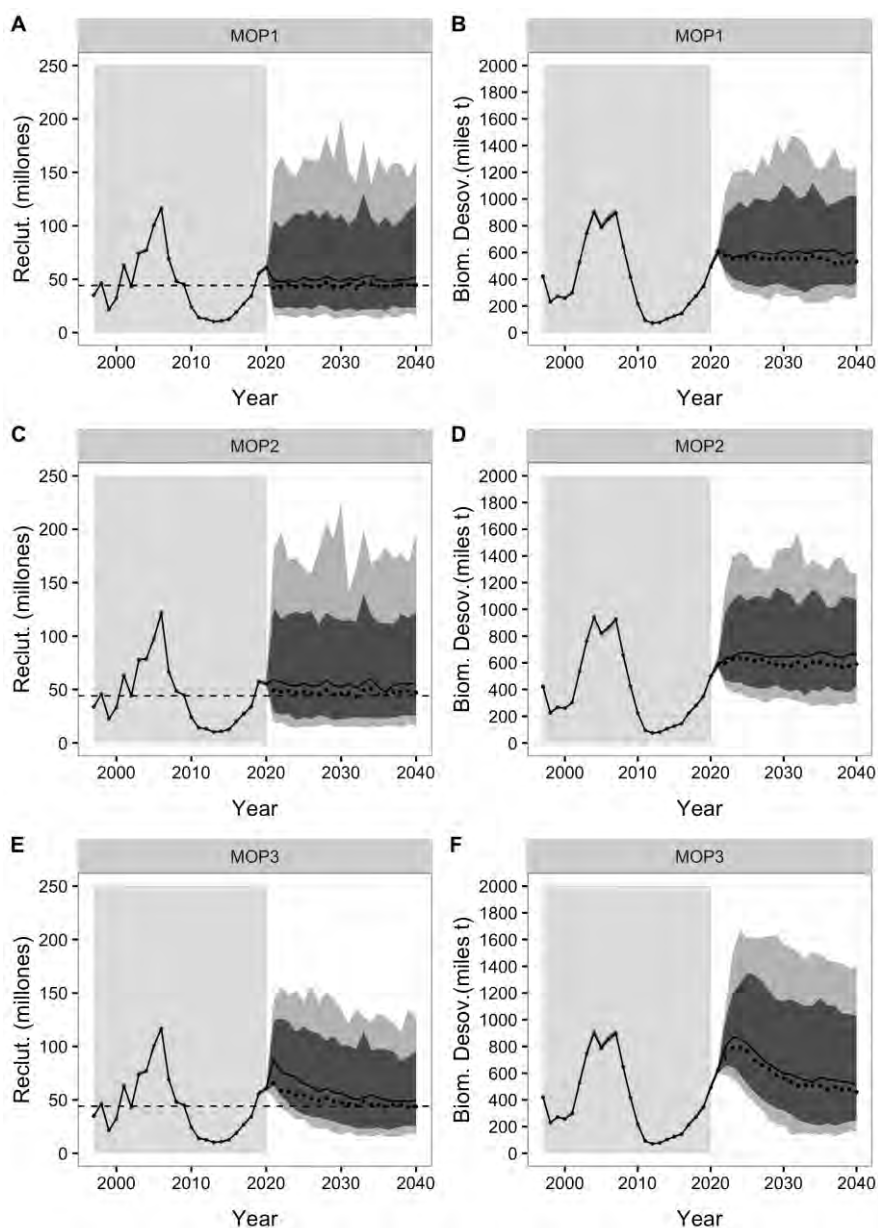


Figura 47. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el periodo de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

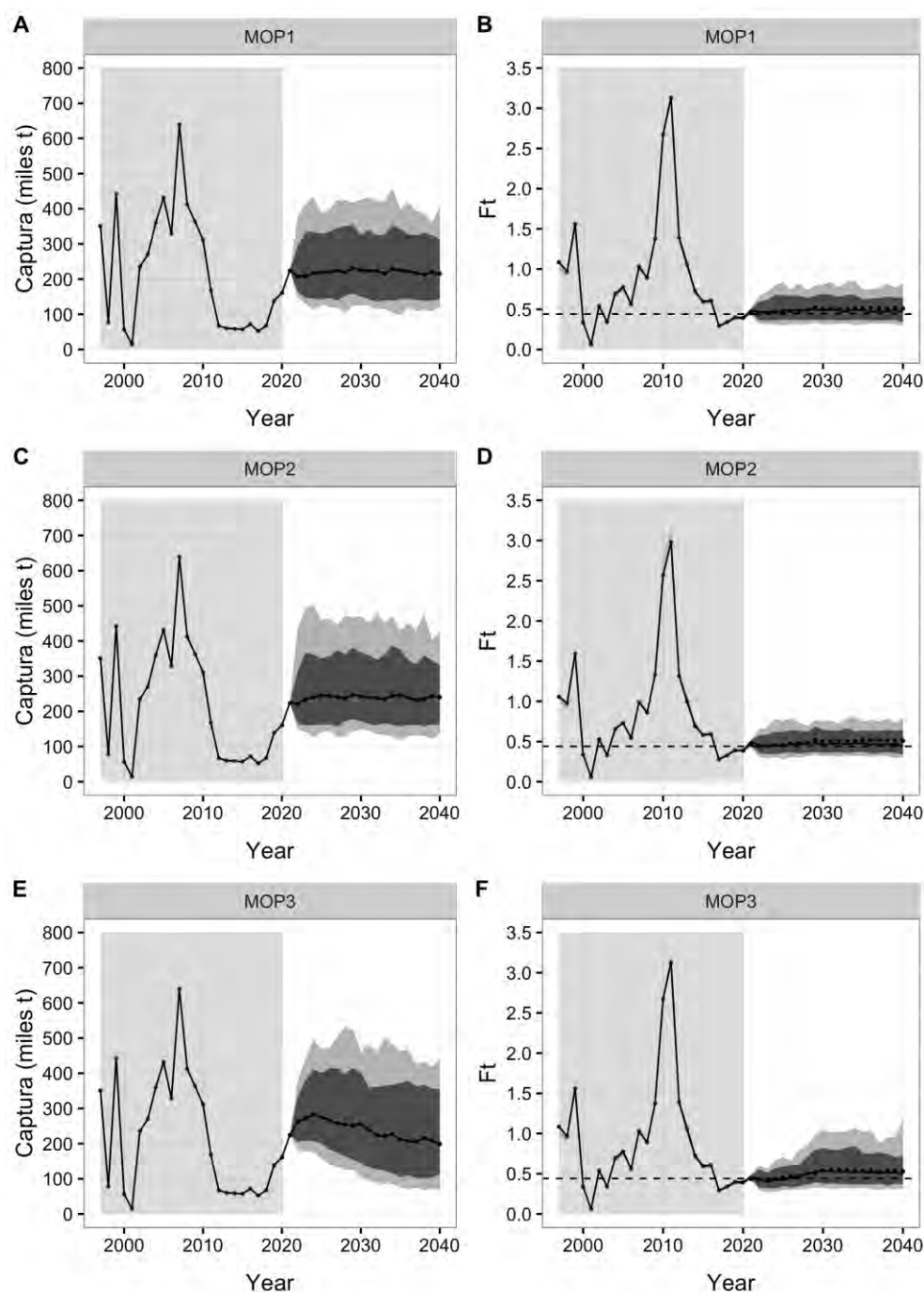


Figura 48. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de anchoveta en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

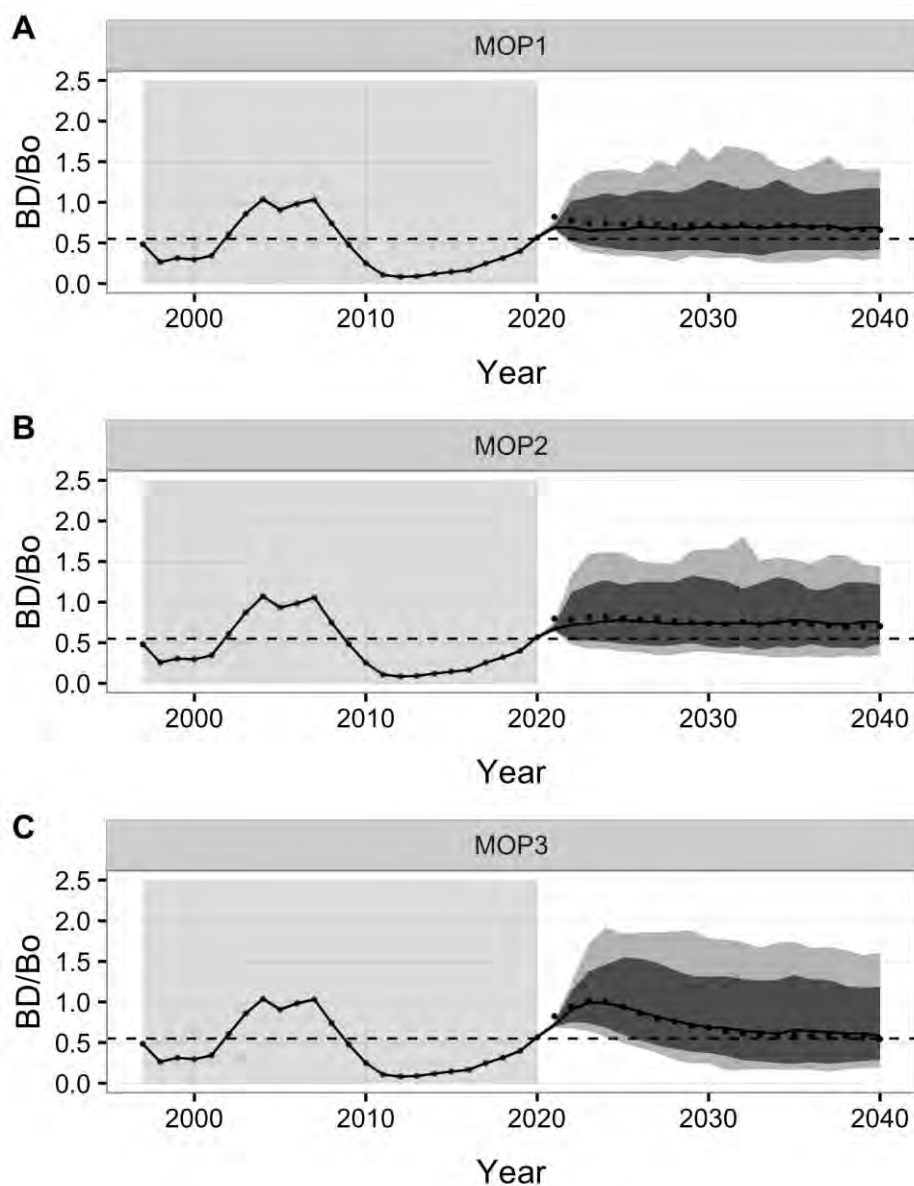


Figura 49. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) en anchoveta de la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/B_o=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

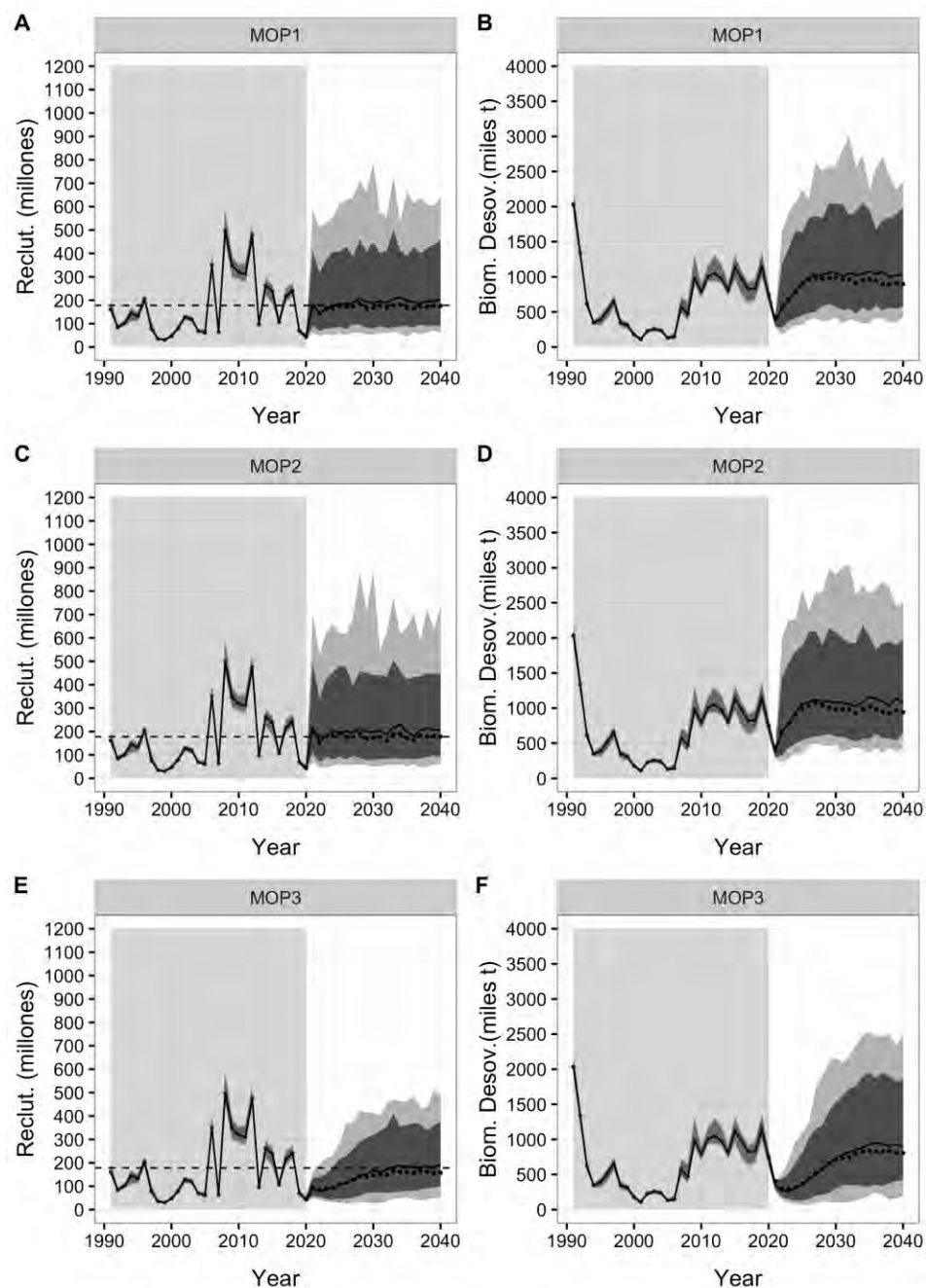


Figura 50. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el periodo de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

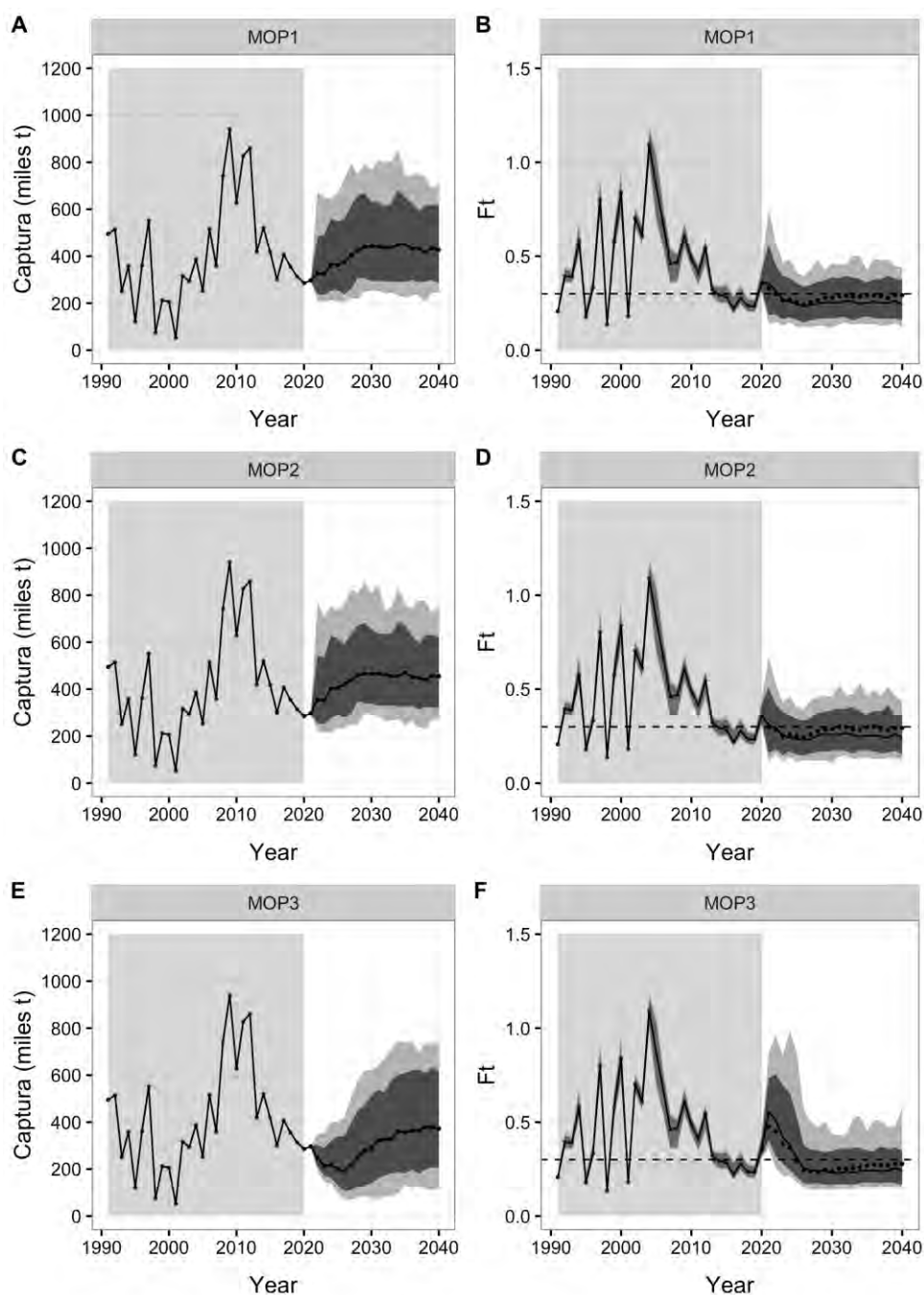


Figura 51. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

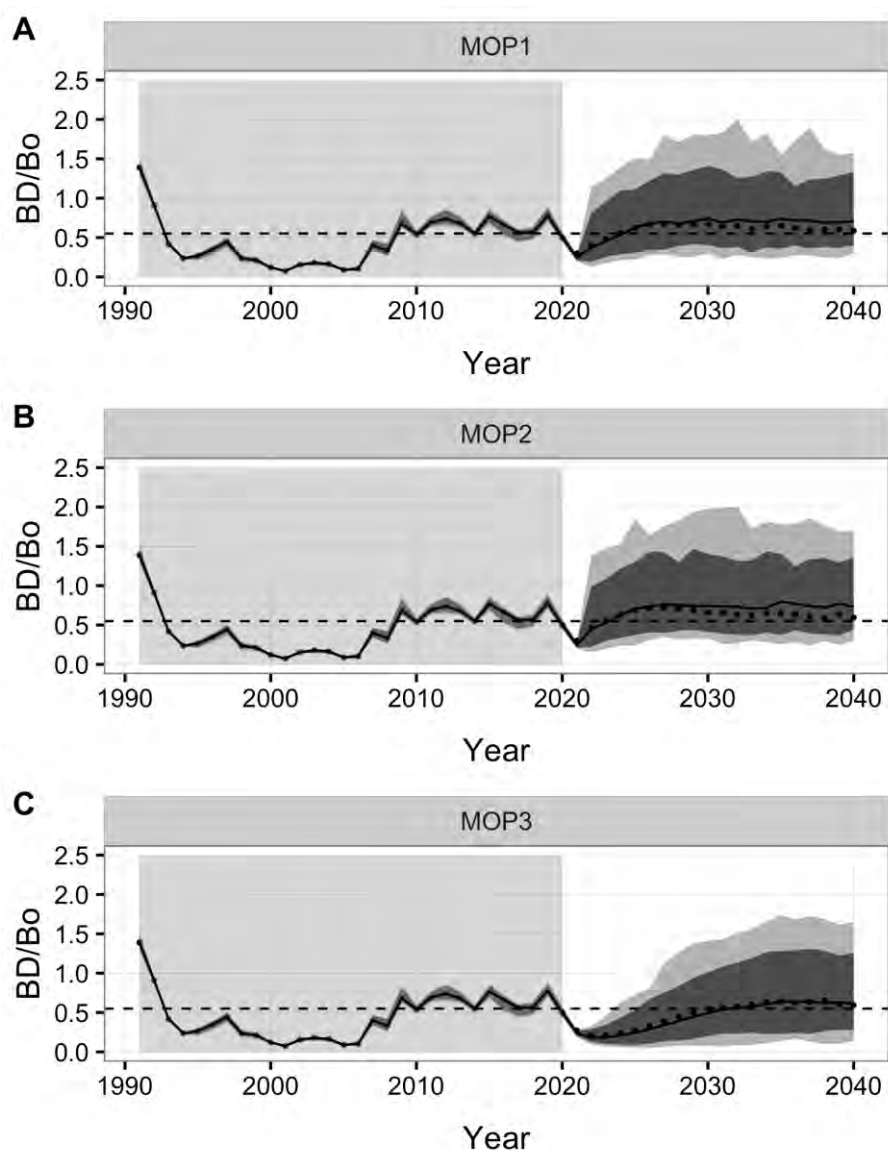


Figura 52. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) en sardina común de la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/Bo=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

4.2.3.4. Sardina austral (Los Lagos)

En la sardina austral se observó un desempeño deficiente del modelo de evaluación de stock, el cual no fue capaz de seguir la dinámica de los reclutamientos (Figura 53), particularmente cuando se simuló una dinámica del reclutamiento con desvíos autocorrelacionados (Figura 53E). Si bien la mediana de la biomasa desovante del modelo de evaluación sigue mejor los cambios en los modelos operativos, ya sea con una dinámica de Beverton-Holt o de Ricker, después de los diez años de simulación se pierde la eficacia (Figura 53B, Figura 53D).

Las capturas y la mortalidad por pesca ejercida en el modelo operativo, y la mortalidad por pesca estimada por modelo de evaluación tuvo un mejor desempeño en el caso de una dinámica poblacional bajo una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt con desvíos aleatorios (Figura 54B), logrando mantener al stock cerca del objetivo de manejo en torno del 55% durante los primeros diez años (Figura 55).

El estimador pierde efectividad después de 10 años de simulación, particularmente bajo una dinámica con desvíos autocorrelacionados, ya que la incertidumbre en la mortalidad por pesca aumenta significativamente hacia valores altos los que quedaron cortados debido al corte del eje (Figura 54F), y determina que la biomasa del stock entre en la zona de colapso. Es muy probable que este comportamiento se deba a la sensibilidad del modelo de evaluación a las fluctuaciones del reclutamiento, determinando falta de convergencia. En efecto, el índice de convergencia del estimador en las simulaciones fue de sólo 70,1%.

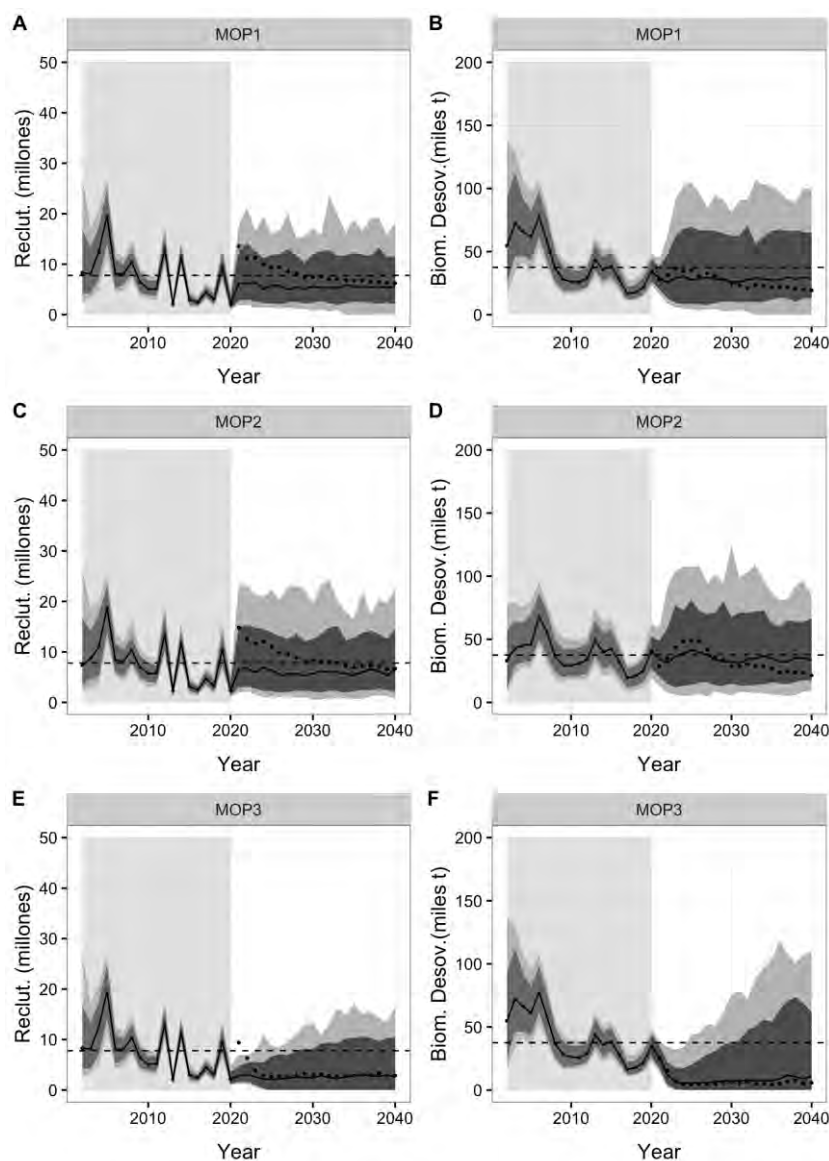


Figura 53. Reclutamiento (A, C, E) y biomasa desovante (B, D, F) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación, y en la biomasa desovante denota el objetivo de manejo. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

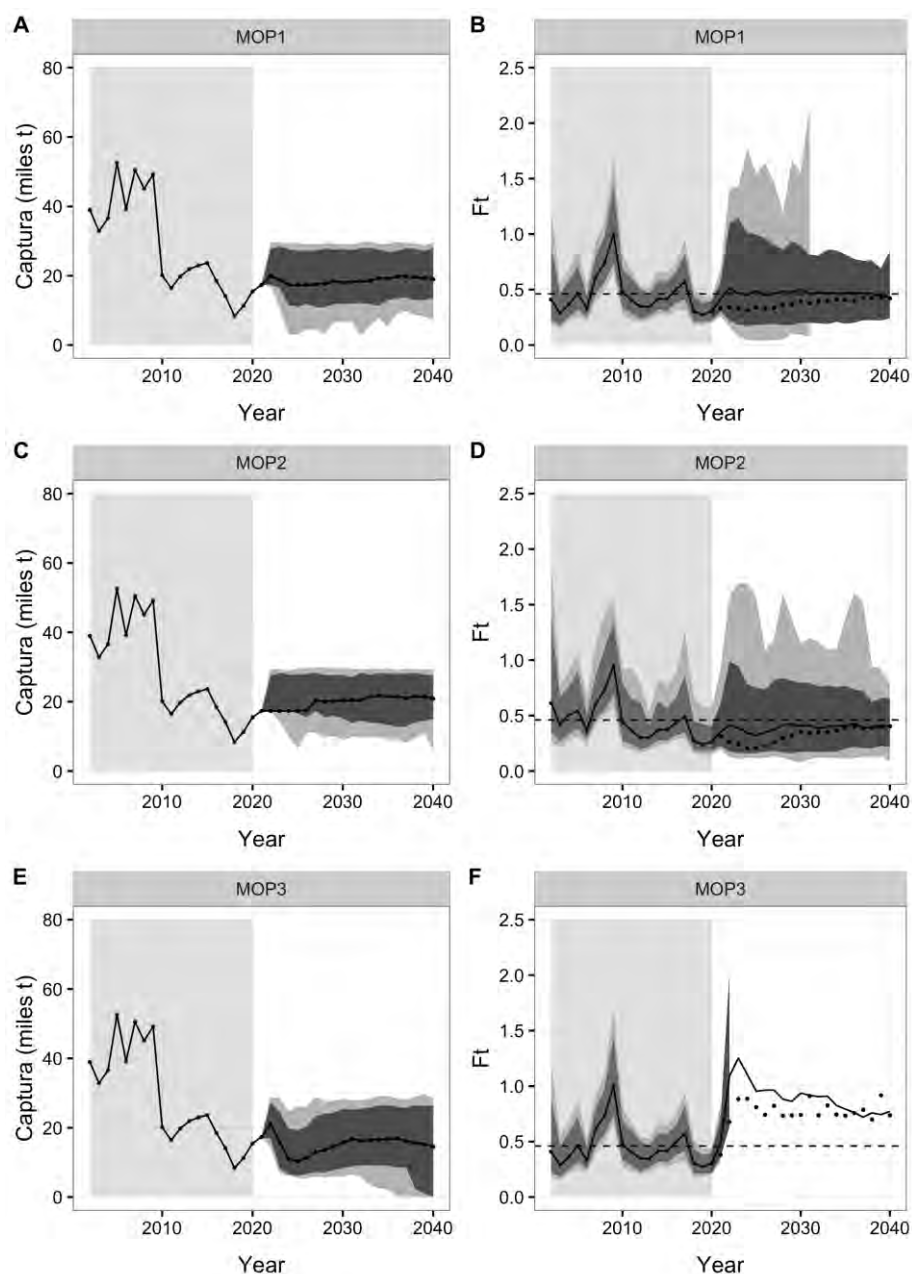


Figura 54. Capturas (A, C, E) y mortalidad por pesca (B, D, F) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

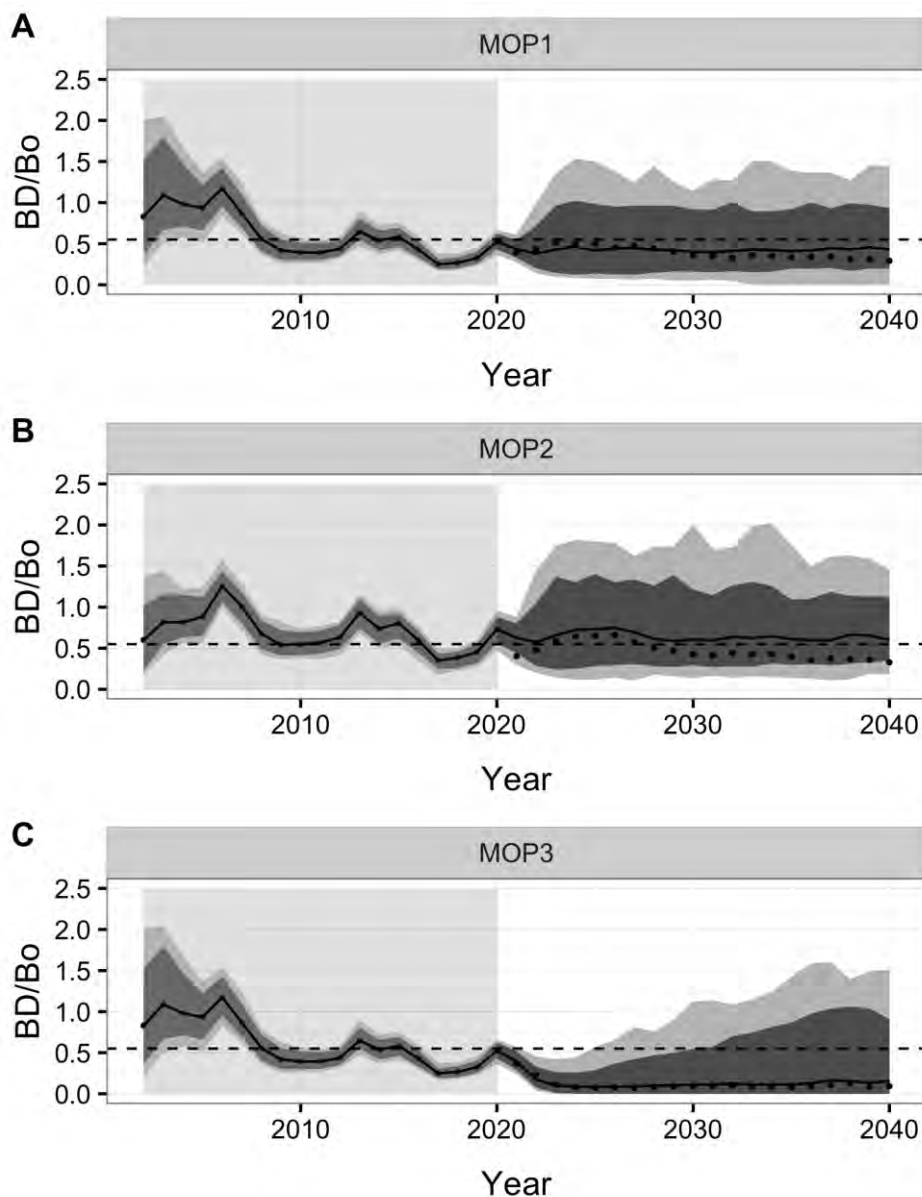


Figura 55. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada (A, C, E) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/Bo=55\%$). MOP1 (Beverton-Holt), MOP2 (Ricker), MOP3 (Beverton-Holt con desvíos autocorrelacionados).

4.2.3.5. Escenarios con cambios de régimen en el reclutamiento

Como se describe previamente, sólo para el caso de la anchoveta y sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos se encontró cambios estructurales en la serie de tiempo de reclutamiento consistentes en dos estados que representan secuencias temporales de reclutamientos altos y bajos que se mantienen durante algunos años (Tabla 23). Bajo un escenario de una secuencia futura de fluctuación del reclutamiento en torno de una realización de dichos estados, se evaluó el desempeño de la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante, equivalente al PBR objetivo.

Tabla 23. Matriz de transición de probabilidad de los regímenes de reclutamiento y estados en el nivel del reclutamiento esperado (escala log) según cada régimen utilizado en el MOP5 para simular cambios de régimen en el reclutamiento de las pesquerías de peces pelágicos pequeños en la zona centro-sur (Valparaíso-Los Lagos).

Pesquerías	Matriz de probabilidad de Regímenes en el reclutamiento				
Anchoveta		Alto	Bajo	Reclutamiento esperado	σ_R
	Alto	0,945	0,055	$\log R_1 = 10,751$	$\sigma_{R1} = 0,482$
	Bajo	0,202	0,798	$\log R_2 = 9,419$	$\sigma_{R2} = 0,119$
Sardina común		Alto	Bajo	Reclutamiento esperado	σ_R
	Alto	0,912	0,088	$\log R_1 = 12,382$	$\sigma_{R1} = 0,631$
	Bajo	0,074	0,926	$\log R_2 = 11,375$	$\sigma_{R2} = 0,529$

En efecto, la dinámica del reclutamiento se resume para las variables de estado de cada modelo operativo (sistema impactado por el manejo) y se compara con el desempeño del modelo de evaluación (manejo) (Figura 56), las capturas y la mortalidad por pesca ejercida (modelo operativo) y estimada (modelo de evaluación) (Figura 57), y cumplimiento del objetivo de manejo en torno del 55% de reducción de la biomasa inexplorada efectiva (modelo operativo) y estimada (evaluación de stock) (Figura 58).

En anchoveta, los cambios de régimen muestran un comportamiento de tipo escalón (Figura 56A). En efecto, la probabilidad de mantenerse en un régimen de reclutamientos altos es de 94,5% y pasar a un régimen de reclutamiento bajo tiene una probabilidad de sólo 5,5% durante el período de evaluación. A su vez, mantenerse en un régimen de reclutamientos bajos fue de 79,8% y pasar de este estado a un régimen de reclutamientos altos fue de 20,2%. En sardina común, el resultado es fue similar, pero con una baja probabilidad de cambios de estados (Tabla 23). Bajo estos modelos Markov, pueden ocurrir múltiples secuencias de reclutamiento en el futuro, y lo que se muestra en la Figura 56 es una realización con variabilidad interanual.

Se observó un buen desempeño del modelo de evaluación de stock, siendo capaz de seguir los cambios de una dinámica con cambios de régimen. No obstante, cuando el reclutamiento cambia de régimen de un estado de reclutamientos bajos hacia un régimen con reclutamientos altos, el modelo pierde eficacia (Figura 56). Al utilizar una estrategia de mortalidad por pesca constante y equivalente al PBR objetivo ($F_{60\%SPR}$ proxy del FRMS), las cuotas de pesca son proporcionales a los cambios de biomasa, pero el régimen de reclutamientos bajos genera aumentos en la mortalidad por pesca, aspecto que fue más marcado para el caso de la anchoveta (Figura 59). En la sardina común, pasar de un régimen de reclutamientos bajos a uno alto produce un periodo corto de mortalidad por pesca más baja en el stock. El modelo de evaluación pierde efectividad, generando mortalidades por pesca mayores que las efectivas en el MOP.

Bajo escenarios de un cambio de régimen a reclutamientos bajos, los PBR objetivos estáticos para la biomasa inciden en determinar un estatus de sobreexplotación o agotamiento (Figura 58A,B), mientras que la razón B/B_0 medida dinámicamente para cada cohorte muestra que no necesariamente se llega al agotamiento como en el caso de la anchoveta y sardina común (Figura 58C,D).

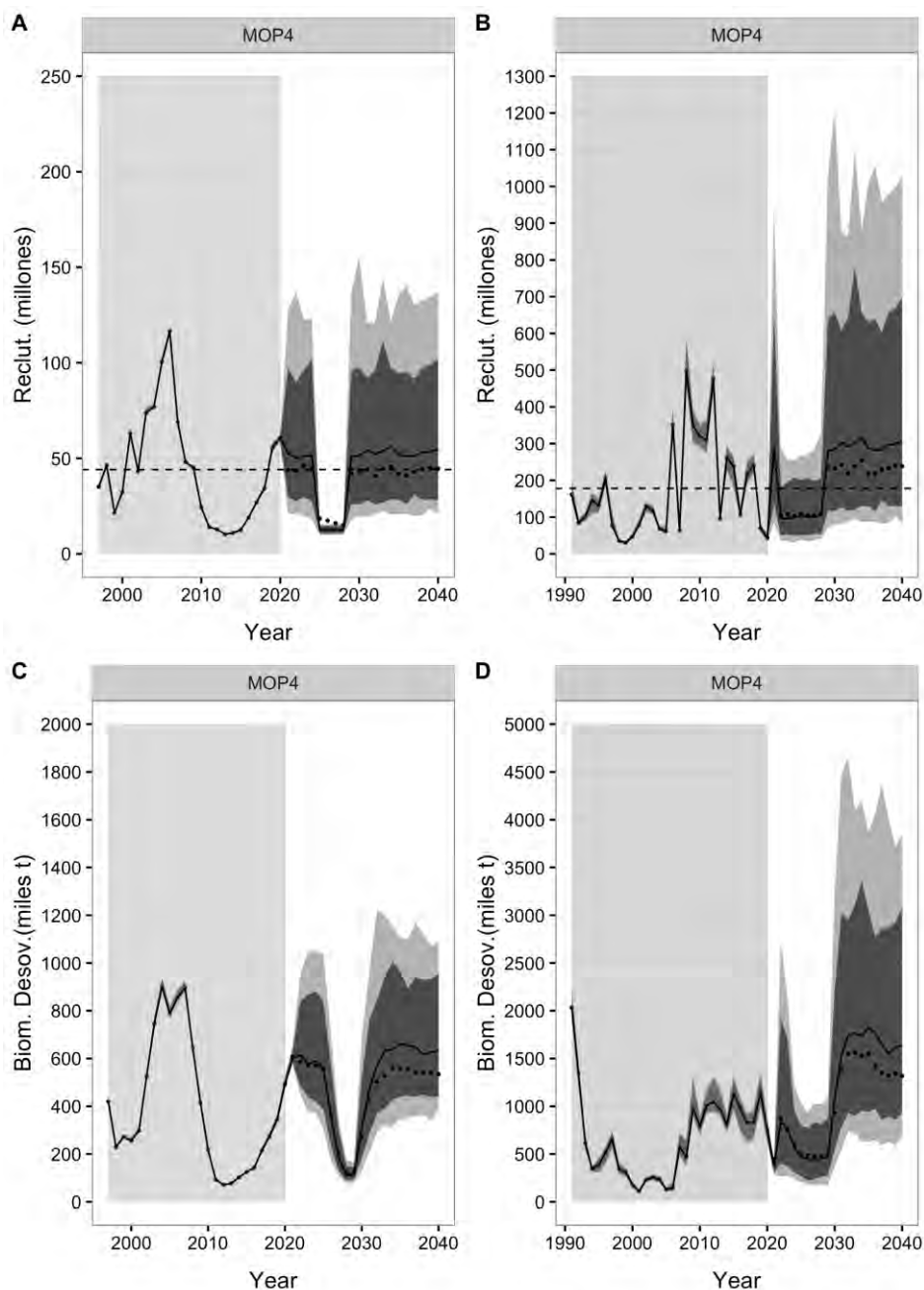


Figura 56. Reclutamiento (A, B) y biomasa desovante (C, D) de anchoveta (izquierda: A, C) y sardina común (derecha: B, D) en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el promedio del reclutamiento en el período de evaluación. MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento).

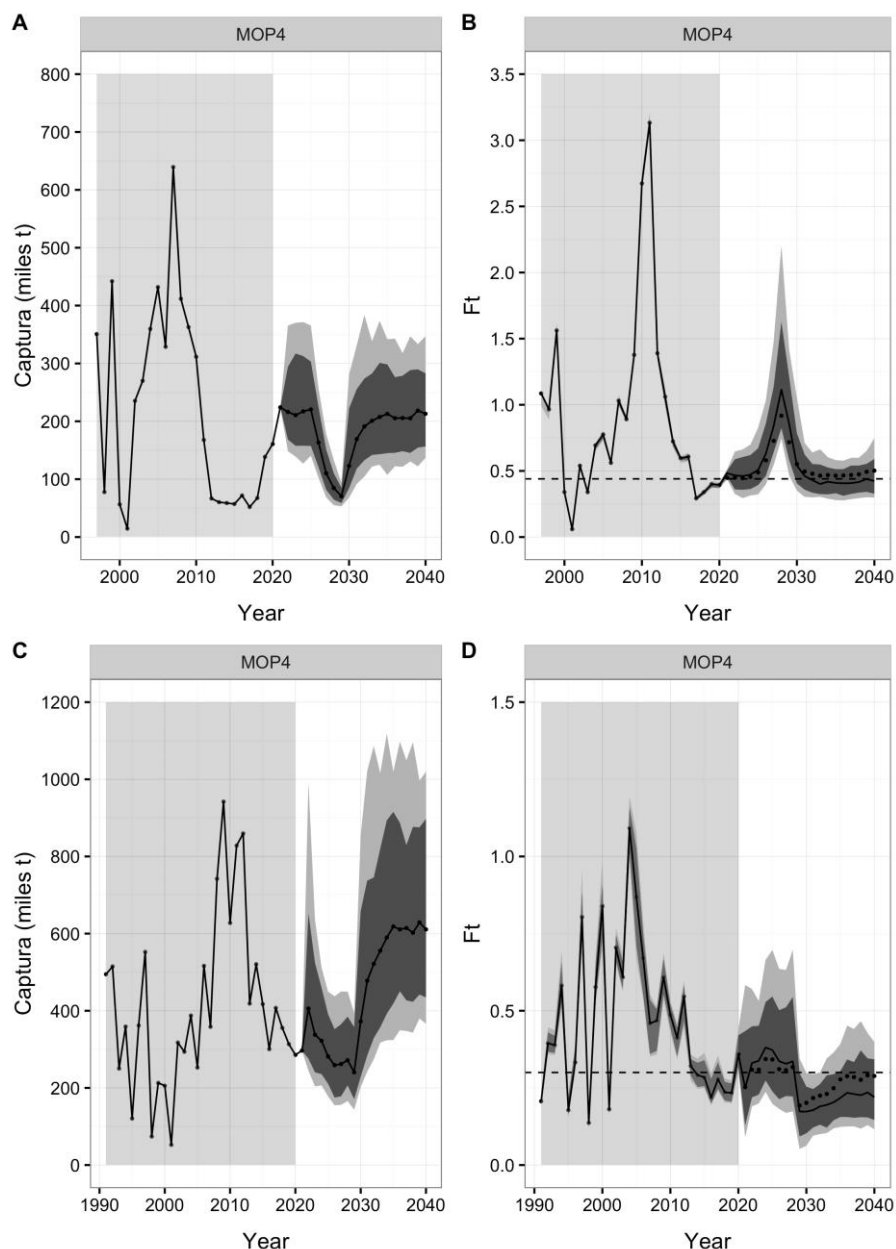


Figura 57. Capturas (A, C,) y mortalidad por pesca (B, D) de anchoveta (izquierda: A, C) y sardina común (derecha: B, D) en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo para la mortalidad por pesca en 2020. MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento).

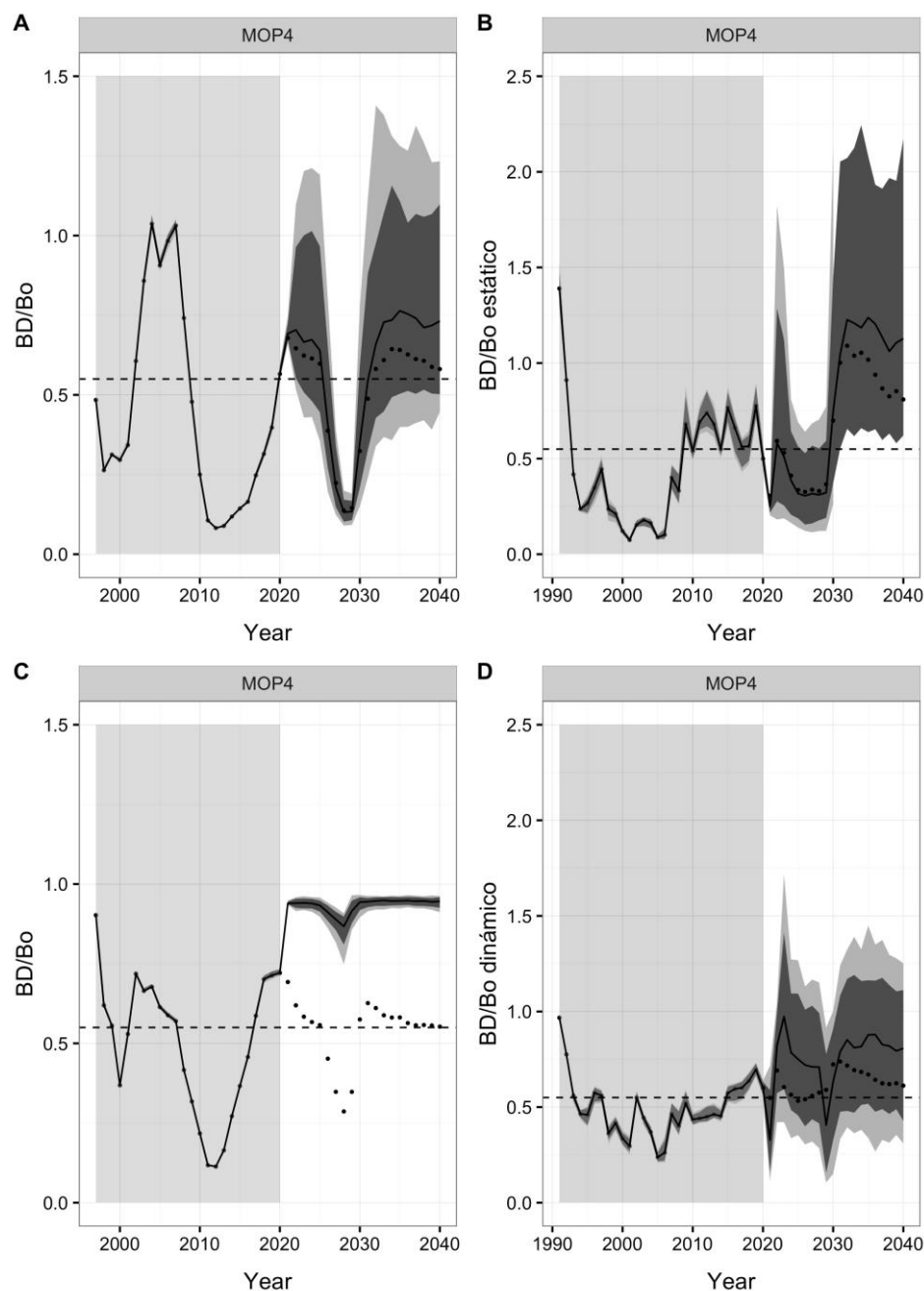


Figura 58. Razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante inexplorada estática (A, B) y razón dinámica (C, D) de sardina austral en la unidad de pesquería del mar interior de Chiloé en Los lagos, con límites establecidos mediante percentiles de 90% (área gris), de 80% (área gris oscura), la mediana (línea del modelo operativo), comparado con la mediana del estimador (puntos negros). El cuadrado gris muestra el periodo de evaluación de stock. La línea horizontal segmentada indica el PBR objetivo ($B/Bo=55\%$). MOP4 (cambios de régimen en el reclutamiento).

Entre los distintos escenarios de dinámica del reclutamiento evaluados, destaca con el mejor desempeño en las cuatro pesquerías, logrando una razón promedio de B/B_0 que fluctúa entre 0,68 y 0,82 en la anchoveta de Atacama-Coquimbo, 0,61 y 0,82 en la anchoveta de la zona centro-sur, entre 0,41 y 0,86 en la sardina común y entre 0,23 y 0,71 en la sardina austral. Los escenarios con la relación stock recluta de Ricker y una probabilidad de que la biomasa sea mayor o igual al objetivo de manejo sobre el 68% y a su vez una probabilidad de colapso inferior al 8,8%. En cambio, el procedimiento de manejo con reclutamiento Beverton-Holt auto-correlacionado presenta la menor eficacia en la pesquería de sardina austral con probabilidades de colapso sobre el 68%, en sardina común con un 33% y de un 7% en anchoveta centro norte (Tabla 24).

En el caso de anchoveta zona centro sur, es el modelo operativo con escenario de cambio de régimen el que tiene menor desempeño con una probabilidad de colapso de 16% y con un 68 % de probabilidad de situarse sobre el objetivo de manejo en comparación con el escenario con reclutamiento Ricker con una probabilidad de 88% de estar sobre o en el objetivo de manejo (Tabla 24). A excepción de los escenarios con cambio de régimen, el resto de los escenarios mantienen biomazas por sobre el objetivo de manejo en promedio.

Tabla 24. Eficacia de los distintos modelos operativos con escenarios de dinámica temporal del reclutamiento (MOP1: Beverton-Holt, MOP2: Ricker, MOP3: Beverton-Holt autocorrelación, MOP4: Cambio de régimen), mediante la razón entre la biomasa desovante proyectada y la no explotada (D1), la probabilidad que la biomasa sea mayor o igual al objetivo de manejo (D2), y la probabilidad de colapso (D3).

Anchoveta (Atacama- Coquimbo)	D1	D2	D3%
MOP1	0,68	66,85	6,95
MOP2	0,86	81,97	3,12
MOP3	0,82	75,15	7,01
Anchoveta (Valparaíso-Los Lagos)	D1	D2	D3%
MOP1	0,73	80,05	1,70
MOP2	0,82	87,85	0,71
MOP3	0,80	78,22	6,12
MOP4	0,61	68,30	16,27
Sardina común (Valparaíso-Los Lagos)	D1	D2	D3%
MOP1	0,71	67,20	9,95
MOP2	0,77	72,42	7,95
MOP3	0,51	41,62	33,77
MOP4	0,86	62,42	16,77
Sardina austral (Los Lagos)	D1	D2	D3%
MOP1	0,49	39,92	25,20
MOP2	0,71	68,20	8,87
MOP3	0,23	14,22	68,47

4.2.4. Evaluación de Escenarios de Manejo con enfoque multi-específico

4.2.4.1. Construcción de modelos ecosistémicos

Se construyó un modelo Ecopath with Ecosim para caracterizar las interacciones biológicas (mortalidad por depredación) y las interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en cada uno de los ecosistemas que sustentan las pesquerías en las que concurren las principales especies de pequeño pelágicos, a saber, anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina española (*Sardinops sagax*), sardina común (*Strangomera bentincki*), sardina austral (*Sprattus fuegensis*) y jurel (*Trachurus murphyi*). Cada ecosistema se suscribió, en la medida de lo posible, a la Unidad de Pesquería de cada recurso pelágico de interés. Los modelos que se construyeron son:

1.- Pesquerías Zona Norte (Regiones de Arica y Parinacota a Región de Antofagasta)

El modelo considera 18 grupos funcionales desde productores primarios a depredadores tope (Tabla 25, Figura 59). Se tomó como base el modelo publicado por Barros *et al.* (2014). Las fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 26 y Tabla 27 (composición de la dieta), mientras que los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 28.

2.- Pesquerías Zona Centro-Norte (Región de Atacama y Región de Coquimbo)

Considera 21 grupos funcionales (Tabla 29, Figura 60), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 30 y Tabla 31 (composición de la dieta). En este caso, se tomó como referencia el modelo de Barros *et al.* (2014) de la zona norte, y modificó para agregar recursos propios de la Región de Atacama y Coquimbo como langostino amarillo y langostino colorado. Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 32.

3. Pesquerías de la Zona Centro-Sur (Regiones de Valparaíso a Región de Los Ríos)

Considera 21 grupos funcionales (Tabla 33, Figura 61) tomando como base el modelo publicado por Neira *et al.* (2004), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 34 y Tabla 35 (composición de la dieta). En este caso, se actualizó algunos de los parámetros de entrada como las biomásas de merluza

común, langostino amarillo y colorado. En estas dos últimas especies se fusionó el grupo de los adultos con los juveniles. Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 36.

4. Pesquerías del Mar Interior de la X Región (Región de Los Lagos).

Considera 21 grupos funcionales (Tabla 37, Figura 62, Alarcón *et al.* 2017), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 38 y Tabla 39. Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 40.

5. Pesquería de jurel a nivel nacional

Considera 22 grupos funcionales (Tabla 41, Figura 63), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la [Tabla 42](#) y [Tabla 43](#) (composición de la dieta). En este caso se agregó los modelos de la zona norte y zona centro-sur desarrollados en el marco del Proyecto FIPA 2017-63 (Arancibia *et al.* 2019). Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 44.

Tabla 25. Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Norte (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta). Año 1997.

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. Tib.Pelagicos	Tiburones pelágicos. Tiburón mako, marrajo común o de aleta corta (<i>Isurus oxyrinchus</i>), tiburón azul o tintorera (<i>Prionace glauca</i>).
2. AvesMarinas	Aves marinas. Cormorán guanay (<i>Leucocarbo bougainvillii</i>), Piquero peruano (<i>Sula variegata</i>) y pelícanos (<i>Pelecanus thagus</i>).
3. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Orca
4. Lobo fino	<i>Arctocephalus australis</i> . Lobo fino
5. Lobo común	<i>Otaria flavescens</i> . Lobo marino común. Mamífero. Depredador tope.
6. PecesCosteros	<i>Cilus gilberti</i> (corvina), <i>Cheilodactylus variegatus</i> (Bilagay, Breca), <i>Pinguipes chilensis</i> (rollizo), <i>Paralabrax humeralis</i> (cabrilla común), <i>Prolatilus jugularis</i> (blanquillo), <i>Seriola violacea</i> (cojinoba del norte), <i>Paralichthidae</i> (lenguado).
7. Congrios	<i>Genypterus</i> spp. Ophidiiformes
8. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico
9. PelagsMedianos	<i>Sarda chilensis</i> (bonito), <i>Scomber japonicus</i> (caballa)
10. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i> . Cephalopoda, Ommastrephidae
11. Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i> . Anchoveta. Pequeño pelágico
12. Sard.Española	<i>Sardinops sagax</i> . Pelágico pequeño
13. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
14. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
15. Zoo.Gelatinoso	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
16. Zooplancton	Zooplankton grande (Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc). Zooplankton mediano, principalmente copépodos y zooplankton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, copepoda nauplii, etc.
17. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
18. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 26. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Norte (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta). Año 1997.

Grupo funcional	Biomasa (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Composición de la dieta (DC)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)
Tib.Pelagicos	Barros <i>et al.</i> (2014)	Arancibia <i>et al.</i> (2002)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Olson & Watters (2003)	
AvesMarinas	Moloney <i>et al.</i> (2002)			Goya & García-Godos (1999)	
Orcas	Capella <i>et al.</i> (1999)	Ross (2006)	Paves <i>et al.</i> (2013)	Field & Francis (2005)	
LoboFino	Sielfeld <i>et al.</i> (1997)	Paves <i>et al.</i> (2013)		Zavalaga <i>et al.</i> (1998)	
Lobo Marino Común	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)	
PecesCosteros		Araya <i>et al.</i> (2018), Oyarzún <i>et al.</i> (1999)	Oyarzún <i>et al.</i> (1999)	Medina <i>et al.</i> (2004), Roque (2017)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Congrios		Barros <i>et al.</i> (2014)	Tascheri <i>et al.</i> (2003)	Barros <i>et al.</i> (2014)	
Jurel	Braun <i>et al.</i> (2000)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Robotham <i>et al.</i> (1995)	Medina & Arancibia (1992), Medina & Arancibia (1995)	
PelagsMedianos	Braun <i>et al.</i> (2000)	Núñez (1993) Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Martínez <i>et al.</i> (2007)	
Jibia	Ganoza <i>et al.</i> (2002)	Moloney <i>et al.</i> (2002)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)		
Anchoveta	Espíndola <i>et al.</i> (2018)	Plaza <i>et al.</i> (2017)	Alamo & Espinoza (1998)	Alamo <i>et al.</i> (1997), Alamo & Espinoza (1998)	
Sard.Española	Braun <i>et al.</i> (2000)	Barros <i>et al.</i> (2014)		Espinoza <i>et al.</i> (1998)	
Mesopelágicos		Moloney <i>et al.</i> (2002)	Barros <i>et al.</i> (2014)		
Bentos		Wolff (1994)			
Zoo.Gelatinoso	Barros <i>et al.</i> (2014)	Moloney <i>et al.</i> (2002)	Vargas & González (2004)	González <i>et al.</i> (2004)	
Zooplankton		Paves & Gonzales (2008)	Barros <i>et al.</i> (2014) González <i>et al.</i> (2000)		
Fitoplancton		Daneri <i>et al.</i> (2000)			

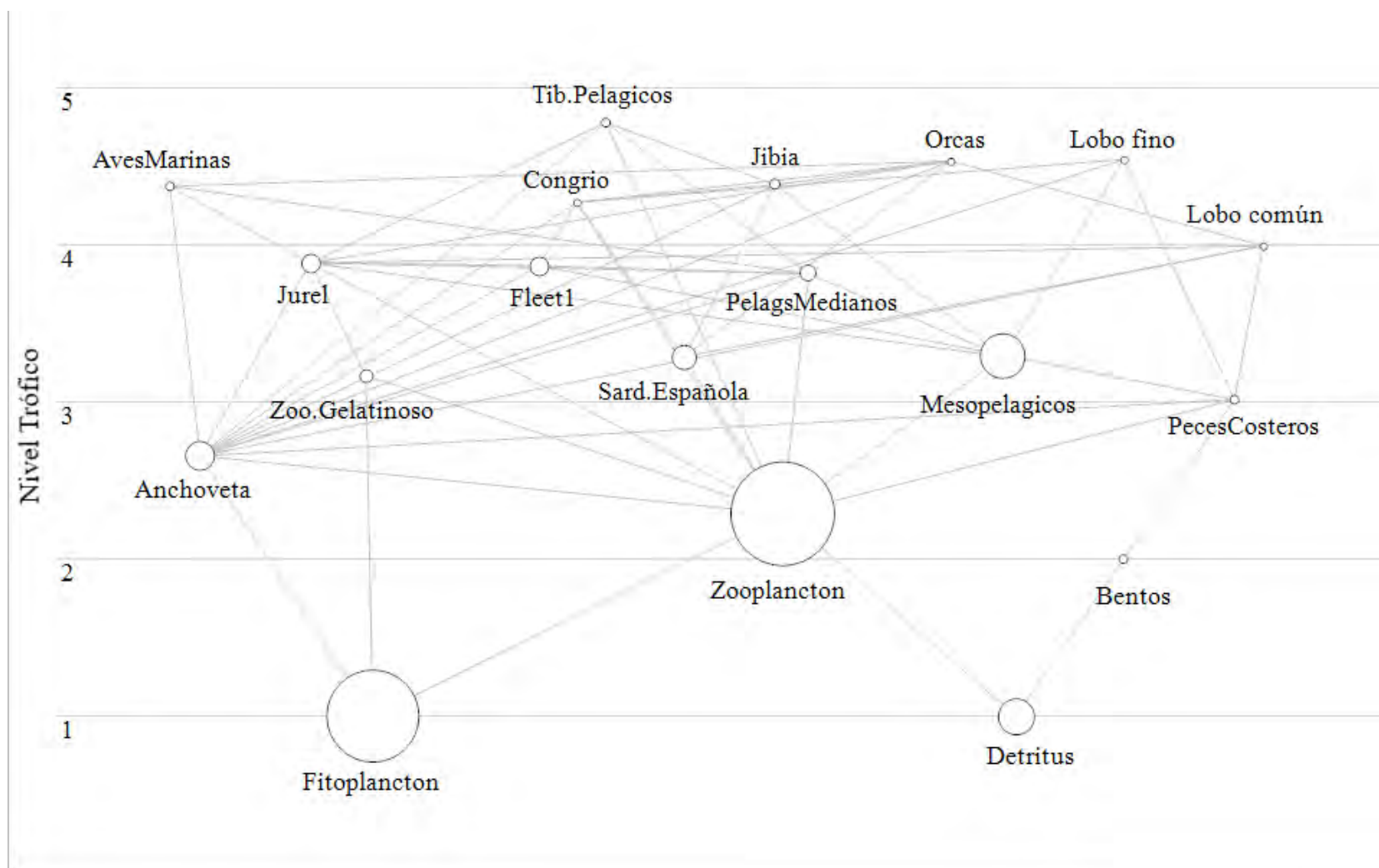


Figura 59. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del norte de Chile (Región de Arica a Antofagasta del año 1997). El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 27. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino del norte de Chile (Región de Arica a Antofagasta del año 1997).

Prey\predator	Tib.Pelagicos	AvesMarinas	Orcas	LoboFino	Lobo Marino Común	PecesCosteros	Congrio	Jurel	PelágsMedianos	Jubia	Anchoveta	Sard.Española	Mesopelágicos	Bentos	Zoo.Gelatinoso	Zooplancton
1 Tib.Pelagicos																
2 AvesMarinas			0,0100													
3 Orcas																
4 LoboFino																
5 Lobo Marino Común			0,1000													
6 PecesCosteros				0,0100	0,2000	0,0100										
7 Congrios			0,1100	0,2000			0,0002									
8 Jurel	0,1500	0,1100	0,0800		0,0300											
9 PelágsMedianos	0,3300	0,4400						0,0500								
10 Jibia	0,3300		0,0400				0,0890			0,1340						
11 Anchoveta	0,1500	0,3500	0,2000	0,1000	0,1000	0,0100	0,1600	0,2100	0,4200	0,0810						
12 Sard.Española			0,0900		0,0100		0,0540			0,0810						
13 Mesopelágicos				0,2000				0,3100	0,3700	0,7040						
14 Bentos						0,7000										
15 Zoo.Gelatinoso								0,0100								
16 Zooplancton	0,0400					0,0100	0,0010	0,2100	0,2020		0,5100	1,0000	1,0000		0,9080	0,2240
17 Fitoplancton											0,4900				0,0920	0,4760
18 Detritus														0,8000		0,3000
19 Import		0,1000	0,3700	0,4900	0,6600	0,2700	0,6958	0,2100	0,0080					0,2000		
20 Sum	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

Tabla 28. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino del norte de Chile (Arica a Antofagasta) del año 1997. En azul los valores estimados por Ecopath.

Grupo	Nivel trófico	Biomasa en el área del habitat (t/km²)	Producción/ biomasa (/year)	Consumo/ biomasa (/year)	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo (/year)
1. Tib.Pelagicos	4,780	0,061	0,490	6,100	0,000	0,080
2. AvesMarinas	4,375	0,060	0,100	62,000	0,006	0,002
3. Orcas	4,535	0,000	0,050	11,580	0,000	0,004
4. LoboFino	4,545	0,001	0,090	6,320	0,000	0,014
5. Lobo Marino Común	3,995	0,035	0,200	14,360	0,050	0,014
6. PecesCosteros	3,016	0,232	0,498	3,500	0,990	0,142
7. Congrios	4,273	0,015	0,310	4,120	0,990	0,075
8. Jurel	3,887	15,394	0,360	8,120	0,287	0,044
9. PelagsMedianos	3,818	11,325	1,210	6,920	0,725	0,175
10. Jibia	4,384	3,598	3,500	8,640	0,341	0,405
11. Anchoveta	2,657	35,800	2,200	8,280	0,980	0,266
12. Sard.Española	3,289	26,880	1,460	17,600	0,064	0,083
13. Mesopelágicos	3,289	75,449	1,200	12,000	0,990	0,100
14. Bentos	2,000	0,319	1,800	5,500	0,990	0,327
15. Zoo.Gelatinoso	3,170	6,899	0,580	2,450	0,312	0,237
16. Zooplankton	2,289	469,379	45,000	125,530	0,700	0,358
17. Fitoplancton	1,000	335,634	120,000		0,700	
18. Detritus	1,000					

Tabla 29. Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. Tib.Pelagicos	Tiburón mako, marrajo común o de aleta corta (<i>Isurus oxyrinchus</i>), tiburón azul o tintorera (<i>Prionace glauca</i>).
2. Aves marinas	Cormorán guanay (<i>Leucocarbo bougainvillii</i>), Piquero peruano (<i>Sula variegata</i>) y pelícanos (<i>Pelecanus thagus</i>).
3. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Orca
4. Lobo marino común	<i>Otaria flavescens</i> . Lobo marino común. Mamífero. Depredador tope.
5. Merluza común	<i>Merluccius gayi</i> . Pez demersal.
6. Peces costeros	<i>Cilus gilberti</i> (corvina), <i>Pinguipes chilensis</i> (rollizo), <i>Paralabrax humeralis</i> (cabrilla común), <i>Prolatilus jugularis</i> (blanquillo). Paralichthidae, Lenguado.
7. Congrio	<i>Genypterus</i> spp. Ophidiiformes
8. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico.
9. PelagsMedianos	<i>Sarda chilensis</i> (bonito), <i>Scomber japonicus</i> (caballa)
10. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i> . Cephalopoda, Ommastrephidae
11. Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i> . Anchoveta. Pequeño pelágico
12. Sard.Española	<i>Sardinops sagax</i> . Pelágico pequeño
13. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
14. Langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Crustáceo demersal.
15. Langostino amarillo	<i>Cervimunida johni</i> . Crustáceo demersal.
16. Camaron nailon	<i>Heterocarpus reedi</i> . Camarón. Pandalidae
17. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
18. Zoo.Gelatinoso	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
19. Zooplancton	Zooplankton grande (Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc), mediano (principalmente copépodos) y zooplankton pequeño (< 5 mm, ciliophora, copepoda nauplii, etc.)
20. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
21. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 30. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.

Funcional Group	Biomass (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)	D.C.
Tib.Pelagicos	Barros <i>et al.</i> (2014)				Barros <i>et al.</i> (2014)
AvesMarinas					Goya & García-Godos (1999)
Orcas					Olson & Walters (2003)
Lobo marino común	Sielfeld <i>et al.</i> (1997)	Barros <i>et al.</i> (2014)			Barros <i>et al.</i> (2014)
Merluza común	Lillo <i>et al.</i> (2001)	Tascheri <i>et al.</i> (2018) Neira <i>et al.</i> (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1998) Neira <i>et al.</i> (2004)	SERNAPESCA	Vidal <i>et al.</i> (1997) Neira <i>et al.</i> (2004)
Peces costeros		Barros <i>et al.</i> (2014)	Neira <i>et al.</i> (2004)		Barros <i>et al.</i> (2014)
Congrio		Neira <i>et al.</i> (2004)			Neira <i>et al.</i> (2004)
Jurel	Castillo <i>et al.</i> (1995)	Barros <i>et al.</i> (2014)			Barros <i>et al.</i> (2014)
PelagsMedianos	Braun <i>et al.</i> (2005) Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)		Barros <i>et al.</i> (2014)
Jibia	Barros <i>et al.</i> (2014)	Arancibia <i>et al.</i> (2016)			Arancibia <i>et al.</i> (2016)
Anchoveta	Castillo <i>et al.</i> (1995)	Bucarey <i>et al.</i> (2017)	Barros <i>et al.</i> (2014)		Barros <i>et al.</i> (2014)
Sard.Española		Barros <i>et al.</i> (2014)			
Mesopelagicos		Barros <i>et al.</i> (2014)			Neira <i>et al.</i> (2004)
Langostino colorado	Barbieri <i>et al.</i> (1999)	Caviéres <i>et al.</i> (2018b)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Langostino amarillo	Acuña <i>et al.</i> (1998)	Caviéres <i>et al.</i> (2018a)			
Camaron nailon		Caviéres <i>et al.</i> (2018c)			
Bentos		Barros <i>et al.</i> (2014)			Barros <i>et al.</i> (2014)
Zoo.Gelatinoso	Barros <i>et al.</i> (2014)				
Zooplankton					
Fitoplancton					

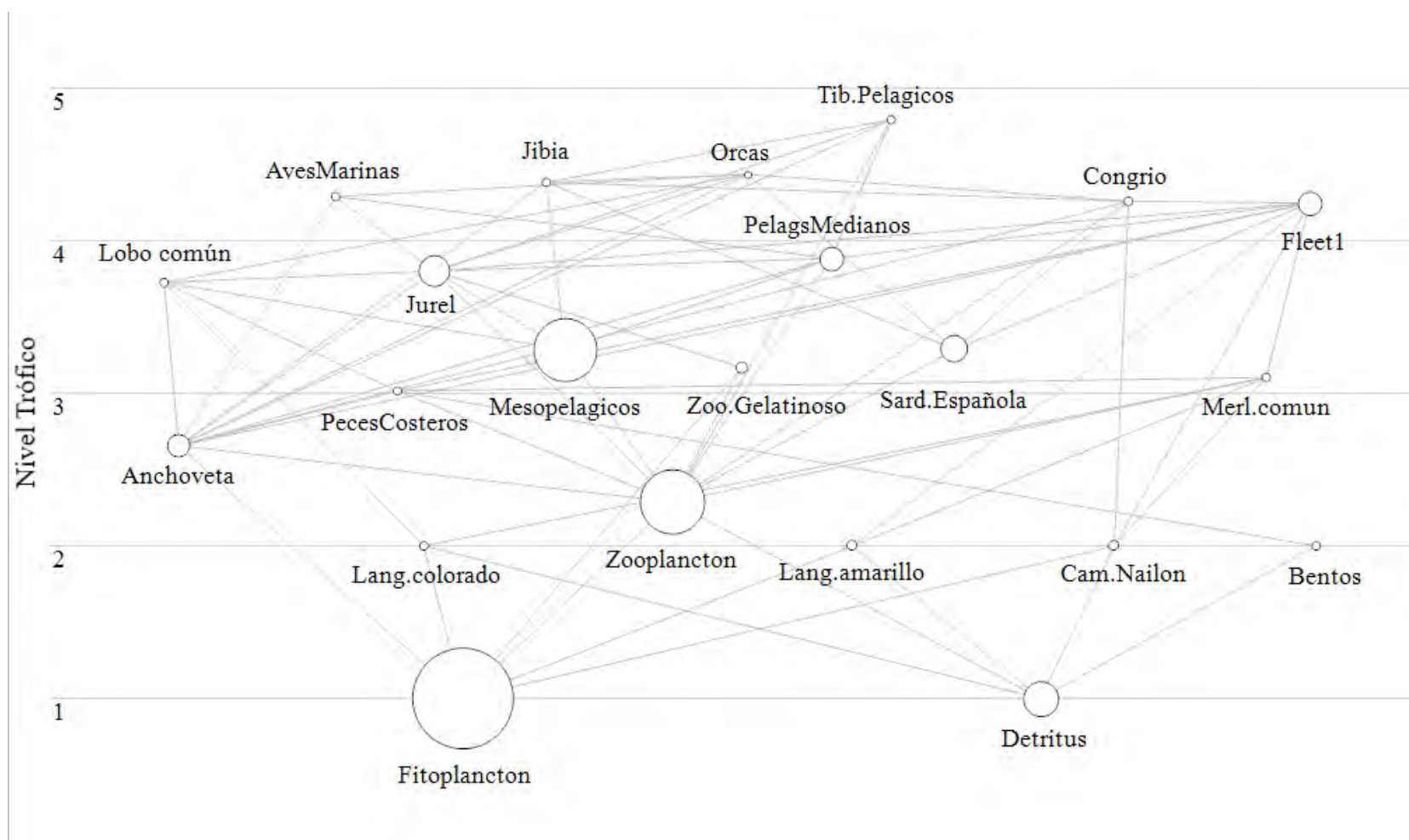


Figura 60. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo) en el año 1997. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 31. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo, año 1997).

Prey\predator	Tib.pelagicos	AvesMarinas	Orcas	Lobo Marino Común	Merluza común	Peces Costeros	Congrio	Jurel	Pelag. Medianos	Jubia	Anchoveta	Sard.Española	Mesopelágicos	Lang.colorado	Lang.amarillo	CamaronNailon	Bentos	Zoo.Gelatinoso	Zooplancton
1 Tib.Pelagicos																			
2 AvesMarinas			0,010																
3 Orcas																			
4 LMC			0,010																
5 Merluza común					0,100														
6 Peces costeros				0,100	0,000	0,010													
7 Congrio			0,110				0,000												
8 Jurel	0,150	0,100	0,080	0,030															
9 PelagsMedianos	0,320	0,340						0,050											
10 Jibia	0,340		0,040				0,089			0,134									
11 Anchoveta	0,150	0,400	0,200	0,110		0,010	0,160	0,020	0,100	0,081									
12 Sard.Española			0,090				0,054			0,081									
13 Mesopelagicos				0,100				0,310	0,370	0,704									
14 Lang. colorado				0,150	0,090														
15 Lang. amarillo					0,350														
16 Camaron nailon					0,000		0,003												
17 Bentos						0,700													
18 Zoo.Gelatinoso								0,010											
19 Zooplancton	0,040				0,180	0,010	0,001	0,400	0,212		0,510	1,000	1,000					0,908	0,224
20 Fitoplancton											0,490			0,050	0,050	0,050		0,092	0,476
21 Detritus														0,950	0,950	0,950	0,800		0,300
22 Import		0,160	0,460	0,510	0,280	0,270	0,693	0,210	0,318								0,200		
23 Sum	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabla 32. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo) del año 1997. En azul los valores estimados por Ecopath.

Grupo	Nivel trófico	Biomasa en el área del habitat (t/km ²)	Producción/ biomasa (/year)	Consumo/ biomasa (/year)	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo (/year)
1. Tib.Pelagicos	4,794	0,061	0,490	6,100	0,000	0,080
2. Aves marinas	4,291	0,060	0,100	62,000	0,006	0,002
3. Orcas	4,437	0,000	0,050	11,580	0,000	0,004
4. LMC	3,728	0,015	0,200	14,360	0,012	0,014
5. Merluza común	3,105	0,045	0,550	2,800	0,990	0,196
6. Peces costeros	3,016	0,049	0,498	3,500	0,990	0,142
7. Congrio	4,260	0,019	0,310	4,120	0,990	0,075
8. Jurel	3,803	4,334	0,360	8,100	0,990	0,044
9. PelagsMedianos	3,885	2,839	1,210	6,920	0,990	0,175
10. Jibia	4,384	0,058	3,500	8,640	0,990	0,405
11. Anchoveta	2,657	2,540	2,700	8,280	0,773	0,326
12. Sard.Española	3,289	3,302	1,460	17,600	0,063	0,083
13. Mesopelagicos	3,289	15,592	1,200	12,000	0,990	0,100
14. Lang. colorado	2,000	0,116	5,000	14,977	0,075	0,334
15. Lang. amarillo	2,000	0,220	2,184	11,600	0,275	0,188
16. Camaron nailon	2,000	0,350	2,570	12,000	0,079	0,214
17. Bentos	2,000	0,067	1,800	5,500	0,990	0,327
18. Zoo.Gelatinoso	3,170	0,611	0,580	2,450	0,990	0,237
19. Zooplancton	2,289	16,770	45,000	125,530	0,990	0,358
20. Fitoplancton	1,000	48,000	120,000		0,176	
21. Detritus	1,000					

Tabla 33. Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. Modificado de Neira *et al.* (2004).

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. AvesMarinas	Aves marinas. Cormorán guanay (<i>Leucocarbo bougainvillii</i>), Piquero peruano (<i>Sula variegata</i>) y pelícanos (<i>Pelecanus thagus</i>).
2. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Cetáceo
3. Delfines	Odontocetes. Cetáceos pequeños
4. Lobo común	<i>Otaria flavescens</i> . Lobo marino común. Mamífero. Depredador tope.
5. Merl.común	Merluza común (<i>Merluccius gayi</i>)
6. Merl.cola	Merluza de cola. <i>Macruronus magellanicus</i>
7. Lenguado	<i>Hippoglossina macrops</i> . Lenguado de ojos grandes. Demersal
8. Congrio	<i>Genypterus maculatus</i> . Congrio negro. Demersal
9. Bentodemersales	Pejerrata azul (<i>Coelorinchus Aconcagua</i>), besugo (<i>Epigonus crassicaudus</i>), blanquillo (<i>Prolatilus jugularis</i>)
10. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Jurel. Pez pelágico.
11. PelagsMedianos	Caballa (<i>Scomber japonicus</i>), sierra (<i>Thyrsites atun</i>)
12. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>
13. Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i> . Pequeño pelágico
14. Sard.comun	<i>Strangomera bentincki</i> . Sardina común. Pelágico pequeño.
15. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
16. Lang.colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Langostino colorado. Crustáceo demersal
17. Lang.amarillo	<i>Cervimunida johnei</i> . Langostino amarillo. Crustáceo demersal
18. Cam.nailon	<i>Heterocarpus reedi</i> . Camarón nailon. Crustáceo demersal
19. Zooplancton	Zooplancton grande (Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.), pequeño (< 5 mm, Ciliophora, Copepoda, Copepoda nauplii, etc.)
20. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
21. Detritus	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 34. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992.

Grupo funcional	Biomasa (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Composición de la dieta (DC)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)
AvesMarinas	Neira & Arancibia (2004)				
Orcas	Capella <i>et al.</i> (1999)	Ross (2006)	Paves <i>et al.</i> (2013)	Field & Francis (2005)	
Delfines	Neira & Arancibia (2004)	Moloney <i>et al.</i> (2002)		Neira & Arancibia (2004)	
Lobo.comun	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	George-Nascimento <i>et al.</i> (1985), Muñoz <i>et al.</i> (2013), Aguayo <i>et al.</i> (1998)	
Merl.comun	Tascheri <i>et al.</i> (2018)	Cubillos <i>et al.</i> (1999), Tascheri <i>et al.</i> (2018) Neira <i>et al.</i> (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1998b)	Arancibia <i>et al.</i> (2006) Arancibia <i>et al.</i> (1998a)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Merl.cola	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Neira & Arancibia (2004)			
Lenguado	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Samamé & Castañeda (1999)		Villarroel & Acuña (2000)	
Congrio		Barros <i>et al.</i> (2014)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Bentodemersales	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Cubillos <i>et al.</i> (2009), Acuña <i>et al.</i> (2008)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Leal <i>et al.</i> (2009) Neira <i>et al.</i> (2004)	
Jurel	Serra et al. (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1995)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
PelagsMedianos		Acuña <i>et al.</i> (2008)			
Jibia		Arancibia <i>et al.</i> (2016)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)	Arancibia <i>et al.</i> (2016)	
Anchoveta	Zúñiga <i>et al.</i> (2020b)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zúñiga <i>et al.</i> (2020b)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Saavedra <i>et al.</i> (2014)	
Sard.Comun	Zúñiga <i>et al.</i> (2020a)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zúñiga <i>et al.</i> (2020a)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Saavedra <i>et al.</i> (2014)	
Mesopelagicos		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Lang.Colorado	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004)			SERNAPESCA
Lang.Amarillo					
Cam.Nailon					
Zooplankton		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Fitoplancton	Serra et al. (1994), Browder (1993)	Neira <i>et al.</i> (2004))			

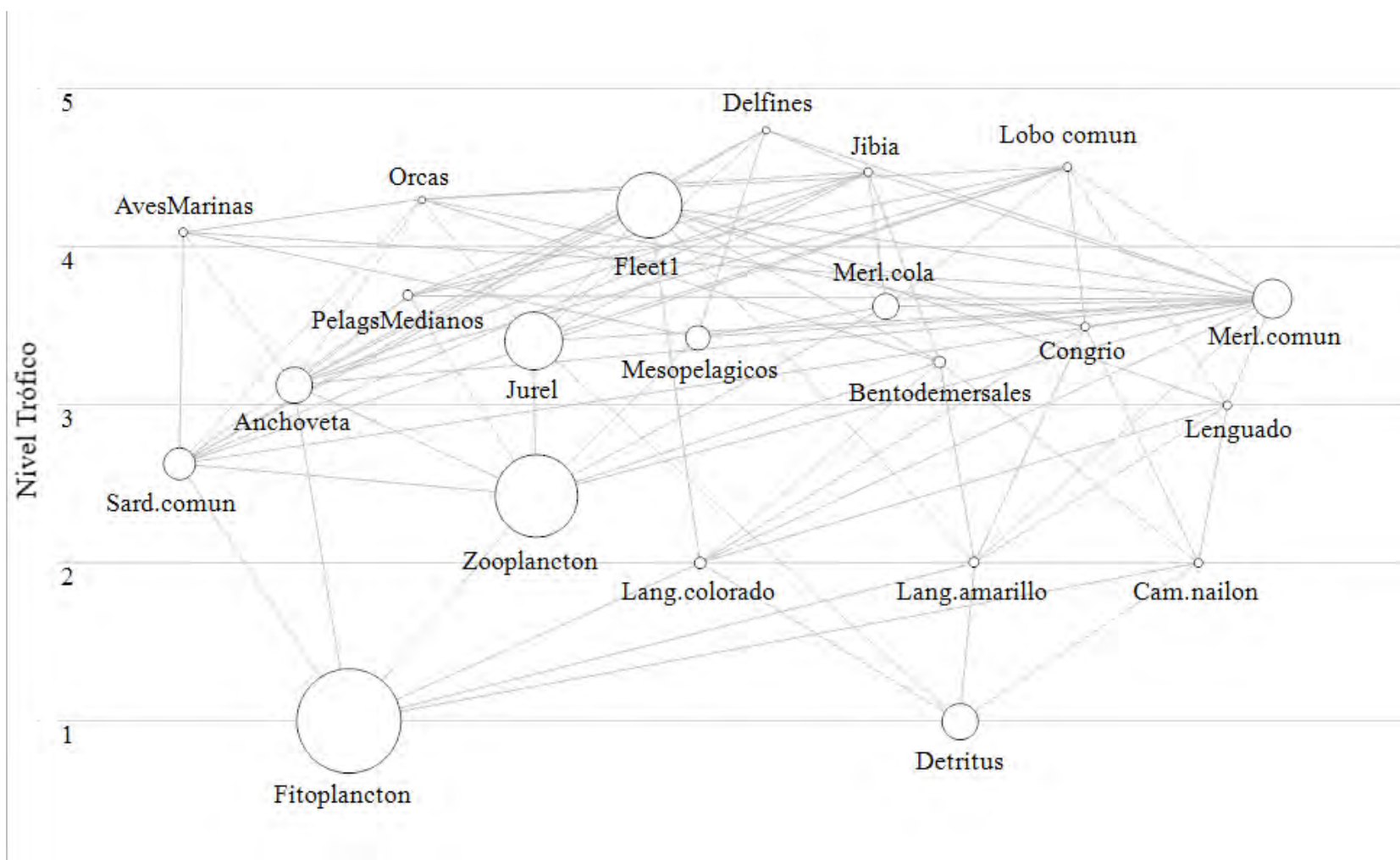


Figura 61. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 35. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992.

Prey\predator	AvesMarinas	Orcas	Delfines	Lobo comun	Merl.comun	Merl.cola	Lenguado	Congrio	Bentodemersales	Jurel	PelagsMedianos	Jibia	Anchoveta	Sar.comun	Mesopelagicos	Lang.colorado	Lang.amarillo	Cam.nailon	Zooplancton
1 AvesMarinas		0,010																	
2 Orcas																			
3 Delfines																			
4 Lobo común		0,010																	
5 Merl.común	0,192		0,138	0,080	0,250			0,049			0,065	0,110							
6 Merl.cola				0,300	0,064							0,300							
7 Lenguado				0,010	0,001		0,030												
8 Congrio		0,110		0,200															
9 Bentodemersales		0,040										0,130							
10 Jurel		0,080	0,114	0,070	0,024							0,005							
11 PelagsMedianos				0,200								0,005							
12 Jibia		0,040	0,326									0,170							
13 Anchoveta	0,251	0,200	0,074	0,050	0,006						0,093	0,008							
14 Sard.comun	0,347	0,090	0,102	0,060	0,030						0,200	0,010							
15 Mesopelagicos	0,126		0,098		0,050	0,181													
16 Lang.colorado					0,060		0,158	0,111	0,139										
17 Lang.amarillo					0,001		0,270	0,002	0,002										
18 Cam.nailon							0,192	0,003	0,004										
19 Zooplancton					0,210	0,750			0,250	0,983	0,350		0,790	0,439	1,000				0,300
20 Fitoplancton													0,210	0,561		0,050	0,050	0,050	0,700
21 Detritus										0,017						0,950	0,950	0,950	
22 Import	0,084	0,420	0,148	0,030	0,304	0,069	0,350	0,835	0,605		0,292	0,262							
23 Sum	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabla 36. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos) del año 1992. En azul los valores estimados por Ecopath.

Grupo	Nivel trófico	Biomasa en el área del habitat (t/km ²)	Producción/ biomasa (/year)	Consumo/ biomasa (/year)	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo (/year)
1. AvesMarinas	4,093	0,065	0,500	20,000	0,002	0,025
2. Orcas	4,301	0,001	0,050	11,580	0,000	0,004
3. Delfines	4,742	0,010	0,150	10,000	0,000	0,015
4. Lobo común	4,505	0,022	0,200	14,360	0,016	0,014
5. Merl.común	3,666	13,500	0,760	2,700	0,997	0,281
6. Merl.cola	3,623	6,737	0,440	4,400	0,837	0,100
7. Lenguado	2,998	0,255	0,370	3,200	0,992	0,116
8. Congrio	3,495	0,267	0,310	3,000	0,990	0,103
9. Bentodemersales	3,271	1,190	0,310	4,067	0,245	0,076
10. Jurel	3,404	27,500	0,950	14,200	0,992	0,067
11. PelagsMedianos	3,690	0,520	0,350	4,390	0,990	0,080
12. Jibia	4,474	0,020	3,100	8,640	0,999	0,359
13. Anchoveta	3,129	11,860	1,400	13,121	0,207	0,107
14. Sard.comun	2,627	9,553	1,350	13,196	0,559	0,102
15. Mesopelagicos	3,429	6,197	1,200	12,000	0,990	0,100
16. Lang.colorado	2,000	1,100	5,000	14,977	0,560	0,334
17. Lang.amarillo	2,000	0,514	2,184	11,600	0,266	0,188
18. Cam.nailon	2,000	0,317	2,570	12,000	0,219	0,214
19. Zooplancton	2,429	57,850	49,710	125,530	0,990	0,396
20. Fitoplancton	1,000	105,000	120,000		0,412	
21. Detritus	1,000					

Tabla 37. Grupos funcionales en el modelo trófico del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006.

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. AvesMarinas	Albatros (<i>Thalassarche melanophrys</i>), fardela (<i>Puffinus griseus</i>), pingüinos (<i>Spheniscus humboldti</i> , <i>Spheniscus magellanicus</i>), cormoranes (<i>Phalacrocorax atriceps</i> , <i>Phalacrocorax magellanicus</i> , <i>Phalacrocorax gaimardi</i>)
2. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Orca
3. Delfines	Odontocetes. Delfines, cetáceos menores
4. Lobo fino	<i>Arctocephalus australis</i> .
5. LMC	<i>Otaria flavescens</i> . Lobo marino común (5+). Mamífero. Depredador tope.
6. RayaVolantin	<i>Zearaja chilensis</i> . Raya volántin. Chondrichthyes. Rajidae
7. Congrio	<i>Genypterus blacodes</i> . Ophidiiformes
8. Merl.Austral	<i>Merluccius australis</i> . Merluza del sur. Demersal
9. Merl.Cola	<i>Macruronus magellanicus</i> . Merluza de cola. Demersales
10. Pejerrey	<i>Odontesthes regia</i> . Pejerrey de mar. Pez demersal costero
11. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
12. PelagsMedianos	<i>Thyrsites atun</i> . <i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico.
13. Calamar	<i>Loligo gahi</i> . Loliginidae
14. Sard.Austral	<i>Sprattus fuegensis</i> . Pelágico pequeño
15. PelagsPequeños	Sardina común (<i>Strangomera bentincki</i>), anchoveta (<i>Engraulis ringens</i>)
16. Lang.Canales	<i>Munida</i> spp. Crustáceo bento-demersal
17. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
18. Zoo.Gelatinoso	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
19. Zooplankton	Zooplankton grande (Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.), mediaano (principalmente copépodos) y zooplankton pequeño (< 5 mm, ciliophora, copepoda nauplii, etc.)
20. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
21. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 38. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos y Región de Aysén, año 2006.

Grupo funcional	Biomasa (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Composición de la dieta (DC)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)
AvesMarinas	Paves <i>et al.</i> (2013)				
Orcas	Capella <i>et al.</i> (1999)	Ross (2006)	Paves <i>et al.</i> (2013)	Field & Francis (2005)	
Delfines	Neira & Arancibia (2004)	Moloney <i>et al.</i> (2002)		Neira & Arancibia (2004)	
Lobo fino	Oliva <i>et al.</i> (2020)	Paves <i>et al.</i> (2013)		Zavalaga <i>et al.</i> (1998)	
LMC	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995) Oliva <i>et al.</i> (2020)	Sepulveda <i>et al.</i> (2016)	
Raya	Perez <i>et al.</i> (2019)	Z = F+M (Beverton & Holt 1957)	www.fishbase.org	Koen Alonso <i>et al.</i> (2001) Vargas-Caro <i>et al.</i> (2015)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Congrio	Contreras & Quiroz (2019)	Neira <i>et al.</i> (2014)	Wiff <i>et al.</i> (2007)	Pool <i>et al.</i> (1997)	
Merl.Austral	Perez & Quiroz (2019)	Neira <i>et al.</i> (2014)	Wiff <i>et al.</i> (2007)	Pool <i>et al.</i> (1997)	
Merl.Cola	Payá <i>et al.</i> (2017)	Neira <i>et al.</i> (2014)	www.fishbase.org	Hopf <i>et al.</i> (2011)	
Pejerrey		Pavez <i>et al.</i> (2013)	www.fishbase.org	Fierro <i>et al.</i> (2014)	
Mesopelagicos	Pavez <i>et al.</i> (2013)	Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
PelagsMedianos		Acuña <i>et al.</i> (2008) Arancibia <i>et al.</i> (1995)	www.fishbase.org Neira <i>et al.</i> (2004)	Acuña <i>et al.</i> (2008) Neira <i>et al.</i> (2004)	SERNAPESCA
Calamar	Paves <i>et al.</i> (2013)				
Sard.Austral	Leal <i>et al.</i> (2018)	Montecinos <i>et al.</i> (2016)	www.fishbase.org	Montecinos <i>et al.</i> (2016) Ramírez (1976)	
PelagsPequeños		Z = F+M (Beverton & Holt 1957)		Saavedra <i>et al</i> 2014	
Lang.Canales	Landaeta <i>et al.</i> (2011)	Pavez <i>et al.</i> (2013)		Varisco & Vinuesa (2007) Karas <i>et al.</i> (2007)	
Bentos	Marmol (2017)	Quiroga <i>et al.</i> (2005)	Marmol (2017)		
Zoo.Gelatinoso	Pavez <i>et al.</i> (2013)	Neira <i>et al.</i> (2014), Pavez <i>et al.</i> (2013)			
Zooplanton					
Fitoplancton	Neira <i>et al.</i> (2014), Pavez <i>et al.</i> (2013)				

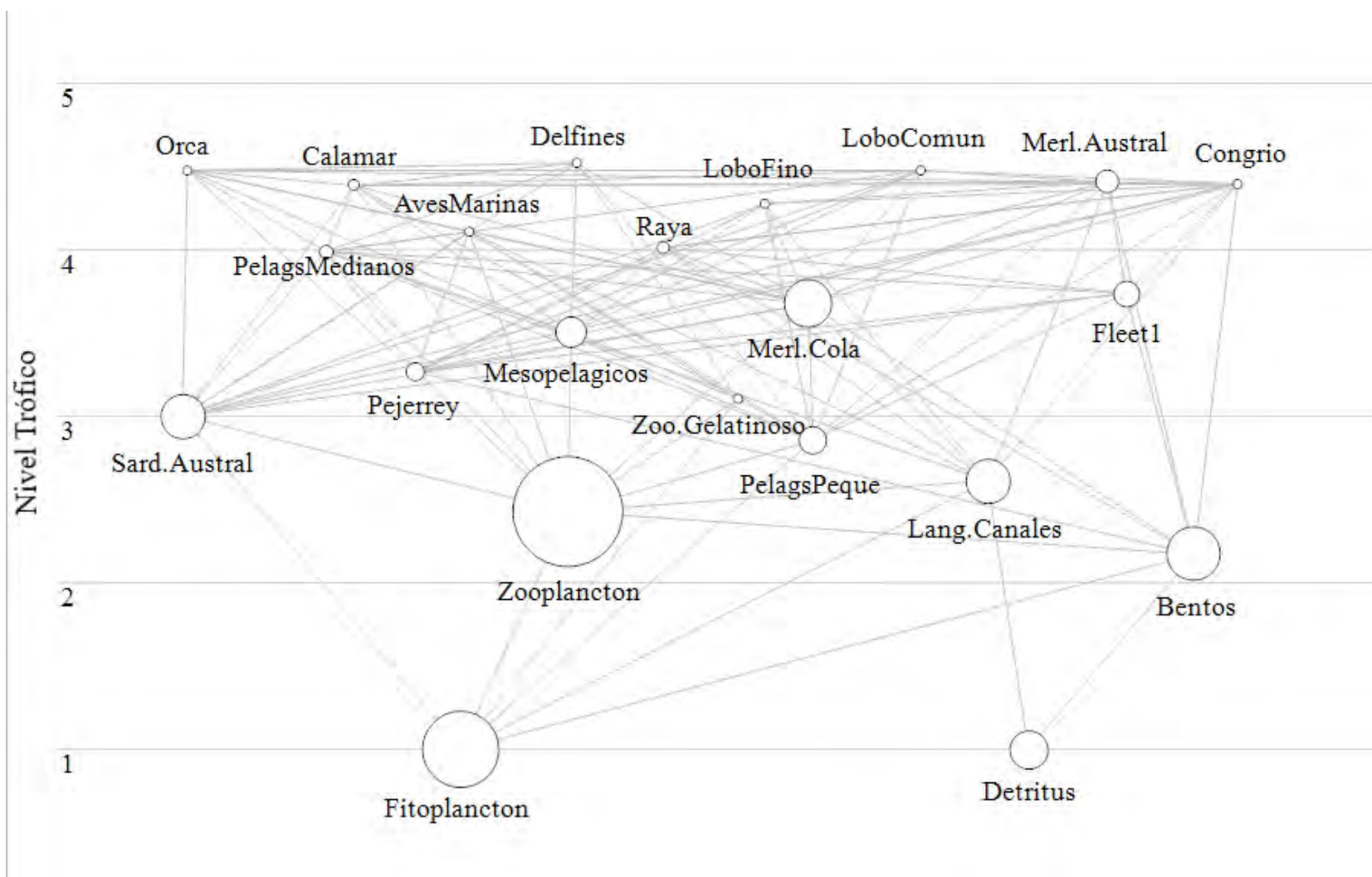


Figura 62. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 39. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006.

Prey\predator	AvesMarinas	Orcas	Delfines	Lobo fino	Lobo marino común	Raya	Congrio	Merl.Austral	Merl.Cola	Pejerrey	Mesopelagicos	Pelags Medianos	Calamar	Sard.Austral	Pelags Pequeños	Lang.Canales	Bentos	Zoo.Gelatinoso	Zooplancton
1 AvesMarinas		0,001																	
2 Orcas																			
3 Delfines		0,050																	
4 Lobo fino																			
5 LMC		0,012																	
6 Raya						0,035	0,020												
7 Congrio				0,010	0,002	0,020	0,014												
8 Merl.Austral		0,002		0,050	0,070		0,020	0,020					0,050						
9 Merl.Cola	0,070	0,210	0,040	0,200	0,050	0,060	0,310	0,635	0,050			0,020	0,100						
10 Pejerrey	0,100	0,009		0,010	0,150	0,050	0,270		0,044			0,120							
11 Mesopelagicos			0,150	0,195	0,050	0,070					0,050	0,200	0,425						
12 PelagsMedianos	0,080	0,081	0,050		0,102							0,040							
13 Calamar		0,004	0,150		0,005		0,040					0,005	0,050						
14 Sard.Austral	0,380	0,260	0,235	0,070	0,160		0,200	0,170	0,120			0,125	0,125						
15 PelagsPequeños	0,105	0,045	0,050	0,030	0,045		0,050	0,010	0,200			0,100	0,013						
16 Lang.Canales	0,050			0,240		0,016	0,006	0,140	0,005			0,100							
17 Bentos						0,054	0,020	0,002	0,120	0,418									
18 Zoo.Gelatinoso	0,002		0,002								0,050							0,010	
19 Zooplancton	0,050								0,100	0,254	0,800	0,250	0,100	0,702	0,600	0,430	0,120	0,760	0,300
20 Fitoplancton														0,298	0,400	0,002	0,280	0,230	0,700
21 Detritus																0,568	0,600		
22 Import	0,163	0,326	0,323	0,195	0,366	0,695	0,050	0,023	0,361	0,328	0,100	0,040	0,137						
23 Sum	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabla 40. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa el ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006. En azul los valores estimados por Ecopath.

Functional group	TL	Biomass (t/km ²)	P/B (year ⁻¹)	Q/B (year ⁻¹)	EE	P/Q (year ⁻¹)
1 AvesMarinas	4,110	0,134	0,100	7,290	0,052	0,014
2 Orcas	4,478	0,076	0,060	9,240	0,000	0,006
3 Delfines	4,523	0,360	0,099	8,972	0,990	0,011
4 Lobo fino	4,279	0,023	0,090	6,150	0,000	0,015
5 LMC	4,478	0,377	0,200	14,360	0,112	0,014
6 RayaVolantin	4,014	1,564	0,573	1,970	0,339	0,291
7 Congrio	4,397	0,623	0,280	1,511	0,962	0,185
8 Merl.Austral	4,408	8,000	0,285	2,458	0,927	0,116
9 Merl.Cola	3,675	29,215	0,740	4,500	0,990	0,164
10 Pejerrey	3,269	5,292	1,550	6,800	0,990	0,228
11 Mesopelagicos	3,507	13,712	0,900	4,000	0,800	0,225
12 PelagsMedianos	3,992	2,417	0,510	3,400	0,990	0,150
13 Calamar	4,387	0,843	3,750	12,525	0,355	0,299
14 Sard.Austral	3,003	26,104	2,195	8,570	0,487	0,256
15 PelagsPequeños	2,857	11,404	2,540	11,950	0,990	0,213
16 Lang.Canales	2,614	27,125	1,278	11,650	0,126	0,110
17 Bentos	2,171	36,852	2,799	12,273	0,350	0,228
18 Zoo.Gelatinoso	3,107	0,693	4,134	12,209	0,990	0,339
19 Zooplankton	2,429	184,858	19,390	54,886	0,990	0,353
20 Fitoplancton	1,000	75,758	138,650		0,700	
21 Detrito	1,000					

Tabla 41. Grupos funcionales en el modelo trófico del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 2015.

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. Seabirds	Albatros (<i>Thalassarche melanophrys</i>), fardela (<i>Puffinus griseus</i>), pingüinos (<i>Spheniscus humboldti</i> , <i>Spheniscus magellanicus</i>), cormoranes (<i>Phalacrocorax atriceps</i> , <i>Phalacrocorax magellanicus</i> , <i>Phalacrocorax gaimardi</i>)
2. Pelagicsharks	Tiburón mako, marrajo común o de aleta corta (<i>Isurus oxyrinchus</i>), tiburón azul o tintorera (<i>Prionace glauca</i>), tiburón sardinero (<i>Lamna nasus</i>)
3. Cetaceans	Orcas (<i>Orcinus orca</i>) y delfines. Cetáceos menores
4. Otarií	<i>Otaria flavescens</i> . Lobo de mar común. Mamífero. Depredador tope.
5. Xiphglá	Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>). Pelágico, depredador tope.
6. Tracmúr	<i>Trachurus murphyi</i> . Jurel. Pez pelágico.
7. Dosigig	<i>Dosidicus gigas</i> . Jibia. Cephalopoda.
8. Loligah	<i>Loligo gahi</i> . Calamar. Cephalopoda
9. Merlgay	Merluza común (<i>Merluccius gayi</i>). Demersal
10. Macrmag	<i>Macruronus magellanicus</i> . Merluza de cola, principalmente juveniles.
11. Engrrin	<i>Engraulis ringens</i> . Anchoveta. Pelágico pequeño
12. Straben	<i>Strangomera bentincki</i> . Sardina común. Pelágico pequeño
13. Mesopelagics	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
14. Pleumon	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Langostino colorado. Crustáceo demersal
15. Cervjoh	<i>Cervimunida johni</i> . Langostino amarillo. Crustáceo demersal
16. Heteree	<i>Heterocarpus reedi</i> . Camarón nailon. Crustáceo demersal
17. Zoo_jelly	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc .
18. Macrozoo	Zooplankton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
19. Mesozoo	Zooplankton mediano, principalmente copépodos.
20. Microzoo	Zooplankton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, Copepoda, Copepoda nauplii, etc.
21. Phyto	Comunidad fotoplanctónica. Productores
22. Detritus	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 42. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990.

Grupo funcional	Biomasa (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Composición de la dieta (DC)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)
Seabirds	Neira <i>et al.</i> (2004)	Jarre <i>et al.</i> (1989)		Jarre <i>et al.</i> (1989) Jarre-Teichman <i>et al.</i> (1998)	
Pelagicsharks	Barros <i>et al.</i> (2014)				
Cetaceans	Neira <i>et al.</i> (2004) Capella <i>et al.</i> (1999) Neira & Arancibia (2004)	Ross (2006) Moloney <i>et al.</i> (2002)	Browder (1993) Pauly <i>et al.</i> (1998) Paves <i>et al.</i> (2013) Moloney <i>et al.</i> (2002)	Majluf & Reyes (1989) Pauly <i>et al.</i> (1998) Field & Francis (2005) Neira & Arancibia (2004)	
Otarfla	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	George-Nascimento <i>et al.</i> (1985), Muñoz <i>et al.</i> (2013), Aguayo <i>et al.</i> (1998)	
Xiphgla					Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Tracmur	Serra <i>et al.</i> (2004) Quiroz <i>et al.</i> (2019)	Arancibia <i>et al.</i> (1995) Quiroz <i>et al.</i> (2019)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Dosigig		Arancibia <i>et al.</i> (2016)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)	Arancibia <i>et al.</i> (2016)	
Loligah					
Merlgay	Tascheri <i>et al.</i> (2018) Tascheri (2019)	Cubillos <i>et al.</i> (1999), Tascheri <i>et al.</i> (2018) Neira <i>et al.</i> (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1998b)	Arancibia <i>et al.</i> (2006) Arancibia <i>et al.</i> (1998a) Vidal <i>et al.</i> (1997)	
Macrmag	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Neira & Arancibia (2004)			
Engrrin	Zúñiga <i>et al.</i> (2020b)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zúñiga <i>et al.</i> (2020b)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Arrizaga <i>et al.</i> (1993) Saavedra <i>et al.</i> (2014)	
Straben	Zúñiga <i>et al.</i> (2020a)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zúñiga <i>et al.</i> (2020a)			
Mesopelagics		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Pleumon	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004),	www.lifebase.org		SERNAPESCA
Cervjoh	Bucarey <i>et al.</i> (2014a,b)	Bucarey <i>et al.</i> 2015a,b			
Heteree	Montenegro <i>et al.</i> (2014) Alarcón <i>et al.</i> (2017)	Montenegro <i>et al.</i> 2014			
Zoo_jelly					

Grupo funcional	Biomasa (ton*km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	Composición de la dieta (DC)	Capturas (ton*km ⁻² *año ⁻¹)
Macrozo		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Mesozoo					
Microzoo					
Fitoplancton	Serra et al. (1994), Cushing <i>et al.</i> (1958), Browder (1993)	Neira <i>et al.</i> (2004))			

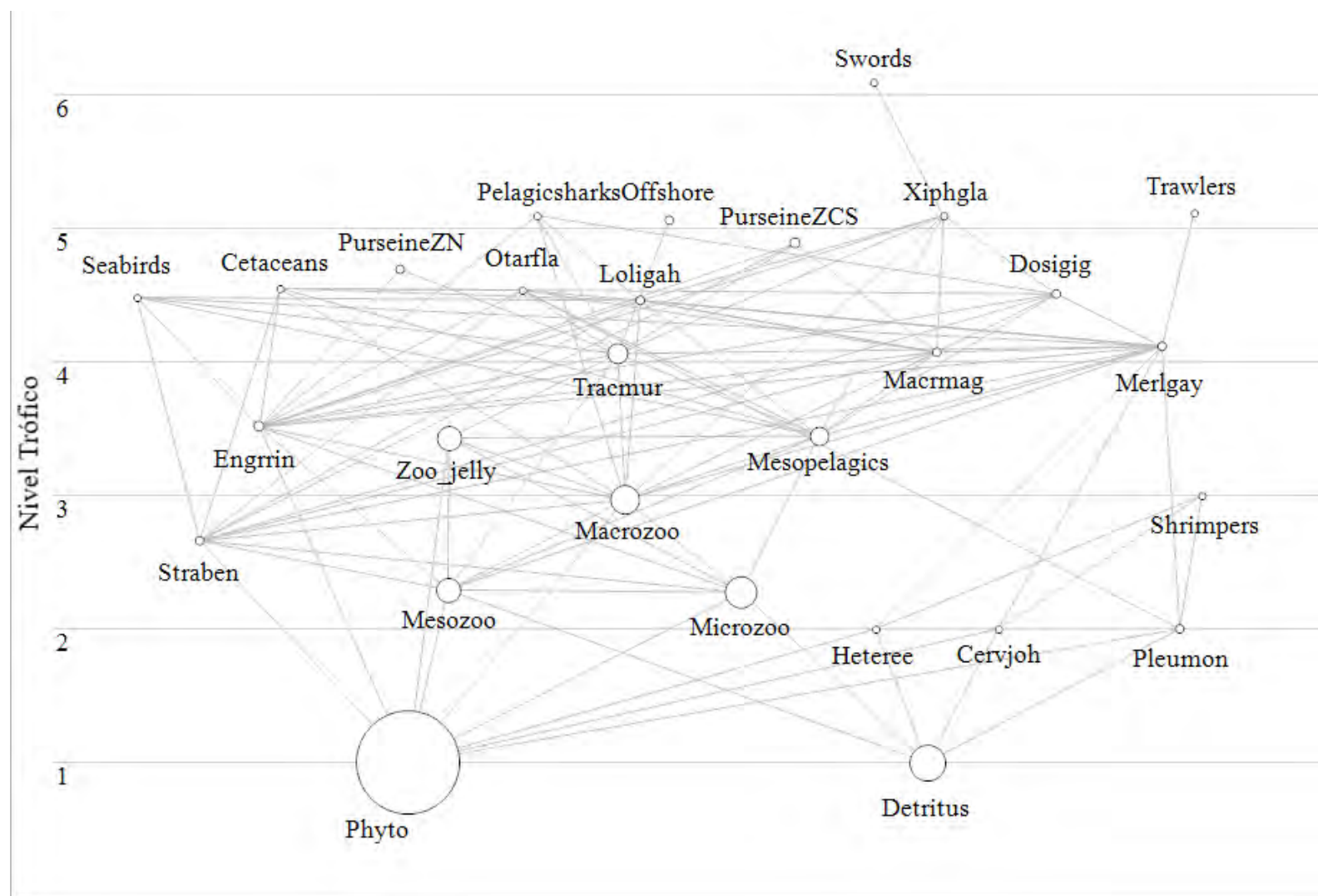


Figura 63. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 43. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 1990.

Prey\predator	Seabirds	Pelagicsharks	Cetaceans	Otarfla	Xiphgla	Tracmur	Dosigig	Loligah	Merlgay	Macrmag
1 Seabirds										
2 Pelagicsharks										
3 Cetaceans										
4 Otarfla			0,0110							
5 Xiphgla										
6 Tracmur	0,0935	0,1050		0,0175	0,0545				0,0120	
7 Dosigig		0,3500	0,0015		0,4525		0,1820			
8 Loligah	0,0008	0,0250	0,1150		0,0325			0,2060	0,0050	0,0045
9 Merlgay	0,0525			0,1250			0,1020	0,0150	0,1225	
10 Macrmag				0,0680	0,0100		0,0155	0,0050	0,0750	0,0020
11 Engrrin	0,3582	0,1800	0,2725	0,1285	0,0875	0,0015	0,1675	0,0590	0,0275	0,0075
12 Straben	0,1149		0,0850	0,1050			0,0615	0,0340	0,0225	0,0050
13 Mesopelagics	0,1071		0,2180	0,1725	0,2075	0,0850	0,2450	0,4280	0,1350	0,1750
14 Pleumon				0,0045					0,1025	
15 Cervjoh									0,0170	
16 Heteree									0,0010	
17 Zoo_jelly						0,1345				
18 Macrozo		0,0400	0,0140		0,0100	0,6725		0,1030	0,3525	0,7000
19 Mesozoo						0,0250			0,0175	
20 Microzoo										
21 Phyto										
22 Detritus										
23 Import	0,2730	0,3000	0,2830	0,3790	0,1455	0,0815	0,2265	0,1500	0,1100	0,1060
24 Sum	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

Tabla 43. Continuación.

Prey\predator	Engrin	Straben	Mesopelagics	Pleumon	Cervjoh	Heteree	Zoo_jelly	Macrozoo	Mesozoo	Microzoo
1 Seabirds										
2 Pelagicsharks										
3 Cetaceans										
4 Otarfla										
5 Xiphgla										
6 Tracmur										
7 Dosigig										
8 Loligah										
9 Merlgay										
10 Macrmag										
11 Engrin										
12 Straben										
13 Mesopelagics							0,0010			
14 Pleumon										
15 Cervjoh										
16 Heteree										
17 Zoo_jelly							0,0250			
18 Macrozoo	0,7300	0,1410	0,2200				0,3390	0,1155		
19 Mesozoo	0,0570	0,2010	0,6800				0,4765	0,5280		
20 Microzoo	0,0030	0,0970	0,0550				0,0550	0,0450	0,2300	0,2150
21 Phyto	0,2100	0,5610		0,0500	0,0500	0,0500	0,0920	0,3115	0,2850	0,2675
22 Detritus				0,9500	0,9500	0,9500			0,4850	0,5175
23 Import			0,0450				0,0115			
24 Sum	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

Tabla 44. Datos de entrada del modelo del ecosistema marino de la Zona Económica Exclusiva de Chile para la pesquería de jurel a nivel nacional. Año 2015. En azul los valores estimados por Ecopath.

Functional group	TL	Biomass (t/km ²)	P/B (year ⁻¹)	Q/B (year ⁻¹)	EE	P/Q (year ⁻¹)
1 Seabirds	4,484	0,019	0,100	42,000	0,000	0,002
2 Pelagicsharks	5,097	0,011	0,185	9,350	0,000	0,020
3 Cetaceans	4,551	0,013	0,090	10,250	0,000	0,009
4 Otarfla	4,538	0,010	0,158	11,145	0,980	0,014
5 Xiphgla	5,096	0,043	0,500	4,875	0,242	0,103
6 Tracmur	4,062	14,860	0,892	8,120	0,178	0,110
7 Dosigig	4,510	0,116	3,100	10,640	0,990	0,291
8 Loligah	4,461	1,137	3,500	11,856	0,709	0,295
9 Merlgay	4,117	0,625	1,158	3,885	0,988	0,298
10 Macrmag	4,073	0,398	1,125	4,540	0,790	0,248
11 Engrrin	3,514	1,872	2,377	12,276	0,487	0,194
12 Straben	2,661	0,698	2,015	15,818	0,636	0,127
13 Mesopelagics	3,447	14,054	1,250	12,000	0,990	0,104
14 Pleumon	2,000	0,081	3,479	12,475	0,881	0,279
15 Cervjoh	2,000	0,041	2,284	11,600	0,487	0,197
16 Heteree	2,000	0,020	2,257	12,000	0,151	0,188
17 Zoo_jelly	3,432	21,707	1,684	11,420	0,613	0,147
18 Macrozoo	2,967	28,353	13,350	31,675	0,866	0,421
19 Mesozoo	2,293	22,091	45,000	154,000	0,718	0,292
20 Microzoo	2,274	34,632	485,000	1928,000	0,905	0,252
21 Phyto	1,000	382,506	138,650		0,361	
22 Detritus	1,000					

4.2.6.2. Ajustes de series de tiempo

Luego de balanceados, los modelos se ajustaron a series de tiempo de biomasa y captura, con mortalidad por pesca, como forzante para distintos grupos funcionales dependiendo de la información disponible en cada caso. Las series de tiempo de mortalidad por pesca se calcularon como C/B para las especies de peces con evaluaciones de stock. Los parámetros de vulnerabilidad se seleccionaron inicialmente mediante el procedimiento automatizado por Scott *et al.* (2016) para minimizar la SS entre los datos pronosticados y observados, pero algunos valores se ajustaron posteriormente para mejorar los ajustes para algunos grupos para evitar resultados biológicamente improbables, como extinciones de especies.

Modelo Zona Norte. Se dispuso de serie de tiempo de biomasa de anchoveta (Bucarey *et al.* 2020), jurel (Quiroz & Ramírez 2018) y lobo marino común (Oliva *et al.* 2020) (Figura 64). Los desembarques se hicieron equivalentes a las capturas, y se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para anchoveta y jurel (Figura 64). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,21 (Tabla 45) y se estimaron solo 2 parámetros de vulnerabilidad durante el ajuste.

Tabla 45. Pedigrí de los modelos Ecopath del ecosistema marino de la zona norte, centro-norte, centro-sur, mar interior de Chiloé y ZEE de Chile (Nacional).

Zona	τ	τ^*
Norte	0,211	0,837
Centro norte	0,218	0,950
Centro sur	0,227	0,990
Mar interior	0,291	1,289
Nacional	0,582	3,123

Modelo Zona Centro-Norte. Consideró series de tiempo de biomasa de anchoveta (Espíndola *et al.* 2018), jurel (Quiroz & Ramírez 2018), langostino amarillo, langostino colorado, camarón nailon (Ibarra *et al.* 2020) y lobo marino común (Oliva *et al.* 2020) (Figura 65). Los desembarques se hicieron equivalentes a las capturas, y se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para

anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon (Figura 66). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,22 (Tabla 45). Se estimaron 2 parámetros de vulnerabilidad y 7 spline points de producción primaria.

Modelo Zona Centro-Sur. Se contó con series de tiempo de biomasa de lobo marino común (Oliva *et al.* 2020), anchoveta (Zúñiga *et al.* 2020a), sardina común (Zúñiga *et al.* 2020a) y jurel (Serra *et al.* 2004, Quiroz & Ramírez 2018)(Figura 67), merluza común (Tascheri *et al.* 2018), langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon (Ibarra *et al.* 2020) (Figura 68). Los desembarques/capturas se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para anchoveta, sardina común, jurel, merluza común, langostino amarillo y langostino colorado (Figura 71). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,23 (Tabla 45) y se estimaron 9 parámetros de vulnerabilidad y 5 spline points de producción primaria.

Modelo del Mar Interior de Chiloé. Consideró series de tiempo de biomasa de lobo marino común (Oliva *et al.* 2020), merluza del sur o austral (Pérez & Quiroz 2019), merluza de cola (Payá *et al.* 2017), raya volatín (Pérez *et al.* 2019), congrio dorado (Contreras & Quiroz 2019) y sardina austral (Figura 70). Los desembarques/capturas se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para congrio dorado, raya volantín, merluza del sur y sardina austral (Figura 71). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,29 (Tabla 45), y se estimaron 3 parámetros de vulnerabilidad y 5 spline points de producción primaria.

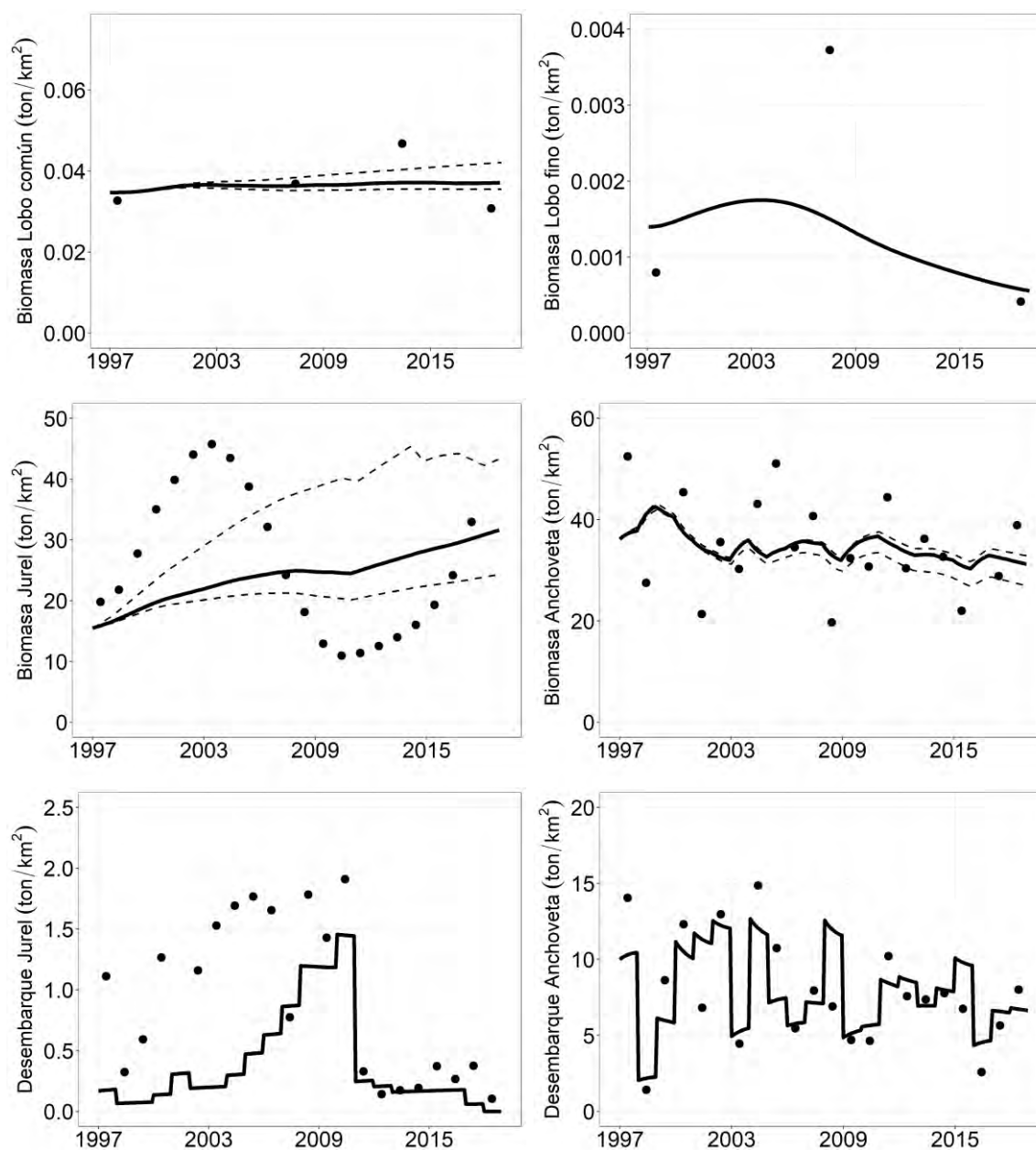


Figura 64. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común y lobo fino, biomasa y capturas de jurel y anchoveta del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

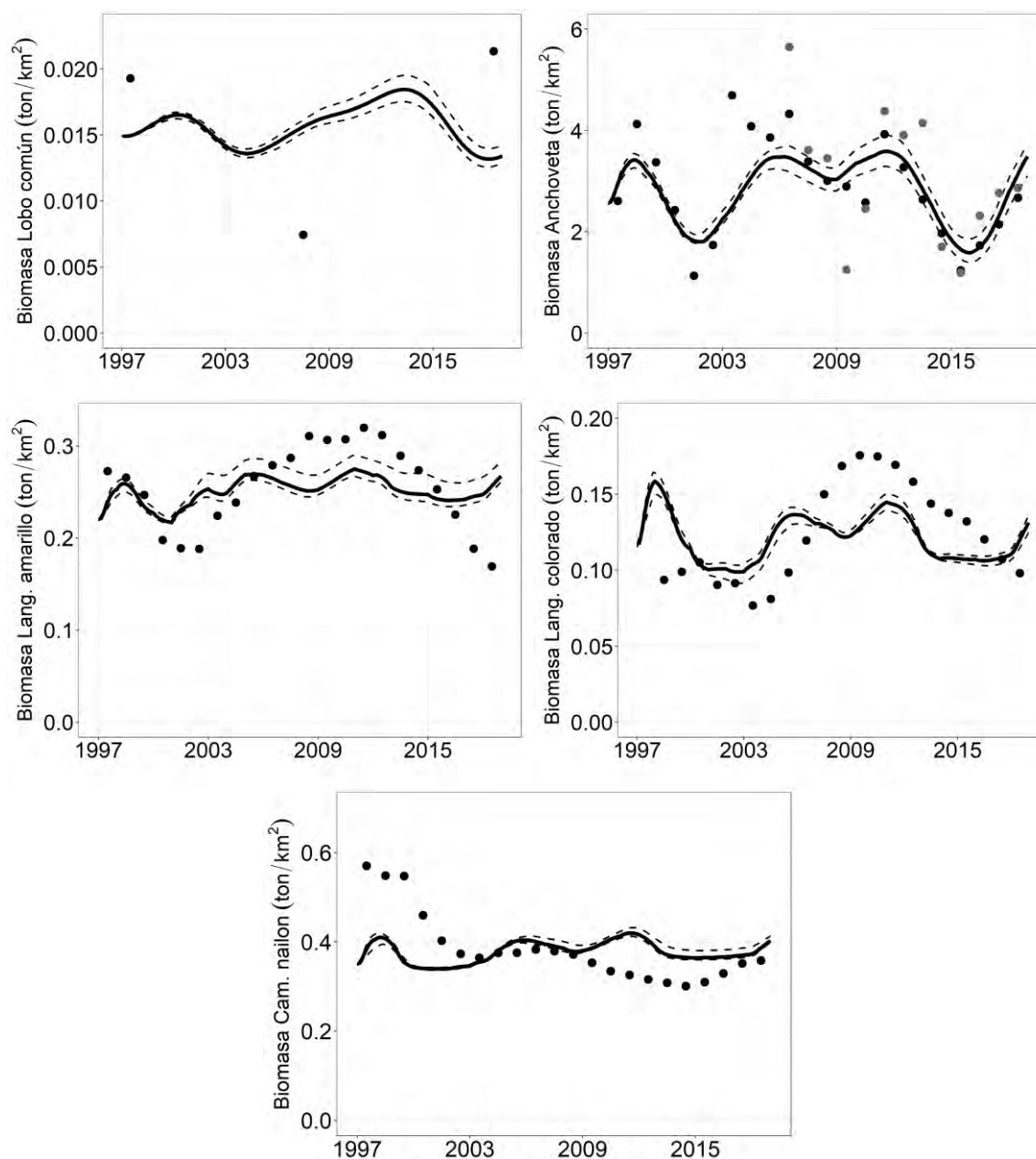


Figura 65. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nallon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

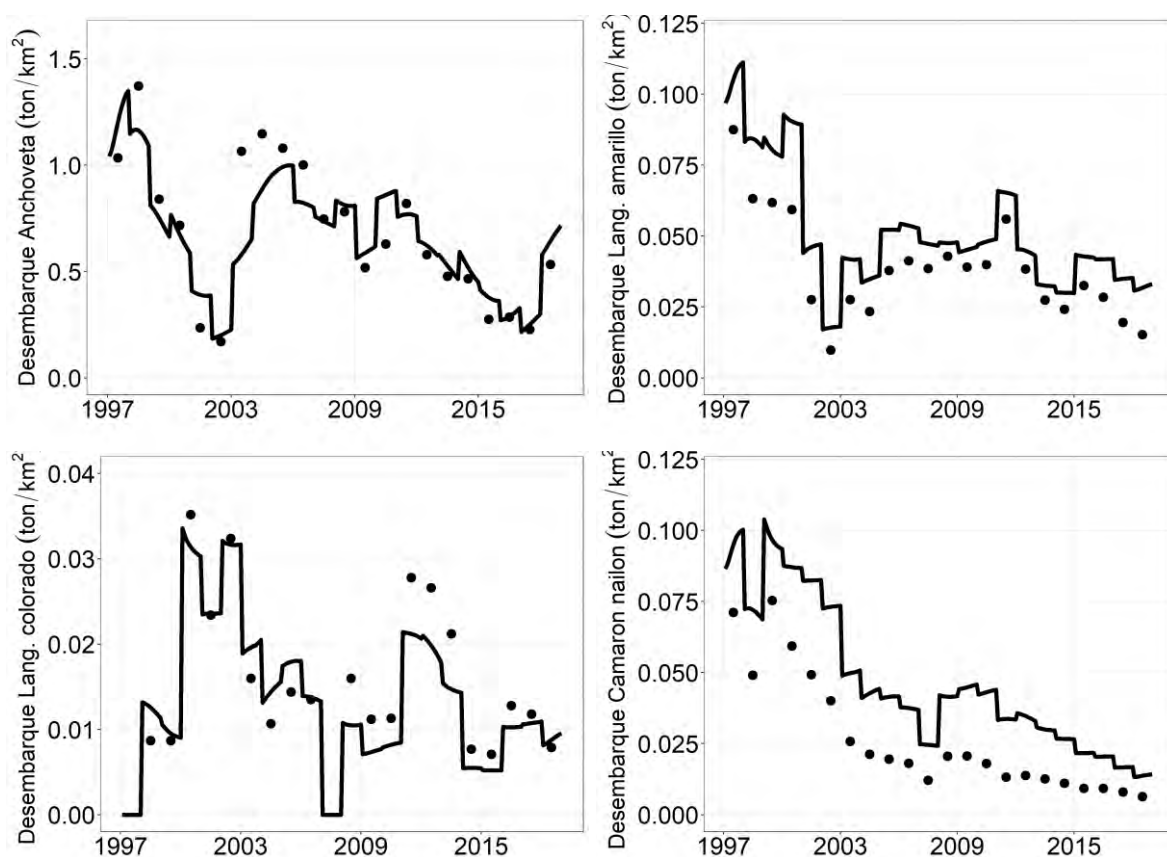


Figura 66. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nallon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

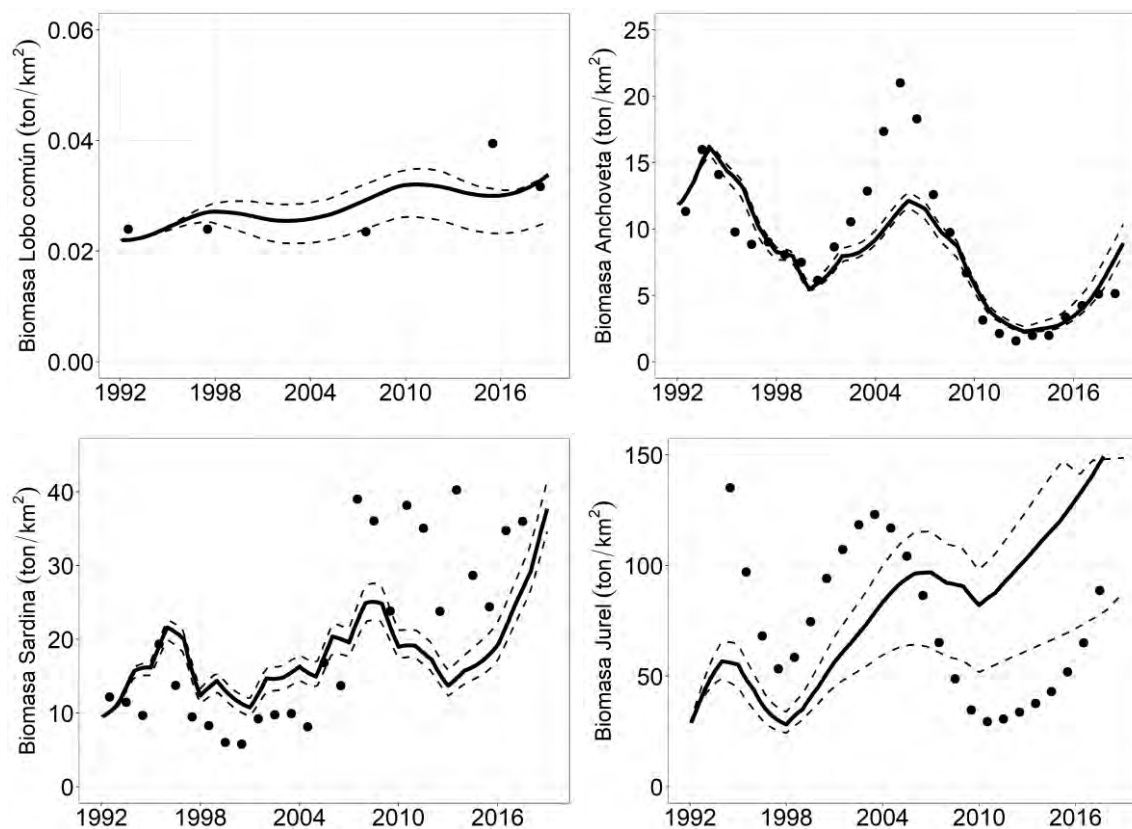


Figura 67. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, sardina común y jurel del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

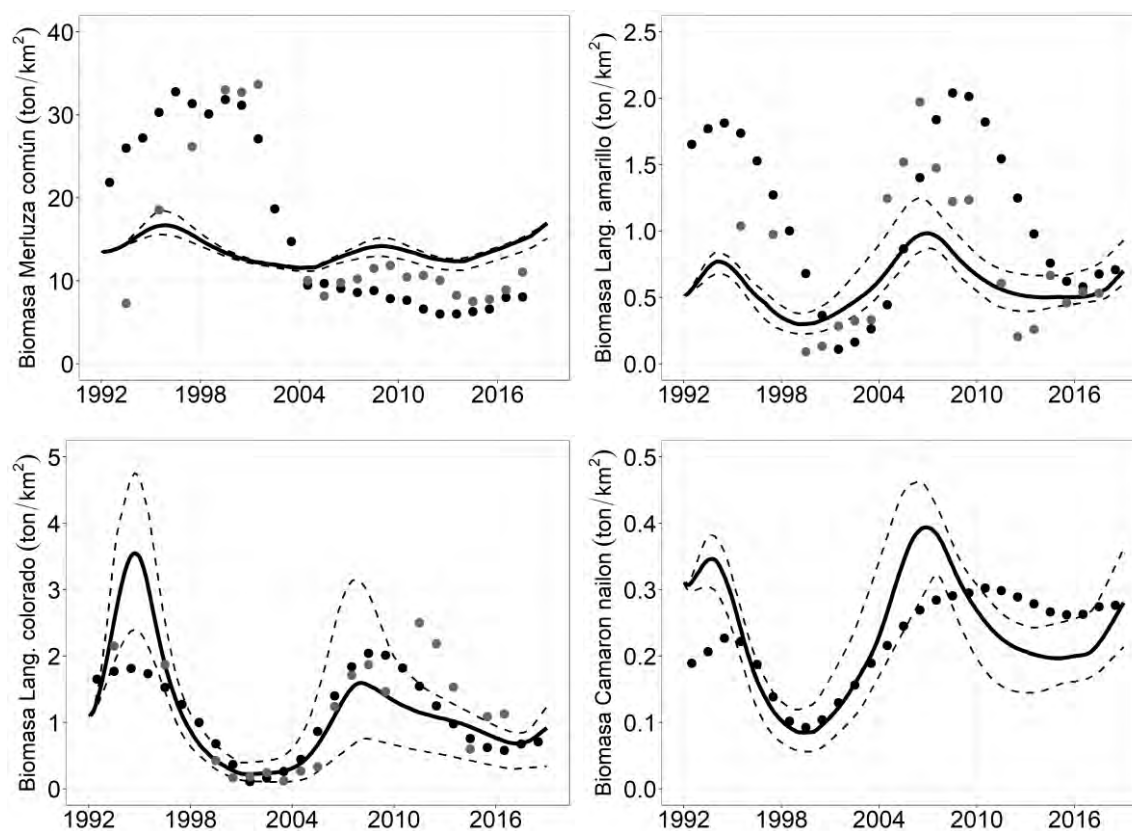


Figura 68. Ajuste de series de tiempo de biomasa de merluza común, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nallon del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

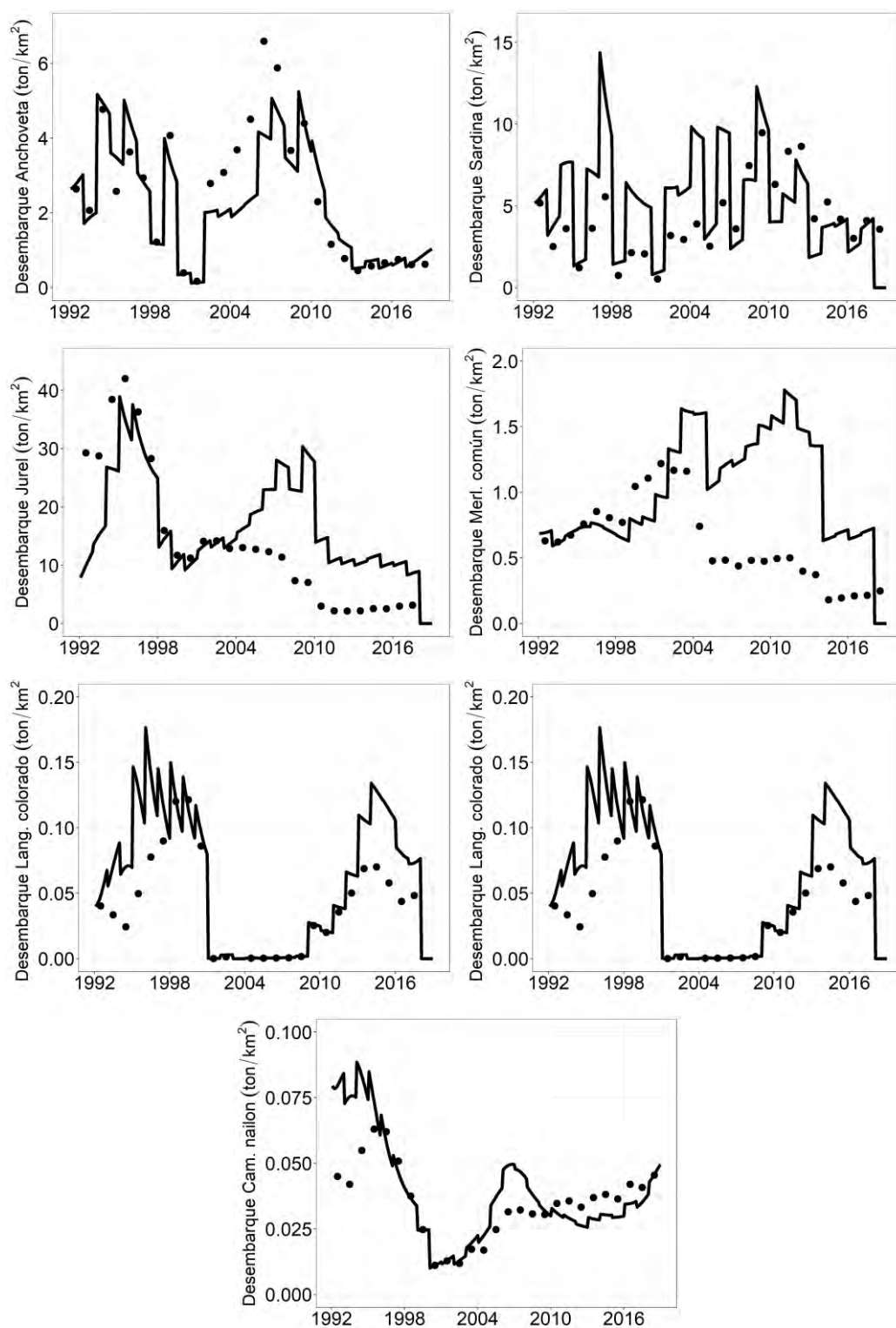


Figura 69. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta, sardina común, jurel, merluza común, langostino amarillo y colorado y camarón nallon del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

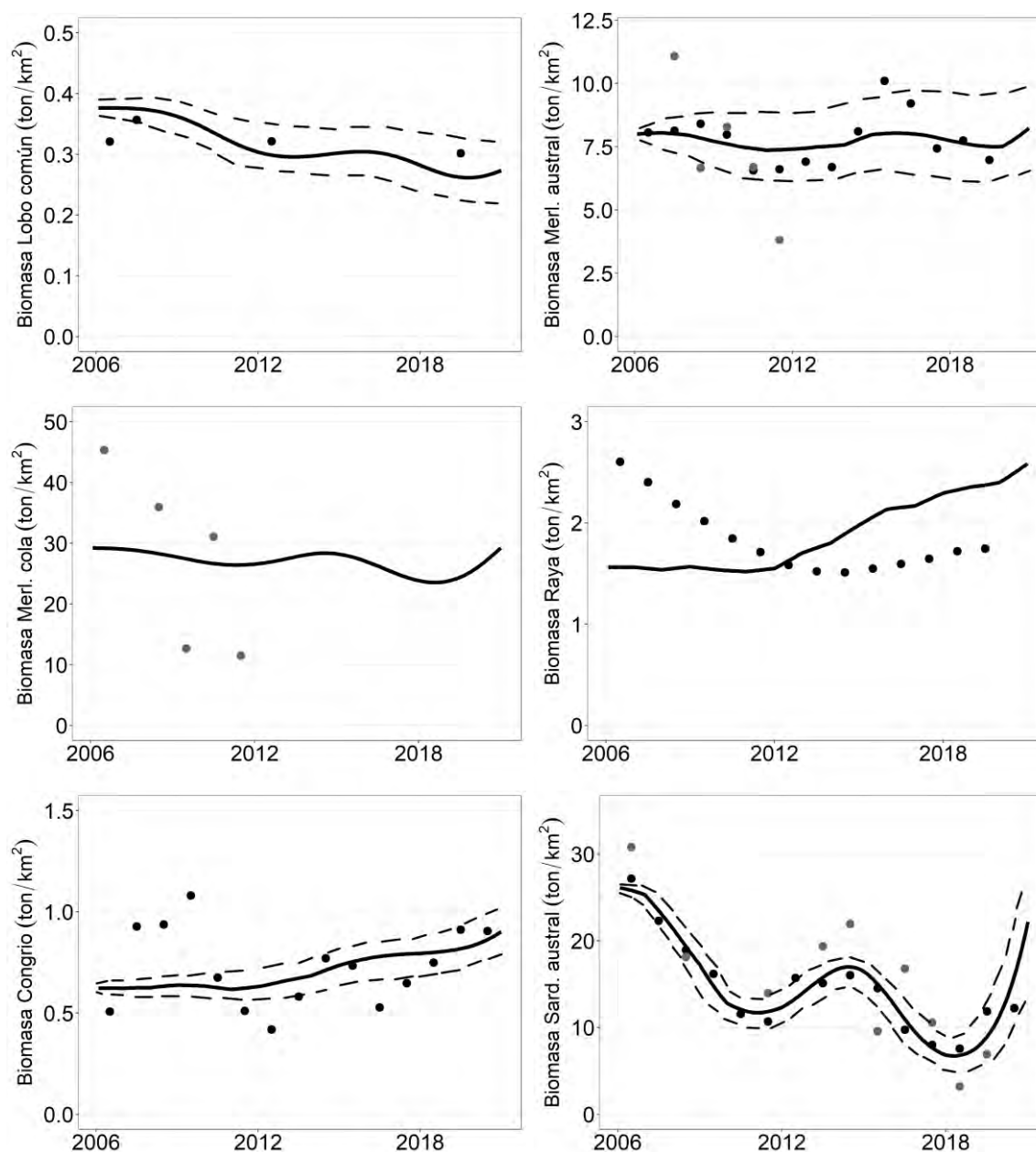


Figura 70. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, merluza austral, merluza de cola, raya volantín, congrio dorado y sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

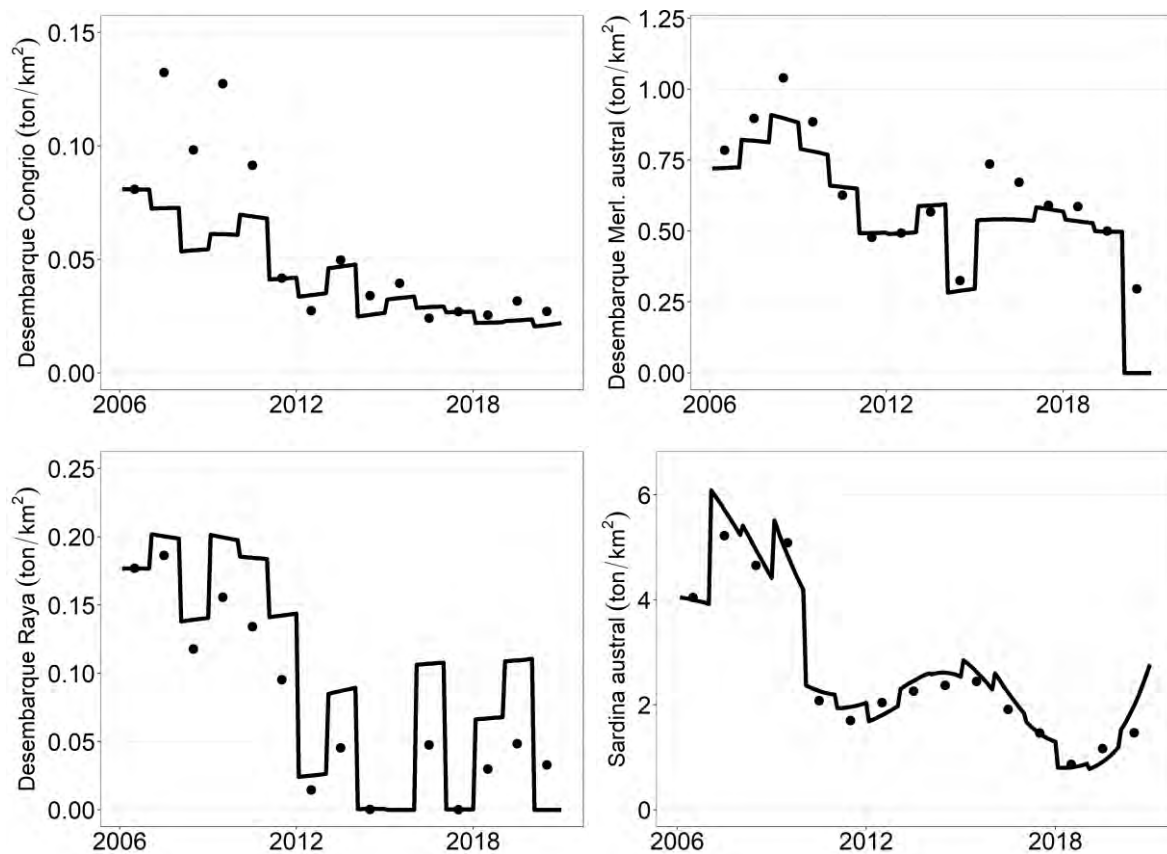


Figura 71. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de congrio dorado, raya volantín, merluza del sur y sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

Modelo del Jurel Nacional (ZEE). Consideró series de tiempo de biomasa de lobo marino común (Oliva *et al.* 2020), jurel (Quiroz *et al.* 2019), anchoveta (Espíndola *et al.* 2018, Zúñiga *et al.* 2020b), sardina común (Zúñiga *et al.* 2020a) (Figura 72), merluza común (Tascheri 2019), langostino amarillo (Bucarey *et al.* 2014a,b), langostino colorado (Ibarra *et al.* 2020) y camarón nílón (Montenegro *et al.* 2014, Ibarra *et al.* 2020) (Figura 73). Los desembarques/capturas se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para jurel, pez espada, anchoveta, sardina común (Figura 74), merluza común, merluza de cola, langostino amarillo, langostino

colorado y camarón nailon (Figura 75). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,58 (Tabla 45) y se estimaron 10 parámetros de vulnerabilidad y 8 spline points de producción primaria.

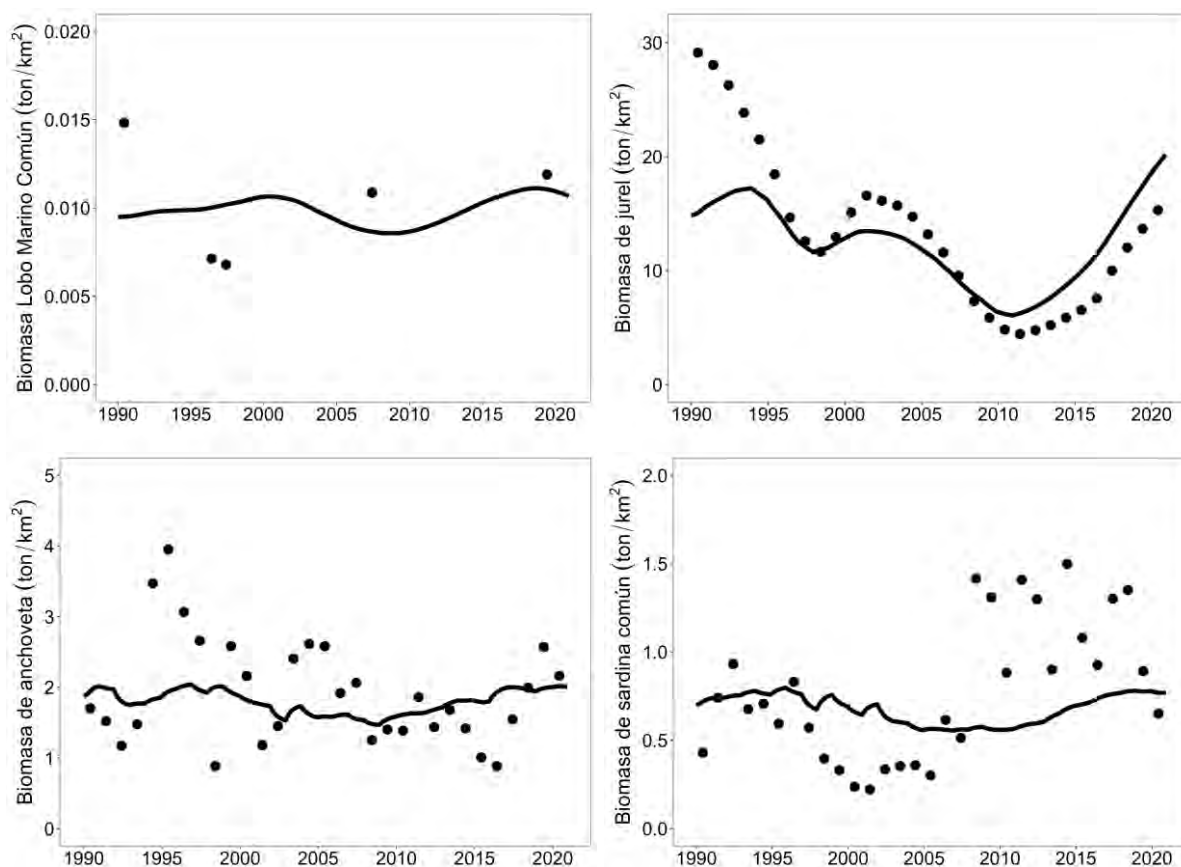


Figura 72. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común y los recursos pelágicos jurel, anchoqueta y sardina común del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

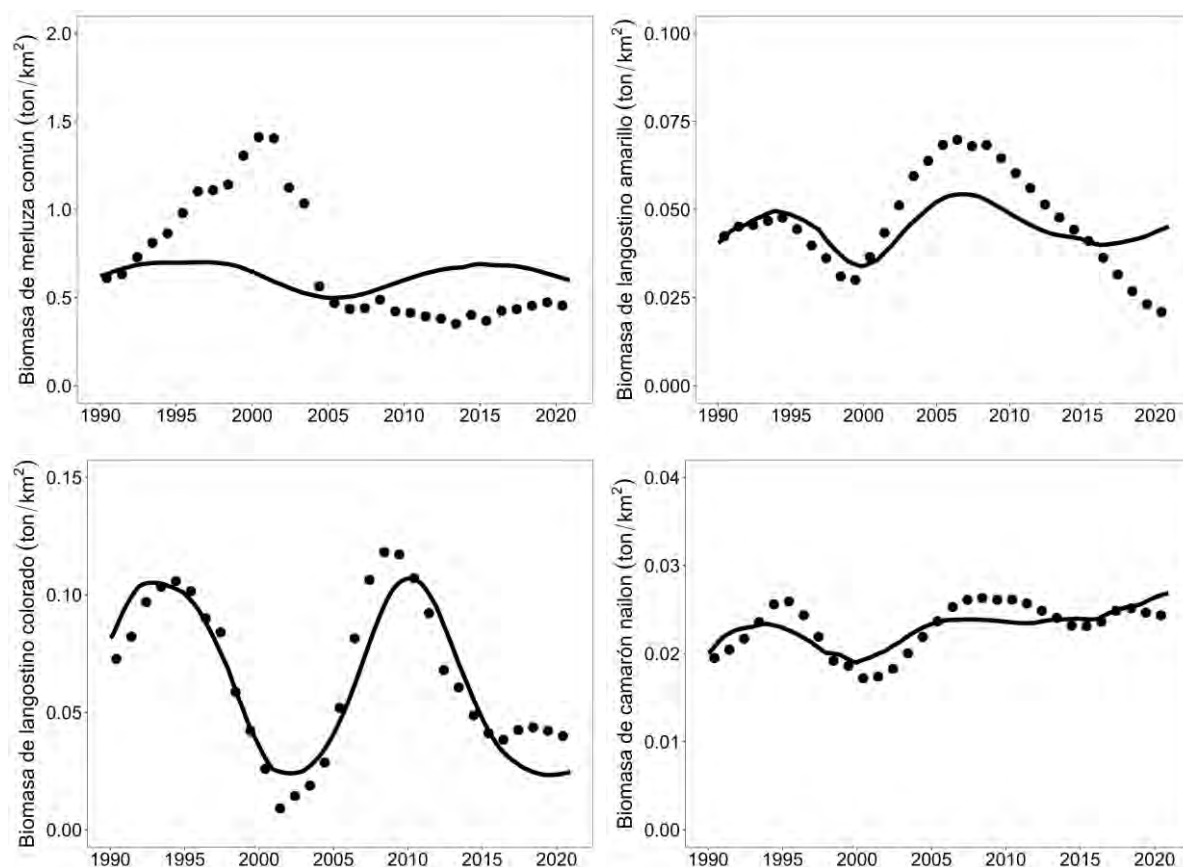


Figura 73. Ajuste de series de tiempo de biomasa de los recursos demersales merluza común, langostino amarillo y colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

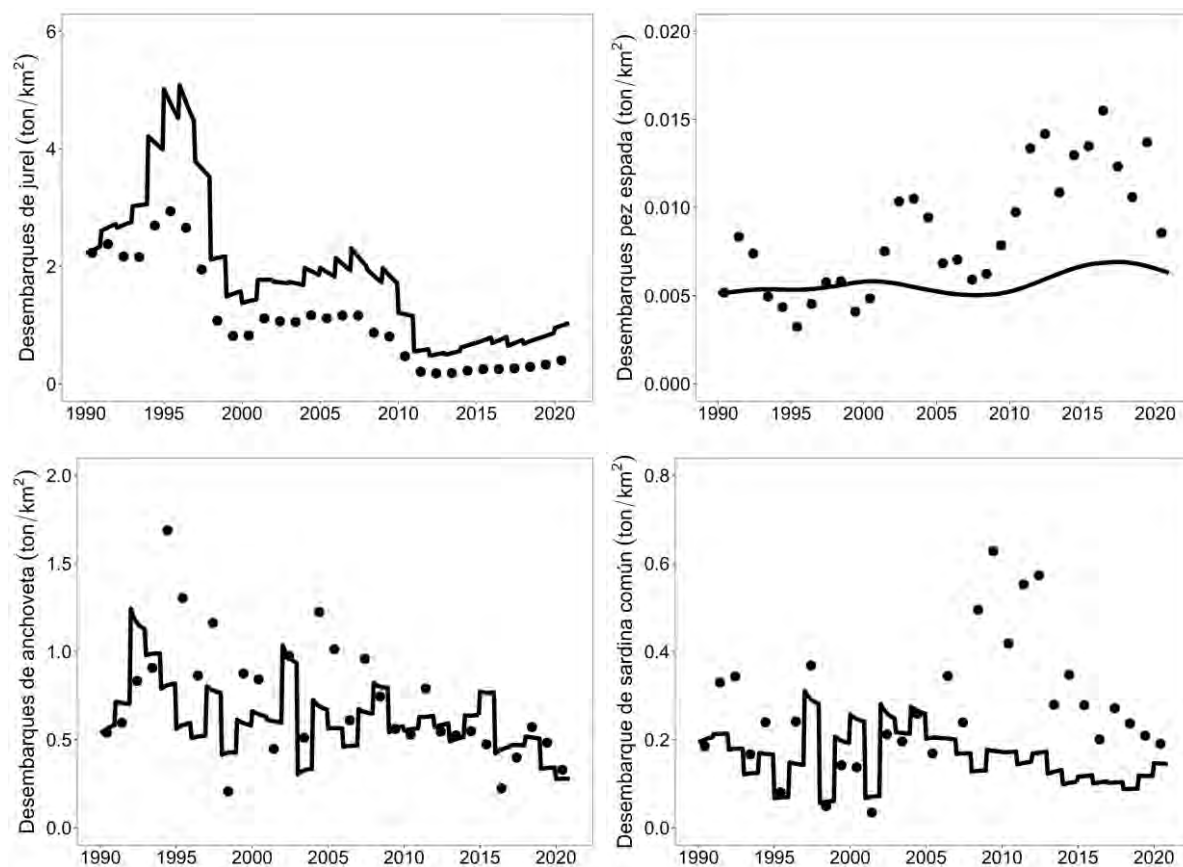


Figura 74. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de las especies pelágicas jurel, pez espada, anchoveta y sardina común del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

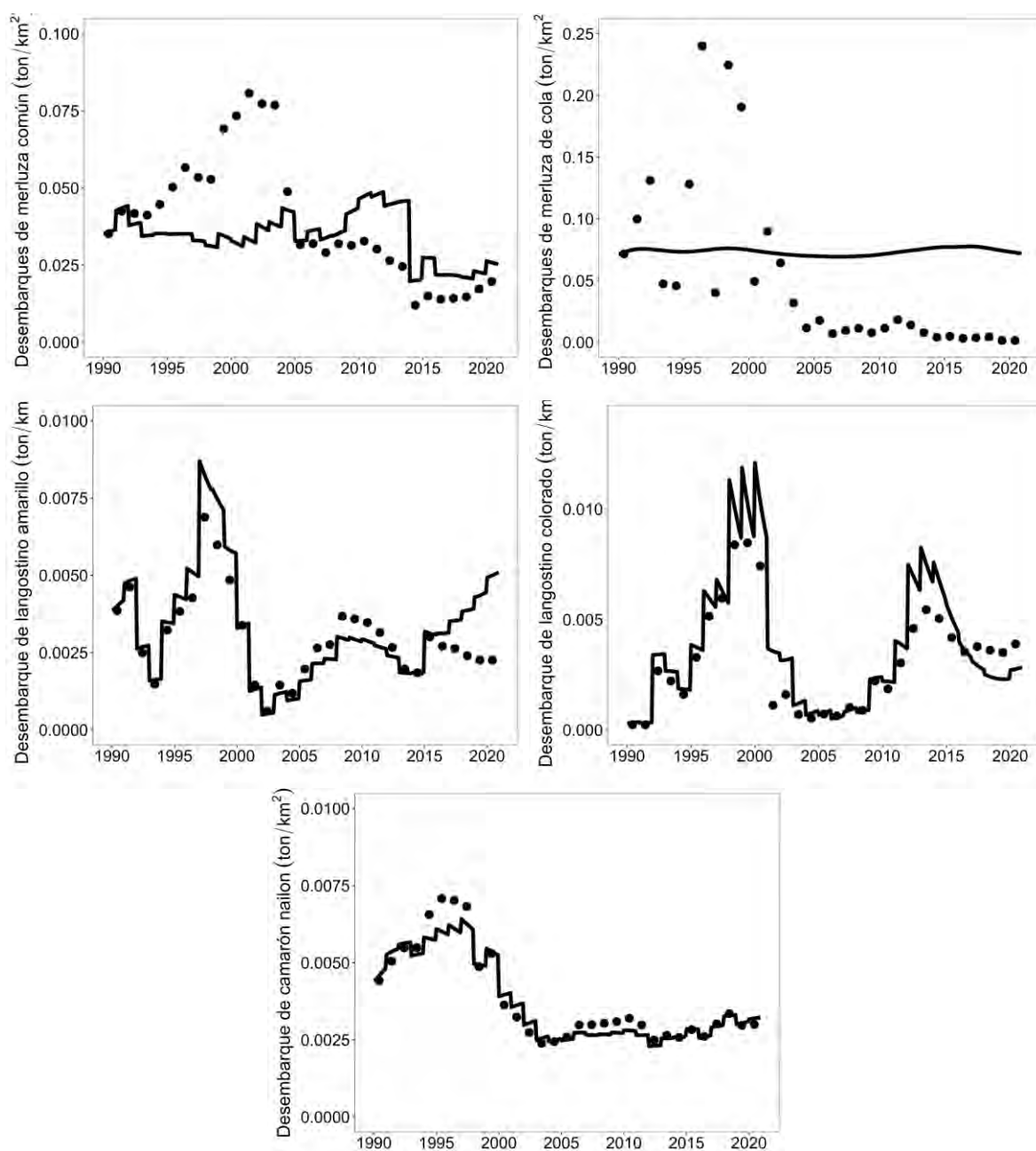


Figura 75. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de las especies demersales merluza común, merluza de cola, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la ZEE de Chile entre la Región de Arica y Parinacota y la Región de Los Lagos entre 1990 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

4.2.6.3. Estimación de RMS monoespecífico y multiespecífico con EwE

Siguiendo a Walters *et al.* (2005), para cada ecosistema, se estimó la mortalidad por pesca que conduce al rendimiento máximo sostenido monoespecífico (F_{RMSss}) y multiespecífico (F_{RMSms}). Al respecto, en la zona norte se estimó el F_{RMSss} y F_{RMSms} de anchoveta, y determinó la trayectoria de la biomasa de equilibrio de peces pelágicos medianos, recursos mesopelágicos, jibia, peces costeros, congrio y jurel (Figura 76), así como la biomasa de equilibrio de los grupos funcionales que representan depredadores topos como: Tib.Pelágicos, Lobo fino, Aves Marinas y Lobo (marino) común (Figura 77).

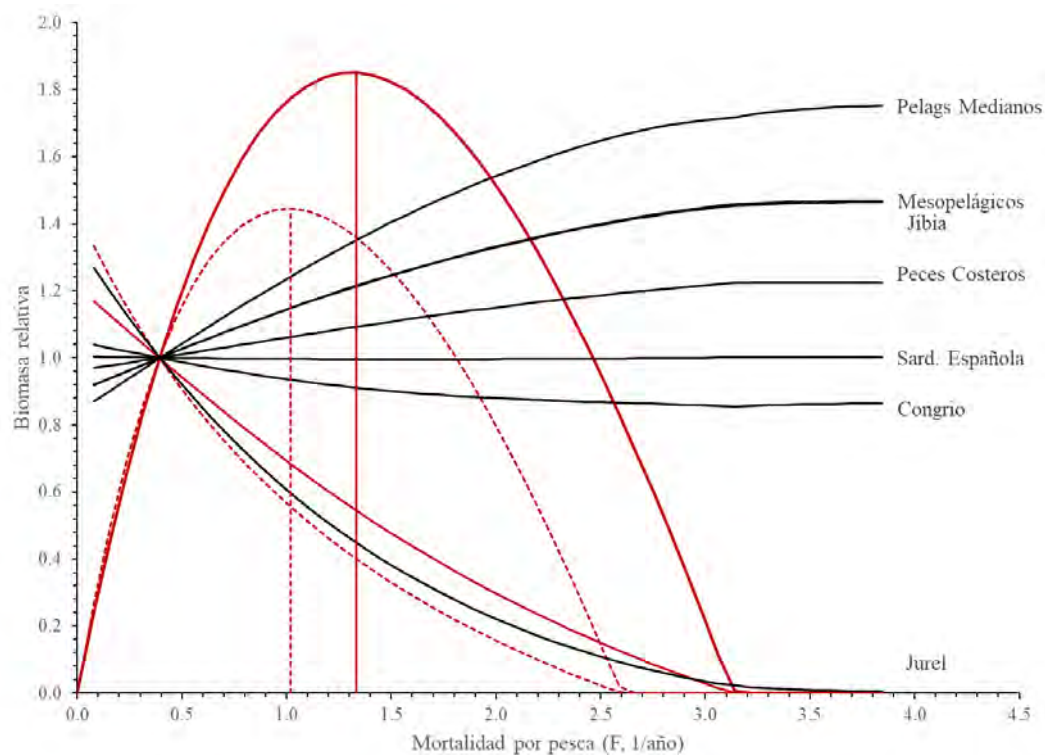


Figura 76. Curvas de producción de anchoveta de la zona norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jurel, Congrio, Sard.Española, Peces Costeros, Jibia y Mesopelágicos (peces), y Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

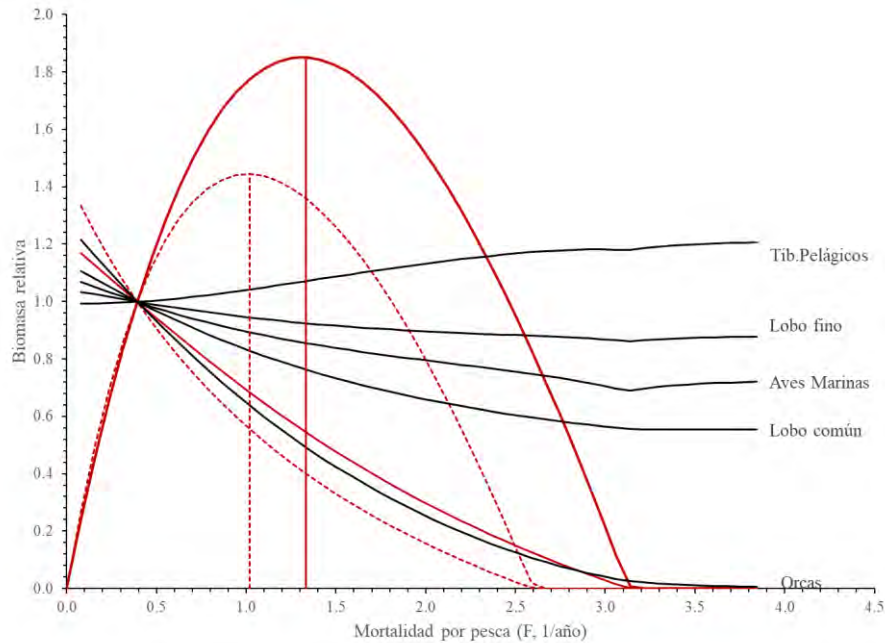


Figura 77. Curvas de producción de anchoveta de la zona norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Tib.Pelágicos, Lobo fino, Aves Marinas, Lobo (marino) común y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador mono-específico y la línea roja continua es el multiespecífico.

En el caso de la zona centro norte se estimó el F_{RMSss} y F_{RMSms} de anchoveta, y determinó la trayectoria de la biomasa de equilibrio de jurel, peces costeros, sardina española, crustáceos demersales (langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en conjunto), peces mesopelágicos y congrio (Figura 78), y la biomasa de equilibrio de los grupos funcionales que representan depredadores tope como: tiburones pelágicos, lobo marino común, aves marinas y Orcas (Figura 79).

En la zona centro sur se estimó el F_{RMSss} y F_{RMSms} de anchoveta y la trayectoria de la biomasa de equilibrio de sardina común, merluza de cola, jurel, lenguado y langostino colorado (Figura 80) en respuesta a escenarios de mortalidad por pesca, y la biomasa de equilibrio de jibia, merluza de cola, peces bentodemersales, y pelágicos medianos (Figura 81). También se determinó la trayectoria de la biomasa de equilibrio de los depredadores tope lobo marino común, delfines (cetáceos pequeños), aves marina y orcas (Figura 82).

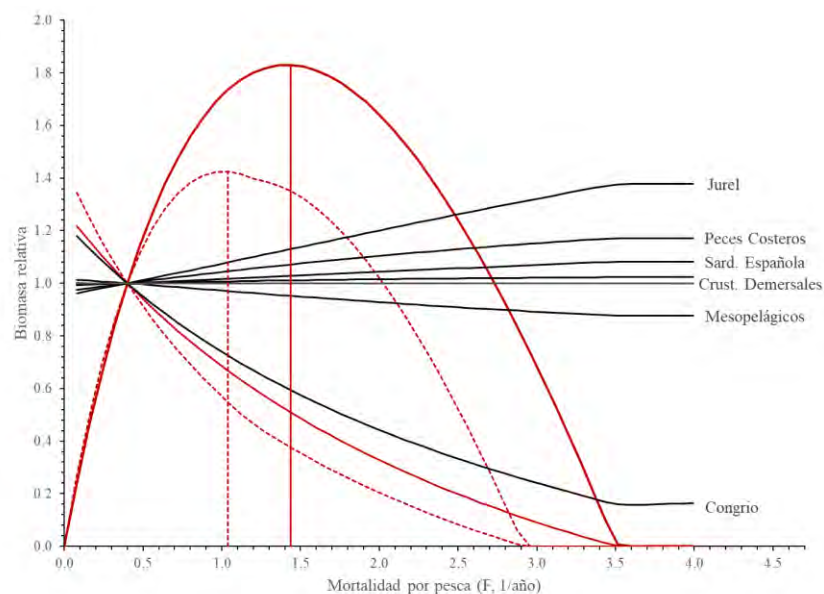


Figura 78. Curvas de producción de anchoveta de la zona centro norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jurel, Peces Costeros, Sard. Española, crustáceos Demersales, Mesopelágicos y Congrio. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

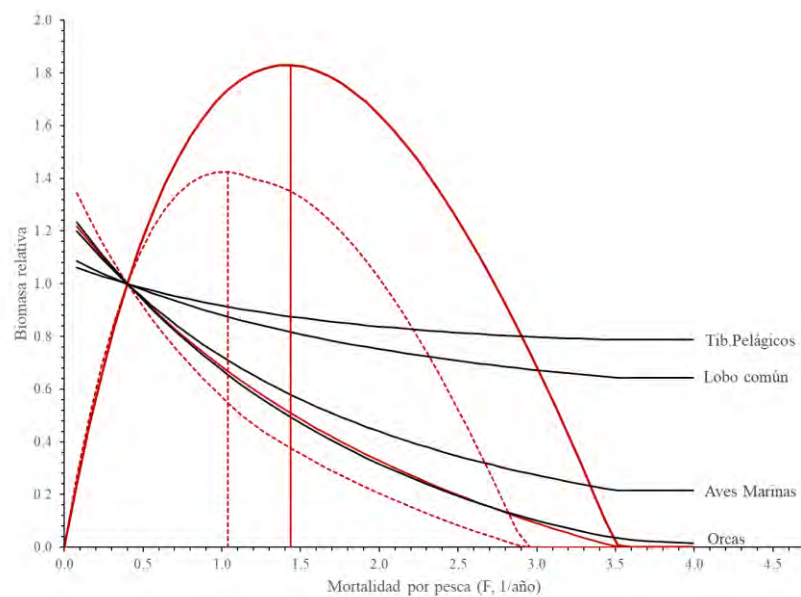


Figura 79. Curvas de producción de anchoveta de la zona centro norte y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Tib.Pelágicos, Lobo común, Aves Marinas y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

Además, independientemente se estimó el $F_{RMS_{ss}}$ y $F_{RMS_{ms}}$ de sardina común y la biomasa de equilibrio de congrio, anchoveta, recursos demersales (merluza de cola, lenguado y especies bentodemersales) y peces pelágicos medianos (e.g.: caballa) (Figura 83), así como la biomasa de equilibrio de jibia, peces mesopelágicos y jurel (Figura 84). La biomasa de equilibrio de los depredadores tope (orcas, lobo común, delfines y aves marinas) se encuentra en la Figura 85.

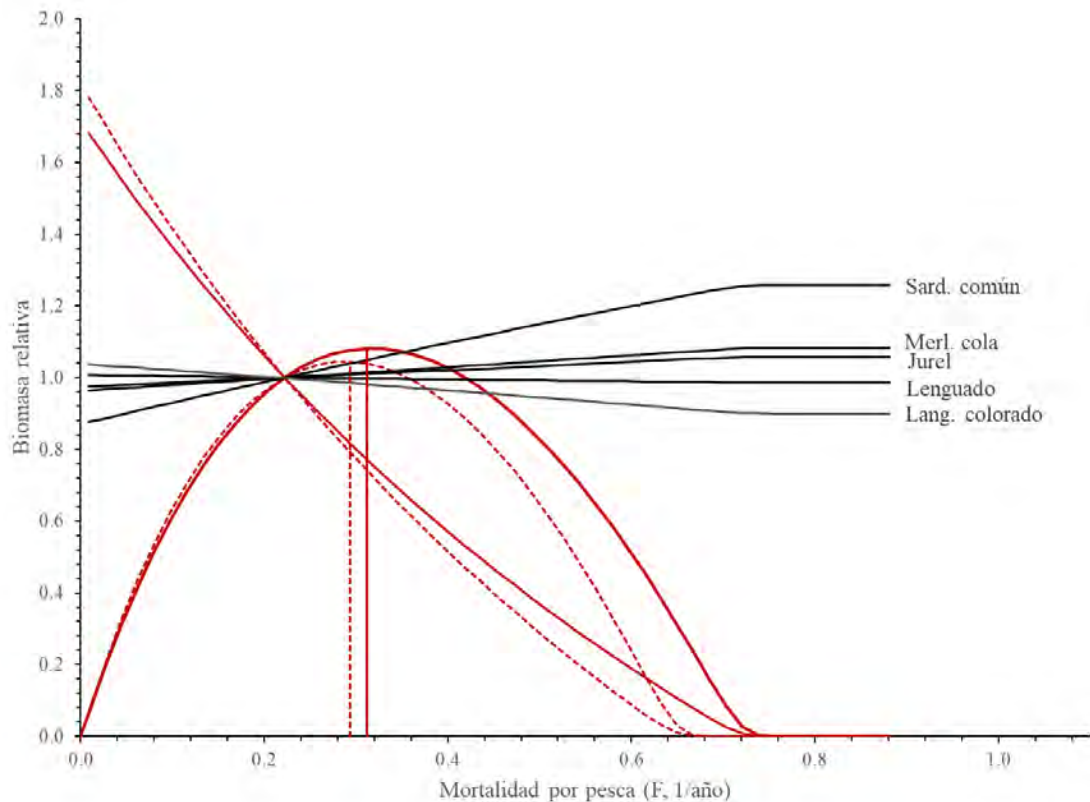


Figura 80. Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Sard. Común, Merl. Cola, Jurel, Lenguado y Lang. colorado. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

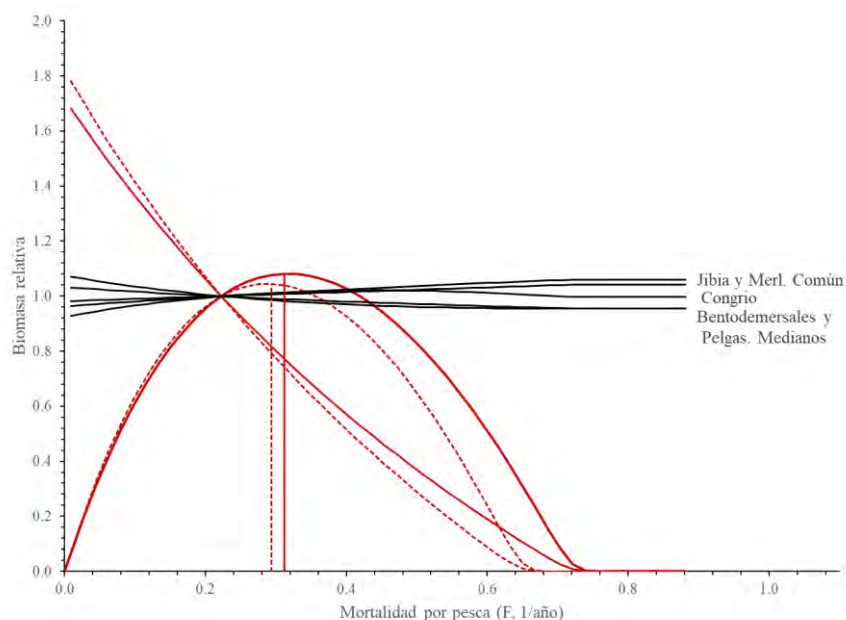


Figura 81. Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jibia, Merl. Común, Bentodemersales y peces Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

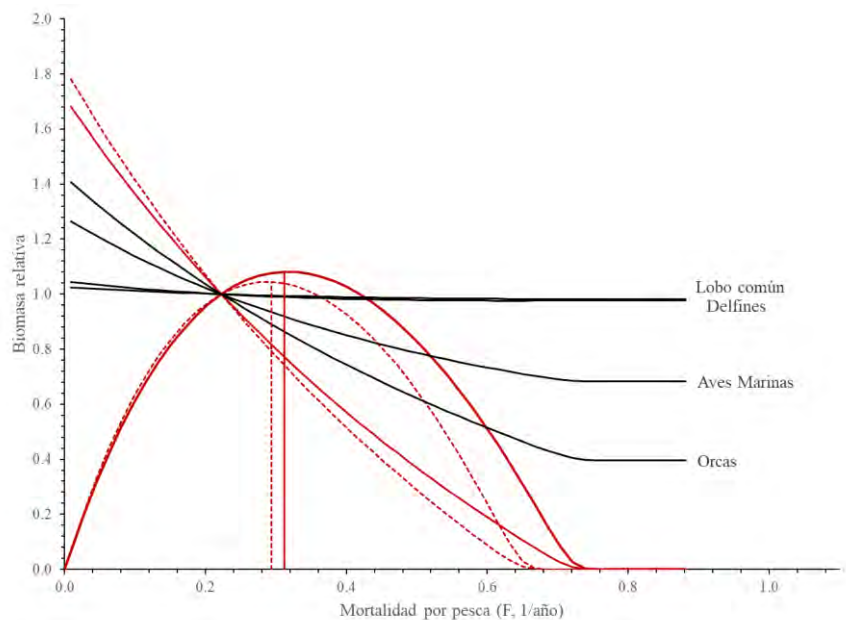


Figura 82. Curvas de producción de anchoveta de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Lobo común, Delfines, Aves Marinas y Orcas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

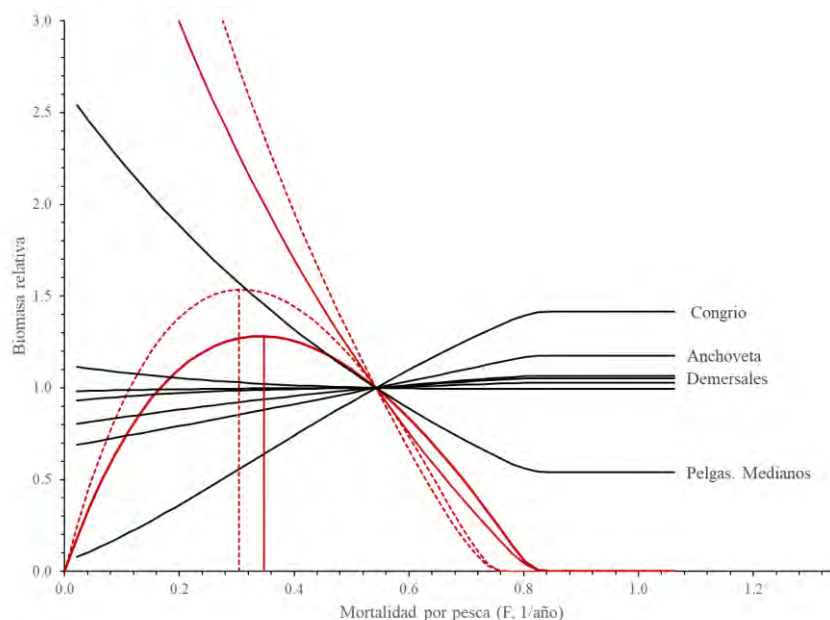


Figura 83. Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Congrio, Anchoqueta, recursos demersales (Merl.Cola, Lengüado, Congrio y Bentodemersales) y peces Pelágicos Medianos. La línea roja segmentada es el estimador mono específico y la línea roja continua es el multispecífico.

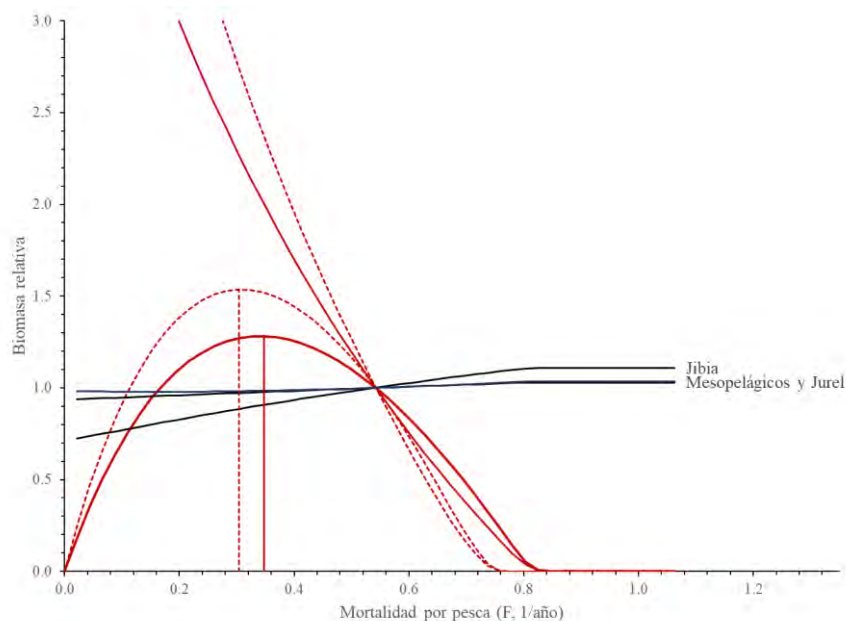


Figura 84. Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Jibia, Mesopelágicos y Jurel. La línea roja segmentada es el estimador mono específico y la línea roja continua es el multispecífico.

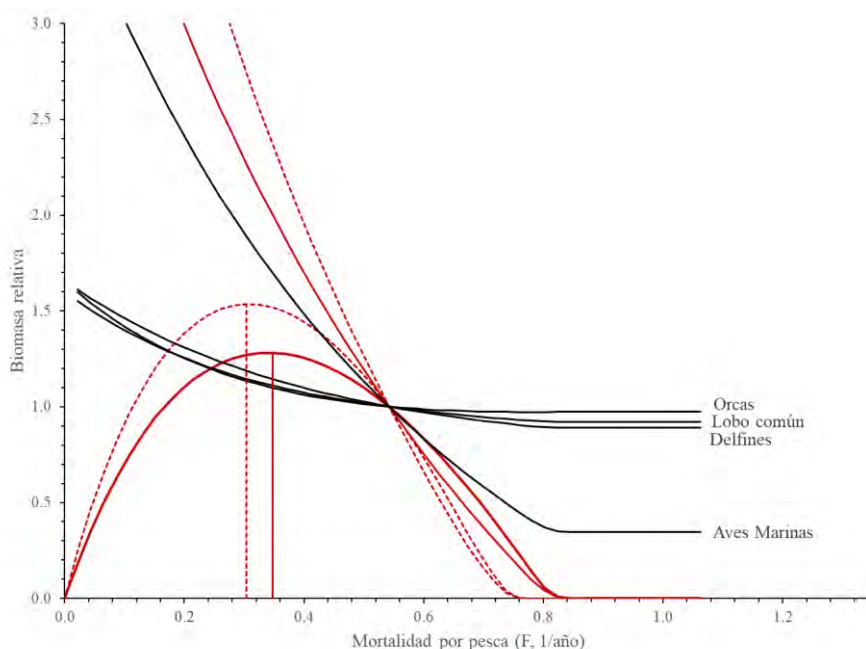


Figura 85. Curvas de producción de sardina común de la zona centro sur y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Orcas, Lobo común, Delfines y Aves Marinas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

En el mar interior de la Región de Los Lagos se estimó el F_{RMSss} y F_{RMSms} de sardina austral y la trayectoria de la biomasa de equilibrio de congrio (dorado), merluza del sur, merluza de cola, raya (volantín), pelágicos medianos (jurel y sierra) y peces mesopelágicos (Figura 86), así como de recursos principalmente pelágicos como pejerrey de mar, langostino de los canales, pelágicos pequeños (sardina común y anchoveta en conjunto) y calamar (Figura 87). También se determinó la trayectoria de la biomasa de equilibrio de depredadores tope como los delfines, el lobo fino, lobo marino común, orcas y aves marinas (Figura 88).

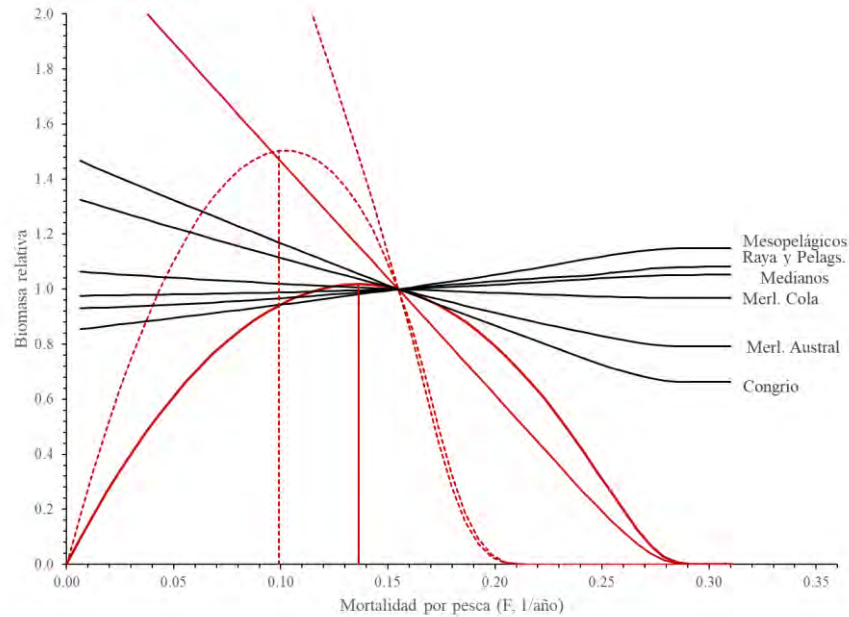


Figura 86. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Congrio, Calamar, Merl. Austral, Merl. Cola, Raya, Pelágicos Medianos y Mesopelágicos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

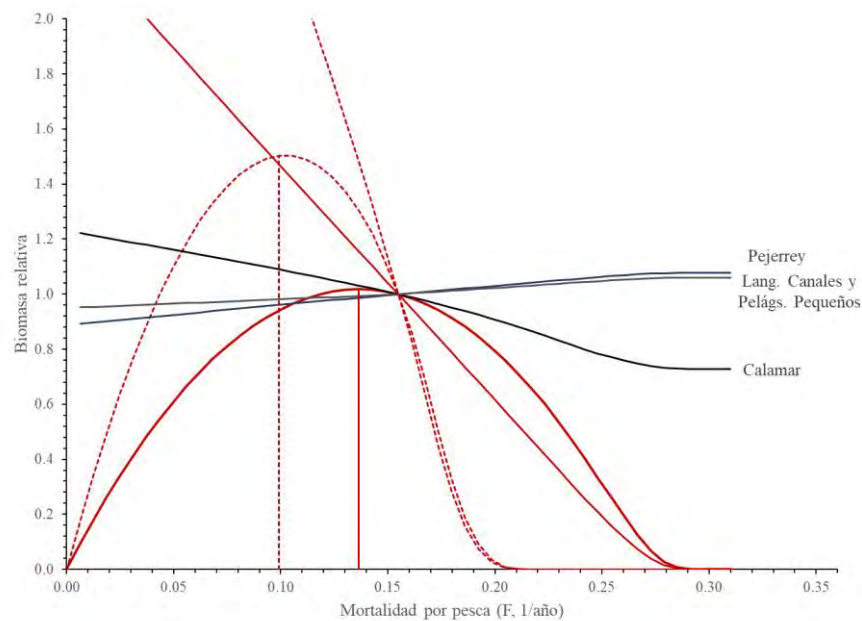


Figura 87. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Pejerrey, Lang. Canales, Pelágicos Pequeños y Calamar. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

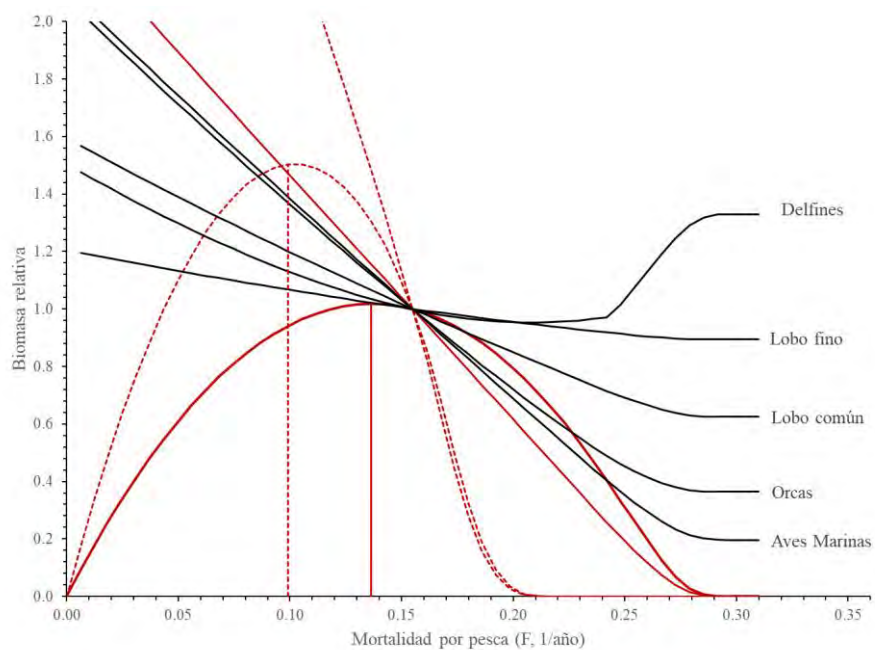


Figura 88. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la Región de Los Lagos y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Delfines, Lobo fino, Lobo (marino) común, Orcas y Aves Marinas. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

En el caso de la pesquería de jurel en Zona Económica Exclusiva se estimó el F_{RMSss} y F_{RMSms} de esa especie y la trayectoria de la biomasa de equilibrio de especies pelágicas como pez espada, merluza de cola (en la zona centro-sur), anchoveta, sardina común y especies mesopelágicas (Figura 89) y así como la trayectoria de la biomasa de equilibrio de los depredadores tope aves marinas, cetáceos, calamar, jibia, lobo marino común y tiburones pelágicos (Figura 90). La biomasa de equilibrio de recursos demersales como merluza común y los crustáceos langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon se muestra en la Figura 91.

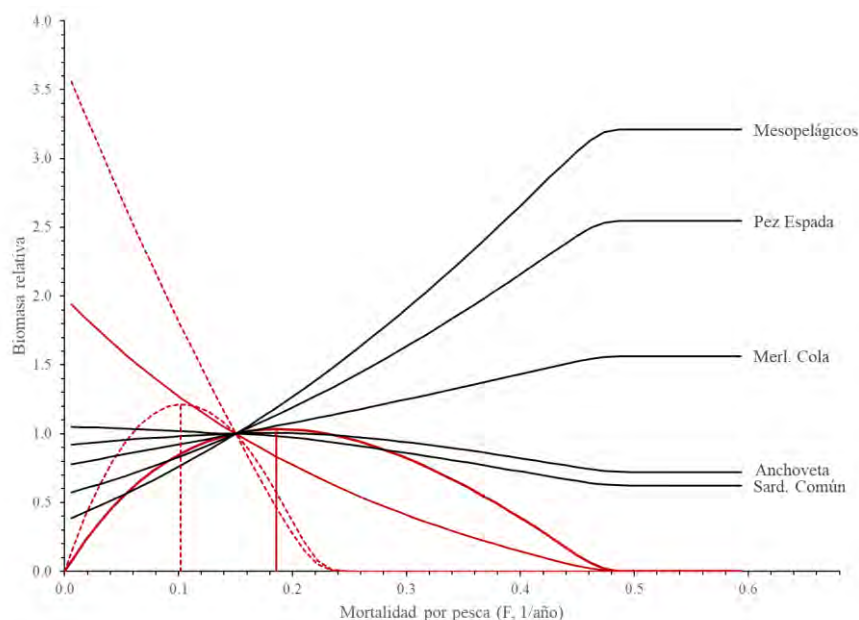


Figura 89. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Mesopelágicos, Pez espada, Merl. Cola, Anchoqueta y Sard. Común. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

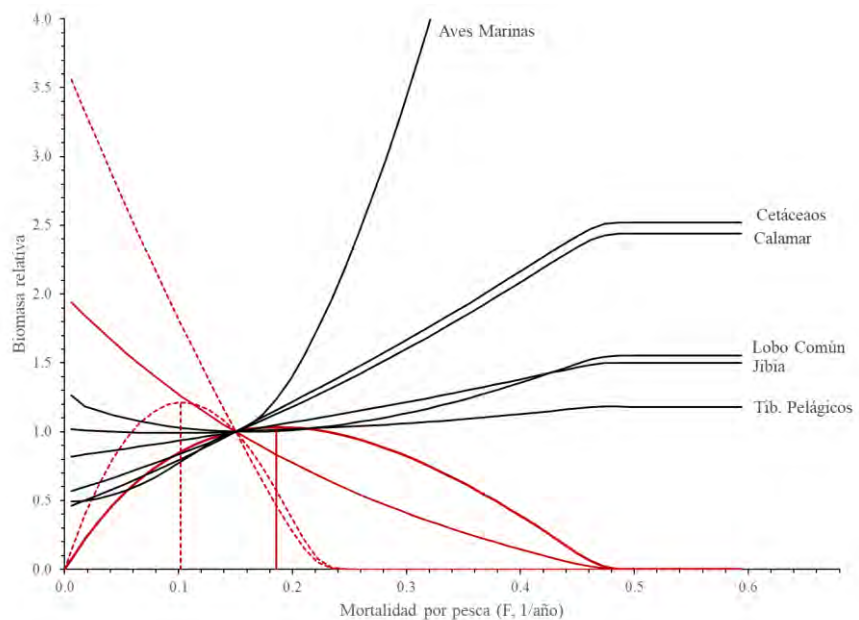


Figura 90. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Aves Marinas, Cetáceos, Calamar, Lobo (marino) común, Jibia y Tib. Pelágicos. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multiespecífico.

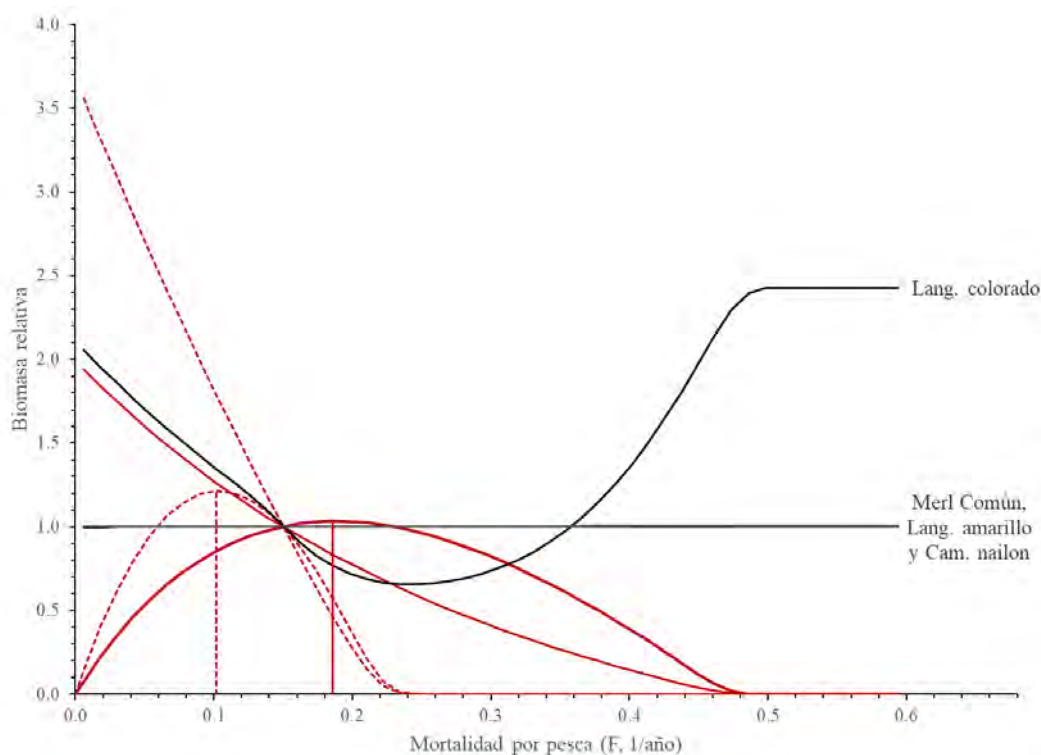


Figura 91. Curvas de producción de jurel de la ZEE nacional y biomasa de equilibrio (línea continua negra) de los grupos funcionales Lang. Colorado, Merl. Común, Lang. Amarillo y Cam. nailon. La línea roja segmentada es el estimador monoespecífico y la línea roja continua es el multispecífico.

En todos los ecosistemas estudiados, el valor de la mortalidad por pesca que conduce al máximo rendimiento máximo sostenido (F_{RMS}) multispecífico (F_{RMS-MS}) resultó mayor que el monoespecífico (F_{RMS-SS}) en razón de 1,25:1 y 1,30:1 en el caso de anchoveta de la zona norte y centro norte, y 1,13:1 en la zona centro-sur. En el caso de sardina común, la razón $F_{RMS-MS}:F_{RMS-SS}$ fue 1,10:1. En sardina austral y jurel, la diferencia entre F_{RMS-MS} y F_{RMS-SS} fue significativamente mayor (Tabla 46). Adicionalmente, para las mismas especies y ecosistemas, se estimó la mortalidad por pesca objetivo equivalente F_{objeq} que resultó ser menor que el estimador monoespecífico de EwE (F_{RMS-SS}) en la anchoveta en zona norte, centro-norte y centro-sur, y mayor en el caso de sardina austral y jurel. En comparación con F_{RMS-MS} , F_{objeq} sólo fue mayor (levemente) en el caso de sardina austral (Tabla 46).

La captura del rendimiento máximo sostenido (RMS) resultó mayor en el caso de F_{RMS-MS} respecto de F_{RMS-SS} en la anchoveta de la zona norte (Figura 76), centro-norte (Figura 78) y zona centro-sur (Figura 80). La situación contraria se observa en el caso de sardina común de la zona centro-sur (Figura 83), sardina austral del mar interior de la Región de los Lagos (Figura 86) y jurel en la ZEE de Chile (Figura 89).

Tabla 46. Estimaciones de F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} de los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel según ecosistema estudiado. Entre paréntesis, el intervalo de confianza.

Stock	F_{RMS-SS}	F_{RMS-MS}	F_{obj}	F_{objeq}	F_{RMS-SS}/F_{objeq}	F_{RMS-MS}/F_{objeq}
Anchoveta ZN	1,040 (1,026-1,053)	1,300 (1,278-1,321)	0,86*	0,56	1,86	2,32
Anchoveta ZCN	1,058 (1,031-1,084)	1,383 (1,365-1,401)	0,48	0,38	2,80	3,66
Anchoveta ZCS	0,289 (0,285-0,293)	0,327 (0,321-0,333)	0,44	0,17	1,70	1,93
Sardina común ZCS	0,299 (0,297-0,302)	0,328 (0,325-0,332)	0,30	0,22	1,35	1,48
Sardina austral MICH	0,125 (0,119-0,132)	0,192 (0,177-0,208)	0,46	0,20	0,64	0,98
Jurel Nacional	0,104 (0,102-0,105)	0,186 (0,180-0,192)	0,13	0,11	0,94	1,69

4.2.6.4. Efectos ecosistémicos de la explotación con F_{RMS} monoespecífico versus multiespecífico.

Luego de estimadas las mortalidades por pesca que conduce al rendimiento máximo sostenido monoespecífico (F_{RMS-SS}) y multiespecífico (F_{RMS-MS}) y F_{RMSeq} se evaluó mediante simulaciones de largo plazo el impacto en el ecosistema de aplicar tales estrategias de explotación respecto de una condición sin pesca. Se comparó la biomasa resultante de cada grupo funcional con la biomasa resultante en ausencia de pesca ($F = 0$).

Siguiendo las recomendaciones de Constable *et al.* (2010), Buchheister *et al.* (2017) y Hilborn *et al.* (2017) se definió como un límite o punto biológico de referencia duro (PBR_h) una reducción de la biomasa del grupo funcional de 0,75 veces su biomasa en ausencia de pesca, $B/B_0 = 0.75$ ($0,75B_0$)

y como límite o punto biológico de referencia blando (PBRs) una reducción de la biomasa del grupo funcional equivalente a la mitad de su biomasa en ausencia de pesca, $B/B_0 = 0,50$ ($0,5B_0$).

En el ecosistema de la zona norte, entre los depredadores tope, las aves marinas son el grupo funcional que se muestra la mayor respuesta frente a los escenarios de explotación, tanto monoespecífico (F_{RMS-SS}), como multiespecífico (F_{RMS-MS}). En el primer caso, la explotación de anchoveta basada en F_{RMS-SS} conduce, en el largo plazo, a la reducción de la biomasa de las aves marinas en torno al 60% promedio de su biomasa en condición de ausencia de pesca, mientras que la explotación basada en F_{RMS-MS} lo hace en torno a 50% de su condición sin pesca (Figura 92).

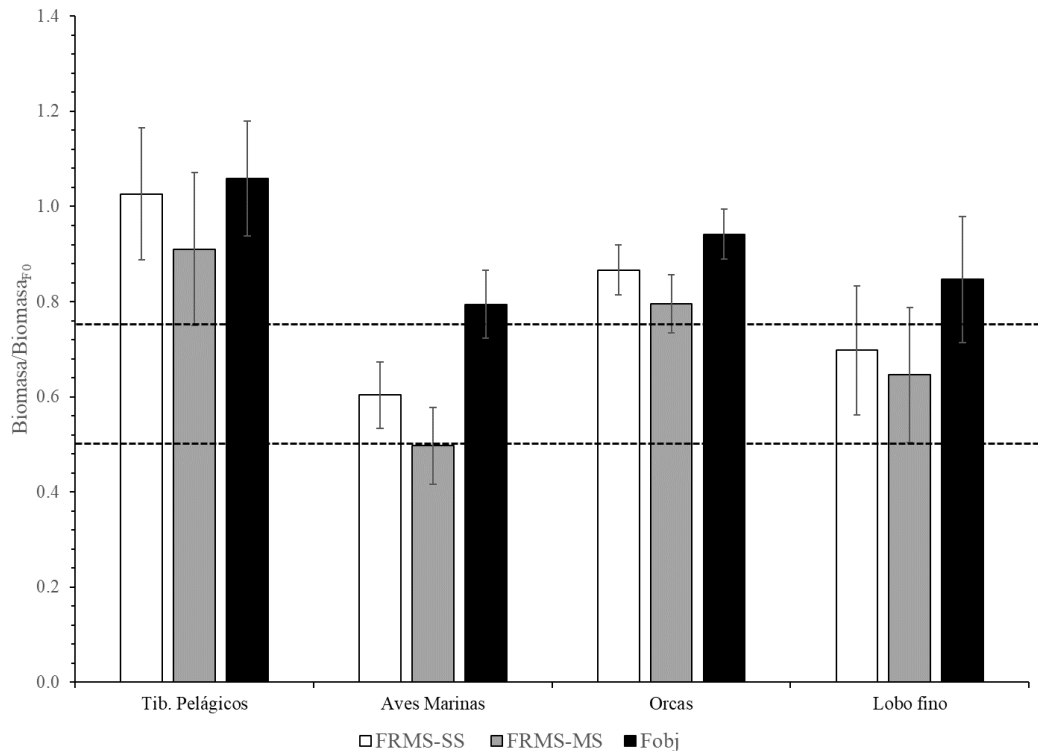


Figura 92. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores tope en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

Aunque la estrategia de explotación basada en F_{RMS-MS} parece ser más agresiva, en ninguno de los de los grupos funcionales se observa una reducción de su biomasa mayor a 50% de su condición en ausencia de pesca. En el caso del F_{objeq} , éste resultó más conservador debido a que no reduce la biomasa de los depredadores tope en más de 20% promedio (caso de las orcas) (Figura 92).

En el caso de la sardina española, peces mesopelágicos y recursos bentónicos todas las estrategias de explotación (F_{RM-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq}) tienen bajo impacto en la biomasa de largo plazo. Ninguno de los escenarios de explotación redujo la biomasa del stock bajo el 75% promedio de la condición sin pesca, a diferencia de lo que ocurre con la anchoveta donde F_{RM-SS} y F_{RMS-MS} llevan a la reducción de la biomasa del stock en torno al 40% y 30% promedio, respectivamente. En el caso de F_{objeq} , éste resultó precautorio y cumple su objetivo de manejo por cuanto conduce a la reducción de la biomasa del stock en torno a 55% de la biomasa en ausencia de pesca (Figura 93).

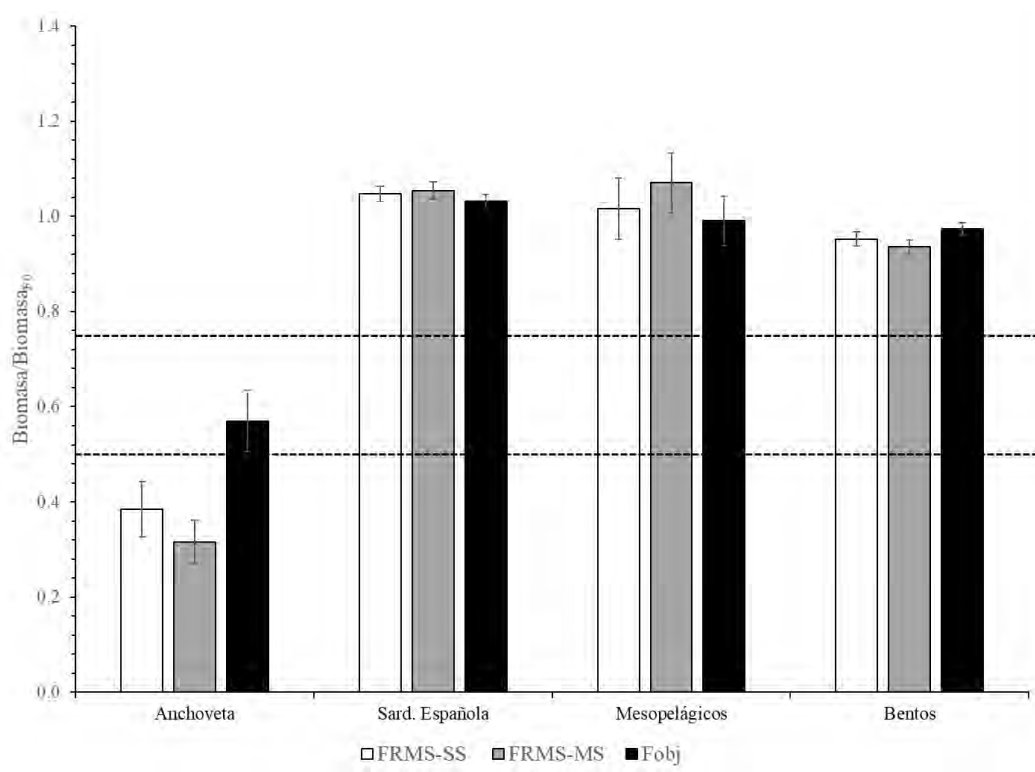


Figura 93. Razón B/B_0 de anchoveta, sardina española, peces mesopelágicos y recursos bentónicos en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de jurel, peces costeros y jibia, tampoco hay un impacto sustancial de las estrategias de explotación analizadas. En el congrio, el mayor impacto se observa en el caso de F_{RM-MS} que reduce la biomasa del stock en torno a 68% la condición sin pesca, mientras que F_{RM-SS} lo hace en torno a 72%B₀ (Figura 94).

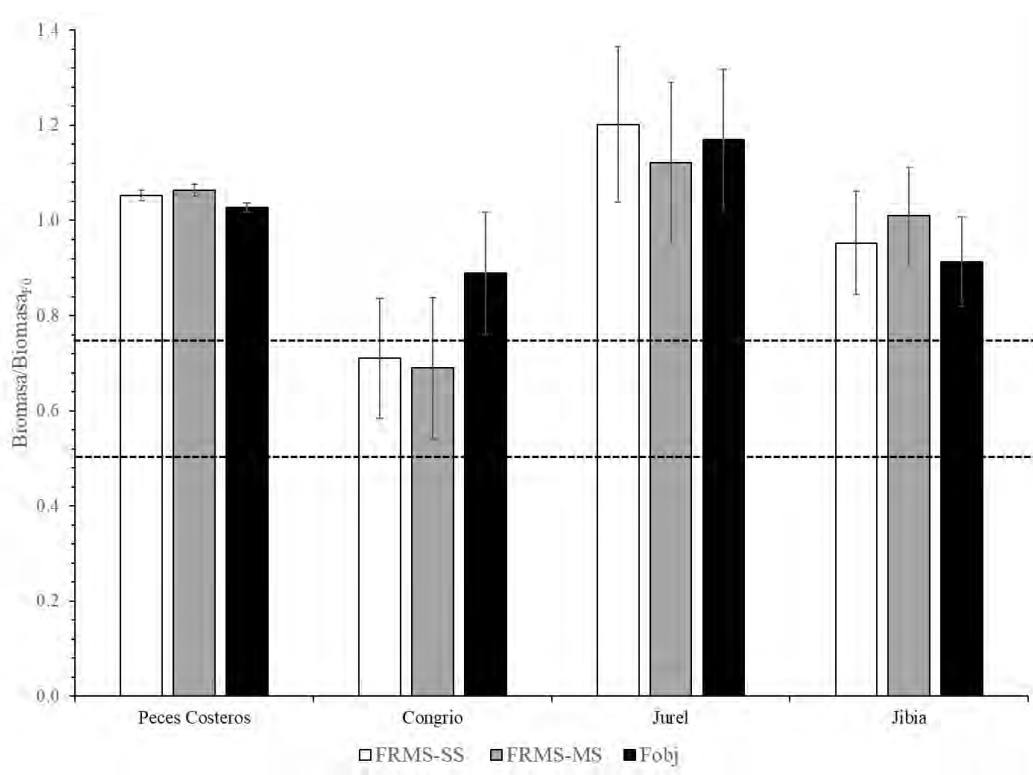


Figura 94. Razón B/B_0 de congrio, jurel, jibia y peces costeros en el ecosistema marino de la zona norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el ecosistema de la zona centro-norte, de manera similar a lo observado en la zona norte, entre los depredadores tope, las aves marinas son el grupo que muestra la mayor respuesta frente a los escenarios de explotación mono-específico (F_{RMS-SS}) y multiespecífico (F_{RMS-MS}). En el primer caso, la explotación de anchoveta basada en F_{RMS-SS} conduce, en el largo plazo, a la reducción de la biomasa de las aves marinas en torno al 60% promedio de su biomasa en condición de ausencia de pesca, mientras que la explotación basada en F_{RMS-MS} lo hace en torno a 50% de su condición sin pesca (Figura 95).

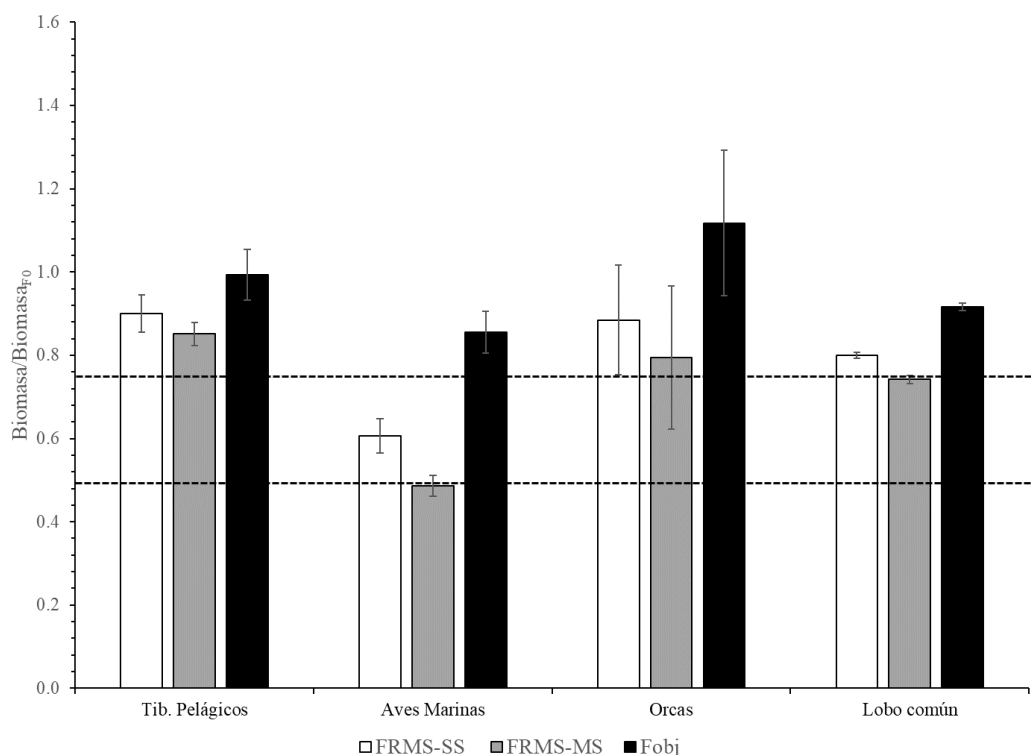


Figura 95. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topos en el ecosistema marino de la zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de la merluza común, peces costeros, jurel, sardina española y peces mesopelágicos todas las estrategias de explotación (F_{RM-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq}) tienen bajo impacto en la biomasa de largo plazo, manteniéndose en torno a 1,0 o incrementándose como en el caso de jurel (Figura 96). En la anchoveta, la estrategia F_{RMS-MS} resultó más agresiva que el estimador monoespecífico llevando al stock a una reducción en torno al 38% de la biomasa sin pesca. Como en el caso de la zona norte, la estrategia basada en F_{objeq} resultó precautoria, reduciendo el stock en torno a 80% de la condición sin pesca (Figura 96). Lo anterior, resulta mayor que el objetivo de manejo actual para la pesquería. En el caso de los peces pelágicos medianos, jibia, crustáceos demersales (langostinos y camarón nailon) y recursos bentónicos, tampoco hay un impacto sustancial de las estrategias de explotación analizadas (Figura 97).

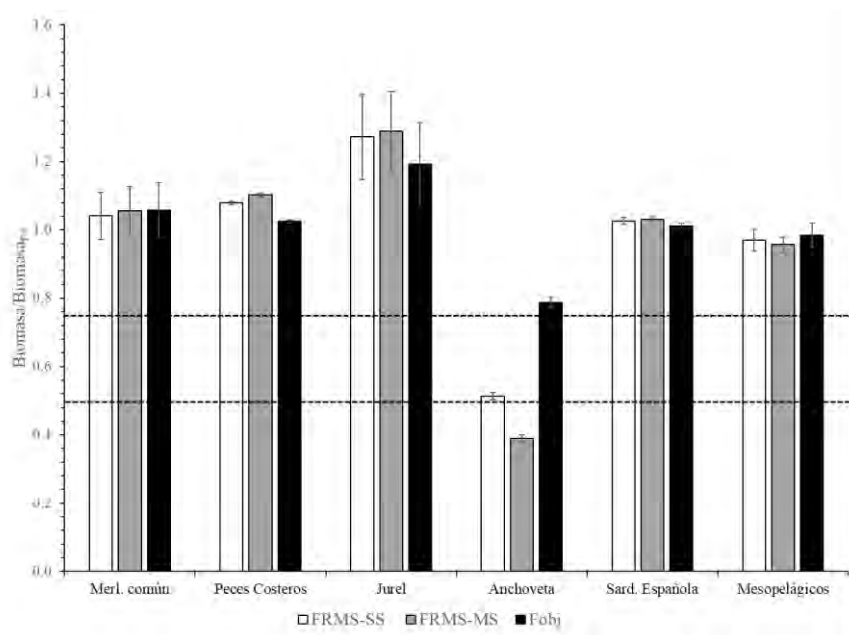


Figura 96. Razón B/B_0 de merluza común, peces costeros, jurel, anchoqueta, sardina española y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

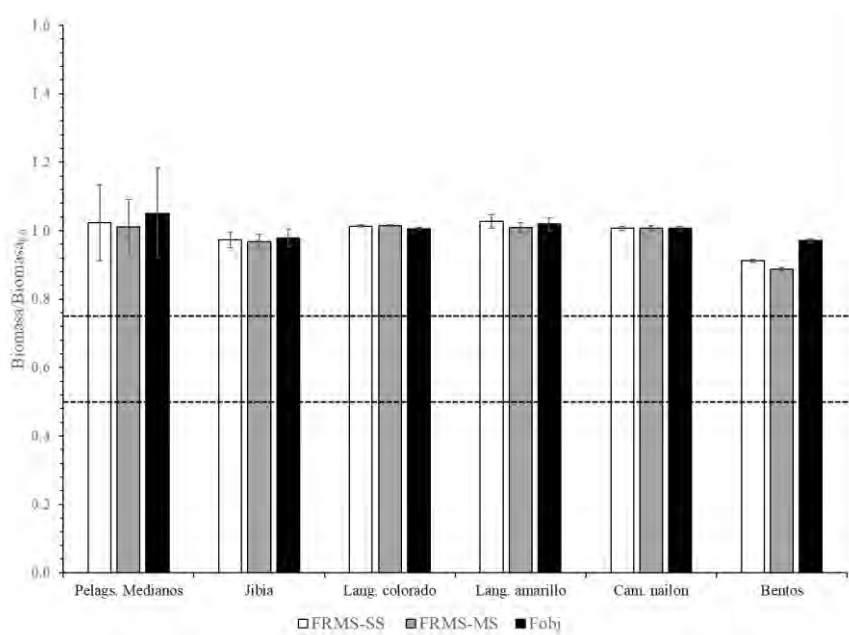


Figura 97. Razón B/B_0 de pelágicos medianos, jibia, langostino colorado, langostino amarillo, camarón nailon y recursos bentónicos en el ecosistema marino de la zona centro-norte, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoqueta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En la zona centro-sur, en el caso de anchoveta, en los grupos que corresponden a depredadores topes, las tres estrategias de explotación analizadas no presentan grandes diferencias en el nivel de reducción de biomasa. El grupo mayormente afectado son los delfines donde la reducción de la biomasa de largo plazo se encuentra en torno a 75% de la condición sin pesca (Figura 98).

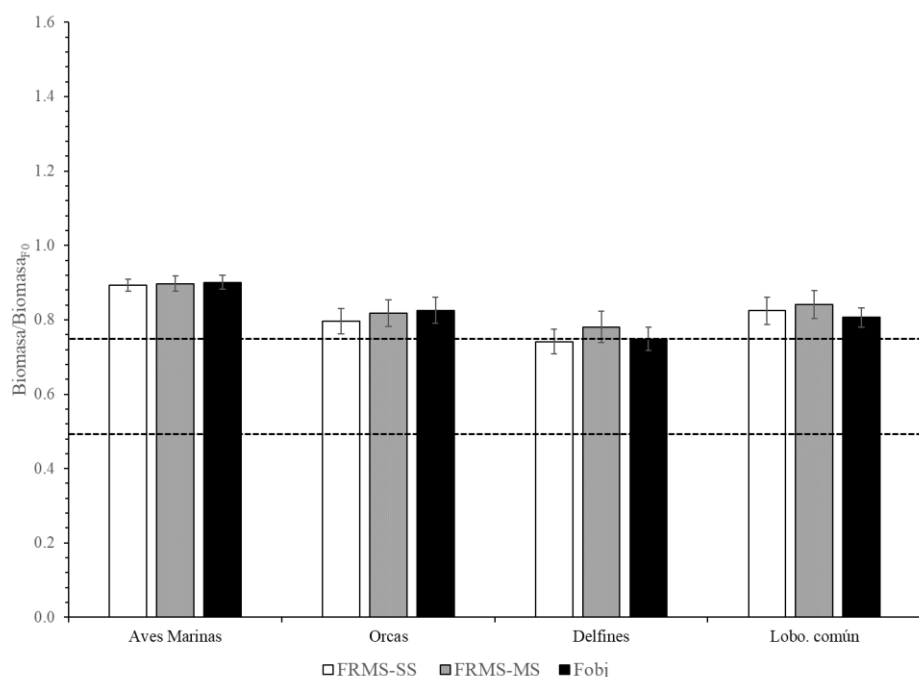


Figura 98. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topes en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de jurel y anchoveta, las tres estrategias de explotación de anchoveta tienden a la reducción de la biomasa de ambos recursos, en el primer caso en torno a 60% de la condición sin pesca, mientras que en el segundo las estrategias F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} reducen el stock al nivel de 46% y 43% respectivamente. En la anchoveta, la estrategia de explotación basada en F_{objeq} lleva al stock a una reducción en torno a 60% de la condición sin pesca. En cambio, en el caso de los pelágicos medianos (caballa, sierra), sardina común y los peces mesopelágicos, las estrategias de explotación analizadas no tienen efectos significativos sobre la biomasa de estos recursos (Figura 99).

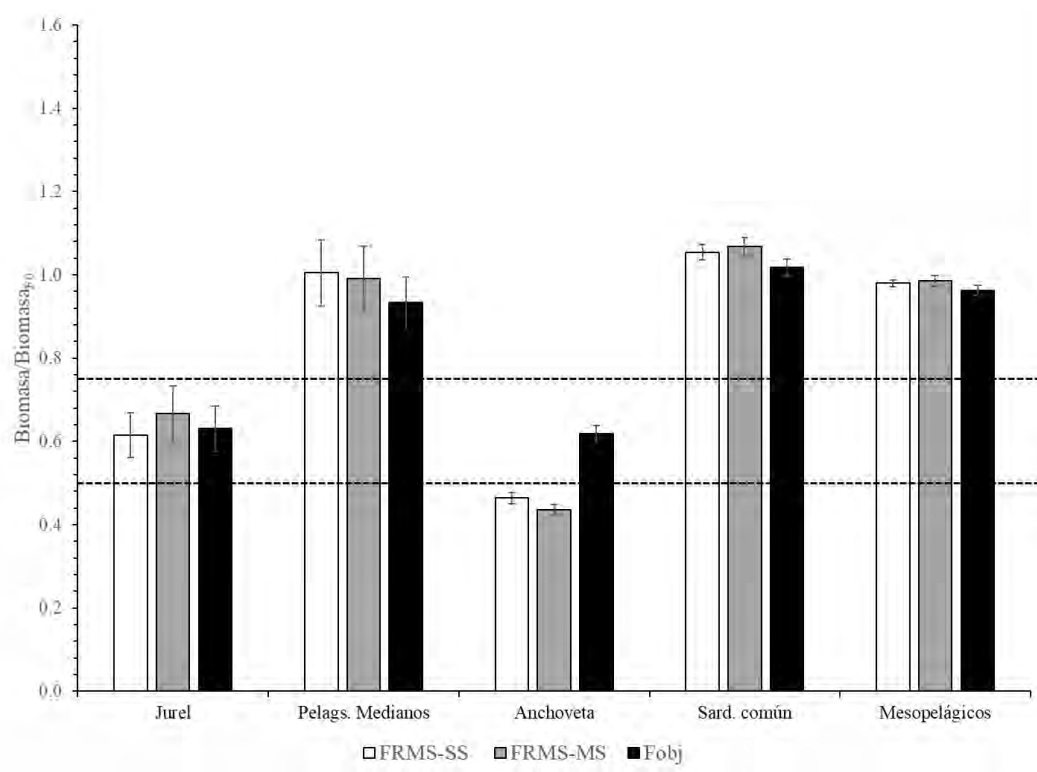


Figura 99. Razón B/B_0 de jurel, pelágicos medianos, anchoveta, sardina común y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En los recursos merluza común, merluza de cola, lenguados, recursos bentodemersales, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, estrategias de explotación de anchoveta basadas en F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} no tuvieron efectos negativos sobre la condición de esos stocks, muy por el contrario, en varios casos resultaron en el incremento de la biomasa en la condición sin pesca (Figura 100).

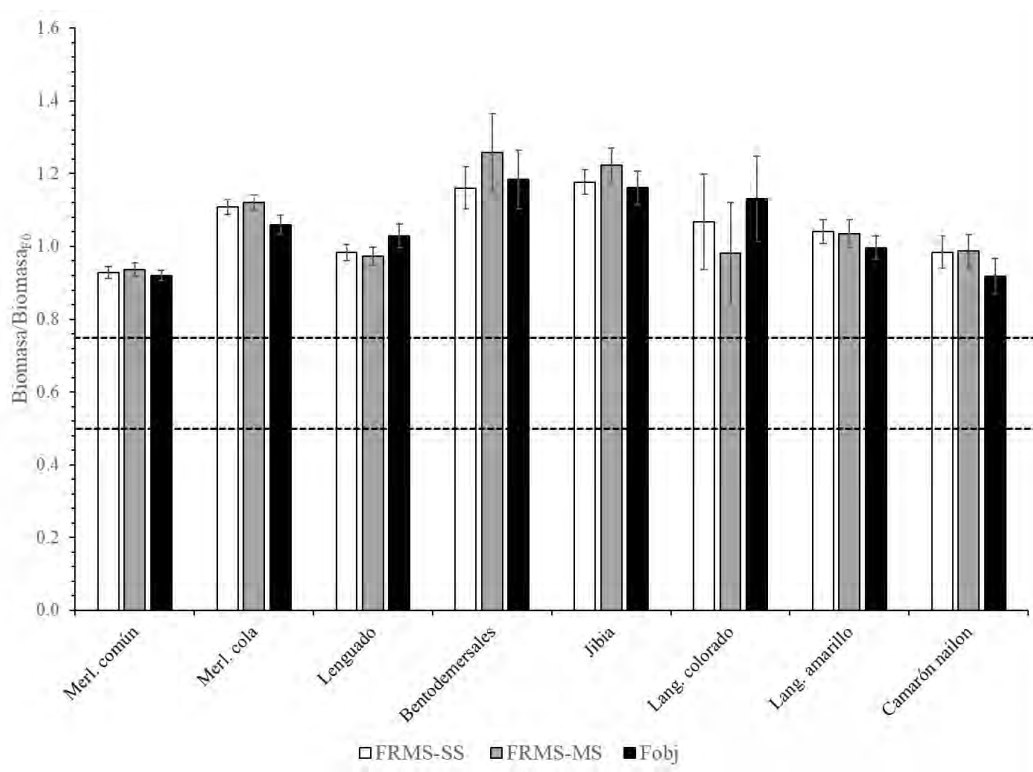


Figura 100. Razón B/B_0 de merluza común, merluza de cola, lenguados, recursos bentodemersales, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de anchoveta. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En la zona centro sur, la explotación de sardina común basada en F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} tienen efectos negativos sobre la biomasa de largo plazo de los depredadores tope, principalmente en el caso de las aves marinas donde la reducción llega a casi 50% en el caso del estimador multiespecífico. En las aves marinas, la mortalidad por pesca objetivo (F_{objeq}) conduce a la población a un nivel de reducción en torno a 60% de la condición sin pesca. Las tres estrategias de explotación reducen la biomasa de delfines y el lobo marino común en torno al 60% de la condición sin pesca, y en torno a 80% de la biomasa en condiciones sin pesca en el caso de las orcas (Figura 101).

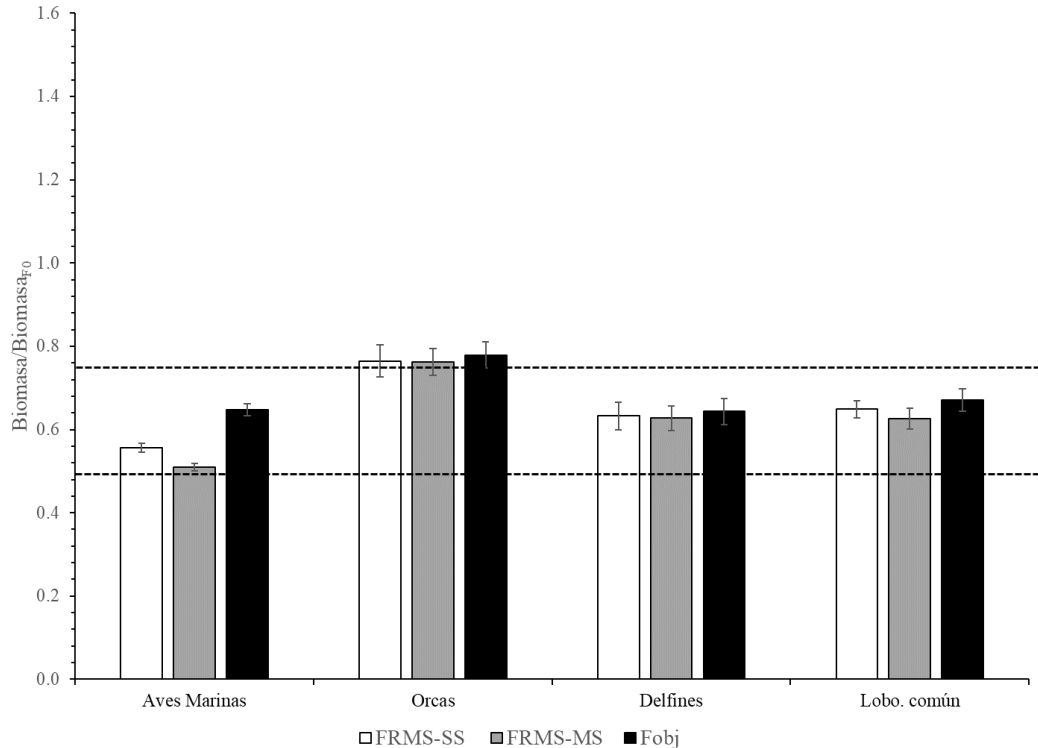


Figura 101. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores topes en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de merluza común, merluza de cola, lenguados, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, las tres estrategias de explotación de sardina común conducen al stock de merluza común a una reducción en torno a 85% de la condición sin pesca. En los otros recursos, con la excepción de camarón nailon, las tres estrategias de explotación de sardina común no tiene efectos negativos sobre la biomasa de las especies señaladas, por el contrario, en el caso de merluza de cola, jibia y langostino colorado, se observa un crecimiento de la biomasa de largo plazo respecto de la condición sin pesca de sardina común (Figura 102).

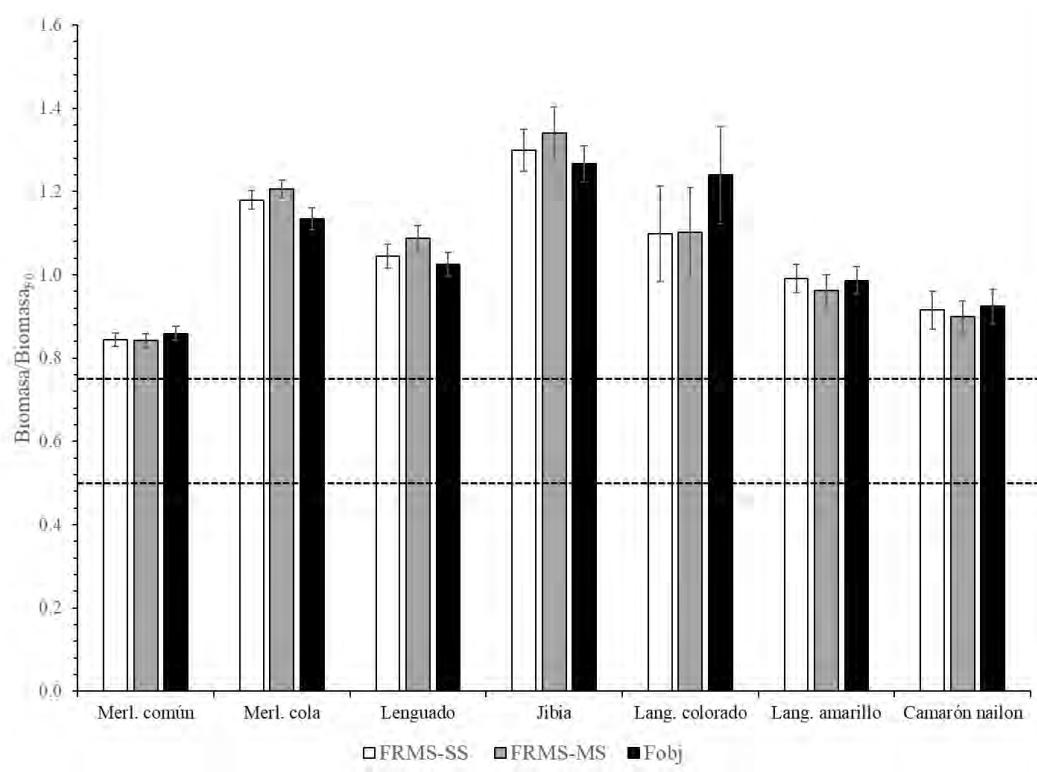


Figura 102. Razón B/B_0 de merluza común, merluza de cola, lenguados, jibia, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de jurel, en la zona centro-sur, las tres estrategias de explotación analizadas reducen la biomasa del stock entorno al 60% de la condición sin pesca. F_{RMS-MS} resultó menos agresiva que el F_{objeq} utilizado en la pesquería, no hay diferencias significativas entre las estrategias de captura. En la sardina común y pelágicos medianos, F_{RMS-MS} resultó más agresiva, llevando el stock de sardina común a un nivel de reducción en torno al 44%, mientras que F_{RMS-SS} lo hizo en torno al 50% en esta especie. En la anchoveta y peces mesopelágicos, contrariamente a lo que ocurre con sardina común cuando se aplican estrategias de explotación sobre la última, F_{RMS-MS} resultó menos agresiva, aunque las tres estrategias no tienen efectos negativos sobre la biomasa del stock en el largo plazo (Figura 103).

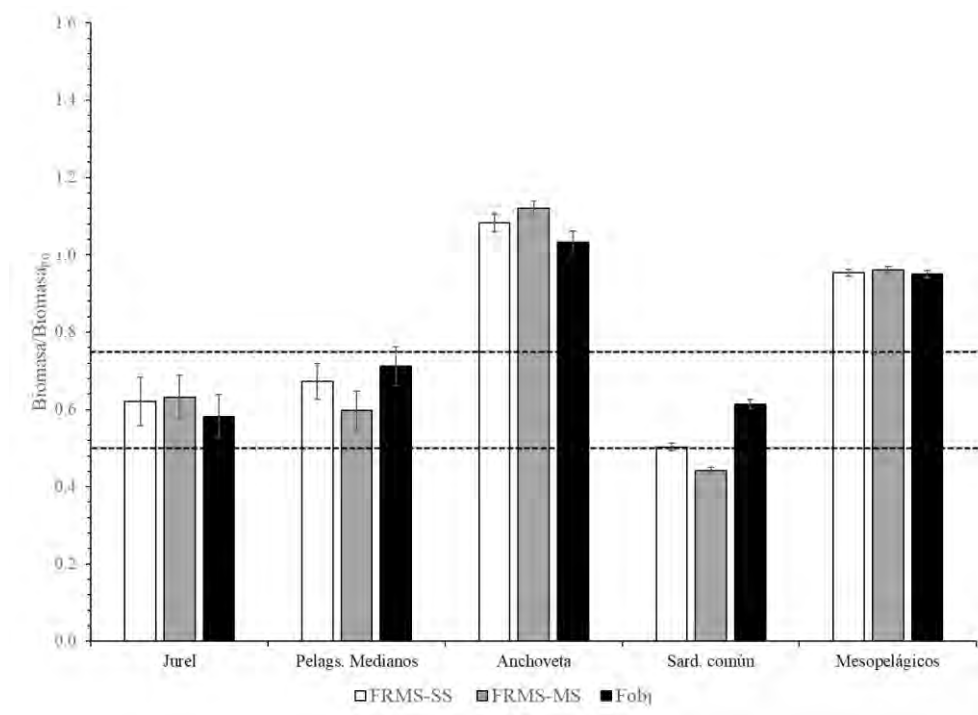


Figura 103. Razón B/B_0 de jurel, pelágicos medianos, anchoveta, sardina común y peces mesopelágicos en el ecosistema marino de la zona centro-sur, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina común. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el mar interior de la región de Los Lagos, en el caso de las especies que son depredadores tope, la explotación de sardina austral basada en F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} conducen a estas poblaciones a una reducción de biomasa en torno a 80% de la situación sin pesca, con la excepción de las orcas que se ven poco afectadas. A diferencia de las estrategias anteriores, F_{objeq} resulta más agresiva llevando a tales poblaciones a una reducción de biomasa en torno a 73%. En el lobo marino común, la reducción de la biomasa alcanza a 63% de la condición sin pesca (de sardina austral) (Figura 104).

En la sardina austral, la aplicación de las estrategias de explotación de F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} conducen a una reducción del stock en torno a 80% y 75% de la condición sin pesca, mientras que la estrategia de manejo actual (F_{objeq}) resultó más agresiva llevando al stock a una reducción en torno a 56% de la condición sin pesca, lo que resulta mayor al objetivo de manejo actual de este recurso. Otros recursos pelágicos como pejerrey, pelágicos pequeños (sardina común y anchoveta) y los peces

mesopelágicos muestran respuestas positivas a las estrategias de explotación analizadas, incrementándose su biomasa en el largo plazo. Los pelágicos medianos (jurel y sierra), en respuesta a las estrategias de explotación F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} de sardina austral reducen su biomasa en torno a 96% y 90% de la condición sin pesca. Como en el caso de la sardina austral, la explotación de esta bajo la estrategia actual (F_{objeq}) reduce la biomasa de los pelágicos mediano en torno al 80% de la condición sin pesca (Figura 105).

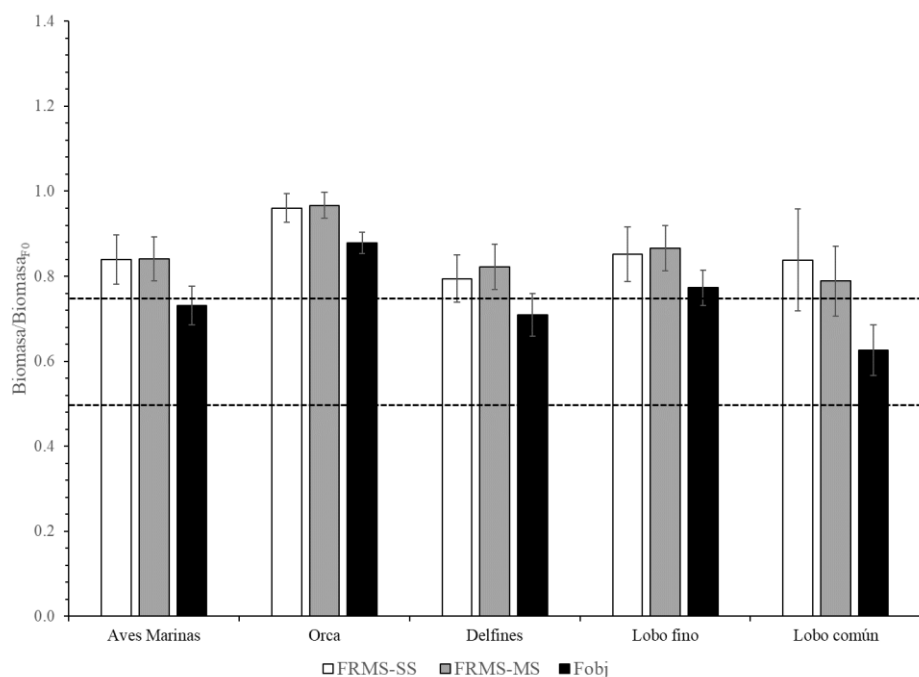


Figura 104. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores tope en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de las especies demersales (raya, congrio, merluza austral y merluza de cola) y calamar, la estrategia de explotación de sardina austral basada en F_{objeq} resulta más agresiva por cuando tiende a la reducción de los stocks a en contraste con las estrategias F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} . En merluza del sur, congrio y calamar la reducción del stock ocurre en torno a 65% de la condición sin pesca. En langostino de los canales y los recursos bentónicos las estrategias de explotación analizadas no tienen efectos significativos sobre la biomasa de los stocks (Figura 106).

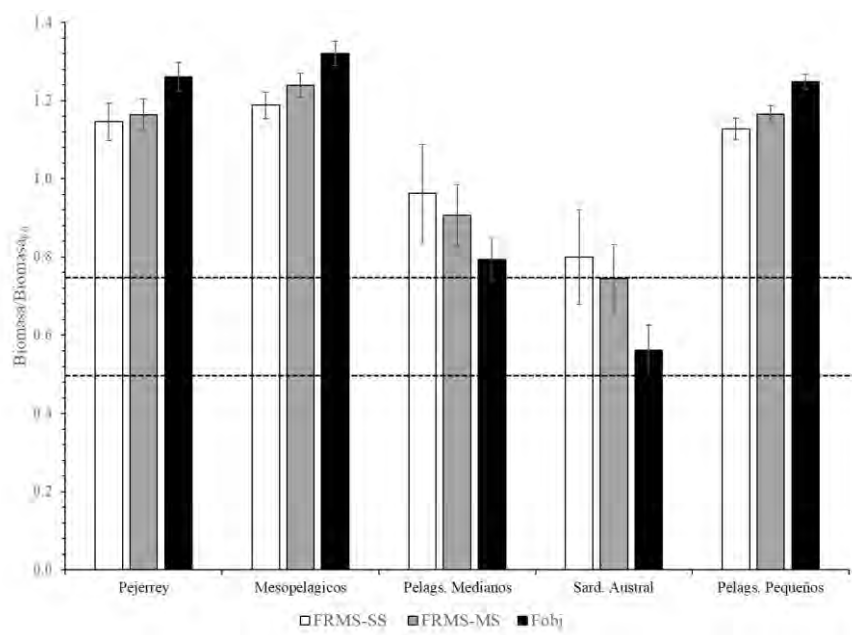


Figura 105. Razón B/B_0 de pejerrey, peces mesopelágicos, pelágicos medianos, sardina austral y pelágicos pequeños en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

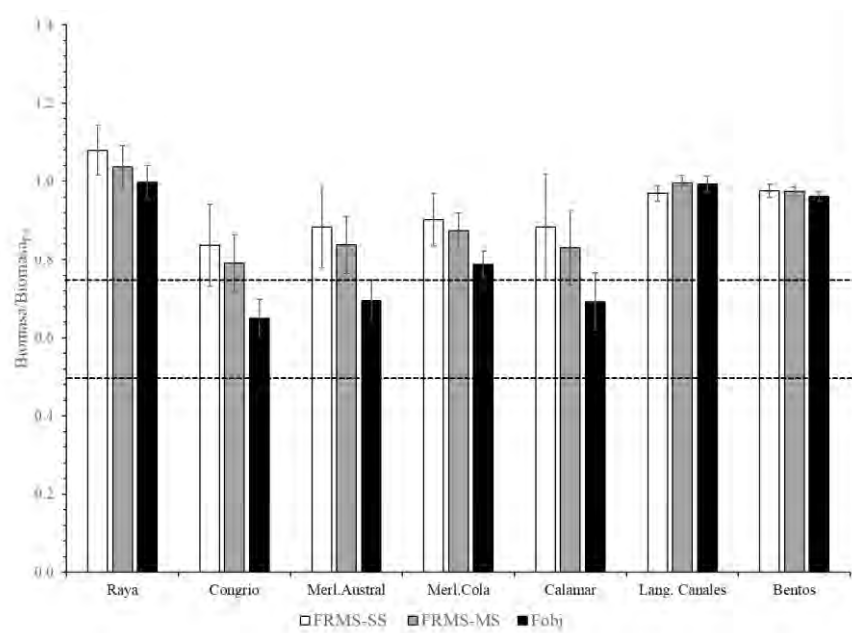


Figura 106. Razón B/B_0 de raya, congrio, merluza austral, merluza de cola, calamar, langostino de los canales y recursos bentónicos del mar interior de la Región de Los Lagos, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de sardina austral. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En la pesquería de jurel a nivel nacional, en la Zona Económica Exclusiva de Chile, la aplicación de estrategias de explotación basadas en F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} , no tiene efectos negativos sobre la biomasa de especies depredadoras como aves marinas, tiburones pelágicos, cetáceos menores, lobo marino común y pez espada. Por el contrario, en los tres últimos la biomasa de largo plazo se incrementó respecto de la condición sin pesca (Figura 107).

En el caso de los recursos demersales merluza común, merluza de cola, langostino amarillo y camarón nailon, de manera similar a lo que ocurrió con los depredadores tope, las estrategias de explotación de jurel basadas en F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} no tienen impactos negativos en la biomasa de estas especies, sólo en el caso del langostino colorado se observa una reducción de la biomasa en torno al 70% en el caso de F_{RMS-SS} y 33% en el caso de F_{RMS-MS} . La estrategia F_{objeq} lleva la biomasa de langostino colorado en torno a 50% de la condición sin pesca y la de merluza común al nivel de 80% (Figura 108).

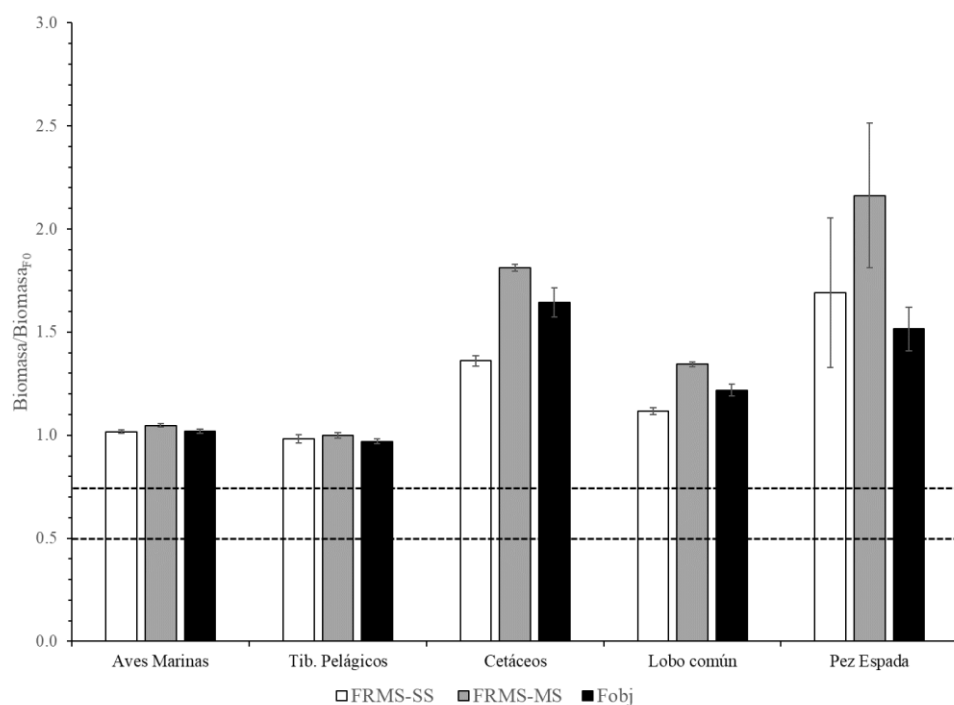


Figura 107. Razón B/B_0 de los grupos funcionales que representan depredadores tope en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

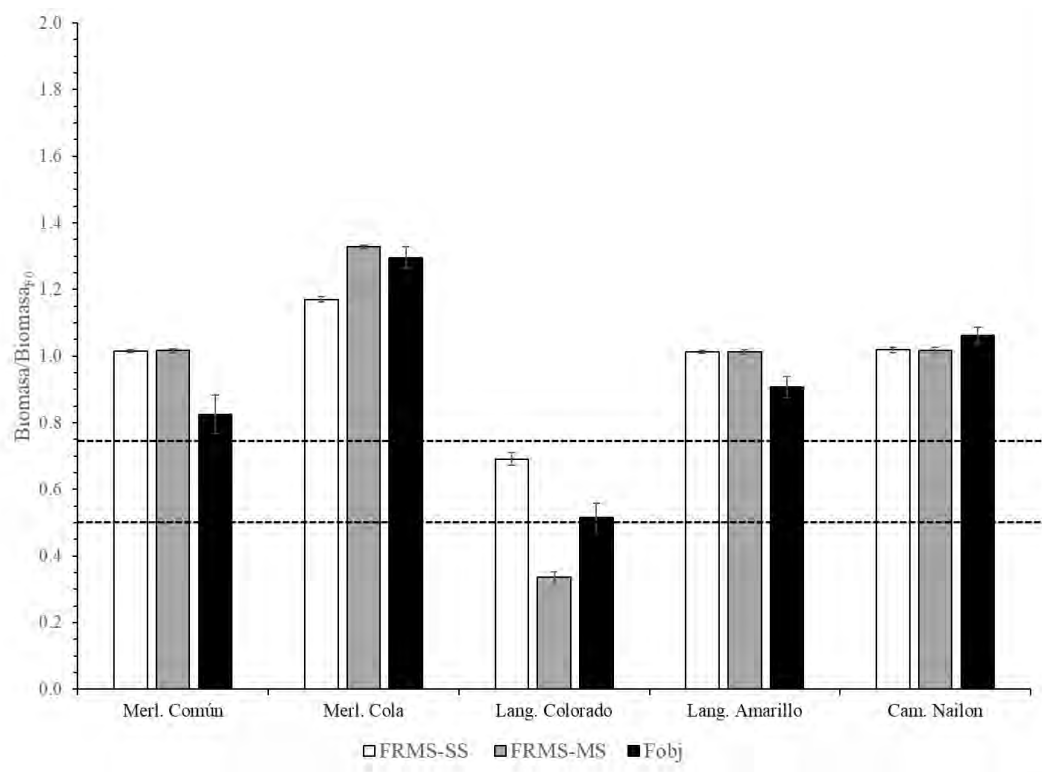


Figura 108. Razón B/B_0 de recursos demersales en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

En el caso de los recursos pelágicos jurel, jibia, anchoveta y sardina común, de manera similar a los anteriores, las estrategias de explotación de jurel basadas en F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} , no tienen efectos negativos sobre la biomasa de estos stocks respecto de la situación sin pesca. Sólo en el caso de jurel se observa una reducción de la biomasa en torno a 73% con la estrategia F_{RMS-SS} y 50% con F_{RMS-MS} . La estrategia F_{objeq} lleva al stock de jurel a una reducción en torno a 65% de la condición sin pesca (Figura 109).

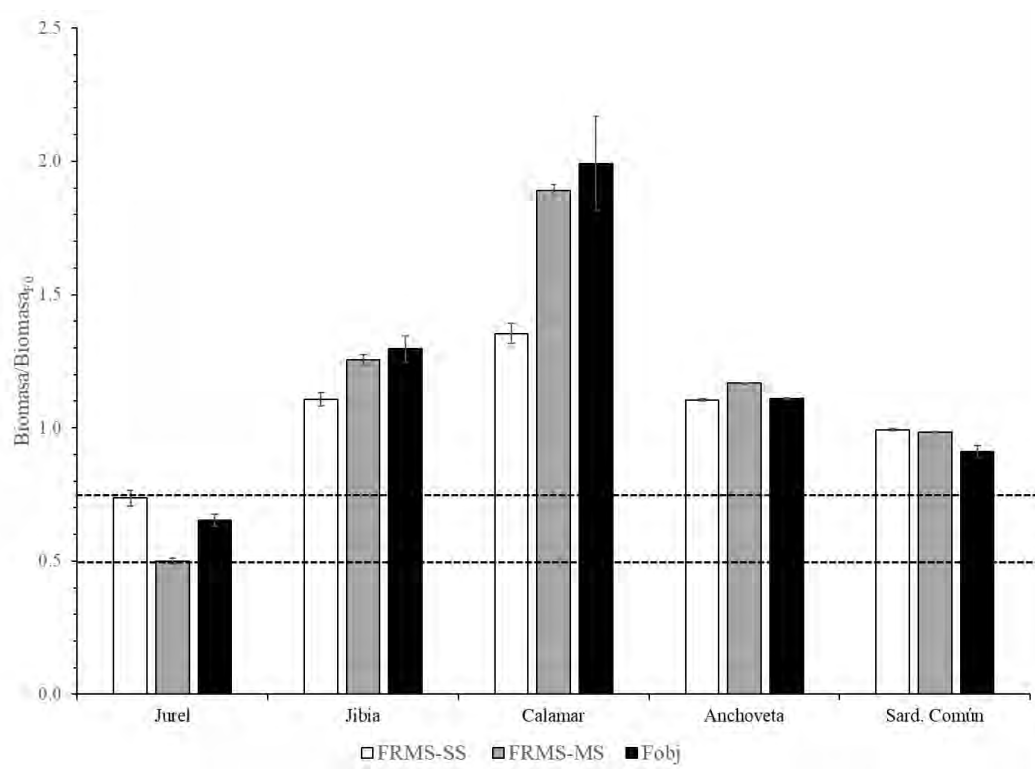


Figura 109. Razón B/B_0 de recursos pelágicos en el ecosistema marino de la ZEE de Chile, en respuesta a estrategias de explotación basadas en F_{RMS} de jurel. Las líneas segmentadas representan el nivel $0,75B_0$ (superior) y $0,50B_0$ (inferior).

4.3. Objetivo Específico 3

Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente.

4.3.1. Marco biológico de referencia

Las principales pesquerías de peces pelágicos pequeños consideran tres unidades de pesquerías que se sustentan en diferentes unidades de stocks de anchoveta (*Engraulis ringens*) y sometidas al mismo régimen administrativo, con una gestión pesquera focalizada en el mismo Comité Científico Técnico. La pesquería de sardina común (*Strangomera bentincki*) y de anchoveta en la zona centro-sur comparten modalidades de explotación similares ya que se sobreponen al compartir idéntico ámbito geográfico y por presentan una importante interacción tecnológica, sin dejar de considerar una probable interacción ecológica que se atribuye a características de una pesquería mixta. A su vez, la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) tiene un régimen administrativo diferente; y, aunque no cuenta con un plan de manejo, la gestión pesquera se focaliza en el mismo Comité Científico Técnico (Tabla 47).

Las diferencias en la gestión pesquera radican en diferentes Comité de Manejo, y en los planes de manejo. A su vez, la pesquería de anchoveta en la zona norte constituye un stock compartido con el sur del Perú. Asimismo, aun cuando la anchoveta es la misma especie objetivo, los peces pelágicos pequeños son especies de nivel trófico inferior (Neira & Arancibia 2004, Pizarro *et al.* 2019), se estructuran en unidades poblacionales relativamente discretas con diferentes zonas de desove y rasgos demográficos a lo largo de su distribución (Bustos *et al.* 2008, Leal *et al.* 2009, Claramunt *et al.* 2012, Cerna *et al.* 2019, Garcés *et al.* 2019, Bustos *et al.* 2020).

Otras pesquerías de peces pelágicos dicen relación con la sardina española (*Sardinops sagax*) en dos unidades de pesquería, una pesquería transzonal en la zona norte (Arica y Parinacota, Tarapacá y Antofagasta) compartida con el sur del Perú, y la otra en la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo). El stock de sardina española está en una situación colapsada, con niveles de

abundancia baja probablemente por condiciones ambientales desfavorables (Yáñez *et al.* 2008, Alheit & Ñiquén 2004). Por otra parte, el estatus de la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) que se desarrolla en aguas interiores de la Región de Aysén se realiza con métodos de evaluación de stock con datos limitados (Leal *et al.*, 2020a).

Tabla 47. Resumen de algunas características de las pesquerías de peces pelágicos pequeñas.

	Anchoveta Zona Norte	Anchoveta Centro-Norte	Anchoveta Centro- Sur	Sardina común	Sardina austral
Especie	<i>Engraulis ringens</i>	<i>Engraulis ringens</i>	<i>Engraulis ringens</i>	<i>Strangomera bentincki</i>	<i>Sprattus fuegensis</i>
Límites geográficos	Región de Arica y Parinacota y el límite sur de la Región de Antofagasta	Límite norte de la Región de Atacama y el sur de la Región de Coquimbo	Límite norte de la Región de Valparaíso y sur de la Región de Los Lagos.	Límite norte de la Región de Valparaíso y sur de la Región de Los Lagos.	Aguas interiores Región de Los Lagos
Régimen administrativo	Plena Explotación y administrada con Licencias Transables de Pesca				Régimen general de acceso, asimilado a un estado de plena explotación
Gestión Pesquera	Comité Científico Pelágicos Pequeños y Comité de Manejo				
Plan de Manejo	Res. Ex. N° 1197/2018	Res. Ex. N° 3893/2017	Res. Ex. N° 2746/2016	Res. Ex. N° 2746/2016	-
Flotas	Industrial y artesanal	Artesanal	Industrial y artesanal	Industrial y artesanal	Artesanal
Artes y aparejos de pesca	Red de cerco artesanal e industrial	Red de cerco artesanal	Red de cerco artesanal e industrial	Red de cerco artesanal e industrial	Red de cerco artesanal
Estado 2020	Subexplotado	Plena explotación	Plena explotación	Plena explotación	Plena explotación

Los PBR establecidos para las pesquerías de peces pelágicos definen el marco biológico para la explotación que se resumen en la [Tabla 48](#). Estos PBR fueron establecidos por consenso, ya que no hubo un método apropiado para estimar la mortalidad por pesca del rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}). Como fue mencionado previamente, el panel de expertos recomendó entre $F_{60\%}$ y $F_{45\%}$ para la mortalidad por pesca objetivo, donde $F_x\%$ indica el valor de mortalidad por pesca que corresponde a un $x\%$ de la razón de potencial reproductivo, estimada a partir de la biomasa desovante por recluta (Payá *et al.* 2014). La estimación específica para cada stock depende del nivel de incertidumbre acerca de la biología y dinámica de stock, evaluación de stock, datos

(calidad y cantidad), el valor atribuido a los servicios al ecosistema y el nivel de riesgo que tanto la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura como los usuarios deseen asumir.

Tabla 48. Puntos biológicos de referencia para la explotación de las pesquerías de peces pelágicos pequeños definidos por el CCT-PP (2015). Nomenclatura: B_0 =biomasa desovante inexplorada, BPR_0 = biomasa desovante por recluta inexplorada).

Pesquería	Modelo de evaluación	Niveles Tiers	Biomasa Objetivo	Biomasa límite	Mortalidad por pesca objetivo
Anchoveta. Zona norte	Estructurado por edad semestral	1b	$0.5 B_0$	$0.25 B_0$	$F55\%BPR_0$
Anchoveta. Zona centro-norte	Estructurado por talla	1b	$0.55 B_0$	$0.275 B_0$	$F60\%BPR_0$
Anchoveta. Zona centro-sur	Estructurado por edad	1b	$0.55 B_0$	$0.275 B_0$	$F60\%BPR_0$
Sardina común. Zona centro-sur	Estructurado por edad	1b	$0.55 B_0$	$0.275 B_0$	$F60\%BPR_0$
Sardina austral. Mar interior de Chiloé	Estructurado por talla	1b	$0.55 B_0$	$0.275 B_0$	$F60\%BPR_0$

Al establecer el marco biológico para la explotación, el estatus de cada pesquería considera un diagrama de fases en que se identifica cuatro estados de la biomasa desovante respecto del punto biológico de referencia objetivo en un eje horizontal. El diagrama de fases se completa con un eje vertical en el que se representa a la tasa de mortalidad por pesca respecto del PBR objetivo o un proxy de este. Desde el punto de vista de la biomasa desovante, se definen los siguientes estados Agotamiento y/o colapso, (si $B/B_{Obj} < 0.5$); Sobreexplotación ($0.5 < B/B_{Obj} < 0.9$), Explotación plena ($0.9 < B/B_{Obj} < 1.25$), y Subexplotación ($B/B_{Obj} > 1.25$) (Figura 110).

4.3.2. La estimación de puntos biológicos de referencia para las pesquerías de peces pelágicos

El estatus de cada pesquería se evalúa anualmente considerando diferentes modelos de evaluación de stock, según el sistema de niveles propuesto por Payá *et al.* (2014). Estos niveles tienen asociado una metodología para la estimación de los PBR (Figura 111).

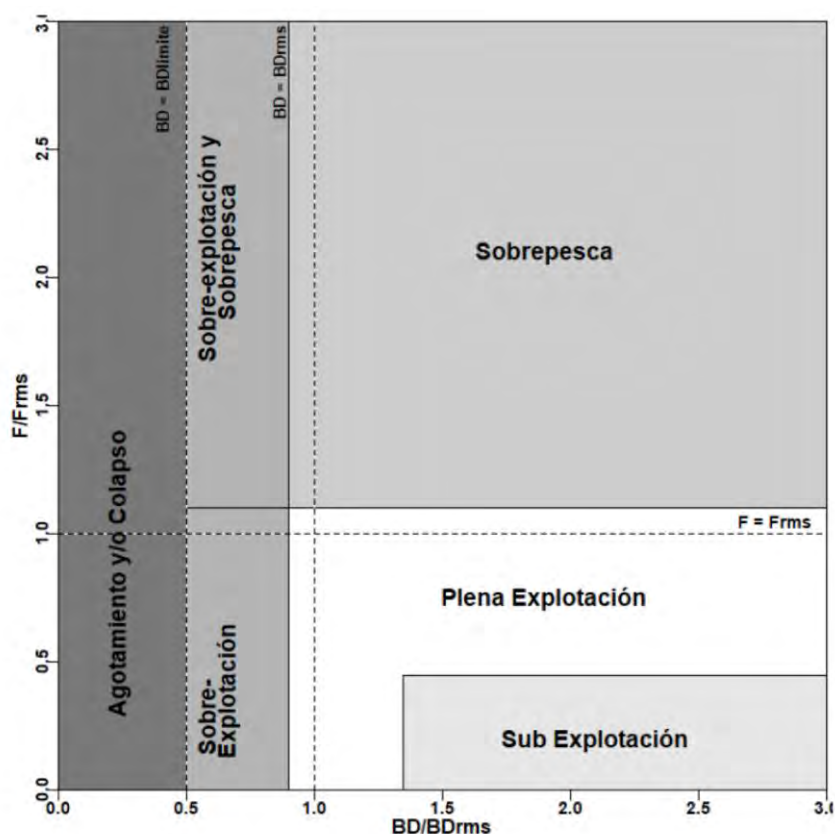


Figura 110. Diagrama de fases definido por el CCT-PP para las pesquerías de peces pelágicos pequeños en Chile (BD: biomasa desovante, BD_{rms}: biomasa desovante objetivo, F: mortalidad por pesca, Frms: Mortalidad por pesca objetivo) (Fuente: Zuñiga *et al.* 2020a).

Para la pesquería del jurel, la mortalidad por pesca objetivo corresponde a F_{RMS} ya que se estima directamente en el modelo de evaluación (Tier 1a) que incluye una estimación de la relación stock-recluta; y, por ende, la función de producción y con ello los PBR para la biomasa desovante objetivo (B_{RMS}) y límite (B_{lim}).

Los peces pelágicos pequeños que son evaluados con un modelo estructurado por edad o talla (Tabla 53), permite la estimación de los PBR para la mortalidad por pesca objetivo sobre la base de una fracción de la razón de potencial reproductivo (SPR), considerándose ya sea el método 3.1 ó 3.2 (Figura 111). La razón de potencial reproductivo utiliza la biomasa desovante por recluta

(BPR) como estimador, y es equivalente a la razón entre la biomasa desovante por recluta explotada (BPR_F) y la BPR no explotada (BPR_0); i.e.,

$$SPR = 100 \cdot BPR_F / BPR_0$$

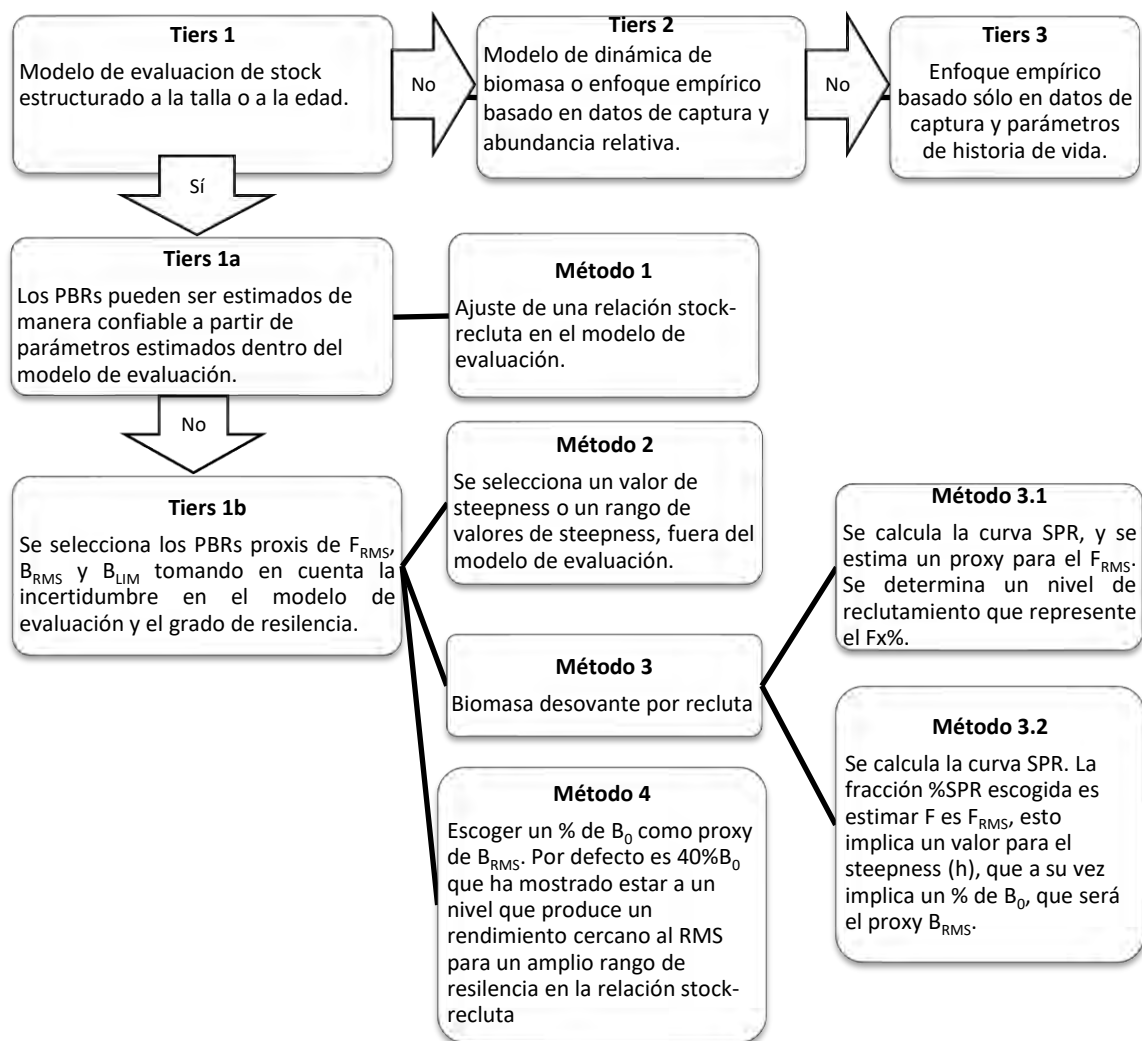


Figura 111. Sistema de niveles (tiers) para definir los PBR según la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible; y métodos de estimación de PBR recomendados (Fuente: Payá *et al.* 2014).

Usualmente esta razón se expresa en porcentaje, y para la mortalidad por pesca objetivo se calcula considerando $SPR_{Obj}=60\%$ para la mayoría de los stocks, exceptuando la anchoveta de la zona norte en que se utiliza $SPR_{Obj}=55\%$. La mortalidad por pesca que genera una disminución en SPR puede ser considerado un proxy de F_{RMS} (Método 3.1), sólo si se cumplen algunos supuestos:

- a) Si la mortalidad por pesca objetivo se considera un proxy, el valor proxy para la biomasa desovante no explotada (B_0) es $BPR_{F=0}$ y se debe elegir un nivel de reclutamiento promedio (R) apropiado que represente el $F_x\%$ para estimar $B_0=R*BPR_0$. Luego, el proxy del punto de referencia objetivo de biomasa (B_{Obj}) se determina por la reducción correspondiente.
- b) Si se acepta que ya sea $SPR_{Obj}=55\%$ ó $SPR_{Obj}=60\%$ da cuenta del RMS, entonces la mortalidad por pesca así estimada es efectivamente el F_{RMS} , por lo que se asume implícitamente que hay una relación stock-recluta caracterizada por un valor de steepness que define el nivel de biomasa desovante objetivo. Aquí hay varias opciones para estimar la biomasa desovante no explotada. A su vez, se debe tener presente que la reducción utilizada en BPR es un estimador de la biomasa desovante objetivo, la cual será menor en $\pm 5\%$. En los pelágicos pequeños, se consideró que $0,5B_0 \equiv 0,55BPR$ para la anchoveta de la zona norte y $0,55B_0 \equiv 0,6BPR$ para la anchoveta, sardina común y sardina austral (Tabla 49).

Estos métodos se han aplicado para anchoveta de la zona norte y centro-norte, y sardina austral. Para el caso de la anchoveta y sardina común de la zona centro-sur, la estimación de los PBR para la biomasa objetivo involucra los siguientes pasos:

- A) Identificar un periodo en que la biomasa desovante haya estado aproximadamente en un equilibrio dinámico. Se recomienda utilizar la serie de tiempo que cubra la evaluación, a no ser que existan razones para proponer algo distinto. En este periodo se calcula la biomasa desovante promedio y la mediana de la mortalidad por pesca (F_m). Nota: en la última evaluación de stock de sardina común y anchoveta se utiliza un promedio geométrico como estimador de F_{mh} (Zuñiga *et al.* 2020a,b).

- B) Calcular la biomasa desovante por recluta al nivel de F_m y F_{Obj} , y la correspondiente fracción de potencial reproductivo (%SPR).
- C) Calcular la reducción de la biomasa desovante no explotada para F_m ($\%B/B_0$) y F_{Obj} ($\%B_{Obj}/B_0$), sustrayendo 5% (-0,05) tanto a %SPR(F_m) y a %SPR(F_{Obj}) como aproximación a la disminución de biomasa desovante respecto de la biomasa desovante.
- D) El estimador para B_0 es equivalente a dividir la biomasa desovante promedio por la fracción estimada en el punto C para $\%B/B_0$.
- E) Calcular B_{RMS} aplicando la reducción determinada de %SPR(F_{Obj}).
- F) Calcular B_{lim} como la mitad de B_{RMS} .

Los PBR objetivos y límites que fueron estimados para el año 2020 se resumen en la Tabla 53, y los métodos y datos utilizados para calcular la curva de biomasa desovante por recluta en **Anexo 3** de este informe para cada pesquería.

4.3.3. La estimación de puntos biológicos de referencia para las pesquerías de peces pelágicos

Al 2020, la evaluación de stock más reciente muestra evidencia que el estado de situación de las pesquerías es de Plena Explotación. Solamente el caso de la anchoveta de la zona norte presenta una situación de Subexplotación (Tabla 50).

Tabla 49. Resumen de los valores de los puntos biológicos de referencia, objetivos y límites, año 2020.

Pesquería	Reclutamiento Inexplotado (R_0)	Biomasa inexplotada (B_0) (miles ton)	Biomasa objetivo (miles ton)	Biomasa límite (miles ton)	Mortalidad por pesca objetivo	M (1/año)	Reporte	Fuente
Anchoveta. Zona norte	Promedio	1280	640	320	0,86	1,1	Septiembre, 2020	Espindola <i>et al.</i> (2020)
Anchoveta. Zona centro-norte	Promedio	78,9	43,4	21,7	0,48	1,3	Septiembre, 2020	Bucarey <i>et al.</i> (2020)
Anchoveta. Zona centro-sur	Promedio (1997-2020)	878	483	241	0,44	0,7	Septiembre, 2020	Zúñiga <i>et al.</i> (2020a)
Sardina común Zona centro-sur	Promedio (1991-2020)	1510	830	415	0,30	1,0	Septiembre,20 20	Zúñiga <i>et al.</i> (2020b)
Sardina austral Mar interior de Chiloé	Promedio	16,6	8,3	4,6	0,46	0,83	Septiembre, 2020	Leal <i>et al.</i> (2020)

Tabla 50. Indicadores del estado de situación de las pesquerías de peces pelágicos al 2020. Fuente: actas del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos.

Pesquería	F/F _{obj}	B/B _{obj}	Estado
Anchoveta. Zona norte	0,19	2,03	Subexplotación
Anchoveta. Zona centro-norte	0,78	2,76	Plena Explotación
Anchoveta. Zona centro-sur	0,81	1,07	Plena Explotación
Sardina común Zona centro-sur	1,07	1,02	Plena Explotación
Sardina austral Mar interior de Chiloé	0,83	1,3	Plena Explotación

A partir de los resultados del proyecto y de las discusiones desarrolladas en los talleres previos, en el Taller 3 del proyecto se discutió con los expertos las necesidades (si las hubiera) de actualización o mejora del actual marco de referencia (Taller 3). Se propuso como hipótesis que los actuales PBR objetivos cumplen con el enfoque precautorio (Objetivo 2) y con el enfoque ecosistémico, al proveer más alimento para predadores que lo que produciría un nivel de F40%. Entonces, a nuestro juicio el marco de referencia actual para estas pesquerías no requiere actualizaciones o mejoras. De todas formas, se recomienda que los PBRs y el marco propiamente tal se revise una vez que nueva y más completa información esté disponible. Por ejemplo, mejores estimados de abundancia, biomasa, dietas y consumo de alimento de predadores como aves marinas, cetáceos y condricthios, entre otros. Los resultados de los talleres se presentan en Anexos a este informe.

Independiente de lo anterior, se presenta a continuación una sección de propuestas para el marco biológico para el manejo que emergieron de la interacción con los expertos internacionales y nacionales que participaron en los talleres del proyecto.

1. Analizar incertidumbre en data de dieta y efecto sobre puntos de referencia

Los modelos ecosistémicos, de tramas tróficas, y multiespecíficos son mucho más demandantes de información que los modelos de una sola especie, ya que requieren parámetros extra relacionados con las interacciones entre especies. Una de las principales relaciones interespecíficas corresponde

a la depredación y esto implica desarrollar estudios de consumo de alimento y composición de la dieta de los predadores del ecosistema en estudio. La dieta es probablemente uno de los parámetros ecológicos más difíciles de estimar y, dado que los modelos ecosistémicos se basan principalmente en la interacción trófica de sus componentes, los resultados de los modelos (como biomasa y finalmente PBRs) pueden estar influidos por la incertidumbre en las dietas consideradas para la proyección de los modelos.

Los expertos internacionales de este proyecto recomendaron que se evaluara lo anterior a través de un análisis que considere variabilidad en las conexiones de dieta en los modelos construidos. El enfoque utilizado fue generar dietas alternativas a las consideradas en los modelos Ecopath de cada zona de estudio (Tablas 27, 31, 35, 39, y 43). Para ello se consideró distribuciones de probabilidad para muestrear los parámetros de dieta en cada modelo. La matriz de dieta se muestreó mediante distribuciones normales con un CV obtenido a partir del análisis de pedigrí, donde cada elemento de la dieta fue muestreado en el intervalo (0,1), y en su conjunto todos ellos suman 1. Cada depredador de cada modelo tuvo su propia distribución, con un número de parámetros equivalente al número de grupos que le sirven de presa. Cada parámetro se calculó como la proporción esperada que una presa aparezca en la dieta del depredador multiplicada por un ponderador (permite ajustar la dispersión alrededor de la proporción esperada). Se realizaron 10 modelos alternativos (compromiso entre capacidad de simular probabilidades y capacidad de cómputo para manejar los modelos) a partir de cada modelo construido para las principales zonas pesqueras del país. Una vez muestreado un set completo de parámetros, se comprobó si se cumplía con el criterio de balance de masa. Los modelos con las dietas alternativas que cumplieron este criterio se conservaron para los análisis posteriores y los que no fueron desechados. Con los modelos seleccionados se realizó un nuevo ajuste a las series de tiempo y luego se estimó los PBRs y su respectivo intervalo de confianza. Los resultados se presentan en la sección discusión.

La Dra. Beth Fulton también recomendó analizar en el futuro el efecto de definiciones de flotas más estructuradas. Esto podría abordarse si es que se desea avanzar hacia PBR que incluyan componentes socio-económicas. En EwE esto se puede realizar a través de un análisis que explore las mortalidades por pesca específica para cada flota que maximizan uno o varios de los siguientes objetivos de manejo: económico (renta total por flota o pesquería), social (empleo por flota o

pesquería), de recuperación de stocks específicos, y de estructura alternativa del ecosistema (basado en la biomasa de especies de mayor longevidad). Estos valores de F podrían compararse con los valores obtenidos de la exploración de PBR realizada en este proyecto, para ver si los niveles de F objetivos en cada pesquería son compatibles con objetivos económicos, sociales y de estructura del ecosistema. Por momento no es posible abordar esta recomendación, ya que no se cuenta con la información socio-económica para todas las flotas pesqueras que operan en las áreas de estudio.

2. Definición de concepto de enfoque ecosistémico

El Dr. Arreguín sugirió que se incluyera la definición del concepto de enfoque ecosistémico. Tal como se indicó en el OE 1, La Ley General de Pesca y Acuicultura señala en su Artículo 1° B que *“El objetivo de esta ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos”*. En este contexto, la ley define el enfoque precautorio mediante dos elementos; i) *“Se deberá ser más cauteloso en la administración y conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta”*, y ii) *“No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración”*. La misma ley define enfoque ecosistémico como *“un enfoque que considere la interrelación de las especies predominantes en un área determinada”*.

En este sentido, en este proyecto los PBR con consideraciones ecosistémicas se estimaron bajo esta definición, evaluando los impactos de la remoción de especies pelágicas sobre sobre otras especies en los ecosistemas que las contienen. Sin embargo, se reconoce que las pesquerías son sistemas socio-ecológicos complejos y que el enfoque ecosistémico debe balancear la salud del ecosistema (especies retenidas, especies no retenidas, y el hábitat) y la salud de la sociedad (aspectos socio-económicos), todo a través de una buena gobernanza (Prescott-Allen, 2001). Entonces, si bien los PBR para los stocks en estudio cumplirían con la actual definición legal del enfoque ecosistémico,

es recomendable considerar en el futuro otros indicadores complementarios o auxiliares que vayan más allá del actual marco legal chileno.

3. Supuesto de equilibrio en la estimación de PBR

Tanto los expertos internacionales como los nacionales consideraron que, en general, el enfoque seguido en este proyecto es en principio correcto como un medio para informar un enfoque de una sola especie con algunas consideraciones del ecosistema. Sin embargo, el enfoque aún se encuentra centrado en el equilibrio. Se reconoce que las áreas que habitan los stocks pelágicos chilenos están fuertemente influenciadas por el ambiente (Eventos ENSO, cambios de régimen, cambio global), por lo que a largo plazo esto significa que las biomásas de un enfoque asumido de equilibrio podrían no ser suficientes para sustentar las poblaciones de depredadores en años de baja productividad. Esta es la razón por la que en algunas zonas (por ejemplo, el sistema de la corriente de California) tienen un enfoque más parecido al de un escape, por lo que, en efecto, una asignación se establece primero a los depredadores y luego los humanos pueden capturar el remanente. La Dra. Elizabeth Fulton sugirió que sería interesante evaluar este tipo de enfoque en el futuro en Chile, ya que teóricamente podría resultar en mejores resultados para el ecosistema en el largo plazo. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que este enfoque tiene dos potenciales efectos indeseados: Si bien los stocks podrían ser más saludables, las pesquerías también lo serían siempre y cuando puedan sobrevivir a esta variabilidad. Entonces, es posible que este enfoque no pueda funcionar socioeconómicamente en Chile. Por momento no es posible abordar esta recomendación, ya que no se cuenta con la información socio-económica para todas las flotas pesqueras que operan en las áreas de estudio.

Asociado a lo anterior se pudo observar que los ajustes de los modelos EwE no siempre fueron ideales para los peces forrajeros. Estos ajustes se basaron en la mortalidad por pesca como forzante principal, además de parámetros de la interacción trófica (vulnerabilidades) y anomalías teóricas en producción primaria. Sin embargo, se recomienda que en el futuro se explore el efecto de covariables ambientales en el proceso de ajuste y/o en los modelos stock-reclutamiento. Esto ayudaría a explicar parte de la variabilidad y, en las proyecciones, se podrá ganar poder predictivo.

Además, sería informativo para el manejo. Esto porque si el patrón temporal de la serie histórica de la variabilidad (independientemente de cómo se exprese) tiene una tendencia reconocible, entonces se puede explicar la principal fuente de variación ajena al stock.

Un punto asociado a lo anterior y altamente relevante para el Dr. Arreguín-Sánchez, se refiere a la identificación de los estados del stock que se denominaron como “régimenes de reclutamiento”. El concepto de RMS conlleva un supuesto de estabilidad del stock para el periodo de tiempo analizado y asume una capacidad de carga estable para ese periodo. Esto implica que la variabilidad asociada (con tendencia) se debe a la pesca. Se sabe que esto no es así, de tal suerte que la capacidad de producción es cambiante dentro del periodo analizado. Esto da la oportunidad para que en las proyecciones se considere el régimen específico del stock y, en consecuencia, tener mayor precisión en las recomendaciones de biomasa límite.

4. Puntos de referencia más conservadores para especies clave de nivel trófico bajo

La Dra. Fulton recomendó que como proyecto se apunte a actuar de acuerdo con el MSC, que intenta recomendar puntos de referencia que implícitamente dan cuenta de los roles clave del ecosistema de peces forrajeros. En particular, recomendó no usar valores límites en el contexto ecosistémico que estén por debajo de Blim monoespecífico (e.g., Anchoveta ZCS) sin algún tipo de análisis de sensibilidad, ya que deja todo el sistema expuesto a pasar umbrales en cascada.

Por su parte, el Dr. Arreguín-Sánchez indicó que, basado en el efecto de la pesca de pelágicos menores sobre otras especies del ecosistema, algunas pueden considerarse como claves por su papel como especies forraje. Normalmente estas especies clave son de nivel trófico menor. En este proyecto se hizo una valoración empírica al respecto, ya que se construyó modelos tróficos de los ecosistemas en que habitan las especies estudiadas. Se recomienda que en el futuro este análisis se complemente con indicadores de especies clave para evaluar qué stocks cumplen este rol y cuáles no. Uno de los aspectos de mayor interés en el principio 2 del Marine Stewardship Council (MSC) en relación a pelágicos menores, es precisamente este; poder definir cuáles son las especies clave entre aquellas que son de nivel trófico bajo. Identificar el papel, como especie clave o no, de los

pelágicos menores en cada región, ofrece mayores argumentos hacia los estándares del MSC para aquellas pesquerías que deseen esta certificación.

5. Marco de modelación ecosistémica

Con respecto al ajuste de los modelos desde la plataforma EwE, El Dr. Arreguín-Sánchez opinó que es esperable observar diferentes niveles de calibración para las especies, ya que esto depende de los propios datos, de cada sistema en particular, y de las relaciones tróficas consideradas dentro y entre modelos. Para algunas especies (e.g., anchoveta) el ajuste a biomasa y a las capturas parece aceptable, pero para otras (e.g., el jurel) no, observándose discrepancia entre las series observada y estimada. De estas calibraciones dependerán los estimadores de los PRB. En este sentido, se sugiere que, si bien podría buscarse un mejor ajuste para el jurel, esto implica potencialmente explorar otras consideraciones que no necesariamente resultarían mejor en términos del marco de referencia temporal del proyecto. La sugerencia para el futuro es considerar un criterio de asignación de confianza donde se relacione el grado de ajuste durante la calibración, con respecto a la estimación de los PRB correspondientes. Por ejemplo, a un mayor grado de ajuste en la calibración asignarle un mayor grado de confianza relativa al PRB derivado. En muchos casos no se asigna mucha confianza a los estimadores derivados de los modelos tróficos porque no se considera, usualmente, un análisis equivalente al aplicado a los modelos poblacionales. Esta sería una aproximación interesante que además permite hacer una comparación más informada con los PRB de los modelos poblacionales.

6. Comentarios finales expertos internacionales

La Dra. Fulton indicó que se trata de un enfoque ecosistémico de la pesca, que intenta cambiar los enfoques de gestión de especies individuales para tener en cuenta implícitamente los aspectos del ecosistema. Una alternativa sería utilizar un enfoque explícito basado en ecosistemas, donde las características del ecosistema se rastrean por derecho propio. Ese ha sido el enfoque del grupo de trabajo de expertos de Lenfest-CSIRO sobre indicadores y directrices para la ordenación pesquera

basada en ecosistemas (EBFM). IFOP (vía Carlos Montenegro) y SUBPESCA (vía Silvia Hernández) han estado involucrados en el grupo de trabajo, con la zona centro-norte de Chile y la pesquería de anchoveta es uno de los estudios de caso considerados por el grupo de trabajo. En consecuencia, la doctora Fulton recomienda revisar el informe final del grupo de trabajo y evaluar si en el futuro es posible aplicar los métodos desarrollados por dicho grupo de como complemento del trabajo ya realizado como parte de FIPA 2019-17.

Para el Dr. Arreguín-Sánchez, la aproximación científica que se desarrolla para el análisis de las pesquerías de pelágicos menores de Chile merece ser destacada. Se aborda el enfoque poblacional de donde se derivan los PRB de interés. Aunque el enfoque es el convencional, los métodos empleados tienen un alto componente de originalidad en su selección y aplicación. Esto es, de interés porque se intenta abordar el análisis con aquellas herramientas metodológicas que más se adecúen a la biología de las poblaciones y al tipo de información disponible.

Sobre el enfoque ecosistémico, hay dos aproximaciones. El primero, se enfoca “desde la población hacia el ecosistema” y analiza el efecto directo (esencialmente sobre predadores) que tiene la explotación de especies que se consideran claves en el ecosistema. El segundo enfoque “desde el ecosistema hacia el recurso” implica llevar, desde el análisis holístico del ecosistema, criterios para definir tasas de cosecha sobre recursos específicos. Se empleó en el proyecto el primer enfoque, que además coincide en alto grado con información de interés en los sistemas actuales de certificación pesquera para pelágicos menores.

Debe mencionarse que son muy pocos los trabajos donde se involucra el enfoque ecosistémico hacia el soporte directo de información usada para el manejo. Esta es una contribución de importancia. Desde luego hay discrepancias entre los enfoques poblacional y ecosistémicos, desde que en el primero la dinámica se establece por el cambio en el número de organismos y por tanto en su biomasa; en el segundo de refiere a la medición de flujos de energía a través de las relaciones tróficas. Sin embargo, la búsqueda de la correspondencia entre ambos enfoques es relevante, especialmente cuando se trata de sistemas naturales que varían continuamente y se pretende mantenerlos productivos bajo un esquema de sostenibilidad dinámica.

Es importante seguir trabajando en afinar y/o aplicar métodos alternativos; la finalidad es ganar precisión y confianza en las recomendaciones asociadas a los puntos de referencia biológicos. En el caso del enfoque ecosistémico es importante aportar la mayor información posible para lograr una mejor complementación / correspondencia con el enfoque poblacional, conservando cada uno sus atributos del nivel de jerarquía y organización biológica correspondiente.

En el futuro también es relevante empezar a abordar el enfoque “desde el ecosistema hacia el recurso”. Si las condiciones del ambiente fueran estables, entonces podría asumirse esta estabilidad en las poblaciones y la principal fuente de variación con tendencia sería la pesca. En contraste, en el momento actual el cambio en los patrones climáticos afecta, con tendencia, la abundancia de los recursos. En esta condición los modelos poblacionales convencionales adjudican toda la variación del cambio de tendencia a la pesca, reduciendo la eficacia de las medidas de manejo.

Parte de las condiciones necesarias es separar estas fuentes de variación. Las poblaciones y los ecosistemas son unidades funcionales de la naturaleza con diferente nivel jerárquico de organización biológica; el desempeño de una población, *per se*, se define por la supervivencia de los individuos; el desempeño de un ecosistema se mide por el mantenimiento de su organización, función y estructura. Si se pretende la sostenibilidad en las condiciones actuales es necesario considerar la dinámica propia de los dos niveles de organización. En este contexto debe también considerarse que las poblaciones son componentes de los ecosistemas, y ante los efectos del ambiente las poblaciones se adaptan y los ecosistemas se reconfiguran, ambos continuamente, de tal suerte que las medidas de manejo deben adaptarse también continuamente para mantener una sostenibilidad tiene carácter dinámico.

En este informe se muestra un avance importante en cuanto a resultados de la consideración de los enfoques poblacional y ecosistémico, y se recomienda muy ampliamente continuar en esta dirección.

4.4. Objetivo Específico 4

Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas.

Basados en la definición funcional de especies forrajeras de Pickitch *et al.* (2012a) y características de éstas que las hacen de interés en un enfoque ecosistémico de manejo, la escala de calificación de especies forrajeras indica que los stocks de anchoveta y sardina común alcanzan el puntaje máximo, y por lo tanto cumplen con el criterio de ser especies de nivel trófico bajo clave en el ecosistema, por lo que su explotación podría tener efectos sobre otros recursos. En el caso de sardina austral y el jurel, estas especies alcanzaron puntajes mucho menores que las alejan de la definición de especie de nivel trófico de bajo claves en el ecosistema (Tabla 51).

Tabla 51. Puntaje de las especies/unidad de pesquería como especies forrajeras.

Stock	Anchoveta. ZN	Anchoveta. ZCN	Anchoveta. ZCS	Sardina común. ZCS	Sardina austral. M.Int.Ch.	Jurel. Nacional
Dieta planctívora	1	1	1	1	1	0,5
Ciclo de vida corto	1	1	1	1	0,5	0
Crec. rápido, madurez temprana (< 2 años)	1	1	1	1	0,5	0,5
Tamaño pequeño (< 30 cm LT)	1	1	1	1	0,5	0
Fecundidad alta	1	1	1	1	0,5	0,5
Forman cardúmenes Densos	1	1	1	1	1	1
Presas principales de Predadores	1	1	1	1	0,5	0,5
Principal ruta de energía	1	1	1	1	0,5	0,5
Alta conectividad	1	1	1	1	0,5	0,5
Dominan su nivel trófico. Especies “Wasp-Waist”	1	1	1	1	0,5	1
Puntaje total	10	10	10	10	6,0	5,0

Con relación a la incertidumbre asociada a cada modelo de pesquería (multiespecífico o ecosistémico) se valoró la matriz de “pedigree” (Refsgaard *et al.* 2006), con la excepción del ítem “consenso de colegas”, alcanzándose un puntaje en torno a 3,8 en el caso de los stocks de anchoveta y sardina común, y 3,5 y 3,2 en sardina austral (debido a que presenta series de tiempo cortas) y jurel (debido a ajuste débiles en series de tiempo), respectivamente (Tabla 52).

Tabla 52. Matriz de “pedigree” (Refsgaard *et al.* 2006) para evaluar la validez de los modelos ecosistémicos para los stocks de peces pelágicos pequeños y jurel en Chile.

Stock/Pesquería	Evidencia empírica		Comprensión teórica	Representación mecanismos conocimiento	Plausibilidad	Promedio
	<i>Proxi</i>	Cualidad & Cantidad				
Anchoveta ZN	3	4	4	4	4	3,8
Anchoveta ZCN	3	3	4	4	4	3,6
Anchoveta ZCS	3	4	4	4	4	3,8
Sardina común ZCS	3	4	4	4	4	3,8
Sardina austral MICH	3	3	4	3	4	3,5
Jurel Nacional	3	3	4	3	3	3,2

Bajo la hipótesis que los puntos biológicos monoespecíficos actualmente vigentes incluyen consideraciones ecosistémicas y que aplicados en un contexto ecosistémico aún se alcanza el objetivo de manejo y al mismo tiempo no perjudica a los depredadores y otros grupos funcionales en el ecosistema, se propuso un sistema de niveles (“tiers”) para puntos biológicos de referencia con consideraciones sistémicas dependiendo de los niveles de información que se tiene de las especies forraje y sus depredadores en el ecosistema que comparten.

En el primer nivel (“**Tier 3**”), sobre la base que para un buen manejo pesquero se requiere un buen modelo monoespecífico, una alternativa costo efectiva es simplemente tomar las salidas del modelo monoespecífico y evaluar el impacto que podrían tener los pelágicos pequeños sobre depredadores dependientes. Este corresponde al indicador PREP, cuya mayor limitación es que se requiere muy

buena información de dieta de las especies que se consideran depredadores dependientes (Tabla 53).

Tabla 53. Escala de niveles (“Tiers”) para la estimación de puntos biológicos de referencia con consideraciones ecosistémicas (PBReco) en pesquerías de recursos pelágicos de Chile.

Tier	Estándar técnico	Método para estimar PBRs
1	Existe un conocimiento científico sólido sobre las interacciones tróficas más importantes y los impactos ecológicos, y existe un modelo adecuado (multiespecie/red alimentaria/ecosis-tema completo) capaz de replicar la historia pasada conocida.	Método 1 Modelo Ecopath Equilibrado. Mejor modelo Ecosim (con series de tiempo). Estimación del RMSss y RMSms Explorar F_{target} , B_{target} y B_{lim} Calcular métricas del ecosistema
2	Se conocen algunas interacciones tróficas clave y existe un “modelo mínimo realista” para el ecosistema.	Método 2 Modelo Ecopath Equilibrado Modelo Ecosim (sin series temporales) Simular escenarios de “qué pasa si”
3	No se han evaluado las interacciones tróficas y no existe un “modelo mínimo realista” para la pesquería.	Método 3 Utilizar los resultados monoespecíficos para evaluar los impactos de la pesca en depredadores (dependientes) (e.g., PREP)

En el segundo nivel (“**Tier 2**”) podemos empezar a pensar en un enfoque ecosistémico pesquero porque ya se considera a depredadores, otras presas y competidores. Se tiene alguna información sobre las interacciones tróficas claves en el ecosistema y se puede construir al menos un modelo mínimamente realista para el ecosistema. Se construye un modelo Ecopath con Ecosim, y a través de este último se puede hacer simulaciones dinámicas de “qué pasaría si” (e.g.: cambios de abundancia/biomasa, mortalidad por pesca, producción primaria, etc.). En este caso, este modelo no está ajustado series de tiempo porque se está en una situación de una pesquería de corta historia, por lo tanto, no tiene indicadores independientes de la pesquería (e.g., abundancia).

El tercer nivel (**Tier 3**) entonces sería cuando existe el evidencia científica fuerte y conocimiento sobre las interacciones tróficas más importantes en el ecosistema. Se tiene un modelo que ha sido construido con información de buena calidad, del mismo ecosistema, y que además tiene series de tiempo que permiten que permiten, primero ver la capacidad del modelo para para replicar el ecosistema o los cambios que se observan en el mismo, para luego proyectar, por ejemplo, cuáles serían los efectos de distintos niveles de explotación o mortalidad por pesca sobre una especie

pelágica. Con un modelo balanceado y que ha sido ajustado a series de tiempo (series largas) se puede estimar el rendimiento máximo sostenido monoespecífico y multiespecífico (*sensu* Walters *et al.*, 2005) dentro del modelo, pero también se puede explorar cuáles son los efectos de aplicar una determinada mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) o biomasa objetivo, o calcular una biomasa límite, o métricas o indicadores holísticos del ecosistema.

Los puntos de referencia ecológicos (PER) para los recursos pelágicos pequeños y el jurel se obtuvieron utilizando modelo EwE buscando la mortalidad por pesca de cada recurso que se espera mantenga las poblaciones de los depredadores en determinados umbrales de biomasa, asumiendo que los pelágicos se capturan de acuerdo a su objetivo de manejo. Al respecto, se propuso puntos de referencia ecológicos, en términos de biomasa objetivo (B_{obj}) y biomasa límite (B_{lim}) que consideran la conservación de los depredadores dependientes de los stocks explotados (Chagaris *et al.* 2020, Arreguín-Sánchez *et al.*, 2021).

El punto ecológico de referencia (PER) límite corresponde al nivel de biomasa o mortalidad por pesca del stock luego del cual el ecosistema podría perder su capacidad de recuperación. Al respecto, en atención a la abundante literatura disponible, se propone como PER límites la biomasa del stock que provoca una disminución de un 25% (límite duro) y 50% (límite blando) de la biomasa de la especie depredadora más sensible en el ecosistema. Los resultados de estos estimadores se presentan a continuación.

4.5. Objetivo Específico 5

Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La determinación de los estimadores de F_{RMS} mono específico y F_{RMS} multiespecífico se realizó utilizando la metodología de Walters *et al.* (2005), tal y como se expuso en el Objetivo Específico N° 2 (Tabla 46) y se presentan acá nuevamente. En el caso de la biomasa que conduce al rendimiento máximo sostenido (B_{RMS}), se obtuvo de las curvas de producción calculadas para cada especie, a partir de los estimadores de mortalidad por pesca del rendimiento máximo sostenido, tanto para el estimador monoespecífico (F_{RMS-SS}) como multiespecífico (F_{RMS-MS}).

Dado que el estimador de F_{RMS} cambia cuando se considera las relaciones tróficas entre los grupos funcionales del ecosistema (F_{RMS-MS}), respecto de cuando no se consideran (F_{RMS-SS}), la biomasa del rendimiento máximo sostenido se expresa en términos relativos a la biomasa de equilibrio en ausencia de pesca (B_0) tanto para el caso monoespecífico, como en el caso multiespecífico, con sus respectivos intervalos de confianza (Tabla 54).

Tabla 54. Estimadores de B_{RMS} relativa por recurso y pesquería e intervalo de confianza respectivo.

Stock/Pesquería	B_{RMS-SS}/B_{0-SS}		B_{RMS-MS}/B_{0-MS}	
	Estimador	I.C.	Estimador	I.C.
Anchoveta ZN	0,395	0,389 - 0,401	0,453	0,449 - 0,457
Anchoveta ZCN	0,396	0,392 - 0,401	0,410	0,406 - 0,413
Anchoveta ZCS	0,455	0,451 - 0,460	0,448	0,444 - 0,452
Sardina común ZCS	0,434	0,429 - 0,438	0,439	0,435 - 0,443
Sardina austral MICH	0,501	0,495 - 0,507	0,494	0,491 - 0,498
Jurel Nacional	0,494	0,490 - 0,498	0,423	0,419 - 0,426

4.6. Objetivo Específico 6

Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La estimación de puntos ecológicos de referencia (PER) consideró como umbral de agotamiento o colapso el nivel de biomasa del stock respecto de la biomasa estable del escenario sin pesca ($B/B_{F=0}$) luego de la cual el grupo funcional más sensible a los cambios de biomasa de la especie objetivo supera un cambio de biomasa negativo de un 25% (límite duro, $B_{lim25\%}$) y un 50% (límite blando, $B_{lim50\%}$), respectivamente. Los estimadores de biomasa límite e intervalos de confianza se muestran en la Tabla 55.

Tabla 55. Estimadores de puntos ecológicos de referencia (PER) basados en biomasa (B_{lim}) B_{RMS} relativa por recurso y pesquería e intervalo de confianza respectivo.

Stock/Pesquería	$B_{lim25\%}$		$B_{lim50\%}$	
	Estimador	I.C.	Estimador	I.C.
Anchoveta ZN	0,643	0,595 - 0,691	0,411	0,359 – 0,464
Anchoveta ZCN	0,597	0,582 - 0,612	0,404	0,390 – 0,418
Anchoveta ZCS	---	---	---	---
Sardina común ZCS	0,730	0,715 - 0,744	0,412	0,396 – 0,428
Sardina austral MICH	0,515	0,475 - 0,555	0,355	0,341 – 0,369
Jurel Nacional	0,747	0,714 - 0,780	0,551	0,532 – 0,569

En el caso de anchoveta de la zona centro-sur, el modelo no pudo determinar una biomasa límite, porque ninguno de los escenarios de mortalidad por pesca ensayados condujo a una reducción de la biomasa de los depredadores más sensibles mayor a 50%. El escenario de mortalidad por pesca más agresivo (F_{RMS-MS}), llevo a la anchoveta a una reducción cercana al 43,0% (Figura 99) mismo que produjo una reducción máxima de los depredadores en torno a 90% (Figura 98).

Para cada escenario de mortalidad por pesca (F_{RMS-SS} , F_{RMS-SS} y F_{obj}) se calculó la probabilidad que el grupo funcional más sensible a los cambios de biomasa de la especie objetivo presente un cambio de biomasa positivo o negativo ($<B_{lim25\%}$ y $<B_{lim50\%}$) (Tabla 56).

Tabla 56. Probabilidad de un cambio de biomasa (aumento o disminución) del depredador más sensible frente a escenarios de mortalidad por pesca de la especie objetivo.

Stock	Indicador	F_{RMS-SS}	F_{RMS-MS}	F_{objeq}
Anchoveta ZN	Aum. >25%	0,88	0,88	0,92
	Aum. >50%	0,67	0,73	0,78
	Dism. >25%	1,00	1,00	0,98
	Dism. >50%	0,84	0,98	0,73
Anchoveta ZCN	Aum. >25%	0,76	0,78	0,78
	Aum. >50%	0,47	0,63	0,61
	Dism. >25%	0,82	0,82	0,80
	Dism. >50%	0,45	0,90	0,49
Anchoveta ZCS	Aum. >25%	0,86	0,84	0,86
	Aum. >50%	0,51	0,59	0,59
	Dism. >25%	0,92	0,84	0,90
	Dism. >50%	0,43	0,51	0,49
Sardina común ZCS	Aum. >25%	0,96	0,96	0,98
	Aum. >50%	0,80	0,86	0,88
	Dism. >25%	1,00	1,00	0,92
	Dism. >50%	0,61	0,75	0,51
Sardina austral MICH	Aum. >25%	0,75	0,76	0,90
	Aum. >50%	0,20	0,08	0,08
	Dism. >25%	0,65	0,65	0,82
	Dism. >50%	0,25	0,14	0,33
Jurel	Aum. >25%	0,92	1,00	0,98
	Aum. >50%	0,84	1,00	0,92
	Dism. >25%	0,82	1,00	0,98
	Dism. >50%	0,00	1,00	0,49

5. Discusión y conclusiones

La revisión de ejemplos de pesquerías de peces pelágicos alrededor de mundo permitió reconocer el rol que juegan las especies pelágicas de tamaño pequeño como especies forraje, particularmente en sistemas de surgencia como los de las Corrientes de Humboldt, Benguela, y California, entre otros. Pese a lo anterior, en la mayoría de los stocks revisados no se reconoce este rol ecológico en los puntos de referencia que se usan para su manejo. Por el contrario, la mayoría de los PBRs están restringidos al enfoque monoespecífico. En este sentido, los PBRs aplicados en la mayoría de los casos no parecen conservadores, ya que se encuentran por debajo de la provisión de 75% de la biomasa no explotada recomendada como nivel apropiado por Smith *et al.* (2011) y el Marine Stewardship Council (MSC).

La experiencia internacional en la implementación del enfoque ecosistémico en especies de nivel trófico bajo o forraje, indicó que existe la necesidad de considerar los impactos que la pesquería de estas especies puede llegar a tener sobre predadores de niveles tróficos superiores tales como otros peces, aves y mamíferos, especialmente en especies dependientes. Esto debería traducirse en que el objetivo de manejo para estas especies debería ser asegurar primero una biomasa suficiente para sustentar poblaciones de predadores y ecosistemas sanos, y no maximizar la captura (RMS). Sin embargo, algunos autores son críticos de esta idea debido a que los modelos tróficos usados para arribar a estas recomendaciones aún ignoran factores importantes de la dinámica de las especies forraje tales como su alta variabilidad natural, la débil relación stock-recluta, el rol de los cambios de régimen de productividad ambientales, la distribución de tallas de las especies forraje considerando que la depredación sobre ellos es muchas veces talla-selectiva, y los cambios en la distribución espacial de las especies forraje y su influencia en el éxito reproductivo de predadores (Hilborn *et al.* 2017). Lo anterior indica que cualquier evaluación de estrategias de captura para especies forraje requiere considerar estos aspectos, mediante el uso de modelos que consideran especies individuales como los que representan el ecosistema. En este sentido, Neira *et al.* (2019) encontraron que, en el caso de la pesquería de sardina austral de la región de Los Lagos, una especie pelágica considerada normalmente como nivel trófico bajo y forraje, la estrategia actual de explotación de F60% era sustentable tanto en el ámbito monoespecífico como en el ecosistémico. Entonces, la recomendación de usar por defecto F75% (Smith *et al.* 2011, Marine Stewardship Council) como un objetivo de manejo para asegurar la salud de predadores debe evaluarse

pesquería a pesquería. En este sentido, tal como lo proponen Hilborn *et al.* (2015), la recomendación de F75% podría aplicar a algunas pesquerías y no ser una generalidad. En los talleres de este proyecto se discutió en varias oportunidades la recomendación de utilizar como objetivo de manejo dejar en el sistema un 75% de la biomasa no explotada. El Marine Stewardship Council (MSC) considera este punto de referencia es un valor por defecto que se recomienda para pesquerías en las cuales no se tienen ninguna información respecto del rol de las especies pelágicas en el ecosistema y no una recomendación que se deba adoptar en todas las pesquerías de peces pelágicos (Sr. Rodrigo Polanco MSC Latinoamérica, comunicación personal durante los talleres del proyecto). Por lo tanto, lo que corresponde es estudiar los puntos objetivos caso a caso. La misma opinión expresó el Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (experto internacional del proyecto). En su experiencia con dos procesos de certificación MSC de dos especies de sardina en México se llegó a que el punto de referencia objetivo debería ser de 60% de la biomasa no explotada. En este proyecto se puso a prueba el actual marco biológico de referencia analizando cómo se comportan los actuales PBRs en pesquerías pelágicas de Chile cuando se considera explícitamente el rol de especies forraje. Los resultados se discuten a continuación.

En ausencia de evidencia de una relación stock-recluta que determine la productividad de los stocks de peces pelágicos aquí analizados, los PBR se basan en una reducción permitida y acordada de la biomasa desovante por recluta (Payá *et al.* 2014). Este enfoque permite estimar la tasa de mortalidad por pesca objetivo, cuya estimación se considera un proxy para la mortalidad por pesca del rendimiento máximo permitido ($FRMS \approx F_{Obj}$). Bajo la misma premisa, y considerando el que el reclutamiento seguirá fluctuando en el nivel promedio estimado, es posible estimar la biomasa desovante no explotada (B_0) y entonces una estimación para biomasa desovante objetivo y límite.

Por lo general, los usuarios y manejadores de la pesquería son quienes establecen los puntos biológicos de referencia objetivos. Para ello consideran objetivos de manejo y consideraciones biológicas. Al respecto, y como lo establece Payá *et al.* (2014), los PBR consideran lo establecido en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) que indica la aplicación del enfoque precautorio y enfoque ecosistémico para el manejo de las pesquerías, y conducir la explotación a objeto de llevar a las pesquerías al rendimiento máximo sostenible (RMS). Según la LGPA, el RMS se entiende como el “mayor nivel promedio de remoción por captura que puede obtener de un stock

en forma sostenible y bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes”. Si bien es cierto que la definición biológica para el RMS es similar (Finley & Oreskes, 2013; Pauly & Froese, 2021), las bases científicas para la estimación radican en los conceptos de excedente de producción y en las bases para estimar el rendimiento máximo de una cohorte, ambos enfoques suponiendo modelos de dinámica poblacional en estado-estable. Otros factores potenciales y relevantes, tales como las interacciones ecológicas, mortalidad por predación, y aspectos evolutivos, rara vez son considerados (Finley & Oreskes, 2013). En este contexto, desde el punto de vista del enfoque poblacional para el manejo de las pesquerías aún persisten supuestos asociados con una visión estática dentro de ciertos niveles de fluctuación que podrían ser contrastados con los PBR, sólo si las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes permanecen estacionarias. Este supuesto es complejo de demostrar para las pesquerías pelágicas, incluidas las chilenas. Más aún cuando en la historia reciente del ecosistema se ha observado cambios de régimen. Por ejemplo, para el Océano Pacífico se ha demostrado la existencia de un cambio de régimen ecosistémico que se consolida a partir 1976-77 con el aumento en la abundancia de sardina española hasta mediados de la década que comienza en 1980 con el colapso de esta pesquería y un cambio a condiciones que favorecieron a la anchoveta (Yáñez *et al.* 2001, Alheit & Niquen 2004, Cahuin *et al.* 2009, Yáñez *et al.* 2008, Cárdenas-Quintana *et al.* 2015). El estado de colapso de la pesquería de sardina española estaría asociada a cambios climáticos de gran escala en el Océano Pacífico que no permiten una recuperación asociada al control de la mortalidad por pesca. En efecto, la presencia de esta especie en los desembarques de Chile es muy baja.

Los puntos biológicos de referencia que determinan el marco biológico para la explotación de las pesquerías nacionales asumen esta visión estática para los PBR, suponiendo que el reclutamiento promedio estimado durante el periodo de evaluación puede ser capaz de producir un nivel de biomasa desovante que, en ausencia de explotación, podría permitir el reemplazo intergeneracional de las pérdidas por mortalidad natural. De esta manera, bajo el concepto de producción excedentaria, la reducción hasta un cierto nivel de la biomasa desovante podría seguir generando un reclutamiento esperado similar al promedio inexplorado, y con ello un nivel de remociones por pesca que podría mantener al stock relativamente estable en el nivel deseado.

En este marco, y bajo un enfoque comparativo, para los peces pelágicos pequeños se sugiere que la tasa de mortalidad por pesca objetivo sea menor que la tasa de mortalidad natural, específicamente menor o igual a $2/3M$ a objeto que la tasa de explotación sea cercana o menor a 40% (Patterson 1992). El proxy para la mortalidad por pesca objetivo $F_{55\%}$ ó $F_{60\%}$ es en efecto menor que $2/3M$ para la mayoría de los peces pelágicos aquí analizados y la tasa de explotación menor a 40%, excepto para la anchoveta de la zona norte que se estima cercana a 43,9% semestral (Tabla 57). Asimismo, la mortalidad por pesca objetivo fue inferior a la relación empírica encontrada por Zhou *et al.* (2012) para peces teleósteos, i.e., $FRMS \approx 0,87M$. En este contexto, los PBR para la mortalidad por pesca objetivo se pueden considerar precautorios al ser menores que M , i.e., que la fracción que remueve la mortalidad natural y que fluctúa entre 56,1% semestral, y entre 61,4 y 76,9% anual. En consecuencia, una fracción importante de biomasa se remueve por causas naturales.

Tabla 57. Mortalidad por pesca objetivo (F_{Obj}), mortalidad natural (M), mortalidad total (Z) y tasa de explotación ($E=F/Z*100$) para las pesquerías de peces pelágicos. El asterisco indica estimados semestrales.

Pesquería	Zona	F_{Obj}	M	Z	E (%)
Anchoveta	Norte	0,86*	1,1*	1,96*	43,9*
Anchoveta	Centro-Norte	0,48	1,3	1,78	27,0
Anchoveta	Centro-Sur	0,44	0,7	1,14	38,6
Sardina común	Centro-Sur	0,3	1,0	1,3	23,1
Sardina austral	Mar Interior Los Lagos	0,46	0,83	1,29	35,7

Bajo el enfoque estático del marco biológico para la explotación, al considerar que las remociones por pesca son consistentes con el nivel de reclutamiento promedio, nivel de biomasa desovante inexplorada y steepness compatible con la reducción de biomasa desovante permitida para un modelo stock-recluta del tipo Beverton y Holt, la biomasa proyectada bajo un ambiente estocástico afectando al reclutamiento, se encontró que los stocks fluctúan en torno de la reducción permitida. Sin embargo, la variabilidad es relativamente alta por lo que la biomasa desovante podría caer en ya sea en el estado de subexplotación con probabilidad entre 16 – 44,8%, explotación plena con probabilidad entre 30,1 y 32,3%, o sobreexplotación con probabilidad entre 23,4 y 47,1%. Estas

probabilidades compiten entre sí, ya que básicamente las fluctuaciones del stock desovante son impactadas por las fluctuaciones del reclutamiento anual. De esta manera, bajo el supuesto de una variabilidad natural y estocástica del reclutamiento, el estado de situación de las pesquerías de peces pelágicos podría ser consecuencia de dicha variabilidad más que asociadas a efectos de la pesca.

Las capturas proyectadas resultaron ser de una magnitud similar a los registrados durante el periodo de evaluación de los stocks. No obstante, en algunas pesquerías, las capturas proyectadas fueron inferiores a las capturas promedio. Tal fue el caso de la anchoveta de la zona norte, con capturas medianas semestrales del orden de 289 mil toneladas (ca. 578 mil anuales). El coeficiente de variación, sin embargo, es alto (70%). En este caso, es probable que el reclutamiento fluctúe irregularmente entre semestres impactando tanto en la biomasa del stock desovante como en las capturas. En la anchoveta de la zona centro-sur también se registraron capturas menores que el promedio de capturas registrados durante el periodo de evaluación. Sin embargo, dicho promedio podría estar afectado por capturas excesivamente altas registradas antes de 2007. Si bien es cierto que las capturas proyectadas responden a las fluctuaciones del reclutamiento las capturas altas son probables, pero menos frecuentes que las cercanas a la mediana.

La respuesta de predadores a la explotación de la presa (PREP), consistente en una relación funcional entre el grado de agotamiento de la presa y la importancia del aporte de la presa en la dieta del depredador (Pikitch *et al.* 2014). El aporte de los peces pelágicos pequeños a la dieta de aves marinas fluctúa entre 25 (anchoveta) y 35% (sardina común), y en mamíferos marinos entre 21% (sardina común) y 27% (anchoveta). Al considerar la mediana del agotamiento de la biomasa desovante proyectada (B/B_0), la respuesta potencial de reducción de estos predadores es inferior al 20% para los mamíferos marinos (rango: 14,4 – 17,7%), mientras que para las aves marinas se estima una reducción potencial que fluctúa entre 24,3 y 31,2%. Sin embargo, la ecuación PREP sólo es relevante para predadores dependientes directos de las presas, y no se pueden deducir efectos indirectos. Usualmente, PREP predice declinaciones similares que modelos ecotróficos como ECOPATH o modelos MICE (Kaplan *et al.* 2019). Los resultados muestran que los mamíferos marinos, ya sea lobo marino o cetáceos, tienen presas alternativas lo que permite una reducción potencial más baja que las aves marinas al nivel del punto biológico de referencia

objetivo. Sin embargo, una reducción de biomasa de las poblaciones de peces pelágicos pequeños cerca del punto biológico de referencia límite podría generar una reducción cercana al 39% en las aves marinas. En consecuencia, es deseable evaluar los efectos indirectos de estos efectos directos predichos por la ecuación PREP para aves marinas. Se destaca que para las pesquerías en que no se contó con la matriz de dieta, se impuso el valor más bajo disponible. En este contexto, el impacto potencial de declinación en las poblaciones de aves y mamíferos marinos debe ser revisada con modelos ecotróficos, pero es necesario mejorar la escasa a nula información ecotrófica (dieta, consumo) de las especies que componen estos grupos funcionales.

Para evaluar la sensibilidad de los estimadores de F_{RMS} se implementó escenarios de cambios en la composición de la dieta en cada uno de los modelos. Lo anterior, debido a que el parámetro que tiene más impacto en la estimación del RMS es el parámetro de vulnerabilidad que se obtiene en la fase de ajuste de series de tiempo. La vulnerabilidad está directamente conectada con la dieta de los grupos funcionales. Al respecto, se observaron diferencias notables en los estimadores de F_{RMS} , tanto monoespecífico (F_{RMS-SS}) como multiespecífico (F_{RMS-MS}) respecto de la situación inicial, principalmente en el caso de la pesquería de anchoveta de la Zona Norte y sardina común de la Zona Centro-Sur (Tabla 58).

Los mayores o menores cambios en las estimaciones de vulnerabilidad, y consecuentemente de F_{RMS} dependen del pedigrí del modelo, así para modelos con mayor incertidumbre de los parámetros de entrada (menor pedigrí), en este caso de la dieta, tienden a producir diferencias mayores entre las estimaciones de F_{RMS} .

Cabe destacar que las estimaciones de F_{RMS} en el escenario de cambios en la composición de la dieta fueron menores que la condición inicial, por lo que resultan mas precautorios, y mantienen el objetivo de manejo actual mantener el stock en torno al 55% de su condición inicial (Tabla 59).

Tabla 58. Estimaciones de F_{RMS-SS} , F_{RMS-MS} y F_{objeq} para los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel según ecosistema estudiado. Se compara los resultados de situación con composición de la dieta ingresada a cada modelo (Escenario inicial) con simulaciones Montecarlo (Escenario cambio de dietas) donde se consideró dietas alternativas al inicio de la simulación. Los intervalos de confianza se presentan entre paréntesis.

Stock	Escenario inicial		F_{obj}	$F_{obj eq}$	Escenario cambio dietas	
	F_{RMS-SS}	F_{RMS-MS}			F_{RMS-SS}	F_{RMS-MS}
Anchoveta ZN	1,040 (1,026-1,053)	1,300 (1,278-1,321)	0,86*	0,56	0,369 (0,350-0,388)	0,816 (0,695-0,727)
Anchoveta ZCN	1,058 (1,031-1,084)	1,383 (1,365-1,401)	0,48	0,38	0,711 (0,695-0,727)	1,198 (1,174-1,223)
Anchoveta ZCS	0,289 (0,285-0,293)	0,327 (0,321-0,333)	0,44	0,17	0,280 (0,261-0,300)	0,280 (0,261-0,300)
Sardina común ZCS	0,299 (0,297-0,302)	0,328 (0,325-0,332)	0,30	0,22	0,429 (0,414-0,445)	0,442 (0,414-0,471)
Sardina austral MICH	0,125 (0,119-0,132)	0,192 (0,177-0,208)	0,46	0,20	0,101 (0,097-0,104)	0,135 (0,131-0,139)
Jurel Nacional	0,104 (0,102-0,105)	0,186 (0,180-0,192)	0,13	0,11	0,094 (0,090-0,099)	0,147 (0,134-0,160)

Tabla 59. Estimaciones de B_{RMS-SS}/B_{0-SS} y B_{RMS-MS}/B_{0-MS} de los recursos pelágicos anchoveta, sardina común, sardina austral y jurel por ecosistema estudiado, considerando cambios en la composición de la dieta de los predadores. Entre paréntesis, el intervalo de confianza.

Stock	B_{RMS-SS}/B_{0-SS}	B_{RMS-MS}/B_{0-MS}
Anchoveta ZN	0.564 (0.551-0.576)	0.582 (0.561-0.603)
Anchoveta ZCN	0.587 (0.577-0.596)	0.595 (0.583-0.607)
Anchoveta ZCS	0.545 (0.536-0.554)	0.557 (0.548-0.566)
Sardina común ZCS	0.610 (0.597-0.622)	0.608 (0.598-0.617)
Sardina austral MICH	0.561 (0.543-0.580)	0.524 (0.512-0.537)
Jurel Nacional	0.547 (0.538-0.556)	0.514 (0.507-0.532)

Los resultados bajo un enfoque EEM, se muestra que los PBR en las pesquerías de peces pelágicos pequeños de anchoveta en las unidades de pesquería de Atacama-Coquimbo y Valparaíso-Los

Lagos, y la sardina común en la unidad de pesquería de Valparaíso-Los Lagos presentaron un buen desempeño en términos de lograr los objetivos de manejo, aún cuando la dinámica del reclutamiento sea incierta. En estas evaluaciones, la variabilidad del reclutamiento es alta y los límites de confianza son amplios y asimétricos, lo que implica la factibilidad que estos stocks sean declarados en estado de sobreexplotación o agotamiento sólo debido a la ocurrencia de reclutamientos bajos. Sin embargo, los PBR logran el objetivo de manejo en el largo plazo. Se destaca que el escenario con autocorrelación de primer orden en los desvíos del reclutamiento genera cambios que persisten por algunos años en la magnitud del reclutamiento, pero la estrategia de explotación con mortalidad por pesca equivalente al PBR objetivo ($F_{60\%BPR}$ como proxy del FRMS) logra el objetivo de manejo.

En el caso de la sardina austral, el procedimiento de manejo presentó la más baja eficacia. En parte, el modelo de evaluación es sensible a la variabilidad del reclutamiento y registró un éxito de convergencia de 70,1%, lo que implica que este componente del procedimiento de manejo debe ser mejorado. Se destaca que aquí se utilizó un modelo con dinámica en tallas tanto para el(los) modelos operativos como para el estimador, siendo deseable evaluar el procedimiento de manejo con un modelo estructurado por edades. No obstante, se debe considerar que un modelo con dinámica en tallas fue utilizado en la evaluación de anchoveta en la unidad de pesquería de Atacama-Coquimbo, por lo que la baja eficacia del estimador en el caso de la sardina austral podría ser consecuencia más bien de la configuración estructural del modelo.

Los cambios de régimen en el reclutamiento de anchoveta y sardina común (y jurel) fueron detectados con Hidden Markov Models, cuya ventaja radica en evaluar la secuencia temporal a través de un proceso Markov que logra identificar la probabilidad de transición entre estados. Esta técnica se está utilizando recientemente para modelar la dinámica del reclutamiento con pocas aplicaciones, destacando el trabajo de Tang *et al.* (2021). Para la sardina común y anchoveta se evaluó mediante EEM la eficacia de la estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante bajo escenario de cambio de régimen. Los resultados muestran que, si bien hubo un buen desempeño, el utilizar PBR estáticos determinan estatus ya sea de sobreexplotación o agotamiento bajo un régimen de reclutamientos bajos. En parte esto puede ser resuelto con PBR dinámicos, que muestran que la reducción de biomasa no es tan severa cuando se mide el impacto de la pesca año

a año respecto de una biomasa inexplorada potencial antes de ejercer la explotación. Es importante considerar un enfoque de PBR dinámicos para medir los efectos de la pesca bajo un ambiente cambiante, ya que el objetivo de manejo de reducción de biomasa reproductiva podría ser aplicado año a año, o por bloque de años tal y como lo muestra O’Leary *et al.* (2019).

Se destaca que las cuotas fueron determinadas con el reclutamiento promedio de los últimos tres años, por lo que al pasar de un régimen de reclutamientos bajo a un régimen con reclutamientos altos hay una pérdida de eficacia en el desempeño operacional del estimador. En este contexto, es muy probable que exista incertidumbre cuando el reclutamiento muestra un incremento significativo, por ejemplo, los altos niveles de reclutamiento recientes en la anchoveta de Atacama-Coquimbo y de Valparaíso-Los Lagos.

La EEM no se realizó en la anchoveta de la zona norte debido a la complejidad que implica un stock compartido, y los supuestos involucrados con probables efectos de la pesca del Perú. Por ejemplo, Canales & Cubillos (2021) simulan un escenario estatus-quo (business as usual), y se demuestra que a pesar del riesgo latente de sobrepesca, causado tanto por la variabilidad del reclutamiento como por la falta de coordinación de la gestión pesquera entre dos jurisdicciones, el control de la mortalidad por pesca de una de las partes puede permitir la sostenibilidad de todo el stock, siempre que el esfuerzo pesquero de la otra jurisdicción se mantenga en niveles similares a los de la última década. El uso de una regla de control evitaría el aumento de la mortalidad por pesca y facilitaría los objetivos de gestión basados en el rendimiento máximo sostenible, ofreciendo cierta estabilidad para las capturas de Chile. Otros escenarios distintos al status-quo son factibles; por ejemplo, un escenario de pérdida de disponibilidad de anchoveta en el Perú debido a cambios de distribución hacia el sur con aumento de abundancia en la zona norte. Para ello, se requiere un modelo operativo espacial, cuya parametrización escapa a los objetivos de este proyecto.

En el caso de jurel, se sabe que está en proceso un cambio estructural en las bases de datos asociados con la composición por edad, lo que implica implementar un “benchmark stock assessment”; esto es, un análisis completo y una revisión del estado del stock en consideración a los datos nuevos, o modelos de evaluación más nuevos o mejorados. En el caso de jurel se considera cambios estructurales asociados con la asignación de la edad, claves talla-edad, longitud y peso promedio a

la edad, composición de edad, mortalidad natural y madurez. En este contexto, es recomendable esperar los hitos y acuerdos asociados con el plan de manejo del Grupo Científico de la OROP-PS.

Además, para los pelágicos pequeños se sugiere aplicar enfoques de evaluación del desempeño con técnicas más sofisticadas de evaluación de estrategias de manejo, las que podrían ser complejas de comparar considerando la incertidumbre asociada a la variabilidad natural del reclutamiento (Hilborn *et al.* 2018). Plagányi *et al.* (2019) y Siple *et al.* (2021) mencionan que la variación temporal en el reclutamiento y otros parámetros de la historia de vida, sumado a la estructura espacial y el movimiento más las interacciones de las especies son consideraciones claves para los peces pelágicos pequeños. Por ejemplo, en la anchoveta de la zona norte, el punto biológico de referencia se estima considerando reproducción continua y homogénea; es decir, sin efectos estacionales entre semestres. Se desconoce si la productividad (pendiente al origen de la relación stock-recluta) cambia entre semestres, aspecto que podría ser modelado imponiendo factores estacionales fijos para el reclutamiento. Por ejemplo, Canales *et al.* (2019) evaluaron el sesgo de un modelo talla-estructurado trimestral para la anchoveta de la zona norte, y demuestran que los cambios interanuales en el reclutamiento de los años más recientes es mejor modelado con factores estacionales de efectos fijos.

Asimismo, Siple *et al.* (2018) encontraron que las estrategias diseñadas para lograr estabilidad en las capturas resultan en colapsos más severos, y sugieren que el manejo de peces forrajeros como la anchoveta requieren balancear compensaciones. En consecuencia, es importante evaluar los patrones de variación observados en el reclutamiento de cada stock a objeto de evaluar efectos de denso-dependencia, estacionaridad (media y varianza constante), cambios de régimen o cambios estructurales, correlación serial (Szuwalski *et al.* 2014; Maunder & Thorson, 2019), y patrones de fluctuación sincrónicos/asincrónicos (Lluch-Belda *et al.* 1989, Siple *et al.* 2018). Se debe considerar que las capturas, reclutamiento, mortalidad por pesca y biomasa desovante son series de tiempo únicas, que poseen características que determinaron el estatus de las poblaciones. De esta manera, muchos modelos utilizan un enfoque probabilístico del tipo log-normal para describir la estocasticidad del reclutamiento sin considerar cambios estructurales o secuencia de eventos que en la historia han sido únicos. Por ejemplo, cambios de régimen que determinan parámetros para la relación stock-recluta que no son invariantes (Perälä *et al.* 2017, Szuwalski *et al.* 2019, Miller &

Brooks 2021). Incluso cuando la evidencia de cambios de régimen se ha documentado, es importante contar con un protocolo que permita ponderar si se está en presencia de un cambio en la productividad o no (Klaer *et al.* 2015).

Canales *et al.* (2020) encontraron que la dinámica de las poblaciones de anchoveta del norte de Chile fue gobernada por componentes endógenos y por los efectos del clima, la pesca y la interacción clima-pesca. Sin embargo, la dinámica de peces pelágicos pequeños de la zona centro-sur de Chile mostró efectos endógenos más débiles, donde la pesca juega un rol más significativo. El efecto endógeno sobre la sardina común fue levemente mayor en comparación con el de la anchoveta, pero los cambios en la temperatura superficial del mar fueron el principal impulsor del crecimiento de la biomasa de sardina común después del año 2006. Detectar cuándo se producirá un cambio en la productividad o capacidad de carga de los stocks considerando la variabilidad climática son elementos que permitirán evaluar de mejor manera la robustez de los puntos biológicos de referencia estáticos diseñados para los peces pelágicos pequeños.

Con respecto a la evaluación de los PBR actualmente vigentes para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico, se modeló las principales tramas tróficas en las que participan las pesquerías de peces pelágicos pequeños (anchovetas y sardinas) y el jurel. Los resultados permitieron concluir que los PBR actualmente vigentes incluyen consideraciones ecosistémicas (PER), ya que aprovisionan suficiente alimento para predadores. La excepción correspondió al grupo funcional “aves marinas” que mostró ser el más sensible a los cambios en la biomasa de peces pelágicos pequeños en varios modelos. Sin embargo, es necesario recordar que existe incertidumbre en las predicciones de los modelos. Una fuente importante de incertidumbre corresponde a la información de entrada para el grupo funcional “aves marinas”, pero también para otros predadores ubicados en los niveles tróficos superiores. Se enfatiza la necesidad de información sobre predadores tope en los ecosistemas estudiados (aves marinas, cetáceos, y tiburones). La información más urgente sobre estos grupos corresponde a estimaciones de abundancia y biomasa, tasas de consumo y producción, y composición de la dieta. Esta información debe ser recolectada utilizando un diseño de muestreo ad-hoc y no es probable que eso ocurra en el corto plazo. Sin embargo, se recomienda que los actuales PRB sean revisados en cuanto nueva información sobre los distintos componentes del

ecosistema esté disponible y las metodologías sean refinadas. Otro punto importante, es que la metodología utilizada sólo consideró efectos tróficos directos e indirectos de la explotación de pelágicos pequeños en los modelos. Sin embargo, como se mencionó más arriba, estas especies pelágicas exhiben fluctuaciones en su abundancia que son previas a la aparición de la pesca. Por lo tanto, estudios futuros deberían enfocarse en evaluar la variabilidad natural en la abundancia / biomasa de aves y otros predadores. En algunos casos la principal fuente de variabilidad de predadores tope puede ser el ambiente y no el alimento (biomasa de peces forraje alterada por la pesca). Se recomienda que estudios futuros puedan abordar este punto, ya sea mediante modelación o con data empírica donde se evalúe el efecto de variables ambientales sobre la abundancia de predadores tope. Por ejemplo, el Dr. Arreguín-Sánchez propuso que en Ecosim se podría simular variabilidad ambiental y obtener un rango de variación “natural” en el nivel de agotamiento de los predadores. Posteriormente, se puede simular los efectos de la mortalidad por pesca en las especies pelágicas forraje y evaluar si este factor incrementa o no el rango “natural” de agotamiento y considerar entonces el efecto de la pesca sólo al diferencial.

Los PBRs derivados del análisis ecosistémico usando el enfoque EwE, mostraron diferencias entre la aproximación donde no se considera que la especie interactúa en la trama trófica (RMS mono-específico) y la que considera que existen interacciones y que además se explota todas las especies objetivo (RMS múltiples-especies). Esto indicaría que las interacciones tróficas afectan las estimaciones de PBRs asociados al RMS de las especies objetivos de este estudio. En particular llama la atención que los PBR derivados del análisis ecosistémico o de múltiples especies serían menos precautorios que los derivados del análisis mono-específico en EwE. Lo anterior parece contraintuitivo. Sin embargo, estos resultados se explican porque el rendimiento de pesca máximo que se obtiene al considerar capturas al FRMS en el largo plazo para todas las especies objetivo simultáneamente y sus conexiones tróficas, también llamado RMS multi-especies, puede ser sustancialmente diferente del RMS mono-específico (Walters et al. 2005). Esto porque algunos stocks pueden ser más productivos cuando el ecosistema es explotado en múltiples niveles tróficos y se ha reducido la competencia y la mortalidad por depredación sobre ellos. Este es el caso de las especies forraje. En este caso, la explotación pesquera puede remover a los predadores de peces pelágicos, disminuyendo su mortalidad por predación.

En Chile, al igual que en muchos países, el enfoque de evaluación y manejo de pesquerías se basa en una visión monoespecífica. Esto implica que la información que se colecta para el manejo pesquero está fuertemente sesgada hacia parámetros y variables del stock explotado, con poca o nula información sobre las interacciones de ese stock con otras especies y con el ambiente. Esto implica que no existen evaluaciones directas o indirectas para los grupos que no son recursos pesqueros. Por otro lado, se reconoce que el ambiente juega un papel en la dinámica de algunos recursos. Sin embargo, la forma en que cada componente vivo del ecosistema responde al cambio ambiental aún no está totalmente clara. En las últimas décadas, los modelos ecosistémicos han avanzado al punto que pueden realizar proyecciones de la biomasa de los distintos grupos del ecosistema bajo distintos factores forzantes. Esto implica que poseen la capacidad de replicar las tendencias observadas en la dinámica de los stocks y otros grupos. Sin embargo, incluso los modelos con mayor potencial para apoyar el manejo pesquero con enfoque ecosistémico (*sensu* Plaganyi, 2007), tendrán un mal desempeño (e.g., presentar ajustes pobres) si las series observadas (e.g., biomasa, captura, mortalidad por pesca) son escasas y/o de corta duración. La falta de esta información resulta en que los modelos ecosistémicos no puedan explicar completamente la dinámica de la biomasa pasada de algunos grupos. Esta falta de ajuste en los modelos utilizados en este proyecto para estimar PBR con consideraciones ecológicas. Por ello es necesario indicar que los resultados de este proyecto deben considerarse bajo estas limitaciones y esto apoya nuestra recomendación que los resultados actuales sean revisados cuando la información sea más completa. Una alternativa es en el futuro incorporar una ponderación a la estimación del PBR desde modelos ecosistémicos basados en la calidad del ajuste obtenido.

Finalmente, estudios futuros deberían explorar otros modelos e indicadores de modo de considerar otras propiedades del ecosistema más allá de la biomasa de especies y grupos funcionales claves.

6. Conclusiones

1. En las pesquerías estudiadas, la estimación de los actuales puntos biológicos de referencia objetivo para la mortalidad por pesca considera el criterio precautorio ya que sus valores permitirían que la biomasa desovante de los peces pelágicos pequeños fluctúe en torno del PBR objetivo; esto es, en torno de 50% (anchoveta zona norte) ó 55% (anchoveta zona centro-norte, anchoveta centro-sur y sardina austral región de Los Lagos) de la biomasa desovante no explotada.
2. La aplicación en modelos ecosistémicos de la mortalidad por pesca objetivo monoespecífica (Fobjetivo) en las pesquerías estudiadas resultó en valores de biomasa en torno al objetivo actual para las especies objetivo y bajos impactos negativos en predadores de estas especies (sólo el grupo aves declinó bajo un 75% de su biomasa en la condición sin explotación de pelágicos pequeños).
3. En las pesquerías estudiadas los puntos biológicos de referencia (PBR) objetivos actuales (Fobjetivo y Bobjetivo) parecen adecuados tanto desde el punto de vista monoespecífico como ecosistémico, y dan cuenta de la necesidad de aplicar el enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico en su manejo.
4. Sin embargo, los actuales PRB deberían revisarse a medida que nueva información sobre el ecosistema sea recolectada y las metodologías sean refinadas. Se enfatiza la necesidad de información sobre predadores tope en los ecosistemas estudiados (e.g., aves marinas, cetáceos, y tiburones). La información más urgente sobre estos grupos corresponde a estimaciones de abundancia y biomasa, tasas de consumo y producción, y composición de dietas.
5. Estudios futuros deberían explorar otros modelos e indicadores de modo de considerar otras propiedades del ecosistema y del sistema socio-económico más allá de la biomasa de especies y grupos funcionales claves.

7. Talleres

De acuerdo con las Bases Técnicas del proyecto FIPA 2019-17, se debe realizar al menos cuatro talleres. Los resultados, conclusiones, recomendaciones y participantes de cada taller serán documentados en un Anexo del Informe Final, junto con material audiovisual generado durante su ejecución. A continuación, se describe cada uno de ellos.

Taller Inicial de Coordinación

Este taller se realizó en la Sala de Reuniones del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Bellavista 168 piso 21, en Valparaíso, el 12 de agosto de 2019. El acta se adjunta en el **Anexo 1**.

7.1. Taller 1. Primer Taller de Trabajo

Debido a las restricciones impuestas por la pandemia COVID-19, este taller se realizó el 21 de diciembre de 2020 por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca y los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. El acta se adjunta en el **Anexo 2**.

7.2. Taller 2. Segundo Taller de Trabajo

Este taller se realizó el 21 de junio de 2021 por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca y los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. El acta se adjunta en el **Anexo 3**.

7.3. Taller 3. Tercer Taller de Trabajo

Este taller se realizó el 29 de junio de 2021 por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca y los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. El acta se adjunta en el **Anexo 4**.

7.4. Taller de Difusión

Este taller se realizó el 04 de agosto de 2022 por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca y los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. El acta se adjunta en el **Anexo 5**.

8. Referencias

- Acuña, E., M. Berríos, L. Cid, C. Díaz, J. Moraga, A. Mujica, J. Olivares & R. Roa. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97-25, 140 pp.
- Akenhead, S. A., Carscadden, J. E., Lear, H., Lilly, G. R., and Wells, R. 1982. Cod-capelin interactions off northeast Newfoundland and Labrador. In *Multispecies Approaches to Fisheries Management Advice*, pp. 141–148. Ed. by M. Mercer. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 56. 169 pp.
- Alamo, A. & P. Espinoza. 1998. Variaciones alimentarias en *Engraulis ringens* y otros recursos pelágicos durante invierno-primavera de 1997. *Inf. Inst. Mar Perú*, 130: 45-52.
- Alamo, A., P. Espinoza, P. Zubiato & I. Navarro. 1997. Comportamiento alimentario de los principales recursos pelágicos peruanos en verano y comienzos de otoño 1997. *Inf. Inst. Mar Perú*, 127: 82-89.
- Alarcón, R., E. Acuña, A. Cortés & H. Arancibia. 2017. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2016. Informe Final, 323 pp.
- Alarcón, R., S. Neira & H. Arancibia. 2017. Ecosystem impacts of applying single-species versus multiple-species MSY in the Patagonian sprat fishery (*Sprattus fuegensis*) in the inner sea ecosystem of southern Chile. Presentación Oral en Congreso PICES 2017. Victoria, Canadá.
- Arancibia, H., Catrileo, M. & Farías, B. 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17. Universidad de Concepción, 98 pp.
- Arancibia, H., S. Neira, V. Christensen, R. Olson, R. Cubillos, R. Quiñones, C. Gatica & M. Medina. 2002. Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile. Proyecto FIP 2001-29: 274 pp.
- Arancibia, H., M. Barros, S. Neira, U. Markaida, C. Yamashiro, C. Icochea, L. Cubillos, C. Ibáñez, R. León, M. Pedraza, E. Acuña, A. Cortés & V. Kesternich. 2007. Análisis del impacto de la jibia en las pesquerías chilenas de peces demersales. Universidad de Concepción / Universidad Católica del Norte, Pre-Informe Final Proyecto FIP 2005-38: 296 pp.
- Arancibia H., M. Barros, S. Neira, R. Alarcón, A. Gretchina, A. Yáñez, C. Ibáñez, L. Cisternas, A. Zúñiga, C. Bruno, N. Alegría, E. Acuña & A. Cortés. 2016. Historia de vida y dinámica poblacional de jibia en aguas nacionales. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2013-18, 386 p. + Anexos.
- Arrizaga, A., Fuentealba, M., Espinoza, C., Chong, J. & Oyarzún, C. 1993. Hábitos tróficos de dos especies de peces pelágicos: *Strangomera bentincki* (Norman, 1936) y *Engraulis ringens*

- Jenyns, 1842 en el litoral de la Región del Bio-Bio, Chile. Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile 6/4, 27–35.
- Barros, M.E., S. Neira & H. Arancibia. 2014. Trophic interactions in northern Chile upwelling ecosystem, year 1997. Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(5): 1109-1125
- Braun, M., H. Reyes, J. Osses, J. Castillo & V. Valenzuela. 2000. Monitoreo de las condiciones biooceanográfica en la I y II Regiones. Informe Final Proyecto FIP 99-01: 157 pp.
- Braun M., Reyes H., Pizarro E., Castillo J., Saavedra J., Catasti V., Valenzuela V. 2005. Monitoreo de las condiciones bio-oceanograficas entre la I-IV regiones, año 2004. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2004-01, 481 pp+anexos.
- Bucarey, D., C. Canales, C. Montenegro, M. Zilleruelo & D. Párraga. 2014a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2015: Langostino colorado (Stock XV-IV). Informe de Estatus y Cuota. Convenio Desempeño 2014. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 87 pp.
- Bucarey, D., C. Canales, C. Montenegro, M. Zilleruelo & D. Párraga. 2014b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2015: Langostino colorado (Stock V-VIII). Informe de Estatus y Cuota. Convenio Desempeño 2014. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP. 79 pp.
- Bucarey D., Böhm M. & Leiva F. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2017: Anchoveta III-IV Regiones, 2017. Informe 2 de estatus. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile, 75 pp+anexos.
- Bucarey, D., Zúñiga, M.J. & Payá, I. 2020. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de Anchoveta y sardina española Región de Atacama a Región de Coquimbo, año 2021. Informe 1 de Estatus. Instituto de Fomento Pesquero - IFOP. 192 p.
- Butterworth, D.S. & Punt, A.E. 1999. Experiences in the evaluation and interpretation of management procedures. In: Payne, A.I.L. (Ed.), *Confronting Uncertainty in the Evaluation and Implementation of Fisheries-Management Systems*. ICES J. Mar. Sci. 56, 985-998.
- Caddy, J.F. & R. Mahon, R. 1995. Reference Points for Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper, 347 pp.
- Canales, C.M. & Cubillos, L.A. 2021. Empirical survey-based harvest control rules in a transboundary small pelagic fishery under recruitment regime shifts: The case of the northern Chilean-southern Peruvian anchovy. Marine Policy 134, 104784. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104784>
- Carpenter, S.R. & J.F. Kitchell. 1993. The Trophic Cascade in Lake Ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge, 385 pp.

- Cavieres G., Yáñez A., Zilleruelo M. & Bravo C. 2018a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Langostino amarillo, 2018. Informe 3 consolidado. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile, 88 pp+anexos.
- Cavieres G., Yáñez A., Zilleruelo M. & Bravo C. 2018b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Langostino colorado, 2018. Informe 3 consolidado. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile, 87 pp+anexos.
- Chavez, F., Ryan, J., Lluch-Cota, S. & Niquen, M. 2003. From Anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299, 217-221.
- Christensen, V. & C.J. Walters. 2004. ECOPATH with ECOSIM: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.*, 172 (2-4): 109-139.
- Clemen R. 1996. Making hard decisions: an introduction to decision analysis. New York, DuxburyPress.
- Cochrane, K. L. (ed) A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper. No. 424. Rome, FAO. 2002. 231p.
- Collie, J.S. & H. Gislason. 2001. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58: 2167-2176.
- Crawford, R. J. M., Underhill, L. G., Upfold, L. & Dyer, B. M. 2007. An altered carrying capacity of the Benguela upwelling ecosystem for African penguins (*Spheniscus demersus*). *ICES Journal of Marine Science*, 64: 570–576.
- Cubillos LA, R Alarcón, D Bucarey, M Canales, P Sobarzo & L Vilugrón. 1998. Evaluación indirecta del stock de anchoveta y sardina común en la zona centro-sur. *Informes Técnicos FIP, FIP-IT/ 96-10*, 223 pp.
- Cury, P.M. & V. Christensen. 2005. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310.
- Cury, P. & 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.
- Cury, P.M., I.L. Boyd, S. Bonhommeau, T. Anker-Nilssen, R.J.M. Crawford, R.W. Furness, J.A. Mills, E.J. Murphy, H. Österblom, M. Paleczny, J.F. Piatt, J.-P. Roux, L. Shannon & W.J. Sydeman. 2011. Global seabird response to forage fish depletion - One-third for the birds. *Science* 334: 1703-1706.
- Cury, P., P. Fréon, C.L. Moloney, L.J. Shannon & J-Y Shin. 2005. Process and patterns of interactions in marine fish populations: An ecosystem perspective. In: A.R Robinson, B.J.

- McCarthy and B.J. Rothschild (eds.), *The Sea*, Vol. 13, Harvard University Press, Cambridge, pp. 475-553.
- Cury, P., Bakun, A., Crawford, R.J.M., Jarre, A., Quinones, R.A., Shannon, L.J. & Verheye, H.M. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 603 - 618.
- Daneri, G., V. Dellarossa, R. Quiñones, B. Jacob, P. Montero & O. Ulloa. 2000. Primary production and community respiration in the Humboldt Current System off Chile and associated oceanic areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 197: 41-49.
- Daskalov, G.M., A.N. Grishin, S. Rodionov & 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.
- Dulvy, N.K., R.P. Freckleton & N.V.C. Polunin. 2004. Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology Letters*, 7: 410-416.
- Espíndola, F., Paya, I. 2020. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de anchoveta y sardina española entre la Región de Arica y Parinacota, año 2021. Informe 1 Estatus, Septiembre 2020. IFOP. 116 pp.
- Espinoza, P., I. Navarro & F. Torriani. 1998. Variaciones en el espectro alimentario de los principales recursos pelágicos durante otoño de 1998. *Crucero BIC Humboldt 9803-05 de Tumbes a Tacna. Inf. Inst. Mar Perú*, 135: 134-142.
- FAO. 2003a. 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. 2003b. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. (Elaborado por García et al.) Rome, FAO. 2003. 71 p.
- Finney, P.B., I. Gregory-Eaves, M.S.V. Douglas & J.P. Smol. 2002. Fisheries productivity in the northeastern Pacific Ocean over the past 2,200 years. *Nature*, 416: 729-733.
- Fletcher, W.J., Shaw, J., Metcalf, S.J. & Gaughan, D.J. 2010. An Ecosystem Based Fisheries Management framework: the efficient, regional-level planning tool for management agencies. *Marine Policy*, 34: 1226–1238.
- Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi & W.C. Legget. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623.
- Fréon, P., Cury, P., Shannon, L., and Roy, C. 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bulletin of Marine Science*, 76: 385–462.

- Frederiksen M. Furness, R.W. & Wanless S. 2005. Regional variation in the role of bottom-up and top-down processes in controlling sandeel abundance in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 300, 201.
- Frid, C.J.L., O.A.L. Paramor & C.L. Scott. 2006. Ecosystem-based management of fisheries: is science limiting? *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1567-1572.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. & Smith, D.C. 2007. Alternative management strategies for Southeast Australian Commonwealth Fisheries. Stage 2: quantitative management strategy evaluation, Hobart, Tasmania, Australia: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO).
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M., Smith, D.C. & Johnson, P. 2014. An Integrated Approach Is Needed for Ecosystem Based Fisheries Management: Insights from Ecosystem-Level Management Strategy Evaluation. *PLoS ONE* 9(1): e84242. doi:10.1371/journal.pone.0084242
- Funtowicz, S.O. & Ravetz, J.R., 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gaichas, S. K., Fogarty, M., Fay, G., Gamble, R., Lucey, S. & Smith, L. 2017. Combining stock, multispecies, and ecosystem level fishery objectives within an operational management procedure: simulations to start the conversation. *ICES Journal of Marine Science*, 74(2): 552–565.
- Ganoza, F., S. Peraltillo & R. Castillo. 2002. Abundance and behavior of giant squid (*Dosidicus gigas*) in the Peruvian sea. *Inf. Inst. Mar Perú*, 12 pp.
- Gasche, L. & Gascuel, D. 2013. EcoTroph: a simple model to assess fishery interactions and their impacts on ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 498–510.
- Garcia, S. M., Kolding, J., Rice, J. C., Rochet, M-J., Zhou, S., Arimoto, S. T., Beyer, J. E., *et al.* 2012. Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science*, 335: 1045–1047.
- Garcia, S.M., A. Zerbi, C. Aliaume, T. Do Chi & G. Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*, 443, 71 pp.
- Gislason, H. 1999. Single and multispecies reference points for Baltic fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 571–583.
- Gjøsaeter, H., Tjelmeland, S. & Bogstad, B., 2012. Ecosystem-based management of fish species in the Barents Sea. In: *Global Progress in Ecosystem-Based Fisheries Management*, pp. 333-352.
- Goñi, R. 1998. Ecosystem effects of marine fisheries: an overview. *Ocean and Coastal Management*, 40: 37-64.

- Goya, E. & A. Garcia-Godos. 1999. La dieta de las aves guaneras en la costa peruana durante junio de 1999. Subdirección de Investigaciones Aves Marinas, DIRP, DGIRH, Instituto del Mar del Perú, <ftp://ftp.imarpe.gob.pe/pub/informes/aves9906.pdf>.
- Gulland, J.A. 1977. Goals and objectives of fisheries management. FAO Fish. Tech. Paper 166: 14 pp.
- Gulland, J.A. 1978. Fishery Management; new strategies for new conditions. Transactions of the American Fisheries Society. 107: 1-11.
- Gullestad, P., Abotnes, A.M., Bakke, G., Skern-Mauritzen, M., Nedreaasb, K. & Søvik, G. 2017. Towards ecosystem-based fisheries management in Norway – Practical tools for keeping track of relevant issues and prioritising management efforts. Marine Policy, 77: 104–110.
- Hall, S.J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science Ltd., London, 274 pp.
- Hilborn, R., Amoroso, R.O., Bogazzi, E., Jensen, O.P., Parma, A.M., Szuwalski, C. & Walters, C.J., 2017. When does fishing forage species affect their predators? Fish. Res. 191, 211–221
- Hjermann, D. Ø., Ottersen, G. & Stenseth, N. C. 2004. Competition among fishermen and fish causes the collapse of Barents Sea capelin. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 101:11679-11684.
- Hobday, A.J., Smith, A.D.M. & Stobutzki, I.C. 2004. Ecological risk assessment for Australian Commonwealth Fisheries: final report stage 1: Hazard identification and preliminary risk assessment. Hobart, Tas.: CSIRO Div. of Marine Research. Report No.:R01/0934. <http://hdl.handle.net/102.100.100/188850?index=1>.
- Holmgren D. & T.R. Baumgartner. 1993. A 250-year history of pelagic fish in the Gulf of California. CalCoFI Reports, 34: 60-68.
- Holmgren, N. M. A., Norrstrom, N., Aps, R. & Kuikka, S. 2012. MSY-orientated management of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) during different ecosystem regimes. ICES Journal of Marine Science, 69: 257–266.
- 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.
- Hunter, M.D. & P.W. Price. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. Ecology, 73: 724-732.
- Huxley, T.H. 1884. Inaugural address. Fisheries Exhibition Literature, 4: 1-22.
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Small Pelagic Fishes, their Ecosystems and Climate Impact (WGSPEC). ICES CM 2012/SSGEF: 10.

- ICES. 2016. AORAC-SA FAO workshop: Making the ecosystem approach operational, 21–22 January, Copenhagen, DK. 55p.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Bostford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes., T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner & R.M. Wagner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jahncke J., D.M. Checkley & G.L. Hunt. 2004. Trends in carbon flux to seabirds in the Peruvian upwelling system: effects of wind and fisheries on population regulation. *Fish. Oceanogr.* 13, 208
- Jarre-Teichmann, A. 1998. The potential role of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecol. Applic.* 8 (1), 93-103.
- Jarre-Teichmann, A., Shannon, L., Moloney, C. & Wickens, P. 1998. Comparing trophic flows in the Southern Benguela to those in other upwelling ecosystems. In: Pillar, S., Moloney, C., Payne, A., Shillington (Eds.), *Benguela Dynamics*. S. Afr. J. Mar. Sci. 19, 391-414.
- Jennings, S. & M.K. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-252.
- Karas, P., Alarcón, R., & Gorny, M. (2007). Experimental studies on the feeding ecology of *Munida subrugosa* (White, 1847) (Decapoda: Anomura: Galatheididae) from the Magellan region, southern Chile. *Sci. Mar.*, 71(1), 187–190.
- Kawasaki, T. 1983. Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? Biological basis of fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.), *Reports of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources*. FAO Fish. Rep. 291 (2, 3), pp. 1065-1080.
- Kell, L.T, W.W. Crozier & C. Legault. 2004. Mixed and multi-stock fisheries: Introduction. *ICES J. Mar. Sci.*, 61:1330.
- Larkin, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustainable yield. *Transactions of the American Fisheries Society*. 106: 1-11.
- Law, R., Plank, M. & Kolding, J. 2012. On balanced exploitation of marine ecosystems: results from dynamic size spectra. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 602–614.
- Leal, E. & Zúñiga, M.J. 2020. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021. Instituto de Fomento Pesquero. 129 p.
- Libralato, S., V. Christensen & D. Pauly. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195:153-171.

- Lillo S., Ojeda V., Olivares J., Tascheri R., Braun M., Núñez S., Ortiz J. & Torres P. 2001. Evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2000-04, 227 pp+anexos.
- Lindeman, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23: 399-418.
- Lluch-Belda, D., R.J.M. Crawford, T. Kawasaki, A.D. MacCall, R.H. Parrish, R.A. Schwartzlose & P.E. Smith. 1989. World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The regime problem. *South African Journal of Marine Science*, 8: 195-205.
- 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.
- Martínez, C., G. Böhm, L. Caballero, A. Aranís, E. Díaz, F. Cerna, V. Bocic, L. Muñoz, A. López, C. Canales, Z. Young, M. Nilo & E. Palta. 2004. Investigación situación pesquería pelágica Zona Norte, 2003. Informe Final. Subsecretaría de Pesca, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile.
- Marshak, A.R., Link ,J.S., Shuford, R., Monaco, M.E., Johannesen, E., Bianchi, G., Anderson, M.R., Olsen, E., Smith, D.C., Schmidt, J.O. & Dickey-Collas, M. 2016. International perceptions of an integrated, multi-sectoral, ecosystem approach to management. – *ICES Journal of Marine Science*, 74: 414-420.
- May, R.M., Beddington, J.R., Clark, C.W., Holt, S.J. & Laws, R.M. 1979. Management of Multispecies Fisheries. *Science*, 205, 267-277.
- Medina, M. & H. Arancibia. 1992. Interacciones tróficas entre el jurel (*Trachurus murphyi*) y la caballa (*Scomber japonicus*) en el ecosistema pelágico de la zona norte. *Invest. Cient. Tec., Ser. Cienc. Mar*, 2: 67-78.
- Medina, M. & H. Arancibia. 1995. Relaciones tróficas del jurel en la zona norte (Regiones I y II). In: Estudio biológico pesquero sobre el recurso jurel en la zona norte (Regiones I y II). Informe Final Proyecto FIP N° 93-17. Instituto de Fomento Pesquero/Universidad Arturo Prat/Instituto de Investigación Pesquera, 221 pp.
- Medina, M., M. Araya & C. Vega. 2004. Alimentación y relaciones tróficas de peces costeros de la zona norte de Chile. *Invest. Mar., Valparaíso*, 32(1): 33-47.
- Moloney, C., A. Jarre, C. Mullon, S. Neira, J. Roux, L. Shannon, H. Arancibia, Y. Bozec, P. Cury & J. Field. 2002. Comparison of marine upwelling ecosystems: an ECOPATH calibration exercise. Report of a workshop held from 28 Oct. 1- Nov. 2002. Univ. Cape Town, South Africa, 23 pp.
- Munch, S.B. & Kottas, A. 2009. A Bayesian Modeling Approach for Determining Productivity Regimes and Their Characteristics. *Ecological Applications*, 19(2), 527–537. <http://www.jstor.org/stable/27645988>

- Neira, S. & H. Arancibia. 2004. Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (33-39°S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 312: 349-366
- 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: 233-248
- Neira, S., H. Arancibia, M. Barros, L. Castro, L. Cubillos, E. Niklitschek & R. Alarcón. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Informe Final Proyecto FIP 2012-15. Universidad de Concepción, 242 pp + Anexos.
- Neira S., R. Alarcón, L. Cubillos, H. Arancibia, M.J. Cuevas, M. Barros, T. Pitcher & E. Fulton. 2019. Informe final FIPA 2017-64 Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos. Universidad de Concepción, 270 p. + Anexos.
- Núñez, F. 1993. Crecimiento, mortalidad y rendimiento potencial del bonito (*Sarda chilensis*, Cuvier, 1831) en el norte de Chile. Tesis Biología Pesquera, Universidad Arturo Prat, Iquique, 35 pp.
- Odum, E. P. 1953. *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- O'Neill R. 2001. It is time to bury the ecosystem concept? (with full military honors of course!). *Ecology*, 82(12): 3275-3284.
- O'Leary, C.A., Thorson, J.T., Miller, T.J., Nye, J.A. 2019. Comparison of multiple approaches to calculate time-varying biological reference points in climate-linked population-dynamics models, *ICES Journal of Marine Science*, 77(3): 930–941. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz215>
- Olson, R.J. & G.M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter. Trop. Tuna Comm.*, 22(3): 135-217.
- Oyarzún, C., N. Cortés, J. Chong, H. Arancibia, M. Landaeta & A. Pinto. 1999. Estudio biológico-pesquero de la corvina (*Cilus gilberti*) en la zona centro sur chile. Informe Final Proyecto FIP 97-19: 152 pp.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global catches. *Nature*, 374: 255-257.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.

- Pavés, H.J., González, H.E., & Christensen, V. 2013. Structure and functioning of two pelagic communities in the North Chilean Patagonian coastal system. *Hydrobiologia*, 717(1), 85–108.
- Payá I, C. Canales, D. Bucarey, M. Canales, F. Contreras, E. Leal, R. Tascheri, A. Yáñez & M.J. Zúñiga. 2014. Proyecto 2.16: Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014. Informe Final. Subsecretaría de Economía y EMT - IFOP. 51 pp.+ 4 Anexos.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance for fish and plankton surveys. *Biometrics* 39:281-286.
- Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D.O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E.D. Houde, J. Link, P.A. Livingston, M. Mangel, M.K. McAllister, J. Pope & K.J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science*, 305: 346-347.
- Pikitch, E., P.D. Boersma, I.L. Boyd, D.O. Conover, P. Cury, T. Essington, S.S. Heppell, E.D. Houde, M. Mangel, D. Pauly, É. Plagányi, K. Sainsbury & R.S. Steneck. 2012a. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp.
- Pikitch, E. K., Rountos, K. J., Essington, T. E., Santora, C., Pauly, D., Watson, R., Sumaila, U. R., *et al.* 2012b. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries*, DOI: 10.1111/j.1467-2979.2012.00488.x.
- Pitcher, T. & P. Hart. 1982. *Fisheries ecology*. Springer-Verlag, Berlin, 414 p.
- Pitcher, T., Kalikoski, D., Short, K., Varjey, D. & Pramod, G. 2009. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. *Marine Policy*, 33: 223-232.
- Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 477. Rome, FAO. 108p.
- Plagányi, E.E., Weeks, S.J., Skewes, T.D., Gibbs, M.T., Poloczanska, E.S., Norman-López, A. & Blamey, L.K. 2011. Assessing the adequacy of current fisheries management under changing climate: a southern synopsis. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1305–1317.
- Prescott-Allen, R. 2001. *The Wellbeing of Nations*. Island Press, Washington, DC, 372 pp.
- Potter, E.C.E., MacLean, J.C., Wyatt, R.J. & Campbell, R.N.B. 2003. Managing the exploitation of migratory salmonids. *Fisheries Research*, 62: 127–142.
- Punt, A., MacCall, A.D., Essington, T.E., Francis, T.B., Hurtado-Ferro, F., Johnson, K.F., Kaplan, I.C., Koehn, L.E., Levin, P.S. & Sydeman, W.J., 2016. Exploring the implications of the

- harvest control rule for Pacific sardine, accounting for predator dynamics: a MICE model. *Ecol. Modell.* 337, 79-95, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.004>.
- Quiroz, J.C., M. Ramírez & J. Contreras. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2019. Octubre, 2019. Estatus y CBA Jurel. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 115 pp
- Rice, J. & Duplisea, D. 2013. Management of fisheries on forage species: the test-bed for ecosystem approaches to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 71(1): 143-152.
- Robotham, H., H. Miranda, M. Böhm, L. Caballero, D. Bore, U. Parker, V. Baros, S. Peña, J. Oliva, G. Claramunt, G. Herrera, C. Padilla, P. Pizarro, M. Medina, H. Arancibia, V. Alegría, M. Araya, L. Cubillos, R. Gili, H. Garland, M. Oliva, L. Cid, V. Bocic, V. Fernández & C. Vera. 1995. Estudio biológico-pesquero del recurso jurel en la zona norte (I-II Regiones). Proyecto FIP-IT/93-17: 221 pp.
- Sainsbury, K.J., Punt, A.E. & Smith, A.D.M. 2000. Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. *ICES J Mar Sci*, 57:731–741.
- Schwartzlose, R.A., J. Alheit, A. Bakun, T. Baumgartner, R. Cloete, R. Crawford, W. Fletcher, M.Y. Green-Ruiz, E. Hagen, T. Kawasaki, D. Lluch-Belda, S. Lluch-Cota, A. MacGill, Y. Matsuura, M. Nevarez-Martinez, R. Parrish, C. Roy, R. Serra, R. Shust, K. Ward & M. Zuzunaga, J. 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *South African Journal of Marine Science*, 21: 289-347.
- Shannon, L.J., Field, J.G., & Molony, C.L. 2004. Simulating anchovy-sardine regime shifts in the southern Benguela ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 269–281.
- Shelton, A.O. & Mangel, M. 2011. Fluctuations of fish populations and the magnifying effects of fishing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 7075-7080.
- Shelton, P. A. & Butterworth, D.S. 1993. Anchovy recruitment in the southern Benguela System. *South African Journal of Science*, 79: 143–153.
- Sielfeld, W., C. Guerra, R. Durán, E. Acuña, A. Aguayo- Lobo, M. Sepúlveda, R. Palma, A. Malinarich, G. Cerda, A. Bolvaran, R. Grau, X. Veloso, Y. Guerra, M. Vargas, N. Amado, R. Peredo & J. Galaz. 1997. Monitoreo de la pesquería y censo del lobo marino común en el litoral de las I-IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP 95-28: 105 pp.
- Smith, S.J., Hunt, J.J. & Rivard, D. (Editors). 1993. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* No. 120.
- Smith, A. D., Brown, C. J., Bulman, C. M., Fulton, E. A., Johnson, P., Kaplan, I. C., Lozano-Montes, H., *et al.* 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science*, 333: 1147 - 1150.

- 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.
- Steele, J.H. 2004. Regime shifts in the ocean: reconciling observations and theory. *Progress in Oceanography*, 60: 135-141.
- Steenbeek, J., Buszowski, J., Christensen, V., Akoglu, E., Aydin, K., Ellis, N., Felinto, D., Guitton, J., Lucey, S., Kearney, K., Mackinson, S., Pan, M., Platts, M. & Walters, C. 2016. Ecopath with Ecosim as a model-building toolbox: Source code capabilities, extensions, and variations. *Ecological Modelling*, 319, 178–189.
- Strong, D.R. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in speciose ecosystems. *Ecology*, 73: 747-754.
- Sullivan, P. J., Lai, H.L. & Gallucci, V.F. 1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 184-198.
- Surma, S. T.J. Pitcher, R. Kumar, D. Varkey, E. A. Pakhomov & M.E. Lam. 2018. Herring supports Northeast Pacific predators and fisheries: Insights from ecosystem modelling and management strategy evaluation. *PLOS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196307> July 6, 2018
- Szuwalski, C.S., Vert-pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. & Hilborn, R. 2014. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. *Fish Fish.* 16, 633–648, <http://dx.doi.org/10.1111/faf.120831>.
- Tallis, H., Levin, Ph.S., Ruckelshaus, M., Lester, S.E., McLeod, K.L., Fluharty, D.L. & Halpern, B.S. 2010. The many faces of ecosystem-based management: Making the process work today in real places. *Marine Policy*, 34: 340–348.
- Tahvonen, O. 2009. Optimal harvesting of age-structured fish populations. *Marine Resource Economics*, 24: 147–169.
- Tang, X., Zheng, N., Rideout, R.M., Wang & S., Zhang, F. 2021. Identification of recruitment regime shifts with a hidden Markov stock-recruitment model. *Ices J Mar Sci.* <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab141>
- 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. Informe Final Proyecto FIP N°2001-2015: 289 pp.
- Tascheri R., Gálvez P. & Sateler J. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Merluza común, 2018. Informe 3 consolidado. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile, 213 pp+anexos.

- Tascheri, R. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020: Merluza común, 2020. Documento Técnico de Evaluación. Convenio de Desempeño 2019. Instituto de Fomento Pesquero. 33 pp + Anexos
- Thorson, J.T., Jensen, O.P. & Hilborn, R. 2014. Probability of stochastic depletion: an easily interpreted diagnostic for stock assessment modelling and fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 428–435, <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsu127>.
- Vargas, C. & H.E. González. 2004. Plankton community structure and carbon cycling in a coastal upwelling system. II. Microheterotrophic pathway. *Aquat. Microb. Ecol.*, 34: 165-180.
- Vargas-Caro, C., Bustamante, C., Lamilla, J., & Bennett, M. B. (2015). A review of longnose skates *Zearaja chilensis* and *Dipturus trachyderma* (rajiformes: Rajidae). *Universitas Scientiarum*, 20(3), 321-359.
- Vidal R., Acuña E. & Méndez M. 1997. Dieta de la merluza *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) del norte de Chile. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 13:35-45.
- Visser, I., & Speekenbrink, M. 2010. depmixS4: An R Package for Hidden Markov Models. *Journal of Statistical Software*, 36(7), 1–21. <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i07>
- Walters, C., Pauly, D., Christensen, V. & Kitchell, J.F. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3, 70-83.
- Walters, C.J., V. Christensen, S.J. Martell & J.F. Kitchell. 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 558-568.
- Wesley, S.P. & Link, J.S. 2015. Hidden in plain sight: Using optimum yield as a policy framework to operationalize ecosystem-based fisheries management. *Marine Policy*, 62: 74-81.
- Winters, G.H., & Carscadden, J.E. 1978. Review of capelin ecology and estimation of surplus yield from predator dynamics. *ICNAF Research Bulletin*, 13: 21–30.
- Zúñiga, M.J., A. Aranís, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2019 en sardina común V-X Regiones. *Sardina común V-X Regiones*, 2019. Informe 3 Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 214 pp
- Zúñiga, M.J., A. Aranís, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2019 en anchoveta V-X Regiones. *Sardina común V-X Regiones*, 2019. Informe 3 Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 230 pp

Zúñiga, M.J., Leal, E. & Quiroz, J.C. 2020a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina anchoveta, Región de Valparaíso a Los Lagos, año 2021. Instituto de Fomento Pesquero. 132 p.

Zúñiga, M.J., Bucarey, D. & Quiroz, J.C. 2020b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina común de la Región de Valparaíso a Los Lagos, año 2021. Informe 1, septiembre 2020. Instituto de Fomento Pesquero. 112 p.

ANEXOS

ANEXO 1. Acta Taller Inicial de Coordinación

ACTA REUNION INICIAL COORDINACION

PROYECTO FIPA 2019-17

“ASESORÍA PARA LA REVISIÓN DE PBRs Y CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS ASOCIADOS A PESQUERÍAS PELÁGICAS”

1. **Fecha :** 12 de agosto de 2019
2. **Lugar:** Sala de Reuniones del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Bellavista 168 piso 21, Valparaíso.
3. **Participantes:**

Nombre	Institución
Malú Zavando	Fondo Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA)
Silvia Hernández	Coordinadora Unidad de Pesquerías Pelágicas, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Víctor Espejo	Sectorialista Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Joyce Méndez	Sectorialista Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Nicole Mermaud	Sectorialista Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Sergio Neira	Jefe Proyecto (Universidad de Concepción)
Luis Cubillos	Investigador proyecto (Universidad de Concepción)

4. **Contenido de la reunión**

La reunión se inició alrededor de las 15:30 horas con los saludos protocolares de rigor. La Tabla de temas propuesta para la reunión fue la siguiente:

- Bienvenida (15:00 a 15:15). S. Neira + Contraparte SSPA + FIPA
- Presentación OTE UdeC (15:15 a 16:00). S. Neira, M. Sepúlveda y H. Pavés
- Discusión, acuerdos y cierre (16:00 a 16:30)

Acordada la tabla, el jefe de Proyecto procedió a presentar los principales aspectos de la Oferta Técnica, apoyado con una presentación powerpoint. Se abordó las siguientes secciones principales, a saber: Objetivo General, Objetivos Específicos, Aspectos Metodológicos de la Oferta Técnica de la UdeC por objetivo, y cronograma de actividades.

Presentación OTE UdeC

El Jefe de proyecto, Dr. Neira, realiza una presentación del proyecto, dando a conocer el equipo de trabajo, el contexto y justificación de este estudio, la metodología, y el cronograma del proyecto. Los detalles se encuentran en el documento Oferta Técnica de la Universidad de Concepción. A continuación, se presentan los principales aspectos de la discusión.

Objetivo específico 1. Revisar y sistematizar consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), coherentes con principios de alto nivel internacional y la normativa nacional vigente.

Se indica que este es principalmente un trabajo de recopilación de información desde literatura especializada y además literatura gris (informes técnicos, etc.). Se realizará una revisión bibliográfica exhaustiva del estado del arte, junto con la elaboración de catálogo electrónico que contenga los principales documentos consultados, y una síntesis de información (basándose en casos de estudio de pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo), enfocada en objetivos de manejo, PBRs alternativos, y Evaluación de Estrategias de Manejo (evaluación RMS mono-específico y a nivel del ecosistema) con consideraciones ecosistémicas, que sean acordes con principios y directrices de alto nivel y normativa nacional. Además, se revisará la información disponible desde sitios web de agencias de manejo e instituciones de investigación pesquera donde se pueda presentar iniciativas y enfoques que no estén necesariamente en un documento escrito.

Objetivo específico 2. Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.

La evaluación de los PBRs, propiamente tales, se realizará mediante Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) mono-específico cuyas salidas (series de mortalidades por pesca) se utilizarán para, mediante simulaciones con modelos ecosistémicos (basados en modelos Ecopath with Ecosim)

disponibles para las zonas de estudio, para evaluar las respuestas de todo el ecosistema ante opciones de manejo.

Los colegas de la contraparte técnica consultan sobre las pesquerías que se deben incluir en el estudio. Se indica que estas están definidas en las Bases del Proyecto. Se discute respecto de la pesquería de jurel que en las Bases se denomina pesquería de “jurel nacional”, aunque hay acuerdo que se trata del jurel a nivel regional (ORP). Se discute también la situación de la pesquería de sardina española de la zona norte (Región de Arica y Parinacota a Región de Antofagasta) y de la zona centro (Región de Atacama a Región de Coquimbo), en el sentido que estas pesquerías no tienen marco de referencia ni modelo de evaluación.

El Dr. Cubillos comenta que el desarrollo de este objetivo específico implica una gran cantidad de horas investigador y consulta por la posibilidad de apoyar este proyecto con resultados de proyectos actuales en los que se está evaluando estrategias de manejo para pesquerías pelágicas (e.g., sardina común y anchoveta zona centro sur). Silvia Hernández indica que puede ser, aunque lo ideal es que la ejecución de este proyecto no dependa de lo que se logre o no en otros proyectos. Se concuerda en que el OE 2 es clave para los objetivos específicos 3-6 del proyecto y se acuerda partir con las pesquerías que poseen información. El equipo de trabajo manifiesta que se requerirá tanto datos como codificación de modelos oficiales al año 2019 para las siguientes pesquerías: jurel, anchoveta centro-norte, anchoveta centro-sur, sardina común centro-sur, y sardina austral región de Aysén. Se acuerda que el Jefe de Proyecto envíe solicitud de dicha información a SSPyA.

Objetivo específico 3. Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente

En cuanto al actual marco de manejo (MM), se indica que las pesquerías de peces pelágicos en Chile están agrupadas en Tier 1b, i.e., los PBRs dependen de aproximaciones en equilibrio basadas en el potencial reproductivo bajo diferentes niveles de mortalidad por pesca ($F_{55\%}$ y $F_{60\%}$). Las actualizaciones/mejoras a cada MM se centrarán en los siguientes aspectos: objetivos, indicadores y puntos de referencia (objetivos y límites). De ser necesario, se propondrá un MM complementario que considere la biología y ecología de los recursos pelágicos. Estas propuestas emergerán principalmente la revisión del estado del arte (OE1), la evaluación del actual marco de PBRs

mediante modelos y simulaciones que se implementen (**OE2**), y la interacción con los expertos internacionales **Dra. Elizabeth Fulton** (CSIRO, Australia) y **Dr. Tony Pitcher** (University of British Columbia, Canadá). Estas propuestas serán discutidas en el **Taller 2 (metodológico 1)** del proyecto.

Se consulta cuáles serán las actualizaciones/mejoras del marco biológico de referencia en cada pesquería. El Dr. Neira indica que las propuestas emergerán de los resultados de los objetivos específicos 1 y 2, y que será caso específico. Entonces, no se puede adelantar aún cuál será la propuesta para cada pesquería. El Dr. Neira pone como ejemplo los resultados del proyecto FIPA 2017-64, donde el actual PBR para la sardina austral de la región de Los Lagos resultó sustentable tanto desde el punto de vista del stock como de sus impactos en los demás componentes del ecosistema.

Objetivo específico 4. Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas

Se indica que la definición y/o establecimiento del estándar técnico para la estimación de PBRs ecológicos, emanará del trabajo conjunto entre expertos nacionales y el panel de expertos convocados por el proyecto durante sesiones específicas dentro de los talleres de trabajo a realizar en el proyecto. Se propone arribar a un estándar que emule el actual sistema de “*tiers*” o niveles utilizados en el ámbito monoespecífico, que combine el nivel de conocimiento que se tenga respecto del rol ecológico de cada pesquería pelágica, la existencia o no de modelos cuantitativos de la trama trófica que las sustenta, la capacidad de dichos modelos de replicar la historia de la pesquería y su ecosistema, y la recomendación para el manejo en cada caso.

Objetivo específico 5. Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.

La estimación de RMS monoespecífico (RMSs-s) y multiespecífico (RMSm-s) se realizará utilizando la metodología de Walters et al. (2005), que fue descrita en detalle en el Objetivo Específico 2 de la oferta técnica. Esta metodología será aplicada a todas las pesquerías de interés de este estudio considerando el estándar técnico que se defina en el **OE 4**. Las simulaciones y comparaciones serán realizadas y discutidas en el **Taller 3 (metodológico 2)**.

Nicole Mermaud consulta sobre cómo se relacionarán los modelos mono-específicos con los modelos Ecopath with Ecosim (EwE). Se indica que los modelos EwE se forzarán con las mortalidades por pesca obtenidas desde las simulaciones de MSE para observar el comportamiento de los PBRs actuales y los alternativos.

Referencia

Walters, C.J., V. Christensen, S.J. Martell & J.F. Kitchell. 2005. Possible ecosystem impacts of applying RMS policies from single-species assessment. ICES Journal of Marine Science, 62: 558-568.

Objetivo específico 6. Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie

El equipo de trabajo indica que existe mucha experiencia en determinar biomasa límite (B_{Lim}) en contexto mono-específico, pero aún poca en el contexto multi-especies o ecosistémico y su aplicación al manejo de pesquerías pelágicas o de nivel trófico bajo. Entonces, se revisará el estado del arte (agencias/instituciones encargadas de administrar pesquerías) y se analizará y discutirá umbrales teóricos y empíricos para la biomasa de las pesquerías bajo los cuales existe impacto negativo en otras especies y en el ecosistema. Los estimadores de B_{Lim} , así como su incertidumbre serán evaluados a través de simulaciones (ver **OE 2**).

Víctor Espejo enfatiza que el “corazón” del proyecto apunta a responder si lo que se está aplicando ($F_{objetivo}$) permite que las pesquerías pelágicas se mantengan (o se recuperen hasta) en niveles

productivos a nivel de cada stock sin generar impactos no deseados en el ecosistema. Junto con lo anterior, el proyecto debiera realizar un análisis crítico al diagrama de fases actual para pesquerías pelágicas. En este sentido, se debería destinar más Horas Investigador al OE 2 considerando el calendario diseñado. Tanto el Jefe de Proyecto como el Dr. Cubillos coincidieron en esta apreciación y se comprometió redestinar financiamiento a profesionales que apoyen este objetivo.

También se acordó realizar reuniones mensuales de coordinación, las que se realizarán el 1er jueves de cada mes por la tarde.

Malú Zavando solicita revisar fecha propuesta para taller con expertos 1, ya que existiría una discrepancia respecto de lo que solicitan las bases. Se acuerda que se revisará el cronograma y se actualizará o enviará solicitud de cambio dependiendo de cómo evolucione el proyecto.

La reunión finalizó aproximadamente a las 17:00 horas.

ANEXO 2. Reporte Primer Taller de Trabajo

Reporte Primer Taller de Expertos Proyecto FIPA 2019-17

1. Programa del taller



First Workshop Project FIPA 2019-17

Consultation for the Review of Reference Points and Ecosystem considerations Associated to Pelagic Fisheries

Program

Place : Virtual meeting via TEAMS platform.
 Fecha : Monday 21st December 2020.
 Time : From 09:00 (Chilean time).
 Protocol : See below program

Time	Title and speaker
08:45 to 09:00	Joining the virtual room
09:00 a 09:15	Welcome. Introduction and project objectives Speaker: Dr. Sergio Neira
09:15 a 09:35	Multi-model Conclusions on Reference Points for Pelagic Fish Speaker: Dr. Elizabeth Fulton
09:35 a 09:45	Questions
09:45 a 10:05	Scoring ecosystem based management performance in pelagic fisheries Speaker: Dr. Tony Pitcher
10:05 a 10:15	Questions
10:15 a 10:35	Management systems implemented in pelagic fisheries y their comparison with the management framework in Chile Speaker: Dr. Sergio Neira
10:35 a 10:45	Questions
10:45 a 11:00	Coffee break
11:15 a 11:35	Biological Reference points: revisiting the population approach for the management of small pelagic fisheries Expositor: Dr. Luis Cubillos
11:35 a 11:45	Questions
11:45 a 12:05	Biological Reference points in fisheries targeting small pelagic fish under an ecotrophic approach. Speaker: Dr. (c) Ruben Alarcón
12:05 a 12:15	Questions
12:15 a 12:45	Discussion and conclusions



PROCEDIMIENTOS PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Dear colleague:

This workshop will be held virtually using the TEAMS platform. In order to have a better coordination, we need that you kindly follow the following protocol:

- Please follow the URL that will be sent to you next Monday 21 at 08:00 hours (Chilean time). With this URL you will be able to enter the virtual room.
- When entering the room:
 - Please consider joining the room 15 minutes before the starting time (i.e., 08:45), so there is enough time for us to let you in;
 - Please join the room with your camera and microphone off and stay like this while speakers are presenting;
 - At the end of each talk, we will allow time for questions. If you want to ask a question, please use the “rise hand” icon. Alternatively, write your question down using the chat and we will read it on your behalf.
 - During the workshop, we will allow guests enter the room only at the end of each presentation, according with the program above.

Concepción, December 18th of 2020.-

2. Desarrollo del taller

Debido a las restricciones impuestas por la pandemia COVID-19, se debió modificar el formato desde un taller presencial a uno de tipo virtual por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sra. Silvia Hernández. Los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. Los participantes ingresaron a la reunión siguiendo un enlace URL que se les envió vía correo electrónico junto con un protocolo para participación.

2.1. Objetivos

Este Taller, tuvo los siguientes objetivos:

1. Presentar los resultados de la integración de la revisión bibliográfica sobre los sistemas de manejo actualmente implementados en pesquerías pelágicas, contrastando con el marco actual de manejo en Chile.

2. Además, se presentará alternativas al actual marco de manejo como orientación para la implementación gradual del enfoque ecosistémico en pesquerías pelágicas nacionales.
3. Se definirá y/o establecerá objetivos, indicadores y puntos de referencia para este marco conceptual.

2.2. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira. La invitación se extendió a especialistas en evaluación de stock y ecología pesquera, junto con profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y del Instituto de Fomento Pesquero. También se invitó a los miembros del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos y del Comité Científico Técnico Pesquería Pelágica de Jurel. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el día 21 de diciembre de 2020 utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran más abajo.

4. Intervenciones de los asistentes

El taller se desarrolló de acuerdo con el programa. Luego de cada presentación existió tiempo para preguntas. A continuación, se presenta las principales intervenciones de los asistentes.

Presentación Dra. Beth Fulton

Carlos Montenegro (IFOP): consulta, respecto de la presentación de la Dra. Fulton, si se ha considerado impactos económicos y sociales (dimensión humana) cuando se disminuye la captura de peces pelágicos por debajo de la captura del rendimiento máximo sostenido.

Beth Fulton: Sí, en algunos países se considera los impactos económicos y sociales: en EE.UU. la principal preocupación es la conservación, en Australia el objetivo el rendimiento máximo económico (hay pocos empleos que conservar), en Tailandia se trata de diversificar los ingresos de los pescadores para compensar puntos de referencia más conservadores en pelágicos pequeños.

Sergio Neira: Considerando su experiencia en Chile, cómo traduciría la frase que “el manejo pesquero deber ser *ecosystem wise*”.

Beth Fulton: por ejemplo, en el caso de la modelación realizada para la pesquería del mar interior de Chile, cuando el ecosistema ya está sobreexplotado, poner mayor presión sobre los pelágicos pequeños podría estresar el ecosistema aún más. Entonces, el manejo debe entender la estructura del ecosistema, los nodos y rutas principales de la trama trófica, de modo de no acercarse o traspasar los umbrales ecológicos con la pesca.

Luis Cubillos: En el modelo ATLANTIS o Ecopath with Ecosim, los peces pelágicos pequeños muestran dinámicas de productividad alta y baja y con estos modelos se puede ver el impacto de estos cambios en toda la trama trófica: Pero es posible ver la dinámica multispecífica e estos modelos de biomasa agregados.

Beth Fulton: Sí. En EWE se puede tener estructura de edad. En ATLANTIS y OSMOSE son modelos edad estructurados. ATLANTIS incluye 25 tipos de relación Stock-Recluta y además incluir forzantes y/o anomalías.

Cristian Canales: En pelágicos pequeños la recomendación era establecer como objetivo Objetivo=75% de la biomasa no explotada. Pero, dónde queda el hombre o la sociedad. Ese 75% corresponde a una biomasa no explotada. Y, cómo se evalúa el efecto de esta recomendación sobre la sociedad en empleos e ingresos.

Beth Fulton: explica primero que ese valor viene de correr varios modelos ecosistémicos en distintos ecosistemas alrededor del mundo. En la curva de producción alcanza su máximo en una reducción del 40% en la biomasa de pelágicos pequeños. Pero a una reducción de 75% se obtiene casi la misma captura, pero con una gran caída de la probabilidad de colapso de otras especies en el ecosistema. Entonces a niveles de reducción de 75% hay poco efecto (las especies predatoras pueden encontrar alimento en otras fuentes) o si existe efecto se considera dentro de los límites aceptables por las legislaciones. Entonces, B75% parece un buen compromiso entre captura e impactos en el ecosistema y sigue siendo rentable.

Sobre el impacto o trade-off entre ecología y economía, se realizó gráficos de radar para ver estos compromisos a través de scores aplicados a cada dimensión. Además, se revisó la legislación sobre el valor que se le daba a las especies en cuando a si las especies tenían algún tipo de legislación especial reconociendo así su valor o rol ecológico.

Víctor Espejo: Primero una reflexión sobre la figura que se ha estado discutiendo (Smith et al., 2011). Es un meta-análisis general y sirve cuando no se tiene información sobre el rol de la especie forraje en el ecosistema y no necesariamente debe aplicarse a casos locales. Para ello, se deben

desarrollar proyectos locales como los de este proyecto, donde se busca generar información ecológica local de las especies explotadas.

Beth Fulton: Sí es un buen punto, y estos valores deben validarse usando modelos multiespecíficos y ecotróficos alimentadas con data local. Pero existen más y más estudios locales (eg., menhaden) que indican que las especies pelágicas son especies forrajes y se requiere explotarlos con una mortalidad por pesca menor.

Presentación Dr. Sergio Neira

Gabriel Claramunt: desde el punto de vista del enfoque ecosistémico se debería dirigir a la recuperación del ecosistema. Por ejemplo, especies de la fauna acompañante de la anchoveta en la zona norte que ya no están presentes.

Sergio Neira: en el caso de los pelágicos es complicado pensar cuál fue la biomasa explotada y además los ecosistemas también varían pasando por distintas estructuras y productividades. Entonces, en lugar de enfocarnos en a qué estado pasado del ecosistema queremos volver (y si es posible) podríamos enfocarnos en qué estado del ecosistema queremos llegar en las próximas décadas.

Beth Fulton: otra consideración es lo que el clima futuro permitirá en términos de la condición pasada. Esto también aplica para las estrategias para llegar a una configuración futura deseable.

Sergio Neira: consulta a la Dra. Fulton, cómo ve la relación o retroalimentación entre modelos single-species y multiespecies. Ejemplos probar s-s PBRs en modelos m-s o ecosistémicos o usar modelos de ecosistema para estimar algunos parámetros que pueden ser luego usados en s-s (biomasa no explotada B_0 , mortalidad natural M , etc.)

Beth Fulton: es lo que se está haciendo en Europa y norteamérica para incluir consideraciones ecosistémicas en el actual marco de manejo monoespecífico. Ejemplo mortalidad por predación desde modelos ecosistémicos y usarlos en ss que supone M constante.

Presentación Dr. Luis Cubillos

Cristian Canales: felicita la presentación. ¿Cómo advertir que se está entrando en un cambio de régimen? ¿En qué minuto cambiar el punto de referencia?

Luis Cubillos: la mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) no debería verse afectada fuertemente si hay cambio de nivel, a menos que existan cambios en el peso medio a la edad. En estas especies es

latente que el reclutamiento pueda bajar, pero se debe revisar si esto se mantiene más allá del tiempo generacional y así revisar si la condición de menor reclutamiento se debe a la condición ambiental o a la pesca.

Beth Fulton: Si las 4 reglas de control dan resultados similares ¿Cuál es la que se prefiere o plausible o que se esté buscando desde el punto de vista del manejo?

Luis Cubillos: las reglas son genéricas, pero se usaron como propuestas para hacer el análisis, se debe acordar por los manejadores. Se está en construcción del modelo operativo.

Sergio Neira: Para la Dra. Fulton. Existe un símil a la propuesta del Dr. Cubillos sobre el “apellido” para situación en las pesquerías estén sobreexplotadas o colapsadas, pero donde F está por debajo del límite.

Beth Fulton: En Australia se introdujo un nuevo estatus: “afectado por el clima”. Se usa para situaciones para especies que están cambiando su productividad cuando F es bajo. Este estatus es ventajoso porque cuando se aplica no es necesario bajar F o detener la pesca en especies relacionadas (e.g., by-catch especies con cuota).

Presentación Dr. (c) Rubén Alarcón

Marcos Arteaga: ¿De qué manera se podrían incluir los cambios de productividad en una especie (e.g., anchoveta) en un modelo trófico dinámico? ¿Cuál sería el efecto?

Rubén Alarcón: los cambios ambientales pueden incluirse a través de funciones forzantes sobre los productores primarios, también sobre el plancton. Se debe conocer la relación funcional entre estas variables. El efecto es que la inclusión de factores forzantes puede ayudar a mejorar el ajuste del modelo a series de tiempo y estimar un parámetro importante en Ecosim que es la vulnerabilidad. También se pueden usar para las predicciones futuras.

Víctor Espejo: los peces pelágicos se caracterizan por su alta variabilidad y cada cierto tiempo se verifican fallas del reclutamiento. También sabemos que el ambiente afecta los reclutamientos. ¿Cómo definir objetivamente un cambio de régimen que no genere una regla arbitraria?

Rubén Alarcón: Con respecto al cambio de régimen debe ser un cambio en la condición ambiental sostenida en el tiempo. En términos del ecosistema, se debería considerar por ejemplo 2 veces el tiempo generacional del grupo más longevo. Para pelágicos pequeños la situación es distinta. Entonces, es importante identificar la escala correcta de análisis.

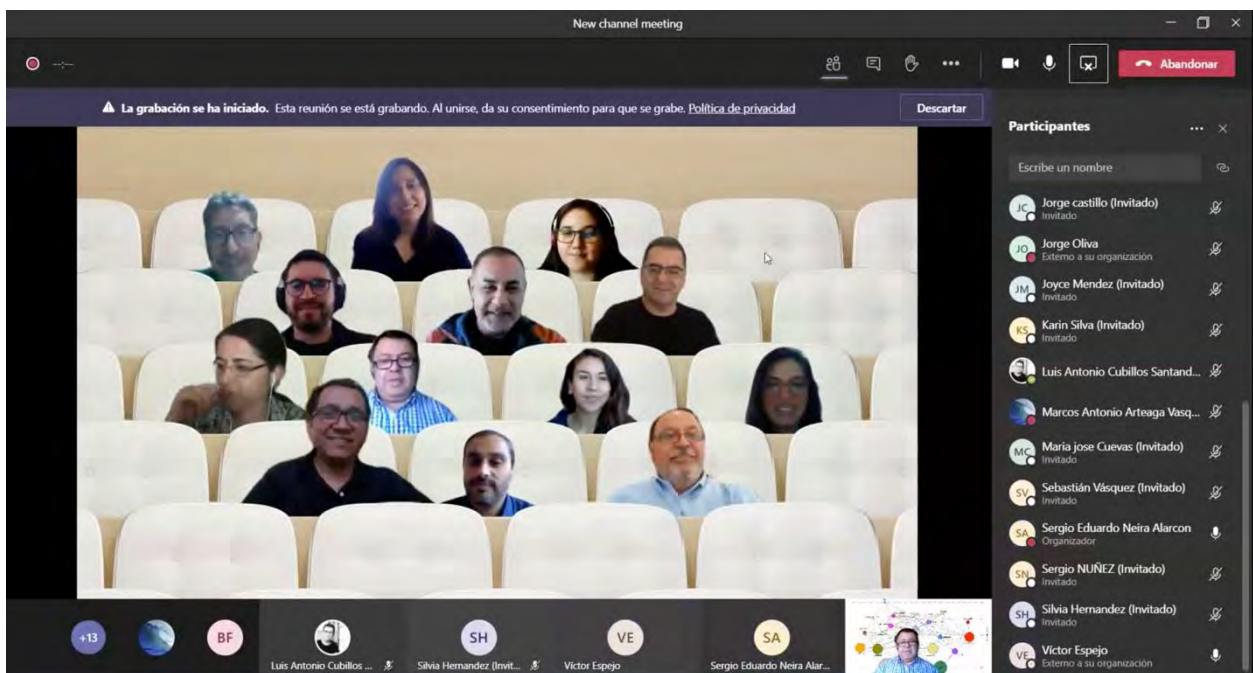
Luis Cubillos: Hay que distinguir entre un reclutamiento de falla catastrófica o anómalo (que se puede detectar estadísticamente) y un cambio de régimen ecosistémico (afecta a todos los niveles

tróficos del ecosistema). También es necesario separar la situación en que hay fluctuaciones o alternancias entre especies como sardina común y anchoveta en la zona centro. El otro es un cambio de régimen de la situación inducida por la pesquería.

Luego de estas intervenciones el Jefe de Proyecto agradece la asistencia e invita a todos los participantes a asistir a los talleres venideros.

5. Registros fotográficos de taller.

Fotografía 1: Detalle asistentes Primer Taller Expertos.



ANEXO 3. Reporte Segundo Taller de Trabajo

Reporte Segundo Taller de Expertos Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



Segundo Taller Proyecto FIPA 2019-17

“Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas”

Programa

Lugar : Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
 Fecha : Miércoles 21 de julio de 2021.
 Hora : Desde las 09:00 horas.
 Procedimiento : Ver después de este Programa.

Hora	Título y expositor
08:45 a 09:00	Ingreso a la sala virtual
09:00 a 09:20	Bienvenida. Presentación de objetivos y marco del proyecto Dr. Sergio Neira
09:20 a 09:50	Análisis crítico Puntos Biológicos de Referencia con enfoque poblacional para el manejo de las pesquerías de peces pelágicos pequeños en Chile Expositor: Dr. Luis Cubillos
09:50 a 10:05	Preguntas
10:05 a 10:30	Análisis crítico Puntos Biológicos de Referencia Enfoque poblacional pesquería de jurel Expositor: Dr. Luis Cubillos
10:30 a 10:45	Pausa de café
10:45 a 11:10	Puntos Biológicos de Referencia con enfoque poblacional para el manejo de las pesquerías pelágicas en Chile: Espacios de mejora Expositor: Dr. Luis Cubillos
11:10 a 11:25	Consultas
11:25 a 12:00	Discusión y conclusiones



PROCEDIMIENTOS PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Estimadas y estimados:

Este Taller se realizará virtualmente a través de la plataforma TEAMS. Para la mejor organización necesitamos que cada uno de ustedes siga el siguiente procedimiento, por favor:

- Seguir el URL que se le hará llegar por correo electrónico. Con ese URL usted podrá ingresar a la sala el día del taller.
- Procedimiento para ingresar a la sala del taller:
 - El ingreso deberá ser entre 08:45 y 08:55 horas, para darle nosotros la entrada a la sala;
 - Al ingresar usted debe hacerlo con la cámara y el micrófono apagados (y así deberá permanecer mientras cada expositor esté presentando sus resultados);
 - Al final de cada presentación se dará la palabra para preguntas. Para el efecto se deberá pedir la palabra con el respectivo ícono.
 - Durante el desarrollo del taller se permitirá el ingreso a la sala después del término de cada presentación, según Programa.

Concepción, julio 21 de 2021.-

2. Desarrollo del taller

Debido a las restricciones impuestas por la pandemia COVID-19, se debió modificar el formato desde un taller presencial a uno de tipo virtual por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. Además, debido a un problema serio de salud, el Dr. Tony Pitcher no pudo continuar participando en el proyecto. En su reemplazo se propuso al Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México), cambio que fue aprobado por el FIPA. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sra. Silvia Hernández, y correspondió a los mismos expertos del Taller 1. Los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. Los participantes ingresaron a la reunión siguiendo un enlace URL que se les envió vía correo electrónico junto con un protocolo para participación.

La reunión se realizó en idioma castellano, aunque el contenido de las láminas se tradujo al idioma inglés para que la experta internacional (Dra. Beth Fulton) pudiera seguir de mejor forma las presentaciones. Las preguntas y comentarios de los expertos nacionales y extranjeros fueron traducidas/interpretadas del castellano al inglés y viceversa por el Dr. Sergio Neira.

2.1. Objetivos

Este Taller, tuvo los siguientes objetivos:

1. Revisar y acordar PBRs para pesquerías pelágicas de Chile usando el enfoque monoespecífico.

2.2. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira. La invitación se extendió a especialistas en evaluación de stock y ecología pesquera, junto con profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y del Instituto de Fomento Pesquero. También se invitó a los miembros del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos y del Comité Científico Técnico Pesquería Pelágica de Jurel. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica e incluyó a los mismos invitados del Taller 1.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el 21 de julio, utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran más abajo.

4. Intervenciones de los asistentes

La reunión se inició a las 9:00 horas y se acordó esperar 10 minutos para que invitados confirmados se conectaran.

09:10-09:25. El Jefe de Proyecto da la bienvenida y expone el contexto del Proyecto y del taller.

Primera charla Dr. Luis Cubillos

09:25-09:30. Luego el Dr. Cubillos presenta Análisis crítico Puntos Biológicos de Referencia con enfoque poblacional para el manejo de las pesquerías de peces pelágicos pequeños en Chile.

La presentación se basa en un documento técnico puesto a disposición para los asistentes.

Víctor Espejo: Agradece la presentación y consulta Consulta sobre el valor de 20% para un steepness (escarpamiento) $h=0.7$. En jurel la biomasa de colapso (B_{crash}) fue 9%. Concuerta que sea un valor técnico, pero que el 20% puede ser un valor para demersales y no para peces pelágicos.

Luis Cubillos: no se desea proponer 20% como valor para el punto de referencia límite de la biomasa (Blim), sino que hacer el ejercicio basado en la definición de steepness.

Víctor Espejo: los dos stocks que se muestran subexplotados, son aquellos con modelos talla estructurados y no edad estructurados ¿Es esta diferencia estructural la que explica que estos stocks muestren cosas distintas a los otros que tienen modelos con otra estructura?

Luis Cubillos: sobre el comentario, no se sabe si la estructura del modelo es el responsable de la condición de los stocks. En los modelos talla-estructurados la matriz de transición y la Mortalidad por las tallas no afectaría la productividad. La mortalidad natural (M) no es constante, sino que es no lineal y no se sabe si hay efecto entre usar una estructura u otra.

El valor de 20% viene de la definición del steepness, que no está necesariamente relacionado con PBRs sino que a partir de qué nivel de Biomasa se produce una disminución importante del reclutamiento. Metanálisis indican que, para peces, una disminución por debajo de 20% de Biomasa produce disminución importante del reclutamiento.

Marcos Arteaga: Sobre conclusión de cambios de productividad que pueden experimentar estas especies, e.g. Anchoqueta centro-sur. ¿Qué efectos o sesgos podemos tener al usar PBRs estáticos en lugar de dinámicos?

Luis Cubillos: PBRs estáticos se refiere a B0 fijo, pero el marco podría lidiar con cambios e incluso ser robusto. Pero ahí podría entrar el manejo adaptativo, existen criterios en la asesoría que pueden o no estar formalizados. Por ejemplo, cambios de régimen y ajuste de PBRs. Esto es un desafío, pero se podría considerar ventanas temporales de corto plazo para seguir esos cambios. Pero eso es diferente de la situación donde exista cambio en los parámetros de la historia de vida. Por ejemplo, variabilidad debida al cambio climático en la fisiología como disminución de tamaño y con mayor stress en el fitness reproductivo. Por los cambios de reclutamiento son un desafío porque no se sabe cuánto tiempo se sostendrán las condiciones ambientales y es necesario modelos predictivos.

Beth Fulton. Consulta sobre el indicador de declinación de predadores (PREP).

Luis Cubillos: el indicador es trófico, no considera aspectos como mortalidad durante las operaciones de pesca.

Rodolfo Serra: Las proyecciones están claras en cuanto a que son bajo condiciones constantes. Se proyectó hacia el futuro con Frms y la incertidumbre es en el Reclutamiento ¿Podríamos concluir que los cambios en los stocks se deben a cambios en el reclutamiento estocástico y no a mortalidad por pesca F?

Luis Cubillos: sobre el uso de PBRs para declarar el estatus en un año si se cuenta con la incertidumbre de la salida de una modelo se calcula la probabilidad de estar en un estado discreto o en otro. En eso se necesitaría una forma de protocolizar si el estado se debe a una probabilidad de un X%. Por otro lado, la variabilidad natural del reclutamiento se podría analizar con métodos de series de tiempo y determinar qué porcentaje de reclutamientos bajos se produjeron por variabilidad natural y otros por pesca.

Francisco Arreguín-Sánchez: Comenta que alrededor de las estimaciones no se intenta incluir la variabilidad ambiental. Esto reduce el potencial predictivo del modelo, si la variabilidad es principalmente ambiental y no la pesca. ¿Cómo evaluar qué parte es variación natural y qué parte es mortalidad por pesca, para asignar cambios en estatus a F o al ambiente? Como es caso a caso, se podría acotar las condiciones. Se podría evaluar en otra etapa.

Francisco Arreguín-Sánchez: Alrededor de las estimaciones no se incluye variabilidad natural y se asume estabilidad. En estas pesquerías no hay estabilidad. Esto afecta el poder predictivo del modelo. Se debe avanzar inevitablemente en saber qué parte de la variabilidad es ambiente y qué parte es pesca ¿Qué pasaría si en cada especie se estima la relación stock-recluta con variabilidad ambiental y estimar el steepness? El enfoque es atractivo, pero se debe avanzar a las condiciones de estabilidad. Por otro lado, el indicador PREP depende mucho de las interacciones tróficas (composición de la dieta). Pero la abundancia de los predadores también cambia naturalmente. Si en el modelo Ecosim se incorpora variabilidad y se simula hacia el futuro sin pesca, se podría encontrar el rango de variabilidad de los predadores y luego ver si la pesca los saca de ese rango. El indicador se podía basar el indicador en esa variabilidad extra. Por ejemplo, en el caso de especies del Golfo de México, la variabilidad natural de los predadores es amplia y su declinación puede no ser efecto de la pesquería sobre pelágicos pequeños.

11:10-11:30 segunda charla Dr. Luis Cubillos

Francisco Arreguín-Sánchez: Muy interesante el caso de estudio. Lástima que no hay información previa al inicio de la serie presentada. Indica que es importante tener en cuenta las condiciones iniciales considerando el cambio de régimen de los 70s, y una parte de 2-3 décadas con reclutamiento alto. En el análisis con Cadena de Markov, al parecer hay un componente ambiental cíclico (probablemente asociado al ambiente) que es importante de tener en cuenta y analizar. Forma de 8 en la tendencia de los reclutamientos se asemeja a lo que indica la Cadena de Markov.

Luis Cubillos: Existen asociaciones entre índices atmosféricos y cambios en especies pelágicas. Entonces, amerita evaluar si estas oscilaciones entre dos estados del jurel se deben a coincidencias en algunos regímenes ambientales. Por el momento, se sabe del cambio de régimen de mediados de los 70 que coincide con el período de altos reclutamientos.

Rodolfo Serra: la primera parte de la serie está afectada por la selectividad: indica que hay alta incertidumbre en la Biomasa y el Reclutamiento. El período de aumento a fines de los 70s hay un cambio de régimen, el aumento en los 80s es cambio de régimen y quizás manejo (baja de cuotas).

Rodolfo Serra: Se está revisando la edad del jurel, lo que podría incidir en el repunte en el reclutamiento de los años recientes. Existe alta incertidumbre en el repunte del reclutamiento reciente. No hay índices independientes de la pesquería.

Tercera charla Dr. Cubillos

Francisco Arreguín-Sánchez: ¿Los datos incluyen todas las flotas actuando sobre el recurso o sólo la chilena?

Luis Cubillos. Todas las flotas

Cristian Canales: estrategias o reglas de control, sí o sí requieren puntos de referencias (valores que queremos alcanzar).

Cristian Canales: Consulta que el enfoque ecosistémico (el hombre) cómo se considera, en el sentido que un cambio en las capturas genera disminución de aves, por ejemplo. ¿Cómo se puede balancear la necesidad de tener una pesquería con la conservación?

Sergio Neira: Indica que esas preguntas se abordarán con detalle en un nuevo taller donde se evalúe los PBRs incluyendo consideraciones ecológicas.

Víctor Espejo: Sobre el análisis de PBRs en jurel: falta constructo del PBR y sus deficiencias ¿Está o no correcto? Falta el análisis de consistencia ¿Se llega o no al objetivo con PBR actual? Comenta sobre la conclusión que el “PBR podría ser bajo”. Se requiere mostrarlo. Es un ejercicio interesante, pero es más bien académico y se requiere la “bajada” para el manejo.

Víctor Espejo: Best assessment: táctico versus Estrategias de manejo: Distintas estrategias de llegar al objetivo. Son complementarios.

Luis Cubillos: muestra gráficamente por qué el PRB podría ser bajo, pero se explicará mejor en el informe.

Rodolfo Serra: sugerencia para el grupo de trabajo: la dinámica del jurel tiene el mismo ciclo que la sardina española, aunque dura un poco más el período de bonanza en el jurel respecto de la sardina, pero la caída del jurel es consistente con el repunte de los pelágicos pequeños como sardina

y anchoveta. “No tomaría” toda la serie, quizás sólo la última parte de la serie, porque si hay cambio de régimen no tiene sentido usar R_0 para la serie histórica. Esta sería una hipótesis a explorar.

Francisco Arreguín-Sánchez: Comentario y sugerencia. En México con frecuencia se confunde el RMS (rendimiento máximo sostenido) con la capacidad de carga con el estado actual del stock. Por ejemplo, la biomasa no explotada actual no es necesariamente la capacidad de carga. Es necesario denotar claramente qué es la biomasa no explotada.

Aquiles Sepúlveda: En la ORP, las proyecciones del modelo del jurel se hacen con un reclutamiento 2012-al presente, porque se considera que el recurso está en un nivel bajo de reclutamiento. El MSY depende de ese criterio, no basado en un punto de equilibrio de largo plazo. La pregunta es ¿Cuándo se puede proponer un MSY de largo plazo de equilibrio? Los F están en 60% de RMS actual que considera baja productividad.

Regla de control de captura, la ORP mantuvo bajo F en reunión en Hawaii se consideró.

Luego de las últimas sugerencias y comentarios, el Jefe de Proyecto agradece al expositor y a los asistentes y concluye el taller recuerda que el siguiente taller se realizará el día 29 de julio.

El taller concluyó a las 13:00.

5. Conclusiones

Se concluye que la estimación de los puntos biológicos de referencia objetivo para la mortalidad por pesca considera el criterio precautorio, y que dichos valores podrían permitir que la biomasa desovante de los peces pelágicos pequeños fluctúen en torno del PBR objetivo; esto es, en torno de 50% ó 55% de la biomasa desovante inexplorada.

6. Registros fotográficos de taller.



Fotografía 1: Detalle asistentes Segundo Taller Expertos.

Lista de Asistencia

1. Elizabeth Fulton (CSIRO, Australia)
2. Francisco Arreguín-Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México)
3. Ana Arriagada (Equipo UdeC)
4. M^a José Cuevas (Equipo UdeC)
5. Luis Cubillos (Equipo UdeC)
6. Ruben Alarcón (Equipo UdeC)
7. Sergio Neira (Equipo UdeC)
8. Silvia Hernandez (Subsecretaría de Pesca)
9. Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca)
10. Camila Sagua (Subsecretaría de Pesca)
11. Gabriel Claramunt (Universidad Arturo Prat)
12. Claudio Gatica (Instituto de Investigación Pesquera)
13. Cristian Canales (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso)
14. Fernando Espíndola (Instituto de Fomento Pesquero)
15. Jorge Castillo (Instituto de Fomento Pesquero)
16. Karin Silva (Subsecretaría de Pesca)
17. Lilian Troncoso
18. Marcos Arteaga (Instituto de Investigación Pesquera)
19. Mariella Canales
20. Nicole Mermoud (Subsecretaría de Pesca)
21. Rafael Hernández (FIPA)

- 22. Rodolfo Serra
- 23. Rodrigo Polanco (Marine Stewardship Council Latinoamérica)
- 24. Sandra Ferrada
- 25. Milton Pedraza (Subsecretaría de Pesca)
- 26. Aquiles Sepúlveda (Instituto de Investigación Pesquera)

ANEXO 4. Reporte Tercer Taller de Trabajo

Reporte Segundo Taller de Expertos Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



Tercer Taller Proyecto FIPA 2019-17

“Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas”

Programa

Lugar : Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
 Fecha : Jueves 29 de julio de 2021.
 Hora : Desde las 09:00 horas.
 Procedimiento : Ver después de este Programa.

Hora	Título y expositor
08:45 a 09:00	Ingreso a la sala virtual
09:00 a 09:20	Bienvenida. Presentación de objetivos y marco del proyecto Dr. Sergio Neira
09:20 a 09:50	Estándar técnico para la estimación de Puntos Biológicos de Referencia (PBRs) con consideraciones ecosistémicas en pesquerías pelágicas nacionales y PBRs candidatos Expositor: Dr. Sergio Neira
09:50 a 10:05	Preguntas
10:05 a 10:45	Estimaciones de PBRs con consideraciones ecosistémicas candidatos para las pesquerías pelágicas de Chile Expositor: Dr(c). Ruben Alarcón
10:45 a 11:00	Preguntas
11:00 a 11:10	Pausa de café
11:10 a 11:40	Marco de referencia para cada pesquería pelágica considerando los resultados de las estimaciones de PBRs ecológicos candidatos para las pesquerías seleccionadas como casos de estudio Expositor: Dr. Sergio Neira
11:40 a 12:00	Preguntas
12:00 a 12:30	Discusión de resultados
12:30 a 12:45	Palabras de cierre



PROCEDIMIENTOS PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Estimadas y estimados:

Este Taller se realizará virtualmente a través de la plataforma TEAMS. Para la mejor organización necesitamos que cada uno de ustedes siga el siguiente procedimiento, por favor:

- Seguir el URL que se le hará llegar por correo electrónico. Con ese URL usted podrá ingresar a la sala el día del taller.
- Procedimiento para ingresar a la sala del taller:
 - El ingreso deberá ser entre 08:45 y 08:55 horas, para darle nosotros la entrada a la sala;
 - Al ingresar usted debe hacerlo con la cámara y el micrófono apagados (y así deberá permanecer mientras cada expositor esté presentando sus resultados);
 - Al final de cada presentación se dará la palabra para preguntas. Para el efecto se deberá pedir la palabra con el respectivo ícono.
 - Durante el desarrollo del taller se permitirá el ingreso a la sala después del término de cada presentación, según Programa.

Concepción, julio 28 de 2021.-

2. Desarrollo del taller

Debido a las restricciones impuestas por la pandemia COVID-19, se debió modificar el formato desde un taller presencial a uno de tipo virtual por video conferencia a través de la plataforma TEAMS® de Microsoft. Además, debido a un problema serio de salud, el Dr. Tony Pitcher no pudo continuar participando en el proyecto. En su reemplazo se propuso al Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México), cambio que fue aprobado por el FIPA. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sra. Silvia Hernández, y correspondió a los mismos expertos de los Talleres 1 y 2. Los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. Los participantes ingresaron a la

reunión siguiendo un enlace URL que se les envió vía correo electrónico junto con un protocolo para participación.

La reunión se realizó en idioma castellano, aunque el contenido de las láminas se tradujo al idioma inglés para que la experta internacional (Dra. Beth Fulton) pudiera seguir de mejor forma las presentaciones. Las preguntas y comentarios de los expertos nacionales y extranjeros fueron traducidas/interpretadas del castellano al inglés y viceversa por el Dr. Sergio Neira.

2.1. Objetivos

Este Taller, se separó en dos partes para dar cuenta de lo comprometido en la OTE.

En primer lugar, se revisó:

1. El estándar técnico para estimar puntos biológicos de referencia con consideraciones ecosistémicas (PBReco)
2. Proponer y acordar PBReco para las pesquerías seleccionadas en este estudio

En segundo lugar, se revisó:

1. El marco de referencia para las pesquerías seleccionadas como casos de estudio.
2. Resultados de estimaciones de PBReco para las mismas pesquerías.

2.2. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira. La invitación se extendió a especialistas en evaluación de stock y ecología pesquera, junto con profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y del Instituto de Fomento Pesquero. También se invitó a los miembros del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos y del Comité Científico Técnico Pesquería Pelágica de Jurel. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica e incluyó a los mismos invitados de los Talleres 1 y 2.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el 29 de julio, utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran más abajo.

4. Intervenciones de los asistentes

La reunión se inició a las 9:00 horas y se acordó esperar 10 minutos para que invitados confirmados se conectaran.

09:10-09:25. El Jefe de Proyecto da la bienvenida y expone el contexto del Proyecto y del taller.

Primera presentación Dr. Sergio Neira

Rodrigo Polanco: el 75% que habla el MSC es un valor por defecto para pesquerías en las cuales no se tiene ninguna información respecto del rol de las especies pelágicas en el ecosistema. Entrega ejemplos de la pesquería de krill antártico y la pesquería de anchoveta en Argentina.

Sergio Neira: si bien es un valor por defecto, para muchos usuarios es más fácil y barato asumir este valor. Este proyecto entregará información para usuarios chilenos que deseen eventualmente realizar una certificación.

Francisco Arreguín-Sánchez: en la sardina de México, mediante otros enfoques, se llegó a que se debe dejar en el mar un 60% y fue aceptado por MSC. Este nivel debe ser calculado en cada especie que compone cada pesquería, no puede ser adoptado desde otro stock. Por otro lado, no se hace referencia a la variabilidad natural en el ambiente. En muchos enfoques se asume equilibrio, pero en el caso de la variabilidad natural algunas especies (e.g., aves) pueden declinar más allá de lo que podría ser efecto de la pesca. Sería importante para el futuro tratar de separar ambos efectos.

Beth Fulton: Dos puntos: 1er punto sobre la modelación del MSC implica que un punto más precautorio tiene más ingreso por unidad de captura y en el impacto negativo en el ecosistema. 2do punto: lo que se vio en la presentación fue muy bueno, obviamente se ha puesto una gran cantidad de análisis en términos del sistema de tiers. Lo que sí se debe tener en cuenta, que es una limitación de los modelos de manejo single-species, es el supuesto de equilibrio, es un enfoque estático. Un ejemplo es el enfoque utilizado en la Corriente de California que es más basado en el escape, que en años malos se permite más escape para que primero los predadores tengan alimento y la pesca obtiene la diferencia. En algunos casos, la pesquería no captura y todo se va a los predadores. Esto implica una alta variabilidad en las capturas y podría no ser adecuado dada las condiciones socio-económicas de las pesquerías en Chile.

Presentación Dr. (c) Rubén Alarcón

Rodolfo Serra: En la zona norte no observé en el modelo a grupos como bonito y caballa. El caso del lobo fino tiene abundancia muy baja ¿Hay efecto conjunto para pesquerías sardina común y anchoveta? Por ejemplo, cuál es el efecto sobre especies como el camarón y langostinos.

Rubén Alarcón: en la zona norte bonito y caballa están incorporados en el modelo, pero agrupados dentro de un grupo funcional “pelágicos medianos”. Esto debido a la baja información sobre parámetros de estos grupos (biomasa, dieta). En el caso de la zona centro sur, no se unió a especies sardina común y anchoveta como un grupo funcional. En el caso de langostinos y camarones, los efectos son tróficos e indirectos ya que son presa de predadores de sardina y anchoveta.

Víctor Espejo: Las ponencias han estado claras. Este es un proceso que continúa un proyecto anterior (FIPA 2017-55). Por otro lado, el ecosistema frente a Chile es altamente productivo y se podría poner más atención a los indicadores medioambiental que se podría levantar a partir de cruceros que realiza IFOP. Mis preguntas son ¿Por qué la anchoveta en la zona norte se ve más afectada que otros grupos en los distintos escenarios simulados? Y ¿Por qué el RMS multispecies fue mayor que el RMS single-species?

Rubén Alarcón: primero continuar con la respuesta sobre el lobo fino que se encuentra en la zona norte y la zona sur. Sobre las preguntas de Víctor, el pez pelágico se ve más afectado debido a que hay otros grupos que pueden verse beneficiados (y esto también se relaciona con la segunda pregunta) la propia anchoveta se ve favorecida por efectos compensatorios en el ecosistema ya que la simulación de RMS multispecies considera que se explota todo el ecosistema no sólo la especie objetivo.

Sergio Neira: para complementar, lo que sucede en las simulaciones es que se explota las especies objetivo pelágicas con distintos valores de F y de ahí la disminución. Lo importante es que el F objetivo logra el objetivo de mantener la biomasa en valores $\sim 55\%$.

Beth Fulton: ¿Cambiaron mucho los parámetros de vulnerabilidad en los ajustes?

Ana Arriagada: en las zonas norte, centro norte y centro sur las vulnerabilidades indicaron un control más de tipo bottom-up (vulnerabilidades bajo el valor por defecto de 2). En la zona del mar interior, el ajuste indicó vulnerabilidades con valores sobre 2.

Beth Fulton: ¿Consideran los modelos estructura de edad?

Ana Arriagada: no se consideró ya que la recomendación es no usar estructura de edades en la estimación de RMS.

Beth Fulton: podría tener algún efecto en términos del efecto del arte de pesca si el arte captura adultos y no juveniles.

Beth Fulton: ¿La estructura de los modelos fue la misma en cada región o fue distinta de acuerdo a las especies que habitan cada zona?

Ana Arriagada: La estructura está adaptada de acuerdo a las especies que están presentes en cada sistema. La estructura es zona-específica.

Beth Fulton: se ha visto que el RMS multiespecífico muestra los mismos resultados que ustedes encontraron. En términos de un enfoque ecosistémico se podría explorar una rutina de “policy search” en Ecosim. En mi experiencia lo que he explorado es calcular RMS multiespecies y luego realizar una búsqueda de cuáles serían las mortalidades por pesca que balancean objetivos de conservación, así como objetivos sociales y económicos. Entonces, se puede revisar si el Fobjetivo está dentro de un volumen multidimensional que implica valores razonables para estos objetivos.

Rubén Alarcón: en un proyecto anterior se revisó qué nivel de F de sardina que equilibraba la captura de merluza del sur. En ese caso, no era posible optimizar la captura de cada uno por sí solo.

Marcos Arteaga: ¿Es posible generar stanzas y ver PBRs por grupo de edad? Esto ya que los pelágicos pequeños se explotan prácticamente los grupos de edad 0 y 1. Además, en los pelágicos pequeños no hubo un buen ajuste y la pregunta es si se aplicó un forzante ambiental.

Rubén Alarcón: Se puede incluir, pero se recomienda stanzas cuando se tiene información de la relación stock-recluta. Pero es posible. Sobre el proceso de ajuste de cada modelo a series de tiempo, se usó un procedimiento de ajuste donde se considera primero las mortalidades por pesca como forzante, las vulnerabilidades y también una anomalía ambiental.

Francisco Arreguín-Sánchez: Algunos comentarios:

- i. Sobre el ajuste del modelo existe un problema en cuanto hasta dónde el cambio de vulnerabilidad se debe exclusivamente a la teoría de las arenas de forrajeo o a otros factores. Se debe tener muy presente a la hora de interpretar las salidas del modelo y gran parte de eso se basa en la dieta.
- ii. Como tal el enfoque está orientado al efecto sobre predadores. Se debería incluir un juicio crítico sobre la confianza que se tiene a las dietas en cada modelo. Por ejemplo, en el caso de aves se indicó que puede haber un efecto del ambiente, pero es necesario demostrarlo.
- iii. En cuanto al efecto diferencial entre sardina y anchoveta, las especies muestran resultados distintos en el cálculo de RMS multiespecies.
- iv. Se usa un solo modelo para todo Chile o son modelos regionalizados, tampoco si hay uno costero y oceánico.

- v. Los modelos de rendimiento asumen condiciones de equilibrio ¿Cuán representativo es esto de la realidad? Se podría usar para una zona o período de equilibrio lo que lo haría más tangible.
- vi. Sobre la rutina de “policy search”: también se puede incluir un objetivo de recuperación forzada de un grupo.
- vii. ¿Cómo están declaradas las flotas sobre las especies? ¿Se puede asumir que las F se pueden aplicar individualmente?
- viii. Indicar bien los supuestos y referencias para evitar malas interpretaciones.

Rubén Alarcón: Cada modelo tiene las flotas que aplican en cada especie, es decir están los efectos individuales.

Ana Arriagada: si bien las flotas están identificadas e individualizadas, se simuló el efecto de F por especie, no el efecto del esfuerzo.

Sergio Neira: con respecto a los modelos, se construyó un modelo para cada región o área de pesquería (norte, centro-norte, centro-sur, mar interior, jurel nacional).

Rubén Alarcón: sobre el efecto de cambios en aves se debe a que en las simulaciones las aves decaían incluso sin considerar mortalidad por pesca.

Francisco Arreguín-Sánchez: los comentarios van por el lado que todos estos supuestos deberían se explicitados claramente en el informe de modo que quien lea y use estos resultados tenga claridad de sus limitaciones, y no los extrapole.

Sebastián Vásquez: Estos modelos asumen que la variabilidad es por pesca y predación ¿Es posible que el ambiente sea más importante que la pesca y la predación? ¿Cómo incluirlo?

Rubén Alarcón: El modelo puede incluir la variabilidad ambiental (distintos factores que se incluyen como funciones forzantes). Se puede aplicar a productores primarios (producción primaria) o a consumidores. Se puede aplicar a todos los grupos funcionales o a grupos específicos. Es necesario conocer la respuesta funcional de cada grupo ante cada forzante (e.g, Temperatura, salinidad, oxígeno).

Ana Arriagada: se incluyó una función de producción primaria estimada por el mismo modelo. Para las proyecciones se usó el valor de producción primaria del último año.

Presentación Dr. Sergio Neira

Esta presentación es una discusión guiada sobre i) El marco de referencia para las pesquerías seleccionadas como casos de estudio y ii) Resultados de estimaciones de PBRs con consideraciones ecosistémicas para las mismas pesquerías.

Las conclusiones de esta presentación son:

Al aplicar la mortalidad por pesca objetivo monoespecíficos (F_{objetivo}) en las pesquerías estudiadas resultó en valores de biomasa en torno al objetivo actual (~50%-55%) y bajos impactos negativos en predadores de estas especies (sólo el grupo aves declinó bajo un 75% de su biomasa en la condición sin explotación de pelágicos pequeños).

Los puntos biológicos de referencia (PBR) objetivo actuales (F_{objetivo} y B_{objetivo}) son adecuados en el contexto del ecosistema.

Sin embargo, los actuales PRB deberían revisarse a medida que nueva información sobre el ecosistema sea recolectada y las metodologías sean refinadas.

Se enfatiza la necesidad de información sobre predadores tope en los ecosistemas estudiados (aves marinas, cetáceos, y tiburones). La información más urgente sobre estos grupos corresponde a estimaciones de abundancia y biomasa, tasas de consumo y producción, y composición de dietas.

Estudios futuros deberían explorar otros modelos e indicadores de modo de considerar otras propiedades del ecosistema más allá de la biomasa de especies y grupos funcionales claves.

Hugo Arancibia: ¿Cuál es el pedigree de los modelos? (calidad de información de entrada). Y además insistir en la necesidad de estudios de alimentación.

Sergio Neira: El “pedigree” es un indicador de qué tan bueno es un modelo en cuanto a la información que se le ingresa. El índice va de 0 (modelo basado en datos poco confiables) a 1 (modelo basado en data muy confiable). Para los modelos este índice es de ~0.33%. Se debe mejorar.

Francisco Arreguín-Sánchez: en las tablas de información estratégica, cuando se habla del % de declinación de biomasa se supone que la disminución se debe solamente a la pesca. Entonces, si las aves no declinan por esto entonces no puede haber recuperación si se modifica alguno de estos niveles de pesca. Acá debe ocurrir a la aclaración respecto de si la disminución de aves se debe sólo a pesca y cuánto al ambiente, de modo que se interprete correctamente los resultados.

Una aclaración sobre un comentario anterior sobre si en un sistema hay dos pelágicos ambos son extraídos por una misma flota. Entonces, si tenemos un target por especie (e.g., sardina y anchoveta), pero lo que se maneja es la flota. Pero si la flota se enfoca al punto de referencia a la especie con mayor rendimiento sostenido (más productivo) y esto podría afectar a la especie con un rendimiento sostenido menor (menor productividad).

Víctor Espejo: Agradece la participación de los expertos internacionales por sus notables aportes al proyecto, desde la mirada y desde la asesoría al manejo en términos de la construcción con la mejor información científica disponible. En términos de los forzantes ambientales se podría considerar las salidas de modelos biofísicos sobre todo en el contexto de cambio climático que llegó para quedarse. También considerar que existen estudios (registros fósiles) sobre las fluctuaciones naturales de poblaciones en ausencia de pesca. Esto puede ayudar a redactar mejor las recomendaciones del proyecto.

Rodolfo Serra: destaca el trabajo y el esfuerzo que se está haciendo e indica que las brechas nacen de nuestra ignorancia respecto de la biología de las especies y del ecosistema. El problema de la variabilidad ambiental, también nos afecta en el ámbito monoespecies a través de la relación stock-recluta. Si bien los modelos tróficos muestran efectos de la pesca sobre los ecosistemas, también hay eventos ENSO (que parecieran afectar los ecosistemas, pero con recuperación relativamente rápida), también están los cambios de régimen decadales (e.g., sardina española, que parece no recuperarse sin pesca) y también donde hay alternancia. En resumen, este enfoque parece adecuado para especies que están en un régimen productivo beneficiosos (sardin, anchovetas), pero no para aquellas con un régimen negativo. Se sugiere considerar este punto para las conclusiones. Además, está la situación de la anchoveta que está bajo una revisión de su crecimiento y la pesca puede tener efectos distintos en la dinámica de esta especie y de sus predadores. Entonces, frente al punto de referencia 75% se exige para la certificación de las pesquerías y se debería tener estos puntos en consideración ya que se supone que la pesca es más importante que el ambiente y complica la certificación de pesquerías.

Beth Fulton: en términos de considerar los Fobjetivos single-species, considerando todas las incertidumbres en el modelo, se sienten cómodos con esa conclusión en el caso de anchoveta zona centro-sur.

Sergio Neira: la tabla sólo muestra resultados a modo comparativo en términos de un valor límite, pero aún resta realizar el análisis con la incertidumbre en parámetros de entrada. En ese caso los valores pueden cambiar. Pero si esto no ocurriera, ciertamente la conclusión que los F objetivos monoespecíficos no afectan otras especies no aplicaría para esta pesquería.

Beth Fulton: Estoy de acuerdo con esa respuesta. Existen nuevos métodos, por ejemplo LENFEST Se enfoca no tanto en biomazas y capturas, sino que en grupos que pueden ser importantes nodos (hub species) y que podrían requerir puntos de referencia más conservadores. Se puede compartir

esta metodología, que aún no está publicada, para tenerla en cuenta para análisis futuros. En algunos casos las especies “hub” son predadores tope, pero también podrían ser especies forrage e incluso zooplankton.

Luis Cocas. Buenas las presentaciones y felicitaciones al equipo. Una reflexión, yendo más allá de las bomasas que se extraen y/o quedan en el ecosistema, ver la posibilidad de incorporar en el futuro otros factores como la pesca incidental que afectan a los predadores respecto de cuándo y dónde se realiza la captura. Por ejemplo, mortalidades por efecto de la actividad pesquera, que va más allá del efecto trófico. Y quizás esto apoyaría la necesidad de ser más precautorio. Pero este es un gran paso y felicitaciones por el trabajo.

Sergio Neira: Gracias por el comentario. Para estas especies el objetivo ecosistémico se relaciona al efecto de ser alimento para otros grupos en el ecosistema. Pero, hay otros efectos como el que se menciona. Esto es posible explorar con este modelo, pero se requiere de información respecto de estas mortalidades y si existe interés podemos explorarlo.

Considerando que este es el último taller de trabajo del proyecto, el Jefe de Proyecto ofreció la palabra a la contraparte técnica del proyecto y a los expertos internacionales. A continuación, se resume sus intervenciones.

Silvia Hernández (Subsecretaría de Pesca): el público ha seguido muy atentamente las presentaciones, ha sido muy interesante y gratificante que con capacidades nacionales se pueda llevar a cabo este proyecto. Sólo queda felicitarlos y alentarlos en esta línea de trabajo, que a veces tarda mucho tiempo en que se pueda ver resultados que se dirijan hacia la toma de decisiones. Este es un punto donde el trabajo respalda el manejo de pesquerías nacionales. A seguir en esta línea de trabajo que es el futuro. También el desafío para la administración para recoger estas recomendaciones y conclusiones.

Beth Fulton: agradezco la invitación, ha sido muy interesante y es grandioso ver un movimiento en la dirección de reconocer puntos de referencia ecológicamente relevantes y quiero elogiarlos en este esfuerzo. Obviamente hay incertidumbres que debe considerarse, pero es un gran paso en la dirección correcta. Gracias.

Francisco Arreguín-Sánchez: Solamente un comentario. Después de años de estar metido en la modelación de ecosistemas, sobre todo asociados a pesquerías, siempre resulta un reto llevar este tipo de trabajos a la práctica. No hay muchos casos, y sigue siendo un reto. Agradezco mucho la invitación que me hicieron, porque nos sirve para conocer los enfoques y retos que se están desarrollando en diferentes lugares para tratar de aplicar este tipo de criterios. Cada región tiene sus propias problemáticas, preferencias y objetivos, y yo los felicito por el esfuerzo que están haciendo por abordar y compaginar la parte monoespecífica con la ecosistémica. Esto no es fácil, son dos niveles de organización jerárquicos: las poblaciones dependen del ecosistema y el

ecosistema depende de las poblaciones. Esto no es sencillo en términos teóricos y menos práctico. Los retos son muy importantes y la verdad me es muy interesante lo que están haciendo y por eso los felicito.

Luego de estas intervenciones el Jefe de Proyecto da por finalizado el taller.

El taller concluyó a las 13:00.

5. Registros fotográficos de taller.



Fotografía 1: Detalle asistentes Segundo Taller Expertos.

Lista de Asistencia

1. Elizabeth Fulton (CSIRO, Australia)
2. Francisco Arreguín-Sánchez (Instituto Politécnico Nacional, México)
3. Ana Arriagada (Equipo UdeC)
4. M^a José Cuevas (Equipo UdeC)
5. Luis Cubillos (Equipo UdeC)
6. Ruben Alarcón (Equipo UdeC)
7. Sergio Neira (Equipo UdeC)
8. Silvia Hernandez (Subsecretaría de Pesca)
9. Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca)

10. Camila Sagua (Subsecretaría de Pesca)
11. Gabriel Claramunt (Universidad Arturo Prat)
12. Claudio Gatica (Instituto de Investigación Pesquera)
13. Cristian Canales (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso)
14. Fernando Espíndola (Instituto de Fomento Pesquero)
15. Jorge Castillo (Instituto de Fomento Pesquero)
16. Karin Silva (Subsecretaría de Pesca)
17. Lilian Troncoso
18. Marcos Arteaga (Instituto de Investigación Pesquera)
19. Mariella Canales
20. Nicole Mermoud (Subsecretaría de Pesca)
21. Rafael Hernández (FIPA)
22. Rodolfo Serra
23. Rodrigo Polanco (Marine Stewardship Council Latinoamérica)
24. Sandra Ferrada
25. Milton Pedraza (Subsecretaría de Pesca)
26. Aquiles Sepúlveda (Instituto de Investigación Pesquera)

ANEXO 5. Reporte Taller de Difusión

Reporte Taller de Difusión Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



Taller de Difusión Proyecto FIPA 2019-17

“Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas”

Programa

Lugar : Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
 Fecha : Jueves 04 de agosto de 2022.
 Hora : Desde las 15:00 horas.
 Procedimiento : Ver después de este Programa.

Hora	Título y expositor
14:30 a 14:55	Ingreso a la sala virtual
15:00 a 15:10	Bienvenida. Presentación de objetivos y marco del proyecto Dr. Sergio Neira
15:10 a 15:25	Consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB) Dr. Sergio Neira
15:25 a 15:35	Preguntas
15:35 a 16:05	Revisión de PBRs actualmente vigentes para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños. Enfoque poblacional Dr. Luis Cubillos
16:05 a 16:15	Preguntas
16:15 a 16:30	Estándar técnico para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas. Dr. Sergio Neira
16:30 a 16:40	Preguntas
16:40 a 17:50	Pausa de café
17:50 a 17:15	Estimación de PBRs (objetivo y límite) ecosistémicos o multi especies. Dr.(c) Ruben Alarcón
17:15 a 17:25	Preguntas
17:25 a 17:45	Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente. Dr. Sergio Neira
17:45 a 17:50	Preguntas
17:50 a 18:00	Palabras finales y cierre del taller



PROCEDIMIENTOS PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Estimadas y estimados invitados:

Este Taller se realizará virtualmente a través de la plataforma TEAMS. Para la mejor organización necesitamos que cada uno de ustedes siga el siguiente procedimiento, por favor:

- Seguir el URL que se le hará llegar por correo electrónico. Con ese URL usted podrá ingresar a la sala el día del taller.
- Procedimiento para ingresar a la sala del taller:
 - El ingreso deberá ser entre 14:30 y 14:55 horas, para darle nosotros la entrada a la sala;
 - Al ingresar usted debe hacerlo con la cámara y el micrófono apagados (y así deberá permanecer mientras cada expositor esté presentando sus resultados);
 - Al final de cada presentación se dará la palabra para preguntas. Para el efecto se deberá pedir la palabra con el respectivo ícono.
 - Durante el desarrollo del taller se permitirá el ingreso a la sala después del término de cada presentación, según Programa.

Concepción, agosto 03 de 2022.-

2. Desarrollo del taller

Debido a las restricciones impuestas por la pandemia COVID-19, se debió modificar el formato desde un taller presencial a uno de tipo virtual por video conferencia a través de la plataforma TEAMS© de Microsoft. La lista de invitados se consensuó con el Director Ejecutivo del FIPA Sr. Rafael Hernández y la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sra. Silvia Hernández. Los invitados recibieron la invitación y el programa con antelación vía correo electrónico. Los invitados ingresaron a la reunión siguiendo un enlace URL que se les envió vía correo electrónico junto con un protocolo para participación.

3. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira. La invitación se extendió a especialistas en evaluación de stock y ecología pesquera, junto con profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca, y del Instituto de Fomento

Pesquero. También se invitó a los miembros del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos y del Comité Científico Técnico Pesquería Pelágica de Jurel.

4. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el 21 de julio, utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran al final de este reporte.

5. Desarrollo del taller e intervenciones de los asistentes

La reunión se inició a las 15:00 horas y se acordó esperar 10 minutos para que invitados confirmados pudieran conectarse.

15:10 - 15:20. El Jefe de Proyecto da la bienvenida y expone el contexto del Proyecto y del taller.

15:20 - 15:40. Presentación 1. Consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB). Expositor: Dr. Sergio Neira.

Rodrigo Polanco (Marine Stewardship Council): Agradece primero la presentación y la invitación, ya que para MSC esta investigación es de alto interés. Más que una pregunta se trata de una clarificación: el caso del 75% (que viene del estudio mencionado en la presentación), es para especies de nivel trófico clave, pero en ausencia de información, cuando no conocemos las necesidades del ecosistema. Es un valor por defecto. Pero en general, las especies que tienen certificación usan un nivel más bajo.

Sergio Neira: Agradece y concuerda con el comentario.

15:45 - 16:32. Presentación 2. Revisión de PBRs actualmente vigentes para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños. Enfoque poblacional. Expositor: Dr. Luis Cubillos.

Hugo Arancibia: Felicita la presentación ¿Por qué la anchoveta del norte se “separa” en que las relaciones no son tan claras, la naturaleza de los datos, parámetros de historia de vida?

Luis Cubillos: Es una buena pregunta. Cuando uno hace una evaluación de uno de estos pelágicos pequeños que pueden tener una dinámica sub-anual con una escala anual, está filtrando variabilidad y yo creo que eso ocurre con la consistencia entre la anchoveta del norte y los demás. Al bajar la escala de tiempo se aumenta el contraste entre las observaciones porque aparece la estacionalidad. Al bajar la escala aumenta la variabilidad de observación. Lo otro es que la dinámica ambiental de la zona norte está más influida por el ciclo ENSO y, por lo tanto, los índices de abundancia pueden

correr el riesgo de no observar la biomasa del stock, sino que sólo parte dada la influencia de mayor frecuencia de los fenómenos que explican la distribución.

Cristian Canales (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso): felicita la presentación. La pregunta es respecto del coeficiente de variación: ¿Es el que se usa para la evaluación de stock o el que se calcula a posteriori?

Luis Cubillos: en las estimaciones con cambio de régimen es el posteriori, el que resulta de las estimaciones puntuales. Pero para las proyecciones estocásticas se usó el de la evaluación de stock.

Cristian Canales: Se debería usar el valor a posteriori, quizás los análisis de riesgo a futuro no están bien condicionados.

Luis Cubillos: Es una buena observación. Lo que sucede es que había muchas alternativas o modelos alternativos y se hacía difícil de analizarlo. Esa pregunta se podría evaluar en el futuro.

16:45 - 16:55: Pausa de café

16:55 - 17:20: Presentación 3. Estándar técnico para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas. Expositor: Dr. Sergio Neira.

El Jefe de Proyecto propone que las preguntas que puedan existir sobre esta presentación se realicen una vez terminada la presentación número 4, ya que ambas están íntimamente relacionadas y la discusión será más productiva si se conoce esos resultados.

17:20 - 17:42: Presentación 4. Estimación de PBRs (objetivo y límite) ecosistémicos o multi especies. Expositor: Dr.(c) Ruben Alarcón.

Silvia Hernández (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura): Muchas gracias por la presentación y felicitaciones al equipo que ha asumido este proyecto. Cuando se mostró los gráficos, se indicó que había un rango que se propone para el impacto de la explotación de pelágicos pequeños sobre predadores. ¿De dónde viene ese rango?

Rubén Alarcón: es una propuesta que aparece en la literatura y además se discutió con los expertos internacionales. Sin embargo, se debe abordar caso a caso.

Sergio Neira: para complementar la respuesta se puede indicar que es necesario considerar que un cambio en la biomasa de una especie abundante no es lo mismo que en una especie que se encuentra en alguna categoría de amenaza de conservación. Eso se puede refinar en el futuro.

Rodolfo Serra (Miembro Comités Científicos Técnicos): es una pregunta respecto de la escala espacial del modelo de la zona norte, el jurel tiene una distribución más amplia y no debería responder a cambios en la biomasa de anchoveta.

Rubén Alarcón: Se consideró los grupos funcionales que tienen interacción con los recursos pelágicos de interés. Dentro del modelo es posible ponderar el área de distribución de cada recurso y, por lo tanto, se pondera los impactos.

Rodolfo Serra. El modelo ecosistémico indicó que existirían mayores rendimientos (mayores mortalidades por pesca) comparados con el modelo monoespecífico (menor mortalidad por pesca). Esto parece contra intuitivo considerando el objetivo de dejar más biomasa de peces pelágicos para sus predadores.

Rubén Alarcón: Esto ocurre porque en el ecosistema hay interacciones como la depredación y competencia, entonces una especie debe ser más productiva en el ámbito de interacciones de múltiples especies debido a que debe sustentar no sólo la pesca, sino también las demandas de alimento de los predadores (mortalidad natural por predación) que no considera el modelo monoespecífico cuyo supuesto es mortalidad natural constante.

Sergio Neira: para complementar, existe otra explicación y que se relaciona con cómo se modela la dinámica de la biomasa en el tiempo para cada grupo funcional. Acá es clave el parámetro vulnerabilidad (modula cuán rápido se traspasa la biomasa desde una presa a un predador). Este parámetro no es conocido y se estima en el modelo al ajustar a series de tiempo. Si el modelo tiene más o menos de series de tiempo y/o series más o menos largas, el valor de la vulnerabilidad puede ser sub o sobreestimado y así también será la dinámica y productividad (y rendimiento) de cada grupo funcional.

Jorge Oliva (Centro de Investigación Aplicada del Mar): en el caso de las aves ¿Qué pasa con la escala espacial? En el caso del norte la presencia de aves no es estable o constante, hay situaciones que hay capturas con presencia de aves y a veces esto no ocurre. ¿Cómo se incorpora esto en el modelo?

Rubén Alarcón: en el caso de este modelo no tenemos series de tiempo de abundancia de aves. Entonces, ese efecto no está considerado.

Sergio Neira. Los modelos ecosistémicos que desarrollamos aún no son espacialmente explícitos y una vía de exploración futura es avanzar a modelos espacialmente explícitos que permitan evaluar la sobreposición espacial real de presas y predadores. En este sentido puede haber efectos locales fuertes entre presas y predadores en las zonas donde existe sobreposición total, pero baja en zonas donde no hay sobreposición o esta es baja.

18:00 - 18:15. Presentación 5. Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente. Expositor: Dr. Sergio Neira

Marcos Arteaga (Instituto de Investigación Pesquera): Felicita todas las presentaciones. Si se concluye que los puntos de referencia actuales son adecuados en el contexto del ecosistema, entonces ¿Cuál sería el umbral o límite en el cual se generan los impactos ecosistémicos no deseados?

Sergio Neira: siguiendo con el enfoque de evaluar cambios en la biomasa de pelágicos pequeños sobre la biomasa de predadores, se evaluó dos alternativas: tomar un grupo indicador (el grupo más sensible a la explotación de pelágicos pequeños) y el número de grupos funcionales que caen bajo un nivel umbral. La biomasa límite es aquella que lleva a la biomasa más allá de un (25% o 50% dependiendo si se adopta un límite blando o duro) o la que lleva a que un cierto porcentaje de predadores caiga más allá de una biomasa umbral.

Ruben Alarcón: la mirada cambia dependiendo de si uno sólo se basa en la especie objetivo y en ese caso la ley nos limita al Rendimiento Máximo Sostenido. Pero en el caso de los predadores se debe evaluar caso a caso cuál es el cambio aceptable en la biomasa de los predadores.

Jorge Oliva: desde el punto de vista investigativo nos gustaría tener una idea de tipos de estudios que se deben realizar para avanzar. En el caso de las aves, en qué especie o grupo de especies se debería realizar un seguimiento, lo mismo con los peces predadores. Por ejemplo, el grupo funcional de aves es muy amplio y se podría acotar más. Se podría evaluar las que tienen más interacción con el arte de cerco, algunas aves son migratorias.

Sergio Neira: una aproximación sería realizar un estudio amplio de dietas de aves para ver aquellas con mayor interacción con peces pelágicos y luego ver qué especies tienen algún grado de amenaza en su conservación.

Luis Cubillos: un comentario: el proyecto fue pensado en evaluar PBRs ecosistémicos es principalmente trófico. En este caso los peces tienen un efecto bottom-up, pero las aves también pueden tener un efecto top-down sobre las presas. Por lo tanto, es necesario tener en cuenta ambos efectos y sus escalas temporales. El enfoque no consideró el impacto de las interacciones de aves con el arte de pesca. Por otro lado, existe el tema de la alternancia entre especies (e.g., sardina española y anchoveta). En el caso del norte, la pesquería de sardina no es una pesquería porque no hay desembarque y su estado sería colapsado.

Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca): Se agradece las presentaciones y poner en fácil algo que no es tan fácil. La pregunta es si el trabajo corrobora que los PBRs que estamos actualmente

aplicando consideran el enfoque precautorio y además cumplen con el enfoque ecosistémico o si se está proponiendo PBRs alternativos.

Ruben Alarcón: el proyecto buscaba evaluar si los PBRs cumplen con el enfoque precautorio, pero además la modelación EwE indicó que también son adecuados desde el punto de vista ecosistémico.

Sergio Neira: para complementar, quisiera indicar que a mi juicio el proyecto dio el mismo peso a ambos enfoques (precautorio y ecosistémico) y en ese sentido se observó que los actuales PBRs cumplen con ellos. Si bien existen Puntos Ecológicos de Referencia como el RMS múltiplespecies, nosotros consideramos que estos son aún teóricos que requieren mayor análisis a medida que se mejora los modelos y la fuente de información.

Victor Espejo: Considera importante los resultados y considera que el hecho que exista resultados contra-intuitivos no debe alarmarnos considerando que aún se tiene mucha incertidumbre en la información. Pero existe una oportunidad para ir mejorando la recomendación para el manejo, alimentación de aves, especies amenazadas como fardelas, etc. Por otro lado, es interesante la aproximación de cadenas de Markov en el caso del jurel, ya que puede guiar, por ejemplo, la proyección de reclutamientos. Esto también es una oportunidad de mejora y una línea de investigación. Felicita nuevamente el trabajo.

Jorge Oliva: Solicita se pueda distribuir las presentaciones. También felicita a los expositores por el trabajo.

Sergio Neira: indica que solicitará la autorización al FIPA para compartir las presentaciones.

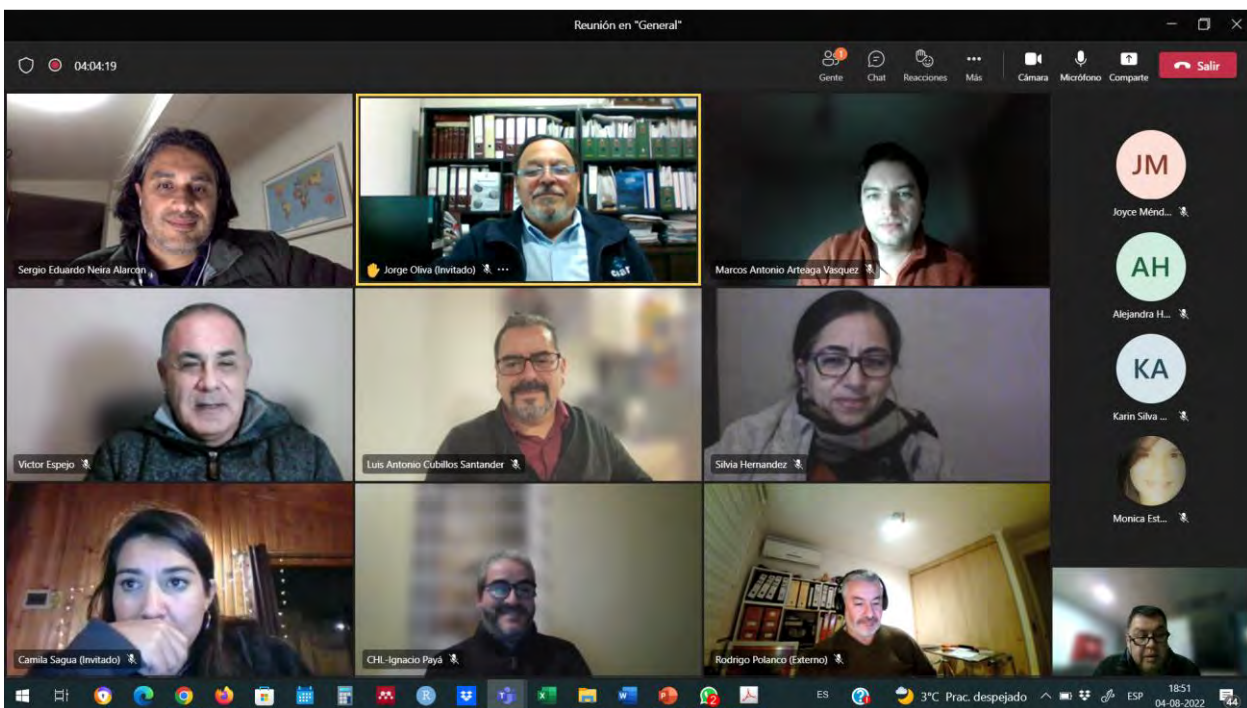
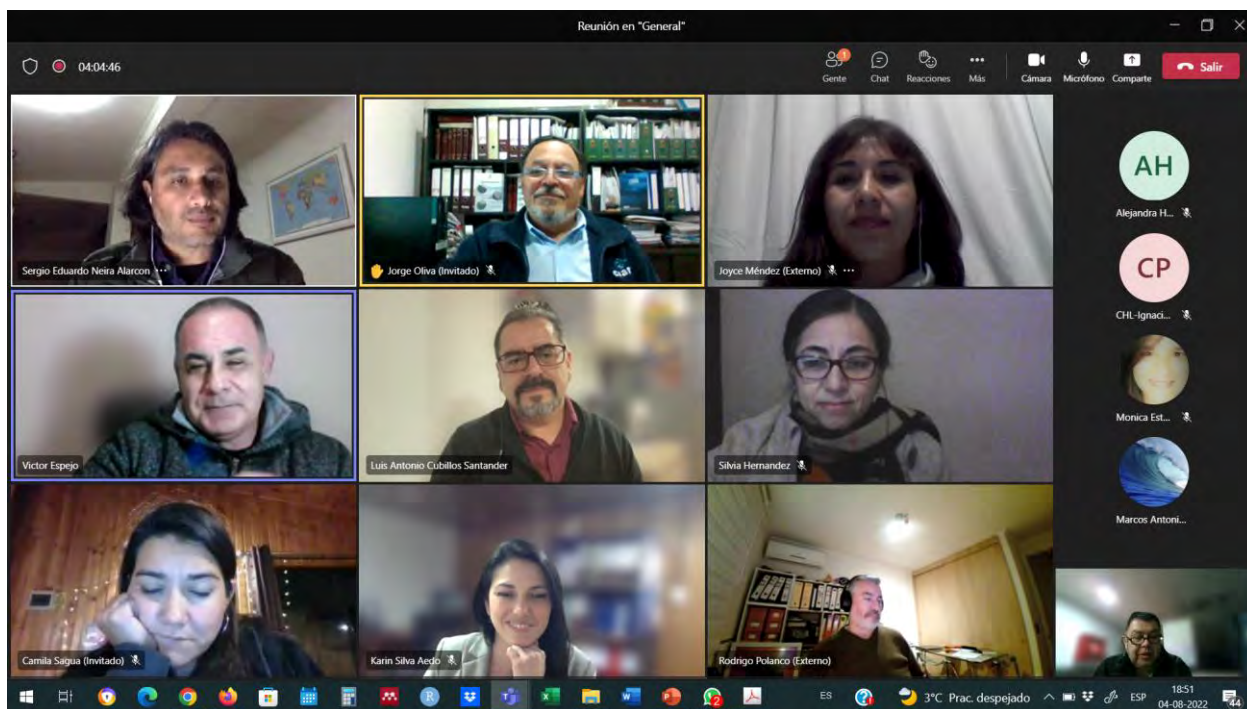
Silvia Hernández: Agradece y se suma a las felicitaciones. Desde la administración quedamos contentos con este paso y con el desafío que ustedes se atrevieron a tomar y es un apoyo para nosotros. La colaboración entre la administración y la Academia es un círculo virtuoso que se debe mantener y proyectar. Gracias también por la paciencia de realizar los cambios solicitados y por la perseverancia por sacar el proyecto adelante.

Sergio Neira: agradece las palabras de la contraparte indicando que la interacción fue un círculo virtuoso para sacar un mejor producto. Se agradece a los asistentes, al equipo de trabajo incluyendo los expertos extranjeros y solicita encender las cámaras para tomar una foto para los registros del proyecto.

El taller concluyó a las 18:30 hrs.

5. Registros fotográficos de taller.

Fotografía 1: Detalle asistentes Taller de Difusión.



6. Lista de asistencia

1. Rafael Hernández (Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura)
2. Ana Arriagada (Equipo UdeC)
3. Mónica Barros (Equipo UdeC)
4. Luis Cubillos (Equipo UdeC)
5. Ruben Alarcón (Equipo UdeC)
6. Hugo Arancibia (Equipo UdeC)
7. Sergio Neira (Equipo UdeC)
8. Silvia Hernández (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
9. Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
10. Camila Sagua (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
11. Nicole Mermoud (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
12. Karin Silva (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
13. Cristian Canales (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso)
14. Marcos Arteaga (Instituto de Investigación Pesquera)
15. Rodolfo Serra (Miembro Comités Científicos-Técnicos)
16. Rodrigo Polanco (Marine Stewardship Council Latinoamérica)
17. Ignacio Payá (Instituto de Fomento Pesquero).
18. Gonzalo Ramírez (Servicio Nacional de Pesca)
19. Alejandra Hernández (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
20. Darwin Muñoz (Servicio Nacional de Pesca)
21. Eduardo Surot (Servicio Nacional de Pesca)
22. Luis Ascárate (Servicio Nacional de Pesca)
23. Mauricio V (Servicio Nacional de Pesca)
24. Sergio Flores (Servicio Nacional de Pesca)
25. Valeria Pulquillanca (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)

ANEXO 6. Respuestas a las observaciones del Informe de Avance

Respuestas a comentarios del Evaluador al Informe de Avance del proyecto.

Aspecto	Cumplimiento (SI o NO)	Observaciones	Respuesta
Presentación de autores por función o tema desarrollado	NO	Se debería anexar la presentación de autores por función o tema desarrollado	Se anexa en este informe
Resumen ejecutivo	SI		
Indice general	SI		
Indice de tablas y figuras	SI		
Indice de anexos	SI		
Objetivo general	SI		
Objetivos específicos	SI		
Antecedentes	SI	Ver algunos comentarios específicos mas abajo.	Se revisó y consideró los comentarios del revisor para este informe
Metodología de trabajo	SI		
Resultados	SI		
Análisis y discusión de resultados	SI	Debería extenderse la discusión acorde a los resultados preliminares obtenidos.	Se discute todos los resultados en este informe
Conclusiones	NO	No existe una sección de conclusiones, aunque sean preliminares.	Se presentan conclusiones en este informe
Referencias bibliográficas	SI	Las referencias deberían estar en formato homogéneo. Por ejemplo, a veces se separa los autores con "&" o "and". El año está a veces en paréntesis, otras no. Los nombres de las revistas están abreviados y otras veces no. En las citas en el texto, note que algunas veces usa " <i>et al.</i> " Otras " <i>et al.,</i> " Noté, además, que faltan varias referencias que están citadas en el texto, pero no en la sección de referencias.	Se corrige y homogeniza el formato de las referencias bibliográficas en este informe
Anexos	Si		

Análisis, observaciones y recomendaciones sobre los aspectos formales: Comentarios a la sección de antecedentes: Se indica lo siguiente: <i>“Hasta ahora la administración pesquera en Chile se ha basado exclusivamente en el enfoque monoespecífico, asumiéndose que prácticamente las capturas incorporadas como datos no presentan error”</i> Esa aseveración no es correcta, dado que el modelo de evaluación usado por IFOP asume error de observación en las capturas. Además, y posiblemente más importante, muchas de las pesquerías pelágicas chilenas, las series de captura que entran al modelo de evaluación contienen algún proceso de corrección por sobre/sub reporte (e.g sardina y anchoveta centro-sur). Por lo tanto, recomiendo re-escribir ese párrafo de la sección de antecedentes. Otros comentarios: La notación, a través de todo el reporte debiese ser homogénea. Por ejemplo, a veces se usa BRMS, o Brms o BMSY. Lo mismo sucede para Frms o Fmsy, para referirse a lo mismo.	Respuesta: Se corrige la aseveración y se homogeniza la notación en todo el reporte.
--	---

2) EVALUACIÓN DE ASPECTOS DE CONTENIDO

a) Desarrollo del proyecto

Objetivo específico N° 1: Revisar y sistematizar consideraciones ecosistémicas para pesquerías de especies forraje o de Nivel Trófico Bajo (NTB), coherentes con principios de alto nivel internacional y la normativa nacional vigente.		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	90
	Avance logrado (%)	80
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuesta	
1. La clasificación hecha en la figura 6 es confusa. Por ejemplo, el jurel atlántico o Pacífico indicado en tabla 2 (Atlantic/Pacific Mackerel) son escómbridos, pero también son “jureles”. Entonces la clasificación en figura 6 es ambigua. La recomendación, entonces, es hacer una clasificación de la Figura que evite esas ambigüedades.	Se corrige la leyenda de la figura, indicando que los “escómbridos” son especies escómbridos menos jurel.	
2. Tabla 2, La definición de estatus usada debiese adecuarse al caso particular del diagrama de fases	Esta información no estuvo disponible desde muchos de los informes. De todas formas, lo importante	

usado en pequeños pelágicos en Chile. Por ejemplo, no existe tal definición de un estatus “estable” de acuerdo a lo establecido en cada uno de los comités científicos. Ya que la revisión está basada en los niveles de F y Biomasa (un diagrama de fase), sugeriría agregar otra columna en la tabla que indique el estatus (e.g $F > F_{rms}$, $B < B_{rms}$), y como este se clasificaría el diagrama de fases como el usado en Chile (e.g “Sobre-explotación” y “sobrepesca”). Anexar también en esta tabla, el año en que se determina ese estatus (último año de la serie), ya que el estatus podría variar entre años de evaluación.	de la tabla corresponde al tipo de PRB utilizado. Si el revisor considera que de todas formas es necesario incluir la información solicitada, se hará el esfuerzo para incluirla en el informe final.
3. Tabla 2. Indicar en la leyenda a que se refiere cada uno de los acrónimos usados (e.g RME, RMS, Bpa, Bloss ..etc).	Se incluye la clave en el título de la Tabla
4. Tabla 2. Me resulta difícil comprender los casos que presentan en esta tabla donde no hay PBRs estimados, aun así, se indica estatus (óptimo). Creo que eso amerita una explicación en detalle que pueda guiar al lector.	Se corrige
5. Sección 4.1.5.4 la definición de sobrepesca “estándar” necesita una referencia bibliográfica.	No se incluyó ese concepto en este informe
6. Primer párrafo Pag 68. No existe ningún arte de pesca sin selectividad. Por lo mismo, sugiero re-frasear este párrafo.	
7. Sugeriría al final de los resultados de este objetivo, adicionar una sección donde los autores entreguen una opinión acerca de la revisión en el contexto de las especies que están estudiando este proyecto. Esto debido a que una revisión bibliográfica debiese tener una mirada crítica de autor en el contexto del proyecto, más que una enumeración o descripción de lo que existe actualmente en la literatura.	Se agrega en la sección discusión.

Objetivo específico N° 2: Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	60
	Avance logrado (%)	40
Análisis, observaciones y recomendaciones:		Respuestas
1. Mejorar calidad de la Fig 5, pasar los ejes a castellano.		Ya no existe esa figura.
2. Respecto de las fuentes de datos, se indica que se usaran los reportes oficiales de Sernapesca. Favor tome en consideración, que estas estadísticas son particularmente malas o sesgadas en las pesquerías de pequeños pelágicos que esta estudiando. Por ejemplo, las series de captura que utiliza IFOP en sus evaluaciones de stock contienen correcciones por sub y sobre-reportes (ver por ejemplo anchoveta y sardina centro-sur) y nunca son los datos oficiales del sernapesca, sino que declaraciones del Control Cuota que puede ser diferentes a las estadísticas oficiales, que incluyen limpieza de datos y correcciones. Además, el programa de seguimiento pelágico de IFOP ha invertido bastante esfuerzo en corregir las series de capturas de las pesquerías pelágicas, por ejemplo, utilizando la proporción de especies en los desembarques (ver algún informe de seguimiento reciente). Entonces, una recomendación sería, usar en todos los análisis propuestos, las series de capturas que utiliza IFOP en sus evaluaciones de stock, así tener luego consistencia en los análisis y comparaciones posteriores.		Se tomó en cuenta la recomendación del evaluador.
3. Respecto al mismo comentario anterior, note que la sinopsis de las pesquerías hechas indica que los desembarques son extraídos desde los registros oficiales de sernapesca, lo que no es válido. Se recomienda ir a los informes de seguimientos, consultar a los evaluadores de stock de IFOP desde donde provienen esas series de desembarques/capturas y cual es la corrección que tienen respecto de los registros oficiales o desde la base de datos conocidas como “control cuota”.		
4. Tabla 24. Wiff et al (2007) no es una referencia adecuada para estimaciones de Q/B. Favor revisar la cita.		

5. Acorde a la carta Gantt, se hubiese esperado algun grado de avance en la construcción de los MSE, tanto mono-específico, como multi- específico.	Se presentan en este informe.
---	-------------------------------

Objetivo específico N° 3: Actualizar y/o proponer mejoras, según recursos y pesquería, del marco biológico de referencia actualmente vigente.

Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	0
	Avance logrado (%)	0
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
Según carta Gantt, este objetivo se espera completo para el informe pre-final.		

Objetivo específico N° 4: Definir y/o establecer el estándar técnico de trabajo para la estimación de Puntos Ecológicos de Referencia (PER) y Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) con consideraciones ecosistémicas.

Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	0
	Avance logrado (%)	0
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
Según carta Gantt, este objetivo se espera completo para el informe pre-final.		

Objetivo específico N° 4: Determinar por recurso y pesquería, estimadores respecto del RMS, valores esperados e incertidumbre, para variables de estado (biomasa), y variables de flujo (mortalidad por pesca y/o tasa de explotación), en valores relativos y/o absolutos, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie

Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	0
	Avance logrado (%)	0
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
Según carta Gantt, este objetivo se espera completo para el informe pre-final.		

Objetivo específico N° 5: Determinar por recurso y pesquería, estimador de la biomasa límite (valores relativos y/o absolutos), valor esperado e incertidumbre, que defina el umbral de agotamiento o colapso, tanto para el enfoque mono específico como ecosistémico o multi especie.		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	0
	Avance logrado (%)	0
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
Según carta Gantt, este objetivo se espera completo para el informe pre-final.		

b) Plan de actividades

Cumplimiento en relación a lo propuesto: (Si cumple o No cumple)	SI
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuestas
En términos generales, en plan de actividades según la carta Gantt se ha realizado. Sin embargo y acorde a la carta Gantt se hubiese esperado algún grado de avance en la construcción de los modelos de MSE que no se encuentran en este informe de avance. También, note que la carta Gantt en la sección talleres indica que el primer taller técnico será realizado en el mes número 6 (diciembre 2019). Sin embargo, la realización de este taller técnico no está relatado en este informe de avance. Favor también notar, que en la carta Gantt, asociado a las actividades del objetivo 3, deja el taller técnico número 1 para enero de 2020, por lo tanto, hay una incongruencia.	Los talleres se reprogramaron en varias oportunidades debido a i) la situación de la pandemia y ii) renuncia de uno de los expertos internacionales por problemas de salud. Los cambios en las fechas, y modalidad de los talleres fueron autorizados por el FIPA. Lo mismo ocurrió con el reemplazo del experto internacional.

c) Equipo de trabajo

Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	40
	Avance logrado (%)	30
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
Respuestas		
Llama la atención que aun se indique al personal de apoyo como NN1 a NN3 con horas asignadas. Desde mi opinión, eso es entendible en una		Se identifica a todo el personal con nombre y apellido.

propuesta técnica, pero no en la ejecución del proyecto donde el personal técnico ya ha sido identificado y ha realizado trabajos. Sugiero que todo el personal de apoyo sea identificado con nombre y apellido. Por otra parte, los consultores independientes internacionales aparecen cada uno con 10 y 20 horas previos a la realización de este informe (diciembre 2019, y enero 2020). Sin embargo, debido que tienen una función específica dentro del proyecto (básicamente apoyo en los talleres), existe una incongruencia entre las horas asignadas y plan de trabajo para estos consultores.	Los consultores independientes internacionales aparecen con horas ya que ellos aportaron bibliografía y discusión de enfoques para el objetivo 1 y 2, previo al Taller 1.
--	--

3) EVALUACIÓN DE BASE DE DATOS

Cumplimiento en relación a lo propuesto: (Si cumple o No cumple)	SI
Análisis, observaciones y recomendaciones:	
Se encuentran los documentos técnicos organizados en el software Endnote según la propuesta técnica.	

4) CALIFICACION DEL INFORME

Conclusiones: En términos generales, este informe de avance contiene los resultados medulares según la propuesta técnica y la carta Gantt entregada. Según esta última, el objetivo 1 debiese estar mayormente completo, lo que desde mi punto de vista se alcanza. El objetivo 2 debiese estar parcialmente completo, lo que también se logra. Los demás objetivos están dispuestos para en informe pre-final. Se hubiese esperado algún grado de avance en los MSE tanto mono-específicos, como multi-específicos según carta Gantt y propuesta. Hay una serie de comentarios y sugerencias que, desde mi opinión, no tendrían mayor influencia el normal desempeño del proyecto. Por lo tanto, sugiero la aprobación del informe y que todos los comentarios y sugerencias hechos mas arriba se consideren en la versión pre-final del informe,	Respuesta No hay comentarios
---	---

adjuntando además una respuesta a cada uno de los comentarios emanados en esta evaluación.	
--	--

Observaciones y recomendaciones para próximos informes:	Respuesta:
Ver comentarios en cuerpo completo del informe.	No se recibió de parte del FIPA la copia con los comentarios realizados por el revisor en el cuerpo del informe

ANEXO 7. Actividades por investigador

ANEXO 6. Actividades por investigador y horas hombre por objetivo

Nombre	Rol y Función
Sergio Neira Biólogo Marino Dr. Ciencias mención Zoología Magíster en Pesquerías	Jefe proyecto. • Coordinación con contraparte técnica. Coordinación y administración general proyecto. • Estimación PBRs y RMS multi-específicos. • Construcción “Tiers” para la estimación de PBRs con consideraciones ecosistémicas • Participación y relator en talleres. • Elaboración de informes.
Rubén Alarcón Biólogo Magíster en Pesquerías Dr(c). Ciencias mención Manejo de Recursos Acuáticos Renovables	Co-investigador y Director Alterno. • Construcción modelos ecosistémicos • Estimación PBRs y RMS multi-específicos. • Construcción “Tiers” para la estimación de PBRs con consideraciones ecosistémicas • Sumulaciones escenario F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} • Participación y relator en talleres. • Elaboración de informes
Luis Cubillos Dr. Oceanografía	Co-investigador • Marco conceptual EEM • Revisión crítica PBRs monoespecíficos • Evaluación estrategias de manejo monoespecíficas • Brechas conocimiento EEM • Cálculo PREP • Participación y relator en talleres. • Elaboración de informes
Ana María Arriagada Biólogo Marino, Magíster en Pesquerías	Co-investigador • Construcción modelos ecosistémicos • Estimación PBRs y RMS multi-específicos. • Sumulaciones escenario F_{RMS-SS} y F_{RMS-MS} • Participación y relator en talleres. • Elaboración de informes
Hugo Arancibia Biólogo Marino <i>Dr. rer. nat.</i>	Co-investigador • Análisis crítico de modelos ecotróficos • Participación y relator en talleres. • Elaboración de informes
Mónica Barros Ingeniero Pesquero, Magíster en Pesquerías Dr(c). Ciencias	Co-investigador. • Simulaciones ECOSIM • Participación y relator en talleres. • Organización Talleres. • Elaboración de informes.
María José Cuevas Biologo Marino Magíster en Pesquerías	Co-investigador • Estimaciones enfoque mono-específico • Evaluación estrategias de manejo monoespecíficas • Cálculo PREP • Participación y relator en talleres. Elaboración informes.

Nombre	Rol y Función
Tonny Pitcher PhD. Fisheries Ecology	Experto internacional: • Marco conceptual estimación PBRs • Revisión crítica de la modelación multiespecífica/ecosistémica • Revisión “Tiers” para la estimación de PBRs con consideraciones ecosistémicas • Participación y relator en talleres. • Elaboración informes. • Nota: El Dr. Pitcher participó sólo en las etapas iniciales del proyecto, ya que debido a motivos de fuerza mayor debió renunciar.
Elizabeth Fulton PhD. Fisheries Ecology. Fisheries Modelling	Experto internacional: • Marco conceptual estimación PBRs • Revisión crítica de la modelación multiespecífica/ecosistémica • Revisión “Tiers” para la estimación de PBRs con consideraciones ecosistémicas • Participación y relator en talleres. • Elaboración informes.
Francisco ArreguínSánchez	Experto internacional: • Marco conceptual estimación PBRs • Revisión crítica de la modelación multiespecífica/ecosistémica • Revisión “Tiers” para la estimación de PBRs con consideraciones ecosistémicas • Participación y relator en talleres. • Elaboración informes.

Nombre	Obj.Esp.1	Obj.Esp.2	Obj.Esp.3	Obj.Esp.4	Obj.Esp.5	Obj.Esp.6	Total
Sergio Neira	52	52	101	36	27	17	285
Ruben Alarcón	52	67	111	36	27	17	310
Luis Cubillos	15	35	85	25	27	15	202
Ana Arriagada	55	55	35	5			150
Hugo Arancibia	30	25	70	25			150
Mónica Barros	65	55	85	10			215
Maria José Cuevas	65	91	125	5			286
Tonny Pitcher			80				80
Elizabeth Fulton			160				160
Francisco Arreguín			80				80
Total	334	380	932	142	81	49	1918

ANEXO 8. Informes expertos internacionales

Comentarios sobre los resultados del Proyecto FIPA 2019-17

“Asesoramiento para la revisión de puntos de referencia y consideraciones ecosistémicas en las pesquerías pelágicas”

Francisco Arreguín-Sánchez

Agosto 27 2021

A continuación, se presentan algunos comentarios, y en algunos casos sugerencias, sobre los resultados obtenidos hasta ahora en el proyecto.

Introducción

Para efecto de hacer llegar los comentarios se tomaron como base la información presentada durante el segundo taller, el 21 de julio de 2021; así como el Informe Técnico FIPA 2019-17 “Revisión de Puntos Biológicos de Referencia para el Manejo de las Pesquerías de Peces Pelágicos Pequeños en Chile”, para el enfoque poblacional (particularmente porque en algunos casos son complementarios); y para las consideraciones ecosistémicas, se tomo como base la información presentada en el tercer taller, efectuado el 29 de julio de 2021. Esta misma secuencia se seguirá en el presente documento.

Comentarios:

1.- General

En la literatura el concepto de enfoque ecosistémico orientado al manejo de pesquerías tiene varios contextos; y puede ir desde la interacción de la pesca y la especie objetivo con otras especies; hasta incorporar, además, aspectos económicos, sociales y de gobernanza en las consideraciones de manejo. Se entiende de los documentos que el proyecto se refiere esencialmente a la relación entre el stock objetivo con las especies con quienes se relaciona en la naturaleza, buscándose mantener un balance sostenido entre ellas.

En este sentido hay dos corrientes científicas; analizar el manejo “desde la especie objetivo hacia el ecosistema”; o “desde el ecosistema hacia la especie objetivo”. La diferencia entre ellas es que la primera se centra en indicadores de desempeño poblacionales; ya sean de la especie objetivo o incidentales, o incluso, aquellas que se relacionan indirectamente con la especie objetivo; el aspecto relevante es que el desempeño finalmente se mide como atributo poblacional. En el segundo caso

se refiere a generar indicadores de desempeño del ecosistema y llevarlos a la definición de manejo a nivel de poblaciones.

Sugerencia

Que se incorpore en el documento una definición inicial precisa del concepto de “enfoque ecosistémico” en el contexto que se requiere en proyecto; que por un lado permita comprender y establecer la correspondencia e integrar términos como: “aproximación ecosistémica”; “consideraciones ecosistémicas”; “implementación del enfoque ecosistémico”; “puntos de referencia ecológicos”; “estimadores multiespecíficos/a nivel ecosistema”; “umbral de biomasa límite con base en criterios multi-específicos / a nivel ecosistema”, entre otros. La idea es homogeneizar el entendimiento y comprensión de los lectores de la información presentada, evitando las interpretaciones y puntos de vista en otro contexto.

Enfoque poblacional

2.- Mortalidad natural

Del Informe Técnico y en los materiales presentados en el taller se entiende la importancia que tiene la mortalidad natural en la estimación de la tasa de explotación ($E=F/Z$). Dado que la estimación de la tasa de explotación se emplea como información central en la evaluación del recurso y como criterio de manejo, es importante confrontar la consistencia de los estimadores con los reportes de la literatura para esas especies; y con la biología de la población. Por ejemplo, la estimación para la sardina común es $M=1.0$ ¿cuál es el intervalo de valores que se reporta en la literatura? ¿concuerda el valor empleado con la biología de la población?

Por otro lado, en la tabla 2.1, en ambos documentos de referencia, se hace la aclaración, para la anchoveta del norte, que los valores de mortalidad natural y por pesca son semestrales. La magnitud del estimador es adecuada para la especie, pero la tasa es con base anual, no semestral. Interpreto que es solo un error en el texto. El valor de $M=1.1$ corresponde con aquellos reportados en la literatura.

Sugerencia:

Incorporar mayor soporte de la literatura a los estimadores de mortalidad natural para robustecer las definiciones de la tasa de mortalidad por pesca y de explotación. También, se sugiere revisar la redacción y evitar confusiones en los términos de temporalidad de las tasas de mortalidad y de explotación para el caso de la anchoveta del norte, ya que podría causar confusiones serias al momento de reportar las estimaciones de existencias.

3.- En ecuación (1), página 31,

τ No me queda claro en esta ecuación el porque se incluyen dos términos de supervivencia. Si los desovantes se encuentran dentro del rango de edades j a A ; esto es $n\%$ es supervivencia en presencia de M y F ; y el término $e^{-\tau(M+s_jF)}$ es supervivencia de los mismos individuos durante el periodo de tiempo t . ¿Habría una supervivencia diferencial en la época de desove? y, en todo caso, ¿no sería esta aditiva sólo para la fracción de edades desovantes? Por favor aclarar.

4.- Relación stock-reclutamiento

El modelo stock-reclutamiento se vuelve relevante pues de su parametrización dependerá la identificación de la mortalidad por pesca y de ahí parte el resto de las estimaciones poblacionales y PRB. Cuando se hace la descripción del modelo se toman varios supuestos que conviene discutir en términos de las limitaciones que implicaría el que esos supuestos no fueran aceptables.

De manera particular, se menciona un marco de referencia biológico donde se asume que cuando la BD/R (biomasa desovante por recluta) se reduce a 55% es posible obtener un estimador de F_{obj} (mortalidad por pesca objetivo) que se define como F_{RMS} [1]. Bajo esta condición el parámetro denominado steepness toma el valor de $h=0.7$. Este criterio se elige para determinar como nivel límite (umbral) una biomasa $B_{20\%}$ [2].

Según el modelo de Beverton & Holt, el número de reclutas máximo (R_0) (población no explotada) coincide con el número de reclutas en el nivel de reemplazamiento, siendo hR_0 el número de reclutas límite [2]. Para los análisis desarrollados, el valor de R_0 se aproximó como el reclutamiento promedio de los datos observados [3]. En mi opinión los aspectos señalados con los paréntesis [x] son los aspectos relevantes a considerar.

5.- Algo que creo hay que justificar;

¿por qué tomar $\bar{R} = R_0$? Si se considera, como se dijo en un inicio, que el nivel de sustitución corresponde, en el modelo de Beverton & Holt (B&H), aproximadamente al valor asociado a la parte asintótica de la curva, ¿porque elegir el nivel promedio del reclutamiento?

Por ejemplo, la figura 2.2 del Informe Técnico muestra la serie de tiempo de reclutamiento, y en la figura 2.5 se puede identificar la relación Stockrecluta correspondiente. Aún trazando una curva tipo B&H a mano alzada, la porción asintótica de la curva (pasando por la mitad de la distribución de los puntos) indicaría que el nivel de sustitución estaría casi al doble del empleado en el análisis.

Es importante justificar debidamente lo que se desarrolló dado que si se hiciera lo mismo para cada diagrama de la figura 2.5, en prácticamente todos los casos el nivel de sustitución de donde se deriva R^2 sería mayor

6.- Sobre figura 2.5

Aunque esto ya lo comenté en su momento, creo es importante. Para la identificación de la condición del stock; incluso para ponderar un poco su vulnerabilidad, en cada relación stock-reclutas pueden identificarse las fracciones $\frac{R_i}{R_s}$ y $\frac{SSB_i}{SSB_s}$ (siendo i el nivel límite y s el nivel de sustitución). La comparación de estas razones entre sí ayudará mucho a análisis del estado del recurso.

7.- Figuras 2.6 a 2.20

En las proyecciones, en general, el rango de variación de la mediana es mínimo respecto al rango de variación definido por los intervalos de confianza (y por la serie histórica). Esto implica un muy bajo poder predictivo de los modelos. Pareciera evidente que, si se logra incorporar al modelo alguna otra variable explicativa, o la estructura propia de la varianza histórica, se ganaría en el poder predictivo.

Otro problema hacia la proyección es que los rangos de variabilidad (sombreados) son claramente mayores a los de cualquier momento de la serie histórica (excepto en la sardina de Los Lagos donde al inicio esto no ocurre). Esta muy alta variabilidad significa menor confianza estadística en la proyección.

Pregunta y/o sugerencia

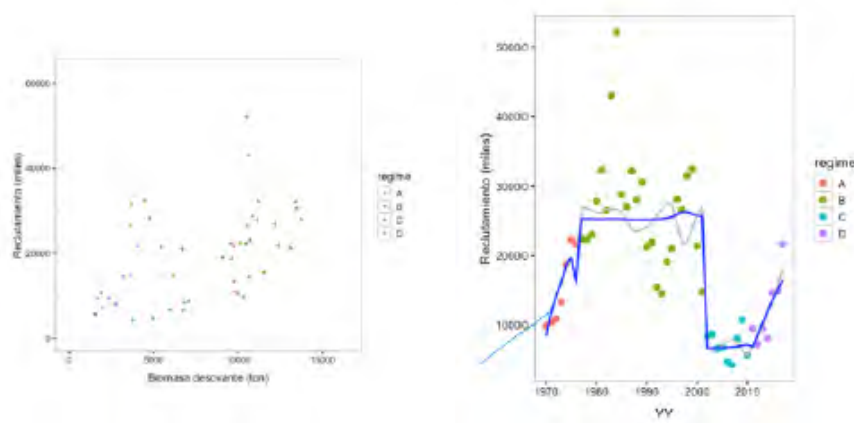
¿no se ha considerado incorporar variabilidad ambiental a los modelos stock-reclutamiento? Esto ayudaría a explicar parte de la variabilidad y, en las proyecciones, se podrá ganar el poder predictivo. Aunque se que esto es complicado en términos de los trabajos ya desarrollados.

Si se caracteriza la varianza de la serie histórica, el patrón mostrado podría incorporarse en la predicción como incertidumbre o algo análogo. Algo así aumentaría el poder predictivo de los modelos, y sobre todo, sería más informativo para el manejo. Adicionalmente, si el patrón temporal de la serie histórica de la variabilidad (independientemente de cómo se exprese) tiene una tendencia reconocible, se puede explicar entonces la principal fuente de variación ajena al stock.

8.- sobre los regímenes de reclutamiento

La identificación de los estados del stock que se denominaron como regímenes de reclutamiento, a mi juicio, es altamente relevante. El concepto de RMS conlleva un supuesto de estabilidad del stock para el periodo de tiempo analizado. Asume una capacidad de carga estable para ese periodo y eso implica que la variabilidad asociada (con tendencia) se debe a la pesca. Se sabe que esto no

es así, de tal suerte que la capacidad de producción es cambiante dentro del periodo analizado, como se observa en los gráficos.



Esto da la oportunidad de que en la proyección se considere el régimen específico del stock, y, en consecuencia, tener mayor precisión en las recomendaciones de biomasa límite.

Sobre el enfoque ecosistémico

9.- efecto de la pesca de pelágicos menores sobre otras especies del ecosistema

Algunas especies de pelágicos menores son consideradas como claves en cuanto a su papel como especies forraje, pero otras no. Normalmente las primeras son de nivel trófico menor. Aunque se hizo una valoración empírica al respecto, ya que se tienen construidos modelos tróficos del ecosistema, podría demostrarse con alguno de los indicadores de especie clave, la importancia relativa de unos y otros.

Uno de los aspectos de mayor interés en el principio 2 del MSC en relación a pelágicos menores es precisamente este, el definir cuales son las especies clave entre aquellas de niveles tróficos bajos. El identificar el papel, como especie clave o no, de los pelágicos menores en cada región, ofrece mayores argumentos hacia los estándares del MSC.

10.- sobre el MSY con consideraciones del ecosistema

Los resultados directos que ofrece la plataforma de modelos Ecopath with Ecosim en cuanto a la estimación del rendimiento máximo sostenible es de gran interés; sin embargo, dicha estimación asume rendimiento en equilibrio (y estabilidad). Para adoptar el PRBeco desde esta aproximación habrá que considerar i) comparar contra la aproximación poblacional, ii) aclarar las diferencias con el significado de equilibrio; por ejemplo, ¿habría que llevar el modelo poblacional a una condición

de equilibrio para ser comparado, bajo la misma condición teórica, con el modelo de rendimiento derivado del ecosistema? Al menos habría que considerar esto en la discusión comparativa de los PRB correspondientes a cada enfoque.

11.- sobre el ajuste de los modelos desde la plataforma Ecopath

Desde luego es de esperarse diferentes niveles de calibración para las especies ya que esto depende de los propios datos, de cada sistema en particular, y de las relaciones tróficas consideradas dentro y entre modelos. Para la anchoveta el ajuste a biomasa y a las capturas parecen aceptables; pero para el jurel no tanto, observándose discrepancia entre las series observada y estimada.

De estas calibraciones dependerán los estimadores de los PRB.

Sugerencia:

Si bien podría buscarse mejor ajuste para el jurel, esto implica potencialmente explorar otras consideraciones que no necesariamente resultarían mejor en términos del marco de referencia temporal del proyecto. La sugerencia es considerar un criterio de asignación de confianza donde se relacione el grado de ajuste durante la calibración, con respecto a la estimación de los PRB correspondientes. Por ejemplo, a un mayor grado de ajuste en la calibración asignarle un mayor grado de confianza relativa al PRB derivado. El criterio puede ser empírico o cuantitativo.

En muchos casos no se le asigna mucha confianza a los estimadores derivados de los modelos tróficos porque no se considera, usualmente, un análisis equivalente al aplicado a los modelos poblacionales. Esta sería una aproximación interesante que además permite hacer una comparación mas informada con los PRB de los modelos poblacionales.

12.- Rendimiento Máximo Sostenible

En las comparaciones entre el modelo mono-específico y el multiespecífico es clara la diferencia de la mortalidad por pesca asociada a la biomasa máxima (menor biomasa y mayor mortalidad por pesca en el multi-específico). Eso supone un problema serio al decidir cual PRB proponer como base para manejo.

Sugerencia:

Explicar con detalle el origen de esa diferencia en relación a los supuestos de cada modelo para entender los resultados. Algo importante es ubicar en los diagramas, donde se encuentra el recurso en el régimen ambiental actual (incluso podría representarse la ubicación promedio de cada uno de los regímenes identificados, serían 4 puntos en el gráfico). No es necesario, a mi juicio, que se

defienda uno u otro enfoque, especialmente porque es muy probable que el estado actual se esté a la izquierda del máximo para los dos enfoques.

13.- ¿PRB_Limite derivado de modelo multi-específico en equilibrio?

En los modelos multi-específicos, cuando se superponen las tendencias de las biomásas de las poblaciones objetivo y otras, todas inciden (convergen) en un punto de inflexión; en el caso de las anchovetas, siempre queda a la izquierda de la biomasa máxima, mientras que para sardinas poco a la derecha de la biomasa máxima. La convergencia en un punto sugiere el uso de ese nivel de mortalidad por pesca / estado de la población, como un PRB límite o umbral para la especie objetivo; pero también sugiere que mientras en sardinas se puede pensar en el límite de RMS si afectar al ecosistema, en el caso de anchovetas no puede pensarse en tener como PRB objetivo un nivel cercano al de RMS porque se estaría afectando al ecosistema. Por ejemplo, en la anchoveta de la zona norte, el punto de convergencia implica una mortalidad por pesca equivalente (aproximadamente) a 30% de la mortalidad por pesca correspondiente al nivel de RMS. Este es un hallazgo importante, incluso pone en entredicho las expectativas del modelo mono-específico para la anchoveta, y potencialmente de los objetivos de manejo. En el caso de las sardinas, los PRB para el RMS y para el punto de convergencia mencionado antes son muy cercanos de tal manera que en términos de riesgo evitar llegar al PRBMSY sería conveniente para ambos criterios (modo y multi-específicos). Se sugiere considerar esta perspectiva por ser de interés.

14.- confrontando las aproximaciones poblacional y ecosistémica

Los comentarios de los puntos anteriores se consideren nuevamente al definir la llamada “información estratégica para los administradores”. En la medida de lo posible sería conveniente dar un elemento de confianza diferencial de cada enfoque. En las comparaciones de biomasa límite ($\frac{B_t}{B_0}$), además de referirlas a condiciones “hard” y “soft”, probablemente convenga agregar las diferencias entre enfoques mono-multi específicos.

Se concluye que las estimaciones desde modelos mono-específicos F_{target} y B_{target} están por debajo de niveles que afecten a predadores; y que tienen sentido desde la perspectiva del ecosistema. Aparentemente esto se contrapone con el punto de convergencia mencionado en el numeral 13 (arriba); para el caso de la anchoveta. Se sugiere revisar esta conclusión a la luz de esta situación.

Comentario Final

La aproximación científica que se desarrolla para el análisis de las pesquerías de pelágicos menores de Chile merece ser destacada. Se aborda el enfoque poblacional de donde se derivan los PRB de

interés. Aunque el enfoque es el convencional, los métodos empleados tienen un alto componente de originalidad en su selección y aplicación. Esto es, de interés porque se intenta abordar el análisis con aquellas herramientas metodológicas que más se adecúen a la biología de las poblaciones y al tipo de información disponible.

Sobre el enfoque ecosistémico, hay dos aproximaciones “desde la población hacia el ecosistema”, donde se analiza el efecto directo de la explotación sobre especies que se consideran clave en el ecosistema; en este caso esencialmente predadores. El segundo enfoque “desde el ecosistema hacia el recurso” implica llevar, desde el análisis holístico del ecosistema, criterios para definir tasas de cosecha sobre recursos específicos. Se empleó en el informe el primer enfoque, que además coincide en alto grado con información de interés en los sistemas actuales de certificación pesquera para pelágicos menores.

Debe mencionarse que son muy pocos los trabajos donde se involucra el enfoque ecosistémico hacia el soporte directo de información usada para manejo. Esta es una contribución de importancia. Desde luego hay discrepancias entre los enfoques poblacional y ecosistémicos, desde que en el primero la dinámica se establece por el cambio en el número de organismos y por tanto en su biomasa; en el segundo se refiere a la medición de flujos de energía a través de las relaciones tróficas; sin embargo, la búsqueda de la correspondencia entre ambos enfoques es relevante, especialmente cuando se trata de sistemas naturales que varían continuamente y se pretende mantenerlos productivos bajo un esquema de sostenibilidad dinámica.

Es importante seguir trabajando en afinar y/o aplicar métodos alternativos; la finalidad es ganar precisión y confianza en las recomendaciones asociadas a los puntos de referencia biológicos. En el caso del enfoque ecosistémico es importante aportar la mayor información posible para lograr una mejor complementación / correspondencia con el enfoque poblacional, conservando cada uno sus atributos del nivel de jerarquía y organización biológica correspondiente.

También es relevante empezar a abordar el enfoque “desde el ecosistema hacia el recurso”. Si las condiciones del ambiente fueran estables, entonces podría asumirse esta estabilidad en las poblaciones y la principal fuente de variación con tendencia sería la pesca. En contraste, en el momento actual el cambio en los patrones climáticos afecta, con tendencia, la abundancia de los recursos. En esta condición los modelos poblacionales convencionales adjudican toda la variación del cambio de tendencia a la pesca, reduciendo la eficacia de las medidas de manejo. Parte de las condiciones necesarias es separar estas fuentes de variación.

Las poblaciones y los ecosistemas son unidades funcionales de la naturaleza con diferente nivel jerárquico de organización biológica; el desempeño de una población, per se, se define por la supervivencia de los individuos; el desempeño de un ecosistema se mide por el mantenimiento de su organización, función y estructura. Si se pretende la sostenibilidad en las condiciones actuales es necesario considerar la dinámica propia de los dos niveles de organización. En este contexto

debe también considerarse que las poblaciones son componentes de los ecosistemas, y ante los efectos del ambiente las poblaciones se adaptan y los ecosistemas se reconfiguran, ambos continuamente, de tal suerte que las medidas de manejo deben adaptarse también continuamente para mantener una sostenibilidad tiene carácter dinámico.

En este informe muestra un avance importante en cuanto a resultados de la consideración de los enfoques poblacional y ecosistémico, y se recomienda muy ampliamente continuar en esta dirección.



Recomendaciones para FIPA 2019-17

E.A. Fulton

1. Recomendaciones basadas en el informe

Estas recomendaciones se basan en el texto del informe FIPA 2019-17 - Revisión de Puntos Biológicos de Referencia para el Manejo de las Pesquerías de Peces Pelágicos Pequeños en Chile - Marzo 2021

El informe expone con bastante claridad la lógica inicial detrás de los puntos de referencia biológicos utilizados para las diversas poblaciones de pequeños pelágicos bajo gestión chilena; Explican las ecuaciones y supuestos utilizados y comparan los sustitutos utilizados frente a cualquier estimación de RMS.

Como no soy especialista en evaluación de stock bajo el enfoque monoespecífico, mis comentarios vendrán desde la perspectiva del ecosistema. Sin embargo, todavía recomendaría que el equipo del proyecto verifique rápidamente cómo se comparan los valores y proxies utilizados para los stocks chilenos con los valores y estándares discutidos en Zhou et al. (2020).

He notado a continuación que podría haber algunas inconsistencias con sus recomendaciones / hallazgos y sería bueno revisar lo siguiente:

- **Resumen:** Donde se discute el RMS, con objetivos de biomasa asociados del 50-55% de la biomasa sin explotar. Si bien Australia tiene sus puntos de referencia biológicos aproximadamente en ese nivel, la importancia de sus especies forrajeras no está al mismo nivel que las especies de Chile para los ecosistemas (donde la biomasa de anchoveta, sardina, etc., es mucho mayor y los convertiría en un componente clave del ecosistema). Smith *et al* (2011) sugirieron que los puntos de referencia en tales situaciones pueden necesitar ser mucho más altos, hasta un 75% (es decir, solo un 25% de agotamiento); aunque, en particular, las tasas de explotación recomendadas por ese documento eran FRMS, lo que parece ser el caso ya en vigor para una serie de especies incluidas en esta revisión.

- **Tabla 1.3:** Como el valor de F/F_{obj} es > 1 (es decir, 1,07) para la sardina común del centro-sur, esto parece sugerir que se está produciendo una sobrepesca, pero esto no parece estar abordado en detalle en el informe tal como está escrito.
- **Sección 2.3 donde se discute el F_{obj} ($F_{60\%}$, $F_{66\%}$) dice que los valores son consistentes con el enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico.** Si bien estoy de acuerdo en que estos valores son mucho más conservadores que $F_{50\%}$ y, por lo tanto, es probable que estén más en línea con un enfoque de ecosistema, incluso si no son tan altos como lo defendieron Smith *et al* (2011). No hay explicación de por qué los expertos consideraron que estaba en consonancia con un enfoque por ecosistemas. Sería bueno ver una breve justificación de la declaración agregada para que todos puedan sentirse cómodos de que efectivamente es así y por las razones correctas. Si bien es conservador según los estándares de una sola especie, sería bueno ver que las consideraciones de múltiples especies se habían considerado explícitamente al asumir que el punto de referencia aborda las necesidades / consideraciones del ecosistema.
- **Figura 2.1** Las agencias de gestión de América del Norte, incluidos los autores del artículo de Zhou et al (2020), se han vuelto bastante cautelosos al usar SPR porque puede ser engañoso y no siempre tiene tanto colchón frente a incertidumbre como se anticipó, por lo que es posible que sin saberlo un stock pueda meterse en problemas utilizando un enfoque basado en F sin comprobaciones de B (es decir, sin nada para comprobar si B ha alcanzado un estado críticamente bajo). Según la Figura 2.1, existe el riesgo que esto suceda para estas poblaciones, ya que el gráfico no muestra demasiado margen para equivocarse antes que la biomasa se encuentre en una zona peligrosa.
- **Figura 2.2:** Si bien el uso de $h = 0.7$ parece razonable teóricamente (ya que no obtiene la función de paso de ángulo recto duro como una curva en un extremo del cuasi-lineal en el otro extremo, lo cual es muy poco probable para los pequeños pelágicos), ¿cuáles son las implicaciones? si h es aproximadamente ~ 0.9 y no 0.7 ? Dada la amplia dispersión de puntos en la Figura 2.5, donde casi cualquier curva podría ajustarse con éxito, ¿existe alguna evidencia real de que la suposición de que $h \sim 0.7$ sea razonable (es decir, ¿se ha estimado a partir de observaciones en algún lugar?). De no ser así, habría pensado que sería necesario realizar más análisis de sensibilidad para discutir las implicaciones de esta incertidumbre, tanto desde la perspectiva de una sola especie como del ecosistema.
- **Fin de la sección 2.4 donde $Pr [B / B_o < 0.5]$ se usa para discutir la probabilidad de colapso y $Pr [B / B_o > 0.9]$ para asegurarse de que se esté cumpliendo con el objetivo de gestión.** Puede que haya entendido mal el español aquí, pero como medida para verificar el punto de referencia objetivo, estos límites parecen bastante extremos

(0,5 = colapso, 0,9 significa en el objetivo). ¿Debería el denominador ser Btarget o simplemente lo he entendido mal?

- **Sección 2.5 (Resultados). Cuadro 2.1:** La oración inicial menciona que Fobj parece fuera de lugar para la anchoveta del norte, pero al mirar la tabla, los valores para la sardina austral también parecen ser más altos de lo esperado. Además, algunos de los valores parecen altos según lo informado en Zhou et al (2020); ¿Sería bueno verificar todo el conjunto de estimaciones utilizando los métodos descritos en Zhou et al (2020)?
- **Proyecciones:** ¿Se pensó en ejecutar proyecciones extrayendo aleatoriamente del rango de reclutamientos históricamente observado (ya sea completamente aleatorio o basado en un modelo autorregresivo o extraído de años históricos con biomazas similares, etc.)? Esta podría ser una forma de verificar la sensibilidad basada en la incertidumbre en torno al reclutamiento.

1.1 Impresiones adicionales de Andre Punt (especialista en evaluación monoespecífica)

Como no soy especialista en evaluación de poblaciones de una sola especie, también busqué el asesoramiento de Andre Punt (Universidad de Washington), que es un científico de evaluación con mucha experiencia. Sus comentarios sobre el informe fueron los siguientes:

- Los autores asumen que puede convertir de SPR a SSB/SSB0 restando 0.05. No veo una base para esto y es fácil mostrar que la conversión no es una constante (debe ser 0 en SPR = 1, por ejemplo). La ecuación (para un Beverton SR) sería:

$$S(F)/S(0) = SPR(F) \cdot \frac{4hSPR(F) - SPR(0)(1 - h)}{5h - 1}$$

- El SPR (F) se calcula promediando a lo largo del tiempo, que estará sujeto a algún error ya que el sistema no está en equilibrio.
- Un método más confiable sería postular un desnivel (por ejemplo, basado en un metanálisis) y hacer la corrección correctamente. Donde yo [Andre Punt] tuve que hacer esto anteriormente, establecí la pendiente para que el RMS ocurra en el agotamiento especificado. Sin embargo, para hacer esto, se requiere el uso de la relación stock-recluta de Ricker.
- No está claro cómo se deriva la reducción de SPR para obtener SPRMSY.

- Usar el reclutamiento promedio como una estimación del reclutamiento en B_0 no es una suposición inicial irrazonable, pero seguramente no debería hacerse para poblaciones sobreexplotadas.
- Sería bueno verificar el trabajo que involucra la ecuación de Thorson, ya que no puede obtener $B / B_0 = 0.55$ con una relación población-reclutamiento de Beverton a menos que tenga un patrón de selectividad muy extraño.
- Las tablas 2.1 y 2.2 no son claras, pero la figura 2.3 parece correcta.

2. Recomendaciones Basadas en las Presentaciones

Los siguientes comentarios e impresiones se basan en mis traducciones sobre la marcha del texto en español y las traducciones verbales del español al inglés realizadas; Pido disculpas si he entendido mal.

- Las presentaciones realizadas en los talleres dedicaron mucho tiempo a discutir el modelo (s) EwE y compararlos con el modelo actual de California (creo). Los autores estimaron el efecto sobre los depredadores utilizando el (los) modelo (s) EwE. Mi impresión es que solo la mortalidad debida a interacciones tróficas no se considera alimentación neta o interacciones técnicas. Dada esta dependencia, sería bueno ver un análisis de incertidumbre basado en conexiones de dieta más variables y definiciones de flota más estructuradas / elaboradas.
- Si mis habilidades de traducción son correctas, creo que gráfico clave indica que la pesca en los límites de una sola especie conduce a una reducción del 20-40% en los depredadores. ¿Se basa en los niveles de biomasa actuales o no capturados para esas especies? Si lo primero, eso probablemente haría a esos depredadores muy vulnerables.
- Confiar en grandes reclutamientos para compensar la sobrepesca parece un camino bastante peligroso a seguir. Tengo la impresión de que fueron las condiciones históricas las que ahora han sido reemplazadas por la estrategia de gestión más reflexiva. Si ese es el caso, entonces está bien.
- Dadas las implicaciones para los niveles de biomasa mostradas por el modelo de Markov que utiliza un enfoque estático para la SPR, probablemente sea imprudente, ya sea desde una sola especie o desde la perspectiva de EBFM. Un enfoque basado en marcos (donde los puntos de referencia y la explotación se modifican en función de si es un año "bueno" o "malo") puede ser aconsejable.

- Es bueno ver la revisión de métodos de todo el mundo y el reconocimiento del papel que juegan los pequeños pelágicos como peces forrajeros, particularmente en sistemas de surgencia (como la corriente de Humboldt, Benguela, California, etc.). Tiene sentido reconocer este papel en los puntos de referencia utilizados (si se limita a mantener un enfoque de una sola especie). Sin embargo, si esa es la intención, no creo que el punto de referencia sea lo suficientemente conservador (está en el extremo inferior de lo que Smith et al (2011) sugirieron que sería apropiado). Creo que esto es reconocido por el equipo del proyecto cuando discutieron el PBR recomendado por MSC. Yo recomendaría que apunten a actuar de acuerdo con el MSC, que intenta recomendar puntos de referencia que implícitamente dan cuenta de los roles clave del ecosistema de peces forrajeros.
- Al aplicar los puntos de referencia modificados, no quedó claro cómo se seleccionaron las especies. Si se basó en el papel en las dietas (a partir de modelos u observaciones) o mediante métodos como el índice SURF (Plagányi & Essington 2014).
- También recomendaría ponerse en contacto con Eva Plagányi o Tim Essington, ya que pueden aconsejar cómo incorporar modelos MICE en la toma de decisiones tácticas. Esto vería un enfoque basado en el ecosistema para tomar decisiones sobre cuotas anuales, incluso si no incluye la complejidad del ecosistema en su totalidad. La vinculación de modelos EwE y de una sola especie es otro enfoque válido, que se utiliza en Europa
- En general, el enfoque parece correcto en principio como un medio para informar un enfoque de una sola especie con algunas consideraciones de ecosistema, pero creo que todavía está un poco demasiado centrado en el equilibrio. El área está fuertemente influenciada por el medio ambiente, por lo que a largo plazo esto significa que las biomásas de un enfoque asumido de equilibrio no serán suficientes para sustentar las poblaciones de depredadores en los años pobres. Esta es la razón por la que algunas zonas (por ejemplo, el sistema de la corriente de California) tienen un enfoque más parecido al de un escape, por lo que, en efecto, una asignación se concede primero a los depredadores y luego los humanos pueden obtener el "sobrante". Esto significa más variabilidad en la captura de un año a otro (lo que puede no funcionar socioeconómicamente en Chile), pero conduce a mejores resultados del ecosistema a lo largo del tiempo (stocks más saludables y una pesquería más saludable si puede sobrevivir a la variabilidad). Hay publicaciones sobre el tema, incluso de Andre Punt.
- Al realizar el RMS multiespecífico, ¿Se impusieron restricciones a la biomasa permisible de especies depredadoras, es decir, se respetó la estructura del ecosistema? De lo contrario, esperaría un MMSY más alto ya que las especies depredadoras están deprimidas y liberan la biomasa de peces forrajeros para su explotación. Esto parece

estar ocurriendo en al menos algunos de los resultados. En general, no vi tanta capacidad de respuesta de los niveles tróficos más altos en los modelos como hubiera anticipado, por lo que recomendaría un análisis de sensibilidad con composiciones de dietas alternativas para verificar la sensibilidad de eso y cualquier ajuste de vulnerabilidad que se haya realizado. También recomendaría un enfoque de búsqueda de políticas (que incluya objetivos económicos, sociales y estructurales alternativos del ecosistema) en lugar de una búsqueda simple y MMSY.

- La transparencia en la construcción de los modelos también ayudaría, incluyendo: cómo se manejó el comportamiento de cardumen, si los peces forrajeros (u otras especies) en los modelos estaban estructurados por edad; representación de flotas. Creo que se utilizaron stanzas en algunos modelos, en cuyo caso intentar una búsqueda de políticas en lugar de solo el enfoque MMSY podría proporcionar información adicional útil.
- Los ajustes del modelo no siempre fueron ideales para los peces forrajeros basados en la captura y otras series de tiempo, por lo que sería bueno ver covariables ambientales también utilizadas en el proceso de ajuste (por ejemplo, a través de un término de anomalía).
- Sería excepcionalmente cuidadosa al usar un Blim de 0.14 para Anhoveta ZCS sin algún tipo de análisis de sensibilidad, ya que creo que deja todo el sistema expuesto a pasar umbrales en cascada.

Se trata de un enfoque ecosistémico de la pesca, que intenta cambiar los enfoques de gestión de especies individuales para tener en cuenta implícitamente los aspectos del ecosistema. Una alternativa sería utilizar un enfoque explícito basado en ecosistemas, donde las características del ecosistema se rastrean por derecho propio. Ese ha sido el enfoque del grupo de trabajo de expertos de Lenfest-CSIRO sobre indicadores y directrices para la ordenación pesquera basada en ecosistemas (EBFM). IFOP (vía Montenegro Silva) y SUBPESCA (vía Silvia Hernández Concha) han estado involucrados en el grupo de trabajo, con la zona centro-norte de Chile y la pesquería de anchoveta es uno de los estudios de caso considerados por el grupo de trabajo. En consecuencia, el borrador del informe final del grupo (Fulton et al 2021) se compartirá con el equipo del proyecto de FIPA 2019-17. Esto le dará al equipo del proyecto la oportunidad de decidir si los métodos incluidos en el informe pueden complementar el trabajo ya realizado como parte de FIPA 2019-17.

Referencias

Fulton EA, Sainsbury KJ, van Putten EI, Bulman C, Porobic J, Novaglio C, Dutra LXC, Hayes D, Thomas L, Norris W, Pert C, Willock A, Montenegro Silva C, Garay-Narvaez L, Hernández Concha S, Hernández Saso A, Mohamed KS, Sathianandan TV, Kuriakose S, Varghese E, TM Najmudeen, Vasudevan S, Anish M, Shyam S Salim, Pandan P, Mandro I, Zador S, Ortiz I, Whitehouse A, Aydin K, Tweit W and Evans D (2021) Benchmarks for ecosystem assessment: Indicators and guidelines for practical Ecosystem Based Fishery Management (EBFM). CSIRO, Australia.

Plagányi EE & Essington TE (2014) When the SURFs up, forage fish are key. *Fisheries Research* 159: 68-74

Smith ADM, Brown CJ, Bulman CM, Fulton EA, Johnson P, Kaplan IC, Lozano-Montes H, Mackinson S, Marzloff M, Shannon LJ, Shin Y-J and Tam J (2011) Impacts of fishing low trophic level species on marine ecosystems. *Science* 333: 1147-1150

Zhou S, Punt, AE, Lei Y., Deng RA, Hoyle SD (2020) Identifying spawner biomass per-recruit reference points from life-history parameters. *Fish and Fisheries* 21:760–773.

**ANEXO 9. Informe Pre-Final complementario. Respuestas a las observaciones del
Informe Pre-Final**

Informe Complementario

Informe Pre-Final Corregido Proyecto FIPA 2019-17

“Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas”

Objetivo específico N° 2: Evaluar los PBR actualmente vigentes, para pesquerías nacionales de pelágicos pequeños, en consideración a la implementación del enfoque ecosistémico y enfoque precautorio.		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	70
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuestas al evaluador	
1. Se reconoce que se hacen esfuerzos en responder/tomar en cuenta las sugerencias indicadas en la versión anterior de este reporte, particularmente referidas a la evaluación de estrategias de manejo (EEM).	El enfoque de la metodología conocida como Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) es un marco conceptual amplio que no sólo permite evaluar estrategias de explotación, sino también estrategias de monitoreo de pesquerías (por ejemplo, índice de abundancia, composición de tallas, errores en la asignación de edad), como también procedimientos de manejo operacionales, modelos de evaluación de stock limitados en datos, entre otras aplicaciones. En el ámbito de este proyecto, se utilizó los modelos caso-base de las pesquerías, ya que representan a mejor percepción de la situación de las pesquerías de peces pelágicos pequeños (con excepción del reclutamiento que es la principal fuente de incertidumbre en estas pesquerías); y es la razón, del porque se puso énfasis en estos aspectos ya vislumbrados en la Oferta Técnica. Los modelos caso-base fueron modificados para transformarlos en modelos operativos considerando opciones de reclutamiento	

	diferentes. La idea fundamental fue enfocarse en si la mortalidad por pesca objetivo (PBR), proxy de la mortalidad por pesca en el Rendimiento Máximo Sostenido (F_{RMS}), permitía conducir a los stocks a fluctuar en torno del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS).
2. Sin embargo y hasta donde los documentos me permitieron explorar, los análisis de EEM que están incluidos en el reporte distan bastante de los que está en la propuesta técnica. Los consultores en la propuesta de este proyecto indican la realización un modelo operativo estructurado en edades, que se contrastaría con el modelo de evaluación de stock de IFOP, considerando también un condicionamiento del mismo, el cual es un procedimiento estándar en EEM.	Los escenarios de reclutamiento no distan de los que están indicados en la propuesta técnica, son a lo menos 4 modelos operativos condicionados con dinámicas de reclutamiento diferentes. Los modelos son estructurados por edad, a excepción de la anchoveta de Atacama-Coquimbo y sardina austral de Los Lagos.
3. Lo que se termina realizando es algo que es mucho más básico que el EEM propuesto. Se reproduce el modelo de IFOP y se prueban diferentes formas para el reclutamiento tanto en el periodo de evaluación como en las proyecciones a 20 años. De hecho, la biomasa desovante y los reclutamientos no muestra variaciones importantes entre escenarios de reclutamiento para el periodo que abarca la evaluación de stock (e.g. área sombreada en la Fig. 44). En efecto, debido a que la desviación estándar alrededor de la función de reclutamiento usada es alta (0.6), la adopción de diferentes formas de reclutamiento tendrá un efecto mínimo en los estimados para el periodo de evaluación. Sin embargo, como se proyecta con diferentes formas de reclutamiento, es aquí donde se pueden observar las diferencias a través de los diferentes escenarios.	No se está de acuerdo con la afirmación “Lo que se termina realizando es algo que es mucho más básico que el EEM propuesto...”, ya que como se demuestra más adelante los impactos de la mortalidad por pesca objetivo (PBR) permitieron llevar a los stocks al RMS, pero con una gran incertidumbre dada por la variabilidad de los reclutamientos, sea estocástica o autocorrelacionada. Sólo el forzamiento de cambios de régimen genera alteraciones en el logro, pero los modelos de estimación fueron capaces de seguir dichos cambios ajustándose en términos de capturas esperadas y efectos de la mortalidad por pesca. La biomasa desovante y los reclutamientos muestran variaciones importantes, y se demuestra en las proyecciones a futuro. El hecho que, en el periodo de acondicionamiento, equivalente al periodo de evaluación, el área gris no muestre la misma incertidumbre que en las proyec-

	ciones se debe a que dicho periodo corresponde a estimaciones sustentadas en datos (desembarques, índices de abundancia, composición por tallas/edades, parámetros de historia de vida). El error de proceso está radicado en los reclutamientos futuros, pero se demuestra a través de la mediana que el modelo de evaluación de stock (puntos en las Figuras 44 a 57) sigue de cerca los cambios del modelo operativo (líneas continuas en las Figuras 44 a 57).
4. En este contexto, no se cumple con la propuesta técnica. Lo que se termina haciendo es más bien un análisis de sensibilidad al modelo de evaluación de stock IFOP y sus proyecciones bajo diferentes formas de reclutamiento. Note que lo que está contenido en la propuesta técnica requiere de mucho análisis y codificación de una envergadura muy diferente a lo que se termina haciendo.	No se está de acuerdo con la afirmación “no se cumple con la propuesta técnica”. Se demuestra en el repositorio de GitHub denominado MOPelagicos ubicado en (https://github.com/ LuisACubillos/MOPelagicos) y en la descripción del mismo (ver al final de este informe), que la codificación fue de envergadura y que, si el evaluador es capaz de replicar una de las salidas, verá que el proceso de obtención de resultados implica esfuerzo computacional que involucra varios días. Esto debido a que el proceso de simulación-estimación de ciclo cerrado (Figura 8 del Preinforme Final Corregido) implica que en cada año de proyección el modelo operativo (con un escenario de variabilidad del reclutamiento) provee de datos al modelo de evaluación de stock de IFOP, el cual estima el estatus (variables de estado) y según la mortalidad por pesca objetivo (PBR actual) provee de una captura biológicamente aceptable. Entonces, esta captura se transforma en una captura operacional que impacta al año siguiente al modelo operativo, determinando una mortalidad por pesca realizada en el modelo operativo, y con este impacto se actualiza la situación de las variables de estado

	del modelo operativo y con ello se generan nuevos datos con error de observación, que implican realizar una nueva evaluación de stock con el modelo de IFOP, y así hasta completar los 20 años. Fueron 200 realizaciones aleatorias bajo incertidumbre.
5. Con respecto a la creación de Github para el modelo operativo la propuesta señala “ <i>Con el objeto de hacer reproducibles todos los resultados, se utilizará RStudio (http://rstudio.org/)</i> ”. A mi entender, cuando se habla en ciencia de “reproducible” se implica que esto es para personal ajeno al proyecto. Sin entrar en discusiones semánticas, la creación de un Github publico queda entonces a criterio de los ejecutores.	Los autores y responsables de esta actividad trabajaron de manera tal con las herramientas mencionadas en la propuesta técnica. El trabajo reproducible es esencial y se está de acuerdo que cualquier persona ajena al proyecto debería tener acceso para reproducir los resultados, pero una vez que el equipo de trabajo ha logrado avances y acuerdos de múltiples opciones que determinan una versión final. En efecto, hay una fase en que los repositorios de control de versiones se trabajan a nivel local, y hoy estamos en condiciones de compartir los códigos y resultados finales. Se utilizó Github como plataforma para compartir un repositorio público y de acceso a quienes estén interesados en reproducir los resultados obtenidos. El repositorio está alojado en la cuenta Github de Luis Cubillos: https://github.com/LuisACubillos/MOPelagicos . Al acceder se puede encontrar la misma descripción que se entrega al final de este informe.
6. Otros aspectos menores fueron cambiados o respondidos en la carta.	No hay comentarios.

Descripción MOPelagicos

Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para las pesquerías de peces pelágicos en Chile: a) anchoveta (Atacama-Coquimbo), b) anchoveta (Valparaíso-Los Lagos), c) sardina común (Valparaíso-Los Lagos); y, d) sardina austral (Los Lagos).

La codificación original (TPL y DAT) ha sido documentada por investigadores del Instituto de Fomento Pesquero y en las actas e informes del 2020 al 2021 del Comité Científico de Pesquerías de Pequeños Pelágicos de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.

A los modelos de evaluación de stock vigentes (caso-base) se les implementó un módulo para hacerlos funcionar como modelos operativos por L. Cubillos y M.J. Cuevas. El objetivo fue evaluar el desempeño de los estimadores respecto de la aplicación de la mortalidad por pesca objetivo (PBR), dada la incertidumbre en la dinámica del reclutamiento como principal incertidumbre estructural en estas pesquerías. Esta actividad es parte de los resultados del Objetivo 2 del proyecto FIPA 2019-17 “Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas.”, liderado por el Dr. Sergio Neira, Centro COPAS Sur-Austral, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

Encargados de la evaluación monoespecífica:

- María José Cuevas: Codificación, evaluación y análisis de resultados.
- Luis A. Cubillos: Gestor del proyecto, conceptualización, evaluación de estrategias de manejo, codificación, evaluación de desempeño y análisis de resultados.

Aspectos técnicos

Los códigos están escritos en templates de ADMB (Fournier et al. 2012), alojados en carpetas para cada una de las pesquerías y contienen genéricamente:

Est1: Modelo de evaluación de stock o estimador.

OP1, OP2, OP3, y OP4: Modelos operativos con diferentes configuraciones para la dinámica del reclutamiento; a saber:

- OP1: La dinámica del reclutamiento considera una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt con variabilidad estocástica $\sim N(E(R), \text{SigmaR})$
- OP2: La dinámica del reclutamiento considera una relación stock-recluta del tipo Ricker con variabilidad estocástica $\sim N(E(R), \text{SigmaR})$
- OP3: La dinámica del reclutamiento considera una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt con autocorrelación en los desvíos del reclutamiento $e(t) = re(t-1) + \sqrt{1-r^2} n(t)$, donde $e(t)$ es el desvío de reclutamiento en el año t , r es la correlación de primer orden (fija en 0.8), y $n(t)$ es un número aleatorio desde una distribución normal con media cero y desviación estándar SigmaR .
- OP4: Cambios de régimen en el reclutamiento, según dos estados determinados con la técnica Hidden Markov Model.

- **Anchoveta (Atacama-Coquimbo):**

Carpeta: Anzcn2020. Contiene el modelo de evaluación de stock o estimador (Est1), donde se identifican tres archivos: MATT2009.tpl (plantilla de código ADMB), MATT2009_real.data (respaldo de los datos utilizados en la evaluación), y control_est.ctl que contiene el control de la estimación. A modo de ejemplo, MATT2009.dat contiene los últimos datos simulados por el modelo operativo. Además, están los códigos de los modelos operativos en las carpetas OP1, OP2, y OP3, con los resultados obtenidos de la aplicación EEM.

- **Anchoveta (Valparaíso-Los Lagos):**

Carpeta: Anzcs2020. Contiene el modelo de evaluación de stock o estimador (Est1), donde se identifican tres archivos: MAE0920b.tpl (plantilla de código ADMB), MAE0920_real.data (respaldo de los datos utilizados en la evaluación), y control_est.ctl que contiene el control de la estimación. A modo de ejemplo, el archivo MAE0920b.dat contiene los últimos datos simulados por el modelo operativo. Además, están los códigos de los modelos operativos en las carpetas OP1, OP2, OP3 y OP4, con los resultados obtenidos de la aplicación EEM.

- **Sardina común (Valparaíso-Los Lagos):**

Carpeta: Sczcs2020. Contiene el modelo de evaluación de stock o estimador (Est1), donde se identifican tres archivos: MAE0920.tpl (plantilla de código ADMB), MAE0920_real.data (respaldo de los datos utilizados en la evaluación), y control_est.ctl que contiene el control de la estimación. A modo de ejemplo, el archivo MAE0920.dat contiene los últimos datos simulados por el modelo operativo. Además, están los códigos de los modelos operativos en las carpetas OP1, OP2, OP3 y OP4, con los resultados obtenidos de la aplicación EEM.

- **Sardina austral (Los Lagos):**

Carpeta: Saus2020 Contiene el modelo de evaluación de stock o estimador (Est1), donde se identifican tres archivos: SAMSau.tpl (plantilla de código ADMB), SAMsau_real.data (respaldo de los datos utilizados en la evaluación), y SAMsau_control.txt que contiene el control de la estimación. Además, están los códigos de los modelos operativos en las carpetas OP1, OP2 y OP3, con los resultados obtenidos de la aplicación EEM.

Requerimientos

- Un compilador C++
- ADMB-12.0 o superior
- R 4.1 o superior; y RStudio

Clonación

```
cd ~
```

```
git clone https://github.com/luisacubillos/MOPelagicos
```

```
cd MOPelagicos
```

Instrucciones generales

- 1) Compilar los archivos *.tpl del estimador y de los modelos operativos.
- 2) Revise las rutas contenidas en los archivos “paso1.sh” y “paso2.sh” que contienen códigos “Shell Script (Bach)” que son ejecutados por el modelo operativo para comunicarse con el estimador. Estos archivos son para Mac, pero pueden ser utilizados en cualquier sistema operativo.

Windows deben ser transformados a archivos *.bat y utilizar el lenguaje de la terminal de windows.

- 3) Nótese que estas versiones no contienen un script que permita limpiar los datos, si se quiere reproducir se debe eliminar los resultados (archivos *.txt)
- 4) Las simulaciones se basan en una muestra de los parámetros del modelo desde el posterior del modelo operativo mediante MCMC; por ejemplo: “./OP1lanzcn -mcmc 10000 -mcsave 50”, generará 200 valores alternativos que determinarán la trayectoria futura de la dinámica poblacional sujeta a la simulación de datos (OP1) y al impacto de una captura biológicamente aceptable que calcula en cada año de proyección el estimador (Est1).
- 5) El proceso se activa desde el modelo operativo utilizando mceval; por ejemplo: “./OP1lanzcn - mceval”. Esto activará la comunicación entre estimador y operativo.
- 6) Los resultados del procedimiento genera los siguientes archivos individuales:
 - 00rep_convergencia.txt: reporte de convergencia del estimador (0: falta de convergencia; 1: convergencia).
 - 01Capturas_proyectadas.txt: capturas biológicamente aceptables por el estimador.
 - 02BiomasaTotal_est.txt: biomasa total del estimador.
 - 02BiomasaTotal_op.txt: biomasa total del modelo operativo.
 - 03Desovante_est.txt: biomasa desovante del estimador.
 - 03Desovante_op.txt: biomasa desovante del modelo operativo.
 - 04Reclutamiento_est.txt: reclutamiento del estimador.
 - 04Reclutamiento_op.txt: reclutamiento del modelo operativo.
 - 05FMort_est.txt: mortalidad por pesca del estimador.
 - 05FMort_op.txt: mortalidad por pesca impactada por la CBA en el modelo operativo.
 - 08Desovante_hist.txt: Biomasa desovante en el periodo de evaluación del modelo operativo.
 - 09BiomTotal.txt: Biomasa total en el periodo de evaluación del modelo operativo.
 - 10Reclutas_hist.txt : Reclutamiento en el periodo de evaluación del modelo operativo.
 - 11RPR_hist.txt: razón desovante/biomasa inexplorada del modelo operativo en el periodo de evaluación.
 - 12RPR_est.txt: razón desovante/biomasa inexplorada del estimador.
 - 12RPR_op.txt: razón desovante/biomasa inexplorada del modelo operativo.

- 7) Para realizar una estimación simultánea de diferentes OP, se sugiere copiar Est1 en carpetas como Est2, Est 3. Aunque esto no es necesario, dependerá de las capacidades del computador que se utilice. Se destaca que un proceso completo puede tardar 1 a 2 días de trabajo en el computador con 32 G de RAM. La clave de comunicación entre los modelos son los archivos *.sh.
- 8) La carpeta Analisis contiene los scripts de R para obtener los resultados. Se sugiere el siguiente flujo de trabajo:
 - a) Ejecutar el script “00_Llamafunciones.R”, el cual cargará las funciones para graficar y leer el reporte y ajuste de las salidas del operativo (Carpeta Rfun).
 - b) Los scripts
“Lee_MOP_AnZCN2020.R”,
“Lee_MOP_AnZCS2020.R”,
“Lee_MOP_SCZCS2020.R”, y
“Lee_MOP_S AUS2020.R”,
permiten leer y graficar los resultados de las pesquerías anchoveta (Atacama-Coquimbo), anchoveta (Valparaíso-Los Lagos), sardina común (Valparaíso-Los Lagos), y sardina austral (Los Lagos), respectivamente.

