



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

INFORME FINAL

PROYECTO FIPA N° 2018-55

**EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL LOBO
MARINO COMÚN EN LA MORTALIDAD
NATURAL DE LAS ESPECIES OBJETIVO
DE LAS PESQUERÍAS CHILENAS**

REQUIRENTE: Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
OFERENTE : Universidad de Concepción

Concepción, noviembre de 2021

TITULO DEL PROYECTO : FIP 2018-55
Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas.

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, H. Arancibia, A. Arriagada, M. Barros, D. Oliva, H. Pavés & M. Sepúlveda. 2021. Informe Final Proyecto FIPA 2018-55 Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas. Universidad de Concepción, 266 p. + Anexos.

TABLA DE CONTENIDOS

	Pág.
TABLA DE CONTENIDOS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE DE TABLAS	xi
ÍNDICE DE ANEXOS	xv
RESUMEN EJECUTIVO	1
ABSTRACT	9
1. Objetivos	16
1.1. Objetivo General.....	16
1.2. Objetivo Específicos.....	16
2. Antecedentes	17
3. Metodología de trabajo	18
3.1. Objetivo Específico 1	18
3.1.1. Metodología	18
3.1.2. Competencia entre especies depredadoras y las pesquerías	20
3.2. Objetivo Específico 2	24
3.2.1. Introducción	24
3.2.2. Zonas de estudio y fechas de muestreo	25
3.2.3. Revisión y actualización de información de la dieta del lobo marino común.....	25
3.2.3.1. Análisis de fecas. Recolección de muestras	25
3.2.3.2. Procesamiento de las muestras	32
3.2.4. Composición de la dieta del lobo marino común en base a las fecas.....	32
3.2.5. Análisis de isótopos estables	35
3.2.5.1. Obtención de muestras	35
3.2.5.2. Análisis de muestras.....	36
3.2.5.3. Estimación de dieta del lobo marino común basado en isótopos estables	38
3.2.6. Determinación de nicho trófico.....	38
3.2.7. Superposición con la pesquería	39
3.2.7.1. Índice de Morisita-Horn	39
3.2.7.2. Índice modificado de Pianka	40
3.3. Objetivo Específico 3	41
3.3.1. Antecedentes	41
3.3.2. Metodología	41
3.3.2.1. Modelos costo-efectivos.....	42
3.4. Objetivo Específico 4	45

3.4.1.	Introducción	45
3.4.2.	Metodología	46
3.4.2.1.	Modelo Ecopath with Ecosim	46
3.4.2.2.	Pedigrí y ajuste de series de tiempo	50
3.4.2.3.	Simulaciones para evaluar los impactos de la mortalidad por depredación y capturas sobre stocks	55
3.4.3.	Fuentes de datos	57
3.5.	Objetivo Específico 5	58
3.5.1.	Introducción	58
3.5.2.	Metodología	60
3.5.2.1.	Descripción del Segundo Taller Metodológico.....	61
3.6.	Talleres	63
3.6.1.	Taller inicial de coordinación.....	63
3.6.2.	Taller 2. Primer taller de expertos	63
3.6.3.	Taller 3. Segundo taller de expertos.....	63
3.6.4.	Taller 4. Difusión de resultados	64
4.	Resultados.....	65
4.1.	Objetivo Específico 1	65
4.1.1.	Experiencia internacional y nacional sobre la interacción de otáridos sobre stock pesqueros	65
4.1.2.	Efecto de los otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros	68
4.1.3.	Modelamiento de la interacción entre la pesca y el gremio trófico con el que compete por los recursos pesqueros	71
4.2.	Objetivo Específico 2	77
4.2.1.	Estimación de la dieta del lobo marino	77
4.2.1.1.	Análisis de fecas.....	77
4.2.1.2.	Análisis de isótopos estables	81
4.2.2.	Determinación de nicho trófico.....	91
4.2.2.1.	Análisis por localidad.....	91
4.2.2.2.	Análisis por clase de edad/sexo.....	95
4.2.3.	Superposición con la pesquería	99
4.3.	Objetivo Específico 3	101
4.3.1.	Rol de los modelos de ecosistema en la asesoría para el manejo pesquero ..	101
4.3.1.1.	Modelos monoespecíficos	102
4.3.1.2.	Extensiones de modelos de evaluación mono-especies	102
4.3.1.3.	Modelos dinámicos multiespecies o modelos mínimamente realistas.....	105
4.3.1.4.	Modelos de sistemas dinámicos o de ecosistema.....	110
4.4.	Objetivo Específico 4	114

4.4.1.	Modelos Ecopath with Ecosim.....	114
4.4.2.	Ajuste a series de tiempo.....	151
4.4.3.	Mortalidades.....	164
4.4.4.	Simulaciones	176
4.4.4.1.	Zona norte	176
4.4.4.2.	Zona centro-norte	176
4.4.4.3.	Zona centro-sur	181
4.4.4.4.	Mar Interior de Chiloé.....	181
4.4.4.5.	Canales interiores de Magallanes.....	188
4.5.	Objetivo Específico 5	192
4.5.1.	Principales resultados del Taller Metodológico 1	193
4.5.2.	Principales resultados del Taller Metodológico 2	194
5.	Discusión de resultados.....	200
6.	Conclusiones	217
7.	Talleres.....	219
7.1.	Taller inicial de coordinación.....	219
7.2.	Taller 2. Primer taller de expertos	226
7.3.	Taller 2. Segundo taller de expertos	232
7.4.	Taller de Difusión.....	241
8.	Referencias.....	252
ANEXOS	267

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Vista de la Lobera de Montemar (arriba) y Punta Curaumilla (abajo), Región de Valparaíso.	28
Figura 2.	Lobera La Isla en la localidad de Chome, Región del Biobío.	29
Figura 3.	Lobera de Cobquecura (arriba) e Iglesia de Piedra (abajo), Región del Ñuble.	30
Figura 4.	Recolección de fecas en loberas de Chile Central durante la primavera de 2019. La foto inferior muestra las fecas depositadas en los roqueríos.	31
Figura 5.	Método remoto de obtención de biopsias. a) Dardo usado para extraer biopsias. b), c) y d) Muestreo de lobo marino común.	36
Figura 6.	Esquema de un extractor Soxhlet (derecha) y fotografía de las muestras dentro de la cámara de extracción (izquierda).	37
Figura 7.	Especies marinas que interacción con las actividades pesqueras o de acuicultura descritas en la literatura científica nacional e internacional analizada. LMC = lobo marino común. LFA = Lobo fino austral.	66
Figura 8.	Mortalidad promedio de las presas consumidas por distintos depredadores y que a la vez son especies de interés comercial, explotadas por la pesquería obtenida a partir del análisis de publicaciones de modelos Ecopath. Se entrega promedio de la Mortalidad por depredación (M2), mortalidad natural (M0 y M1) y mortalidad por pesca (F).	71
Figura 9.	Funciones de smooths de cada variable descriptora medida en los modelos univariados (± 1 D.E.). Significancia de las funciones establecidas por criterio de selección de espacios nulos para el modelo univariado (*) y el modelo simple aditivo (**).	73
Figura 10.	Niveles de predictibilidad de las interacciones pareadas en los modelos de: A) denso-dependencia competitiva, B) desempeño competitivo y C) complejidad ecosistémica. Se incluye la significancia estadística de los predictores cuando se consideran individualmente en los modelos de interacciones pareadas (*) o cómo un componente dentro de un modelo aditivo de interacciones pareadas (**).	74
Figura 11.	A) Modelo de competencia integrada que refleja la interacción entre los predictores lineales de la denso-dependencia competitiva (BGBOPL) y los predictores lineales del desempeño competitivo (PERFPL). Significancia de la interacción obtenida para el modelo de competencia integrado (*) y el modelo de competencia-ecosistema compartimentalizado (**). B) Modelo sinérgico de competencia-ecosistema que incorpora la interacción entre los predictores lineales de la competencia integrada (Int_Comp_PL) y los predictores lineales de la complejidad ecosistémica (CEPL).	76

Figura 12. Índice de Importancia Relativa (IIR) para las diferentes especies presas encontradas en las fecas de Lobo Marino Común analizadas en las loberas de Chome, Cobquecura, Curaumilla y Montemar entre los años 2019 y 2020.....	82
Figura 13. Valores isotópicos de lobos marinos y de presas del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla para los años 2019 y 2020. Región de Valparaíso.	83
Figura 14. Proporción de dieta estimada para la población total de lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo). Grupo JJ = Jibia y Jurel	84
Figura 15. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2019. Grupo JJ = Jibia y Jurel.....	85
Figura 16. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2020. Grupo JJ = Jibia y Jurel.....	86
Figura 17. Valores isotópicos de lobos marinos y de presas del lobo marino común en la colonia de Cobquecura y Chome para los años 2019 y 2020. Región de Valparaíso.	87
Figura 18. Proporción de dieta estimada para la población de lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bío para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo).	88
Figura 19. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bío para el año 2019.....	89
Figura 20. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bío para el año 2020.....	90
Figura 21. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la piel de lobos marinos muestreados en 2019 (arriba) en las localidades de Curaumilla, Cobquecura y Chome, y en 2020 (abajo) para las localidades de Cobquecura y Curaumilla. El área estándar de la elipse (SEA_B ; línea sólida) representa el área central del nicho de cada grupo (40% de los datos). Los polígonos convexos (TA ; línea punteada) representan la diversidad general del nicho.	92
Figura 22. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de lobos marinos muestreados en tres localidades del centro-sur de Chile en el año 2019. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las X rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas.	93

Figura 23. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de lobos marinos muestreados en dos localidades del centro-sur de Chile en el año 2020. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las X rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas.	94
Figura 24. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la piel de lobos marinos según clase de edad/sexo para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo). El área estándar de la elipse (SEA_B ; línea sólida) representa el área central del nicho de cada grupo (40% de los datos). Los polígonos convexos (TA; línea punteada) representan la diversidad general del nicho.	96
Figura 25. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de lobos marinos muestreados en el centro-sur de Chile en el año 2019, según clase de edad/sexo. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las Xs rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas. Letras distintas indican diferencias significativas. MA: machos adultos, MSA: machos subadultos, HA: hembras adultas y Juv: juveniles (ambos sexos).	97
Figura 26. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de lobos marinos muestreados en el centro-sur de Chile en el año 2020, según clase de edad/sexo. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las Xs rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas. Letras distintas indican diferencias significativas. MA: machos adultos, MSA: machos subadultos, HA: hembras adultas y Juv: juveniles (ambos sexos).	98
Figura 27. Índice de solapamiento de Morisita-Horn (arriba) y Pianka (abajo) entre la dieta de los lobos marinos de la región de Valparaíso y BioBío con la flota de cerco, arrastre y total (ambas en conjunto en la zona centro sur, año 2019-2020).	100
Figura 28. Esquema general de análisis para evaluar la influencia por depredación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las principales pesquerías chilenas mediante Ecopath with Ecosim.	113
Figura 29. 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.	119
Figura 30. 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.	126

Figura 31. 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.	133
Figura 32. 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.	140
Figura 33. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del mar interior de los Canales desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.	146
Figura 34. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, lobo fino, jurel y anchoveta (puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = biomasa acústica) del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste. ...	153
Figura 35. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta y jurel del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.	154
Figura 36. 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.	155
Figura 37. 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.	156
Figura 38. 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. Puntos blancos = desde modelo de evaluación; puntos negros = evaluación acústica.	157
Figura 39. 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. Puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = evaluación directa.	158
Figura 40. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de los recursos pelágicos 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.	159

Figura 41. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de los recursos demersales langostino amarillo, langostino colorado y merluza común 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.....	160
Figura 42. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, merluza austral, merluza de cola, raya volantín y congrio dorado del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones (negros desde modelo evaluación, blancos desde acústica) y la línea el ajuste.	161
Figura 43. Ajuste de la serie de tiempo de biomasa de 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. Puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = evaluación acústica.....	162
Figura 44. 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.....	163
Figura 45. Mortalidad por depredación (año^{-1}) de anchoveta, sardina española y jurel en el ecosistema marino de la zona norte (Arica – Antofagasta) entre 1997 y 2018.	165
Figura 46. Mortalidad por pesca (F , año^{-1}), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), otros depredadores (M2) y mortalidad total (Z , año^{-1}) en anchoveta, sardina española y jurel en el ecosistema marino de la zona norte (Arica – Antofagasta) entre 1997 y 2018.	166
Figura 47. Mortalidad por depredación de anchoveta, jurel y langostino colorado en el ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama – Coquimbo) entre 1997 y 2018.	167
Figura 48. Mortalidad por pesca (F , año^{-1}), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), por otros depredadores (M2), y mortalidad total (Z , año^{-1}) en anchoveta, jurel y langostino colorado en el ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama – Coquimbo) entre 1997 y 2018.....	168
Figura 49. Mortalidad por depredación de anchoveta, jurel, merluza común y sardina común en el ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso -Los Ríos) entre 1992 y 2018.	169
Figura 50. Mortalidad por pesca (F , año^{-1}), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), otros depredadores (M2) y mortalidad total (Z , año^{-1}) en anchoveta, jurel, merluza común y sardina común, en el ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso – Los Ríos) entre 1992 y 2018.	171

Figura 51. Mortalidad por depredación de merluza austral o del sur, congrio dorado y sardina austral en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020.....	172
Figura 52. Mortalidad por pesca (F , año ⁻¹), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV, otros depredadores (M_2) y mortalidad total (Z , año ⁻¹) en congrio dorado, merluza austral (adultos y juveniles) y sardina austral en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020.	173
Figura 53. Tasa de consumo de ejemplares del lobo marino común sobre especies presa y captura de las pesquerías artesanales consideradas en el modelo de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Magallanes, periodo 2006-2010. AD=adultos; JV=juveniles.	175
Figura 54. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona norte de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	177
Figura 55. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda) y jurel (derecha) en la zona norte de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	178
Figura 56. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona centro norte de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	179
Figura 57. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda) y langostino colorado (derecha) en la zona centro-norte de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	180
Figura 58. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona centro sur de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	183
Figura 59. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda), sardina común (centro) y jurel (derecha) en la zona centro sur de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	184
Figura 60. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de merluza común en la zona centro-sur de Chile. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	185
Figura 61. Cambios de biomasa de predadores (arriba y al medio) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en el mar interior de Chiloé. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	186

Figura 62. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de merluza austral (izquierda) y sardina austral (derecha) en el mar interior de Chiloé. Biomasa relativa respecto del <i>status quo</i>	187
Figura 63. Cambio relativo de la biomasa de los distintos grupos funcionales considerados en el modelo de Magallanes, a partir de modificación en la Biomasa del lobo marino común (LMC).....	190
Figura 64. Cambio relativo de la biomasa de los distintos grupos funcionales considerados en el modelo de Magallanes, a partir de modificación en la mortalidad por pesca (F) de merluza austral (A) y merluza de cola (b).....	191

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Resumen descriptivo de las variables extraídas de los estudios de modelamiento ecosistémico. Los elementos diagonales (cuadros grises) describen las variables de manera univariada, Mientras que los elementos no diagonales representan a descriptores de interacciones pareadas (cuadros azules) y de interacciones más complejas (cuadros rojos).	21
Tabla 2.	Expresiones y descripciones de los modelos sArl aplicados en este estudio	23
Tabla 3.	Número de muestras de fecas de lobo marino común obtenidas en las regiones de Valparaíso, Ñuble y Bío-Bío durante la primavera de 2019 y 2020.	27
Tabla 4.	Recopilación de regresiones entre longitud de otolito, longitud de presa y peso presa para cada especie identificada.	34
Tabla 5.	Número de biopsias (conteniendo pelo, piel y grasa) del lobo marino común obtenidas en las colonias de Punta Curaumilla (Región de Valparaíso), Cobquecura (Región de Ñuble) y La Isla (Región del Bío-Bío), zona central de Chile.	35
Tabla 6.	Modelos ecotróficos construidos para distintas zonas de Chile.	43
Tabla 7.	Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de biomasa (B).	51
Tabla 8.	Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de P/B y Q/B.	51
Tabla 9.	Promedios de impacto de la interacción operacional entre fauna marina y las actividades pesqueras y de salmonicultura. Se presenta por especies y su impacto en ambas actividades. (Detalle de la fuente de información y la unidad de esfuerzo, ver Anexo 2.1).....	68
Tabla 10.	Promedio del consumo ($\text{ton}/\text{km}^2 * \text{año}$) y de las capturas pesqueras ($\text{ton}/\text{km}^2 * \text{año}$) sobre recursos explotados por ambos grupos simultáneamente. (Detalle de la fuente de información y la unidad de esfuerzo, ver Anexo 2.2).	70
Tabla 11.	Descriptores de ajuste de los modelos comparados. En negrita se destaca el modelo con mejor ajuste. Número de asteriscos indica el ranking de los modelos con mejor ajuste dado los datos.	75
Tabla 12.	Especies identificadas como presas consumidas por el lobo marino común para la zona centro del país.....	77
Tabla 13.	Valores obtenidos para la lobera de Montemar, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.	78

Tabla 14.	Valores obtenidos para la lobera de Curaumilla, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.	79
Tabla 15.	Valores obtenidos para la lobera de Cobquecura, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.	80
Tabla 16.	Valores obtenidos para la lobera de Chome donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019.	81
Tabla 17.	Dieta estimada para el lobo marino común de la colonia Punta Curaumilla en los años 2019 y 2020, basada en isótopos estables, presentada como mediana y rango (percentiles 2,5% y 97,5%).	83
Tabla 18.	Dieta estimada para el lobo marino común de la colonia Punta Curaumilla en los años 2019 y 2020, basada en isótopos estables, presentada como mediana y rango (percentiles 2,5% y 97,5%).	87
Tabla 19.	Métricas de amplitud de nicho isotópico de los lobos marinos muestreados en tres localidades del centro-sur de Chile. NR: rango de nitrógeno, CR: rango de carbono, TA: área total, SEAC: área estándar de la elipse corregido para tamaños de muestra pequeños, SEAB: estimado Bayesiano del SEA.	91
Tabla 20.	Métricas de amplitud de nicho isotópico de los individuos de <i>O. flavescens</i> muestreados en el centro-sur de Chile para los años 2019 y 2020, de acuerdo con la clase de edad/sexo. NR: rango de nitrógeno, CR: rango de carbono, TA: área total, SEAC: área estándar de la elipse corregido para tamaños de muestra pequeños, SEAB: estimado Bayesiano del SEA.	95
Tabla 21.	Índice de solapamiento de Morisita-Horn y Pianka entre la dieta de los lobos marinos de la región de Valparaíso y BioBío con la flota de cerco (artesanal e industrial) y la flota de arrastre (merluza y langostino/camarón) y ambas en conjunto (Total) en la zona centro sur, año 2019-2020.	99
Tabla 22.	Valores del coeficiente de mortalidad natural utilizados en los modelos de evaluación de stock de las principales pesquerías chilenas. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión de informes de evaluación de stock. Clave: SPRFMO=South Pacific Regional Fisheries Management Organization. NA=no se informa o no fue encontrado.	103
Tabla 23.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Norte (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta). Año 1997.	116

Tabla 24.	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.....	117
Tabla 25.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Norte de Chile (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta).....	120
Tabla 26.	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.....	122
Tabla 27.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.	123
Tabla 28.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). Año 1997.....	124
Tabla 29.	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).	127
Tabla 30.	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.....	129
Tabla 31.	Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Sur (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. Modificado de Neira <i>et al.</i> (2004). ..	130
Tabla 32.	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.	131
Tabla 33.	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.	134
Tabla 34.	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.	136
Tabla 35.	Grupos funcionales en el modelo trófico del ecosistema del Mar Interior de la Región de Los Lagos, año 2006.	137
Tabla 36.	Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006.	138
Tabla 37.	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.	141
Tabla 38.	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.	143

Tabla 39.	Grupos funcionales en el modelo trófico de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta tierra del Fuego, Región de Magallanes periodo 2006-2010.	144
Tabla 40.	Datos de entrada del modelo Ecopath que representa el ecosistema de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010. En azul los valores estimados por Ecopath.	147
Tabla 41.	Desembarques ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) de recursos extraídos en los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010.	148
Tabla 42.	Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino en los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010.	149
Tabla 43.	Pedigrí de los modelos Ecopath del ecosistema marino de la zona norte, centro-norte, centro-sur y del mar interior de Chiloé.	151
Tabla 44.	Valores de SS, AIC y AICc para el mejor ajuste en cada combinación de forzantes utilizados. K es el número de parámetros totales, v es el número de parámetros de vulnerabilidades y PP es el número de spline points.	152
Tabla 45.	Indicadores ecológicos relativos (al <i>status quo</i>) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona norte de Chile.	177
Tabla 46.	Indicadores ecológicos relativos (al <i>status quo</i>) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona centro norte de Chile.	179
Tabla 47.	Indicadores ecológicos relativos (al <i>status quo</i>) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona centro sur de Chile.	182
Tabla 48.	Indicadores ecológicos relativos (al <i>status quo</i>) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en el mar interior de Chiloé.	182

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. ACTIVIDADES POR INVESTIGADOR	268
ANEXO 2. Experiencia internacional y nacional sobre la interacción de Otáridos sobre stock pesqueros	272
ANEXO 3. Informe/Report de los expertos internacionales respecto del Segundo Taller Metodológico	354
ANEXO 4. Respuestas a las observaciones del Informe PreFinal	370

RESUMEN EJECUTIVO

Este documento corresponde al Informe Final del Proyecto FIPA 2018-55 titulado “Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas”, y presenta todos los resultados y actividades comprometidas en la Oferta Técnica de la Universidad de Concepción. El objetivo general del proyecto es “Evaluar la influencia por [de]predación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las pesquerías chilenas”.

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

Objetivo Específico N° 1: Realizar una revisión, compilación y análisis de la investigación internacional que pueda proveer conocimiento sobre los efectos de la depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros, asumiendo este efecto como parte de la mortalidad natural a que están sujetas estas especies-recurso.

La revisión bibliográfica describe la interacción operacional entre lobos marinos y especies afines en Chile, Perú, Ecuador, Uruguay, Brasil, Argentina, México, EEUU, Canadá, África, Portugal, España, Italia, Francia, Escocia, Nueva Zelandia, Australia, y del área circumpolar austral. También se analizó la interacción de especies de aves, mamíferos, reptiles y tiburones, que se han descrito como especies que interactúan activamente con las actividades pesqueras y de acuicultura. La mayoría de los estudios (60%) menciona interacción entre esta fauna marina y la actividad pesquera industrial (tanto en cerco como en arrastre), menos estudios (36%) indican interacciones con pesquerías artesanales (cerco, enmalle, palangre, línea de mano), y solo el 4% de los estudios analizados describen interacción con la salmonicultura. Los lobos marinos depredaron sobre las capturas, aunque también se describe este comportamiento en cetáceos mayores y tiburones. Se registró mortalidad incidental en el 44% de las investigaciones analizadas, donde en el 36% de ellas las especies afectadas fueron lobos marinos (lobo común y lobo fino austral), 45% delfines, 9% tortugas marinas, y 9% aves marinas. Se revisó resultados de modelos ecológicos que incluyeron al lobo marino y especies de predadores homólogos, colectando data de su dieta y consumo. En general, las especies consumidas por especies de lobo marino y depredadores similares son de importancia comercial. De los modelos analizados, fue posible obtener la tasa de consumo

por especie presa, mortalidad por depredación que estos ejercen sobre sus presas (M2) y la mortalidad natural residual independiente de la depredación (M0). Los principales documentos revisados se adjuntan a este informe a la forma de un dossier electrónico.

Objetivo Específico N° 2: Revisar, actualizar y generar información sobre las interacciones tróficas (impactos de la depredación) entre el lobo marino común y los recursos objetivo que sustentan pesquerías en las zonas norte, centro y sur de Chile.

Para determinar la composición de la dieta del lobo marino común por medio de análisis de fecas, se recolectaron 256 muestras de fecas, en las loberas de Montemar (Valparaíso), Punta Curaumilla (Valparaíso), Cobquecura (Ñuble) y Chome (Bio-Bio), durante la primavera del año 2019 y la primavera del año 2020. El muestreo para isótopos estables se llevó a cabo en la estación de verano posterior al muestreo de fecas. En la región de Valparaíso, el muestreo se realizó en Punta Curaumilla en marzo del año 2020 y en febrero del año 2021. En la Región de Ñuble el muestreo se realizó en Cobquecura en enero del año 2020 y en marzo del año 2021, mientras que en la Región del Bío-Bío el muestreo se realizó en la lobera de La Isla en la localidad de Chome en enero del año 2020 (en esta localidad no pudo muestrearse en el año 2021 debido a restricciones de la pandemia por COVID-19). De acuerdo con el análisis de fecas, las presas más importantes en la dieta del lobo marino común para la zona centro del país son la merluza común, la anchoveta y el jurel, con índices de importancia relativa de hasta el 80.0% en el caso de la merluza común, 59.9% para la anchoveta, y 54.0% en el caso del jurel. También se registró la presencia de calamar patagónico, jibia o calamar de Humboldt, y langostino colorado. Se destaca la presencia de asteroideos como un nuevo ítem descrito en la dieta del lobo marino común.

La estimación de la dieta en base al análisis de isótopos estables arrojó resultados similares, destacándose el grupo funcional jibia-jurel, la sierra, la merluza común, y la merluza de cola como las principales presas que componen la dieta del lobo marino común en el período y áreas estudiados. Tanto machos como hembras mostraron una composición similar de dieta. Para el año 2019, los lobos marinos de Chome y Curaumilla mostraron una amplitud mayor que los de Cobquecura, lo que sugiere una mayor diversidad de especies presa en su dieta. Sin embargo, para el año 2020 las amplitudes fueron similares. Al comparar los valores isotópicos de machos y

hembras, se tiene que para el 2019 los machos se encontraron significativamente más enriquecidos en $\delta^{15}\text{N}$ que machos subadultos y hembras adultas. Sin embargo, para el 2020 ambos sexos mostraron valores similares de este isótopo.

En cuanto al solapamiento con actividades pesqueras, los resultados muestran que el grado de solapamiento de la dieta del lobo marino común con las capturas de las pesquerías de cerco y la flota de arrastre, por separado, fue bajo. Por otro lado, considerando ambas flotas, tanto para la Región de Valparaíso como la Región del BioBío, el grado de solapamiento fue medio, siendo levemente mayor en la región del BioBío para la flota de cerco, y mayor en la Región de Valparaíso para la flota de arrastre.

Objetivo Específico N° 3. Seleccionar metodologías costo-efectivas para a través de simulaciones, permita estimar mortalidad, tanto por depredación del lobo marino común, como por la actividad pesquera, sobre los recursos-presas, para los cuales existen antecedentes de sobreposición trófica con el lobo de mar común.

Existe una amplia gama enfoques de modelación para analizar cuantitativamente el impacto que tienen factores como la abundancia de depredadores y la actividad pesquera sobre la mortalidad total de especies recurso. Existen modelos estáticos, con dinámica temporal, y dinámica temporal y espacial. Con respecto al número de especies y flotas que pueden incluir, existen modelos que se enfocan en pocos grupos, niveles tróficos y flotas, mientras que otros no tienen límite en la cantidad de grupos funcionales y flotas que pueden incluirse, y abarcan todos los niveles tróficos. En términos de las interacciones tróficas, algunos modelos se basan en las ecuaciones del modelo de Lotka-Volterra, mientras que otros permiten evaluar otras hipótesis de regulación o control entre predadores y presas (e.g. *top-down* y *bottom-up*). Ningún modelo es superior a sus competidores en todos los aspectos de interés de un ecosistema. Sin embargo, se trabajó con Ecopath with Ecosim, ya que: i) Es uno de los modelos con mayores potencialidades para entregar asesoría científica para manejo pesquero con enfoque ecosistémico, permitiendo construir representaciones estáticas y dinámicas del ecosistema, lo que permite estimar consumo y mortalidad de cada predador sobre cada presa en un período de tiempo determinado y también su dinámica temporal; ii) Los modelos con dinámica temporal Ecosim permitieron simular escenarios pesqueros y

ecológicos realistas; iii) permite incluir muchos grupos y flotas, y abarca todos los niveles tróficos del ecosistema, lo que permite comparar el consumo y mortalidad causados por predadores y compararlos con las pesquerías o flotas; iv) permite evaluar la dinámica predador-presa considerando las principales hipótesis de respuesta funcional y de control trófico (e.g., descendente o *top-down*, ascendente o *bottom-up*, y cintura de avispa o *wasp-waist*).

Objetivo Específico N° 4. Evaluar los impactos potenciales de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común (mortalidad por depredación) y de las capturas pesqueras (mortalidad por pesca) sobre la mortalidad y biomasa explotable de los stocks que sustentan las pesquerías en Chile que operan sobre presas del lobo marino común.

Se construyó cuatro modelos cuantitativos que representaron las tramas tróficas de las principales macrozonas pesqueras de Chile, a saber: zona norte, centro-norte, centro-sur, y mar interior de Chiloé. Los modelos se construyeron usando el software Ecopath with Ecosim. Los modelos se ajustaron a series de observaciones (biomasas, abundancia) disponibles para evaluar en el tiempo la mortalidad por depredación (por lobo marino común y otros predadores), la mortalidad por pesca y la mortalidad total. Posteriormente, los modelos fueron proyectados hacia el futuro desde el período actual y se evaluó los impactos de la disminución de biomasa de lobo marino, así como aumento y disminución en la captura de recursos pesqueros. Los resultados indicaron que i) los lobos marinos son uno de varios predadores que se alimentan de especies recurso en las zonas norte, centro-norte, centro-sur, y sur de Chile, i) En general, la principal fuente de mortalidad por depredación en stocks pesqueros de las zonas estudiadas no correspondió a lobos marinos, sino que a otros depredadores. La excepción podría ser el caso de merluza del sur adultos en la zona del mar interior región de Los Lagos, donde la mortalidad por predación por lobo marino podría ser la principal fuente de mortalidad por depredación y tener una magnitud similar a la mortalidad por pesca. Sin embargo, esto puede ser un artefacto del modelo ya que se consideró como predadores de merluza del sur adultos sólo al lobo marino común y al lobo fino y, por otro lado, la mortalidad por pesca de merluza del sur podría estar fuertemente subestimada ya que ésta se calculó a partir de los desembarques oficiales y no de las capturas que se han estimado en varias veces los desembarques; iii) en los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron variables entre años y entre edades/tallas, iv) en los

stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron menores (un orden de magnitud) que la mortalidad por pesca, salvo el caso de la zona del mar interior ya explicada; v) la depredación por lobos marinos podría ser importante en especies costeras no reguladas (peces e invertebrados). Sin embargo, en esas especies los desembarques (y la mortalidad por pesca) pueden estar fuertemente subestimados. Las simulaciones usando Ecosim indicaron que: i) cambios moderados e intensos en la abundancia/biomasa de lobos marinos parecen menos importantes al nivel del ecosistema que cambios en la captura (mortalidad por pesca) en stocks pesqueros claves; ii) los impactos indirectos que resultan de cambios en la biomasa del lobo marino son más importantes, menos intuitivos e incluso contraproducentes comparados con los impactos tróficos directos (i.e., la remoción de lobo marino no aumenta la biomasa y captura de stocks pesqueros, sino que podría beneficiar a otros predadores que compiten con el lobo marino).

Objetivo Específico N° 5. Generar recomendaciones sobre como considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.

Basándonos en la experiencia internacional comparada, la integración y síntesis de los resultados de los objetivos específicos de este proyecto, más los resultados de un taller de expertos nacionales e internacionales, se propone recomendaciones sobre cómo considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico. Sin embargo, la metodología aplicada incorporó a otros predadores marinos (aves, cetáceos, condriictos), por lo que también se los incluye en nuestras recomendaciones. La primera recomendación que emerge de este estudio es la necesidad de financiar estudios que ayuden a cerrar la brecha de conocimiento sobre el rol de predadores distintos del lobo marino común en el ecosistema. La información ecotrófica clave que se requiere para estos predadores corresponde a i) estimaciones de abundancia y biomasa, ii) composición de la dieta en peso, y iii) tasas de consumo de alimento y de producción. La segunda recomendación corresponde a evaluar los impactos de la mortalidad natural variable sobre la dinámica de stocks donde la mortalidad por depredación resultó relativamente alta y/o de magnitud similar a la mortalidad por pesca. La tercera recomendación dice relación con evaluar la depredación sobre

agregaciones (e.g., desovantes) de especies objetivo que podrían ser afectadas por este proceso. Estos son efectos acotados en el tiempo y espacio, pero que podrían afectar la dinámica local de algunos stocks. La cuarta recomendación indica que, en el marco de la aplicación del manejo pesquero con enfoque precautorio y con enfoque ecosistémico, la población de lobos marinos debería regularse naturalmente, ya que sacrificar individuos de esta especie no asegura que la biomasa y las capturas de los stocks pesqueros se incrementen. De hecho, en algunos casos la biomasa de especies objetivo podría incluso disminuir.

La implementación del enfoque ecosistémico para pesquerías requiere información y herramientas que van más allá de la data y modelos usados rutinariamente en evaluación de stock. En la actualidad existen metodologías para abordar estas preguntas (e.g., el enfoque Ecopath with Ecosim usado en este proyecto), pero sus resultados dependen fuertemente de la información disponible y del período de tiempo analizado. Además, los ecosistemas no son estáticos, por lo que estos resultados deberían revisarse en cuanto nueva información del ecosistema esté disponible.

Las conclusiones del proyecto son las siguientes:

- La interacción operacional entre lobos marinos (y depredadores como aves, cetáceos mayores y menores, focas, reptiles y tiburones) con la pesca es un fenómeno mundial. Los otáridos y cetáceos presentan mayor interacción con pesca y acuicultura, pero también tienen mayor mortalidad incidental. Las tasas de consumo de especies recurso varía entre los distintos predadores (lobos >> cetáceos > aves), pero la remoción que generan sobre los recursos pesqueros es marginal comparada con las capturas.
- El análisis de fecas indicó que para el período 2019-2020, las presas más importantes en la dieta del lobo marino común en la zona central (regiones de Valparaíso, Ñuble y Biobío) fueron merluza común, anchoveta y jurel. Sin embargo, también se observó la presencia de calamar patagónico, jibia o calamar de Humboldt, y langostino colorado. Se destaca la presencia de asteroideos como un nuevo ítem alimentario para el lobo marino común.

- El análisis de isótopos estables indicó que para el período 2020-2021, las presas más relevantes en la dieta del lobo marino común en la zona central (regiones de Valparaíso, Ñuble y Biobío) fueron el grupo funcional jurel/jibia, sierra, merluza común, y merluza de cola. Tanto machos como hembras mostraron una composición similar de la dieta.
- El grado de solapamiento de la dieta del lobo marino común comparado con las capturas de las pesquerías de cerco y la flota de arrastre, por separado, fue bajo. Considerando ambas flotas, tanto para la Región de Valparaíso como la Región del BioBío, el grado de solapamiento fue medio, siendo levemente mayor en la región del BioBío para la flota de cerco y levemente mayor en la Región de Valparaíso para la flota de arrastre.
- Los modelos Ecológicos construidos para las áreas de estudio usando el software Ecopath with Ecosim indicaron que: i) El lobo marino común es uno de los muchos depredadores que se alimentan de los recursos pesqueros que sustentan las pesquerías en el norte, centro y sur de Chile; ii) La principal fuente de mortalidad por depredación (M2) de las poblaciones de peces no sería generada por el lobo marino común, sino que por otros depredadores del sistema (la excepción podría ser la merluza del sur en el mar interior de la región de Los Lagos); iii) En los stocks más importantes, M2 por lobo marino común (y probablemente M2 total) fue variable tanto en años como en grupos de edad / tamaño, pero fue baja (normalmente un orden de magnitud) en comparación con la mortalidad por pesca (la excepción podría ser la merluza del sur en el mar interior de la región de Los Lagos).
- Las simulaciones realizadas con Ecopath with Ecosim para las áreas de estudio indicaron que: i) cambios moderados e intensos en la abundancia/biomasa de lobo marino común parecen menos importantes a nivel del ecosistema que cambios en la captura (mortalidad por pesca) en stocks pesqueros claves; ii) los impactos tróficos indirectos que resultan de la disminución de la biomasa del lobo marino común en las áreas de estudio serían más importantes, menos intuitivos e incluso contraproducentes comparados con los impactos tróficos directos (i.e., la disminución de la biomasa de este predador no resultó en

aumento en la biomasa y captura de stocks pesqueros, sino que en aumento en la biomasa de otros depredadores que compiten con el lobo marino común).

- La información presentada en este estudio es la mejor información científica disponible a la fecha e indica que no existen razones ecológicas o de manejo para aplicar acciones letales para controlar la población de lobo marino. Esto porque su contribución a la mortalidad en especies recurso es poco importante comparada con la mortalidad que ejercerían otros predadores y la pesquería, que es la principal fuente de mortalidad. Sí se recomienda evaluar el efecto de mortalidad natural variable en los stocks que mostraron una mortalidad por depredación importante, así como continuar y expandir el monitoreo de las poblaciones de depredadores marinos incluyendo información de su dieta.

ABSTRACT

This document corresponds to the final report of the FIPA 2018-55 project entitled "Evaluation of the influence of the common sea lion on the natural mortality of target species of Chilean fisheries" and presents all the results and activities committed in the Technical Offer of the University of Concepción. The general objective of the project is to "Evaluate the influence by predation of the common sea lion on the natural mortality of the main target species of Chilean fisheries".

The results by specific objective are summarized below.

Specific objective N° 1: To carry out a review, compilation and analysis of international research that can provide knowledge on the effects of the predation of otarids and ecologically homologous species on fish stocks, assuming this effect as part of the natural mortality to which these fishery resources are subjected.

The bibliographic review describes the operational interaction between sea lions and related species in Chile, Ecuador, Uruguay, Brazil, Argentina and the southern circumpolar area. The interaction of species of birds, mammals, reptiles and sharks, which have been described as species that actively interact with fishing and aquaculture activities, was also analyzed. Most studies mention interaction between this marine fauna and industrial fishing activity (both purse seine and trawl), fewer studies indicate interactions with artisanal fisheries (purse seine, gill, longline, hand line), and only a few describe interaction with salmon farming. The sea lions preyed on the catches, although this behavior is also described in larger cetaceans and sharks. Incidental mortality was recorded in 44% of the consulted references, where 36% of affected species was sea lions (common sea lions and southern fur seal), 45% dolphins, 9% sea turtles, and 9% sea birds. Results of ecological models that included sea lions and homologous predator species were reviewed, collecting data on their diet and consumption. In general, the species consumed by sea lion species and similar predators are of commercial importance. From the analyzed models, it was possible to obtain the consumption rate per prey species, mortality due to predation that they exert on their prey (M2) and the residual natural mortality independent of predation (M0). The main documents reviewed are attached to this report as an electronic dossier.

Specific objective N° 2: To review, update and generate information on trophic interactions (impacts of predation) between the common sea lion and the target resources that support fisheries in the northern, central and southern areas of Chile.

To determine the composition of the common sea lion's diet by means of fecal analysis, 256 fecal samples were collected from Montemar (Valparaíso), Punta Curaumilla (Valparaíso), Cobquecura (Ñuble) and Chome (Bio-Bio), during the spring of 2019 and 2020. The sampling for stable isotopes was carried out in the summer season after the fecal sampling. In the Valparaíso region, the sampling was carried out in Punta Curaumilla in March 2020 and February 2021. In the Ñuble Region, the sampling was carried out in Cobquecura in January 2020 and March 2021, while in the Bío-Bío Region the sampling was carried out in the La Isla colony in the town of Chome in January 2020 (due to COVID-19 pandemic conditions it was not possible to obtain samples from this locality in 2021). According to the analysis of feces, the most important prey in the diet of the common sea lion are common hake, anchovy and jack mackerel, with the presence of Patagonian squid, Humboldt squid and red prawn with relative importance indices up to 80.0% in the case of common hake, 59.9% for anchovy, and 54.0% in the case of jack mackerel. The presence of asteroids is highlighted as a new item described in the diet of the common sea lion.

The diet estimation based on the analysis of stable isotopes yielded similar results, highlighting the cuttlefish-horse mackerel group, snoek, common hake and hoki as the main prey that compose the diet of the common sea lion. Both males and females showed a similar diet composition. For the year 2019, the sea lions from Chome and Curaumilla showed a diet with greater amplitude than those of Cobquecura, which suggests a greater diversity of prey species in their diet. However, for the year 2020 the amplitudes are similar. When comparing the isotopic values of males and females, it is found that by 2019 the males were found significantly more enriched in $\delta^{15}\text{N}$ than subadult males and adult females. However, by 2020 both sexes show similar values of this isotope.

Regarding the overlap with fishing activities, the results show that the overlap degree of the common sea lion diet with the catches of the purse-seine fisheries and the trawl fleet, separately, is low. On the other hand, considering both fleets, both for the Valparaíso Region and the BioBío

Region, the degree of overlap is considered medium, being slightly higher in the BioBío region for the purse seine fleet, and higher in the Valparaíso Region for the trawling fleet.

Specific objective N° 3. To select cost-effective methodologies through simulations, to estimate mortality, both by predation of the common sea lion, and by fishing activity, on resources-prey, for which there is a history of trophic overlap with the wolf of common sea.

There is a wide range of modeling approaches to quantitatively analyze the impact that factors such as predator abundance and fishing activity have on the total mortality of resource species. There are static models, time varying models, and models that can vary in time and space. Regarding the number of species and fleets that can be included, there are models that focus on few groups, trophic levels and fleets, while others have no limitation and cover all trophic levels. In terms of trophic interactions, some models are based on the equations of the Lotka-Volterra model, while others allow the evaluation of other hypotheses of regulation or control between predators and prey (e.g. top-down and bottom-up). No model is superior to its competitors in all aspects of an ecosystem. However, we selected Ecopath with Ecosim, since: i) it is one of the models with the greatest potential to provide scientific advice for fisheries management with an ecosystem approach, allowing the construction of static and dynamic representations of the ecosystem, which allows estimating consumption and mortality of each predator on each prey in a given period of time and also its change over time, and ii) the Ecosim models with temporal dynamics allowed to simulate realistic fishing and ecological scenarios; iii) it allows to include many groups and fleets, and covers all the trophic levels of the ecosystem, which allows to compare the consumption and mortality caused by predators with the impact of fisheries or fleets; iv) allows evaluating predator-prey dynamics considering the main hypotheses of functional response and trophic control (e.g., descending or *top-down*, ascending or *bottom-up*, and *wasp-waist*).

Specific objective N° 4. To Evaluate the potential impacts of changes in the population size of the common sea lion (mortality due to predation) and of fishing catches (fishing mortality) on the mortality and exploitable biomass of the stocks that support the fisheries in Chile that operate on prey of the common sea lion.

We built quantitative models of the trophic webs of the main fishing macrozones of Chile, namely: north, center-north, center-south, and the interior sea of Chiloé. The models were built using the Ecopath with Ecosim software. The models were adjusted to series of observations (biomass, abundance) available in order to evaluate predation mortality (by common sea lion and other predators), fishing mortality and total mortality over time. Subsequently, the models were projected into the future from the current period and the impacts of a decrease in sea lion biomass, as well as an increase and decrease in the capture of fishery resources, were evaluated. The results indicate that i) sea lions are one of several predators that feed on fishing resources in the northern, central-north, central-south, and southern areas of Chile, ii) the main source of mortality due to predation in fish stocks of the studied areas did not correspond to sea lions, but to other predators, iii) in the most important stocks, mortality due to predation by sea lions and mortality due to total predation were variable between years and between ages / sizes, iv) in the most important stocks, the mortality by predation by sea lions and the mortality by total predation were lower (by one order of magnitude) than the mortality by fishing, v) the predation by sea lions could be important in unregulated coastal species (fish and invertebrates). However, for these species, landings (and fishing mortality) may be strongly underestimated. Simulations using Ecosim indicated that i) moderate and intense changes in sea lion abundance / biomass appear less important at the ecosystem level than changes in catch (fishing mortality) in key fish stocks, ii) indirect impacts resulting from changes in sea lion biomass are more important, less intuitive and even counterproductive compared to direct trophic impacts (i.e., removal of sea lion does not increase biomass (and catches) of fish stocks, but could benefit other predators that compete with the sea lion).

Specific objective N° 5. To generate recommendations on how to consider predation by the common sea lion in the dynamics of stocks that support national fisheries and in management under an ecosystem approach.

Based on the comparative international experience, the integration and synthesis of the results of the specific objectives of this project, plus the results of a workshop of national and international experts, recommendations emerged on how to consider predation by the common sea lion in the dynamics of stocks that support national fisheries and in management under an ecosystem

approach. However, the applied methodology incorporated other marine predators (birds, cetaceans, chondrichthyans), which is why they are also included in our recommendations. The first recommendation that emerges from this study is the need to fund studies that help close the knowledge gap about the role of predators other than the common sea lion in the ecosystem. The key ecotrophic information required for these predators corresponds to i) abundance and biomass estimates, ii) diet composition by weight, and ii) feed consumption and production rates. The second recommendation corresponds to evaluating the impacts of variable natural mortality on the dynamics of stocks where predation mortality was relatively high and / or of a similar magnitude to fishing mortality. The third recommendation is related to evaluating predation on aggregations (e.g., spawning) of target species that could be affected by this process. These are limited effects in time and space, but that could affect the local dynamics of some stocks. The fourth recommendation indicates that, within the framework of the application of fisheries management with a precautionary approach and with an ecosystem approach, the population of sea lions should be regulated naturally, since killing individuals of this species does not ensure that the biomass and catches of the stocks fishing boats to increase. In fact, in some cases the biomass of target species could even decrease.

The implementation of the ecosystem approach to fisheries requires information and tools that go beyond the data and models used routinely in stock assessment. Currently there are methodologies to address these questions (e.g., the Ecopath with Ecosim approach used in this project), but their results depend heavily on the information available and the time period analyzed. Furthermore, ecosystems are not static, so these results should be reviewed as new ecosystem information becomes available.

The conclusions of the project are as follows:

- The operational interaction between sea lions (and predators such as birds, large and minor cetaceans, seals, reptiles and sharks) with fishing is a global phenomenon. Otariidae and cetaceans have a greater interaction with fishing and aquaculture, but also greater incidental mortality. The consumption rates of resource species vary between

predators (sea lions >> cetaceans> birds), but the removal they generate on the fishing resources is marginal compared to the captures.

- The fecal analysis indicated that for the 2019-2020 period, the most important prey in the diet of the common sea lion in the central zone (Valparaíso, Ñuble and Biobío regions) were common hake, anchovy and horse mackerel. However, the presence of Patagonian squid, jumbo squid or Humboldt squid, and red shrimp was also observed. The presence of asteroids is highlighted as a new food item for the common sea lion.
- The stable isotope analysis indicated that for the period 2019-2020, the most relevant prey in the diet of the common sea lion in the central zone (regions of Valparaíso, Ñuble and Biobío) were the functional group horse mackerel / jumbo squid, snook, common hake, and hoki. The diet composition of males and females was similar.
- The degree of overlap of the diet of the common sea lion compared with the catches of the purse-seine fisheries and the trawl fleet, separately, was rather low. Considering both fleets, for both the Valparaíso Region and the BioBío Region, the degree of overlap was medium, being slightly greater in the BioBío region for the purse seine fleet and slightly greater in the Valparaíso Region for the trawl fleet.
- Ecological models built for the study areas using Ecopath with Ecosim indicated that: i) The common sea lion is one of the many predators that feed on the fishery resources that support the fisheries in the north, center and south of Chile; ii) The main source of predation mortality (M2) of fish populations would not be generated by the common sea lion, but by other predators in the system; iii) In the most important stocks, M2 per common sea lion (and probably total M2) was variable in both years and age / size groups, but was low (usually an order of magnitude) compared to fishing mortality.
- Simulations carried out with Ecopath with Ecosim for the study areas indicated that: i) moderate and intense changes in the abundance / biomass of common sea lions seem less important at the ecosystem level than changes in the catch (fishing mortality) in key

fishing stocks; ii) the indirect trophic impacts resulting from the decrease in the biomass of the common sea lion in the study areas would be more important, less intuitive and even counterproductive compared to the direct trophic impacts (i.e., the decrease in the biomass of this predator does not result in an increase in biomass and capture of fish stocks, but rather an increase in the biomass of other predators that compete with the common sea lion).

- The information presented in this study is the best scientific information available to date and indicates that there are no ecological or management reasons to apply lethal actions to control the sea lion population. This is because its contribution to mortality in resource species is less important compared to the mortality exerted by other predators and the fishery, which is the main source of mortality. It is recommended to evaluate the effect of variable natural mortality on stocks that showed significant predation mortality, as well as to continue and expand the monitoring of marine predator populations including information on their diet.

1. Objetivos

1.1. Objetivo General

Evaluar la influencia por depredación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las pesquerías chilenas.

1.2. Objetivo Específicos

- 1.2.1. Realizar una revisión, compilación y análisis de la investigación internacional que pueda proveer conocimiento sobre los efectos de la depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros, asumiendo este efecto como parte de la mortalidad natural a que están sujetas estas especies-recurso.
- 1.2.2. Revisar, actualizar y generar información sobre las interacciones tróficas (impactos de la depredación) entre el lobo marino común y los recursos objetivo que sustentan pesquerías en las zonas norte, centro y sur de Chile.
- 1.2.3. Seleccionar metodologías costo-efectivas para a través de simulaciones, permita estimar mortalidad, tanto por depredación del lobo marino común, como por la actividad pesquera, sobre los recursos-presas, para los cuales existen antecedentes de sobreposición trófica con el lobo de mar común.
- 1.2.4. Evaluar los impactos potenciales de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común (mortalidad por depredación) y de las capturas pesqueras (mortalidad por pesca) sobre la mortalidad y biomasa explotable de los stocks que sustentan las pesquerías en Chile que operan sobre presas del lobo marino común.
- 1.2.5. Generar recomendaciones sobre como considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.

2. Antecedentes

A nivel global existe controversia sobre el impacto de depredadores como los Otáridos sobre el agotamiento y falta de recuperación en stocks pesqueros. Algunos estudios indican que es poco plausible que la depredación por estas especies afecte a las pesquerías (Houle *et al.*, 2015), mientras que otros indican que podría llegar a ser importante en algunos stocks (Trijoulet *et al.*, 2018). Esto hace necesario establecer cuál es la visión que predomina en la literatura nacional e internacional y conocer el real impacto de estos mamíferos marinos en comparación con especies competidoras o pertenecientes a su gremio ecológico.

Juntamente con ello, se ha descrito que los mamíferos marinos y las pesquerías experimentan interacciones definidas como “operacionales” y “biológicas” (Wickens, 1995). Las primeras ocurren durante las actividades pesqueras y provocan algún daño a las pesquerías debido a las pérdidas y daños a las capturas y artes. Por otra parte, las interacciones biológicas ocurren por el uso del mismo recurso por ambas partes, resultando en una competencia potencial (Lavigne, 2003). Dado que existe una importante cantidad de trabajos científicos que ponen en evidencia esta problemática tanto para lobos marinos como otras especies, se hace necesario conocer el impacto real descrito a través de trabajos científicos realizados a nivel nacional y global.

El lobo marino común (LMC), *Otaria byronia*, constituye la especie de otárido más conspicua de la costa de Chile, y durante los últimos años existe un aumento de la interacción entre este depredador y las flotas pesqueras artesanales e industriales. Los factores que explicarían este fenómeno no son del todo claros, pero podrían relacionarse con la sobreexplotación e incluso colapso de recursos pesqueros que constituyen parte de su dieta natural y que habría llevado al lobo marino a buscar alimento de manera oportunista desde las actividades de la pesca. Al año 2017, de las 26 principales pesquerías (donde los Comités Científicos definieron el estatus en base a puntos biológicos de referencia, PBR), 8 se encuentran en estado de plena explotación, 8 sobreexplotación, 8 agotada o colapsada y sólo una en estado de subexplotación (Subpesca, 2020). Entonces, conocer el impacto del lobo marino y las especies pertenecientes a su gremio permitirá precisar el impacto de este mamífero sobre la dinámica de stocks pesqueros a través de la mortalidad por depredación.

3. Metodología de trabajo

3.1. Objetivo Específico 1

Realizar una revisión, compilación y análisis de la investigación internacional que pueda proveer conocimiento sobre los efectos de la depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros, asumiendo este efecto como parte de la mortalidad natural a que están sujetas estas especies-recurso.

3.1.1. Metodología

Para recoger la experiencia internacional sobre la interacción de los otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre los stocks pesqueros, en particular la interacción trófica y evaluación de los efectos de tal interacción sobre la estimación de la mortalidad natural en recursos que son presas, se revisó la bibliografía científica y 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 el año 1971, con una actualización mensual de 3700 archivos. A partir del año 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 el año 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/>).
- Springerlink: 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 y, basándose en casos de estudio. 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.

3.1.2. Competencia entre especies depredadoras y las pesquerías

Se realizó un meta-análisis de los estudios ecosistémicos encontrados en la revisión bibliográfica de la sección anterior y aplicados a pesquerías del mundo basados en modelos publicados usando el software Ecopath with Ecosim. De estos estudios, se seleccionaron sólo aquellos que incluyeron entre sus grupos funcionales a otáridos como parte del gremio de depredadores tróficos que consumen recursos pesqueros capturados tanto por flotas artesanales como flotas industriales. A partir de esta información, se seleccionaron 6 variables que describen distintos aspectos ecológicos de la interacción pesca-gremio (I_{P-G}), a saber:

- Biomasa del gremio trófico (B_G) al que pertenece los otáridos
- Biomasa de otáridos (B_O)
- Consumo-pesca del gremio trófico (Q/B_G) al que pertenece los otáridos
- Consumo-pesca de otáridos (Q/B_O)
- Número de niveles tróficos del ecosistema (tamaño funcional) (TE_N)
- Superficie área de estudio (tamaño espacial) (TE_S)

En otras palabras, caracterizó la probable competencia entre las actividades pesqueras y el gremio de depredadores que utiliza los recursos pesqueros ícticos como ítem alimenticio, incluidas las especies de la familia Otariidae.

Los elementos diagonales de la [Tabla 1](#) describen cada una de estas variables. Debido a que B_G y B_O se expresan en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2}$, la interacción entre ambos factores ($B_G \cdot B_O$) constituye una variable pareada que refleja la denso-dependencia competitiva de I_{P-G} . Además de la cantidad de competidores tróficos en el ecosistema, la I_{P-G} puede estar representada por la eficiencia competitiva del gremio. De este modo, la interacción entre Q/B_G y Q/B_O corresponde a un descriptor del desempeño competitivo de la I_{P-G} estimado a través del consumo de las presas pesqueras. La interacción entre el número de niveles tróficos y el tamaño espacial del ecosistema ($TE_N \cdot TE_S$) constituye un descriptor del contexto ambiental de la I_{P-G} basado en la complejidad del ecosistema. También es posible describir respuestas de I_{P-G} en función de interacciones más complejas. Por ejemplo, la interacción entre factores denso-dependientes y de desempeño competitivo entregan un panorama integral del rol de la competencia en la expresión del I_{P-G} . Por

su parte, la interacción entre los descriptores de competencia y complejidad ecosistémica permiten evaluar potenciales efectos sinérgicos en la I_{P-G} derivados de las características de la competencia y las características del hábitat (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen descriptivo de las variables extraídas de los estudios de modelamiento ecosistémico. Los elementos diagonales (cuadros grises) describen las variables de manera univariada, Mientras que los elementos no diagonales representan a descriptores de interacciones pareadas (cuadros azules) y de interacciones más complejas (cuadros rojos).

	B_G	B_O	Q/B_G	Q/B_O	TE_N	TE_S
B_G	Biomasa del gremio trófico al que pertenece otáridos					
B_O	Denso-dependencia de la interacción	Biomasa de otáridos				
Q/B_G	Efecto integrado de la competencia		Consumo pesca del gremio trófico al que pertenece los otáridos			
Q/B_O			Desempeño competitivo de la interacción	Consumo pesca de otáridos		
TE_N	Efecto sinérgico de la competencia y la complejidad ecosistémica				Número de niveles tróficos del ecosistema (Tamaño funcional)	
TE_S					Complejidad ecosistémica de la interacción	Superficie área de estudio (Tamaño espacial)

Se aplicó un enfoque de Modelo Aditivo Generalizado basado en regresión logística y ANOVA *i.e.*, *smooth ANOVA logistic regression model* o sArl (Wood, 2017) para evaluar el ajuste de 14 modelos que explican la I_{P-G} bajo distintos escenarios ecológicos. En términos generales, los modelos GAM ajustan lo esperado a la variación observada en los predictores a través de funciones que generan curvaturas suaves (o *smooths*) en el modelo lineal. De este modo, las respuestas de los modelos GAM son predictores lineales que resumen la suma de todas las funciones de *smooth* de describen la covariación de las variables originales (Hastie & Tibshinari, 1986, 1990). Se ajustó una regresión logística aditiva debido a que el tipo de pesca es una variable de respuesta con

distribución binomial cuyas categorías son artesanal e industrial. Además, todos los modelos mantienen una estructura de ANOVA debido a que descompone la variación asignando diferentes funciones de *smooth* para los factores principales y para las interacciones entre factores (Wood, 2017). La expresión general de un modelo sArl es del tipo:

$$\text{logit}(R) = f_1(A) + f_2(B) + f_3(A, B) + \varepsilon$$

donde f_1 y f_2 son las funciones *smooth* para los factores principales A y B respectivamente, f_3 corresponde a la función *smooth* de la interacción de ambos factores y, ε es el error residual del modelo.

De este modo, el grupo de modelos más simples evalúan en efecto univariado y el efecto aditivo de cada una de las variables predictoras. Después emerge un grupo de variables modelos de interacciones pareadas que evalúan de manera individual y aditiva los efectos de las interacciones que describen las características denso-dependientes de la competencia, el desempeño competitivo del gremio trófico y las características ecosistémicas del ambiente donde ocurre la interacción competitiva. Dos modelos adicionales evalúan el efecto aditivo de estos componentes de la IP-G y el efecto de ambos componentes de competencia (denso-dependencia y desempeño) de manera integrada. Finalmente, se construyó dos modelos que mezclan los componentes competitivos y ambientales de manera separada e integrada a través de modelos de competencia-ecosistema aditivos y de interacción respectivamente (Tabla 2).

Los términos *smooth* de los modelos fueron estimados con función *thin-spline* (s) en el caso de los predictores principales (Wood, 2003) y función de tensores de producto total (te) o tensores de productos de interacción (ti), según la función que maximice el likelihood del modelo, en el caso de las interacciones de variables predictoras (Wood, 2006; 2017). Basado en el valor de Maximum Likelihood de cada modelo, se estimó el ajuste de cada modelo usando el valor de criterio de Información de Akaike corregido por el número de parámetros para muestras finitas (AICc: Hurvich & Tsai, 1989).

Tabla 2. Expresiones y descripciones de los modelos sArl aplicados en este estudio

Modelo		Descripción
Modelos univariados	$logit(pesca) = f(B_G) + \varepsilon$	Efecto univariado de cada variable predictora
	$logit(pesca) = f(B_O) + \varepsilon$	
	$logit(pesca) = f(Q/B_G) + \varepsilon$	
	$logit(pesca) = f(Q/B_O) + \varepsilon$	
	$logit(pesca) = f(TE_N) + \varepsilon$	
	$logit(pesca) = f(TE_S) + \varepsilon$	
Modelo simple aditivo	$logit(pesca) = \left[\sum_{i=1}^6 f_i(V_i) \right] + \varepsilon$	Efecto aditivo de las variables predictoras
Modelo de denso-dependencia competitiva	$logit(pesca) = f(B_G, B_O) + \varepsilon$	Evalúa el efecto de la interacción entre las variables de biomasa como predictor de las características denso-dependientes de la competencia
Modelo de desempeño competitivo	$logit(pesca) = f\left(\frac{Q}{B_G}, \frac{Q}{B_O}\right) + \varepsilon$	Evalúa el efecto de la interacción entre los niveles de consumo de presas pesqueras como predictores de la eficiencia competitiva del gremio
Modelo de complejidad ecosistémica	$logit(pesca) = f(TE_N, TE_S) + \varepsilon$	Evalúa el efecto de la interacción entre el tamaño funcional y el tamaño espacial del ecosistema como predictores ambientales de la I _{P-G}
Modelo aditivo de interacciones pareadas	$logit(pesca) = f_1(B_G, B_O) + f_2\left(\frac{Q}{B_G}, \frac{Q}{B_O}\right) + f_3(TE_N, TE_S) + \varepsilon$	Evalúa el efecto aditivo de los predictores de denso-dependencia competitiva, de desempeño competitivo y de complejidad ecosistémica de la I _{P-G}
Modelo de competencia integrado	$logit(pesca) = f\left[(B_G, B_O), \left(\frac{Q}{B_G}, \frac{Q}{B_O}\right)\right] + \varepsilon$	Describe el efecto de la interacción entre las variables que describen la denso-dependencia competitiva y el desempeño competitivo
Modelo de competencia-ecosistema compartimentalizado	$logit(pesca) = f_1\left[(B_G, B_O), \left(\frac{Q}{B_G}, \frac{Q}{B_O}\right)\right] + f_2[(TE_N, TE_S)] + \varepsilon$	Describe el efecto aditivo de los predictores de competencia integrado y de complejidad ecosistémica
Modelo sinérgico de competencia-ecosistema	$logit(pesca) = f\left[(B_G, B_O), \left(\frac{Q}{B_G}, \frac{Q}{B_O}\right)\right], [(TE_N, TE_S)] + \varepsilon$	Describe el efecto integrado de la interacción entre los predictores de competencia (denso-dependientes y de desempeño) y los predictores de la complejidad ecosistémica

3.2. Objetivo Específico 2

Revisar, actualizar y generar información sobre las interacciones tróficas (impactos de la depredación) entre el lobo marino común y los recursos objetivo que sustentan pesquerías en las zonas norte, centro y sur de Chile.

3.2.1. Introducción

El estudio de la dieta de pinnípedos es particularmente difícil, debido a lo laborioso que resulta estudiarlos y/o manipularlos en su ambiente natural. Hasta hace algunas décadas, nuestro conocimiento respecto a su ecología trófica se basaba en lo que podía observarse en la superficie o cerca de la costa, y en el uso de métodos de estudio tradicionales, tales como los análisis de contenido estomacal o fecal. Aunque estas técnicas proveen información valiosa de la dieta, en general, sólo representan uno o dos eventos de alimentación (Bigg & Fawcett, 1985); además tienen tendencia a sobreestimar el contenido de presas que contienen partes duras, y dependen en gran medida de las distintas tasas de digestión de cada individuo (Dellinger & Trillmich, 1988; Gales & Cheal, 1992). Estas limitaciones dificultan la capacidad de los científicos para responder preguntas ecológicas más complejas, o de determinar tendencias a largo plazo. Por lo tanto, se hace necesario usar estas técnicas de estudio en conjunto con otras que provean información complementaria.

Actualmente, la implementación de nuevos métodos bioquímicos, tales como el análisis de isótopos estables, han hecho posible ampliar sustancialmente nuestro entendimiento de la ecología trófica de animales marinos. La técnica de isótopos estables se basa en el principio de que la dieta de un depredador se refleja en los patrones isotópicos de sus tejidos (Hooker *et al.*, 2001). Los valores isotópicos de un depredador están correlacionados con los de su presa, y cambian de manera predecible entre un nivel trófico y otro (Gannes *et al.*, 1997). De esta manera, es posible usar estas moléculas como marcadores tróficos para dilucidar la dieta de un consumidor.

La aplicación del análisis de isótopos estables en el lobo marino común (LMC) ha resultado en un mayor entendimiento de su dieta general en distintas zonas geográficas a través de su rango de distribución (Muñoz *et al.*, 2013; Zenteno *et al.*, 2015), además han ayudado a entender su posición

trófica dentro del ecosistema (Huckstadt *et al.*, 2007), y han identificado cambios de dieta en el tiempo (Zenteno *et al.*, 2015).

Sin embargo, dado que tanto el análisis de isótopos estables como el de contenido fecal poseen ventajas y limitaciones, en este objetivo se consideró estas dos técnicas de forma complementaria, de tal forma de obtener estimaciones precisas y confiables de la dieta del LMC.

3.2.2. Zonas de estudio y fechas de muestreo

De acuerdo con lo estipulado en la propuesta técnica, se trabajó en colonias del lobo marino común localizadas en la zona centro-sur del país, en particular colonias de la Región de Valparaíso, Ñuble y Biobío. Si bien la Región de Ñuble no estaba comprometida en la propuesta técnica, se consideró pertinente incluir la colonia de Cobquecura (perteneciente a la Región del Bío-Bío al momento de postular) debido a que: (1) es una colonia que cuenta con larga data histórica de estudios de dieta del lobo marino común y (2) es una colonia con un monitoreo permanente (desde el año 2008 y hasta la actualidad) por investigadores que son parte de este proyecto, por lo que se cuenta con bases sólidas de variaciones temporales de la abundancia de esta especie en esta localidad.

3.2.3. Revisión y actualización de información de la dieta del lobo marino común

3.2.3.1. Análisis de fecas. Recolección de muestras

Para el análisis de fecas, los muestreos fueron realizados en los meses de noviembre-diciembre de 2019 y septiembre-diciembre de 2020, durante la estación de primavera. Aunque originalmente se propuso muestrear en las estaciones de primavera de 2019 y otoño de 2020, las fechas y localidades del muestreo tuvieron que ser adaptadas de acuerdo con las medidas restrictivas impuestas por la contingencia nacional causada por la pandemia de covid-19, la cual imposibilitó la movilidad y la entrada temporal a las caletas para realizar la recolección. En particular, se presentaron dos inconvenientes: (1) no fue posible muestrear en otoño de 2020, y sólo fue posible movilizarse en

primavera de 2020, y (2) en el caso de Caleta Chome no fue posible embarcarse durante el año 2020 debido a que la caleta fue cerrada.

En la región de Valparaíso, se recolectaron muestras en dos localidades: Montemar ($32^{\circ}57'27''\text{S} - 71^{\circ}33'05''\text{W}$) y Punta Curaumilla ($33^{\circ}06'00''\text{S} - 71^{\circ}44'41,3''\text{W}$) (Figura 1), mientras que en las Regiones de Ñuble y Bío-Bío se recolectaron muestras en la localidad de La Isla ($36^{\circ}47'15''\text{S} - 73^{\circ}13'03''\text{W}$), en la localidad de Chome (Figura 2), y en Cobquecura ($36^{\circ}07'53''\text{S} - 72^{\circ}48'30,6''\text{W}$) e Iglesia de Piedra ($36^{\circ}05'39''\text{S} - 72^{\circ}48'27,7''\text{W}$), en la Región de Ñuble (Figura 3). Los muestreos fueron realizados por el equipo de trabajo del Laboratorio de Ecología Aplicada de la Universidad de Valparaíso, apoyados por operadores turísticos y pescadores artesanales locales.

El ingreso a la lobera de Montemar se realizó por uno de sus extremos, durante bajamar, mientras que a la lobera en Iglesia de Piedra debido a su localización se pudo acceder a pie desde la playa. Para las localidades de Punta Curaumilla, La Isla y Cobquecura, el ingreso a las colonias se realizó desde una embarcación menor, que fue aproximada con precaución hasta un punto que permitiese el desembarque y acceso de los investigadores a la lobera. Para cada caso, se buscó la menor intervención de las colonias, cuidando de no perturbar a la fauna presente.

La recolección de fecas se realizó utilizando espátulas y papel aluminio, almacenando las muestras en bolsas plásticas debidamente selladas y rotuladas (Figura 4). Se seleccionaron fecas que fuesen individualizadas de otras, procurando que fuesen frescas y consistentes. Las muestras fueron trasladadas al laboratorio de Ecología Aplicada, donde fueron congeladas para su procesamiento posterior.

De acuerdo con lo indicado en la Tabla 3, se recolectaron en total 256 muestras en las cinco loberías entre la Región de Valparaíso y la Región del Bío-Bío.

Tabla 3. Número de muestras de fecas de lobo marino común obtenidas en las regiones de Valparaíso, Ñuble y Bío-Bío durante la primavera de 2019 y 2020.

Región	Localidad	Lobera	Ubicación (Lat-Long)	Acceso	Fecha	N° de muestras	
Valparaíso	Reñaca	Montemar	32°57'27" S 71°33'05" W	Caminando por playa al	12/11/2019	21	
				costado de la Facultad de	30/11/2019	20	
				Ciencias del Mar y Recursos	27/10/2020	30	
				Naturales de la Universidad de	21/11/2020	20	
	Laguna Verde	Punta Curaumilla	33°06'00" S 71°44'41,3" W	En lancha desde Caleta	08/12/2019	32	
				Laguna Verde.	12/11/2020	41	
Ñuble	Cobquecura	Cobquecura	36°07'53" S 72°48'30,6" W	En lancha desde Caleta Taucú	22/11/2019	12	
				Isla de Piedra	Caminando hacia el norte	22/11/2019	25
					desde el sector conocido como	20/12/2020	28
Bío-Bío	Chome	La Isla	36°47'15" S – 73°13'03" W	En lancha desde Caleta	13/12/2019	27	
				Chome.			
					Total	256	



Figura 1. Vista de la Lobera de Montemar (arriba) y Punta Curaumilla (abajo), Región de Valparaíso.



Figura 2. Lobera La Isla en la localidad de Chome, Región del Biobío.

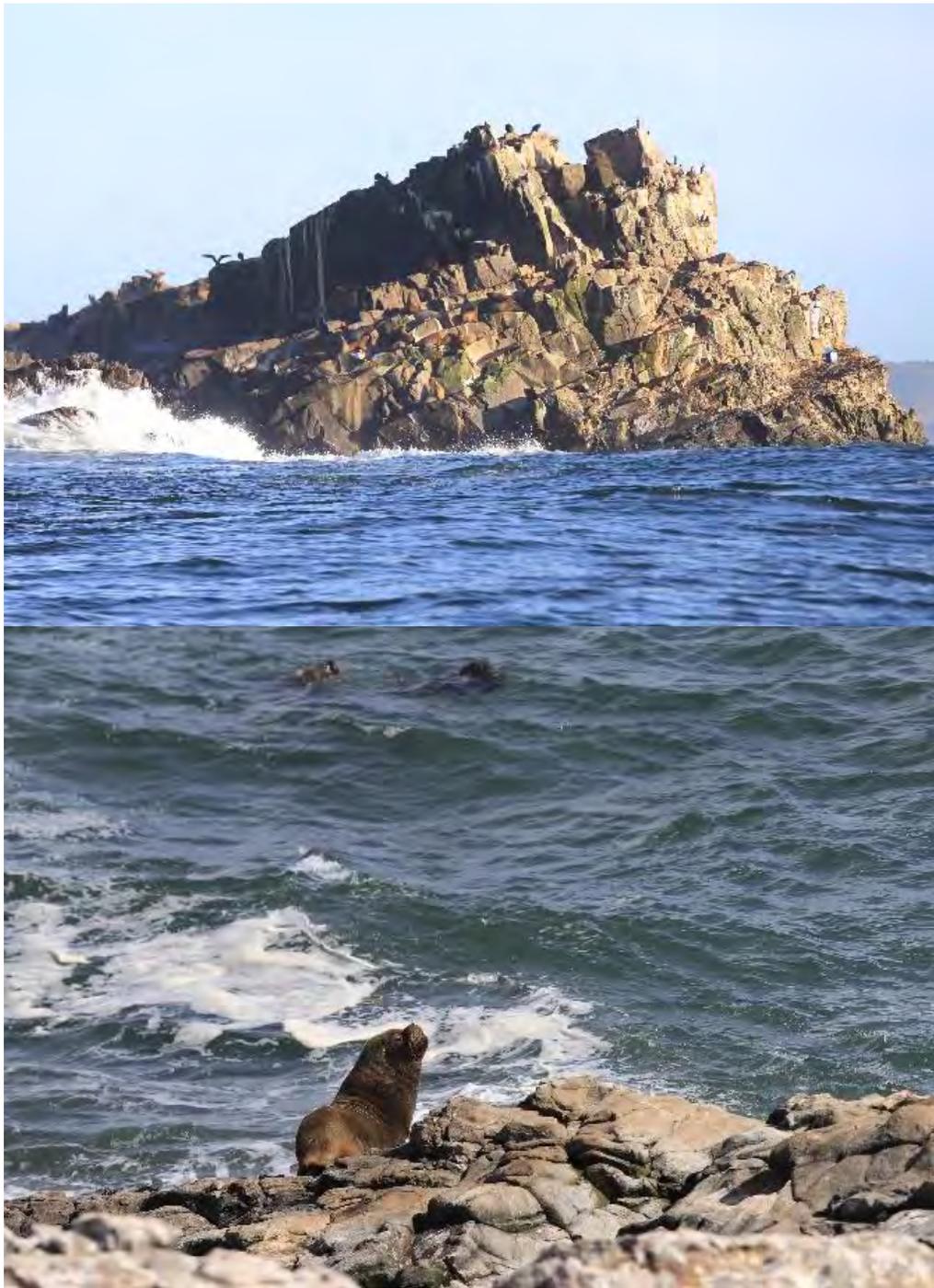


Figura 3. Lobos de Mar (arriba) e Iglesia de Piedra (abajo), Región del Ñuble.



Figura 4. Recolección de fecas en loberas de Chile Central durante la primavera de 2019. La foto inferior muestra las fecas depositadas en los roqueríos.

3.2.3.2. Procesamiento de las muestras

Una vez en el laboratorio, las muestras de fecas de lobos marinos se lavaron con agua de mar, en un tamiz de 1 mm de malla, con el fin de separar los restos de presas de la materia orgánica. Las partes duras (e.g. otolitos, vertebras, picos de cefalópodos, caparazones de crustáceos, etc.) fueron secadas en una estufa Memmert a 37°C por 2h para evitar crecimiento de microorganismos asociados a humedad y almacenadas en tubos criogénicos, mientras que los restos blandos (parásitos) fueron almacenados en etanol al 70% en tubos criogénicos.

3.2.4. Composición de la dieta del lobo marino común en base a las fecas

Para la determinación de las presas, los restos duros fueron analizados utilizando lupa estereoscópica e identificadas al nivel taxonómico más bajo posible utilizando literatura científica, manuales de identificación y literatura de osteología de peces (e.g. Pequeño & Inzunza, 1987; Inzunza & Pequeño, 1988; Montecinos, 1988, Jaramillo, 1989, Falabella *et al.*, 1995, Murillo, 1998, Bravo *et al.*, 1999, Aranís *et al.*, 2007, Silva & Pequeño, 2007). Adicionalmente, se contó con material de referencia de especies presa, obtenida del proyecto Fondecyt N° 11110081 en la Región de Los Lagos.

Para las estimaciones del tamaño de las presas, para los peces se midieron los otolitos intactos o con bajo grado de erosión, utilizando fotografías digitales y el software ImageJ. Para cada otolito se midió el largo, ancho y radio. El tamaño de las presas se estimó a partir de ecuaciones de regresión utilizando literatura disponible para estudios de dieta en lobos marinos. De modo similar, el peso se estimó a partir de regresiones entre la longitud total y el peso de la presa, obtenida a partir de la literatura científica disponible (Tabla 4).

La importancia relativa de las distintas especies presa fue evaluada utilizando el índice de Importancia Relativa (IIR) como:

$$IIR = (\%N + \%W) \cdot \%FO$$

donde %N es el número de individuos de cada presa en relación con el total de individuos de todas las especies presa; %W es el peso de cada presa respecto del peso de todas las presas; y %FO es la frecuencia de ocurrencia, calculada como el porcentaje de las muestras en que se encontró la presa determinada.

Para cada localidad, se comparó la variación temporal en la composición de la dieta del lobo marino utilizando tablas de contingencia de chi-cuadrado.

Tabla 4. Recopilación de regresiones entre longitud de otolito, longitud de presa y peso presa para cada especie identificada.

Nombre común	Nombre científico	Regresión entre longitud otolito y longitud presa	Regresión entre longitud y peso de presa	Fuente
Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i>	LT: 7.4 RO + 1.94	PT: 0.004762 LT ^{3.089973}	Cerna <i>et al.</i> 2011 Aranis <i>et al.</i> 2011
Bagre de mar	<i>Aphos porosus</i>	-	-	Cortés & Muñoz, G. 2008
Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	-	PT: 0.008802 LT ^{3.124264} PT: 0.015247 LT ^{2.942745}	Acuña <i>et al.</i> 2007
Cabinza	<i>Isacia conceptionis</i>	LT: 3.7418 RO ^{1.1452}	PT: 0.033258 LP ^{2.745777}	Goicochea <i>et al.</i> (2012) Acuña <i>et al.</i> 2007
Cojinoba	<i>Serirolella punctata</i>	-	PT: 0.05587 LT ^{2.604}	Arancibia <i>et al.</i> 2020
Congrio dorado	<i>Genypterus blacodes</i>	LT: 0.943955 RO ^{1.033805}	PT: 0.0012 LT ^{3.35768}	Tascheri <i>et al.</i> 2003
Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	LT: 0.0069 RO - 0.0484	PT: 0.016 LT ^{3.0167}	Cerna <i>et al.</i> 2016 Córdova <i>et al.</i> 2014
Lenguado	<i>Paralichthys adspersus</i>	LT: -7.378 + 1.464 RO	PT: 0.002 LT ^{3.502}	Ángeles & Mendo (2005) Kong <i>et al.</i> (1995) Ojeda <i>et al.</i> 1997
Merluza	<i>Merluccius gayi</i>	LT: -52.102811 + 6.497071 RO	PT: 0.004 LT ^{3.156}	Lillo <i>et al.</i> 2014
Pampanito	<i>Stromateus stellatus</i>	-	PT: 0.0235 LT ^{2.733}	Carocca & Chong (2010).
Pejerrey	<i>Odontesthes regia</i>	LT: -0.614 + 3.85 LO	PT: 0.008 LT ^{2.97}	Jahncke & Rivas. (1998) Pavez <i>et al.</i> 2008
Reineta	<i>Brama australis</i>	-	PT: 0.00274 LT ^{3.36}	Arancibia <i>et al.</i> 2017
Sardina	<i>Strangomera bentincki</i>	LT: 4.3 + 4.5 LO	PT: 0.00349 LT ^{3.25365}	Aranis <i>et al.</i> 2006
Calamar	<i>Loligo gahi</i>	-	-	Arancibia & Robotham (1984)
Jibia	<i>Dosidicus gayi</i>	-	PT: 0.00006 LDM ^{3.3933}	Lillo <i>et al.</i> 2017
Langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	-	-	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)
Asteroideo	<i>Asteroideo</i>	-	-	Garrido 2012

3.2.5. Análisis de isótopos estables

3.2.5.1. Obtención de muestras

Tal como se señaló en la Oferta Técnica, el muestreo de piel de lobos marinos debe realizarse entre 20 días a 3 meses después del período en el cual se pretenda determinar la composición de la dieta. Considerando que el muestreo de fecas se llevó a cabo en la estación de primavera de 2019 y 2020, el muestreo para isótopos estables se llevó a cabo en la estación de verano posterior al muestreo de fecas para obtener la información en igual período de tiempo. En la región de Valparaíso, el muestreo se realizó en Punta Curaumilla en marzo de 2020 y febrero de 2021. En la Región de Ñuble el muestreo se realizó en Cobquecura en enero de 2020 y marzo de 2021, mientras que en la Región del Bío-Bío el muestreo se realizó en la lobera de La Isla en la localidad de Chome en enero de 2020 (no fue posible ir nuevamente por las razones dadas anteriormente). Los resultados se entregan en la fecha corregida de acuerdo al período que representan, esto es, años 2019 y 2020.

La obtención de biopsias de piel se realizó mediante el método remoto, usando un rifle de aire comprimido (Telinject G.U.T. 50) y dardos adaptados para la extracción de biopsias (Figura 5). Cada dardo contiene una cabeza de metal cortante, la que penetra unos milímetros en la piel del animal. El tejido, que contiene pelo, piel y grasa, se mantiene dentro del cilindro por ganchos internos que se proyectan desde las paredes de la cabeza del dardo. El dardo que se dispara está amarrado con hilo de pescar a un carrete de pesca, por lo tanto, la recuperación del dardo se realiza sin la necesidad de acercarse a los animales. Los disparos se realizaron desde el bote, a una distancia aproximada de 5 a 10 metros de los animales. La Tabla 5 muestra el número de biopsias obtenidas en cada localidad.

Tabla 5. Número de biopsias (conteniendo pelo, piel y grasa) del lobo marino común obtenidas en las colonias de Punta Curaumilla (Región de Valparaíso), Cobquecura (Región de Ñuble) y La Isla (Región del Bío-Bío), zona central de Chile.

Localidad	Verano 2020	Verano 2021
Punta Curaumilla	20	27
Cobquecura	23	33
La Isla	10	-
TOTAL	53	50

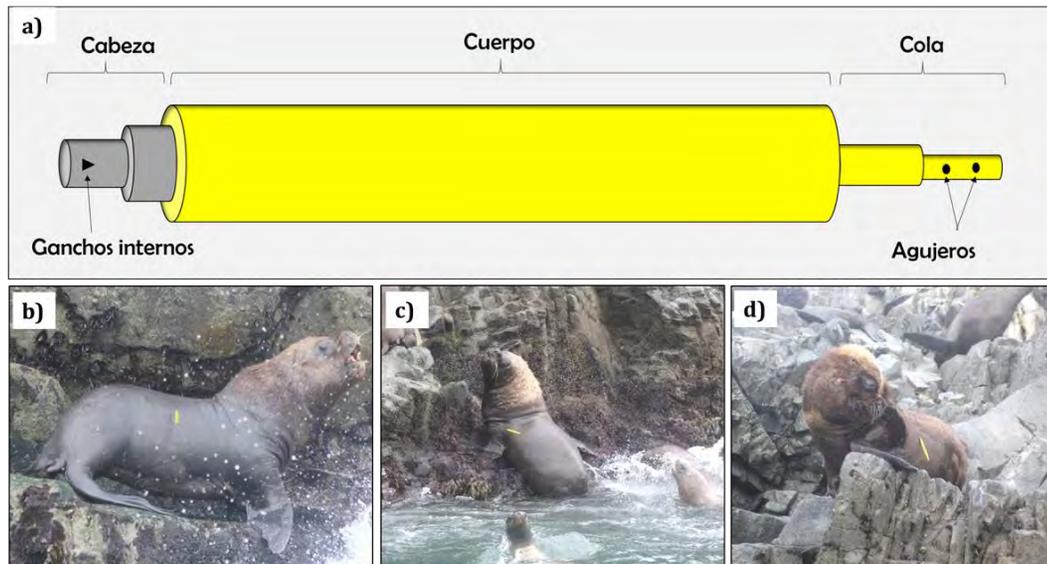


Figura 5. Método remoto de obtención de biopsias. a) Dardo usado para extraer biopsias. b), c) y d) Muestreo de lobo marino común.

Una vez en el laboratorio, las muestras de biopsia se separaron en pelo, piel y grasa. Sólo la piel fue analizada para isótopos estables. Además de las muestras de lobos marinos, en las localidades mencionadas se obtuvo especímenes de presas potenciales del lobo marino común, por medio de pescadores o mercados locales. En el laboratorio, estas muestras fueron procesadas de igual manera que las muestras de lobos marinos. El tejido utilizado para el caso de las presas fue músculo.

3.2.5.2. Análisis de muestras

Para el análisis de isótopos estables, las muestras fueron colocadas individualmente en pequeños recipientes de papel de aluminio, para ser secadas por 72 horas a 60° C en una estufa de secado (UNE400, Memmert, Alemania). Posterior a esto, las muestras de piel de lobos marinos se cortaron con un bisturí hasta el nivel más fino posible sobre una base de porcelana. Las muestras de músculo de las presas fueron molidas en morteros de porcelana con fondo poroso de 9 cm de diámetro, hasta transformarse en polvo. Posteriormente, las muestras se desengrasaron con éter de petróleo en un

extractor Soxhlet por 2 horas para extraer los lípidos (Figura 6). Este procedimiento se realiza porque los lípidos están empobrecidos en $\delta^{13}\text{C}$ entre 6-7‰, respecto a las proteínas y carbohidratos (DeNiro & Epstein, 1978; Tieszen *et al.*, 1983; McCutchan *et al.*, 2003, Zhao *et al.*, 2004). Por lo tanto, los tejidos que poseen un alto contenido de lípidos tienen un $\delta^{13}\text{C}$ menor que aquellas con un bajo contenido lipídico. Una vez procesadas las muestras, fueron analizadas en la University of New México en un espectrómetro de masas para isótopos estables de flujo continuo.

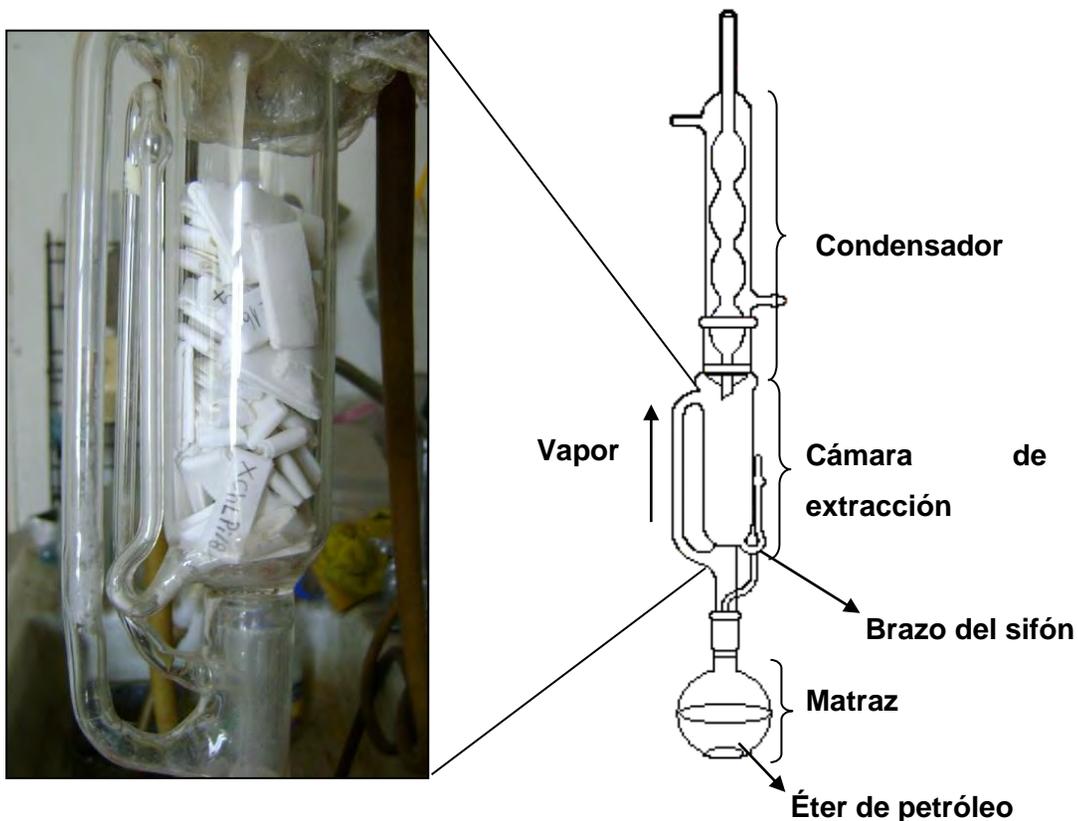


Figura 6. Esquema de un extractor Soxhlet (derecha) y fotografía de las muestras dentro de la cámara de extracción (izquierda).

La proporción de isótopos estables de carbono y nitrógeno fueron reportados como $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente, en partes por mil (‰):

$$\delta^{13}\text{C} \text{ o } \delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\frac{(R_{\text{muestra}})}{(R_{\text{estándar}})} - 1 \right] \times 1000$$

donde R es la proporción del isótopo pesado respecto al isótopo liviano (e.g. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ o $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Los estándares corresponden a Vienna-Peedee belemnite (V-PDB) para carbono, y nitrógeno atmosférico para nitrógeno. La calidad de la muestra fue evaluada calculando la proporción del carbono atómico respecto al nitrógeno (C/N) (DeNiro 1985).

3.2.5.3. Estimación de dieta del lobo marino común basado en isótopos estables

Para la estimación cuantitativa de la dieta del LMC, se utilizó la herramienta MixSIAR, de modelos mixtos Bayesianos (Stock & Semmens, 2016; Stock *et al.*, 2018). Los modelos mixtos requieren tres tipos de datos isotópicos: los valores isotópicos del consumidor (depredador), los valores de las potenciales presas, y los valores de fraccionamiento trófico. Este último término se refiere a la diferencia isotópica entre el consumidor y su presa (Stock & Semmens, 2016). Debido a que no se cuenta con valores de fraccionamiento trófico para el lobo marino común, se utilizaron los valores determinados por Hobson *et al.* (1996) para tres especies de foca (*Phoca hispida*, *P. vitulina* y *Pagophilus groenlandicus*), los que corresponden a $2,5 \pm 0,5\text{‰}$ y $3,0 \pm 0,5\text{‰}$ para el $\delta^{13}\text{C}$ y el $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente (Hobson *et al.* 1996).

3.2.6. Determinación de nicho trófico

Para analizar la amplitud del nicho isotópico (nicho trófico) del lobo marino común entre localidades y por clases de edad/sexo, se usaron cuatro métricas de nicho (Layman *et al.* 2007): rango de carbono (CR), rango de nitrógeno (NR), polígonos convexos o área total (TA), y área estándar de la elipse (SEA). CR es la diferencia entre el valor máximo y mínimo de $\delta^{13}\text{C}$ para cada localidad y clase de edad/sexo, y representa la diversidad de presas que consume el depredador, en el sentido de presas de distintos hábitats. Del mismo modo, NR es la diferencia entre el valor máximo y mínimo de $\delta^{15}\text{N}$, e indica si los individuos están consumiendo presas de niveles tróficos diferentes. TA analiza los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en un espacio bivariado o δ -espacio, y es una medida directa de la amplitud de nicho trófico, y una aproximación a la diversidad de presas que

consume un depredador. SEA representa el área núcleo del nicho isotópico de cada especie (Jackson *et al.* 2011), el cual fue corregido para tamaños de muestra pequeños (SEA_C; Jackson & Britton 2014).

Para las comparaciones estadísticas de la amplitud de nicho isotópico de los lobos marinos entre localidades y clases de edad/sexo, se utilizó un estimado Bayesiano del SEA (SEA_B; Jackson *et al.* 2011). Este método utiliza una simulación de Montecarlo basado en cadenas de Markov (MCCM) con 10.000 iteraciones para calcular el SEA_B. A partir de la distribución de resultados del análisis Bayesiano, se hicieron comparaciones múltiples de las proporciones de elipses Bayesianas (SEA_B) entre localidades y clases de edad/sexo, como un proxy de la probabilidad que un grupo fuese menor que el otro (Jackson *et al.* 2011).

Todos los datos isotópicos fueron analizados mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene para determinar normalidad y homogeneidad de varianzas, respectivamente. Se utilizó estadística paramétrica y no paramétrica para analizar las variaciones en los valores isotópicos de carbono y nitrógeno de los lobos marinos entre localidades y clases de edad/sexo.

3.2.7. Superposición con la pesquería

Tomando como base los resultados de la composición de la dieta del lobo marino común, se calculó el grado de solapamiento entre la flota pesquera y los lobos marinos a partir de dos métricas: (1) el índice de Morisita-Horn, y (2) el índice modificado de Pianka (1973).

3.2.7.1. Índice de Morisita-Horn

El grado de solapamiento entre la flota pesquera y los lobos marinos a partir del índice de Morisita-Horn (Morisita, 1959; Horn, 1966) se calcula de la siguiente manera:

$$C\lambda = 2 \frac{\sum_{i=1}^n p_{ij} p_{ik}}{\sum_{i=1}^n p_{ij}^2 + \sum_{i=1}^n p_{ik}^2}$$

donde $C\lambda$ es el índice de solapamiento entre la dieta de los lobos marinos j y los recursos capturados por la pesquería k ; p_{ij} es la proporción de presa i que es consumida por los lobos marinos j ; p_{ik} es la proporción de presa i capturada por la pesquería k ; y n es el número total de presas/recursos pesqueros. $C\lambda$ varía entre 0 y 1, donde 0 indica que la dieta de los lobos marinos difiere completamente de los recursos capturados por la pesquería, mientras que 1 indica que la dieta y la captura son idénticas.

Se determinó el grado de solapamiento según el criterio utilizado por Langton (1982), quienes consideraron:

- Solapamiento bajo: 0-0,29
- Solapamiento medio: 0,30-0,65
- Solapamiento alto: > 0,66.

3.2.7.2. Índice modificado de Pianka

Adicionalmente, y gracias a las ventajas de contar con un modelo de trama trófica para cada una de las zonas de estudio, lo expuesto anteriormente se complementó con el índice modificado de Pianka (1973) para calcular un índice de sobreposición de nicho trófico (ISN). Este índice se basa en los coeficientes de competencia de las ecuaciones de Lotka-Volterra entre dos grupos funcionales. La ecuación para ISN es la siguiente:

$$ISN = \frac{\sum_{i=1}^{12} (p_{ij} + p_{ki})}{\sum_{i=1}^n (p_{ij}^2 + p_{ik}^2)}$$

donde p_{ij} y p_{ki} son las proporciones del recurso i en la dieta de los depredadores j y k , respectivamente. ISN es simétrico y toma valores entre 0 y 1, con 0=indicando que no existe sobreposición (no comparten ninguna presa) y 1=sobreposición completa (comparten todas las presas). Se calculó la sobreposición de nicho trófico del lobo marino con las pesquerías y flotas de la zona central.

3.3. Objetivo Especifico 3

Seleccionar metodologías costo-efectivas para que, a través de simulaciones, permitan estimar mortalidad, tanto por depredación del lobo marino común, como por la actividad pesquera, sobre los recursos-presas, para los cuales existen antecedentes de sobreposición trófica con el lobo de marino común.

3.3.1. Antecedentes

Actualmente existe una amplia gama de metodologías o enfoques de modelación que permiten analizar cuantitativamente el impacto que tienen factores como la abundancia de depredadores y la actividad pesquera sobre la mortalidad total de especies recurso (e.g., Christensen & Pauly, 1992; Punt & Butterworth, 1995; Walters *et al.*, 1997; Shin & Cury, 2001; Fulton & Smith, 2004). Algunos de estos enfoques son estáticos, mientras que otros poseen dinámica temporal y permiten simular escenarios pesqueros y ecológicos realistas. Algunos modelos se enfocan en grupos o niveles tróficos específicos, mientras que otros no tienen limitación en el número de grupos funcionales que pueden incluirse en el análisis y abarcan todos los niveles tróficos. En términos de las interacciones tróficas, algunos modelos se basan en las ecuaciones del modelo de Lotka-Volterra, mientras que otros permiten evaluar otras hipótesis de regulación o control entre predadores y presas (e.g. top-down y bottom-up). Obviamente, ningún modelo es superior a sus competidores en todos los aspectos de interés de un ecosistema (Plaganyi, 2007). Entonces se requiere una aproximación costo-efectiva que permita responder las preguntas científicas o de manejo considerando la data disponible y su incertidumbre.

3.3.2. Metodología

Las bases técnicas del proyecto solicitaron seleccionar metodologías costo-efectivas para que, a través de simulaciones, permitan estimar mortalidad, tanto por depredación del lobo marino común, como por la actividad pesquera, sobre los recursos-presas. Por lo tanto, es necesario seleccionar fundadamente la metodología costo-efectiva más adecuada con la cual evaluar (bajo un enfoque

multiespecífico/ecosistémico) escenarios alternativos basados en cambios en la abundancia de este predador y/o las capturas sobre especies recurso.

3.3.2.1. Modelos costo-efectivos

A continuación, se presenta una descripción de los modelos costo-efectivos disponibles actualmente para evaluar (bajo un enfoque multiespecífico/ecosistémico) escenarios alternativos de abundancia de lobo marino común y/o captura, y su impacto en la mortalidad de especies recurso.

- 1) **Modelos de Evaluación de stock:** Los modelos utilizados para la evaluación monoespecífica para los stocks en los que se estudió el impacto del lobo marino y captura en la mortalidad total son: anchoveta (Chile norte, centro-norte y centro-sur), sardina española (Chile norte y centro-norte), sardina común (Chile centro-sur), sardina austral (Mar interior X Región), merluza común (Chile central), merluza del sur (zona sur-austral), merluza de cola (zona sur-austral), congrio colorado (zona sur-austral), raja volantín (zona sur-austral), langostino colorado, langostino amarillo, y jurel nacional. A partir de estos modelos se obtuvo coeficientes de mortalidad total (Z), natural ($M = M_0 + M_2$) y por pesca (F) para los stocks en los que se estudió el impacto del lobo marino y captura en la mortalidad total.
- 2) **Modelos multiespecíficos/ecosistémicos:** estos modelos cuantifican las interacciones tróficas y flujos (tróficos, pesca) en un ecosistema, calculando para cada grupo en el modelo mortalidades totales, por depredación, por pesca, y residuales (i.e., aquellas no explicadas por depredación y pesca). También es posible obtener indicadores globales de interacciones y de estabilidad/resiliencia del ecosistema. Estas metodologías también permiten simular la dinámica temporal de un ecosistema y observar la tendencia de la biomasa de los componentes de una trama trófica ante distintas opciones de manejo y/o cambios en el ecosistema (e.g., El Niño Oscilación del sur, cambios interdecadales). Además, es posible incorporar la variabilidad ambiental y la mortalidad por depredación a través de parámetros que simulan el control ascendente (“bottom-up”) y el control descendente (“top-down”) en la dinámica de los componentes de una trama trófica. El equipo de trabajo de este proyecto

ya había desarrollado y publicado modelos Ecopath with Ecosim (EwE; Christensen & Pauly, 1992; Pauly *et al.*, 2000; Walters *et al.*, 1997, 2000) para las zonas de Chile que considera este estudio (Tabla 6). Entonces, se utilizó esos modelos para:

- i) identificar y cuantificar las relaciones tróficas y flujos de masa más importantes en cada zona de estudio,
- ii) estimar coeficientes de mortalidades por depredación por lobo marino común (y otros predadores), por pesca (asociados a las distintas flotas) y a otras causas en cada stock pesquero,
- iii) simular la tendencia de la biomasa de los stocks y otros componentes vivos del ecosistema frente a diferentes escenarios de abundancia de lobo marino común y capturas pesqueras.

Tabla 6. Modelos ecotróficos construidos para distintas zonas de Chile.

ID de Modelo	Zona estudio	Referencia
Modelo 1	Norte de Chile	Barros <i>et al.</i> (2014); Sepúlveda <i>et al.</i> (2016)
Modelo 2	Centro-sur de Chile	Neira & Arancibia (2004); Neira <i>et al.</i> (2004); Neira <i>et al.</i> (2014)
Modelo 3	Mar interior de Chiloé	Paves <i>et al.</i> (2013; 2014); Neira <i>et al.</i> (2015)

Se revisó, actualizó y amplió los modelos de la Tabla 6 como mejor opción para ser utilizada en este proyecto, y dar cuenta del objetivo general y de los objetivos específicos. Además, se agregó un modelo para la zona centro-norte (Regiones de Atacama y Coquimbo). La elección del enfoque EwE se debió a que:

- i) esta metodología ha sido ampliamente utilizada a nivel global contando con amplio soporte técnico y teórico (ver www.ecopaht.org),
- ii) nuestro equipo de trabajo contó con la participación de un experto líder en modelación ecológica y en el desarrollo del enfoque EwE (Dr. Villy Christensen),
- iii) el equipo de trabajo posee reconocida experiencia en la aplicación de EwE a la modelación de tramas tróficas marinas en distintas zonas de Chile, y

- iv)* los modelos ya han sido desarrollados y publicados en revistas con comité editorial y/o en informes técnicos FIPA, por lo que se los puede considerar validados por la comunidad científica.

Las razones anteriores permiten afirmar que estos modelos son la mejor forma que existe actualmente en nuestro país para abordar los siguientes objetivos del proyecto. Sin embargo, se realizó una revisión crítica de las ventajas y desventajas de otras metodologías que podrían desarrollarse en Chile en el futuro y sus requerimientos de información. Algunas metodologías que revisar son las que se encuentran en las siguientes categorías:

- i)* extensiones de modelos de evaluación mono-especies,
- ii)* modelos dinámicos multiespecies o modelos mínimamente realistas, y
- iii)* modelos de sistemas dinámicos o de ecosistema.

3.4. Objetivo Específico 4

Evaluar los impactos potenciales de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común (mortalidad por depredación) y de las capturas pesqueras (mortalidad por pesca) sobre la mortalidad y biomasa explotable de los stocks que sustentan las pesquerías en Chile que operan sobre presas del lobo marino común.

3.4.1. Introducción

En Chile, al igual que la mayor parte del mundo, las pesquerías se manejan siguiendo sólo un enfoque monoespecífico que ignora las interacciones tróficas entre las especies que componen el ecosistema y su distribución en el espacio (vertical y horizontal), así como las interacciones con otros componentes no pesqueros de importancia ecológica y el ambiente. En este contexto, algunas especies marinas presentan gran discrepancia entre su valor ecológico (e.g., como presas, como depredadores, estructuradores de hábitat, etc.) y el valor económico otorgado por los usuarios y el mercado (e.g., industria pesquera).

Los ecosistemas se caracterizan por estar constituidos por una serie de organismos interconectados que se ubican en distintos niveles tróficos. Por ello, una de las formas más típicas de representar un ecosistema es a través de una trama trófica (Begon *et al.*, 2006). En los sistemas acuáticos está ampliamente difundido el uso de la plataforma Ecopath with Ecosim (EwE), un enfoque de modelamiento ecológico con énfasis en la cuantificación de flujos e interacciones tróficas entre los componentes de un ecosistema. Esta plataforma ha sido reconocida por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) como una de las diez innovaciones científicas más importantes de los últimos 200 años (www.noaa.gov).

El modelo Ecopath fue el primero en aplicar el análisis de rutas al campo de la ecología marina (Polovina, 1984). Aunque simple, el modelo Ecopath es capaz de identificar relaciones ecológicas, factor clave en el estudio de ecosistemas marinos complejos.

A inicios de la década de 1990, el modelo propuesto por Polovina (1984) fue mejorado incluyendo rutinas para el cálculo de índices ecológicos teóricos en un software de fácil distribución y uso (Christensen & Pauly, 1992). La creciente necesidad de ampliar el manejo pesquero hacia un enfoque ecosistémico (FAO, 2003) derivó en el desarrollo del software EwE, que además de Ecopath incluye dos mejoras a través de la implementación de los módulos Ecosim y Ecospace, desarrollados por Walters *et al.* (1997), con los que se modela la dinámica temporal y la dinámica espacial de la biomasa de los grupos incluidos previamente en un modelo Ecopath.

La estructura matemática de EwE se basa en dos submodelos principales: Ecopath que es una representación estática del sistema en un período dado; y Ecosim que es una representación con dinámica temporal (Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997) principalmente diseñado para explorar el pasado y futuro de los impactos de la pesca y perturbaciones ambientales, así como para explorar políticas pesqueras óptimas (Christensen & Walters, 2004).

Ecopath with Ecosim se utilizó aquí para estudiar los cambios en la biomasa de los componentes de la trama trófica en la que participa el lobo marino común en la zona norte (Región de Arica y Parinacota a Región de Antofagasta), zona centro-norte (Región de Atacama y Coquimbo), zona centro-sur (Valparaíso a Los Ríos), y mar interior de la Región de Los Lagos, así como los impactos de la depredación del lobo marino sobre recursos pesqueros en tales zonas. Sin embargo, como las relaciones tróficas pueden ser variadas (participan varios grupos funcionales o especies), también se evaluó el impacto de los cambios de biomasa de especies sujetas a explotación sobre la dinámica poblacional del lobo marino.

3.4.2. Metodología

3.4.2.1. Modelo Ecopath with Ecosim

Se construyó un modelo de la trama trófica con 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 principales pesquerías incorporando los principales grupos funcionales (especies o grupos de especies) y pesquerías que

concurrer en cada zona, así como la mejor la información disponible para cada grupo funcional y pesquería. La definición de cada ecosistema fue sometida a consideración del panel de expertos que se conformó en el marco del **Taller Metodológico 1** de este proyecto. Se modelaron los ecosistemas de: *i*) Zona Norte, que considera las Regiones de Arica y Parinacota a Región de Antofagasta hasta las 60 mn desde la costa, abarcando un área equivalente a 93.726 km²; *ii*) Zona Centro-Norte que considera las Regiones de Atacama y de Coquimbo hasta las 60 mn desde la costa, abarcando un área equivalente a 72.788 km²; *iii*) Zona Centro-Sur, desde la Región de Valparaíso a Región de Los Ríos hasta las 60 mn desde la costa con un área equivalente a 99.388 km²; y *iv*) Mar Interior de la Chiloé en Región de Los Lagos con un área equivalente a 9.675 km².

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, a su vez, 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*; $P_i(1-EE_i) = MO_i$ 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 fueron 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 depredadores o capturas pesqueras.

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

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

donde la sumatoria se aplica sobre los n depredadores 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:

$$\text{Consumo} = \text{Producción} + \text{Respiración} + \frac{\text{Alimento}}{\text{no asimilado}}$$

$$Q = P + R + U$$

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 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 & Walter (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 depredadores 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 .

3.4.2.2. Pedigrí y ajuste de series de tiempo

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 utilizar información de ecosistemas equivalentes o de grupos funcionales equivalentes. 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 de los datos utilizados para crear el modelo, la precisión de estos y 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 7 y Tabla 8). 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 7. 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 8. 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). 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:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M_0B_i - F_iB_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

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 consumo $c_{ji}(B_i, B_j)$ se calcula aplicando el concepto de “arena de forrajeo”, de manera que B_i se descompone en una parte vulnerable y otra invulnerable. En este sentido, se define la tasa de transferencia (v_{ij}) entre el componente vulnerable y el invulnerable. La expresión es:

$$\frac{\partial v_{ij}}{\partial t} = v(B_i - v_{ij}) - v v_{ij} - a_{i,j} v_{ij} B_j$$

donde, $a_{i,j}$ es la tasa efectiva de búsqueda del depredador j sobre la presa i , y v es la vulnerabilidad que representa el grado en que la mortalidad por depredación de una presa se verá explicada por el aumento en la biomasa del depredador.

El sistema de ecuaciones (una para cada grupo funcional) se integra en el tiempo incorporando tasas variables de mortalidad por pesca (F), 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 .

La visión de cómo se estructuran los ecosistemas marinos se basa en el control de recursos, es decir, cómo la dinámica de una población controla la dinámica de otra población a través de relaciones tróficas directas. En el módulo Ecosim las interacciones depredador-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*” (la presa controla la dinámica de la biomasa del predador) o “*top-down*” (el predador controla la dinámica de la biomasa de la presa) (Walters *et al.*, 2000).

Al realizar simulaciones reiteradas, EwE permite ajustar las biomazas 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.

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 (“Stepwise fitting”) 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:

$$AICc = AIC + 2K \frac{(K - 1)}{(n - K - 1)}$$

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.

3.4.2.3. Simulaciones para evaluar los impactos de la mortalidad por depredación y capturas sobre stocks

Luego de balanceado cada modelo y ajustado a series de tiempo, se simuló escenarios de cambios (crecimiento o decrecimiento) de la biomasa del lobo marino común y evaluó el impacto de tales cambios en la mortalidad natural, biomasa y captura de especies recurso, así como ciertos indicadores ecosistémicos derivados de EwE. El escenario base contra el cual se comparó los cambios de biomasa de largo plazo, que se convino en llamar de *status quo*, corresponde a aquel sin mortalidad por pesca sobre lobo marino común y mortalidad por pesca constante de las especies de interés en cada ecosistema, que resultó del ajuste de series de tiempo. En cada escenario se registró el cambio de biomasa al último año de simulación de las especies recurso, LMC y otros depredadores en el ecosistema (depredadores y/o competidores) respecto al último año de simulación del escenario *status quo*. En cada modelo las simulaciones se realizaron a 50 años plazo desde el último año de datos del modelo, el año 2019.

Complementariamente, se simuló escenarios de explotación (cambios en la mortalidad por pesca) de recursos pesqueros y evaluó el impacto en la biomasa de largo plazo del LMC. Más allá de los cambios en la biomasa en el sistema, también se analizó cambios a nivel del ecosistema en cada escenario usando los siguientes indicadores ecosistémicos derivados de EwE:

Nivel trófico de la comunidad ($TL_{community}$): Mide el nivel trófico de la comunidad considerando todos los grupos funcionales (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1995). En Ecopath se asigna por definición el nivel trófico 1 a los productores primarios y al detritus y un nivel trófico de $1 +$ (el promedio ponderado del nivel trófico de las presas) de los consumidores. Para las pesquerías se asigna un nivel trófico correspondiente al nivel trófico promedio de la captura (sin adicionar 1 como se hace a los depredadores “naturales”).

$$NT_j = 1 + \sum_{i=1}^n DC_{ji} NT_i$$

Nivel trófico de los desembarques (TL_{land}): mide el nivel trófico promedio de las especies explotadas por la pesquería y se espera que disminuya en respuesta a la pesca, ya que normalmente se captura primero las especies de mayor nivel trófico (Pauly *et al.*, 1998). Una disminución en nivel trófico y de la captura total indica que la pesca tiene un “efecto hacia abajo en la cadena trófica”. El nivel trófico evalúa tanto el estado como la tendencia del ecosistema y se calcula como:

$$TL_{land} = \frac{\sum_s TL_s Y_s}{\sum_s Y_s}$$

donde TL_s y Y_s es el nivel trófico y desembarque de cada especie/grupo funcionales del ecosistema.

Proporción de peces depredadores (Pp): es una medida de diversidad de los peces en la comunidad. El rol de los depredadores es importante en el ecosistema, ya que regulan la abundancia de las especies de niveles tróficos menores, y amortiguan el efecto de la variabilidad ambiental. Se calcula como:

$$Pp = \frac{B_{pred}}{BT}$$

donde B_{pred} es la biomasa total de peces depredadores y BT es la biomasa total del ecosistema.

Biomasa total de peces (T): en los ecosistemas impactados por la pesca se observa la reducción del número y tamaño de los individuos, dado que los de mayor tamaño son los primeros en ser afectados, por lo que la biomasa total de peces tiende a disminuir.

Capturas totales del ecosistema en el largo plazo (CT): debido a que la estrategia de manejo es aplicar una tasa de explotación constante, dada la reducción de la biomasa total del ecosistema, se espera una disminución de las capturas de largo plazo.

3.4.3. 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. En general, para cada modelo se acudió a las siguientes fuentes de información:

Capturas/desembarques: se obtuvieron del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPesca), en una escala temporal anual por recurso explotado, tipo de flota (cerco, espinel, otro). Para cada especie/grupo funcional explotado se sumaron los desembarques anuales por macrozona y flota y se dividieron por el área total de cada macrozona modelada (ver numeral 3.4.2.1.).

Composición de la dieta de los componentes de la trama trófica: se obtuvo de estudios específicos realizados en el área de estudio. En algunos casos las dietas de ciertos grupos funcionales incluyen importación, que corresponde a alimentos consumidos fuera del ecosistema (por ejemplo, aves que migran del mar, la tierra, etc.) o predación sobre especies que no fueron consideradas en el modelo.

Abundancia/biomasa: se obtuvo de estudios de evaluación directa o indirecta (evaluaciones de stock). Los valores desconocidos de biomasa (B) fueron estimados con el programa EwE, suponiendo una eficiencia ecotrófica (EE) igual a 0,999. Esto implica que EwE calcula una biomasa para cada grupo *i* de forma que la producción de *i* sustente al menos el consumo de sus predadores y la extracción pesquera (en caso de que exista), limitando otras mortalidades a solo un 0,1% de la producción de *i*.

Abundancia/biomasa del fito y zooplancton: se obtuvo de estudios específicos realizados en cada zona, por ejemplo, en el marco de proyectos CIMAR realizados en el área, o proyectos de evaluación directa mediante acústica en los cuales se analiza la componente planctónica. Los valores desconocidos de biomasa (B) fueron estimados con el programa EwE, suponiendo una eficiencia ecotrófica (EE) igual a 0,999.

3.5. Objetivo Específico 5

Generar recomendaciones sobre como considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.

3.5.1. Introducción

Durante el siglo pasado muchas poblaciones de pinnípedos alrededor del mundo fueron diezmadas por la caza excesiva, ya que su carne, piel y aceite eran muy apreciadas. Por esta razón, muchas legislaciones prohibieron o limitaron fuertemente esta actividad a partir de la década de los años 70 (e.g., Acta de Pesquerías en Canadá en 1971 y Ley de Protección de Mamíferos Marinos de EEUU en 1972). Lo anterior permitió el crecimiento poblacional de algunos pinnípedos, al punto que se generó preocupación sobre la competencia por recursos que podría generarse entre estas especies y los humanos (pesquerías). Así, la descripción cuantitativa de las interacciones entre pinnípedos y pesquerías atrajo gran atención en las últimas décadas (e.g., Livingstone, 1993, Yodzis 2001). Estas interacciones pueden ser por un lado operativas, directas y relativamente fáciles de cuantificar como la mortalidad y lesiones graves, y por el otro lado biológicas, indirectas y más difíciles de cuantificar (Lowry, 1982). Sin embargo, a nivel global se ha puesto mucho más énfasis en los efectos competitivos de los pinnípedos con la pesca comercial por sobre la relación inversa. Este sesgo resulta en gran parte del aumento de las poblaciones de pinnípedos en regiones donde las poblaciones de peces se encuentran sobreexplotadas o colapsadas y/o donde existen posibles impactos socioeconómicos de sus interacciones operativas y potencial competencia por los recursos (Baraff & Loughlin, 2000).

Los impactos ecosistémicos de factores como la sobrepesca y del colapso de poblaciones que sustentan pesquerías pueden ser irreversibles o requerir largos períodos de tiempo. Esto se debe a que la dinámica y capacidad de recuperación de cualquier población dependen de la interacción compleja de una serie de factores específicos como los parámetros de historia de vida de la especie, el tipo de ecosistema, y el grado de perturbación al cual fueron sometidos la especie y el ecosistema (Schweigert *et al.*, 2010). Desde este punto de vista, la administración pesquera a través de

esfuerzos de gestión pasiva (e.g., disminuir las tasas de explotación y dejar que la naturaleza siga su curso hasta restaurar una población) no necesariamente regresan los stocks a estados anteriores o deseables, particularmente si ya no existen las condiciones que hacen que los sistemas tiendan hacia esos estados.

Una línea alternativa indica que en algunos casos el manejo ecosistémico podría requerir el control directo (remoción) de especies competidoras y depredadoras para que los procesos naturales se restablezcan o para que aumente la biomasa explotable de una especie de interés comercial. Dada la historia de fracasos en esta área y la creciente preocupación de mercados y público general por la conservación de mamíferos y otras especies marinas (Bowen & Lidgard, 2012), no es sorprendente que las agencias gubernamentales encargadas de la administración pesquera y de la vida salvaje sean cada vez más reacias a intervenir los ecosistemas de esta manera (Trzcinski, 2020). Sin embargo, la caza o sacrificio de predadores es un tema controversial, con grupos a favor y en contra. En este sentido, la modelación de ecosistemas es una herramienta que permite simular acciones de control y/o eliminación de competidores y predadores de especies recurso, y predecir o identificar sus potenciales efectos ecológicos y socioeconómicos negativos antes de aplicar dichas acciones. Estas predicciones pueden usarse luego en el diseño de escenarios de políticas adaptativas que se pueden probar en “experimentos de manejo adaptativo” que permitan evaluar y reducir la incertidumbre sobre los resultados de acciones de control o sacrificio de especies marinas. El concepto central del manejo adaptativo es que las opciones de manejo deben tratarse como experimentos deliberados a gran escala. Por lo tanto, la elección de dichas opciones de manejo debe tratarse, al menos en parte, como un problema de diseño experimental (Walters, 1986). Lamentablemente, los pocos ejemplos de aplicación de este enfoque en pesquerías han sido fallidos porque no incorporaron un programa de manejo experimental (la mayoría de los casos) o porque el programa no tuvo un monitoreo (Walters, 2007).

Existen varias aplicaciones de modelos ecosistémicos que han abordado la pregunta de si el sacrificio de mamíferos marinos mejora la producción pesquera. Un ejemplo de lo anterior es la interacción entre el salmón y las focas (Harbor seals *Phoca vitulina*) en el Estrecho de Georgia (British Columbia, Canadá). En este caso, las focas se encuentran protegidas y el salmón sobreexplotado. Como resultado, existe depredación de juveniles de salmón por focas. Lessard *et*

al., (2005) exploraron si eliminar las focas es la solución para aumentar la sobrevivencia de juveniles de salmón. Los resultados indicaron que reducir la abundancia de focas puede conducir a un aumento en la abundancia de otros depredadores del salmón juvenil como la merluza, lo que podría incluso empeorar la situación actual (Lessard *et al.*, 2005). Además, la opción de controlar el síntoma (reducir la abundancia de focas) sólo tendría efectos de corto plazo. Esto es, la sobrevivencia de juveniles de salmón podría aumentar sólo mientras dure la caza de focas. Para lograr efectos sostenidos se debe mantener la caza sostenidamente, lo que podría tener consecuencias no deseadas en el ecosistema y además es una opción con cada vez menos apoyo del público general y de los mercados.

Los resultados de los modelos, sin embargo, dependen en gran medida de la información de la composición de la dieta (la contribución de la(s) especie(s) recurso a la dieta del depredador), la abundancia, y las tasas de consumo de los depredadores que se desea controlar. Esta información no está disponible en muchos sistemas, por lo que muchos autores advierten que la aplicación de una opción de manejo como el sacrificio de mamíferos marinos no debería aplicarse hasta que se comprenda bien los riesgos ecológicos inherentes a la manipulación de la abundancia de estas especies.

En esta sección se analiza los resultados del proyecto en los Objetivos Específicos 1 a 4 para arribar a recomendaciones sobre cómo considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.

3.5.2. Metodología

Tal como comprometido en nuestra Oferta Técnica, la metodología para dar cumplimiento a este objetivo se basó en la integración y síntesis de los resultados del proyecto obtenidos en los objetivos específicos 1 al 4, más las recomendaciones y conclusiones alcanzadas en el Segundo Taller Metodológico del proyecto (ver numeral 4.5.2.).

3.5.2.1. Descripción del Segundo Taller Metodológico

Este taller se desarrolló en dos sesiones de medio día cada una. A continuación, se presenta los contenidos vistos en cada sesión.

Día 1. Presentación y discusión de resultados del proyecto aproximaciones metodológicas, actualización dieta del lobo marino común en la zona centro-sur de Chile, simulaciones escenarios de depredación por lobo marino común y capturas de especies recurso (25 de junio de 2021).

Día 2. Preparación de documento de recomendaciones del panel sobre el impacto del LMC en las principales presas recurso y en la forma de incluir esta fuente de mortalidad en los modelos de evaluación de stock actuales (29 de junio de 2021).

Este taller contó con la participación de los expertos nacionales e internacionales del equipo proponente, más la participación de la contraparte técnica del proyecto en la Subsecretaría de Pesca y otros expertos nacionales representantes del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Grupo Técnico Asesor de Mamíferos Marinos de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Comité Científico-Técnico de Pesquerías de Peces Pelágicos, Comité Científico-Técnico Recursos Altamente Migratorios y Biodiversidad, Instituto de Fomento Pesquero, Servicio Nacional de Pesca, etc.

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 consensó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sr. Jorge Guerra. 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. La reunión se realizó en idioma castellano, aunque el contenido de las láminas se tradujo al idioma inglés para que los expertos internacionales (Dr. Villy Christensen y Dr. David Rosen) pudieran 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. El primer día de taller constó de

presentaciones tradicionales de los resultados del proyecto por objetivo específico y luego de cada presentación los expertos nacionales y extranjeros tuvieron tiempo para realizar preguntas, comentarios, y entregar sugerencias. En el segundo día de taller se realizó una mesa redonda virtual para discutir recomendaciones que emergieron desde este estudio. En este sentido, el Jefe de Proyecto realizó un resumen de los principales resultados presentados en el primer día de taller y luego se propuso una redacción para las recomendaciones que el equipo científico del proyecto tenía para ser discutidas por los participantes. También se dio la oportunidad para que los asistentes propusieran recomendaciones alternativas o complementarias a las propuestas por el equipo de trabajo.

3.6. Talleres

3.6.1. Taller inicial de coordinación

Este taller se realizó en julio de 2019 en dependencias de SSPyA (Valparaíso). Su objetivo principal fue coordinar las actividades del proyecto tanto con el FIPA como con la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (contraparte técnica). Por la Universidad de Concepción participó el Jefe de Proyecto más un investigador senior del equipo de trabajo. Por la contraparte técnica participó un profesional designado SSPyA. También participó un representante del FIPA. El jefe de Proyecto presentó los principales aspectos de la OTE y se registró dudas, comentarios y sugerencias de la contraparte. Los acuerdos principales de este taller se reflejaron en un Acta que se incluye como anexo en el presente informe.

3.6.2. Taller 2. Primer taller de expertos

Se realizó el 22 de enero de 2021, de manera virtual a través de la plataforma TEAMS. La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira extendiéndose la invitación a especialistas en mamíferos marinos, científicos pesqueros, ecólogos, y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca, y del Instituto de Fomento Pesquero.

3.6.3. Taller 3. Segundo taller de expertos

Este taller se desarrolló también de manera virtual mediante la plataforma TEAMS, en dos sesiones de medio día cada una, los días 25 y 29 de junio de 2021. A continuación, se presenta los contenidos vistos en cada sesión. Se contó con la participación de los expertos nacionales e internacionales del equipo proponente, Dr. Villy Christensen y Dr. David Rosen (University of British Columbia, Canadá), más la participación de la contraparte técnica del proyecto en la Subsecretaría de Pesca y otros expertos nacionales representantes del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Grupo Técnico Asesor de Mamíferos Marinos de la Subsecretaria de Pesca y Acuicultura, Comité Científico-Técnico de Pesquerías de Peces Pelágicos, Comité Científico-Técnico Recursos

Altamente Migratorios y Biodiversidad, Instituto de Fomento Pesquero, Servicio Nacional de Pesca, etc.).

En el Anexo 3 se entrega el informe de los expertos internacionales respecto del Segundo Taller Metodológico.

3.6.4. Taller 4. Difusión de resultados

Este taller, dadas las restricciones sanitarias todavía imperantes en el país, se desarrolló de manera virtual mediante la plataforma TEAMS con fecha 15 de octubre de 2021. Se contó con la participación de investigadores nacionales de distintas Universidades, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) e institutos de investigación privados, la participación de la contraparte técnica del proyecto en la Subsecretaría de Pesca (SSPA), representantes del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura (FIPA), Grupo Técnico Asesor de Mamíferos Marinos de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Comité Científico-Técnico de Pesquerías de Peces Pelágicos, Comité Científico-Técnico Recursos Altamente Migratorios y Biodiversidad, y Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). El acta de este taller se adjunta como anexo a este informe.

4. Resultados

4.1. Objetivo Específico 1

Realizar una revisión, compilación y análisis de la investigación internacional que pueda proveer conocimiento sobre los efectos de la depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros, asumiendo este efecto como parte de la mortalidad natural a que están sujetas estas especies-recurso.

4.1.1. Experiencia internacional y nacional sobre la interacción de otáridos sobre stock pesqueros

A partir de una revisión bibliográfica de una serie de artículos científicos publicados, y que describen la interacción operacional entre lobos marinos y especies afines en Chile, Perú, Ecuador, Uruguay, Brasil, Argentina, México, EEUU, Canadá, África, Reino Unido, Portugal, España, Italia, Francia, Escocia, Holanda, Suecia, Letonia, Marruecos, Nueva Zelandia, Tasmania, Australia, y del área circumpolar austral, se determinó que tanto lobos marinos como otras especies (aves, cetáceos, reptiles y tiburones) generan interacción operacional con las actividades pesqueras y de acuicultura ([Anexo 2.1](#)). Entre estos, el 68% de los estudios analizados, menciona interacción entre esta fauna marina y la actividad pesquera industrial (cerco, arrastre, espinel, potera), el 27% con pesquería artesanal (cerco, enmalle, espinel, línea de mano, trampas, pesca submarina), 5% Pesca recreativa (línea de mano) y solo el 2% de los estudios analizados describen interacción con la Salmonicultura (cultivo) ([Anexo 2.1](#)).

En relación con los grupos faunísticos que interactúan, una mayor cantidad de estudios describe la interacción operacional de la pesquería con cetáceos mayores (28%), seguidos por los cetáceos menores (30%) y lobos marinos (22%). Menos del 10% de los artículos analizados describe las interacciones existentes entre tiburones, focas, aves y tortugas ([Figura 7](#)).

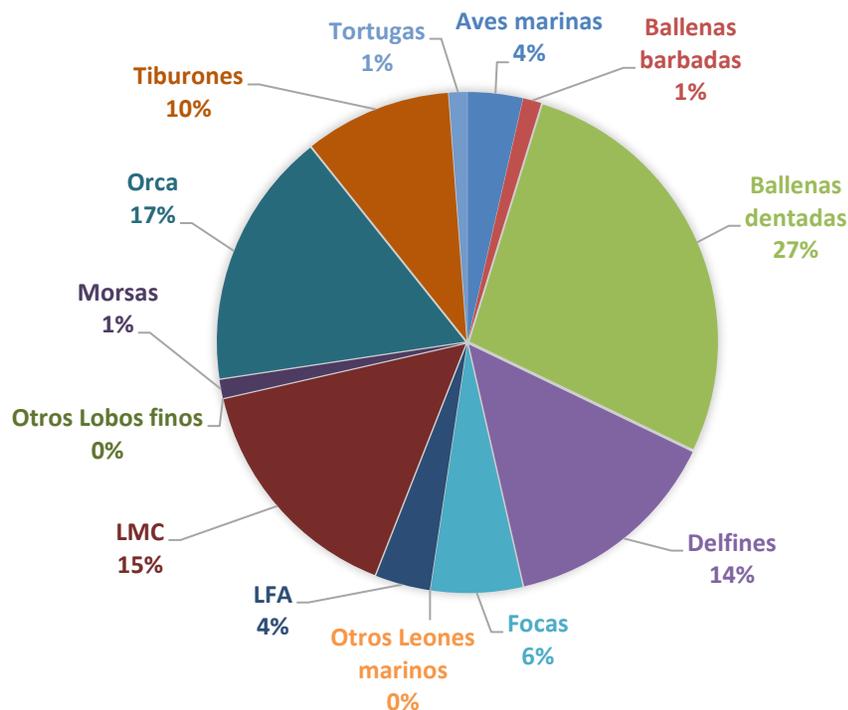


Figura 7. Especies marinas que interacción con las actividades pesqueras o de acuicultura descritas en la literatura científica nacional e internacional analizada. LMC = lobo marino común. LFA = Lobo fino austral.

De esta forma, entre la fauna marina registrada como especie interactuante destacan las ballenas dentadas (orcas, cachalotes), sobre la cual, se ha desarrollado el 38% de las investigaciones analizadas. Le sigue el lobo marino común (22%), delfines (cetáceos menores, 20%), orcas (23%) y tiburones (13%). De este modo, entre las especies de lobos marinos reportadas como interactuantes con la actividad pesquera destaca *Otaria byronia* (= *Otaria flavescens*) lobo marino común y *Arctocephalus australis* (lobo fino).

Entre las especies de delfines que se ha registrado interacción con las actividades pesqueras y de acuicultura, se encuentran ejemplares de la especie *Cephalorhynchus commersonii* (tonina overa), *Lagenorhynchus obscurus* (delfín oscuro), *Tursiops truncatus* (delfín mular), *Stenella attenuata* (delfín manchado) y *Pontoporia blainvillei* (delfín franciscano). Por su parte, entre las especies de cetáceos mayores que interactúan con las actividades pesqueras encontramos a *Kogia sima*

(cachalote enano), *Grampus griseus* (delfín de risso), *Orcinus orca* (orca), *Physeter macrocephalus* (cachalote), y, *Pseudorca crassidens* (falsa orca).

Entre las aves marinas mencionadas en los estudios revisados, destacan la presencia de *Procellaria aequinoctialis* (fardela negra grande), *Thalassarche melanophrys* (albatros de ceja negra), *Diomedea* spp., *Diomedea exulans*, *Diomedea dabbenena*, *Daption capense* y *Puffinus gravis*. También cabe destacar que se describe la interacción entre las actividades pesqueras con ejemplares de tiburones, como *Squalus acanthias* (tollo), y con tortugas de la especie *Dermochelys coriacea* (tortuga laúd) y *Caretta caretta* (tortuga boba) ([Anexo 2.1](#)).

El porcentaje promedio de interacción del total de las faenas evaluadas, establece que en el 77,8% de las faenas monitoreadas hay interacción con lobos marinos, y dentro de estas el 45,4% es causada por el lobo marino común. Luego, en aproximadamente el 25% de las faenas los delfines, aves marinas, ballenas dentadas y tiburones producen interacción con la pesquería ([Tabla 9](#)). Estos niveles de interacción se traducen en un impacto sobre los recursos pesqueros por daño causado sobre las capturas. Aquí, los grupos que causaron mayor remoción de las capturas fueron los lobos marinos, los cuales en promedio consumieron un 40% de las capturas (el lobo marino común consume el 18% de estas, $x = 18,0 \pm 19,4\%$), le siguen las ballenas dentadas (16%, $x = 16,1 \pm 13,9\%$), Orcas (21%, $x = 21,2 \pm 22,9\%$), tiburones (14%, $x = 13,9 \pm 10,9\%$) y delfines (12%, $x = 11,5 \pm 11,6\%$). El resto de las especies consume en promedio menos del 5% de las capturas ([Tabla 9](#)).

Por su parte, este consumo sobre las capturas se traduce en pérdidas del recurso capturado, siendo las orcas el grupo que genera los más altos niveles de pérdida (38%) seguido por los tiburones (29%), ballenas dentadas (18%), focas (19%) y lobos marinos comunes (2%). El resto provoca menos del 10% de las pérdidas ([Tabla 9](#)). Cuando estas pérdidas se valorizan, es el lobo marino común el que genera el mayor impacto económicos sobre el sector pesquero y acuícola, representando el 44% del total de las pérdidas. Cabe señalar que el 83,1% de las pérdidas económicas generadas por el lobo marino común, es producida sobre la salmonicultura. Los otros grupos que generan pérdidas son los lobos finos (21% de las pérdidas), delfines (15%), orcas (10%) y ballenas dentadas (9%). El impacto económico de las otras especies es menor al 5% sobre las actividades evaluadas ([Tabla 9](#)).

Todas estas especies han producido algún tipo de daño sobre las capturas y los artes de pesca, pero también, se ha registrado una mortalidad por su captura incidental durante las faenas de pesca monitoreadas (Tabla 9). Es así como, el grupo que presenta mayor captura incidental corresponde a los lobos marinos (34%, $1,58 \pm 3,14$), seguido por las ballenas dentadas (27%, $1,28 \pm 2,22$), delfines (21%, $0,98 \pm 2,35$) y orcas (11%, $0,50 \pm 0,71$) (Tabla 9). Se destaca que en una de las investigaciones analizadas, se registró un by catch de 55 focas en las pesquerías artesanales de Latvia durante un periodo de muestreo de 2 años.

Tabla 9. Promedios de impacto de la interacción operacional entre fauna marina y las actividades pesqueras y de salmonicultura. Se presenta por especies y su impacto en ambas actividades. (Detalle de la fuente de información y la unidad de esfuerzo, ver Anexo 2.1)

Grupo	Captura Incidental por CPUE	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida (%)	Pérdida en las Capturas (%)	Pérdidas económicas (US\$)
Aves marinas	$0,14 \pm 0,24$	$26,69 \pm 7,62$	1		9661 ± 13482
Ballenas dentadas	$1,28 \pm 2,27$	$21,28 \pm 17,96$	$16,12 \pm 13,89$	$18,31 \pm 22,59$	865055 ± 955595
Ballenas barbadas	$8,0 \times 10^{-7}$				941
Orca	$0,50 \pm 0,71$	$15,25 \pm 15,74$	$21,20 \pm 22,96$	$37,88 \pm 18,76$	964385 ± 1009649
Delfines	$0,98 \pm 2,35$	$30,02 \pm 28,16$	$11,50 \pm 11,62$	$15,67 \pm 17,83$	1400084 ± 2897660
Lobos marinos	$1,78 \pm 1,58$	77,8	1,5		6301412
Lobos finos	0,19	$30,47 \pm 35,78$	$20,15 \pm 27,08$		2050000 ± 70711
Lobo fino austral	$0,007 \pm 0,009$	1,89			941
Lobo marino común	$1,58 \pm 3,15$	$45,42 \pm 30,75$	$18,03 \pm 19,44$	$1,7 \pm 0,14$	425471 ± 6009742
Focas	55	52,2	$2,85 \pm 4,45$	$19,25 \pm 10,96$	37995 ± 50546
Tiburones		$27,04 \pm 12,08$	$13,96 \pm 10,94$	$28,50 \pm 24,46$	2250
Tortugas	0,02				
Promedio general	$0,52 \pm 1,44$	$31,18 \pm 21,01$	$11,81 \pm 15,77$	$20,21 \pm 15,79$	958158 ± 1572484

4.1.2. Efecto de los otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros

A partir de una serie de investigaciones realizadas en Chile y el extranjero, cuyos modelos ecosistémicos consideran a los lobos marinos y especies ecológicamente homólogas, se ha podido identificar que 90,9% de ellos tuvieron como objetivos describir las relaciones ecotróficas entre las distintas pesquerías. Por su parte, 21% de estas, buscaron proponer pautas de ordenamiento multiespecífico en las pesquerías consideradas (Anexo 2.2).

En 64% estos modelos analizados, se consideraron lobos marinos, en 45% especies de aves marinas, 30% ballenas barbadas, 39% delfines, 24% focas y cetáceos mayores, 21% tiburones, y ~10% de los modelos, incluyeron ballenas dentadas, orcas, y tortugas marinas ([Anexo 2.2](#)).

Para todas estas especies se publicaron los datos de dieta y la tasa de consumo, lográndose establecer el impacto que estos depredadores tendrían sobre el stock de especies de peces comerciales consideradas en cada uno de los modelos. A través de esta información es posible determinar que, aunque existe una variada cantidad de especies que consumen recursos pesqueros de interés, son los lobos marinos los que presentan una mayor tasa promedio de consumo (32,9 tons/km²*año), seguido por los cetáceos (orcas, delfines, ballenas barbadas, ballenas dentadas, 9,8 tons/km²*año) y las aves marinas (5,2 tons/km²*año).

Si comparamos este valor con los niveles de capturas registrados sobre los mismos recursos consumidos por estos depredadores, se observa que lo consumido por lobos y cetáceos es el 0,2% y 0,05% de las capturas (captura sobre presas consumidas por lobos marinos = 14 mil tons/km² * año; captura sobre presas consumidas por cetáceos = 18 mil tons/km²*año; [Tabla 10](#)). En el caso de las aves marinas, lo consumido por estas es en promedio el 65% de lo capturado por las flotas pesqueras (captura sobre presas consumidas por aves marinas = 7 mil tons/km²*año) ([Tabla 10](#)). Por lo general, las especies consumidas por estos depredadores e incluso aquellas depredadas por el lobo marino común, son de importancia comercial tanto para la pesquería artesanal como industrial en cada localidad donde se construyó el modelo.

Para poder construir los modelos ecosistémicos presentados en esta revisión, fue necesario contar con información sobre el impacto de los depredadores sobre las especies de peces de interés comercial. En este sentido es importante conocer la tasa de consumo del depredador y la mortalidad que éste ejerce sobre las especies de peces. Estos valores pueden ser comparados con aquellos estimados para calcular el efecto de la pesquería sobre los recursos de interés, mediante el cálculo de la mortalidad por pesca.

Tabla 10. Promedio del consumo ($\text{ton}/\text{km}^2 * \text{año}$) y de las capturas pesqueras ($\text{ton}/\text{km}^2 * \text{año}$) sobre recursos explotados por ambos grupos simultáneamente. (Detalle de la fuente de información y la unidad de esfuerzo, ver [Anexo 2.2](#)).

Grupo	Consumo sobre presa (Q) capturadas por pesquerías	Captura total pesquera sobre presas depredadas por fauna marina
Aves marinas	$5,2 \pm 11,7$	$7,9 \pm 30,1$
Cetáceo	$5,2 \pm 11,3$	$48,1 \pm 273,6$
Ballena barbada	$2,5 \pm 6,3$	$3836,0 \pm 17254,8$
Ballena dentada	$1,7 \pm 4,5$	$14457,8 \pm 32488,5$
Delfines	$0,3 \pm 1,2$	$2,9 \pm 18,9$
Orca	$0,1 \pm 0,1$	$16,9 \pm 44,8$
Focas	$1,2 \pm 3,7$	$6,4 \pm 29,0$
Otáridos	$9,2 \pm 16,3$	$10,3 \pm 31,6$
Leones marinos	$16,8 \pm 34,5$	$13094,0 \pm 30932,2$
Lobos finos	$6,6 \pm 14,1$	$1879,6 \pm 12086,9$
LMC		$0,2 \pm 0,3$
Tiburones	$3,4 \pm 8,8$	$0,9 \pm 4,0$
Tortugas marinas		$0,3 \pm 0,3$
Total general	$52,6 \pm 112,7$	$33353,2 \pm 93164,5$

De los modelos analizados, fue posible obtener para el 100% de los depredadores la tasa de consumo por especie presa (Q). Sin embargo, sólo en el 52% de los depredadores fue posible obtener la mortalidad que estos ejercen sobre sus presas (M2), valor similar a aquellas especies de presa que presentan información de mortalidad natural (M0, 52% de los artículos entrega dicha información). El porcentaje aumenta a 58% de los modelos que consideran y presentan información de mortalidad por pesca de los recursos capturados (F). Pese a ello, es posible determinar que la mayor tasa promedio de mortalidad sobre especies consumidas por estos animales marinos y los explotados por las pesquerías, fue la mortalidad por depredación, seguida por la mortalidad natural y la mortalidad por pesca ([Figura 8](#)). La mortalidad por depredación de los distintos grupos funcionales es cercana al 60%, la mortalidad natural fluctúa alrededor de un 20% a 30%, y, la mortalidad por pesquería sobre los recursos consumidos por los distintos depredadores varía entre un 10% y 20%. Las tortugas marinas, es el único grupo que difiere de esta tendencia ([Figura 8](#)).

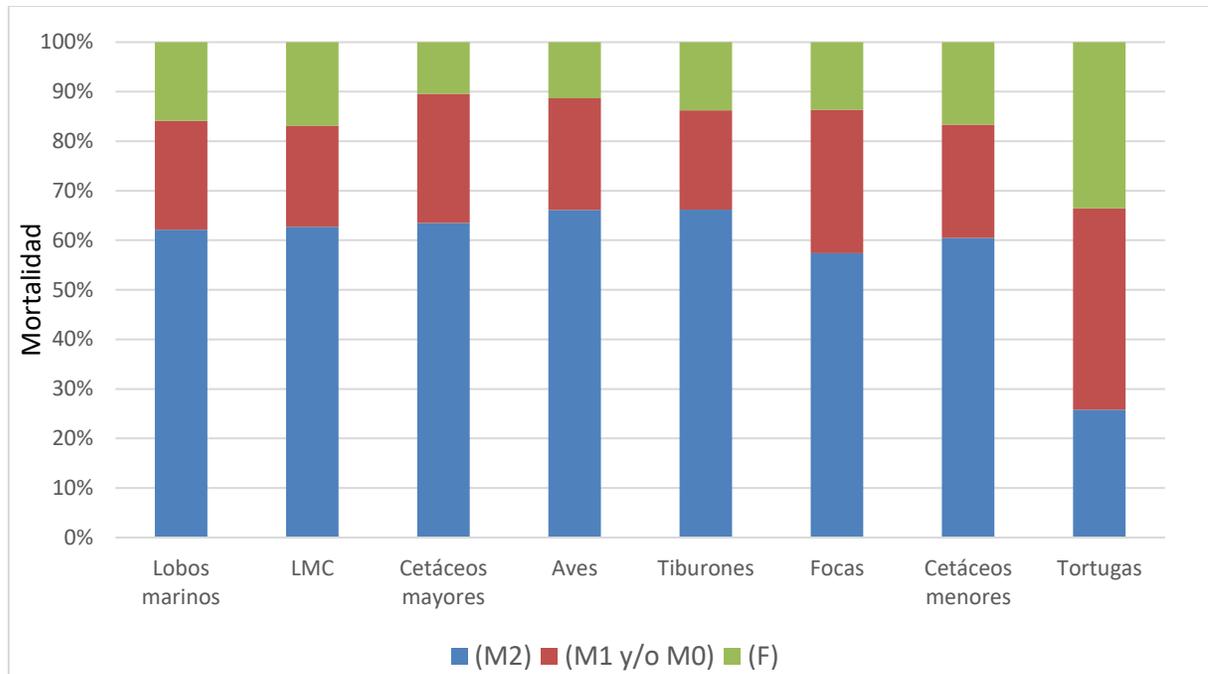


Figura 8. Mortalidad promedio de las presas consumidas por distintos depredadores y que a la vez son especies de interés comercial, explotadas por la pesquería obtenida a partir del análisis de publicaciones de modelos Ecopath. Se entrega promedio de la Mortalidad por depredación (M2), mortalidad natural (M0 y M1) y mortalidad por pesca (F).

4.1.3. Modelamiento de la interacción entre la pesca y el gremio trófico con el que compete por los recursos pesqueros

A partir de la información publicada de los modelos Ecopath analizados anteriormente, donde se consideran lobos marinos y otras especies de depredadores que utilizan recursos presas/pesqueros similares, fue posible evaluar a escala global si los lobos marinos o sus especies homológicamente relacionadas, son los que compiten por recursos pesqueros con la actividad artesanal o industrial. Esta evaluación se realizó a través del análisis de una serie de modelos GAM que permiten ponderar el efecto de cada variable o su conjunto sobre la hipótesis planteada. Luego, de dicho análisis se determinó que la biomasa del gremio trófico al que pertenecen los lobos marinos es un importante predictor de competencia en las actividades pesqueras, incluso más que la biomasa de los propios otáridos. Además, los otáridos por sí solos no constituyen un factor que determine el potencial competitivo con las actividades pesqueras a escala ecosistémica global. Sin embargo, la eficiencia del consumo de los otáridos constituye un factor que maximiza el desempeño competitivo de los

depredadores de recursos pesqueros. Finalmente, el ajuste de un modelo aditivo sugiere que las relaciones monotónicas de directa proporcionalidad entre la complejidad ecosistémica y la denso-dependencia de competidores, sumado a la eventual invariabilidad de la eficiencia competitiva indica una mayor predictibilidad de la interacción entre los tipos de pesquerías (artesanal o industrial) y la competencia con depredadores de los recursos pesqueros.

En los modelos univariados y el modelo simple aditivo, el tamaño ecosistémico espacial fue la única variable cuya función de *smooth* difirió significativamente de cero (Figura 9F). El resto de las variables fueron penalizadas por criterio de espacio nulo (Figura 9A-1E). La función de *smooth* de la biomasa de otariidae (B_O) presentó un amplio rango de incerteza hacia los mayores valores debido a la menor densidad de valores observados (Figura 9B).

Respecto a los modelos de interacción pareada, la denso-dependencia competitiva fue directamente proporcional con la variación en la biomasa del gremio (B_G) e invariante a la biomasa de los otáridos (B_O). Pese a que esta relación presentó significancia estadística marginal en el modelo pareado, adquirió mayor significancia en el modelo aditivo de interacciones pareadas (Figura 10A). El desempeño competitivo de la I_{P-G} se maximizó con el aumento en el consumo de presas pesqueras tanto del gremio (Q/B_G) como de Otariidae (Q/B_O), y aunque la predictibilidad de este modelo no fue estadísticamente significativa, ni para el modelo pareado ni para el modelo aditivo de interacciones pareadas, es posible apreciar que el desempeño competitivo se minimiza más fuertemente con la caída del Q/B_G que con las bajas en el Q/B_O (Figura 10B). En términos ambientales, los ecosistemas estudiados fueron más complejos cuando ocuparon un mayor espacio (TE_S) y debido a que también presentaron mayor número de niveles tróficos (TE_N). Sin embargo, el tamaño ecosistémico espacial es más determinante de la complejidad estructural que el tamaño funcional del ecosistema. Esta respuesta constituye un predictor significativo de la I_{P-G} cuando se modela individualmente, no así cuando es considerada como un componente más en el modelo aditivo de interacciones pareadas (Figura 10C).

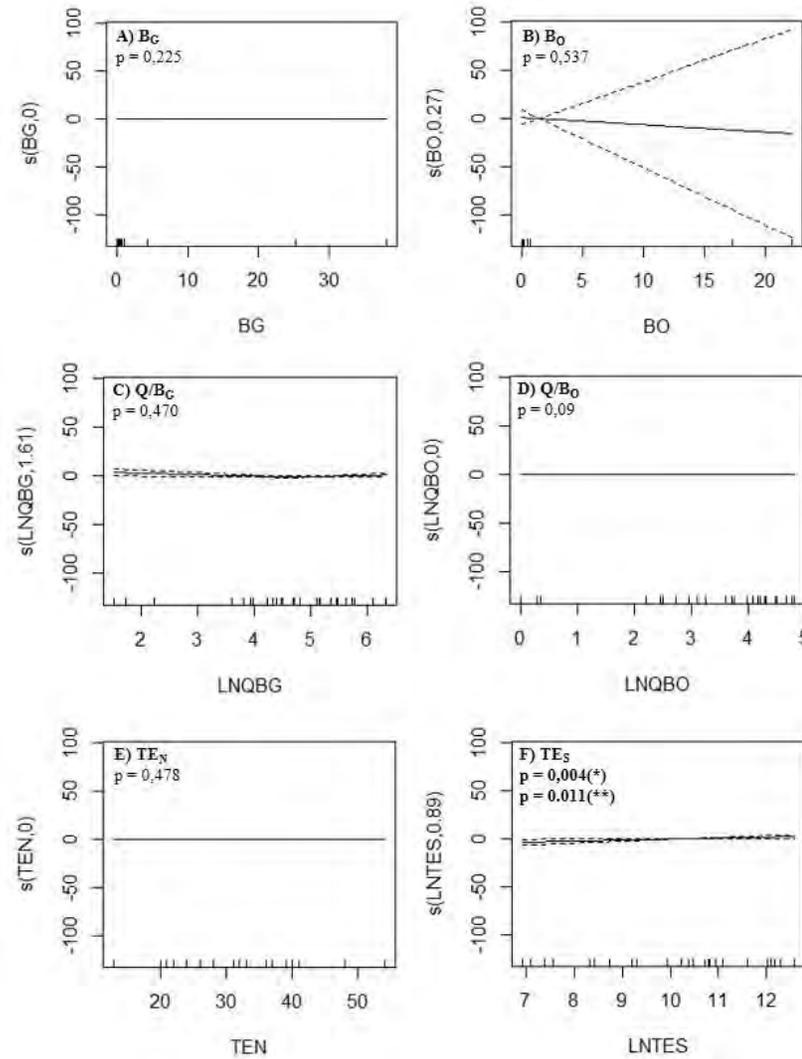


Figura 9. Funciones de smooths de cada variable descriptora medida en los modelos univariados (± 1 D.E.). Significancia de las funciones establecidas por criterio de selección de espacios nulos para el modelo univariado (*) y el modelo simple aditivo (**).

La competencia integrada de los ecosistemas estudiados fue invariante a la fluctuación de los descriptores lineales del desempeño competitivo, pero significativamente sensible a la variación de los descriptores lineales de la denso-dependencia competitiva. De hecho, la competencia integrada se maximizó al fluctuar desde valores intermedios hacia los valores extremos de los predictores lineales de la denso-dependencia competitiva. En otras palabras, la fluctuación en la biomasa del gremio (B_G), ya sea aumentando o disminuyendo su valor, fue significativamente determinante del potencial competitivo de la I_{P-G} .

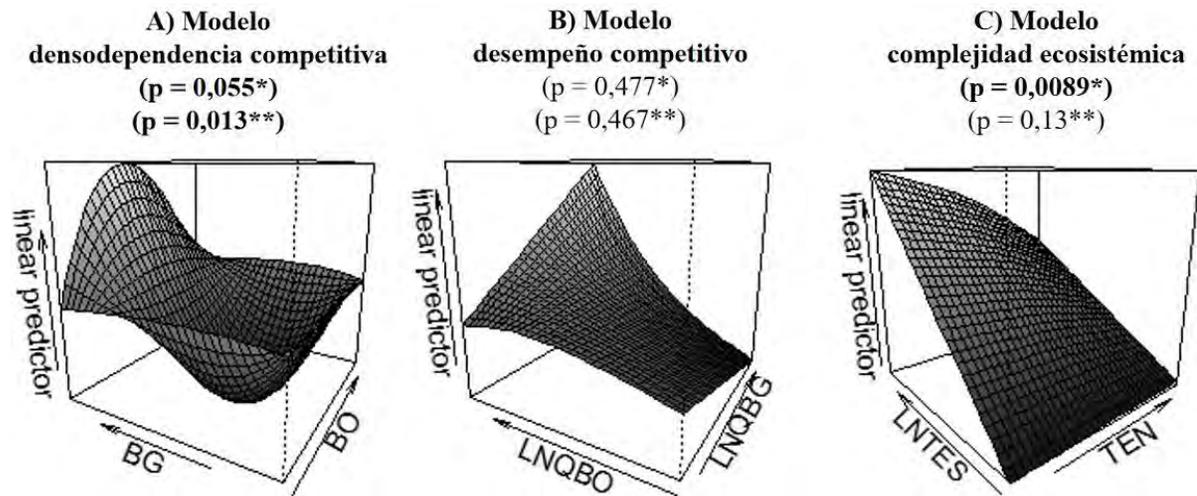


Figura 10. Niveles de predictibilidad de las interacciones pareadas en los modelos de: A) densodependencia competitiva, B) desempeño competitivo y C) complejidad ecosistémica. Se incluye la significancia estadística de los predictores cuando se consideran individualmente en los modelos de interacciones pareadas (*) o cómo un componente dentro de un modelo aditivo de interacciones pareadas (**).

La respuesta de la competencia integrada fue estadísticamente significativa, ya sea que se considere como una variable individual o como una variable aditiva en el modelo de competencia-ecosistema compartimentalizado (Figura 11A). Finalmente, la respuesta de la competencia integrada fue amortiguada por el efecto interactuante de la complejidad ecosistémica. Esto implica que en ecosistemas de menor complejidad ($< TE_N$ y $< TE_S$) el efecto de la competencia es fuerte y disminuye a medida que los ecosistemas se complejizan o aumentan sus tamaños espaciales y funcionales (Figura 11B).

Basado en los valores de log Likelihood y Criterio de Información de Akaike corregido (AICc), fue posible establecer que el modelo aditivo de interacciones pareadas presentó mejor ajuste que incluso los modelos más complejos, los cuales presentaron niveles de ajuste levemente menores. De estos, el modelo que considera la competencia integrada y la complejidad ecosistémica como componentes aditivos (modelo competencia-ecosistema compartimentalizado) presentó el segundo mejor ajuste, seguido del modelo de competencia integrado y el modelo sinérgico competencia-ecosistema (Tabla 11).

Tabla 11. Descriptores de ajuste de los modelos comparados. En negrita se destaca el modelo con mejor ajuste. Número de asteriscos indica el ranking de los modelos con mejor ajuste dado los datos.

Modelo	GL	Log-likelihood	AICc	Δ AICc	w
Modelos univariados					
B _O	1	-21,180	45,7	20,34	0,000
B _G	1	-20,796	45,7	20,35	0,000
Q/B _O	1	-21,405	47,0	21,59	0,000
Q/B _G	1	-21,930	46,0	20,60	0,000
TE _N	1	-23,508	49,1	23,75	0,000
TE _S	1	-15,369	35,1	9,74	0,005
Simple aditivo	4	-11,354	33,6	8,16	0,011
Modelos de interacciones pareadas					
Denso-dependencia competitiva	2	-20,649	47,5	22,10	0,000
Desempeño competitivo	4	-14,489	38,8	13,40	0,001
Complejidad ecosistémica	2	-9,400	25,4	0,00	0,672(*)
Aditivo de interacciones pareadas					
Modelos complejos					
Competencia integrada	3	-10,954	28,8	3,42	0,122(***)
Competencia-ecosistema compartimentalizada	3	-9,572	28,4	3,05	0,146(**)
Sinérgico competencia-ecosistema	4	-9,916	30,9	5,54	0,042(****)

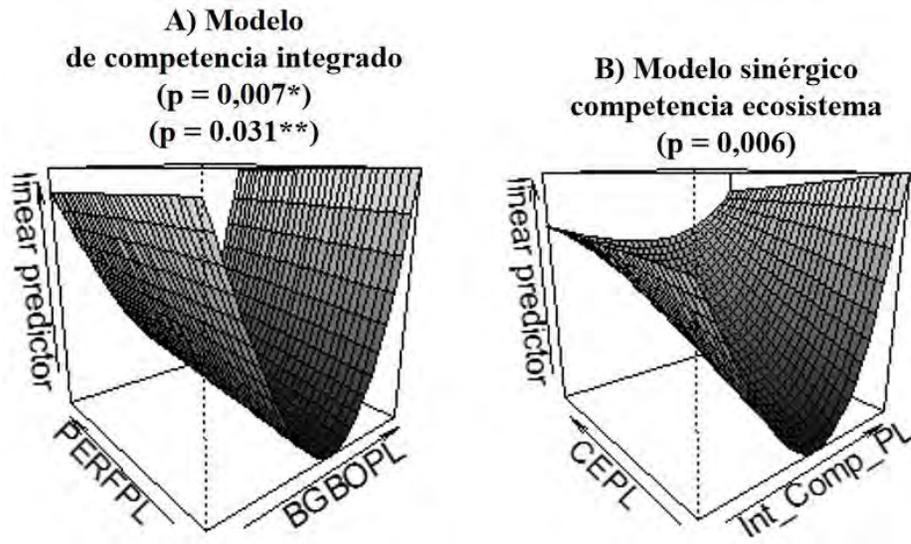


Figura 11. A) Modelo de competencia integrada que refleja la interacción entre los predictores lineales de la denso-dependencia competitiva (BGBOPL) y los predictores lineales del desempeño competitivo (PERFPL). Significancia de la interacción obtenida para el modelo de competencia integrado (*) y el modelo de competencia-ecosistema compartimentalizado (**). B) Modelo sinérgico de competencia-ecosistema que incorpora la interacción entre los predictores lineales de la competencia integrada (Int_Comp_PL) y los predictores lineales de la complejidad ecosistémica (CEPL).

4.2. Objetivo Específico 2

Revisar, actualizar y generar información sobre las interacciones tróficas (impactos de la depredación) entre el lobo marino común y los recursos objetivo que sustentan pesquerías en las zonas norte, centro y sur de Chile.

4.2.1. Estimación de la dieta del lobo marino

4.2.1.1. Análisis de fecas

Del total de fecas analizadas, se registraron un total de 13 especies de peces, 2 especies de cefalópodos, una especie de crustáceo y una especie de asteroideo (Tabla 12).

Tabla 12. Especies identificadas como presas consumidas por el lobo marino común para la zona centro del país.

Familia	Especie	Nombre común	Familia	Especie	Nombre común
Peces:			Peces		
Engraulidae	<i>Engraulis ringens</i>	Anchoveta	Clupeidae	<i>Strangomera bentincki</i>	Sardina común
Batrachoididae	<i>Aphos porosus</i>	Bagre marino	Bramidae	<i>Brama australis</i>	Reineta
Pinguipedidae	<i>Prolatilus jugularis</i>	Blanquillo	Crustáceos:		
Haemulidae	<i>Isacia conceptionis</i>	Cabinza	Munidae	<i>Pleuroncodes monodon</i>	Langostino colorado
Centrolophidae	<i>Seriola punctata</i>	Cojinoba moteada	Cefalópodos		
Ophidiidae	<i>Genypterus blacodes</i>	Congrio dorado	Loliginidae	<i>Doryteuthis (Amerigo) gahi</i>	Calamar patagónico
Carangidae	<i>Trachurus murphyi</i>	Jurel	Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	Jibia, Calamar de Humboldt
Paralichthyidae	<i>Paralichthys adspersus</i>	Lenguado	Asteroidea		
Merlucciidae	<i>Merluccius gayi gayi</i>	Merluza común			
Stromateidae	<i>Stromateus stellatus</i>	Pampanito			
Atherinopsidae	<i>Odontesthes regia</i>	Pejerrey de mar			

En la lobera de Montemar durante el año 2019, la anchoveta y la merluza común, seguidas por el bagre marino y el pampanito, fueron los ítems de mayor importancia en la dieta del LMC, con índices de importancia relativa del 59,9%, 46,1%, 14,7% y 9,7%, respectivamente. En el año 2020, los ítems cambian su importancia, siendo la merluza con un 75,3% IIR, la presa más representada

por sobre la anchoveta y el jurel (35,2% y 4,4% IIR) (Tabla 13). Al analizar la composición de la dieta entre los años 2019 y 2020 mediante la prueba Chi-cuadrado, se observó diferencias significativas entre ambos años para esta lobera en cuanto al %IIR ($\chi^2 = 29,0$; $g/l = 4$; $P < 0,001$).

Tabla 13. Valores obtenidos para la lobera de Montemar, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.

Especies Presa	2019				2020			
	%N	%W	%FO	%IIR	%N	%W	%FO	%IIR
Anchoveta	63,7	15,6	75,6	59,9	45,2	13,4	60,0	35,2
Bagre marino	4,9	25,3	48,8	14,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Blanquillo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cabinza	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cojinoba moteada	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Congrio dorado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jurel	0,0	0,0	0,0	0,0	5,6	9,2	30,0	4,4
Lenguado	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	2,3	20,0	0,7
Merluza común	25,6	41,9	68,3	46,1	45,1	62,5	70,0	75,3
Pampanito	4,8	15,1	48,8	9,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Pejerrey de mar	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Reineta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sardina común	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Calamar	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6	6,7	0,1
Jibia	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	7,7	6,7	0,5
Langostino colorado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	6,7	0,0
Asteroideos	1,0	2,1	12,2	0,4	2,0	4,2	56,7	3,5

Para la lobera de Punta Curaumilla, se destaca el jurel y la merluza común como ítems de importancia en la dieta, con un 54,0% y 37,1% en el IIR, para el año 2019. En el año 2020, la merluza mantiene un alto porcentaje de importancia con un 58,2%, mientras que el jurel, la anchoveta y la reineta comparten índices similares de importancia (16,0%, 10,1% y 9,3% de IIR, respectivamente) (Tabla 14). Al analizar la composición de la dieta entre los años 2019 y 2020 mediante la prueba Chi-cuadrado, se observó diferencias significativas entre ambos años para esta lobera en cuanto al %IIR ($\chi^2 = 46,9$; $g/l = 5$; $P < 0,001$).

Tabla 14. Valores obtenidos para la lobera de Curaumilla, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.

Especies Presa	2019				2020			
	%N	%W	%FO	%IIR	%N	%W	%FO	%IIR
Anchoveta	11,2	2,0	40,6	5,4	18,1	2,0	50,0	10,1
Bagre marino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Blanquillo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cabinza	0,0	0,0	0,0	0,0	3,7	1,0	30,0	1,4
Cojinoba	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	3,4	2,5	0,1
Congrio dorado	0,4	4,1	3,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Jurel	35,4	46,8	65,6	54,0	16,1	10,6	60,0	16,0
Lenguado	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	7,4	35,0	4,3
Merluza común	34,1	13,5	78,1	37,1	37,9	28,7	87,5	58,2
Pampanito	5,4	13,3	31,3	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Pejerrey de mar	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,2	30,0	0,8
Reineta	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	28,4	30,0	9,3
Sardina común	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Calamar	0,9	1,2	3,1	0,1	4,7	3,3	45,0	3,6
Jibia	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	10,2	10,0	1,1
Langostino colorado	1,3	0,1	9,4	0,1	2,7	0,1	42,5	1,2
Asteroideos	11,2	19,0	78,1	23,6	5,3	4,8	85,0	8,6

Para la lobera de Cobquecura, los valores obtenidos indican que para el año 2019, las presas de mayor importancia fueron la merluza común y la anchoveta, con un %IIR de 80,0% y 5,6%, respectivamente. Para el año 2020, las presas de mayor importancia correspondieron al congrio y al jurel con un %IIR de 5,8% y 5,6%, respectivamente (Tabla 15). Al analizar la composición de la dieta entre los años 2019 y 2020 mediante la prueba Chi-cuadrado, se observó diferencias significativas entre ambos años para esta lobera en cuanto al %IIR ($\chi^2 = 77,5$; $g.l = 5$; $P < 0,001$).

En el caso de Chome, nuevamente la merluza común es la presa de mayor importancia en la dieta, con un 60,2% IIR, seguida por el pampanito, jurel, lenguado, langostino colorado y anchoveta (28,0%, 13,9%, 9,7%, 7,6% y 6,7% IIR, respectivamente) (Tabla 16).

Tabla 15. Valores obtenidos para la lobera de Cobquecura, donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019 y 2020.

Especies Presa	2019				2020			
	%N	%W	%FO	%IIR	%N	%W	%FO	%IIR
Anchoveta	19,9	4,6	22,7	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Bagre marino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Blanquillo	2,3	4,5	13,6	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Cabinza	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cojinoba	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Congrio dorado	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	49,6	9,6	5,8
Jurel	4,7	7,0	13,6	1,6	17,7	32,3	11,2	5,6
Lenguado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Merluza común	51,5	46,3	81,8	80,0	15,9	3,6	9,6	1,9
Pampanito	2,3	6,5	13,6	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Pejerrey de mar	2,9	0,4	13,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Reineta	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sardina común	0,0	0,0	0,0	0,0	36,3	3,1	9,6	3,8
Calamar	2,9	4,3	22,7	1,6	1,8	1,2	1,6	0,0
Jibia	0,6	11,5	4,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Langostino colorado	5,3	0,5	40,9	2,3	6,2	0,2	4,8	0,3
Asteroideos	7,6	14,4	59,1	13,0	11,5	9,9	10,4	2,2

Se destaca la presencia de asteroideos en las cuatro loberas de estudio, en ambos años de recolección de muestras, variando su índice de importancia relativa como presa, desde 0,4 a 23,6% entre las diferentes localidades. Las especies de asteroideos que se distribuyen en área de estudio son *Stichaster striatus*, *Heliaster helianthus* y *Meyenaster gelatinosus*. Sin embargo, a partir de los restos calcáreos encontrados no es posible la identificación a nivel de especie. Las espinas encontradas se asemejan a las observadas en la cara oral de *Stichaster striatus*.

En general, para ambos años y entre todas las loberas de la zona central del país, las principales especies presa corresponden a la merluza común, anchoveta y jurel en cuanto a peces. Para munidos, destaca el langostino colorado y en cefalópodos se registra la presencia de calamar patagónico y la jibia o calamar de Humboldt (Figura 12).

Tabla 16. Valores obtenidos para la lobera de Chome donde %N es el número de individuos de cada especie presa, %W es el peso de cada presa con respecto al peso total de las presas, %FO frecuencia de ocurrencia, índice de Importancia Relativa IIR de las diferentes especies presa en el año 2019.

Especies Presa	%N	%W	%FO	%IIR
Anchoveta	9,8	1,0	61,5	6,7
Bagre marino	0,0	0,0	0,0	0,0
Blanquillo	0,0	0,0	0,0	0,0
Cabinza	0,0	0,0	0,0	0,0
Cojinoba	0,0	0,0	0,0	0,0
Congrio dorado	0,0	0,0	0,0	0,0
Jurel	13,2	9,5	61,5	13,9
Lenguado	7,4	9,4	57,7	9,7
Merluza común	31,4	43,1	80,8	60,2
Pampanito	19,6	26,0	61,5	28,0
Pejerrey de mar	0,0	0,0	0,0	0,0
Reineta	0,0	0,0	0,0	0,0
Sardina común	0,0	0,0	0,0	0,0
Calamar	2,4	1,7	19,2	0,8
Jibia	0,3	3,2	3,8	0,1
Langostino colorado	9,5	0,4	76,9	7,6
Asteroideos	6,4	5,8	73,1	8,9

4.2.1.2. Análisis de isótopos estables

Los valores isotópicos de las presas y de los lobos marinos de la lobera de Punta Curaumilla se muestran en la [Figura 13](#). Para esta localidad, los modelos estiman que la principal presa consumida por los lobos fue la sierra en el año 2019 (66,3%) y el grupo funcional jibia-jurel en el año 2020 (80,1%) ([Tabla 17](#), [Figura 14](#)). Otras presas que fueron importantes en la dieta del lobo marino común fueron el grupo jibia-jurel en el año 2019 y la sierra en el 2020. Cabe destacar que la jibia y el jurel se ubicaron en un mismo grupo funcional debido a que las firmas isotópicas de ambas especies fueron muy similares, por lo que el programa no puede diferenciar cual de estas dos presas es la más relevante para la dieta del lobo marino común.

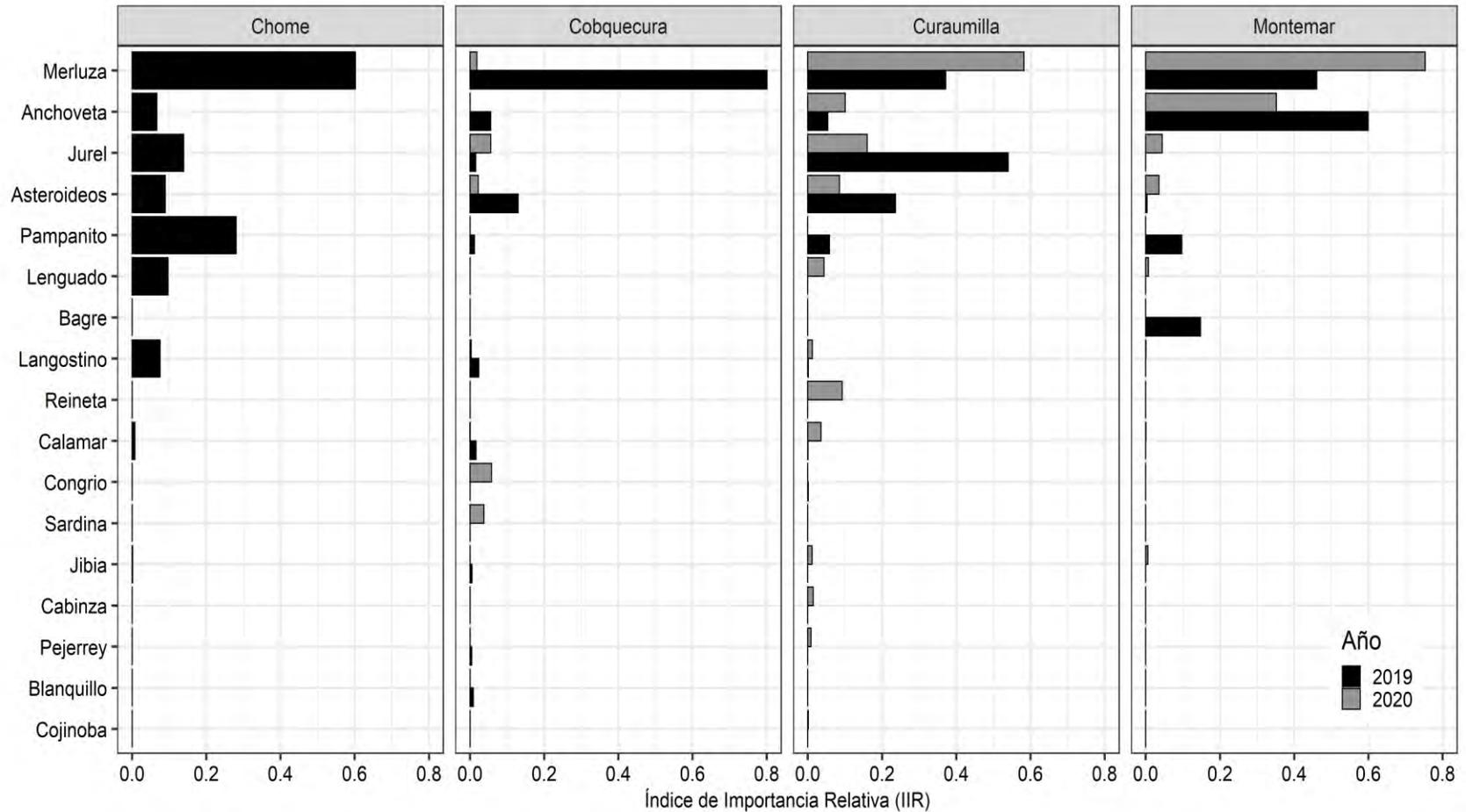


Figura 12. Índice de Importancia Relativa (IIR) para las diferentes especies presas encontradas en las fecas de Lobo Marino Común analizadas en las loberas de Chome, Cobquecura, Curaumilla y Montemar entre los años 2019 y 2020.

Tabla 17. Dieta estimada para el lobo marino común de la colonia Punta Curaumilla en los años 2019 y 2020, basada en isótopos estables, presentada como mediana y rango (percentiles 2,5% y 97,5%).

Especies Presa	Proporciones estimadas	
	2019	2020
Anchoveta	0,048 (0,002 – 0,166)	0,019 (0,001 – 0,076)
Camarón	0,032 (0,002 – 0,119)	0,013 (0,000 – 0,051)
Congrio	0,036 (0,002 – 0,159)	0,021 (0,001 – 0,083)
Jibia-Jurel	0,079 (0,003 – 0,260)	0,808 (0,700 – 0,894)
Merluza común	0,035 (0,001 – 0,158)	0,013 (0,000 – 0,052)
Sardina común	0,024 (0,001 – 0,093)	0,008 (0,000 – 0,035)
Sierra	0,663 (0,518 – 0,773)	0,088 (0,007 – 0,178)

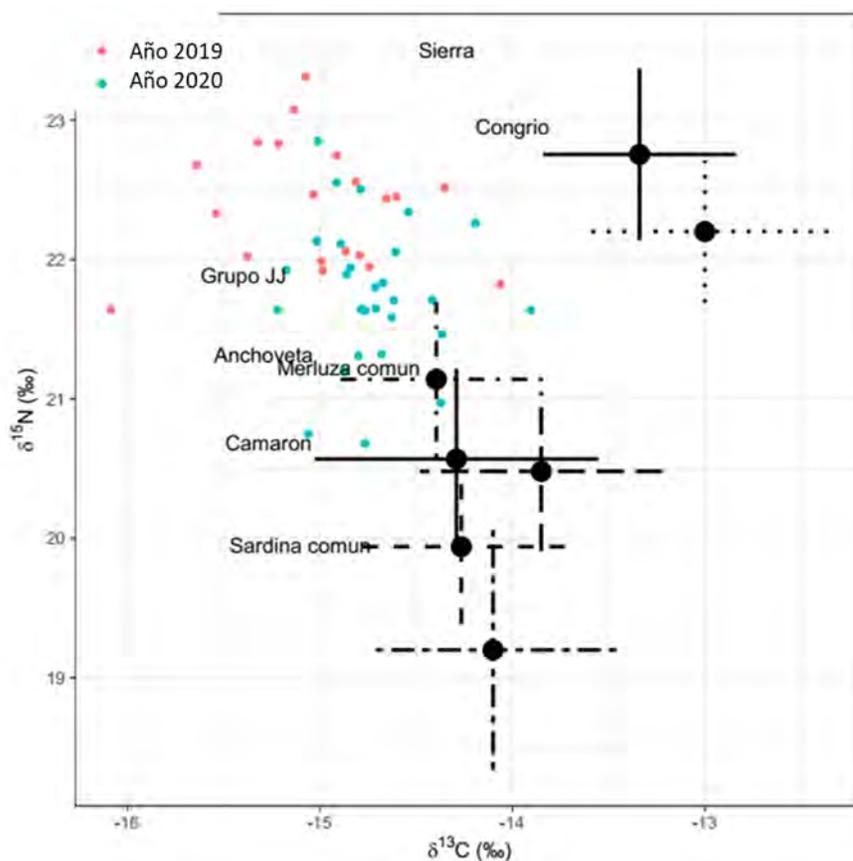


Figura 13. Valores isotópicos de lobos marinos y de presas del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla para los años 2019 y 2020. Región de Valparaíso.

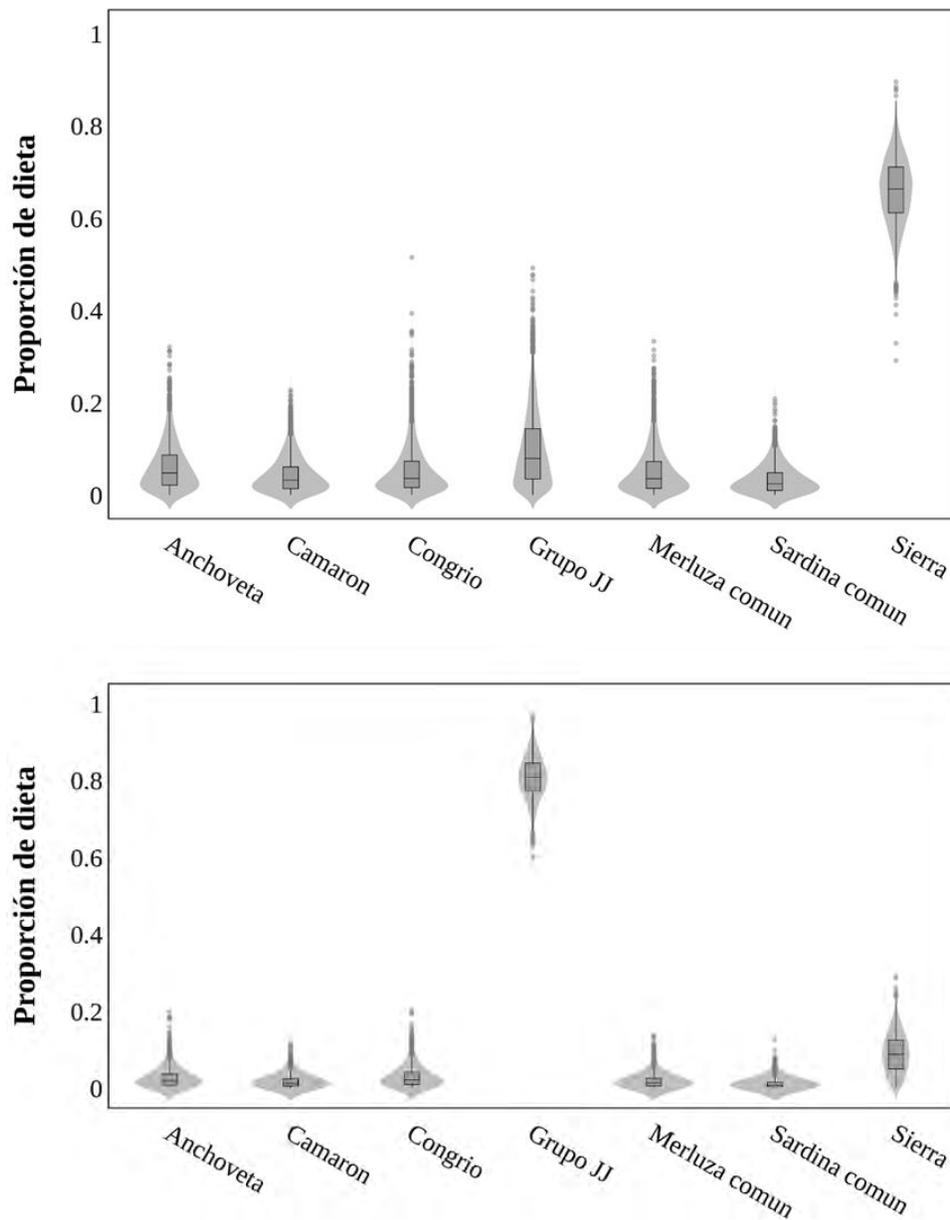


Figura 14. Proporción de dieta estimada para la población total de lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo). Grupo JJ = Jibia y Jurel

Al analizar la composición de la dieta en forma separada para cada sexo, se tiene que para el año 2019 las hembras consumen principalmente sierra (69%) seguido del grupo JJ (jibia-jurel; 9%), mientras que los machos muestran un mayor consumo de sierra (77%) (Figura 15). Para el caso del

año 2020, se tiene un mayor consumo del grupo jibia-jurel, tanto para las hembras (80%), como para los machos (87%; Figura 16).

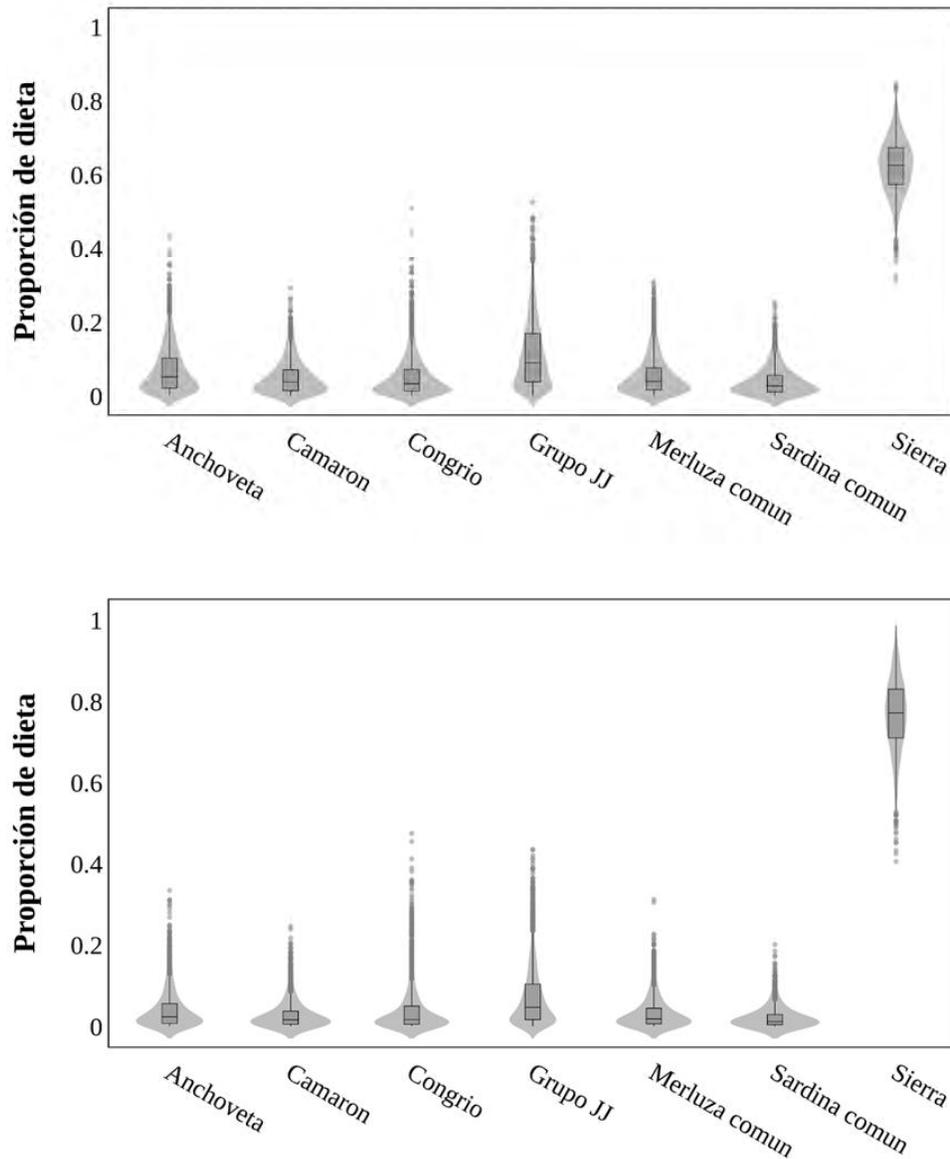


Figura 15. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2019. Grupo JJ = Jibia y Jurel

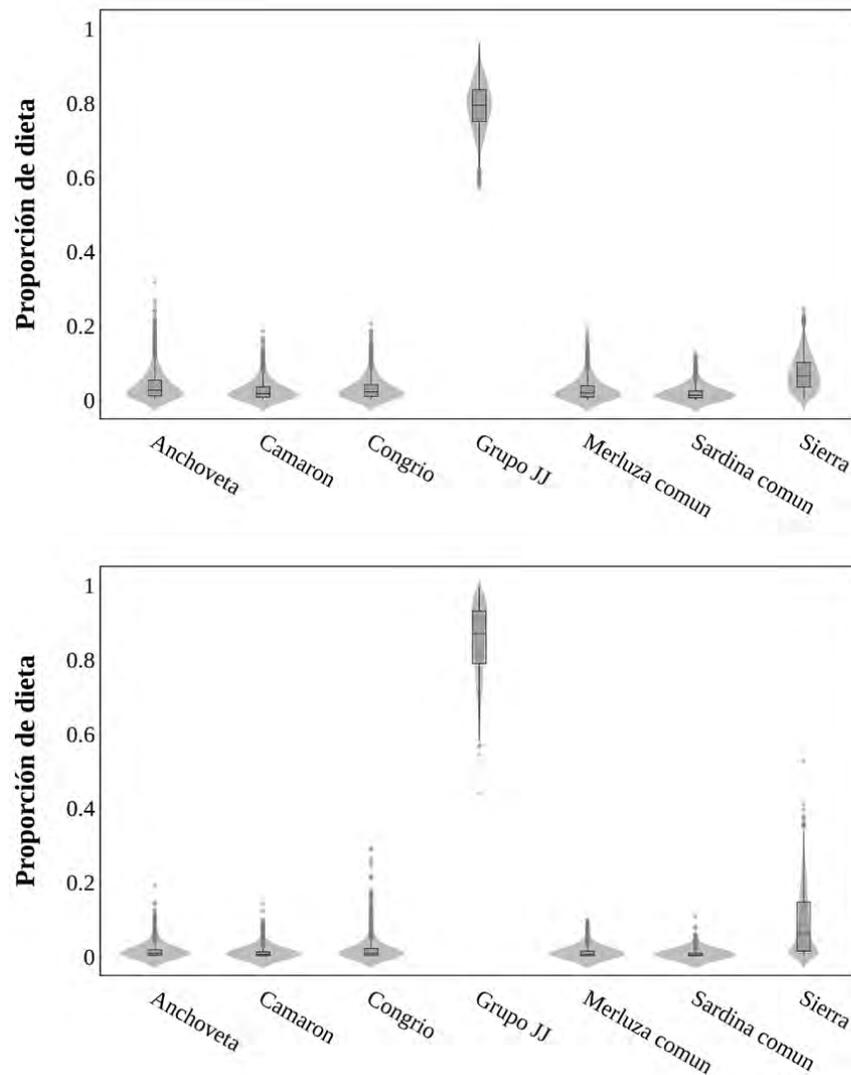


Figura 16. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en la colonia de Punta Curaumilla, Región de Valparaíso para el año 2020. Grupo JJ = Jibia y Jurel

Los valores isotópicos de las presas y de los lobos marinos de las loberas de Cobquecura y Chome se muestran en la Figura 17. Para este sector, los modelos estiman que la principal presa consumida por los lobos marinos fue la merluza común, tanto para el año 2019 (59,4%) como para el año 2020 (39,5%) (Tabla 18, Figura 18). Otras presas que fueron importantes en la dieta del lobo marino común fueron la merluza de cola en el año 2019, y el congrio y la merluza de cola en el 2020.

Tabla 18. Dieta estimada para el lobo marino común de la colonia Punta Curaumilla en los años 2019 y 2020, basada en isótopos estables, presentada como mediana y rango (percentiles 2,5% y 97,5%).

Especies Presa	Proporciones estimadas	
	2019	2020
Anchoveta	0,026 (0,001 – 0,102)	0,014 (0,000 – 0,042)
Congrio	0,033 (0,001 – 0,135)	0,268 (0,002 – 0,475)
Jibia	0,026 (0,001 – 0,105)	0,022 (0,001 – 0,072)
Jurel	0,019 (0,001 – 0,066)	0,004 (0,000 – 0,030)
Langostino	0,012 (0,001 – 0,048)	0,009 (0,000 – 0,023)
Merluza común	0,594 (0,506 – 0,668)	0,395 (0,240 – 0,437)
Merluza de cola	0,231 (0,098 – 0,318)	0,146 (0,009 – 0,411)
Sardina común	0,013 (0,001 – 0,048)	0,007 (0,000 – 0,019)

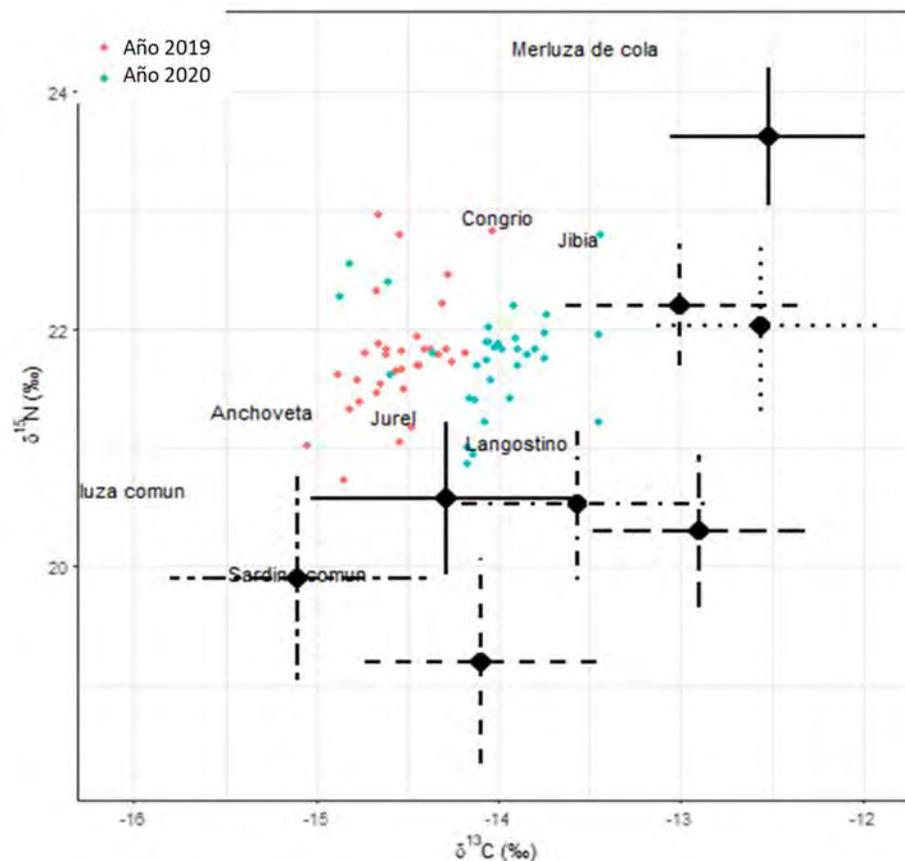


Figura 17. Valores isotópicos de lobos marinos y de presas del lobo marino común en la colonia de Cobquecura y Chome para los años 2019 y 2020. Región de Valparaíso.

Al analizar la composición de la dieta en forma separada para cada sexo, se tiene que para el año 2019 las hembras consumen principalmente merluza común (59%) seguido por merluza de cola (20%). De manera similar, los machos mostraron un mayor consumo de merluza común (58%) seguido de merluza de cola (32%) (Figura 19). Para el caso del año 2020 se obtuvieron resultados similares, con un mayor consumo de merluza común (38%) y de merluza de cola (33%) para las hembras, y de merluza común (47%) y de merluza de cola (34%) para los machos (Figura 20).

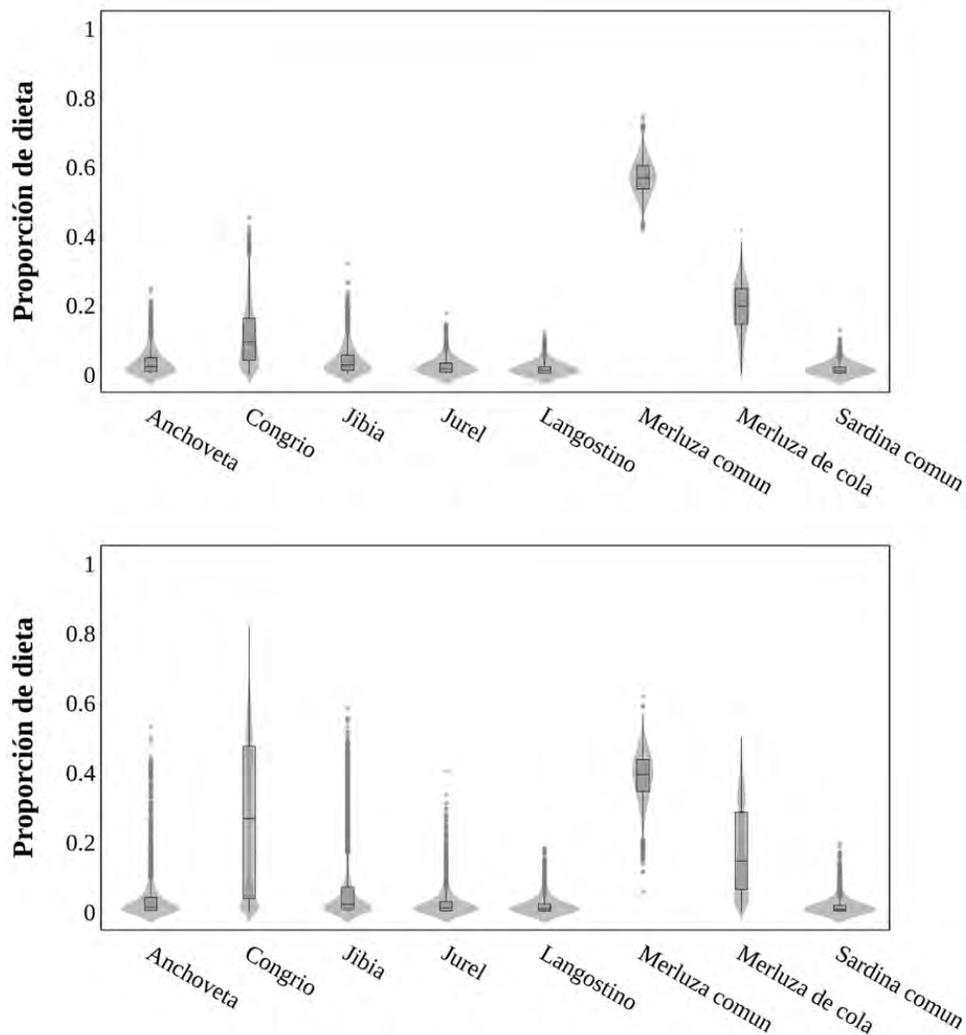


Figura 18. Proporción de dieta estimada para la población de lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bio para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo).

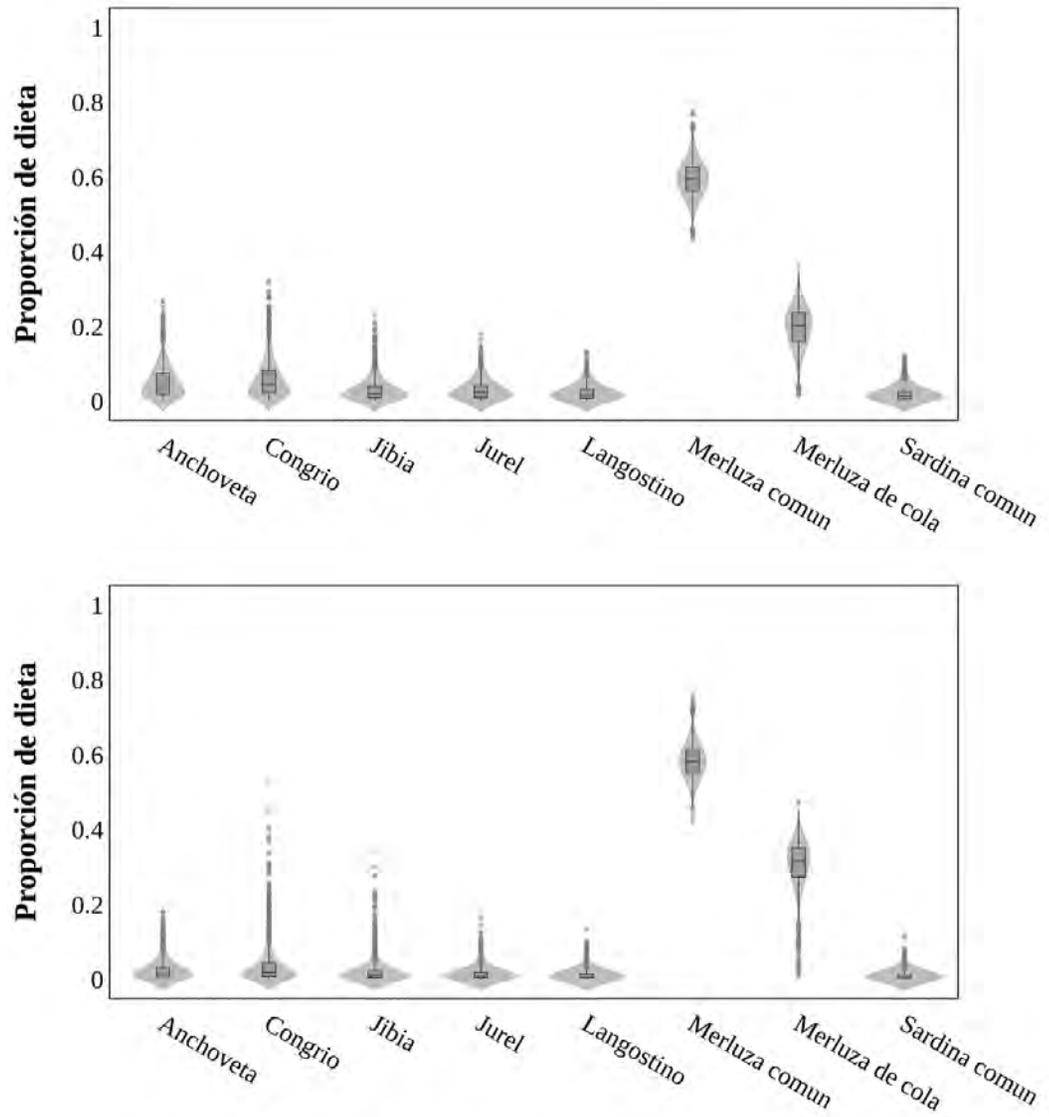


Figura 19. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bío para el año 2019.

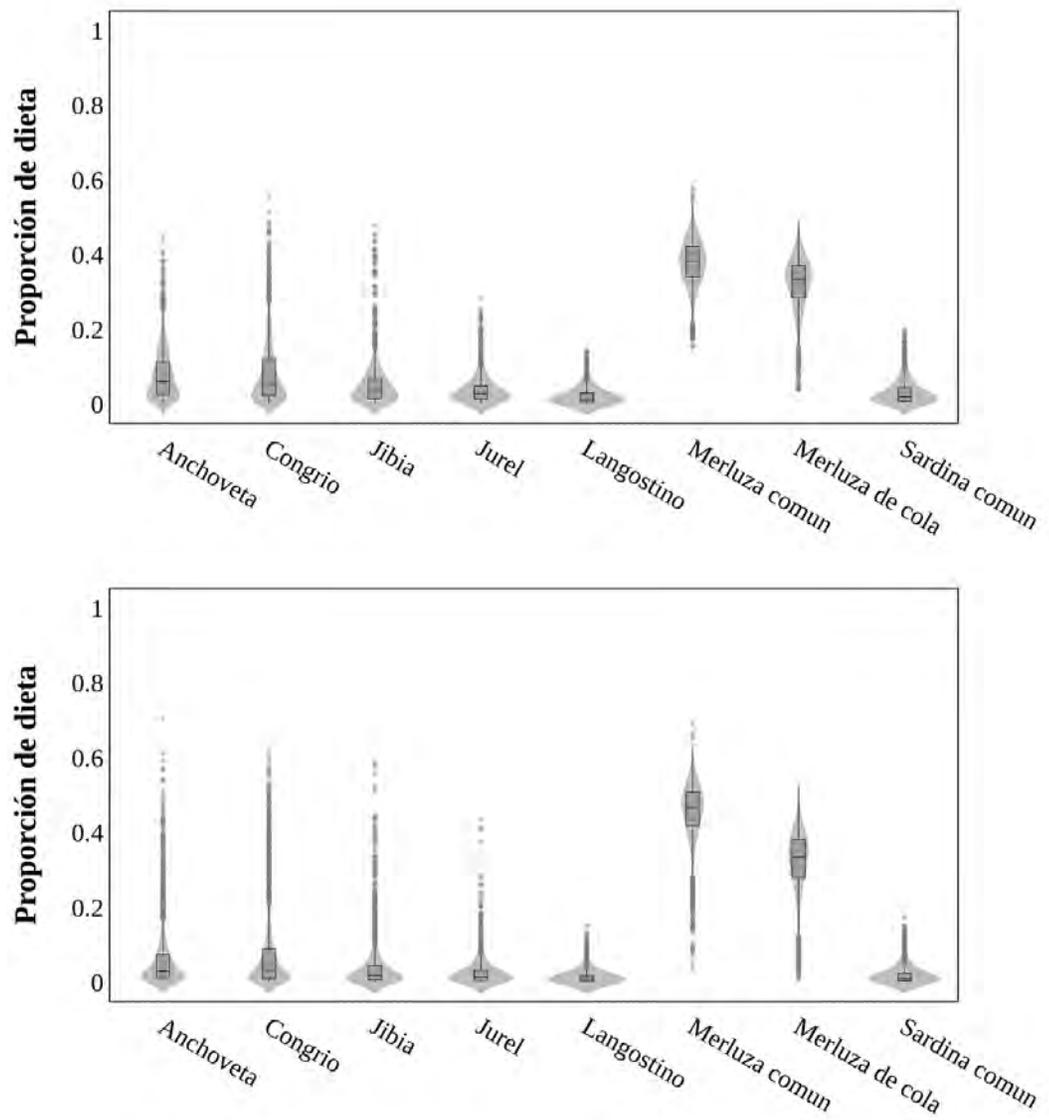


Figura 20. Proporción de dieta estimada para las hembras (arriba) y machos (abajo) del lobo marino común en las colonias de Cobquecura y Chome, Regiones de Ñuble y Bío-Bío para el año 2020.

4.2.2. Determinación de nicho trófico

4.2.2.1. Análisis por localidad

La [Tabla 19](#) muestra los valores isotópicos promedio de los individuos muestreados en las tres localidades en los años 2019 y 2020. Para el año 2019, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ variaron significativamente entre localidades ($\delta^{15}\text{N}$: $F_{2,50} = 15,0$, $P < 0,001$; $\delta^{13}\text{C}$: $H_{2,53} = 17,58$, $P < 0,001$; [Figura 21](#)). El análisis post-hoc reveló que los individuos de Chome y Cobquecura se encontraron significativamente más enriquecidos en $\delta^{13}\text{C}$ que los individuos de Curaumilla. Asimismo, los individuos de Chome y Curaumilla presentaron valores significativamente mayores de $\delta^{15}\text{N}$ respecto a Cobquecura. Para el año 2020, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ variaron significativamente entre localidades ($U = 70$, $P < 0,001$), pero no así los de $\delta^{15}\text{N}$ ($F_{1,59} = 0,08$; $P = 0,78$; [Figura 21](#)). En el caso del $\delta^{13}\text{C}$, los individuos de Cobquecura se encontraron significativamente más enriquecidos en ^{13}C que los individuos de Curaumilla.

Tabla 19. Métricas de amplitud de nicho isotópico de los lobos marinos muestreados en tres localidades del centro-sur de Chile. NR: rango de nitrógeno, CR: rango de carbono, TA: área total, SEA_C : área estándar de la elipse corregido para tamaños de muestra pequeños, SEA_B : estimado Bayesiano del SEA.

Localidad	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		NR	CR	TA	SEA_C	SEA_B	
		Prom	SD	Prom	SD						
2019	Curaumilla	20	-15,01	0,46	22,38	0,45	1,67	2,02	1,88	0,676	0,668
	Cobquecura	23	-14,56	0,22	21,63	0,39	1,71	0,80	0,65	0,211	0,218
	Chome	10	-14,50	0,23	22,08	0,58	1,46	0,70	0,75	0,458	0,450
2020	Curaumilla	28	-14,72	0,29	21,75	0,51	2,17	1,32	1,79	0,480	0,478
	Cobquecura	33	-14,04	0,34	21,76	0,43	1,93	1,43	1,97	0,468	0,468

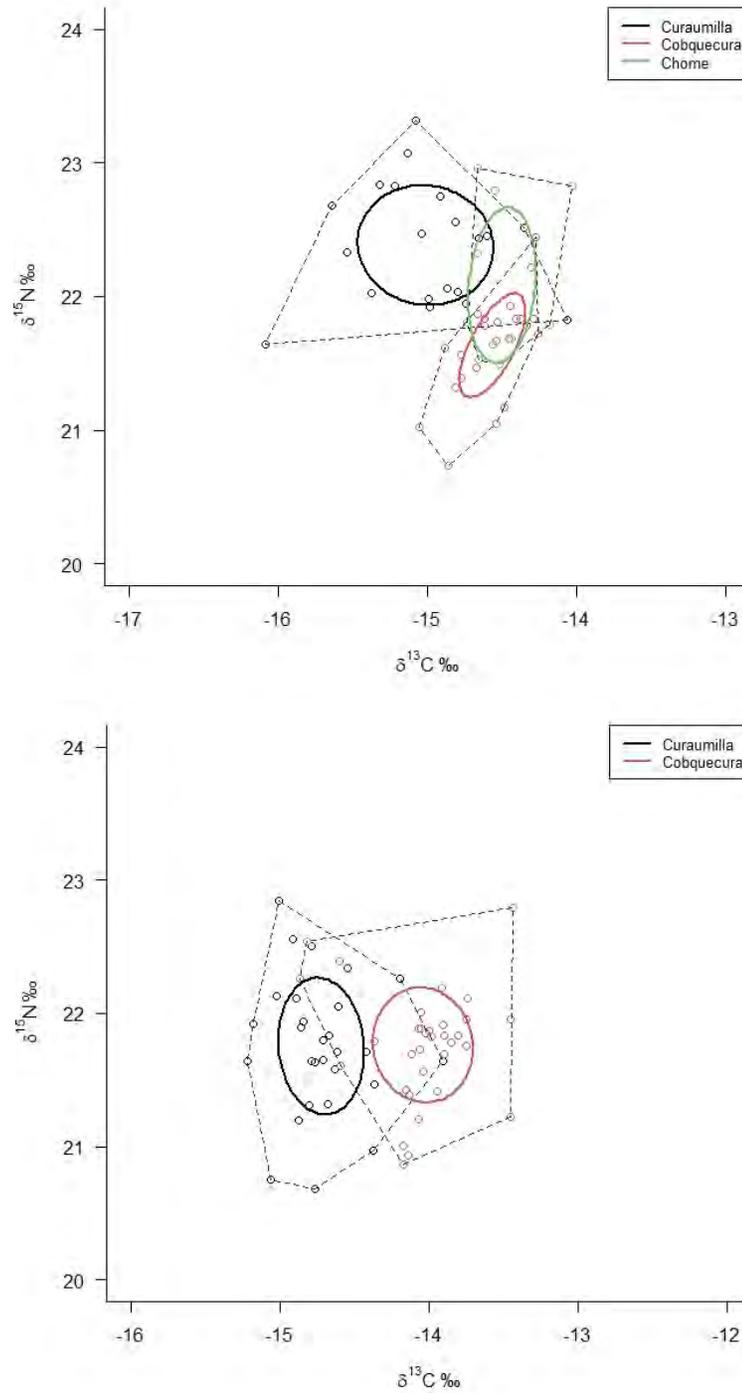


Figura 21. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la piel de lobos marinos muestreados en 2019 (arriba) en las localidades de Curaumilla, Cobquecura y Chome, y en 2020 (abajo) para las localidades de Cobquecura y Curaumilla. El área estándar de la elipse (SEAB; línea sólida) representa el área central del nicho de cada grupo (40% de los datos). Los polígonos convexos (TA; línea punteada) representan la diversidad general del nicho.

Para el año 2019, el rango de nitrógeno (NR) fue similar entre Cobquecura y Curaumilla, y menor en Chome. En tanto, el rango de carbono (CR) fue similar entre Chome y Cobquecura, y mayor en Curaumilla (Tabla 19). El análisis del SEA_B indica que los lobos marinos de Chome ($P = 0,034$) y Curaumilla ($P = 0,0003$) presentan una amplitud de nicho isotópico mayor que los individuos de Cobquecura, mientras que no se encontraron diferencias significativas en la amplitud del nicho isotópico entre Chome y Curaumilla ($P = 0,14$) (Tabla 19, Figura 22).

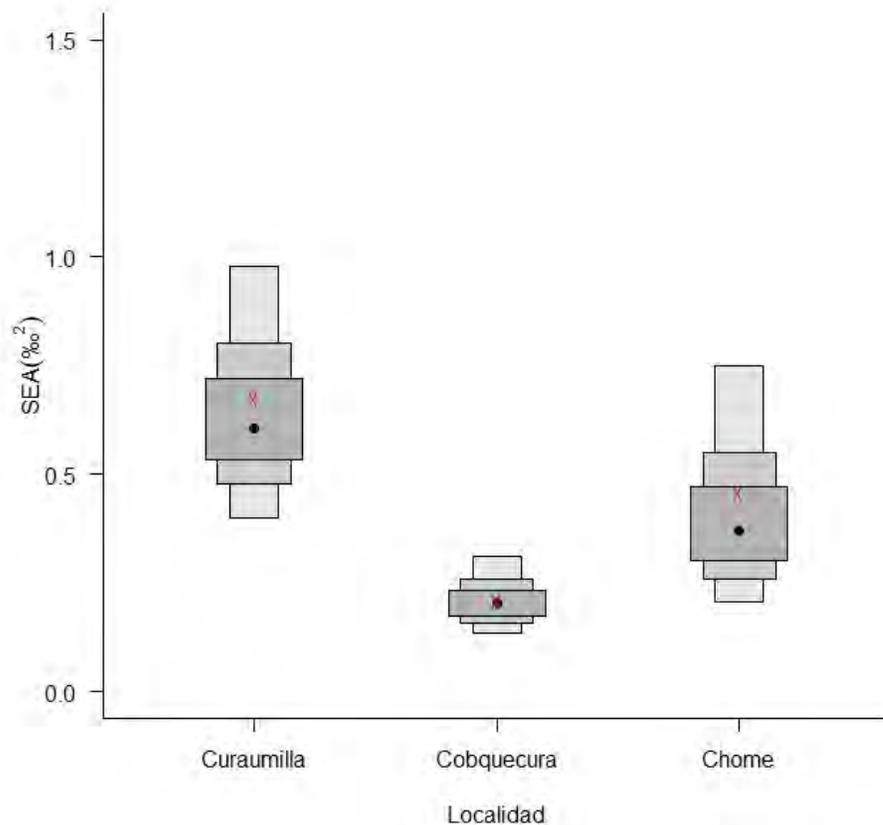


Figura 22. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de lobos marinos muestreados en tres localidades del centro-sur de Chile en el año 2019. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las X rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas.

Para el año 2020, tanto el rango de nitrógeno (NR) como el de carbono (CR) fue similar entre Cobquecura y Curaumilla (Tabla 19). El análisis del SEA_B indica asimismo que los lobos marinos de Cobquecura y Curaumilla presentan una amplitud de nicho isotópico similar ($P = 47$) (Tabla 19, Figura 23). Al comparar ambos años se aprecia que en Cobquecura los valores de NR, CR y SEA_B fueron mayores el año 2020, lo que indica una mayor amplitud de nicho en este año. Para el caso de Curaumilla, por el contrario, tanto CR como SEA_B fueron menores el 2020, indicando una reducción en la amplitud de nicho trófico.

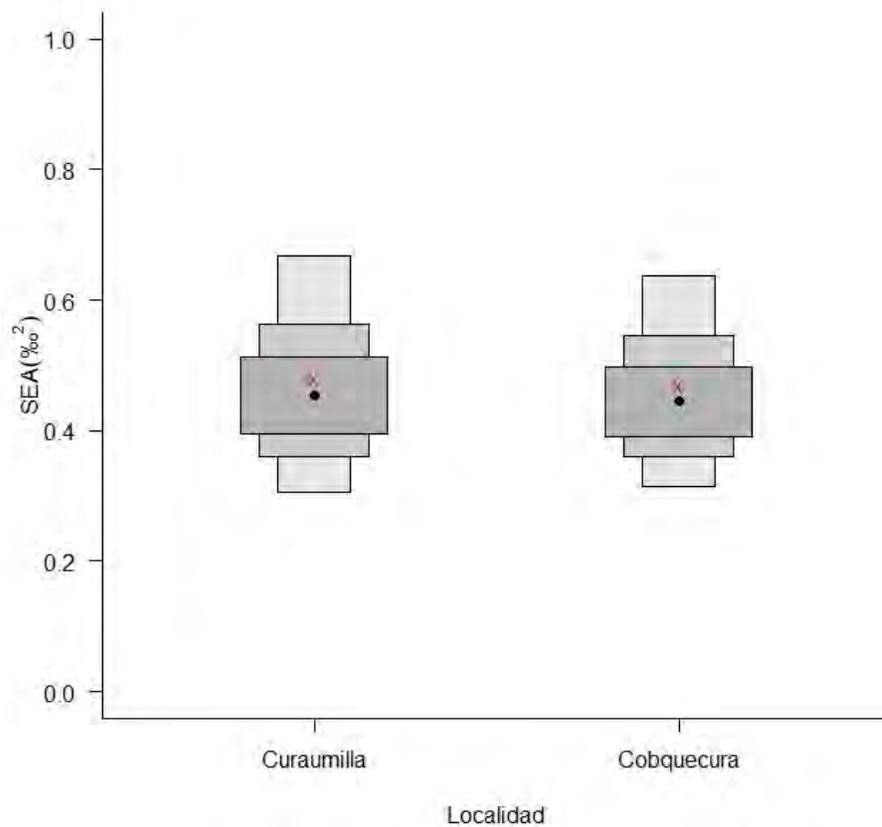


Figura 23. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de lobos marinos muestreados en dos localidades del centro-sur de Chile en el año 2020. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las X rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas.

4.2.2.2. Análisis por clase de edad/sexo

La **Tabla 20** muestra los valores isotópicos promedio de los lobos marinos por clase de edad/sexo. Para el año 2019, los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ variaron significativamente entre clases de edad/sexo ($F_{3,49} = 8,30$; $P < 0,001$), mientras que, en el caso del $\delta^{13}\text{C}$, no se encontraron diferencias significativas entre clases de edad/sexo ($H_{3,53} = 6,78$; $P = 0,08$; Figura 24). El análisis post-hoc reveló que los machos adultos se encontraron significativamente más enriquecidos en $\delta^{15}\text{N}$ que machos subadultos y hembras adultas. Asimismo, hembras adultas presentaron valores significativamente mayores de $\delta^{15}\text{N}$ respecto a los juveniles. Para el año 2020, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($F_{3,57} = 0,97$, $P = 0,41$) y $\delta^{13}\text{C}$ ($H_{3,61} = 7,15$, $P = 0,07$) fueron estadísticamente similares entre clases de edad/sexo (Figura 24).

Tabla 20. Métricas de amplitud de nicho isotópico de los individuos de *O. flavescens* muestreados en el centro-sur de Chile para los años 2019 y 2020, de acuerdo con la clase de edad/sexo. NR: rango de nitrógeno, CR: rango de carbono, TA: área total, SEA_C : área estándar de la elipse corregido para tamaños de muestra pequeños, SEA_B : estimado Bayesiano del SEA.

Clase de edad/sexo	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		NR	CR	TA	SEA_C	SEA_B	
		Prom	SD	Prom	SD						
2019	Machos adultos	11	-14,60	0,41	22,47	0,49	1,53	1,51	1,43	0,704	0,700
	Machos subadultos	5	-14,56	0,28	21,76	0,47	1,29	0,75	0,31	0,396	0,428
	Hembras adultas	32	-14,74	0,41	21,80	0,44	2,10	2,02	2,49	0,580	0,584
	Juveniles	5	-14,97	0,26	22,54	0,63	1,61	0,65	0,35	0,432	0,500
2020	Machos adultos	11	-14,19	0,39	21,90	0,51	1,68	1,12	0,96	0,613	0,617
	Machos subadultos	13	-14,46	0,50	21,86	0,43	1,63	1,77	1,23	0,600	0,619
	Hembras adultas	31	-14,29	0,47	21,69	0,48	2,11	1,74	2,64	0,707	0,711
	Juveniles	6	-14,73	0,30	21,61	0,37	0,93	0,86	0,35	0,400	0,392

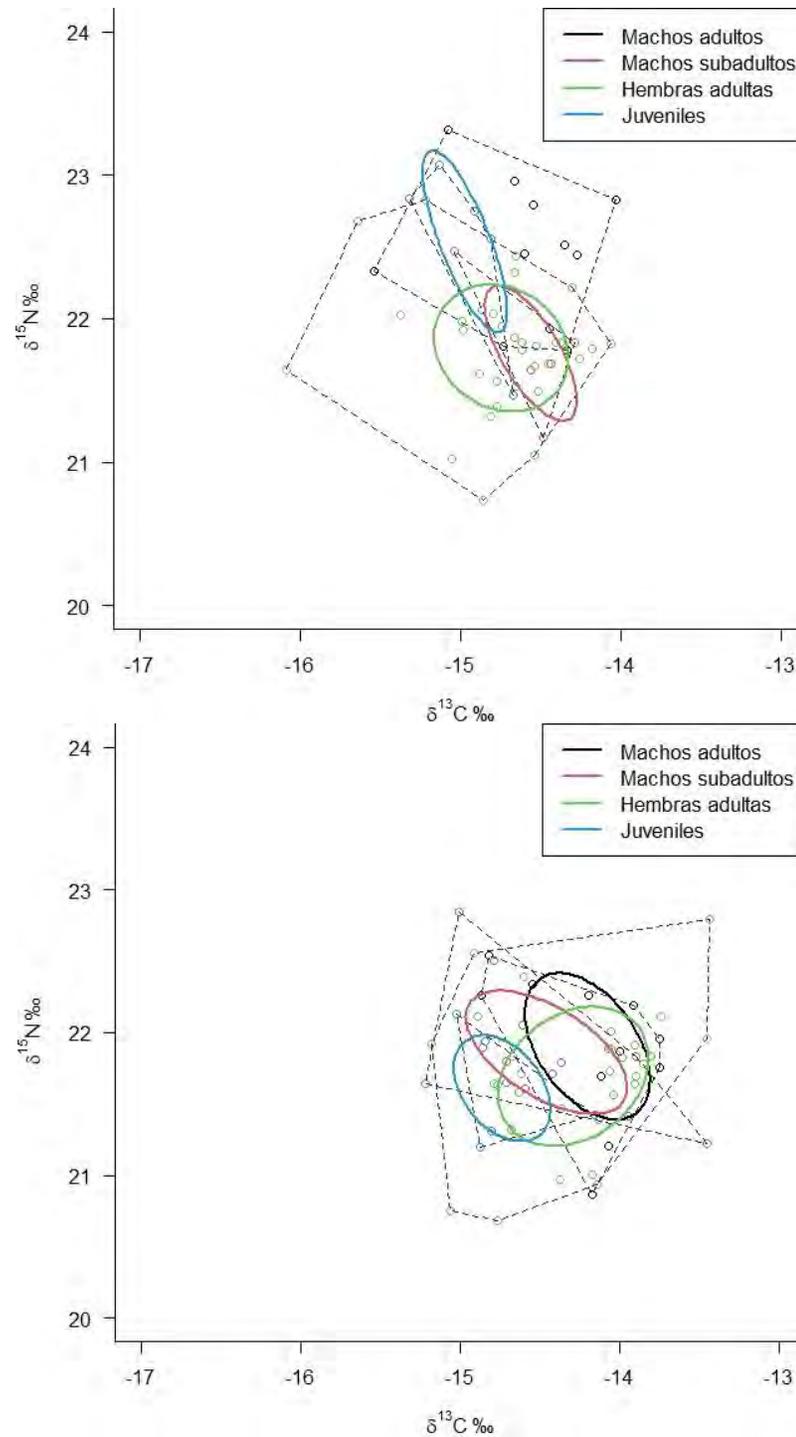


Figura 24. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la piel de lobos marinos según clase de edad/sexo para el año 2019 (arriba) y año 2020 (abajo). El área estándar de la elipse (SEAB; línea sólida) representa el área central del nicho de cada grupo (40% de los datos). Los polígonos convexos (TA; línea punteada) representan la diversidad general del nicho.

Para el año 2019, el rango de nitrógeno (NR) fue menor para los machos subadultos, presentó valores intermedios en machos adultos y juveniles, y fue mayor en las hembras adultas. En el caso del rango de carbono (CR), fue menor en machos subadultos y juveniles, y mayor en machos adultos y hembras adultas (Tabla 20). El análisis del SEA_B indica que los lobos marinos no presentaron diferencias significativas en la amplitud de nicho isotópico entre las cuatro clases de edad/sexo (Tabla 20; Figura 25).

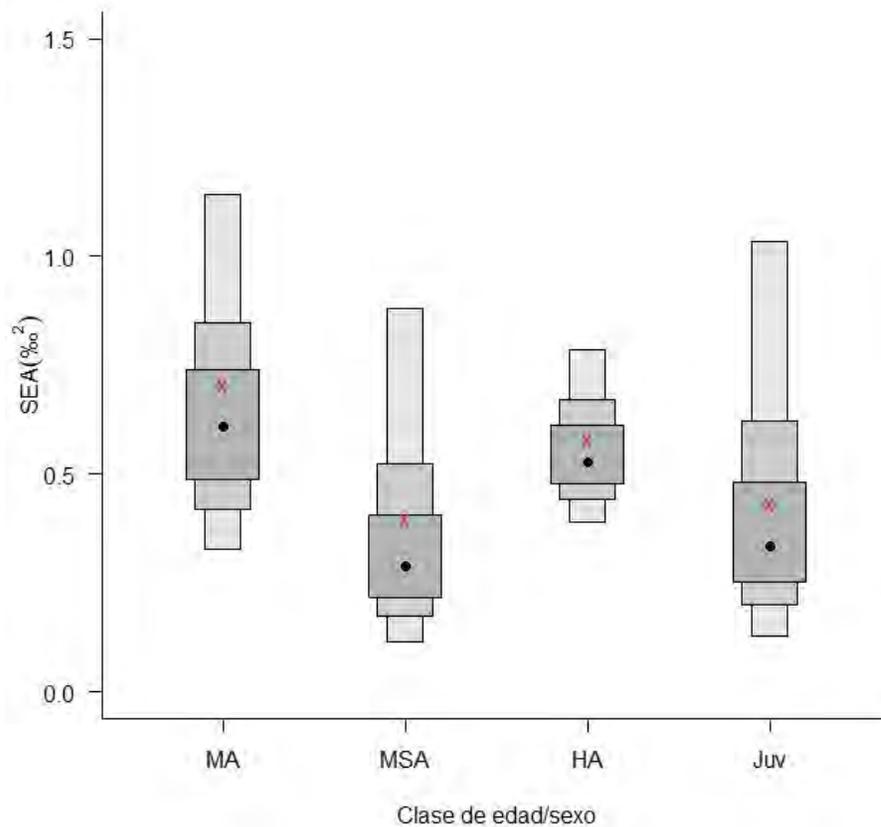


Figura 25. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de lobos marinos muestreados en el centro-sur de Chile en el año 2019, según clase de edad/sexo. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las Xs rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas. Letras distintas indican diferencias significativas. MA: machos adultos, MSA: machos subadultos, HA: hembras adultas y Juv: juveniles (ambos sexos).

Para el año 2020, el rango de nitrógeno (NR) fue menor para los juveniles, presentó valores intermedios en machos adultos y subadultos, y fue mayor en las hembras adultas. En el caso del rango de carbono (CR), fue menor en machos adultos y juveniles, y mayor en machos subadultos y hembras adultas (Tabla 20). El análisis del SEA_B indica que los lobos marinos no presentaron diferencias significativas en la amplitud de nicho isotópico entre las cuatro clases de edad/sexo (Tabla 20; Figura 26).

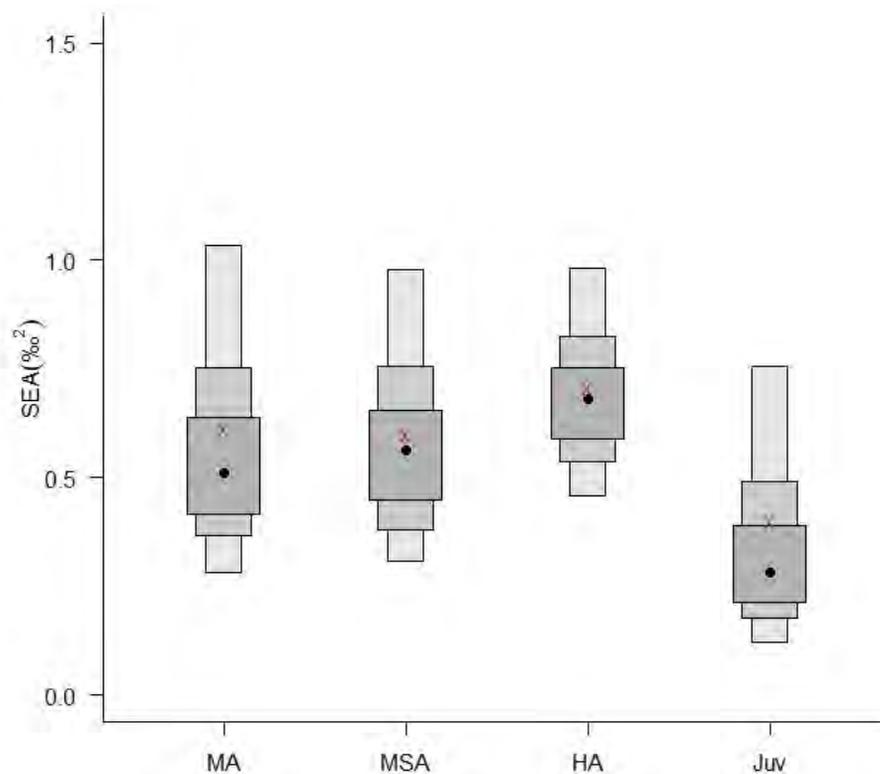


Figura 26. Área estándar de la elipse (SEA) generadas con el paquete SIBER a partir de datos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de lobos marinos muestreados en el centro-sur de Chile en el año 2020, según clase de edad/sexo. Las cajas representan los intervalos de confianza 95, 75 y 50%, mientras que los puntos indican el valor promedio. Las Xs rojas indican el valor de SEA_C , que corresponde a una corrección del SEA para muestras pequeñas. Letras distintas indican diferencias significativas. MA: machos adultos, MSA: machos subadultos, HA: hembras adultas y Juv: juveniles (ambos sexos).

4.2.3. Superposición con la pesquería

Se calculó el índice de solapamiento de Morosita-Horn y el índice modificado de Pianka entre la flota pesquera y los lobos marinos para las loberas de la Región de Valparaíso (Montemar y Curaumilla) en conjunto, y las del BioBío (Cobquecura y Chome). Las flotas pesqueras consideradas fueron la flota de cerco artesanal e industrial (en conjunto) y la flota de arrastre (merlucera y langostinera/camaronera).

De acuerdo con los criterios de solapamiento propuestos por Langton (1982) el grado de solapamiento de la dieta/capturas entre la pesquería de cerco y la flota de arrastre, por separado, es bajo ($< 0,29$). Por otro lado, considerando ambas flotas, tanto para la Región de Valparaíso como la Región del BioBío, el grado de solapamiento se considera medio (Tabla 21).

Tabla 21. Índice de solapamiento de Morisita-Horn y Pianka entre la dieta de los lobos marinos de la región de Valparaíso y BioBío con la flota de cerco (artesanal e industrial) y la flota de arrastre (merluza y langostino/camarón) y ambas en conjunto (Total) en la zona centro sur, año 2019-2020.

Flota	Morisita-Horn		Pianka	
	Valparaíso	BioBío	Valparaíso	BioBío
Cerco	0,180	0,218	0,275	0,282
Arastre	0,131	0,096	0,200	0,124
Total	0,339	0,316	0,342	0,318

En la flota de cerco, ambos índices revelan un grado de solapamiento levemente mayor en la región del BioBío, donde están las principales pesquerías pelágicas (flota de cerco artesanal e industrial), mientras que, en la flota de arrastre, el solapamiento es mayor en la Región de Valparaíso, con una mayor diferencia entre regiones (Figura 27). Considerando ambas flotas y regiones, el solapamiento de la dieta/captura entre el lobo marino común y las pesquerías, es levemente superior en la Región de Valparaíso, influenciado por mayor solapamiento de la flota de arrastre.

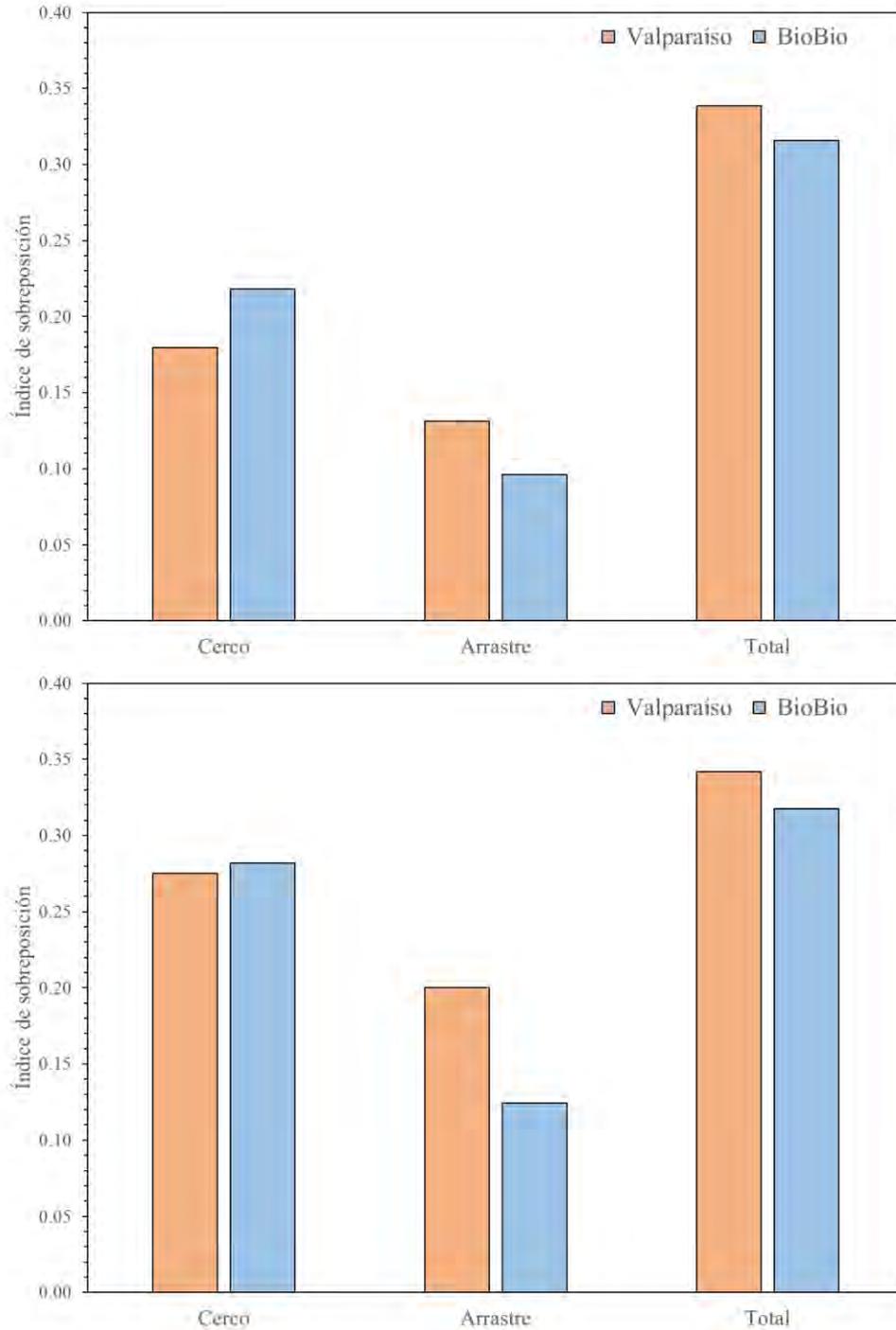


Figura 27. Índice de solapamiento de Morisita-Horn (arriba) y Pianka (abajo) entre la dieta de los lobos marinos de la región de Valparaíso y BioBío con la flota de cerco, arrastre y total (ambas en conjunto en la zona centro sur, año 2019-2020).

4.3. Objetivo Específico 3

Seleccionar metodologías costo-efectivas para que, a través de simulaciones, permitan estimar mortalidad, tanto por depredación del lobo marino común, como por la actividad pesquera, sobre los recursos-presas, para los cuales existen antecedentes de sobreposición trófica con el lobo de marino común.

4.3.1. Rol de los modelos de ecosistema en la asesoría para el manejo pesquero

Los modelos de ecosistema tienen un rol importante en el manejo pesquero, aportando como herramienta desde tres niveles principales:

- i) Conceptual, ya que mejoran la comprensión de la estructura, funcionamiento e interacciones en un ecosistema o subsistema en estudio. Puede que el modelo no se use explícitamente en la toma de decisión o en la asesoría científica, pero conforma el contexto sobre el cual subyace cualquier planificación de manejo y toma de decisión;
- ii) Toma de decisiones estratégicas asociadas a objetivos de manejo ecosistémico, que son definidos en forma general e inherentemente adaptables; y
- iii) Toma de decisiones tácticas de corto plazo (e.g., los próximos 3 a 5 años), enlazados a un objetivo operacional y en la forma de un conjunto rígido de instrucciones (e.g, decisión táctica de cambiar una cuota).

En general, los modelos ecosistémicos tienen la intención de complementar y no reemplazar modelos de evaluación monoespecíficos. Algunas de las preguntas de manejo pesquero en las cuales los modelos que van más allá de la dinámica de un stock particular son útiles incluyen: ¿Impacta una especie objetivo a otras especies en el ecosistema?, ¿Cuáles son los impactos del by-catch retenido?, ¿Cómo impacta la remoción pesquera a predadores y al recurso mismo?, ¿Hasta qué punto existe competencia entre la pesquería y especies importantes para la conservación como mamíferos marinos, tortugas, aves marinas y condriactios?

4.3.1.1. Modelos monoespecíficos

Los modelos monoespecíficos son, hasta el momento, la herramienta principal – y en muchos casos la única – que se utiliza a nivel mundial como asesoría científica para la toma de decisiones tanto tácticas como estratégicas en el manejo pesquero. En Chile las principales pesquerías cuentan con un modelo que representa la dinámica de su stock y, dependiendo de la especie o la data disponible, este puede ser muy general (e.g., biomasa dinámica) o más detallado (con estructura de edad o talla). Estos modelos oficiales son construidos por el Instituto de Fomento Pesquero y la mayoría está en proceso de mejora continua a través de revisiones por pares internacionales, revisión por pares nacionales en el caso de informes de cuota biológicamente aceptable y retroalimentación con Comités Científico-Técnicos. En este proyecto no se revisará las ventajas/desventajas de cada tipo de modelo monoespecífico, ya que no es el objetivo del estudio. Sin embargo, la principal limitación de estos modelos es que no pueden responder preguntas asociadas a las interacciones del stock con otras especies en el ecosistema. Por lo mismo, los modelos monoespecíficos suponen que la mortalidad natural es un parámetro fijo (en el tiempo y entre edades). Independiente de lo anterior, se recopiló información de la mortalidad natural que consideran estos modelos y que será luego comparada con la mortalidad por depredación por lobo marino común que será calculada en este proyecto (Tabla 22).

4.3.1.2. Extensiones de modelos de evaluación mono-especies

Esta familia de modelos se basa en modelos de evaluación mono-especies, pero expandiendo su foco a unas pocas interacciones adicionales que se consideran claves. Un ejemplo de este tipo de modelos es la modelación de la mortalidad por depredación en un modelo de evaluación de stock de captura a la edad aplicado al walleye pollock en el Golfo de Alaska. En este modelo se incorporó el efecto de tres predadores, a saber: el arrowtooth flounder, el Pacific Halibut, y el Stellar sea lion. Este modelo define la depredación como un tipo de pesquería (Livingston & Methot, 1998; Hollowed *et al.*, 2000). Dos características destacables de este enfoque son i) el uso de distintos tipos de respuesta funcional del predador, que permiten representar distintos niveles de saciedad y ii) usa métodos estadísticos para ajustar la data a observaciones.

Tabla 22. Valores del coeficiente de mortalidad natural utilizados en los modelos de evaluación de stock de las principales pesquerías chilenas. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión de informes de evaluación de stock. Clave: SPRFMO=South Pacific Regional Fisheries Management Organization. NA=no se informa o no fue encontrado.

Zona	Unidad de Pesquería	Recurso	Sexo	M (año ⁻¹)	Método	Límites intervalo de confianza		Referencias
						Inferior	Superior	
SPRFMO		Jurel	Ambos	0,230				
	XV a II	Anchoveta	Ambos	2,200	M promedio	N.A.	N.A.	Plaza <i>et al.</i> (2017); Espíndola <i>et al.</i> (2018)
	III a IV	Anchoveta	Ambos	1,300	M promedio	N.A.	N.A.	Canales & Leal (2009); Bucarey <i>et al.</i> (2017)
Norte		Sardina Española	Ambos	0,300		N.A.	N.A.	Serra (1986)
	Norte	Langostino colorado	Hembras	0,269	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016) Cavieres <i>et al.</i> (2018a)
		Langostino colorado	Machos	0,356	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016) Cavieres <i>et al.</i> (2018a)
	Centro sur	Anchoveta	Ambos	0,700	Promedio ponderado	0,476	0,992	Cubillos <i>et al.</i> (1998) Zúñiga <i>et al.</i> (2018a)
	Centro sur	Sardina Común	Ambos	1,000	Promedio ponderado	0,714	1,284	Cubillos <i>et al.</i> (1998) Zúñiga <i>et al.</i> (2018b)
	Centro Sur	Langostino colorado	Hembras	0,492	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016) Cavieres <i>et al.</i> (2018a)
	Centro sur	Langostino Colorado	Machos	0,456	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016) Cavieres <i>et al.</i> (2018a)
Centro sur	Centro sur	Langostino Amarillo	Hembras	0,271	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016)
	Centro sur	Langostino Amarillo	Machos	0,291	Gislason <i>et al.</i> (2010)	N.A.	N.A.	Queirolo <i>et al.</i> (2016)
	Centro sur	Langostino Amarillo	Machos	0,250	Pauly (1980)	N.A.	N.A.	Acuña <i>et al.</i> (1996) Cavieres <i>et al.</i> (2018b)
	Centro sur	Langostino Amarillo	Hembras	0,300	Pauly (1980)	N.A.	N.A.	Acuña <i>et al.</i> (1996) Cavieres <i>et al.</i> (2018b)
	Centro sur	Merluza Común	Ambos	0,330	Pauly (1980)	N.A.	N.A.	Tascheri <i>et al.</i> (2016)
Sur Austral	PDA Norte	Sardina Austral	Ambos	0,830	Promedio	N.A.	N.A.	Canales <i>et al.</i> (2007) Leal <i>et al.</i> (2018)

Zona	Unidad de Pesquería	Recurso	Sexo	M (año ⁻¹)	Método	Límites intervalo de confianza		Referencias
						Inferior	Superior	
	PDA Norte	Merluza de Cola	Ambos	0,350		N.A.	N.A.	Payá (2018)
	PDA Norte	Merluza del Sur	Ambos	0,210		N.A.	N.A.	Pérez <i>et al.</i> (2018a)
	PDA Norte	Congrio Colorado	Machos	0,330	Pauly (1980)	0,17	0,57	Contreras & Quiroz (2018)
	PDA Norte	Congrio Colorado	Hembras	0,260	Pauly (1980)	0,13	0,47	Contreras & Quiroz (2018)
	PDA Sur	Congrio Colorado	Machos	0,300	Pauly (1980)	0,15	0,52	Contreras & Quiroz (2018)
	PDA Sur	Congrio Colorado	Hembras	0,240	Pauly (1980)	0,12	0,43	Contreras & Quiroz (2018)
	PDA Sur	Raya Volantín	Ambos	0,140	Método de Frisk	N.A.	N.A.	Quiroz & Wiff (2005) Pérez <i>et al.</i> (2018b)

Las desventajas de este enfoque son el bajo número de grupos que se consideran y que el efecto de los predadores se calcula como si fueran una pesquería y no como un término de la mortalidad natural. En un modelo de producción edad-estructurado, la captura (consumo) en masa del predador en un año está dada por la siguiente ecuación:

$$C_y^{Pred} = \sum_{a=0}^m w_a N_{y,a} S_a^{pred} F_y^{pred}$$

donde: w_a es la masa del animal a la edad a ; $N_{y,a}$ es el número de animales a la edad a al inicio del año y , S_a^{pred} es la selectividad a la edad para el predador $pred$ (función basada en la dieta de cada predador), y F_y^{pred} es la “mortalidad por pesca” realizada por el predador $pred$ (estrictamente es la proporción del número de individuos presentes que son capturados por el predador), o sea:

$$F_y^{Pred} = \frac{N_{y,a} \cdot S_a^{pred}}{N_{y,a}}$$

4.3.1.3. Modelos dinámicos multiespecies o modelos mínimamente realistas

En general, estas metodologías también corresponden a enfoques de modelación restringidos a representar un número limitado de especies que presentan interacciones importantes con las especies recurso de interés.

Un ejemplo de modelo mínimamente realista (MMR) es el propuesto por Punt & Butterworth (1995) en las costas de Sudáfrica. En este sistema se estimaba que el consumo de merluza por la población de focas (*Arctocephallus pusillus pusillus*) era casi tan alto como el desembarque de la pesquería. En este caso, la pregunta de manejo que se abordó fue si la pesquería de merluza se beneficiaría de una reducción (culling) de la población de focas. El modelo se restringió a dos especies de merluzas, *Merluccius capensis* y *M. paradoxus*, donde los individuos longevos de la primera especie depredan sobre los juveniles de la segunda y ambas especies presentan algún grado de canibalismo), las focas, un grupo denominado peces predadores de gran tamaño, y la pesquería

de merluza. Se estimó que, en total, estos grupos funcionales más la pesquería daban cuenta de 90% de la mortalidad total de merluzas.

Una ventaja de este modelo es que utiliza una representación (modelo) realista de la dinámica de la población de focas junto con un modelo edad estructurado para las especies de merluzas. Sin embargo, su limitación es que incluye un número reducido de otros grupos funcionales del ecosistema y que la dinámica de esos grupos no tiene el mismo nivel de realismo que las merluzas y las focas. Además, el modelo no incluye todos los niveles tróficos, dejando fuera el plancton. Otra ventaja del modelo es que permite incluir error aleatorio (ruido) en las ecuaciones deterministas que predicen la biomasa y número a la edad de merluzas que consume el predador (i.e., focas). Además, el enfoque de Punt & Butterworth (1995) incluyó la posibilidad de considerar explícitamente esta incertidumbre y aspectos de manejo a través de un marco de simulación que incorporó las reglas de control que se usaban en la pesquería de merluza.

En este modelo, la razón diaria de un predador j de una edad a es:

$$R_{y,a}^j = \tilde{R}_a^j \left(1 - \exp \left(-\kappa_a^j V_{y,a}^j e^{\eta_{y,a}^j - \sigma_n^2/2} \right) \right) \text{ con } \eta_{y,a}^j \sim N(0; \sigma^2)$$

donde $R_{y,a}^j$ es la masa de la presa (merluza) consumida diariamente por el predador j de edad a en el año y ; \tilde{R}_a^j es la razón diaria máxima para un predador j a la edad a ; κ_a^j determina el nivel de saturación en la función de alimentación; $V_{y,a}^j$ es la biomasa total de la presa disponible para el consumo del predador j y edad a durante el primer semestre del año del año y ; y $\sigma_n^2/2$ refleja la variabilidad anual en la dieta del predador. El modelo usa la misma ecuación para el consumo de la presa (merluza) por focas, mientras que el consumo de “otros predadores” – cuya dinámica no es estructurada – se supone que puede ser calculado como una función de la biomasa de la presa a través de una relación funcional tipo II de Holling. El modelo asume que la mortalidad natural basal (M_b), que es la atribuible a otras causas no consideradas en el modelo es constante y atribuida arbitrariamente a un valor de 0.1 año^{-1} .

La tasa de sobrevivencia de la especie de merluza i y edad a durante la primera parte del año está dada por:

$$S_{y,a}^i = 1 - \frac{D_{y,a}^i}{N_{y,a}^i}$$

donde $D_{y,a}^i$ es el número de individuos de la especie i de merluza a la edad a que desaparecen por depredación en la primera mitad del año y , y $N_{y,a}^i$ es el número de individuos de la especie i de merluza a la edad a al inicio del año y .

El número de individuos de la especie de merluza i y edad a consumidos por el predador j durante la primera parte del año y es:

$$D_{y,a}^{i,j} = \sum_{a'} R_{y,a',a}^{j,i} \cdot X_{y,a}^j \cdot (365/2) / w_{a+\frac{1}{4}}^i$$

donde $X_{y,a}^j$ es el número de predadores de la especie j y edad a al inicio del año y . Punt & Butterworth (1995) no presentan la ecuación, pero se puede inferir que la mortalidad por depredación de la especie de merluza i y edad a removidos por todos los predadores es:

$$Mp = \frac{D_{y,a}^{i,j}}{N_{y,a}^i}$$

Otro enfoque que cabe en esta categoría es el Análisis de Población Virtual Multi-especies (MSVPA) propuesto por Pope (1991), Sparre (1991), y Magnússon (1995). Esta técnica usa información de captura a la edad desde las pesquerías y data de contenidos estomacales para estimar tanto la mortalidad por pesca pasada como la mortalidad por depredación en especies recurso. A diferencia del análisis de población virtual (VPA) y muchos modelos monoespecíficos, el MSVPA no supone que la tasa de mortalidad natural permanece constante en el tiempo y entre edades. En su lugar, el MSVPA divide la mortalidad natural en dos componentes, a saber: la mortalidad por depredación (M2) producida por los predadores incluidos en el modelo (y que cambia en el tiempo y entre edades en respuesta a cambios en la abundancia de los predadores) y la mortalidad residual

(M1) que se debe a todos los factores distintos de la depredación y que se considera constante. Con estos estimados de M2 es posible proyectar el modelo en el tiempo y realizar simulaciones (MSFOR) con las cuales determinar las consecuencias asociadas a cambios en los patrones de pesca. Una desventaja importante de MSVPA es que es altamente demandante de información de la ecología trófica de los predadores incluidos en el modelo. Lo anterior ha limitado su uso casi exclusivamente al mar del norte, donde se condujeron los “años de los estómagos” para muestrear decenas de miles de estómagos de peces entre 1981 y 1991. Otra limitación es que se concentra en el efecto de los predadores sobre las presas, pero no permite evaluar los efectos que tienen los cambios en la abundancia de las presas sobre los predadores.

Una alternativa mejorada del MSVPA son los Modelos Estadísticos Multiespecíficos MSM (Jurado-Molina *et al.*, 2005) que a diferencia del MSVPA se ajustan a observaciones y, por lo tanto, usan algoritmos de maximización con verosimilitud para estimar parámetros y además cuantifican la incertidumbre asociada. Otra ventaja de MSM es que, a diferencia de otros métodos de captura a la edad, incluye retroalimentación entre las dinámicas de presas y predadores. Entonces, los cambios en la población de la presa pueden impactar la población del depredador y viceversa. De esta forma, la dinámica depredador-presa no es sólo una interacción de una vía en la cual el depredador tiene una ración fija y los cambios en la abundancia de la presa no tienen efectos sobre la población de depredadores. Sin embargo, el MSM comparte las otras desventajas o limitaciones del MSVPA.

La base de un modelo MSVPA es la ecuación de Baranov:

$$C = F \cdot \bar{N}$$

donde C es la tasa de captura en número desde una cohorte, F es la mortalidad por pesca, y \bar{N} es número promedio de sobrevivientes en la misma cohorte. La misma expresión matemática aplica para el número de individuos muertos por causas naturales, incluyendo la depredación:

$$D = M \cdot \bar{N}$$

donde D es el número de individuos muertos por causas naturales y M es la tasa instantánea de mortalidad natural. D no se observa directamente, pero se supone que una parte importante de la mortalidad natural de los peces es causada por la depredación por otros peces. Esta proporción puede calcularse basándose en información del alimento (dieta) y tasas de consumo de los predadores.

MSM separa la mortalidad natural en dos componentes, a saber:

$$M = M_p + M_o$$

donde M_p es la mortalidad por predación y M_o es la mortalidad por otras causas distintas e independientes de M_p (e.g., enfermedades, senectud, etc.). Los supuestos de MSM sobre M_o son que i) es poco importante comparada con M_p y ii) se mantiene constante. Por otro lado, MSM calcula M_p desde el tamaño estimado de los stocks y los contenidos estomacales de los predadores. En este enfoque, el número de peces consumidos de la presa k por el predador i es:

$$P_{ki} = M_{pki} \cdot \bar{N}_k$$

donde P_{ki} es el número de peces consumidos de la presa k por el predador i , M_{pki} es la fracción de la mortalidad natural de la presa i causada por el predador k , y \bar{N}_k es el número de predadores k . Como se mencionó, el modelo para M_{pki} se basa en tamaño de las poblaciones presa y predador, y en las adecuaciones que miden cuán adecuada es una presa para un predador (U_{ki}). Esta cantidad de biomasa adecuada se estima desde la dieta del predador. La parte de la mortalidad natural causada por cada predador j se calcula como:

$$M_{pki} = \frac{\bar{N}_i R_i U_{ki}}{\sum_j \bar{N}_j w_j U_{ji}}$$

y la mortalidad por depredación total (causada por todos los predadores) es:

$$M_{pk} = \sum_i M_{pki}$$

EL MSVPA supone que las preferencias por alimento se han definido correctamente y se mantienen constantes durante el tiempo. Entonces, es posible aplicar información de contenidos estomacales de un período a toda la serie de tiempo. Este supuesto implica que las U_{ki} son independientes del tiempo.

4.3.1.4. Modelos de sistemas dinámicos o de ecosistema

Estos modelos intentan representar tanto las fuerzas de tipo “bottom-up” (ambiente físico) como las de tipo “top-down” (biología) que interactúan en un ecosistema. Dentro de esta categoría están modelos como el Simulador de Explotación de Ecosistema Objeto-Orientado (OSMOSE; Shin & Cury, 2001), ATLANTIS (Fulton & Smith, 2004), y Ecopath with Ecosim (EwE, Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997).

El enfoque OSMOSE (Shin & Cury, 2001) es un modelo individuo-basado espacialmente explícito, que usa reglas de depredación simples para regular las interacciones tróficas entre los grupos funcionales de un modelo trófico. Estas reglas se basan en que la depredación es un proceso oportunista y basado en la talla (el pez grande se come al pez pequeño). Entonces, la depredación ocurrirá si los predadores se encuentran en el espacio con presas del tamaño adecuado. Una ventaja sobre los enfoques vistos más arriba es que OSMOSE es un modelo espacial, donde los grupos funcionales se mueven en una grilla de celdas de dos dimensiones. Un grupo se moverá a una celda adyacente si encuentra mayor biomasa de sus presas potenciales. Una desventaja es que el modelo OSMOSE está focalizado en especies piscívoras, mientras que las especies del plancton y otros invertebrados se representan a través de un término de capacidad de carga, y los predadores topos (mamíferos y aves) se representan con un término adicional de mortalidad natural. Otra limitación de OSMOSE es que requiere una gran cantidad de parámetros de entrada sobre el crecimiento, reproducción y sobrevivencia de los grupos funcionales. En este sentido, este enfoque no podrá aplicarse en situaciones donde la data para los grupos funcionales sea pobre. OSMOSE modela la mortalidad por depredación de la siguiente forma: cada pez piscívoro se alimenta causando

mortalidad por depredación explícita en cada grupo presa. Los autores Shin & Cury (2004) no presentan explícitamente la ecuación matemática para la mortalidad por depredación, sino que explican que, tal como se mencionó, existe dos criterios que forman la base del proceso de depredación: un individuo puede preda sobre cualquier grupo o especie en el modelo si i) existe co-ocurrencia espacio-temporal (en el tiempo t las presas deben estar ubicadas en la misma celda donde está el predador) y ii) la razón del predador/presa es superior al valor umbral τ estimado en 3.5 (Shin & Cury, 2004). Entonces, otra limitación del enfoque es que no se considera ninguna otra función de preferencia asociada a la taxonomía o tamaño de la presa.

El enfoque ATLANTIS (Fulton *et al.*, 2004) es uno de los mejores modelos operativos para incorporar consideraciones ecosistémicas dentro de Procedimientos de Manejo Operacional (OMP) y otras estrategias de manejo (MSE) (Plagányi, 2007). Una limitación sería de este enfoque es su alta demanda en datos que van más allá de los que se recolectan rutinariamente para realizar evaluación de stock monoespecífica. A esto se suma que su interfaz no es amigable para un usuario sin experiencia en lenguajes de programación. De ahí que la implementación de ATLANTIS sea improbable en muchos ecosistemas marinos, al menos en el corto plazo.

En ATLANTIS, la ecuación más simple para calcular el consumo de una presa i por un grupo CX es:

$$P_{prey,CX} = \frac{CX \cdot k_{CX} \cdot p_{prey,CX} \cdot \delta_{refuge} \cdot prey}{1 + k_{CX} \frac{\varepsilon_{CX} \cdot (\sum_j p_{j,CX} \cdot j) + \varepsilon_{CX,DL} \cdot p_{DL,CX} + \varepsilon_{CX,DR} \cdot p_{DR,CX}}{\mu_{CX}}}$$

donde k_{CX} es la tasa de remoción de CX ; $P_{prey,CX}$ es la preferencia o disponibilidad de la presa para el predador CX ; δ_{refuge} es un término usado en el caso que el grupo es dependiente de hábitats biogénicos como refugio; ε_{CX} es la eficiencia de crecimiento de CX cuando se alimenta de presas vivas; DL y DR son los pools de detrito lábil y refractario, respectivamente; y μ_{CX} representa la tasa máxima de crecimiento dependiente de la temperatura. Esta ecuación se puede complejizar, ya que ATLANTIS permite seis representaciones alternativas de respuestas funcionales del predador a la abundancia de la presa.

Si bien el código base de ATLANTIS permite varios tipos de respuesta funcional, casi todas las aplicaciones a la fecha han usado una función tipo Holling II, que incorpora saturación del predador sin reflejar alternancia o cambio de presas. Las tasas de consumo de los predadores dependen de coeficientes de preferencia especificados para cada par de grupos funcionales y se puede especificar preferencias por separado para juveniles versus adultos. Sin embargo, la única forma de incorporar efectos de escala más finas asociados a la edad o talla sobre estas preferencias es a través de la limitación del tamaño de la mandíbula del predador (que se modela como un porcentaje del tamaño del predador).

Fulton *et al.* (2004) indican que el parámetro de disponibilidad de presa ($P_{prey,CX}$) es similar al parámetro “vulnerabilidad” utilizado en el enfoque Ecosim (Walters *et al.*, 1997), en el sentido que no toda la biomasa/abundancia de la presa está simultáneamente disponible para el consumo del predador.

La mortalidad natural en ATLANTIS es el resultado de los efectos combinados de la depredación, enfermedades, limitación de oxígeno, inanición (un término lineal denso-independiente, y un término cuadrático denso-dependiente. Los términos lineal y cuadrático se aplican sólo en casos donde la mortalidad por depredación no restringe el crecimiento poblacional de una presa o en el caso de grupos funcionales sin predadores en el modelo. Entonces, la comparación entre la mortalidad natural en ATLANTIS y la que se usa en evaluaciones de stock no son simples o directas. Por otro lado, el hecho de no incluir mortalidad por inanición podría predisponer el modelo hacia efectos *top-down* fuertes y efectos *bottom-up* débiles.

El modelamiento con “Ecopath with Ecosim” (EwE) está siendo ampliamente utilizado como una herramienta de análisis de ecosistemas acuáticos explotados. EwE combina herramientas de balance de masas (biomasa y energía) en un ecosistema (Ecopath), con un modelo dinámico (Ecosim) para explorar impactos pasados y futuros de la pesca y perturbaciones ambientales. La descripción de Ecopath con Ecosim, se presentó en la sección Metodología del Objetivo Específico N° 4 y formará en marco de análisis para evaluar la influencia por depredación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las principales pesquerías chilenas. El esquema general de análisis se resume en la Figura 28.

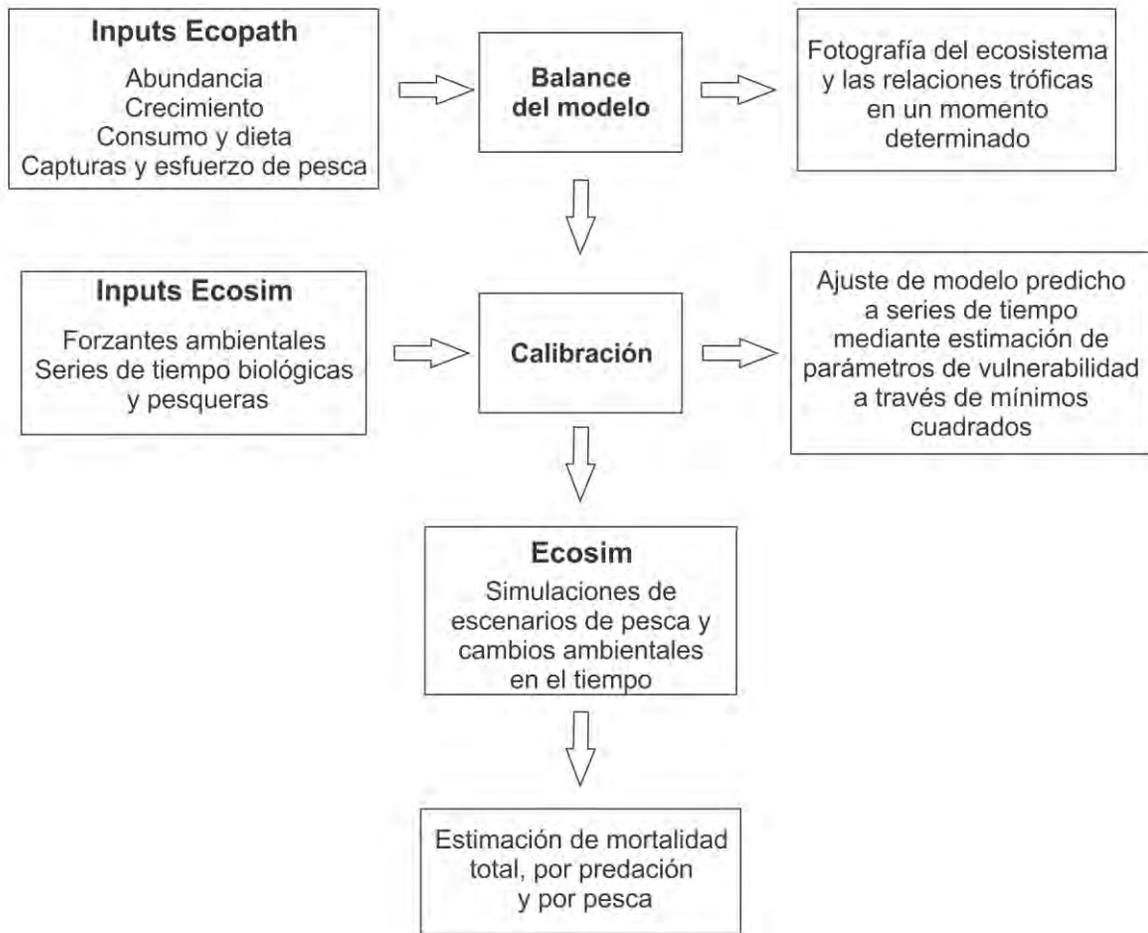


Figura 28. Esquema general de análisis para evaluar la influencia por depredación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las principales pesquerías chilenas mediante Ecopath with Ecosim.

4.4. Objetivo Específico 4

Evaluar los impactos potenciales de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común (mortalidad por depredación) y de las capturas pesqueras (mortalidad por pesca) sobre la mortalidad y biomasa explotable de los stocks que sustentan las pesquerías en Chile que operan sobre presas del lobo marino común.

4.4.1. Modelos Ecopath with Ecosim

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 principales zonas pesqueras nacionales. La definición de cada ecosistema fue sometida a consideración del panel de expertos que se conformó con motivo del Taller Metodológico 1, y corresponde a las siguientes:

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

El modelo considera 29 grupos funcionales desde productores primarios a depredadores tope (Tabla 23, Figura 29). 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 24 y Tabla 25 (composición de la dieta), mientras que los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 26.

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

Considera 31 grupos funcionales (Tabla 27, Figura 30), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 28 y Tabla 29 (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 colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*), camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) y merluza común (*Merluccius gayi*). Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 30.

3. Pesquerías de la Zona Centro-Sur (Regiones de Valparaíso a Región de Los Ríos)
Considera 30 grupos funcionales (Tabla 31, Figura 31) 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 32 y Tabla 33 (composición de la dieta). En este caso, se actualizó algunos de los parámetros de entrada como las biomásas de merluza común, langostino amarillo y langostino 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 34.

4. Pesquerías del Mar Interior de la Chiloé (Región de Los Lagos).
Considera 31 grupos funcionales (Tabla 35, Figura 32, Alarcón *et al.*, 2017), cuyas fuentes de información para los parámetros de entrada del modelo se muestran en la Tabla 36 y Tabla 37. Los resultados del modelo balanceado se entregan en la Tabla 38.

5. Pesquerías de los canales de mares interiores de la Región de Magallanes y Antártica Chilena.
Este modelo se construyó en virtud de lo solicitado por los expertos que participaron en el Taller Metodológico 1 y consideró los canales de mares interiores de la Región de Magallanes, desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego. Sin embargo, la cantidad de información presente en el área, la ausencia de información sobre evaluación de stock pesqueros, impiden que los resultados del modelo sean concluyentes. Este modelo se constituye en base a una aproximación general de las interacciones y los efectos. Más antecedentes y la existencia de proyectos de línea de base en el sector permitirán ir mejorando esta aproximación.

En atención a las recomendaciones del Taller Metodológico 1 y los grupos funcionales presentes en la Región de Magallanes, se construyó el presente modelo que considera 10 pesquerías artesanales de la zona y 31 grupos funcionales, entre los que se cuenta 3 grupos multi-stanza (lobo marino común, merluza austral y merluza de cola) (Tabla 39, Figura 33).

Tabla 23. 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. Comorán 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. Ballena.Dent.	Ballenas dentadas. Cachalotes y delfines
5. Ballena.Barb	Ballenas barbadas. Mysticetes
6. Lobo fino	<i>Arctocephalus australis</i> . Lobo fino
7. LMC_AD	<i>Otaria flavescens</i> . Adultos de lobo marino común. Mamífero. Predador tope.
8. LMC_JUV	<i>Otaria flavescens</i> . Juveniles de lobo marino común
9. Bonito	<i>Sarda chilensis</i>
10. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico
11. Caballa	<i>Scomber japonicus</i> . Pez pelágico
12. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i> . Cephalopoda, Ommastrephidae
13. Sard.Española	<i>Sardinops sagax</i> . Pelágico pequeño
14. AnchovetaAD	<i>Engraulis ringens</i> . Adultos de anchoveta. Grupo edad 1+. Pequeño pelágico
15. AnchovetaJV	<i>Engraulis ringens</i> . Juveniles de anchoveta. Grupo edad 0.
16. Lang.Colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Fase pelágica
17. Cojinoba	<i>Seriotelella violacea</i> . Cojinoba del norte
18. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
19. 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)
20. Congrios	<i>Genypterus</i> spp. Ophidiiformes
21. Lenguados	Paralichtidae, Lenguado.
22. Pulpo	<i>Octopus mimus</i> , Octopodidae
23. Benthos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
24. Zoo.Gelatinoso	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
25. Macrozooplankton	Zooplankton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
26. Mesozooplankton	Zooplankton mediano, principalmente copépodos.
27. Microzooplankton	Zooplankton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, copepoda nauplii, etc.
28. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
29. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 24. 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)	
Ballena.Dent	Moloney <i>et al.</i> (2002)			Olson & Watters (2003)	
Ballena.Barb		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)	
LMC_AD	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)	
LMC_JV	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)	
Bonito		Núñez (1993)	Barros <i>et al.</i> (2014)		Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
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)	
Caballa	Braun <i>et al.</i> (2000)	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)		
Sard.Española	Braun <i>et al.</i> (2000)	Barros <i>et al.</i> (2014)		Espinoza <i>et al.</i> (1998)	
Anchoveta_AD	Espíndola <i>et al.</i> (2018)	Plaza <i>et al.</i> (2017)	Alamo & Espinoza (1998)	Alamo <i>et al.</i> (1997), Alamo & Espinoza (1998)	
Anchoveta_JV	Espíndola <i>et al.</i> (2018)	Plaza <i>et al.</i> (2017)	Alamo & Espinoza (1998)	Alamo <i>et al.</i> (1997), Alamo & Espinoza (1998)	
Lang.Colorado		Neira <i>et al.</i> (2004)		Alarcón (com pers)	
Cojinova	Barros <i>et al.</i> (2014)	Wolff & Aron (1992)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Wolff & Aron (1992)	
Mesopelagicos		Moloney <i>et al.</i> (2002)	Barros <i>et al.</i> (2014)		
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
Congrios		Barros <i>et al.</i> (2014)	Tascheri <i>et al.</i> (2003)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura

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)
Lenguados		Samamé & Castañeda (1999)		Kong et al. (1995)	(SERNAPESCA)
Pulpo		Araya <i>et al.</i> (1999)	Mangold & von Boletzky (1973)	Cortez <i>et al.</i> (1994)	
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)	
Macrozoo		Paves & Gonzales (2008)	Barros <i>et al.</i> (2014)		
Mesozoo			González <i>et al.</i> (2000)		
Microzoo					
Fitoplancton		Daneri <i>et al.</i> (2000)			

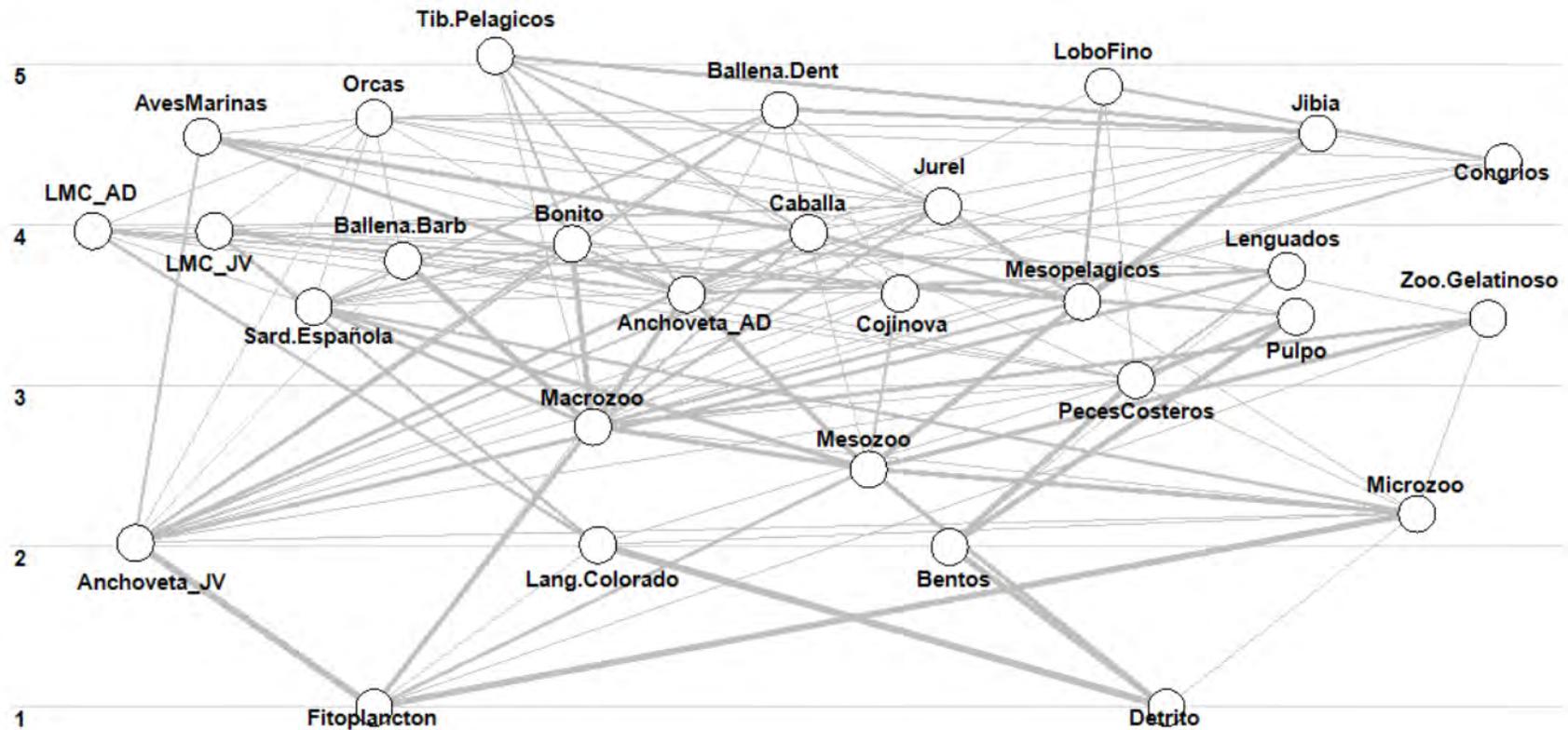


Figura 29. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del norte de Chile (Región de Arica a Antofagasta del año 1997). El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 25. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino de la Zona Norte de Chile (Región de Arica y Parinacota a la Región de Antofagasta).

Presa\Depredador	Tib.Pelagicos	AvesMarinas	Orcas	Ballena.Dent.	Ballena.Barb	Lobo fino	LMC_AD	LMC_JV	Bonito	Jurel	Caballa	Jibia	Sard.Española
1 Tib.Pelagicos													
2 AvesMarinas			0,010										
3 Orcas													
4 Ballena.Dent.			0,050										
5 Ballena.Barb			0,010										
6 Lobo fino													
7 LMC_AD			0,003										
8 LMC_JUV			0,007										
9 Bonito	0,150			0,040									
10 Jurel	0,150	0,110	0,080	0,070			0,030	0,030					
11 Caballa	0,150	0,400		0,010						0,050			
12 Jibia	0,330		0,040	0,340								0,134	
13 Sard.Española			0,090	0,140	0,050		0,010	0,010	0,170				0,081
14 AnchovetaAD	0,150	0,300	0,090	0,110	0,044	0,100	0,100	0,100	0,144	0,090	0,150	0,020	
15 AnchovetaJV		0,150	0,110	0,150	0,056				0,146	0,120	0,270	0,061	
16 Lang.Colorado							0,250	0,250					
17 Cojinoba	0,030	0,040		0,040									
18 Mesopelagicos				0,100		0,200				0,310	0,370	0,704	
19 PecesCosteros						0,010	0,100	0,100					
20 Congrios			0,110			0,200							
21 Lenguados							0,100	0,100					
22 Pulpo			0,050				0,120	0,120					
23 Benthos													
24 Zoo.Gelatinoso										0,010			
25 Macrozooplancton	0,040				0,800				0,540	0,210	0,160		0,278
26 Mesozoooplancton											0,040		0,500
27 Microzooplancton											0,002		0,222
28 Fitoplancton													
29 Detrito													
30 Importación			0,350		0,050	0,490	0,290	0,290		0,210	0,008		
31 Suma	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 25. Continuación.

Presa\Depredador	AnchovetaAD	AnchovetaJV	Lang.Colorado	Cojinoba	Mesopelagicos	PecesCosteros	Congrio	Lenguado	Pulpo	bentos	Zoo.gelatinoso	Macrozoo	Mesozoo	Microzoo
1 Tib.Pelagicos														
2 AvesMarinas														
3 Orcas														
4 Ballena.Dent.														
5 Ballena.Barb														
6 Lobo fino														
7 LMC_AD														
8 LMC_JUV														
9 Bonito														
10 Jurel														
11 Caballa														
12 Jibia							0,089							
13 Sard.Española							0,054	0,035						
14 AnchovetaAD				0,030		0,004	0,071	0,250						
15 AnchovetaJV				0,050		0,006	0,089	0,320						
16 Lang.Colorado						0,090								
17 Cojinoba														
18 Mesopelagicos														
19 PecesCosteros								0,150	0,400					
20 Congrios							0,000							
21 Lenguados						0,010		0,010						
22 Pulpo														
23 Bentos						0,700		0,100	0,560					
24 Zoo.Gelatinoso														
25 Macrozooplancton	0,464			0,060	0,220	0,010	0,001				0,339	0,062		
26 Mesozooplancton	0,514			0,130	0,681						0,514	0,400		
27 Microzooplancton		0,020	0,010		0,058						0,055	0,038	0,400	0,171
28 Fitoplancton	0,022	0,980	0,030								0,092	0,500	0,200	0,728
29 Detrito			0,960							0,800			0,400	0,101
30 Importación				0,730	0,041	0,180	0,696	0,135	0,040	0,200				
31 Suma	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 26. 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 hábitat (t/km ²)	Producción/ biomasa (/year)	Consumo/ biomasa (/year)	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo (/year)
1. Tib.Pelagicos	5,057	0,061	0,490	6,100	0,127	0,080
2. AvesMarinas	4,554	0,060	0,100	62,000	0,006	0,002
3. Orcas	4,670	0,000	0,050	11,580	0,000	0,004
4. Ballena.Dent.	4,720	0,060	0,150	10,000	0,019	0,015
5. Ballena.Barb	3,782	0,001	0,040	10,000	0,999	0,004
6. Lobo fino	4,866	0,001	0,090	6,320	0,000	0,014
7. LMC_AD	3,967	0,027	0,110	13,400	0,004	0,008
8. LMC_JUV	3,967	0,007	0,530	23,739	0,006	0,022
9. Bonito	3,888	0,081	0,990	5,500	0,999	0,180
10. Jurel	4,122	15,394	0,360	8,120	0,295	0,044
11. Caballa	3,954	11,013	1,200	7,000	0,735	0,171
12. Jibia	4,574	3,598	3,500	8,640	0,357	0,405
13. Sard.Española	3,495	26,880	1,460	17,600	0,074	0,083
14. AnchoquetaAD	3,573	18,500	2,200	8,280	0,951	0,266
15. AnchoquetaJV	2,024	22,597	3,000	14,274	0,605	0,210
16. Lang.Colorado	2,012	0,513	5,900	18,000	0,999	0,328
17. Cojinoba	3,578	0,295	1,460	4,200	0,442	0,348
18. Mesopelagicos	3,527	74,425	1,200	12,000	0,999	0,100
19. PecesCosteros	3,039	9,172	0,498	3,500	0,999	0,142
20. Congrios	4,394	0,015	0,310	4,120	0,999	0,075
21. Lenguados	3,718	1,110	0,370	3,200	0,999	0,116
22. Pulpo	3,433	0,829	0,130	12,000	0,999	0,011
23. Benthos	2,000	15,791	1,800	5,500	0,999	0,327
24. Zoo.Gelatinoso	3,421	6,899	0,580	2,450	0,312	0,237
25. Macrozooplancton	2,747	146,600	5,000	31,710	0,999	0,158
26. Mesozooplancton	2,483	147,246	19,000	128,570	0,999	0,148
27. Microzooplancton	2,206	18,067	586,000	862,000	0,999	0,680
28. Fitoplancton	1,000	211,545	120,000	0,000	0,700	
29. Detrito	1,000				0,577	

Tabla 27. 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. Tiburones pelágicos	Tiburón mako, marrajo común o de aleta corta (<i>Isurus oxyrinchus</i>), tiburón azul o tintorera (<i>Prionace glauca</i>).
2. Aves marinas	Comorán 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. Ballenas dentadas	Odontocetes. Cachalotes y delfines
5. Ballenas barbadas	Mysticetes
6. Lobo marino común AD	<i>Otaria flavescens</i> . Adultos de lobo marino común. Mamífero. Predador tope.
7. Lobo marino común JUV	<i>Otaria flavescens</i> . Juveniles de lobo marino común.
8. Bonito	<i>Sarda chilensis</i> . Pez pelágico.
9. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico.
10. Caballa	<i>Scomber japonicus</i> . Pez pelágico.
11. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i> . Cephalopoda, Ommastrephidae
12. Sardina Española	<i>Sardinops sagax</i> . Pelágico pequeño
13. AnchovetaAD	<i>Engraulis ringens</i> . Adultos de anchoveta. Grupo edad 1+. Pequeño pelágico
14. AnchovetaJV	<i>Engraulis ringens</i> . Juveniles de anchoveta. Grupo edad 0.
15. Cojinoba del norte	<i>Seriolaella violacea</i> .
16. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
17. Merluza común	<i>Merluccius gayi</i> . Pez demersal.
18. Peces costeros	<i>Cilus gilberti</i> (corvina), <i>Pinguipes chilensis</i> (rollizo), <i>Paralabrax humeralis</i> (cabrilla común), <i>Prolatilus jugularis</i> (blanquillo)
19. Congrio	<i>Genypterus</i> spp. Ophidiiformes
20. Lenguado	Paralichtidae, Lenguado.
21. Langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Crustáceo demersal.
22. Langostino amarillo	<i>Cervimunida johni</i> . Crustáceo demersal.
23. Camaron nylon	<i>Heterocarpus reedi</i> . Camarón. Pandalidae
24. Pulpo	<i>Octopus mimus</i> , Octopodidae
25. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
26. Zooplancton Gelatinoso	Zooplancton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
27. Macrozoo	Zooplancton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
28. Mesozoo	Zooplancton mediano, principalmente copépodos.
29. Microzoo	Zooplancton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, copepoda nauplii, etc.
30. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
31. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 28. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo). 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)
Tiburones pelágicos	Barros <i>et al.</i> (2014)	Arancibia <i>et al.</i> (2002)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Olson & Watters (2003)	
Aves marinas	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)	
Ballenas dentadas	Moloney <i>et al.</i> (2002)			Olson & Watters (2003)	
Ballenas barbadas		Paves <i>et al.</i> (2013)		Field & Francis (2005)	
Lobo marino común AD	Oliva <i>et al.</i> (2020)	$S=\exp(-Z)$	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)	
Lobo marino común JUV	Oliva <i>et al.</i> (2020)	$S=\exp(-Z)$	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sielfeld <i>et al.</i> (2018)	
Bonito		Núñez (1993)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Jurel		Barros <i>et al.</i> (2014)	Robotham <i>et al.</i> (1995)	Medina & Arancibia (1992), Medina & Arancibia (1995)	
Caballa		Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Martínez <i>et al.</i> (2007)	
Jibia		Moloney <i>et al.</i> (2002)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)	
Sardina Española	Castillo <i>et al.</i> 1996	Barros <i>et al.</i> (2014)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Espinoza <i>et al.</i> (1998)	
Anchoveta AD	Bucarey <i>et al.</i> (2020)	Canales & Leal (2009)	Espinoza <i>et al.</i> (1998)	Alamo <i>et al.</i> (1997), Alamo & Espinoza (1998)	
Anchoveta JUV	Bucarey <i>et al.</i> (2020)	Canales & Leal (2009)	Alamo <i>et al.</i> (1997), Alamo & Espinoza (1998)		

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)
Cojinova del norte		Wolff & Aron (1992)	Barros <i>et al.</i> (2014)	Wolff & Aron (1992)	
Mesopelagicos		Moloney <i>et al.</i> (2002)	Barros <i>et al.</i> (2014)		
Merluza común		Cubillos <i>et al.</i> (1999), Tascheri <i>et al.</i> (2018)	Arancibia <i>et al.</i> (1998b)	Arancibia <i>et al.</i> (2006)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Peces costeros		Araya <i>et al.</i> (2018), Oyarzún <i>et al.</i> (1999)	Oyarzun <i>et al.</i> (1999)	Medina <i>et al.</i> (2004), Roque (2017)	
Congrio		Barros <i>et al.</i> (2014)	Tascheri <i>et al.</i> (2003)	Barros <i>et al.</i> (2014)	
Lenguado		Samamé & Castañeda (1999)		Kong <i>et al.</i> (1995)	
Langostino colorado	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Neira <i>et al.</i> (2004)	
Langostino amarillo	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004)			Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Camarón nailon	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004)			
Pulpo	Acuña <i>et al.</i> (1998)	Araya <i>et al.</i> (1999)	Mangold & von Boletzky (1973)	Cortez <i>et al.</i> (1994)	
Bentos		Wolff (1994)			
Zooplankton gelatinoso		Moloney <i>et al.</i> (2002)	Vargas & González (2004)	González <i>et al.</i> (2004)	
Macrozoo		Paves & Gonzales (2008)	Barros <i>et al.</i> (2014)	González <i>et al.</i> (2004)	
Mesozoo			González <i>et al.</i> (2000)		
Microzoo					
Fitoplancton		Daneri <i>et al.</i> (2000)			

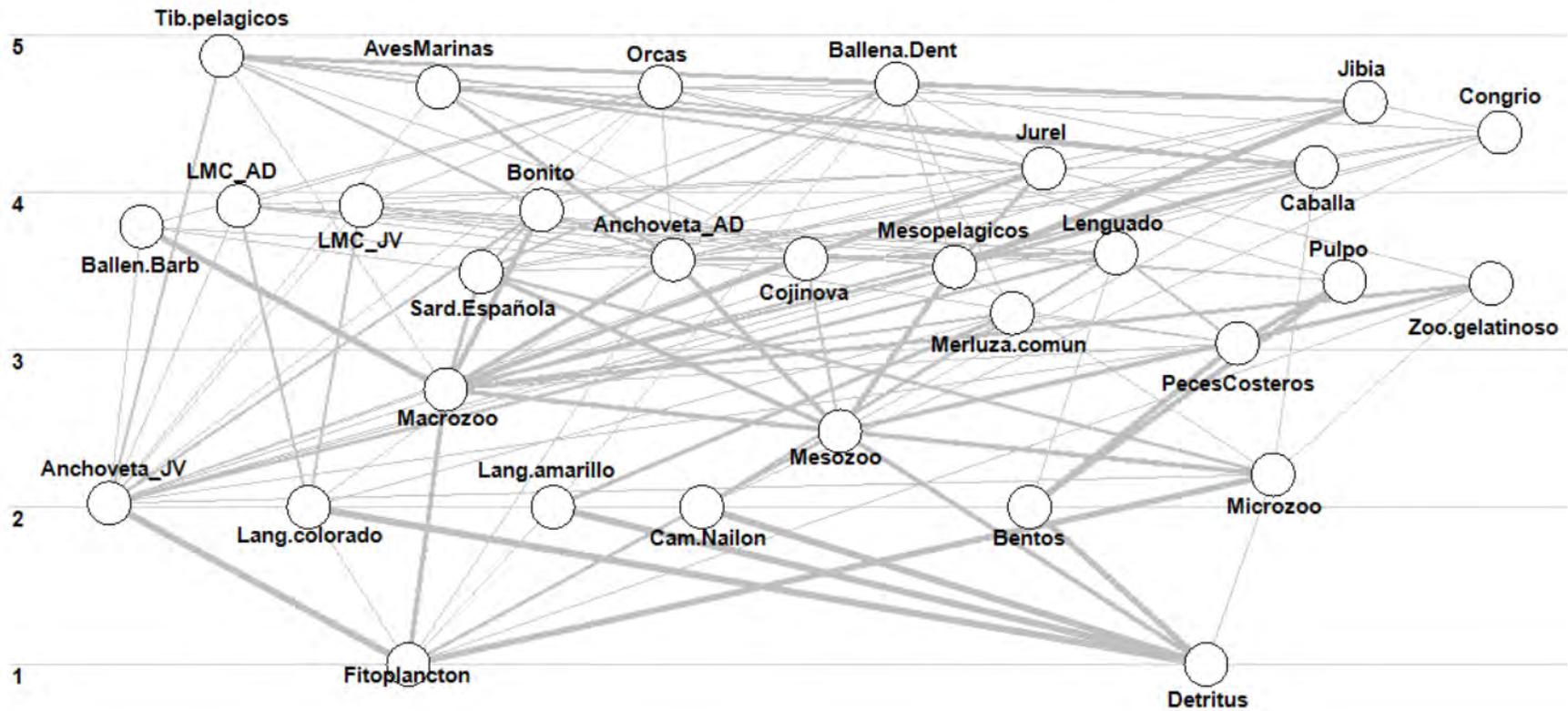


Figura 30. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Norte de Chile (Región de Atacama y Coquimbo) en el año 1997. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 29. 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).

Presa\Depredador	Tib.pelagicos	Aves marinas	Orcas	Ballena Dent.	Ballena Barb.	LMC_AD	LMC_JUV	Bonito	Juel	Caballa	Jibia	Sard. Española	AnchovetaAD	AnchovetaJV	Cojinoba del norte	
1 Tib.Pelagicos																
2 Aves marinas			0,010													
3 Orcas																
4 Ballena Dent.			0,050													
5 Ballena Barb.			0,010													
6 LMC_AD			0,003													
7 LMC_JUV			0,007													
8 Bonito	0,140			0,040												
9 Juel	0,150	0,100	0,080	0,070		0,030	0,030									
10 Caballa	0,150	0,300		0,010					0,050							
11 Jibia	0,340		0,040	0,340								0,134				
12 Sard. Española			0,090	0,140	0,050			0,170								
13 AnchovetaAD		0,300	0,090	0,110	0,044	0,010	0,010	0,144	0,010	0,050	0,020					0,030
14 AnchovetaJV	0,150	0,100	0,110		0,056	0,100	0,100	0,146	0,010	0,050	0,061					0,050
15 Cojinoba norte	0,030	0,040														
16 Mesopelagicos				0,040		0,100	0,100		0,310	0,370	0,704					
17 Merluza común				0,100												
18 Peces costeros																
19 Congrio			0,110													
20 Lengüado						0,100	0,100									
21 Lang. colorado				0,050		0,150	0,150									
22 Lang. amarillo				0,100												
23 Camaron nailon																
24 Pulpo			0,050			0,100	0,100									
25 Bentos																
26 Zoo.Gelatinoso									0,010							
27 Macrozoo	0,040				0,800			0,540	0,400	0,170		0,278	0,464			0,060
28 Mesozoo										0,040		0,500	0,514			0,130
29 Microzoo										0,002		0,222		0,020		
30 Fitoplancton													0,022	0,980		
31 Detrito																
32 Importación		0,160	0,350		0,050	0,410	0,410		0,210	0,318						0,730
33 Suma	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 29. Continuación.

Presa\Depredador	Mesopelagico	Merluza común	Peces costeros	Congrio	Lenguado	Langostino colorado	Langostino amarillo	Camarón nailon	Pulpo	Bentos	Zooplanc-ton Gelatinoso	Macrozoos	Mesozoo	Microzoos
1 Tib.Pelagicos														
2 Aves marinas														
3 Orcas														
4 Ballena Dent.														
5 Ballena Barb.														
6 LMC_AD														
7 LMC_JUV														
8 Bonito														
9 Jurel														
10 Caballa														
11 Jibia				0,089										
12 Sard. Española				0,054	0,035									
13 AnchoquetaAD			0,004	0,071	0,200									
14 AnchoquetaJV			0,006	0,089	0,250									
15 Cojinoba norte														
16 Mesopelagicos														
17 Merluza común		0,100												
18 Peces costeros		0,000			0,150				0,400					
19 Congrio				0,000										
20 Lenguado			0,010		0,010									
21 Lang. colorado		0,090												
22 Lang. amarillo		0,350												
23 Camaron nailon		0,000		0,003	0,135									
24 Pulpo														
25 Bentos			0,700		0,100				0,560					
26 Zoo.Gelatinoso														
27 Macrozoos	0,220	0,180	0,010	0,001							0,339	0,062		
28 Mesozoo	0,681										0,514	0,400		
29 Microzoos	0,058										0,055	0,038	0,400	0,171
30 Fitoplancton						0,050	0,050	0,050			0,092	0,500	0,200	0,728
31 Detrito						0,950	0,950	0,950		0,800			0,400	0,101
32 Importación	0,041	0,280	0,270	0,693	0,120				0,040	0,200				
33 Suma	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 30. 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	4,867	0,061	0,490	6,100	0,000	0,080
2. Aves marinas	4,667	0,060	0,100	62,000	0,006	0,002
3. Orcas	4,670	0,000	0,050	11,580	0,000	0,004
4. Ballena Dent.	4,689	0,060	0,150	10,000	0,019	0,015
5. Ballena Barb.	3,782	0,001	0,040	10,000	0,999	0,004
6. LMC_AD	3,916	0,012	0,110	13,400	0,008	0,008
7. LMC_JUV	3,916	0,002	0,350	22,411	0,029	0,016
8. Bonito	3,888	0,077	0,990	5,500	0,999	0,180
9. Jurel	4,152	4,412	0,360	8,100	0,999	0,044
10. Caballa	4,160	2,690	1,200	7,000	0,999	0,171
11. Jibia	4,574	0,144	3,500	8,640	0,999	0,405
12. Sard. Española	3,495	3,289	1,460	17,600	0,128	0,083
13. AnchoquetaAD	3,573	1,960	2,700	8,280	0,777	0,326
14. AnchoquetaJV	2,024	1,540	2,000	14,322	0,920	0,140
15. Cojinoba norte	3,578	0,111	1,460	4,200	0,999	0,348
16. Mesopelagicos	3,527	15,823	1,200	12,000	0,999	0,100
17. Merluza común	3,232	0,267	0,550	2,800	0,999	0,196
18. Peces costeros	3,041	7,362	0,498	3,500	0,999	0,142
19. Congrio	4,381	0,018	0,310	4,120	0,999	0,075
20. Lengüado	3,615	0,829	0,370	3,200	0,999	0,116
21. Lang. colorado	2,000	0,120	5,000	14,977	0,217	0,334
22. Lang. amarillo	2,000	0,220	2,184	11,600	0,852	0,188
23. Camaron nailon	2,000	0,350	2,570	12,000	0,478	0,214
24. Pulpo	3,434	0,680	0,130	12,000	0,270	0,011
25. Bentos	2,000	12,720	1,800	5,500	0,999	0,327
26. Zoo.Gelatinoso	3,421	0,617	0,580	2,450	0,999	0,237
27. Macrozoo	2,747	206,569	5,000	74,000	0,999	0,068
28. Mesozoo	2,483	330,995	19,000	230,000	0,999	0,083
29. Microzoo	2,206	70,904	586,000	862,000	0,999	0,680
30. Fitoplancton	1,000	802,218	120,000		0,700	
31. Detrito	1,000				0,616	

Tabla 31. Grupos funcionales en el modelo trófico de la Zona Centro-Sur (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. Modificado de Neira *et al.* (2004).

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Orca
2. Delfines	Odontocetes. Cetáceos pequeños
3. AvesMarinas	Aves marinas. Comorán guanay (<i>Leucocarbo bougainvillii</i>), Piquero peruano (<i>Sula variegata</i>) y pelicanos (<i>Pelecanus thagus</i>).
4. LMC_AD	<i>Otaria flavescens</i> . Adultos de lobo marino común. Mamífero. Predador tope. > 5 años.
5. LMC_JV	<i>Otaria flavescens</i> . Juveniles de lobo marino común. 2 – 4 años
6. Merl.ComunAD	Adultos de merluza común (<i>Merluccius gayi</i>)
7. Merl.ComunJV	Juveniles de merluza común.
8. Congrio	<i>Genypterus maculatus</i> . Congrio negro. Demersal
9. Lenguado	<i>Hippoglossina macrops</i> . Lenguado de ojos grandes. Demersal
10. Besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i> . Batidemersal
11. Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i> . Demersal costero
12. PejerrataAzul	<i>Coelorinchus aconcagua</i> . Bentopelágico
13. Raya	Condriictios. Principalmente raya volantín (<i>Zearaja chilensis</i>).
14. Sierra	<i>Thyrsites atun</i>
15. Jibia	<i>Dosidicus gigas</i> . Cephalopoda, Ommastrephidae
16. Merl. Cola	Merluza de cola. <i>Macruronus magellanicus</i>
17. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico.
18. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
19. Sard.ComunAD	<i>Strangomera bentincki</i> . Adultos de sardina común. Pelágico pequeño.
20. Sard.ComunJV	Juveniles de sardina común. Pelágico pequeño.
21. AnchoquetaAD	<i>Engraulis ringens</i> . Adultos de anchoqueta. Pequeño pelágico
22. AnchoquetaJV	Juveniles de anchoqueta. Pequeño pelágico
23. Lang.Colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Langostino colorado. Crustáceo demersal
24. Lang.Amarillo	<i>Cervimunida johni</i> . Langostino amarillo. Crustáceo demersal
25. Cam.Nailon	<i>Heterocarpus reedi</i> . Camarón nailon. Crustáceo demersal
26. Macrozoo	Zooplankton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
27. Mesozoo	Zooplankton mediano, principalmente copépodos.
28. Microzoo	Zooplankton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, Copepoda, Copepoda nauplii, etc.
29. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
30. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 32. 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)
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)	
AvesMarinas	Neira & Arancibia (2004)				
LMC_AD	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)	
LMC_JV					
Merl.ComunAD	Tascheri <i>et al.</i> (2018)	Cubillos <i>et al.</i> (1999), Tascheri <i>et al.</i> (2018)	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.ComunJV	Tascheri <i>et al.</i> (2018)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1998b)		
Congrio		Barros <i>et al.</i> (2014)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Lenguado	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Samamé & Castañeda (1999)		Villarroel & Acuña (2000)	
Besugo	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Cubillos <i>et al.</i> (2009)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Leal <i>et al.</i> (2009)	
Blanquillo		Acuña <i>et al.</i> (2008)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Pejerrata azul	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Neira <i>et al.</i> (2004)			
Raya	Neira <i>et al.</i> (2004)				
Sierra		Acuña <i>et al.</i> (2008)			Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA)
Jibia		Arancibia <i>et al.</i> (2016)	Arancibia <i>et al.</i> (2007)	Arancibia <i>et al.</i> (2016)	
Merl.Cola	Lillo <i>et al.</i> (1994)	Neira & Arancibia (2004)			
Jurel	Serra <i>et al.</i> (2004)	Arancibia <i>et al.</i> (1995)	Neira <i>et al.</i> (2004)		
Mesopelagicos		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Sard.ComunAD	Zuñiga <i>et al.</i> (2020a)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zuñiga <i>et al.</i> (2020a)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Saavedra <i>et al.</i> (2014)	Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura
Sard.ComunJV	Zuñiga <i>et al.</i> (2020a)	Neira <i>et al.</i> (2004)		Saavedra <i>et al.</i> (2014)	de Pesca y Acuicultura

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) (SERNAPESCA)
AnchovetaAD	Zuñiga <i>et al.</i> (2020b)	Cubillos <i>et al.</i> (1998), Zuñiga <i>et al.</i> (2020b)	Neira <i>et al.</i> (2004)	Saavedra <i>et al.</i> (2014)	
AnchovetaJUV	Zuñiga <i>et al.</i> (2020b)	Neira <i>et al.</i> (2004)		Saavedra <i>et al.</i> (2014)	
Lang.Colorado	Ibarra <i>et al.</i> (2020)	Neira <i>et al.</i> (2004)			
Lang.Amarillo		Neira <i>et al.</i> (2004)			
Cam.Nailon		Neira <i>et al.</i> (2004)			
Macrozoo		Neira & Arancibia (2004)		Neira <i>et al.</i> (2004)	
Mesozoo		Neira & Arancibia (2004)			
Microzoo		Neira & Arancibia (2004)			
Fitoplancton	Serra <i>et al.</i> (1994), Cushing <i>et al.</i> (1958), Browder (1993)	Neira <i>et al.</i> (2004))			

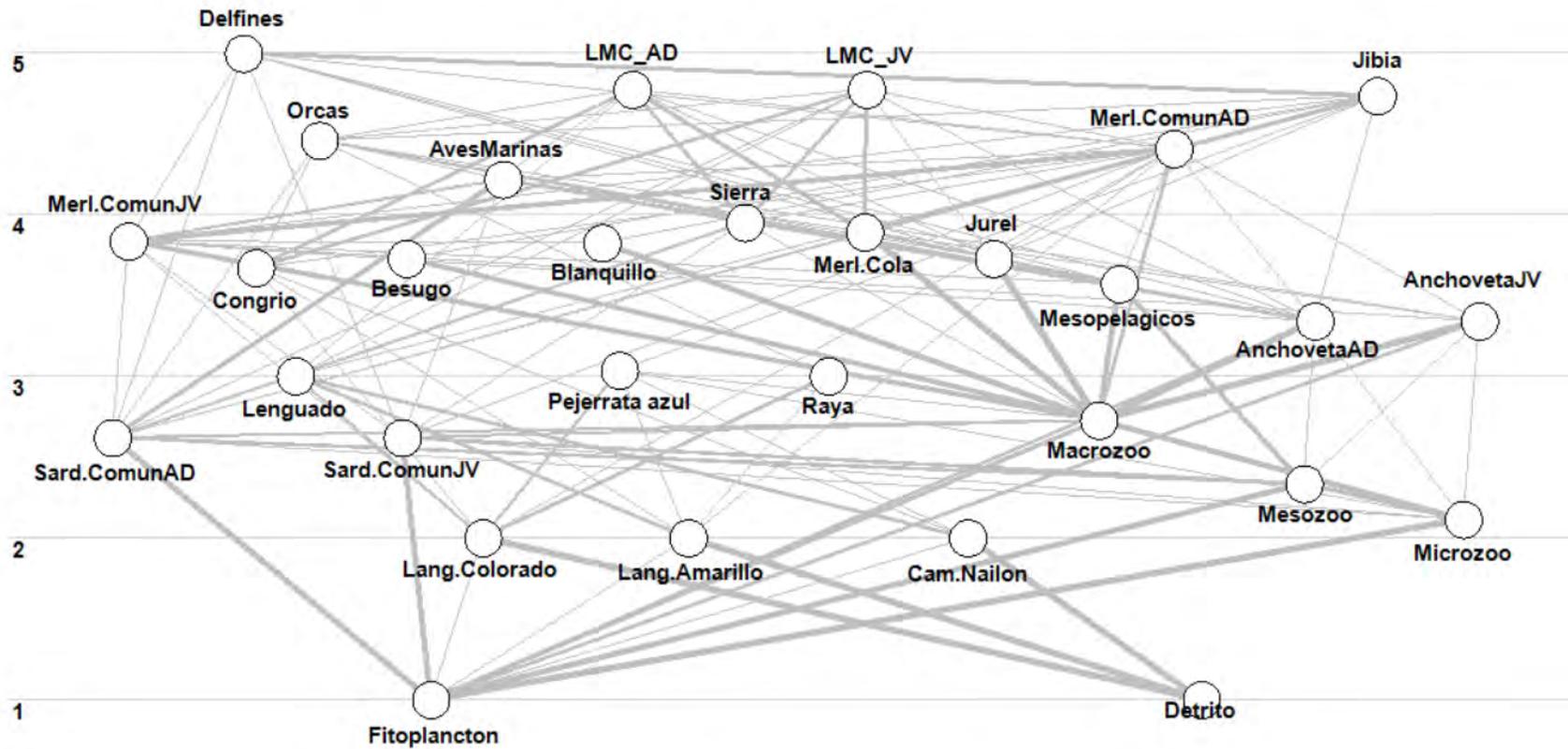


Figura 31. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino de la Zona Centro-Sur de Chile (Región de Valparaíso a Región de Los Ríos), año 1992. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 33. 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.

Presa\Depredador	Orcas	Delfines	AvesMarinas	LMC_AD	LMC_JV	Merl.ComunAD	Merl.ComunJV	Congrio	Lenguado	Besugo	Blanquillo	PejerrataAzul	Raya	Sierra
1 Orcas														
2 Delfines														
3 AvesMarinas	0,010													
4 LMC_AD	0,003													
5 LMC_JV	0,007													
6 Merl.ComunAD		0,075	0,020	0,080	0,080			0,036						0,031
7 Merl.ComunJV		0,063	0,172			0,480	0,120	0,013			0,065			
8 Congrio	0,110			0,200	0,200									
9 Lenguado				0,010	0,010	0,001			0,050					
10 Besugo														
11 Blanquillo														
12 PejerrataAzul														
13 Raya	0,040													
14 Sierra				0,200	0,200									
15 Jibia	0,040	0,326												
16 Merl. Cola				0,300	0,300	0,064								
17 Jurel	0,080	0,114		0,070	0,070	0,024								
18 Mesopelagicos		0,098	0,126			0,050	0,100							
19 Sard.ComunAD	0,090	0,060	0,280	0,060	0,060	0,024	0,014							0,160
20 Sard.ComunJV		0,042	0,067			0,006	0,003							0,040
21 AnchoquetaAD	0,157	0,074	0,200	0,050	0,050	0,005	0,012							0,093
22 AnchoquetaJV	0,043		0,051			0,002	0,004							
23 Lang.Colorado						0,060	0,036	0,111	0,158			0,139	0,212	
24 Lang.Amarillo						0,001		0,002	0,270			0,002	0,023	
25 Cam.Nailon								0,003	0,192			0,004		
26 Macrozoo						0,210	0,450			0,500	0,679	0,004		0,070
27 Mesozoo														
28 Microzoo												0,030		
29 Fitoplancton														
30 Detrito														
31 Importación	0,420	0,148	0,084	0,030	0,030	0,074	0,261	0,835	0,330	0,500	0,256	0,821	0,765	0,606
32 Suma	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 33. Continuación.

Presa\Depredador	Jibia	Merl. Cola	Jurel	Mesopelagicos	Sard.ComunAD	Sard.ComunJV	AnchovetaAD	AnchovetaJV	Lang.Colorado	Lang.Amarillo	Camaron Nailon	Macrozoo	Mesozoo	Microzoo
1 Orcas														
2 Delfines														
3 AvesMarinas														
4 LMC_AD														
5 LMC_JV														
6 Merl.ComunAD	0,030													
7 Merl.ComunJV	0,080													
8 Congrio														
9 Lenguado														
10 Besugo	0,100													
11 Blanquillo	0,005													
12 PejerrataAzul	0,030													
13 Raya														
14 Sierra														
15 Jibia	0,170													
16 Merl. Cola	0,300													
17 Jurel	0,005													
18 Mesopelagicos		0,181												
19 Sard.ComunAD	0,010													
20 Sard.ComunJV														
21 AnchovetaAD	0,008													
22 AnchovetaJV														
23 Lang.Colorado														
24 Lang.Amarillo														
25 Cam.Nailon														
26 Macrozoo		0,750	0,983	0,600	0,141	0,141	0,730	0,730				0,004		
27 Mesozoo				0,400	0,201	0,201	0,057	0,057						
28 Microzoo					0,097	0,097	0,003	0,003				0,646	0,300	0,112
29 Fitoplancton					0,561	0,561	0,210	0,210	0,050	0,050	0,050	0,350	0,700	0,800
30 Detrito									0,950	0,950	0,950			
31 Importación	0,262	0,069	0,017											0,088
32 Suma	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 34. 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. Orcas	4,456	0,001	0,050	11,580	0,000	0,004
2. Delfines	4,995	0,010	0,150	10,000	0,000	0,015
3. AvesMarinas	4,215	0,065	0,500	20,000	0,002	0,025
4. LMC_AD	4,771	0,019	0,110	13,400	0,728	0,008
5. LMC_JV	4,771	0,003	0,230	21,654	0,070	0,011
6. Merl.ComunAD	4,405	4,200	0,550	2,800	0,317	0,196
7. Merl.ComunJV	3,833	7,829	2,100	8,182	0,833	0,257
8. Congrio	3,669	0,268	0,310	3,000	0,999	0,103
9. Lenguado	3,001	0,250	0,370	3,200	0,967	0,116
10. Besugo	3,727	0,380	0,320	4,500	0,234	0,071
11. Blanquillo	3,823	0,234	0,500	7,000	0,999	0,071
12. PejerrataAzul	3,035	0,590	0,287	4,000	0,220	0,072
13. Raya	3,000	0,220	0,362	3,500	0,851	0,103
14. Sierra	3,949	0,279	0,230	2,200	0,999	0,105
15. Jibia	4,732	0,020	3,100	8,640	0,999	0,359
16. Merl. Cola	3,890	6,737	0,440	4,400	0,304	0,100
17. Jurel	3,727	27,000	0,950	14,200	0,987	0,067
18. Mesopelagicos	3,570	10,454	1,200	12,000	0,999	0,100
19. Sard.ComunAD	2,620	8,035	1,350	13,196	0,631	0,102
20. Sard.ComunJV	2,620	2,038	1,800	26,156	0,103	0,069
21. AnchoquetaAD	3,340	8,750	1,400	13,121	0,311	0,107
22. AnchoquetaJV	3,340	2,121	1,300	24,575	0,123	0,053
23. Lang.Colorado	2,000	1,100	5,000	14,977	0,677	0,334
24. Lang.Amarillo	2,000	0,514	2,184	11,600	0,251	0,188
25. Cam.Nailon	2,000	0,317	2,570	12,000	0,203	0,214
26. Macrozo	2,727	50,701	13,000	31,710	0,999	0,410
27. Mesozo	2,334	2,040	45,000	154,519	0,999	0,291
28. Microzo	2,114	4,327	482,000	1928,000	0,999	0,250
29. Fitoplancton	1,000	105,000	120,000		0,602	
30. Detrito	1,000				0,003	

Tabla 35. 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. Ballenas barbadas	Mysticetes
5. Lobo fino	<i>Arctocephalus australis</i> .
6. LMC_AD	<i>Otaria flavescens</i> . Adultos de lobo marino común (5+). Mamífero. Predador tope.
7. LMC_JV	<i>Otaria flavescens</i> . Juveniles de lobo marino común (≤ 4 años).
8. RayaVolantin	<i>Zearaja chilensis</i> . Raya volatín. Chondrichthyes. Rajidae
9. CongrioDorado	<i>Genypterus blacodes</i> . Ophidiiformes
10. Merl.AustralAD	<i>Merluccius australis</i> . Adultos de merluza del sur (10+). Demersales
11. Merl.AustralJV	Juveniles de merluza del sur. Demersales
12. Merl.ColaAD	<i>Macruronus magellanicus</i> . Adultos de merluza de cola (3+). Demersales
13. Merl.ColaJV	Juveniles de merluza de cola. Demersales
14. PejerreyMar	<i>Odontesthes regia</i> . Pejerrey de mar. Pez demersal costero
15. Mesopelagicos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
16. Sierra	<i>Thyrstites atun</i> .
17. Jurel	<i>Trachurus murphyi</i> . Pez pelágico.
18. Calamar	<i>Loligo gahi</i> . Loliginidae
19. Sard.Austral	<i>Sprattus fuegensis</i> . Pelágico pequeño
20. Sard.Comun	<i>Strangomera bentincki</i> . Pelágico pequeño
21. Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i> . Pelágico pequeño
22. Salmon	Salmón asilvestrad o escapado
23. Pulpo	<i>Octopus mimus</i> , pulpo de Chiloé (<i>Enteroctopus megalocyathus</i>), Octopodidae
24. Lang.Canales	<i>Munida</i> spp. Crustáceo bento-demersal
25. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
26. Zoo.Gelatinoso	Zooplankton gelatinoso. Siphonophora, Salpas, etc.
27. Macrozoo	Zooplankton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
28. Mesozoo	Zooplankton mediano, principalmente copépodos.
29. Microzoo	Zooplankton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, copepoda nauplii, etc.
30. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
31. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Tabla 36. Fuentes de los datos de entrada del modelo Ecopath del ecosistema del mar interior de la Región de Los Lagos, 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)	
Ballenas barbadadas	Paves <i>et al.</i> (2013)		Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Paves <i>et al.</i> (2013)	
Lobo fino	Oliva <i>et al.</i> (2020)	Paves <i>et al.</i> (2013)		Zavalaga <i>et al.</i> (1998)	
LMC_AD	Oliva <i>et al.</i> (2020)	S=exp(-Z)	Kastelein <i>et al.</i> (1995)	Sepulveda <i>et al.</i> (2016)	
LMC_JV			Oliva <i>et al.</i> (2020)		
RayaVolantin	Perez <i>et al.</i> (2019)	Estimado usando Z = F+M (Beverton y 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)
CongrioDorado	Contreras & Quiroz (2019)	Neira <i>et al.</i> (2014)	Wiff <i>et al.</i> (2007)	Pool <i>et al.</i> (1997)	
Merl.AustralAD	Perez & Quiroz (2019)	Neira <i>et al.</i> (2014)	Wiff <i>et al.</i> (2007)	Pool <i>et al.</i> (1997)	
Merl.AustralJV				Hopf <i>et al.</i> (2011)	
Merl.ColaAD	Payá <i>et al.</i> (2017)	Neira <i>et al.</i> (2014)	www.fishbase.org	Pool <i>et al.</i> (1997)	
Merl.ColaJV				Hopf <i>et al.</i> (2011)	
PejerreyMar		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)	
Sierra		Acuña <i>et al.</i> (2008)	www.fishbase.org	Acuña <i>et al.</i> (2008)	
Jurel		Arancibia <i>et al.</i> (1995)	Neira <i>et al.</i> (2004)		Anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (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)	
Sard.Comun		Estimado usando Z = F+M		Saavedra <i>et al.</i> 2014	
Anchoveta					

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)
		(Beverton y Holt, 1957)			
Salmon		Neira <i>et al.</i> (2014)			
Pulpo	Pavez <i>et al.</i> (2013)		Shannon <i>et al.</i> (2003)	Pavez <i>et al.</i> (2013)	SERNAPESCA
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)			
Macrozoo					
Mesozoo					
Microzoo					
Fitoplancton	Neira <i>et al.</i> (2014), Pavez <i>et al.</i> (2013)				

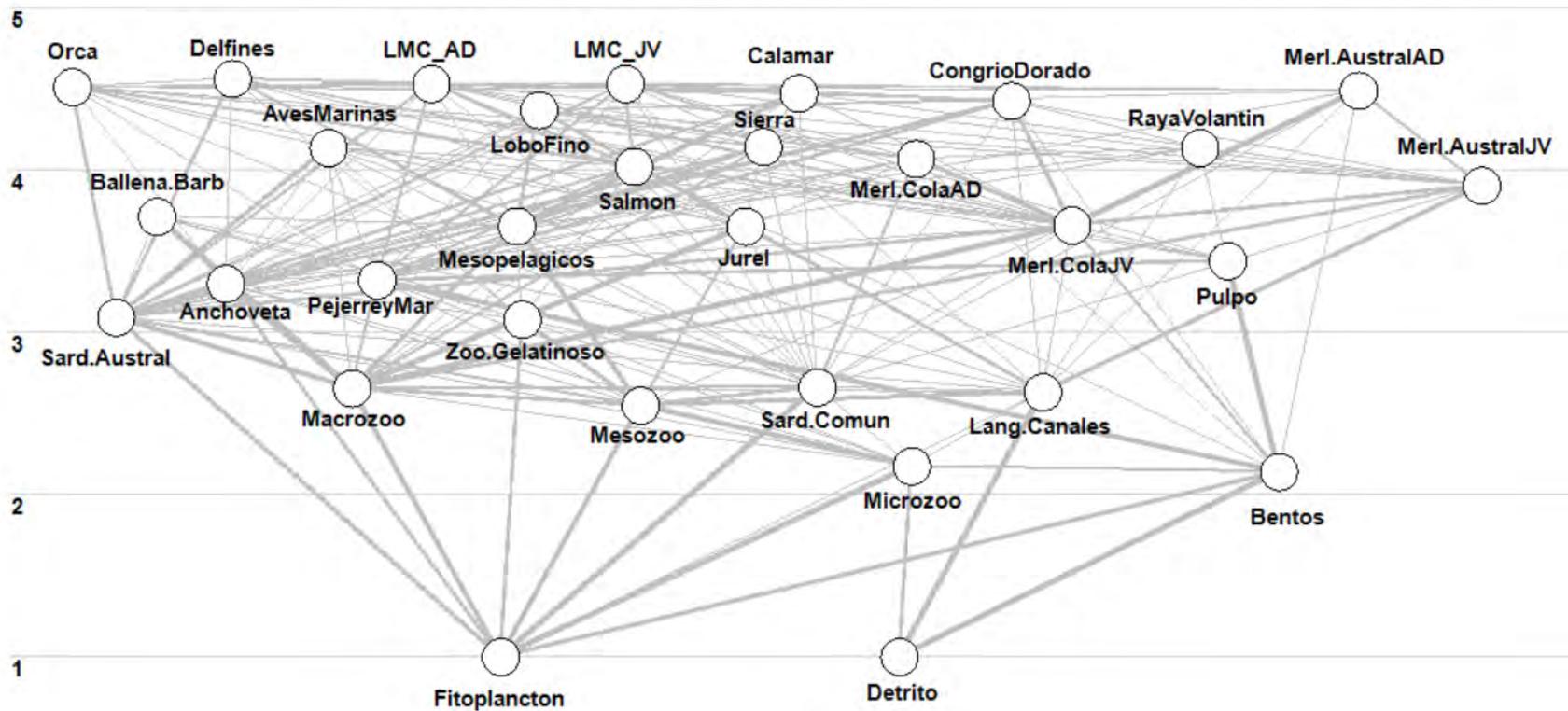


Figura 32. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos, año 2006. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 37. 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.

Presa\Depredador	AvesMarinas	Orcas	Delfines	Ballena barb.	LoboFino	LMC_AD	LMC_JV	RayaVolantin	Congrio Dorado	Merl.AustralAD	Merl.AustralJV	Merl.ColaAD	Merl.ColaJV	PejerreyMar	Mesopelagicos
1 Aves marinas		0,001													
2 Orcas															
3 Delfines		0,050													
4 Ballena Barb.															
5 LoboFino															
6 LMC_AD		0,010													
7 LMC_JV		0,002													
8 RayaVolantin								0,035	0,020						
9 CongrioDorado					0,010	0,002	0,002	0,020	0,014						
10 Merl.AustralAD		0,001			0,020	0,025	0,025								
11 Merl.AustralJV		0,001			0,030	0,045	0,045		0,020	0,120	0,020				
12 Merl.ColaAD		0,070			0,120	0,025	0,025	0,060							
13 Merl.ColaJV	0,070	0,140	0,040		0,080	0,025	0,025		0,310	0,635	0,150	0,275			
14 PejerreyMar	0,100	0,009			0,010	0,150	0,150	0,050	0,270			0,044			
15 Mesopelagicos			0,150	0,001	0,195	0,050	0,050	0,070							0,050
16 Sierra		0,001				0,002	0,002								
17 Jurel	0,080	0,080	0,050			0,100	0,100								
18 Calamar		0,004	0,150			0,005	0,005		0,040						
19 Sard.Austral	0,380	0,260	0,235	0,100	0,070	0,160	0,160		0,200	0,090	0,190	0,100	0,150		
20 Sard.Comun	0,075	0,035	0,040	0,030	0,020	0,035	0,035		0,025	0,010	0,010	0,178	0,003		
21 Anchoveta	0,030	0,010	0,010	0,020	0,010	0,010	0,010		0,025			0,100	0,050		
22 Salmon	0,001	0,001	0,010			0,125	0,125								
23 Pulpo			0,100			0,100	0,100								
24 Lang.Canales	0,050			0,100	0,240			0,016	0,006	0,100	0,380		0,005		
25 Bentos								0,054	0,020	0,020		0,103	0,170	0,418	
26 Zoo.Gelatinoso	0,002		0,002	0,001											0,050
27 Macrozoo	0,050			0,700							0,250	0,073	0,573	0,182	0,300
28 Mesozoo													0,050	0,070	0,500
29 Microzoo														0,002	
30 Fitoplancton															
31 Detrito															
32 Importación	0,162	0,325	0,213	0,048	0,195	0,141	0,141	0,695	0,050	0,025		0,128		0,328	0,100
33 Suma	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 37. Continuación.

Presa\Depredador	Sierra	Jurel	Calamar	Sard.Austral	Sard.Común	Anchoveta	Salmon	Pulpo	Lang.Canales	Bentos	Zoo.Gelatinoso	Macrozoo	Mesozoo	Microzoo
1 Aves marinas														
2 Orcas														
3 Delfines														
4 Ballenas barbadas														
5 Lobo fino														
6 LMC_AD														
7 LMC_JV														
8 RayaVolantin														
9 CongrioDorado														
10 Merl.AustralAD														
11 Merl.AustralJV			0,050											
12 Merl.ColaAD														
13 Merl.ColaJV	0,020		0,100											
14 PejerreyMar	0,120						0,175	0,200			0,001			
15 Mesopelagicos	0,200		0,425								0,001			
16 Sierra	0,030													
17 Jurel	0,010										0,001			
18 Calamar	0,005		0,050											
19 Sard.Austral	0,125	0,020	0,125				0,180							
20 Sard.Comun	0,060	0,015	0,008				0,060				0,002			
21 Anchoveta	0,050	0,005	0,005				0,005				0,001			
22 Salmon							0,003				0,001			
23 Pulpo							0,001	0,010						
24 Lang.Canales	0,100	0,002		0,002	0,002		0,092							
25 Bentos							0,006	0,600						
26 Zoo.Gelatinoso											0,010			
27 Macrozoo	0,170	0,640	0,100	0,414	0,141	0,730	0,004		0,030		0,100	0,150		
28 Mesozoo		0,120		0,182	0,201	0,057			0,300		0,360	0,200	0,030	
29 Microzoo				0,104	0,097	0,003			0,100	0,120	0,100	0,050	0,400	0,150
30 Fitoplancton				0,298	0,559	0,210			0,002	0,280	0,230	0,450	0,500	0,650
31 Detrito									0,568	0,600				0,200
32 Importación	0,110	0,198	0,138				0,474	0,190			0,194	0,150	0,070	
33 Suma	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 38. 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.

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	4,138	0,134	0,100	7,290	0,052	0,014
2. Orcas	4,513	0,076	0,060	9,240	0,000	0,006
3. Delfines	4,565	0,360	0,099	8,972	0,990	0,011
4. Ballenas barbadas	3,715	0,228	0,040	9,710	0,000	0,004
5. Lobo fino	4,371	0,023	0,090	6,150	0,000	0,015
6. LMC_AD	4,534	0,291	0,115	13,400	0,210	0,009
7. LMC_JV	4,534	0,054	0,296	22,007	0,088	0,013
8. RayaVolantin	4,137	1,564	0,573	1,970	0,339	0,291
9. CongrioDorado	4,429	0,623	0,280	1,511	0,959	0,185
10. Merl.AustralAD	4,492	2,779	0,285	2,458	0,842	0,116
11. Merl.AustralJV	3,906	5,946	0,425	5,005	0,969	0,085
12. Merl.ColaAD	4,071	2,886	0,476	4,675	0,275	0,102
13. Merl.ColaJV	3,661	12,956	2,215	16,044	0,498	0,138
14. PejerreyMar	3,323	3,931	1,550	6,800	0,990	0,228
15. Mesopelagicos	3,656	13,712	0,900	4,000	0,678	0,225
16. Sierra	4,145	0,046	0,655	3,250	0,800	0,202
17. Jurel	3,655	3,412	0,375	3,520	0,750	0,107
18. Calamar	4,475	0,843	3,750	12,525	0,341	0,299
19. Sard.Austral	3,093	26,104	2,195	8,570	0,829	0,256
20. Sard.Comun	2,662	2,825	1,649	11,875	0,990	0,139
21. Anchoveta	3,301	3,728	3,435	12,050	0,990	0,285
22. Salmon	4,023	1,150	0,700	2,500	0,990	0,280
23. Pulpo	3,441	1,454	3,125	12,225	0,233	0,256
24. Lang.Canales	2,632	27,125	1,278	11,650	0,410	0,110
25. Bentos	2,141	36,852	2,799	12,273	0,620	0,228
26. Zoo.Gelatinoso	3,080	9,670	4,134	12,209	0,098	0,339
27. Macrozoo	2,656	40,893	12,475	31,707	0,990	0,393
28. Mesozoo	2,550	29,454	18,391	54,886	0,990	0,335
29. Microzoo	2,176	54,545	27,307	78,065	0,990	0,350
30. Fitoplancton	1,000	45,426	138,650		0,700	
31. Detrito	1,000	460,740			0,343	

Tabla 39. Grupos funcionales en el modelo trófico de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta tierra del Fuego, Región de Magallanes periodo 2006-2010.

Grupo funcional	Nombre, descripción
1. Orcas	<i>Orcinus orca</i> . Orca
2. Ballena.Barb	Ballena azul (<i>Balaenoptera musculus</i>), ballena minke (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>), ballena jorobada (<i>Megaptera novaeangliae</i>), ballena de aleta (<i>Balaenoptera physalus</i>), ballena franca austral (<i>Eubalaena australis</i>), ballenas francas pigmea (<i>Caperea marginata</i>).
3. Ballena.Dent	Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>), Calderon (<i>Globicephala melas</i>), Ziphidos (<i>Mesoplodon</i> spp), falsa orca (<i>Pseudorca crassidens</i>), Chalote chico (<i>Kogia</i> spp)
4. Delfines	Delfín chileno (<i>Cephalorhynchus eutropia</i>), delfín austral (<i>Lagenorhynchus australis</i>), delfín oscuro (<i>Lagenorhynchus obscurus</i>), marsopa espinoza (<i>Phocoena spinipinnis</i>), tonina overa (<i>Cephalorhynchus commersonii</i>).
5. 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>)
6. LMC_AD	<i>Otaria byronia</i> . Adultos de lobo marino común. Mamífero. Predador tope. > 5 años
7. LMC_JV	<i>Otaria byronia</i> . Juveniles de lobo marino común. 2-4 años
8. LoboFino	Adultos y juveniles de lobo fino austral (<i>Arctocephalus australis</i>)
9. PelagsMedianos	Jurel (<i>Trachurus murphyi</i>), cojinoba del norte (<i>Seriola violacea</i>), reineta (<i>Brama australis</i>)
10. Peces costeros	Lenguado (<i>Paralichthys adspersus</i>), corvina (<i>Cilus gilberti</i>), rollizo (<i>Pinguipes chilensis</i>), cabrilla común (<i>Paralabrax humeralis</i>), blanquillo (<i>Prolatilus jugularis</i>)
11. Salmones	Salmones asilvestrados
12. Sard.Austral	Sardina austral (<i>Sprattus fuegensis</i>). Pelágico pequeño
13. Mictofidos	Peces mesopelágicos. Principalmente mictóficos (Myctophidae)
14. MerlAustralAD	Adultos de merluza del sur (<i>Merluccius australis</i>). Edad 4+.
15. MerlAustralJV	Juveniles de merluza del sur. Grupos de edad 0-3.
16. Merl.ColaAD	Adultos de merluza de cola (<i>Macruronus magellanicus</i>). Edad 4+
17. Merl.ColaJV	Juveniles de merluza de cola. Edades 0-3.
18. Congrio	<i>Genypterus</i> spp. Ophidiiformes
19. RayaPejegallos	Raya volantín (<i>Zearaja chilensis</i>), raya espinosa (<i>Dipturus trachyderma</i>), pejegallos (<i>Callorhynchus callorhynchus</i>)
20. Bentodemersales	Brótula (<i>Salilota australis</i>), bacalao de profundidad (<i>Dissostichus eleginoides</i>), merluza de tres aletas (<i>Micromesistius australis</i>)
21. Calamares	Jibia (<i>Dosidicus gigas</i>)
22. Pulpo	Pulpo de Chiloé (<i>Enteroctopus megalocyathus</i>)
23. Lang.Canales	<i>Munida</i> spp. Crustáceo bento-demersal

Grupo funcional	Nombre, descripción
24. Bentos	Organismos bentónicos. Cangrejos y bivalvos
25. Zoo.Gelatinoso (c)	Zooplancton gelatinoso. Siphonophora, Chaetognatha, Cnidarios, etc.
26. Zoo.Gelatinoso (f)	Zooplancton gelatinoso. Salpa, Appendicularia, etc.
27. Macrozoo	Zooplancton grande. Euphausiacea, Chaetognatha, Appendicularians, etc.
28. Mesozoo	Zooplancton mediano, principalmente copépodos.
29. Microzoo	Zooplancton pequeño (< 5 mm). Ciliophora, copepoda nauplii, etc.
30. Fitoplancton	Comunidad fitoplanctónica. Productores
31. Detrito	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional.

Los parámetros de entrada, necesarios para la construcción del modelo, fueron obtenidos desde publicaciones científicas, informes de proyectos CIMAR 14, CIMAR 15, CIMAR 16, Informes proyecto FIP, otros modelos ecosistémicos Ecopath construidos en el área. Toda esta información describe el área entre el periodo 2006 a 2010 (Tabla 40). Esta información biológica de las especies fue relacionada con las distintas actividades pesqueras desarrolladas en la zona y que generan remoción de una serie de especies consideradas en su modelo. La información de los desembarques pesqueros del área de interés se obtuvo de los Anuarios estadísticas de Pesca (Tabla 41). Juntamente con ello, se obtuvo información de la dieta de las distintas especies consideradas en el modelo, a partir de información científica publicada en informes científicos del Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA), artículos científicos u otros modelos para la zona (Tabla 42).

Clases de edad en lobo marino común:

En todos los modelos se optó por la separación del LMC en dos clases de edad o “stanzas” adultos y juveniles. Esto se justifica considerando que tanto la composición de la dieta, como las tasas de consumo/biomasa y producción/biomasa de ambos grupos de edad son distintas. Esta decisión fue apoyada por los expertos internacionales y nacionales en el taller metodológico 2 del proyecto. Los expertos coincidieron en que esta forma de modelar el LMC agregaba más realismo al modelo comparado con la alternativa de considerar al LMC como un único grupo sin estructura de edad.

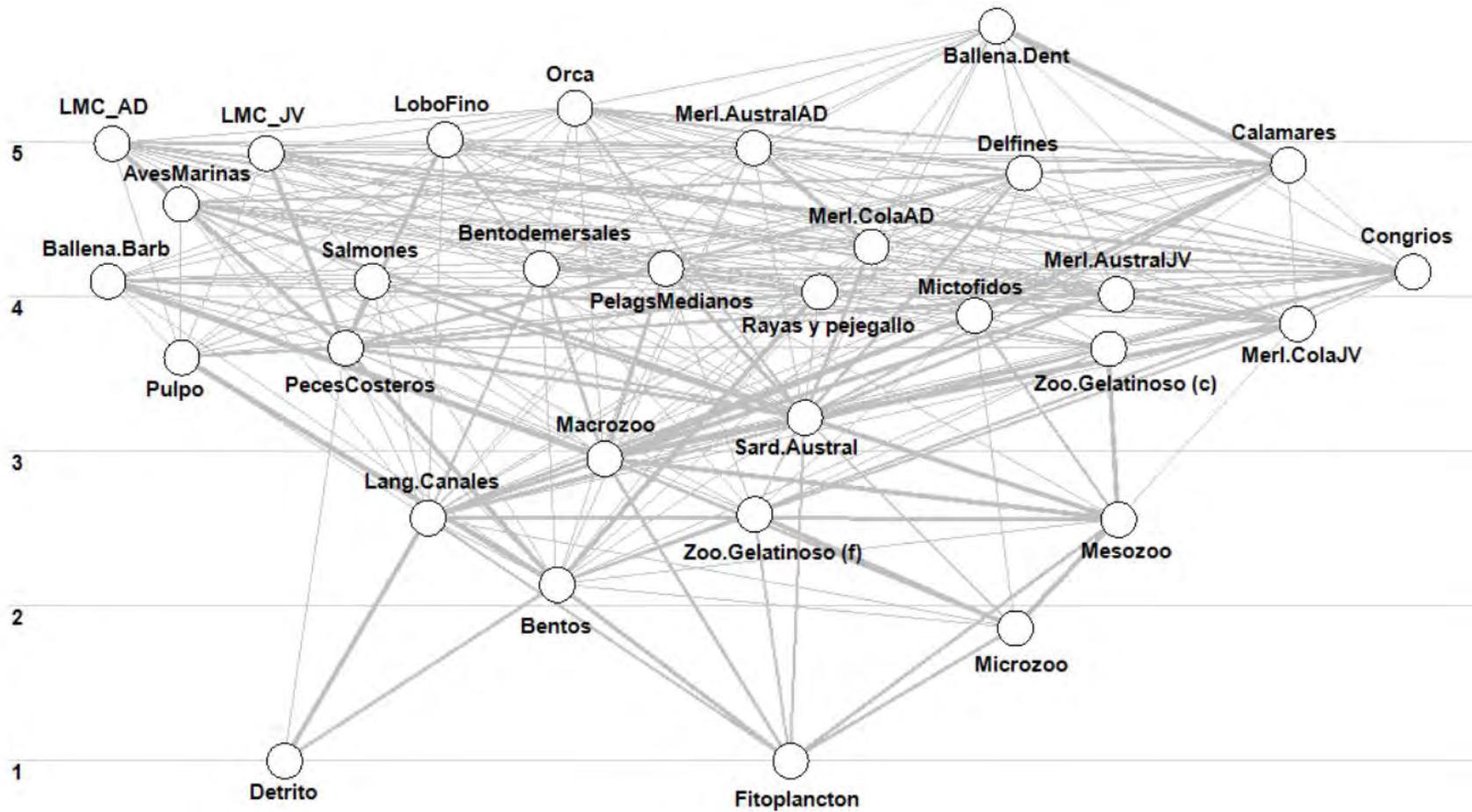


Figura 33. Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino del mar interior de los Canales desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 40. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa el ecosistema de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010. 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. Orcas	5,223	0,074	0,036	4,120	0,000	0,009
2. Ballena.Barb	4,102	1,220	0,053	3,700	0,220	0,014
3. Ballena.Dent	5,751	0,391	0,042	4,200	0,997	0,010
4. Delfines	4,802	0,572	0,075	3,600	0,994	0,021
5. AvesMarinas	4,602	0,129	0,099	4,340	0,482	0,023
6. LMC_AD	4,992	0,009	0,110	5,628	0,955	0,020
7. LMC_JV	4,930	0,001	0,250	9,535	0,447	0,026
8. LoboFino	5,018	0,030	0,097	4,740	0,115	0,020
9. PelagsMedianos	4,186	3,939	0,180	0,617	0,999	0,292
10. Peces costeros	3,670	19,323	0,154	0,469	0,999	0,328
11. Salmones	4,104	0,353	0,083	0,350	0,198	0,237
12. Sard.Austral	3,220	21,128	0,409	1,232	0,999	0,332
13. Mictofidos	3,880	24,697	0,192	0,600	0,999	0,320
14. MerlAustralAD	4,965	1,456	0,404	1,166	0,980	0,346
15. MerlAustralJV	4,018	0,140	0,653	3,330	0,985	0,196
16. Merl.ColaAD	4,325	3,082	0,474	1,356	0,999	0,350
17. Merl.ColaJV	3,827	0,746	0,783	3,105	0,987	0,252
18. Congrio	4,163	6,928	0,091	0,274	0,999	0,332
19. RayaPejegallos	4,033	1,777	0,069	0,209	0,999	0,328
20. Bentodemersales	4,184	15,955	0,146	0,386	0,999	0,378
21. Calamares	4,854	6,551	0,495	1,232	0,999	0,402
22. Pulpo	3,609	3,116	0,520	1,740	0,316	0,299
23. Lang.Canales	2,571	14,514	0,405	1,080	0,999	0,375
24. Bentos	2,140	24,184	0,612	2,090	0,999	0,293
25. Zoo.Gelatinoso (c)	3,666	0,268	2,522	6,162	0,159	0,409
26. Zoo.Gelatinoso (f)	2,595	0,122	8,901	21,600	0,999	0,412
27. Macrozoo	2,954	6,793	5,961	14,240	0,479	0,419
28. Mesozoo	2,561	4,989	14,322	32,421	0,830	0,442
29. Microzoo	1,858	3,719	34,801	78,563	0,999	0,443
30. Fitoplancton	1,000	14,016	72,004		0,143	
31. Detrito	1,000	16,551			0,020	

Tabla 41. Desembarques ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) de recursos extraídos en los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010.

Grupo	Flota Congrio	Flota Merluza Austral	Flota Merluza Cola	Flota Bento Demersales	Flota Rayas	Flota Pelág. Medianos	Flota Peces Costeros	Flota Sardina	Flota Pulpo	Flota Bentos	Total
9. PelagsMedianos						0,0015					0,00150
10. Peces costeros							0,0002				0,00020
12. Sard.Austral								0,00005			0,00005
14. MerlAustralAD		0,013									0,01300
15. MerlAustralJV		0,022									0,02200
16. Merl.ColaAD			0,003								0,00300
17. Merl.ColaJV			0,002								0,00200
18. Congrio	0,0041										0,00410
19. RayaPejegallos					0,005						0,00500
20. Bentodemersales				0,001							0,00100
22. Pulpo									0,00004		0,00004
24. Bentos										0,443	0,44300
Total	0,0041	0,035	0,005	0,001	0,005	0,0015	0,0002	0,00005	0,00004	0,443	0,49529

Tabla 42. Composición de la dieta de los depredadores en el modelo Ecopath que representa el ecosistema marino en los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Región de Magallanes, periodo 2006-2010.

Presa\Depredador	Orcas	Ballena.Barb.	Ballena.Dent	Delfines	AvesMarinas	LMC_AD	LMC_JV	LoboFino	Pelag.Medianos	Peces costeros	Salmones	Sard.Austral	Mictofidos	MerlAustralAD	Merl.AustralJV
1 Orcas															
2 Ballena.Barb	0,044		0,001												
3 Ballena.Dent	0,051		0,001												
4 Delfines	0,135		0,001	0,000											
5 AvesMarinas					0,011										
6 LMC_AD	0,003														
7 LMC_JV	0,000														
8 LoboFino	0,001														
9 PelagsMedianos	0,066	0,020			0,037	0,058	0,050	0,010	0,000						
10 Peces costeros	0,058	0,063		0,189	0,133	0,391	0,521	0,288	0,015	0,023	0,172				
11 Salmones						0,001	0,001				0,033				
12 Sard.Austral	0,175	0,121		0,198	0,359	0,021	0,019	0,013	0,313	0,384	0,250	0,001		0,050	0,190
13 Mictofidos		0,014		0,026	0,017			0,001	0,057				0,073		
14 MerlAustralAD	0,027	0,004	0,012	0,016	0,016	0,053	0,045	0,044						0,023	
15 MerlAustralJV	0,003		0,001	0,002	0,002	0,005	0,004	0,004	0,001					0,010	0,020
16 Merl.ColaAD	0,038	0,006	0,017	0,022	0,022	0,073	0,063	0,061						0,390	
17 Merl.ColaJV	0,010	0,002	0,004	0,006	0,005	0,018	0,016	0,015	0,002					0,030	0,130
18 Congrio	0,032	0,005	0,014	0,019	0,019	0,164	0,141	0,051	0,006					0,020	0,010
19 RayaPejegallo	0,004	0,015				0,002	0,002								
20 Bentodemersales	0,092		0,040	0,053	0,052	0,036	0,031	0,147	0,016					0,046	0,010
21 Calamares	0,125		0,846	0,177	0,121	0,027	0,027	0,070	0,005				0,005		
22 Pulpo	0,020	0,005	0,002	0,112	0,004	0,001	0,001	0,091		0,004	0,001				
23 Lang.Canales				0,002	0,034			0,001	0,013	0,072	0,092	0,001	0,223	0,053	0,380
24 Bentos		0,012	0,015	0,015	0,065				0,003	0,399	0,060	0,029		0,011	
25 Zoo.Gelatinoso (c)					0,001				0,000			0,000	0,003		
26 Zoo.Gelatinoso (f)			0,003		0,004				0,000	0,004		0,010	0,045		
27 Macrozoo	0,019	0,733		0,066	0,004				0,241	0,001	0,004	0,144	0,520	0,001	0,250
28 Mesozoo									0,035			0,409	0,123		
29 Microzoo												0,129	0,000		
30 Fitoplancton												0,165			
31 Detrito										0,006					
32 Importación	0,096		0,045	0,097	0,094	0,150	0,079	0,205	0,293	0,107	0,388	0,112	0,008	0,366	0,010
33 Suma	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,001	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabla 42. Continuación.

Presa\Depredador	Merl.ColaAD	Merl.ColaJV	Congrio	RayaPejegal	Bento-demersales	Calamares	Pulpo	Lang.Canales	Bentos	Zoo.Gelatinoso (c)	Zoo.Gelatinoso (f)	Macrozoo	Mesozoo	Microzoo
1 Orcas														
2 Ballena.Barb														
3 Ballena.Dent														
4 Delfines														
5 AvesMarinas														
6 LMC_AD														
7 LMC_JV														
8 LoboFino														
9 PelagsMedianos				0,001		0,069				0,008				
10 Peces costeros			0,257	0,254			0,226			0,041				
11 Salmones										0,001				
12 Sard.Austral	0,189	0,150	0,002	0,005	0,045	0,181				0,040				
13 Mictofidos	0,048		0,001			0,395								
14 MerlAustralAD	0,011		0,002		0,061					0,001				
15 MerlAustralJV	0,002		0,004	0,001	0,001	0,001								
16 Merl.ColaAD	0,130		0,060											
17 Merl.ColaJV	0,040		0,040	0,008	0,015	0,010				0,001				
18 Congrio	0,020		0,021	0,029	0,001	0,038				0,002				
19 RayaPejegal			0,014	0,013		0,002								
20 Bentodemersales	0,099		0,003	0,083	0,100	0,108				0,007				
21 Calamares	0,001		0,035	0,063	0,062	0,100								
22 Pulpo				0,006			0,036							
23 Lang.Canales	0,009	0,005	0,225	0,022	0,124	0,001	0,054							
24 Bentos	0,057	0,170	0,178	0,468	0,072		0,545	0,001	0,100	0,112				
25 Zoo.Gelatinoso (c)										0,036				
26 Zoo.Gelatinoso (f)					0,010					0,030				
27 Macrozoo	0,086	0,573	0,004		0,237	0,045		0,014		0,031				
28 Mesozoo		0,050						0,320	0,019	0,487		0,397	0,009	
29 Microzoo								0,050	0,019		0,411	0,245	0,434	0,100
30 Fitoplancton								0,166	0,339		0,182	0,228	0,233	0,205
31 Detrito								0,449	0,253					
32 Importación	0,308	0,053	0,154	0,047	0,272	0,050	0,139		0,270	0,203	0,407	0,130	0,324	0,695
33 Suma	1,000	1,001	1,000	1,000	1,001	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

4.4.2. Ajuste a series de tiempo

Luego de balanceados, los modelos se ajustaron a series de tiempo de biomasa, mortalidad por pesca, y/o desembarques para distintos grupos funcionales dependiendo de la información disponible en cada caso. Así para el:

Modelo Zona Norte. Se dispuso de serie de tiempo de biomasa de anchoveta (Bucarey *et al.*, 2020), jurel (Quiroz & Ramírez, 2018), lobo fino y lobo marino común (Oliva *et al.*, 2020) (Figura 34). 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 35). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,30 (Tabla 43), mientras que la bondad de ajuste a series de tiempo se entrega en la Tabla 44.

Tabla 43. Pedigrí de los modelos Ecopath del ecosistema marino de la zona norte, centro-norte, centro-sur y del mar interior de Chiloé.

Zona	τ	τ^*
Norte	0,30	1,62
Centro norte	0,20	1,07
Centro sur	0,21	1,12
Mar interior	0,51	3,12

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 36). 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 37). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,20 (Tabla 43), mientras que la bondad de ajuste a series de tiempo se entrega en la Tabla 44.

Tabla 44. Valores de SS, AIC y AICc para el mejor ajuste en cada combinación de forzantes utilizados. K es el número de parámetros totales, ν es el número de parámetros de vulnerabilidades y PP es el número de spline points.

Zona	Forzantes	K	ν	PP	SS	AIC	AICc
Norte	F	0	0	0	175,7	14,9	14,9
	F + ν	1	1	0	170,5	12,2	12,2
	F + PP	2	0	2	155,0	-1,0	-1,0
	F + ν + PP	5	3	2	141,8	-9,0	-8,7
Centro norte	F	0	0	0	172,0	-74,6	-74,6
	F + ν	7	7	0	114,6	-156,0	-155,6
	F + PP	2	0	2	173,2	-68,9	-68,9
	F + ν + PP	12	10	2	90,6	-200,5	-199,3
Centro sur	F	0	0	0	499,8	-341,3	-341,3
	F + ν	20	20	0	352,4	-571,5	-570,5
	F + PP	7	0	7	462,3	-387,8	-387,7
	F + ν + PP	27	22	5	324,8	-619,9	-618,0
Mar interior	F	0	0	0	365,1	10,9	10,9
	F + ν	1	1	0	358,0	6,0	6,0
	F + PP	3	0	3	342,1	-6,1	-6,0
	F + ν + PP	22	14	8	274,6	-42,8	-40,0

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), jurel (Serra *et al.*, 2004; Quiroz & Ramírez, 2018) (Figura 38), merluza común (Tascheri *et al.*, 2018), langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon (Ibarra *et al.*, 2020) (Figura 39). Los desembarques/capturas se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para anchoveta, sardina común, jurel (Figura 40), merluza común, langostino amarillo y langostino colorado (Figura 41). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,21 (Tabla 43), mientras que la bondad de ajuste a series de tiempo se entrega en la Tabla 44.

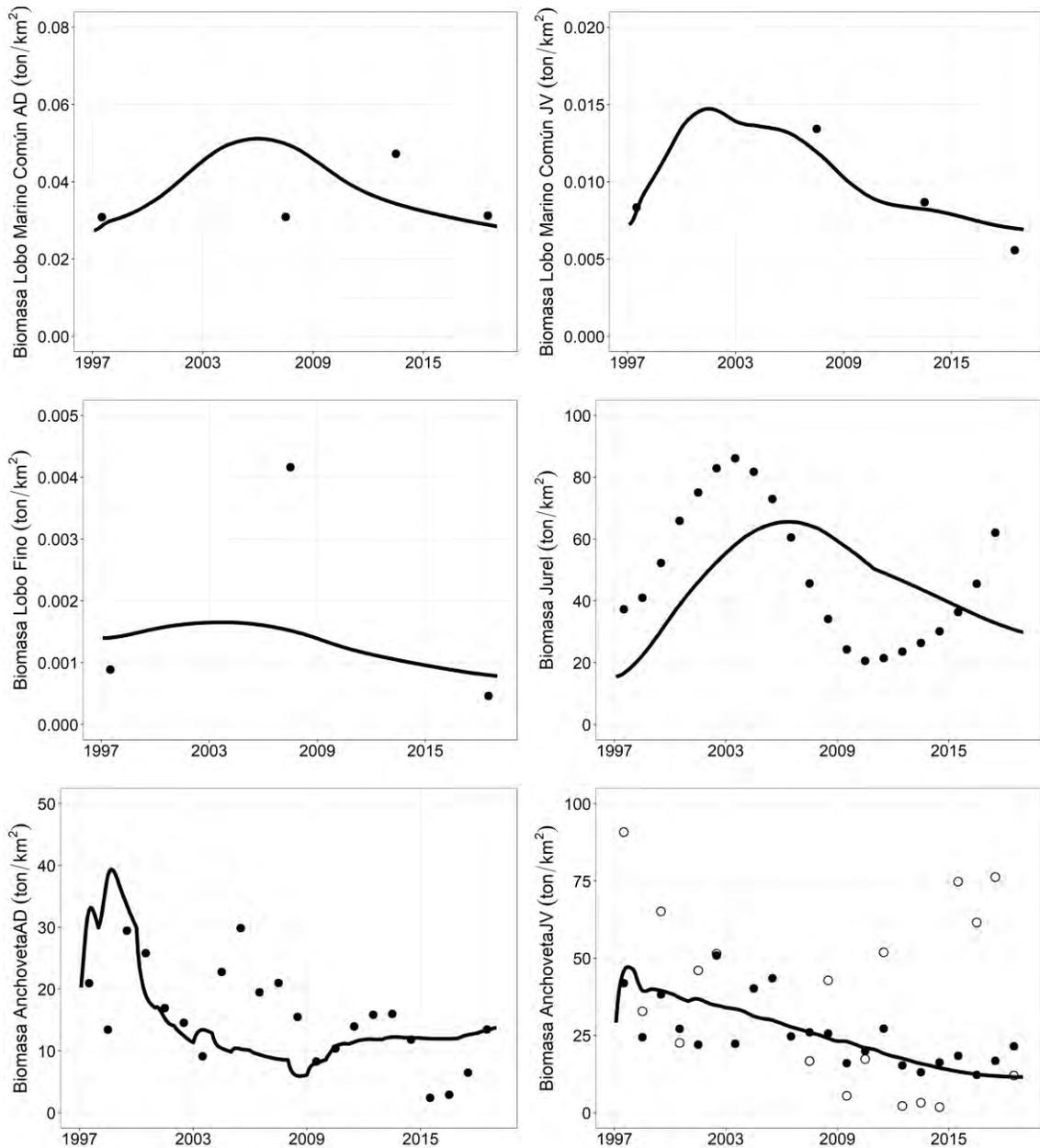


Figura 34. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, lobo fino, jurel y anchoveta (puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = biomasa acústica) del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

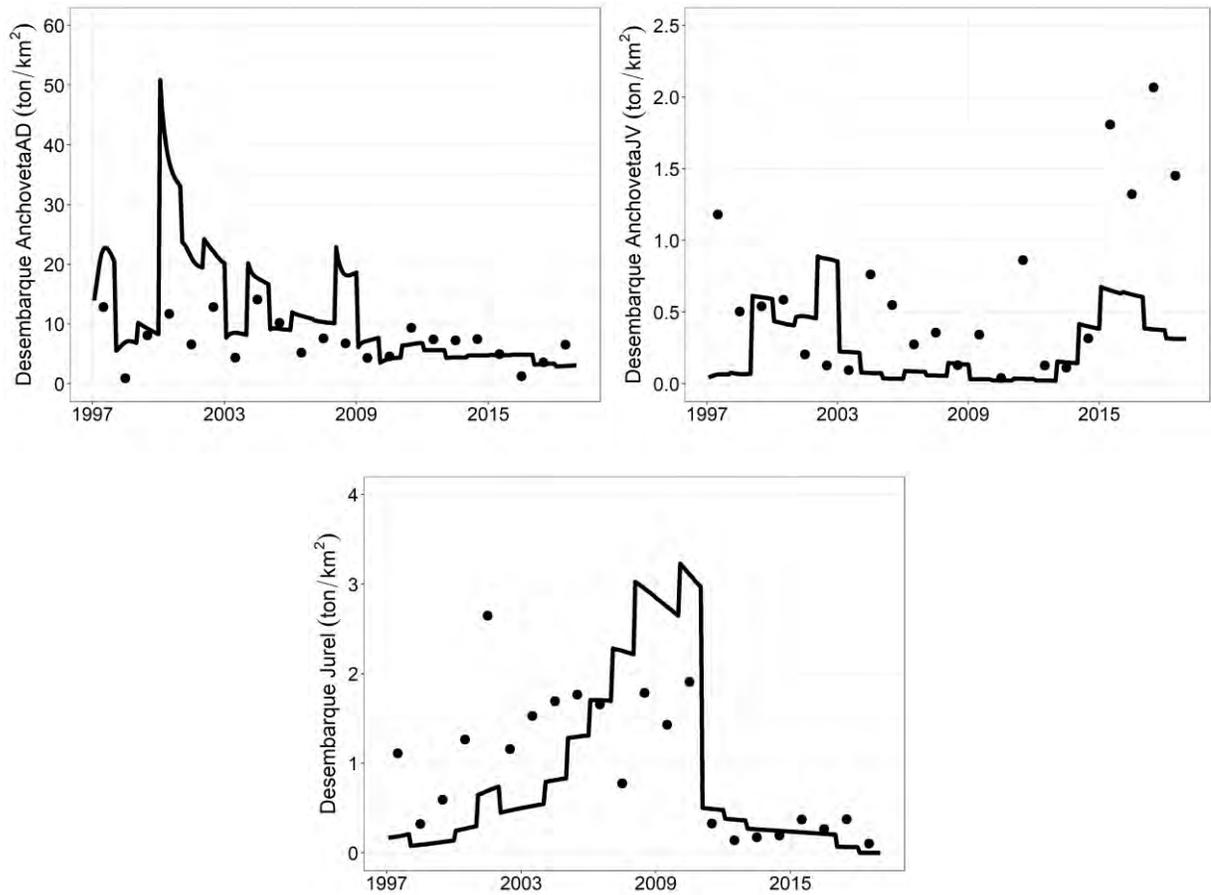


Figura 35. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta y jurel del ecosistema marino de la zona norte (Arica-Antofagasta) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

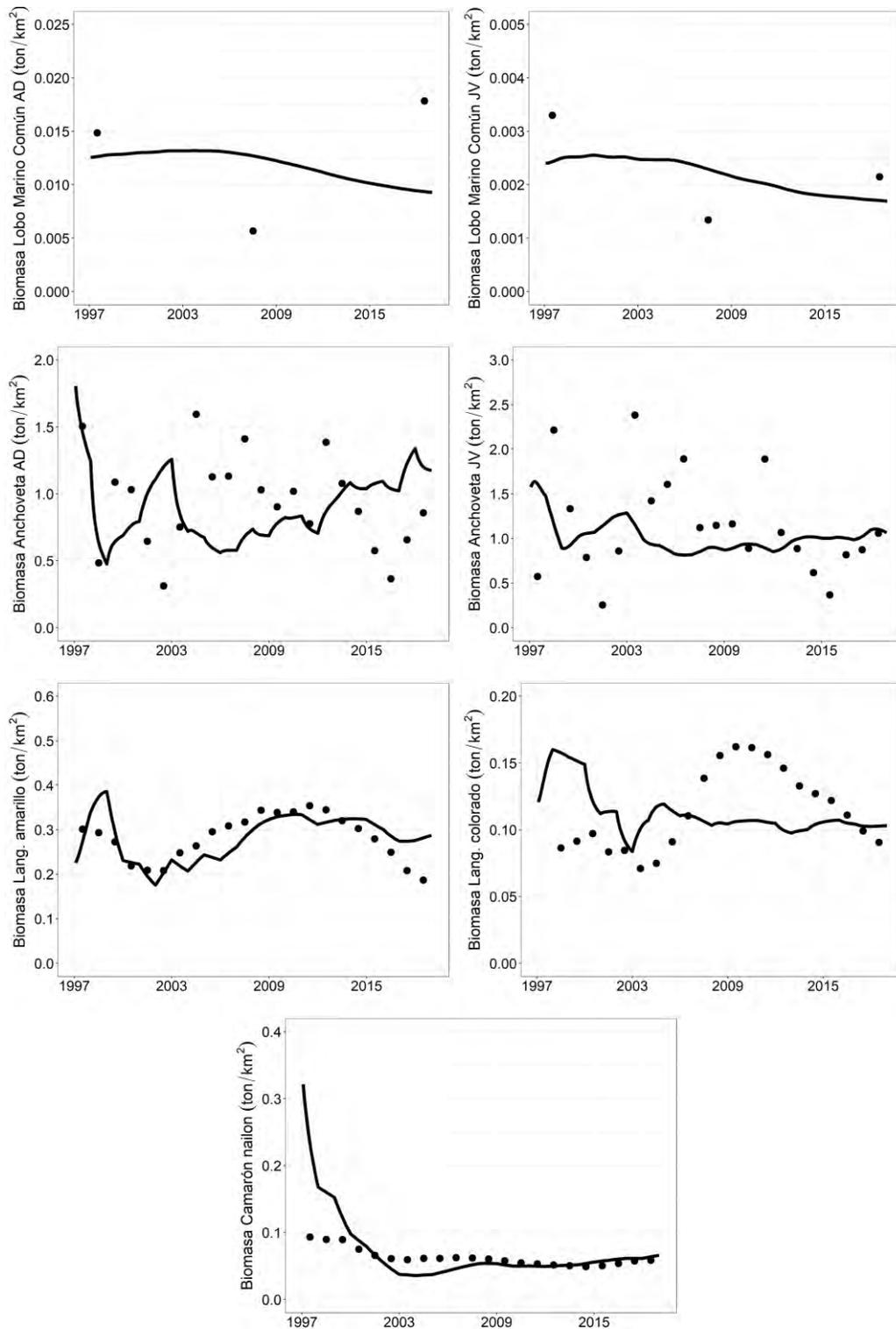


Figura 36. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

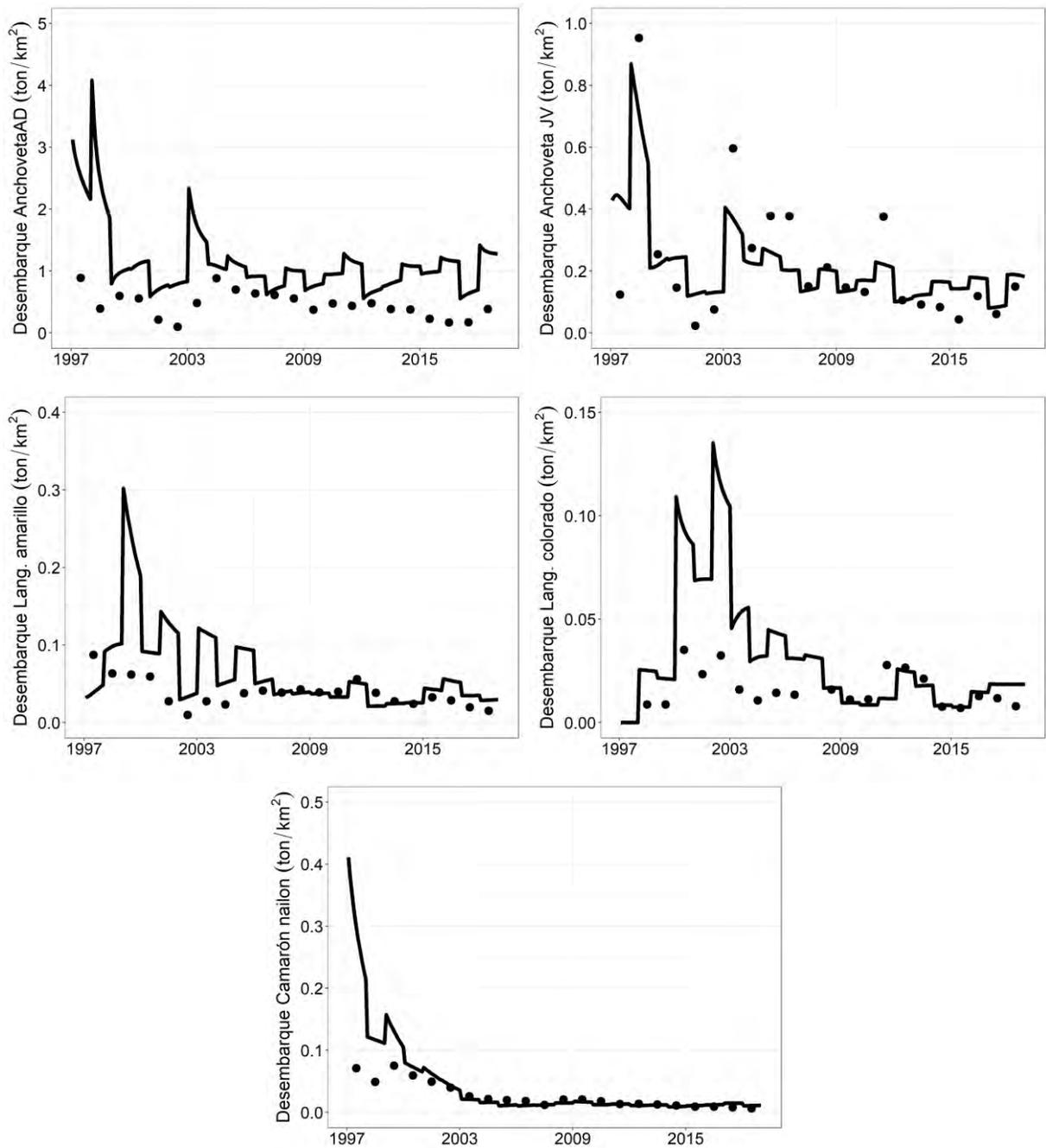


Figura 37. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de anchoveta, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon del ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama-Coquimbo) entre 1997 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

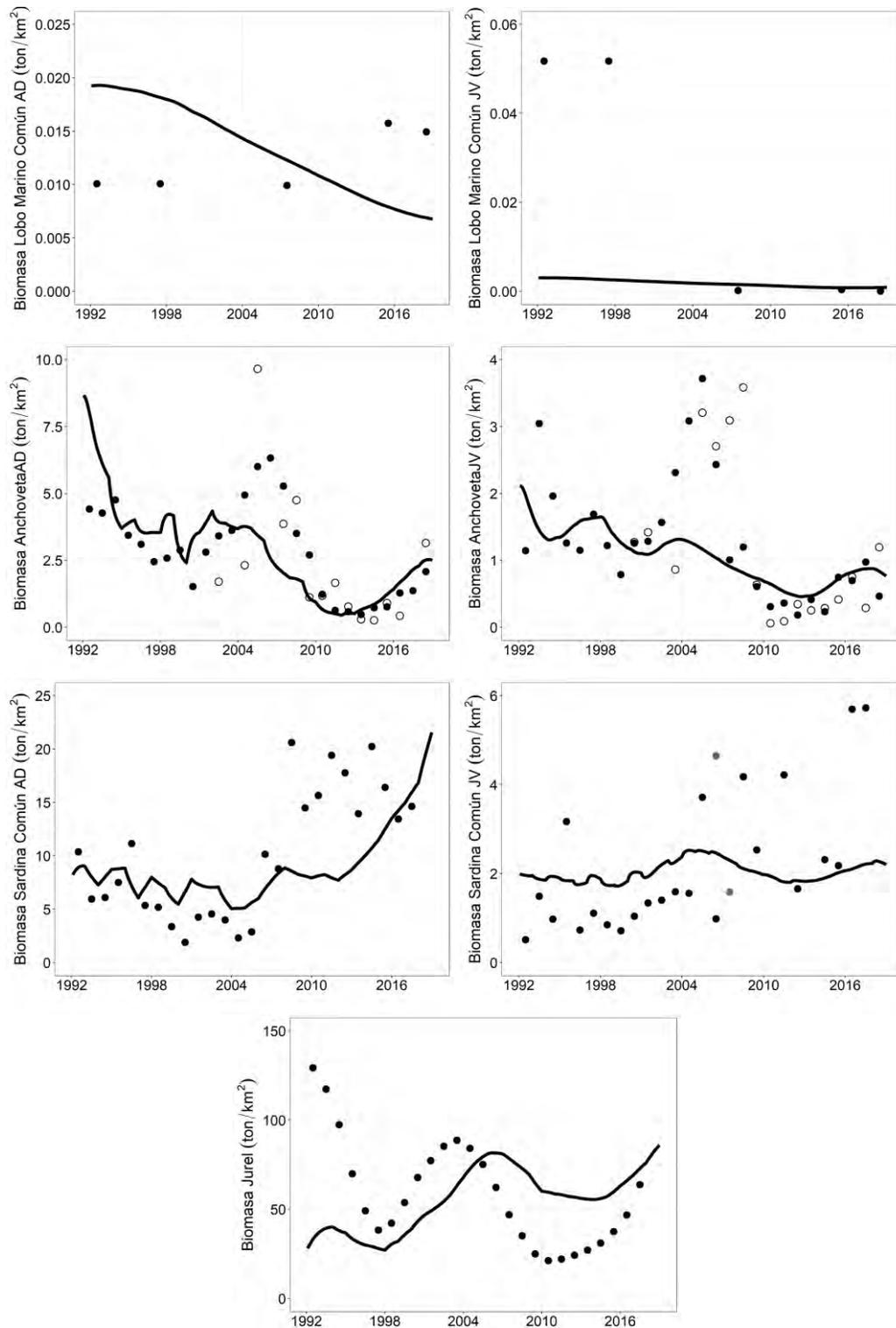


Figura 38. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, anchoveta, sardina común y jurel del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste. Puntos blancos = desde modelo de evaluación; puntos negros = evaluación acústica.

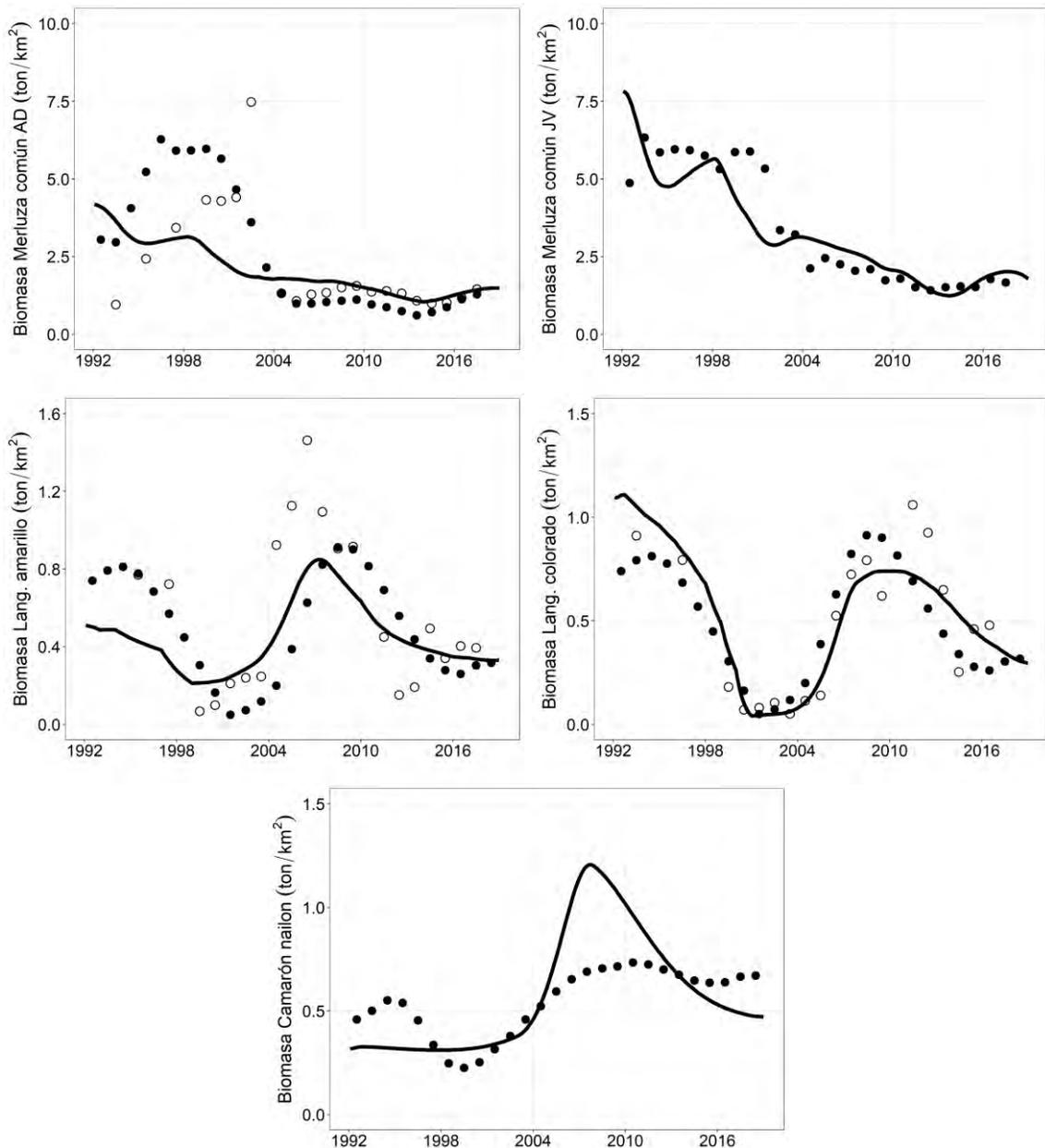


Figura 39. Ajuste de series de tiempo de biomasa de merluza común, langostino amarillo, langostino colorado y camarón nylon del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste. Puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = evaluación directa.

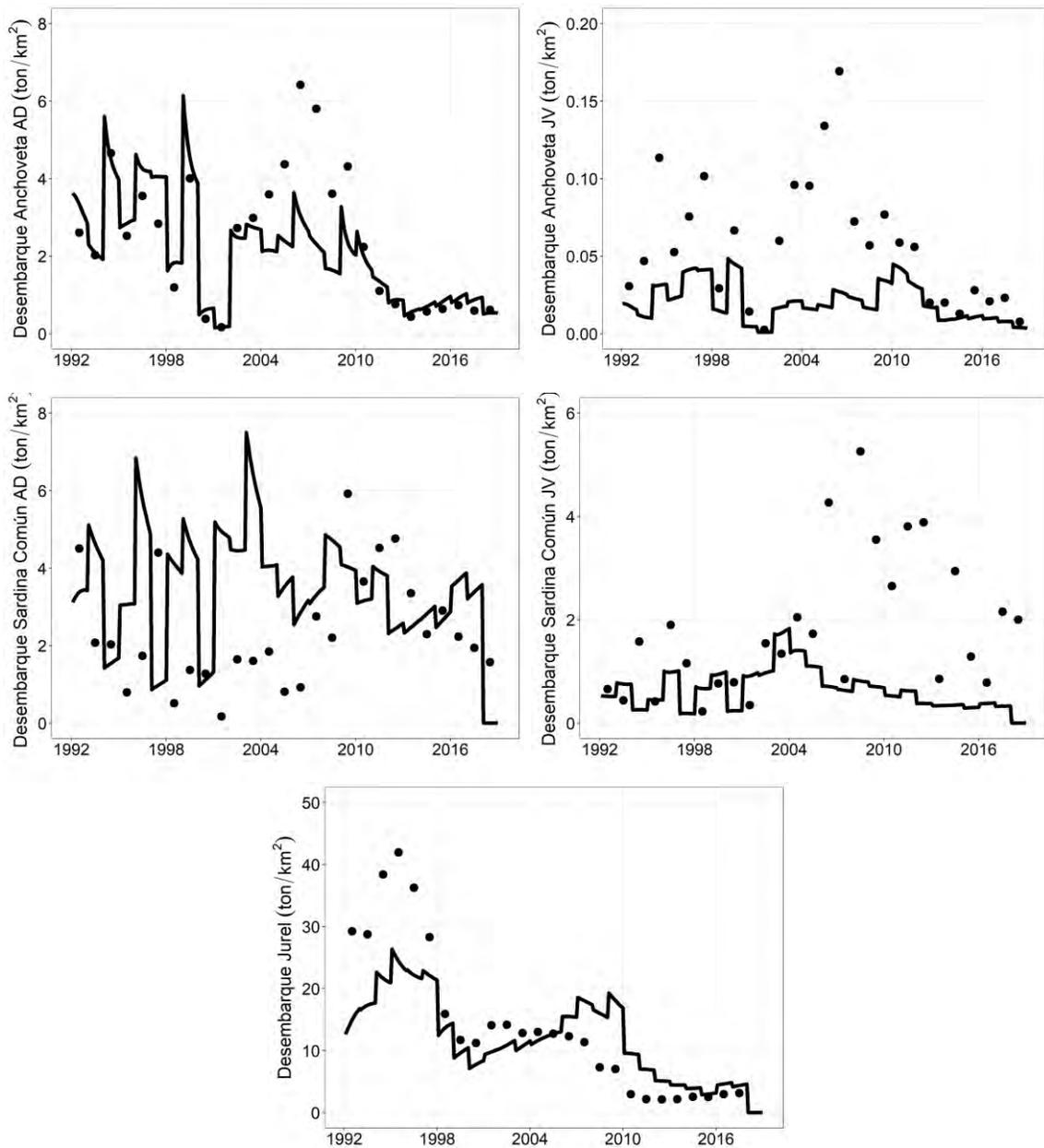


Figura 40. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de los recursos pelágicos anchoveta, sardina común y jurel del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

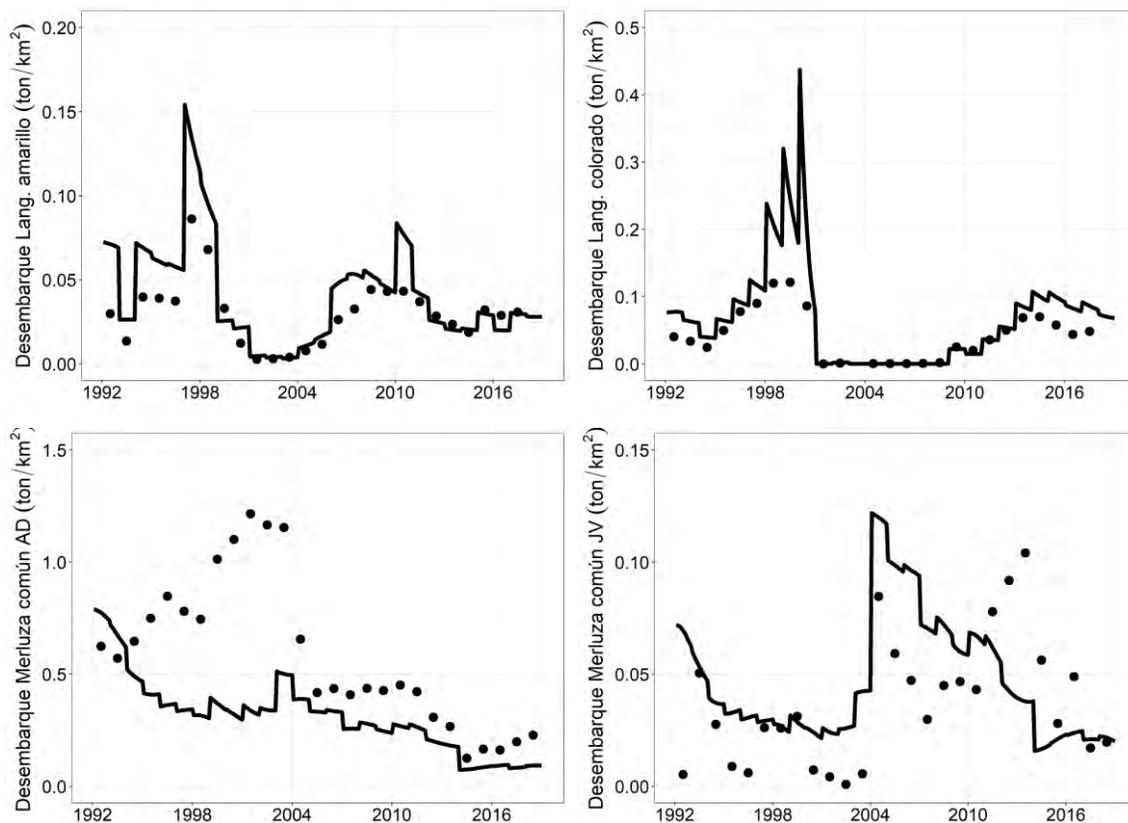


Figura 41. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de los recursos demersales langostino amarillo, langostino colorado y merluza común del ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso-Los Ríos) entre 1992 y 2018. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

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) (Figura 42) y sardina austral (Figura 43). Los desembarques/capturas se obtuvieron desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (www.sernapesca.cl) para congrio dorado, raya volatín, merluza del sur y sardina austral (Figura 44). El pedigrí del modelo alcanzó a 0,51 (Tabla 43), mientras que la bondad de ajuste a series de tiempo se entrega en la Tabla 44.

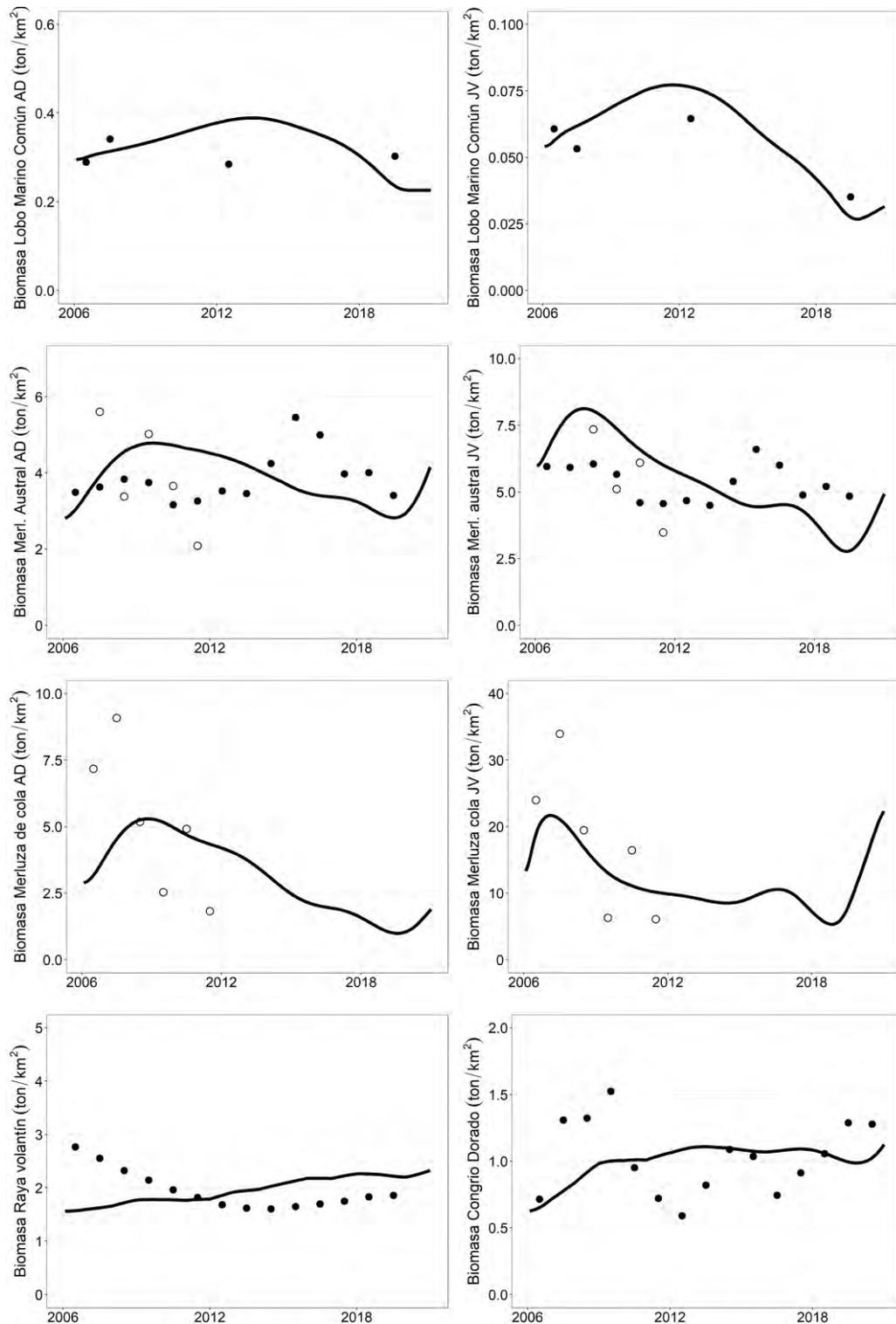


Figura 42. Ajuste de series de tiempo de biomasa de lobo marino común, merluza austral, merluza de cola, raya volantín y congrio dorado del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones (negros desde modelo evaluación, blancos desde acústica) y la línea el ajuste.

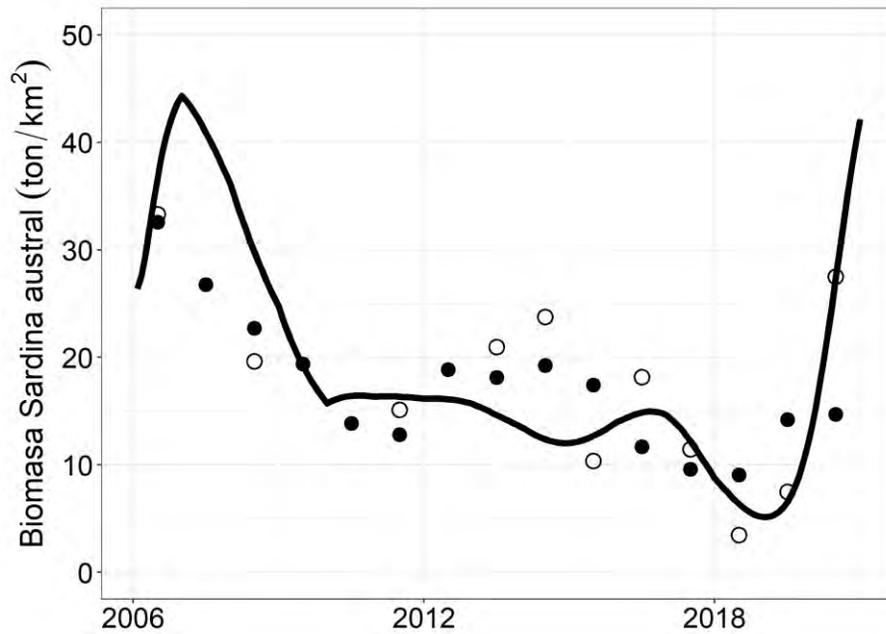


Figura 43. Ajuste de la serie de tiempo de biomasa de sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste. Puntos negros = desde modelo de evaluación; puntos blancos = evaluación acústica.

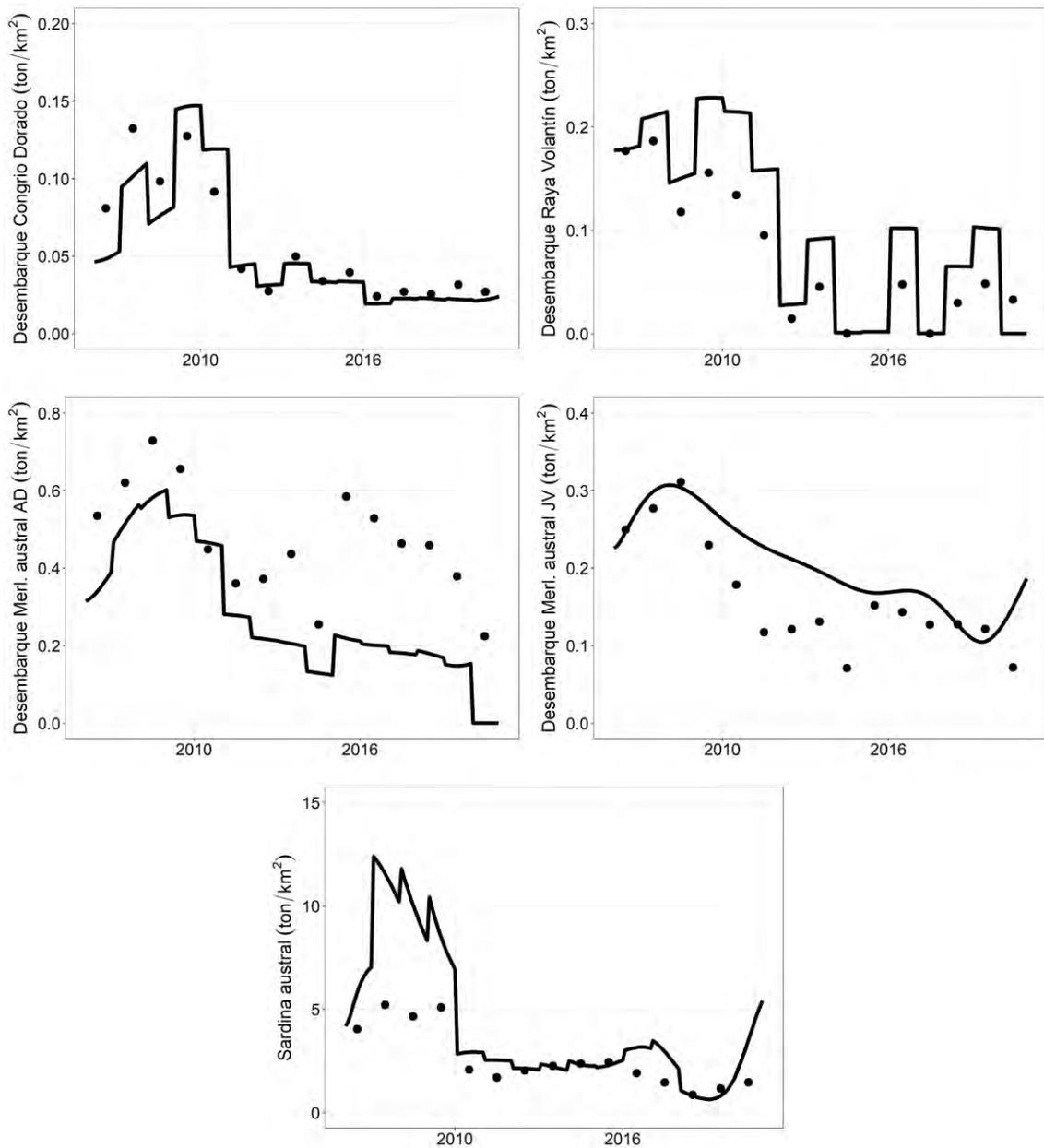


Figura 44. Ajuste de series de tiempo de captura/desembarque de congrio dorado, raya volantín, merluza del sur y sardina austral del ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020. Los puntos corresponden a las observaciones y la línea el ajuste.

4.4.3. Mortalidades

En cada ecosistema, para las especies que son recursos pesqueros y presas del lobo marino común se calculó la fracción de la mortalidad por depredación ejercida por adultos y juveniles, así como, cuanto representa ésta respecto de otras fuentes de mortalidad.

En el caso de la zona norte, el lobo marino se alimentó de jurel, sardina española, adultos de anchoveta, langostino colorado, peces costeros, lenguados y pulpo (Tabla 25). De los recursos de interés comercial, en el caso de anchoveta (adultos), la principal fuente de depredación fue por jurel, y secundariamente por caballa, principalmente entre 1997 y 2001 (Figura 45). En el caso de sardina española, la principal fuente de mortalidad por depredación fue la jibia, principalmente entre 1997 y 2005, mientras que el caso del jurel, la mayor depredación fue ejercida por aves marinas y secundariamente por tiburones pelágicos (Figura 45). En todas las especies recurso, la mortalidad por depredación ejercida por el lobo marino común, tanto adultos como juveniles, fue mínima en comparación con la mortalidad por pesca (F) y otras mortalidades (M2) (Figura 46).

En la zona centro-norte, la dieta del lobo marino común estuvo compuesta por jurel, anchoveta (adultos y juveniles), peces mesopelágicos, lenguados, langostino colorado y pulpo (Tabla 29). De los recursos de interés comercial, en el caso de los adultos de anchoveta, la principal fuente de depredación se debió a las aves marinas, seguido de la caballa, las que aparecen relativamente estables entre 1997 y 2018 (Figura 47).

En el caso de los juveniles de anchoveta, la principal causa de mortalidad por depredación se atribuyó a la caballa, y secundariamente a los lenguados. Las aves marinas aparecen en tercer lugar. De manera similar a los adultos de anchoveta, la depredación de las aves y el lenguado aparece relativamente estable entre 1997 y 2018, mientras que la depredación por caballa fue más importante entre 2000 y 2007 (Figura 47). En el caso del jurel, de manera similar a la zona norte, la mayor depredación fue ejercida por las aves marinas y secundariamente por los tiburones pelágicos (Figura 47).

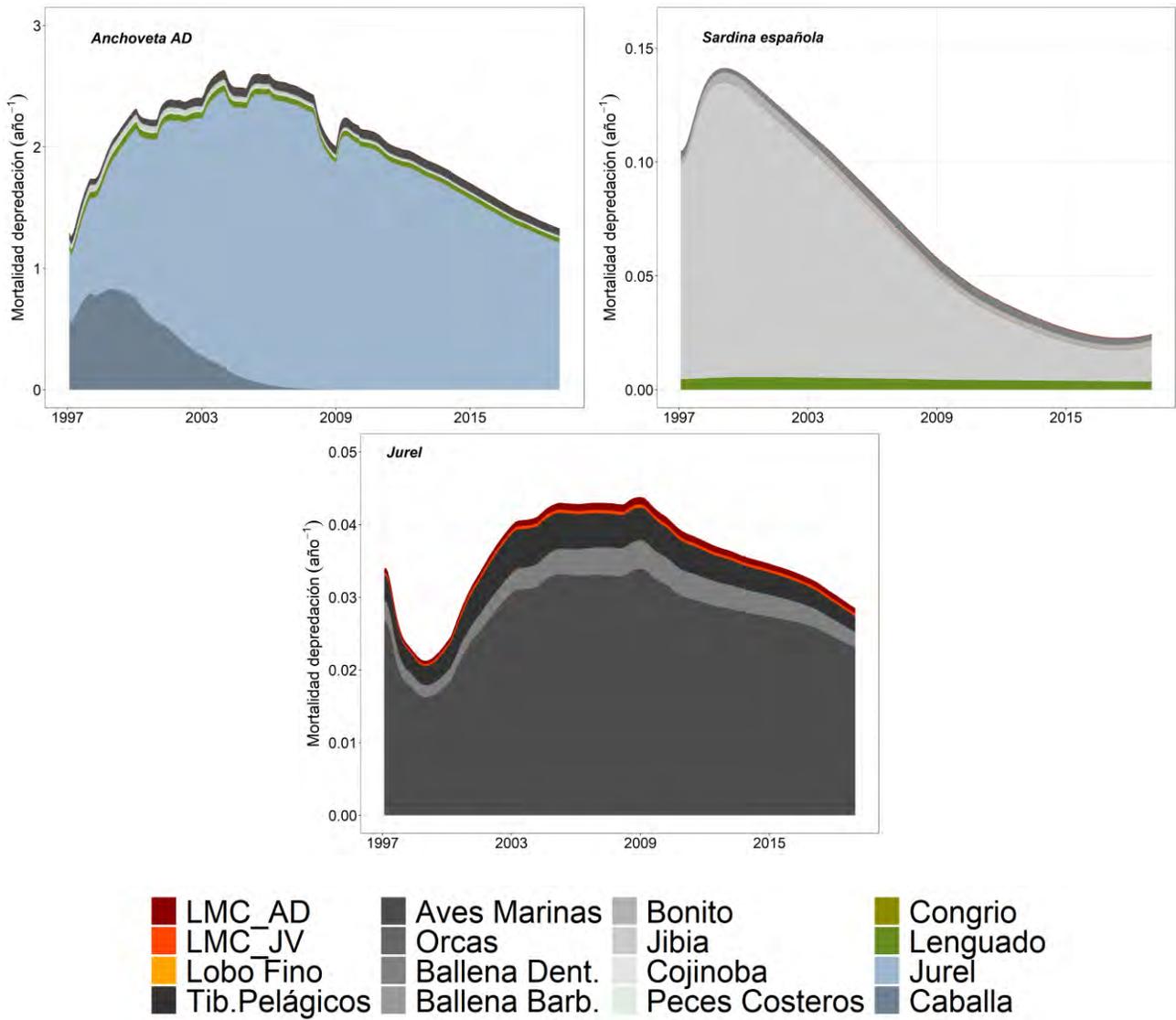


Figura 45. Mortalidad por depredación (año⁻¹) de anchoveta, sardina española y jurel en el ecosistema marino de la zona norte (Arica – Antofagasta) entre 1997 y 2018.

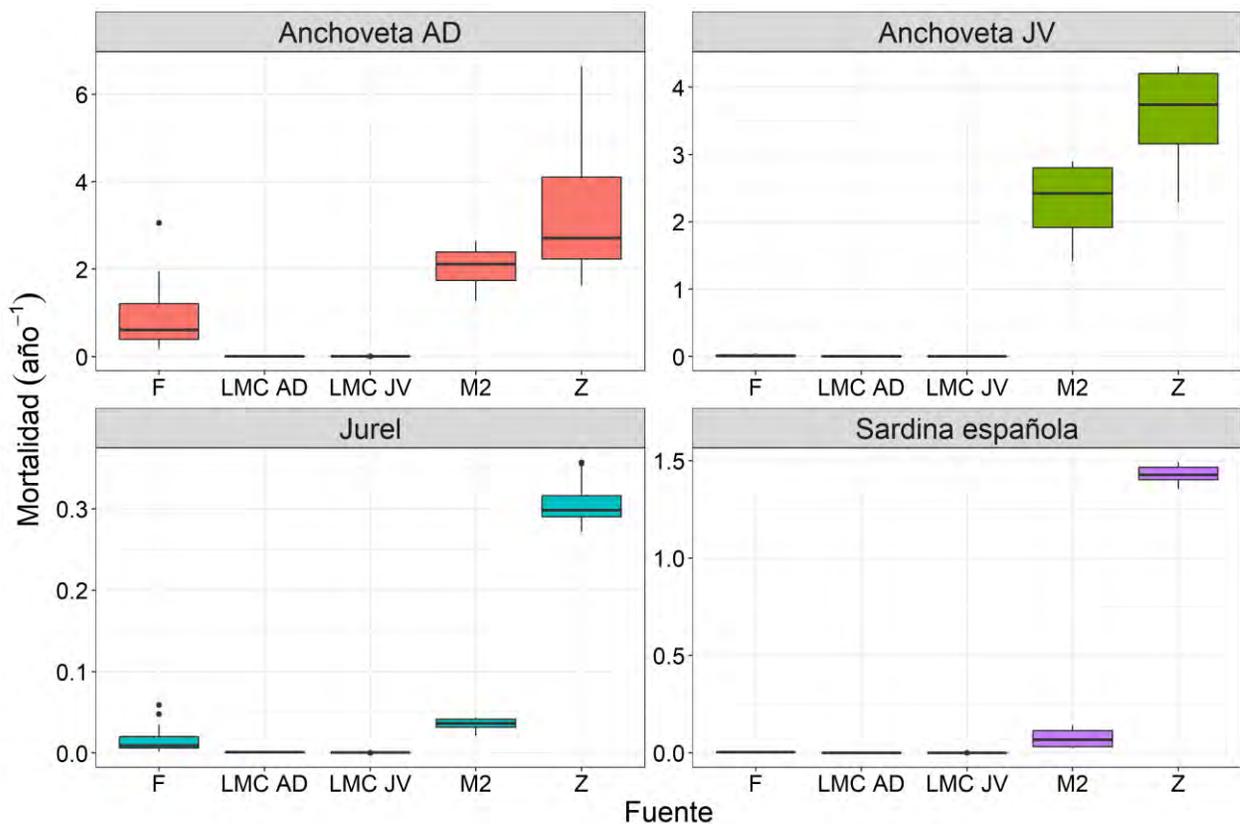


Figura 46. Mortalidad por pesca (F, año⁻¹), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), otros depredadores (M2) y mortalidad total (Z, año⁻¹) en anchoveta, sardina española y jurel en el ecosistema marino de la zona norte (Arica – Antofagasta) entre 1997 y 2018.

En la zona centro-norte, particularmente en la Región de Coquimbo, langostino colorado es recurso pesquero importante, principalmente depredado por merluza común y secundariamente por las ballenas barbadas (Figura 47), probablemente en los estados más juveniles de langostino.

Como en la zona norte, en todas las especies recurso, la mortalidad por depredación ejercida por el lobo marino común, tanto adultos como juveniles, por separado, fue menor en comparación con la mortalidad por pesca (F) y M2 por otros predadores (Figura 48). En este ecosistema, en el caso del jurel, la mortalidad por pesca fue el principal modulador de la biomasa de esta especie; en segundo lugar, se encontró la depredación debida a otras especies (Figura 48).

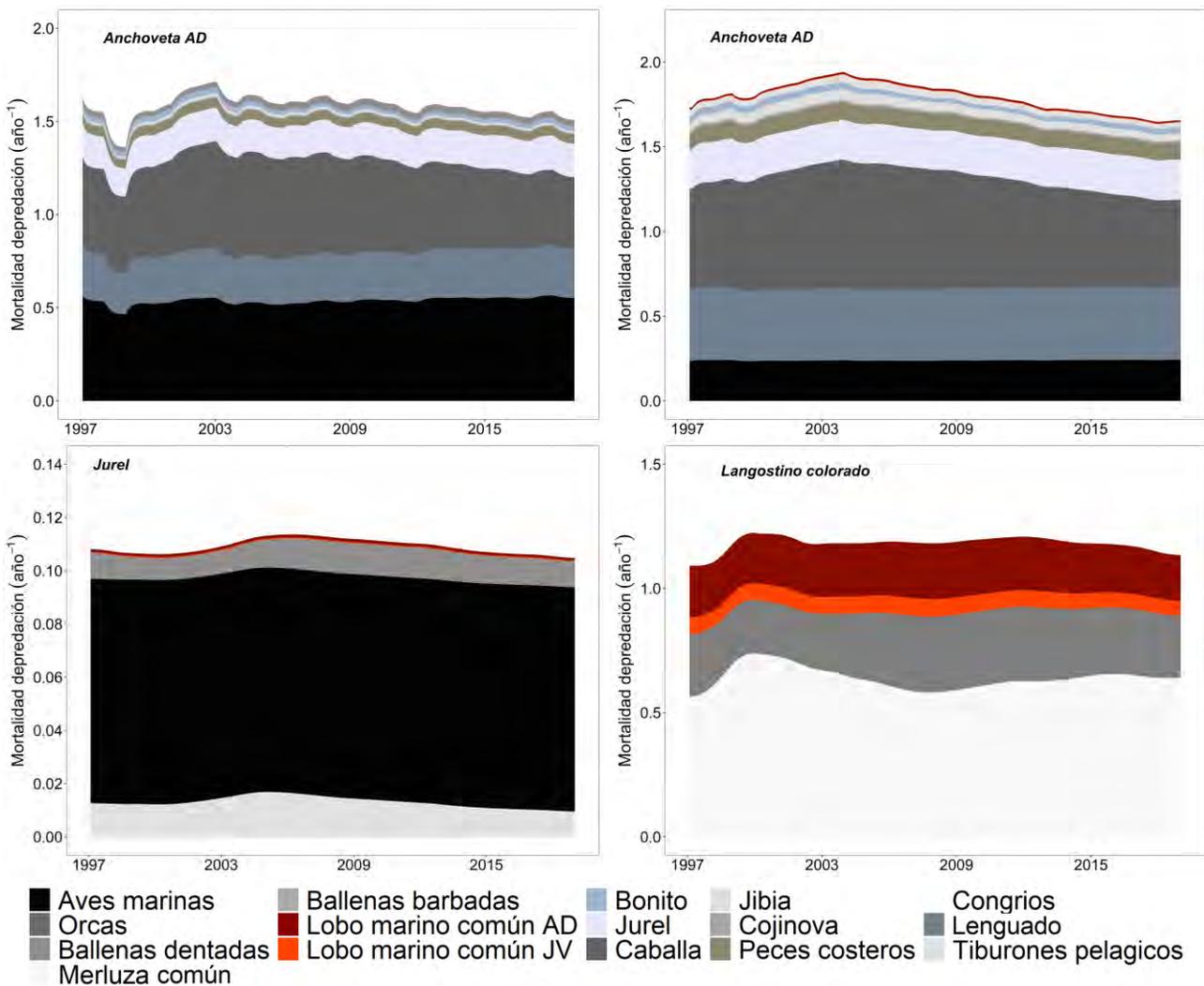


Figura 47. Mortalidad por depredación de anchoveta, jurel y langostino colorado en el ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama – Coquimbo) entre 1997 y 2018.

En el caso de la zona centro-sur, el lobo marino depredó los recursos merluza común (adultos), congrio, lenguado, sierra, merluza de cola, jurel y sardina común (adultos) (Tabla 33). De los recursos de interés comercial, en el caso de anchoveta (adultos), entre 1992 y 2018, la principal fuente de depredación se atribuyó a los juveniles de merluza común, y secundariamente a las aves marinas y los adultos de merluza común (Figura 49). En el caso jurel, a diferencia de la anchoveta, la principal fuente de mortalidad por depredación se debió a los adultos de merluza común, seguido de los adultos de lobo marino común, principalmente entre 1992 y 2010 (Figura 49).

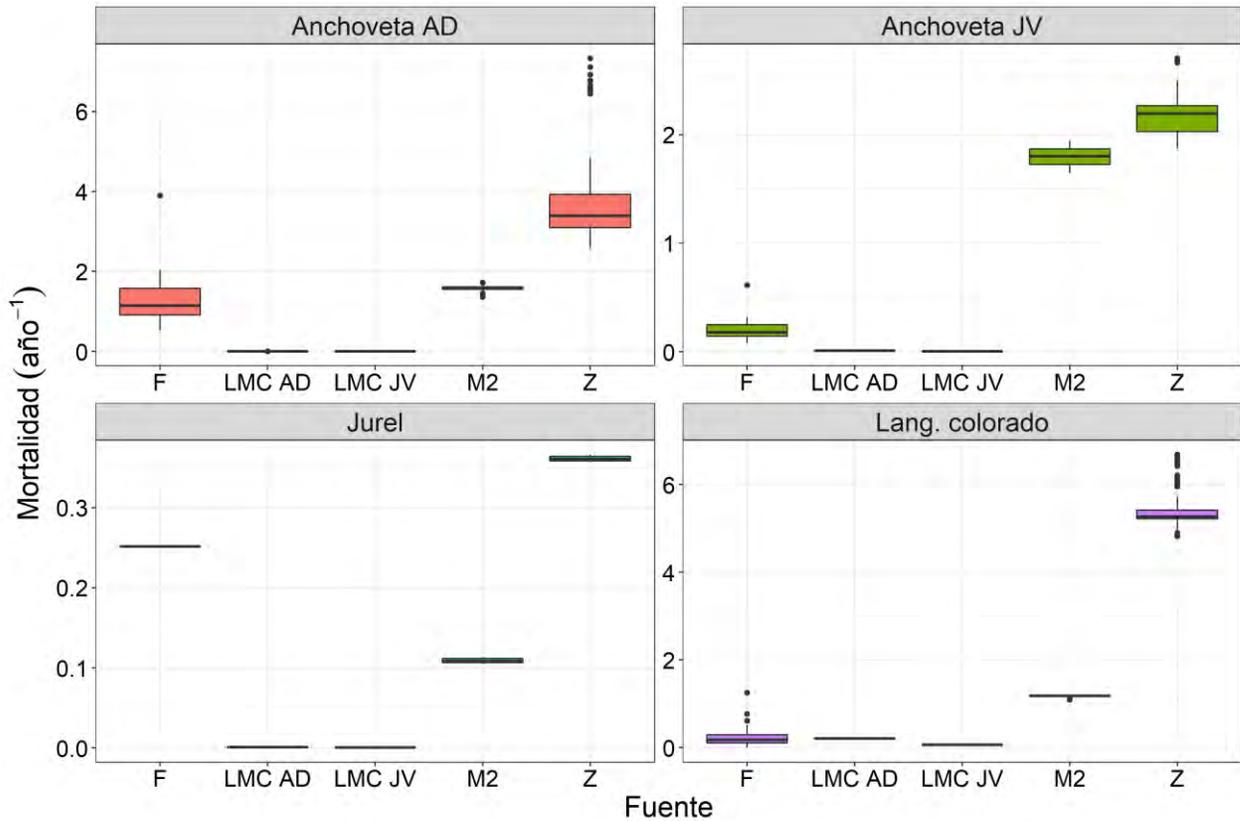


Figura 48. Mortalidad por pesca (F, año⁻¹), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), por otros depredadores (M2), y mortalidad total (Z, año⁻¹) en anchoveta, jurel y langostino colorado en el ecosistema marino de la zona centro-norte (Atacama – Coquimbo) entre 1997 y 2018.

En el caso de la merluza común (adultos), la mayor depredación habría sido ejercida por el congrio y secundariamente por los adultos de lobo marino común, la que disminuyó entre los años 2015 y 2018, incrementándose la depredación ejercida por la sierra (Figura 49). En el caso de la sardina común adulta, de manera similar a la anchoveta (adultos), la mayor fuente de depredación habría correspondido a los juveniles de merluza común, y secundariamente a los adultos de la misma especie (Figura 49).

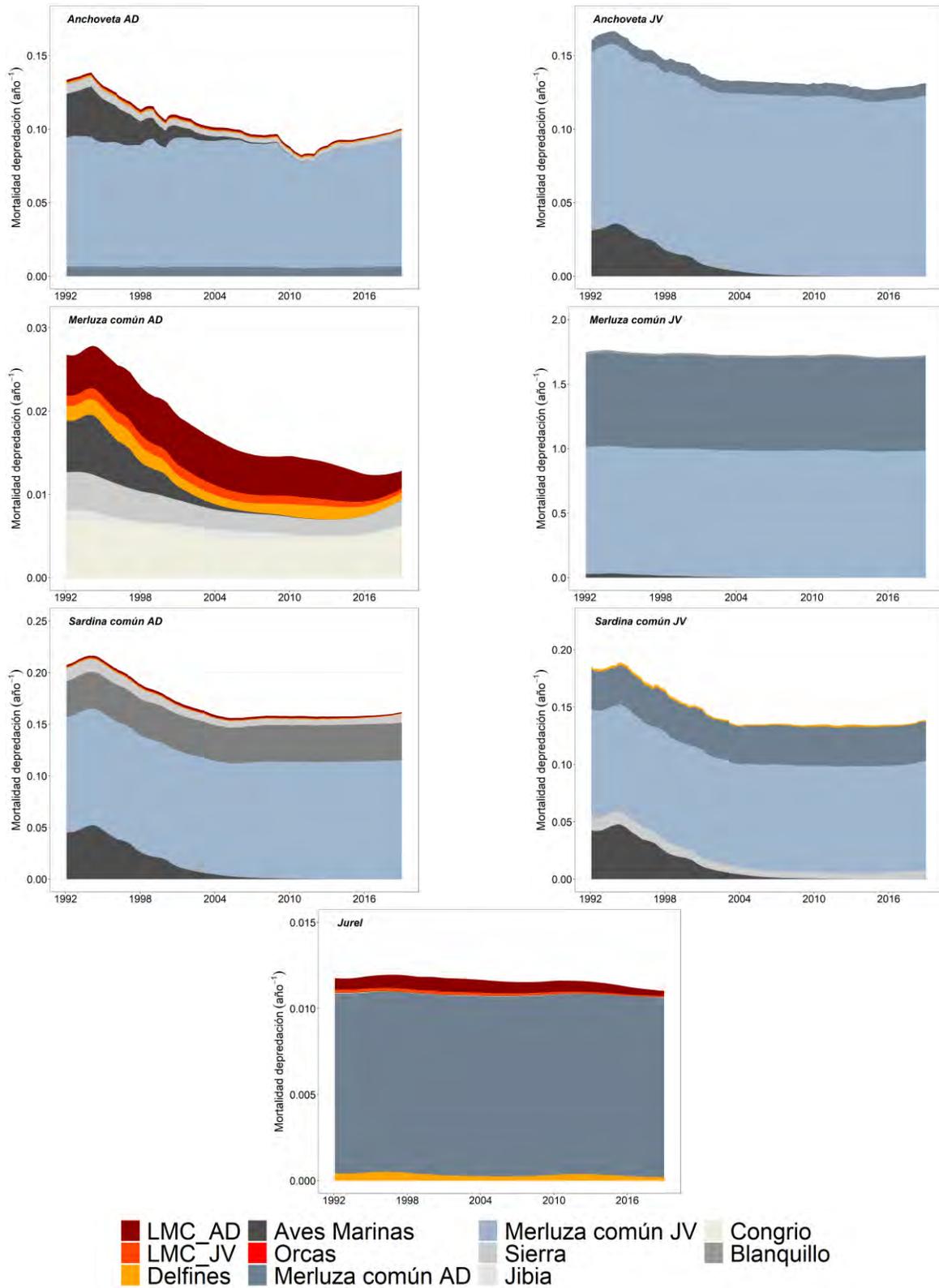


Figura 49. Mortalidad por depredación de anchoveta, jurel, merluza común y sardina común en el ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso -Los Ríos) entre 1992 y 2018.

En los principales recursos pesqueros de la zona centro-sur, jurel, merluza común (adultos), anchoveta (adultos) y sardina común (adultos), la causa principal de mortalidad habría sido la mortalidad por pesca, mientras que, en los juveniles fue la mortalidad por depredación, incluido el canibalismo en el caso de la merluza común. En los juveniles de sardina común, la mediana de la mortalidad por pesca fue levemente superior a la mortalidad por depredación. En todos los casos, la mortalidad por depredación ejercida por el lobo marino común fue mucho menor que las otras fuentes de mortalidad (Figura 50).

En el ecosistema marino del mar interior de Chiloé, Región de Los Lagos, el lobo marino común depredó sobre los recursos congrio dorado, merluza austral, merluza de cola, pejerrey de mar, peces mesopelágicos (mictófidos), sierra, jurel, calamar, sardina austral, sardina común, anchoveta, salmón asilvestrado, y pulpo (Tabla 37). Los principales recursos de interés en esta zona son merluza del sur, congrio dorado y sardina austral.

En el caso de los adultos de merluza del sur, la principal fuente de depredación se debió a los adultos de lobo marino común y secundariamente a los juveniles de la misma especie, la que se incrementó sustancialmente entre 2011 y 2018 (Figura 51). En el caso de los juveniles de merluza del sur, aunque el espectro de depredadores es mayor, como en el caso de los adultos, la principal fuente de depredación se debió al lobo marino común, mayormente los adultos y secundariamente los juveniles. Como en el caso de los adultos de merluza del sur, la depredación sobre los juveniles debida al lobo marino común también se incrementó, aunque en menor grado, entre 2011 y 2018 (Figura 51).

En el caso de congrio dorado, la principal causa de mortalidad por depredación se debe a raya volantín y secundariamente a canibalismo. La depredación por lobo marino, aunque menos importante que debido a la raya volantín y congrio dorado, también aumentó entre 2011 y 2018 (Figura 51).

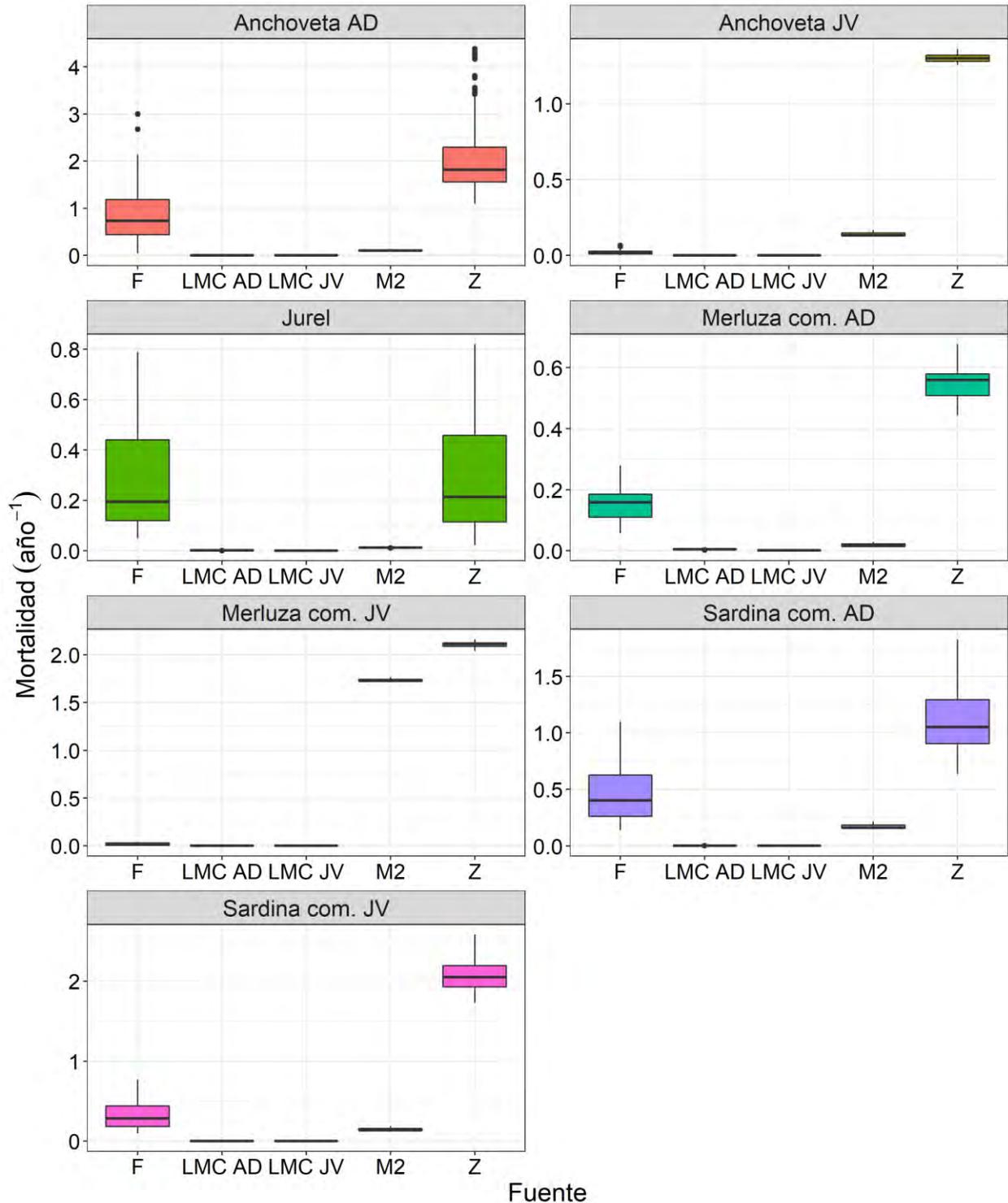


Figura 50. Mortalidad por pesca (F, año⁻¹), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV), otros depredadores (M2) y mortalidad total (Z, año⁻¹) en anchoveta, jurel, merluza común y sardina común, en el ecosistema marino de la zona centro-sur (Valparaíso – Los Ríos) entre 1992 y 2018.

En el caso de sardina austral, especie que forma parte de la dieta de varios depredadores en el ecosistema (aves, mamíferos, peces y cefalópodos), la principal fuente de depredación se debió a merluza de cola juvenil, y secundariamente, a los juveniles de merluza del sur (Figura 51). En este caso, la depredación por lobo marino común fue poco importante (Figura 51).

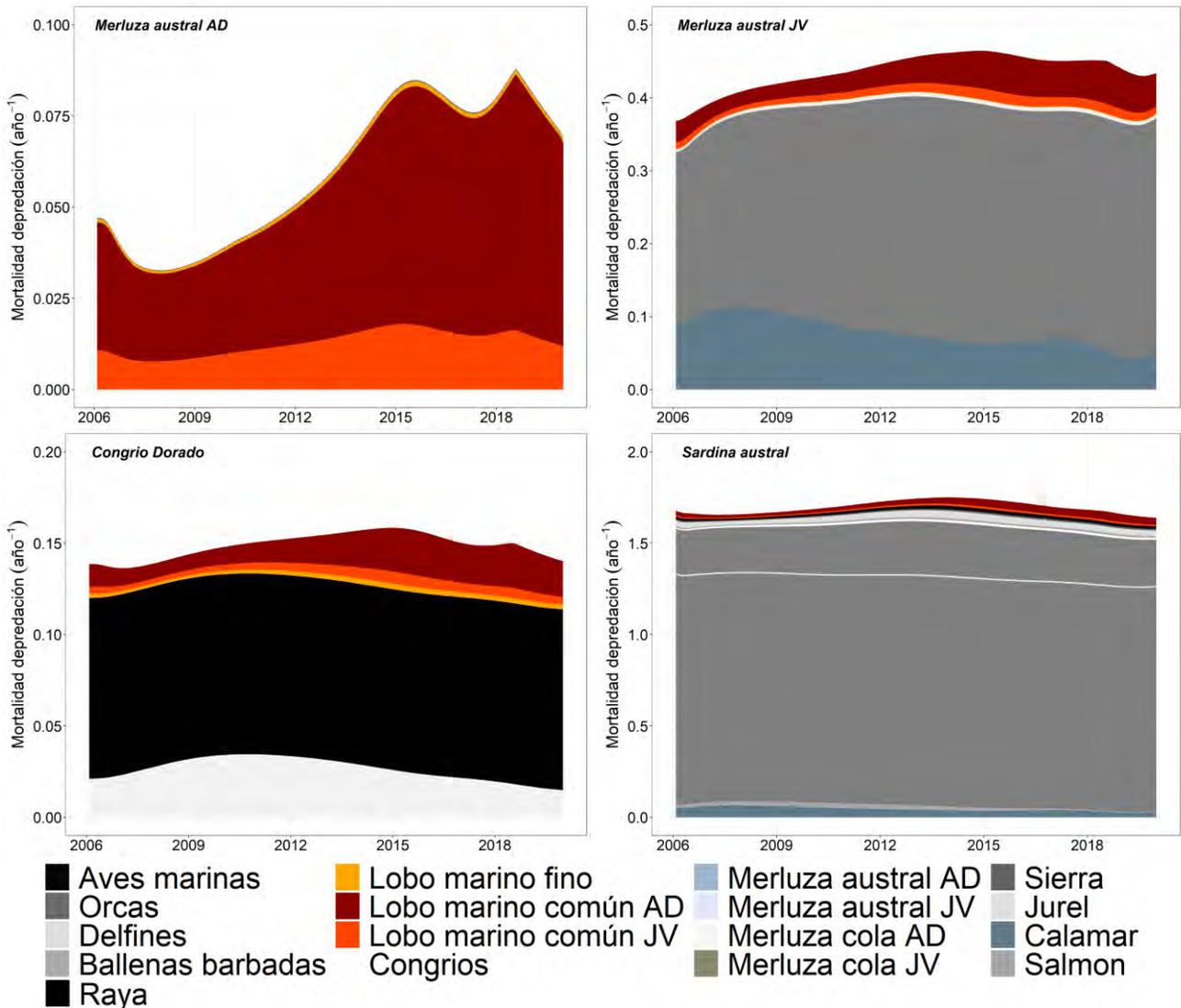


Figura 51. Mortalidad por depredación de merluza austral o del sur, congrio dorado y sardina austral en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020.

En los recursos congrio dorado y sardina austral, y los juveniles de merluza del sur, la mortalidad por depredación causada por el lobo marino fue sustancialmente baja en comparación con la ejercida por otros depredadores. En estos recursos, la mortalidad por pesca fue mayor que la depredación del lobo marino común, y en el caso del congrio dorado, la mortalidad por pesca fue casi equivalente a la mortalidad por depredación incluidos todos los depredadores (Figura 52).

A diferencia de los anteriores, en el caso de los adultos de merluza del sur, la depredación por lobo marino común, adultos y juveniles, es importante y comparable a la mortalidad por pesca y superaría la depredación ejercida por otros depredadores en el ecosistema (Figura 52).

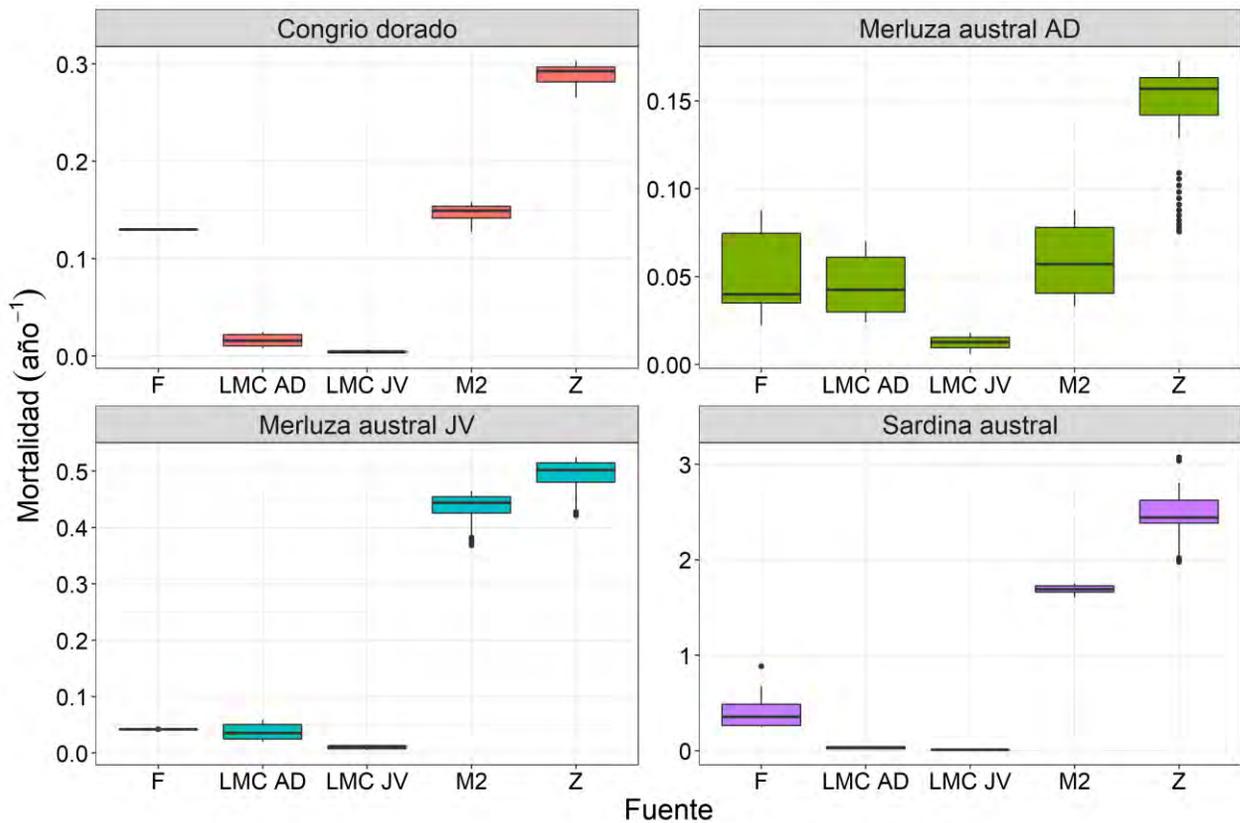


Figura 52. Mortalidad por pesca (F, año⁻¹), por depredación de lobo marino común adulto (LMC_AD) y juvenil (LMC_JV, otros depredadores (M2) y mortalidad total (Z, año⁻¹) en congrio dorado, merluza austral (adultos y juveniles) y sardina austral en el ecosistema marino del mar interior de la Región de Los Lagos entre 2006 y 2020.

En el caso del modelo del ecosistema de los canales de la Región de Magallanes, de acuerdo con la composición de la dieta de los grupos funcionales incorporados, se demuestra que el lobo marino común no es un depredador tope del sistema modelado, sino más bien, lo son las ballenas dentadas. Luego siguen la orca, el lobo fino austral, el lobo marino común (adulto)(Tabla 40).

Se destaca que una posición similar en la trama trófica tiene la merluza austral (adulto), lo que evidencia que sería un importante depredador en el sistema. Juntamente con ello, podemos ver que los grupos funcionales que presentaron mayor Eficiencia Ecotrófica (EE) son especies de peces pelágicos, mesopelágicos, demersales, bentodemersales, cefalópodos, y bentos. Esto indicaría que en el sistema la mayoría de la producción se aprovecha por todos los depredadores, lo que implica que un aumento en las presiones de explotación sobre aquellos grupos con EE cercana a 1, generaría modificaciones en toda la trama trófica.

Cuando comparamos la cantidad de biomasa que los lobos marinos depredan en relación con la captura pesquera artesanal declarada para la zona, se observa que los principales recursos consumidos por los lobos marinos ($\text{ton} \cdot \text{km}^2/\text{año}$) corresponden a peces costeros, seguido por congrios (Figura 53). Por su parte, las pesquerías artesanales remueven principalmente merluza, rayas y pejegallos (Figura 53). Si esto lo expresamos en proporción, los lobos marinos serían responsables de consumir sobre el 50% de los recursos de interés comercial, salvo en el caso de la merluza austral, merluza de cola, rayas y pejegallo donde la pesquería artesanal es la responsable de remover sobre el 50% de la biomasa consumida (Figura 53).

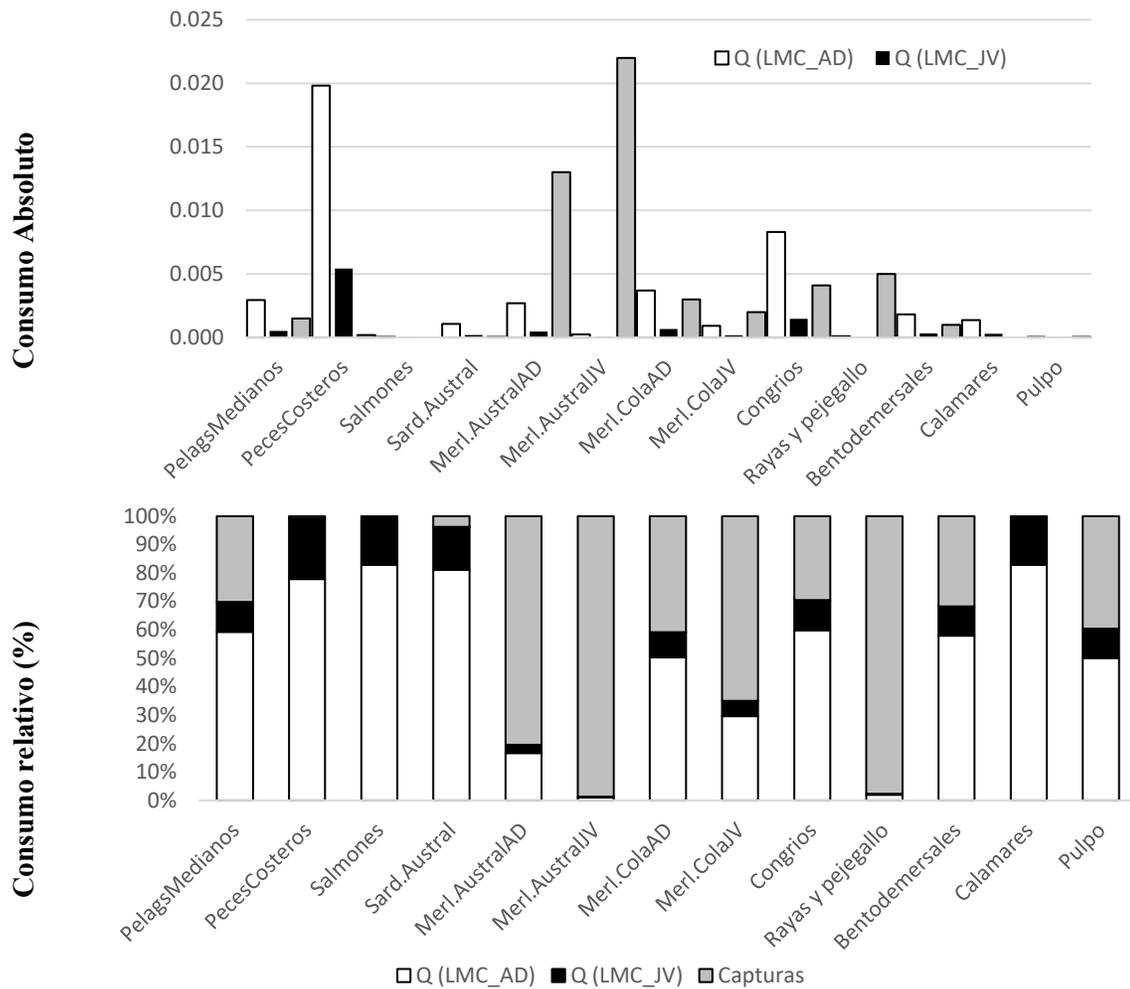


Figura 53. Tasa de consumo de ejemplares del lobo marino común sobre especies presa y captura de las pesquerías artesanales consideradas en el modelo de los Canales Interiores desde el Golfo de Penas hasta Tierra del Fuego, Magallanes, periodo 2006-2010. AD=adultos; JV=juveniles.

4.4.4. Simulaciones

4.4.4.1. Zona norte

Ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona norte de Chile (Figura 54) se observó que la disminución de biomasa de LMC no afectó la biomasa de las especies objetivo. También se observó que aumentó la biomasa de orcas. Por otro lado, frente a cambios en la mortalidad por pesca de anchoveta (Figura 55) se observó efectos en la biomasa de LMC y otros predadores. Los cambios en la mortalidad por pesca en jurel (Figura 55) no afectaron el resto de los recursos o predadores del sistema. En cuanto a los indicadores ecológicos (Tabla 45), se observó que la disminución de biomasa de LMC provocada por distintos niveles de F no generó cambios relevantes respecto del *status quo*. Lo mismo ocurrió al explorar otros niveles de F para los principales recursos pesqueros, a excepción del indicador CT (capturas totales del ecosistema en el largo plazo) ante distintos niveles de F para anchoveta (Tabla 45).

4.4.4.2. Zona centro-norte

En la zona centro-norte de Chile, la simulación de escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC (Figura 56) indica que ante una disminución en la biomasa de LMC solo aumentó la biomasa de langostino colorado y orcas. Sin embargo, la magnitud del cambio de biomasa de orcas y langostino colorado fue pequeña respecto de la disminución de biomasa de LMC. Por otro lado, cambios en la biomasa de anchoveta provocado por cambios en la mortalidad por pesca (Figura 57) afectaron la biomasa de LMC y otros predadores sin provocar cambios en las biomásas del resto de los recursos pesqueros. Además, se observa que cambios en la mortalidad por pesca del langostino colorado (Figura 57) afectaron solo la biomasa de LMC en el sistema. Finalmente, ninguno de los escenarios simulados afectó de manera relevante los indicadores ecológicos respecto del *status quo* (Tabla 46).

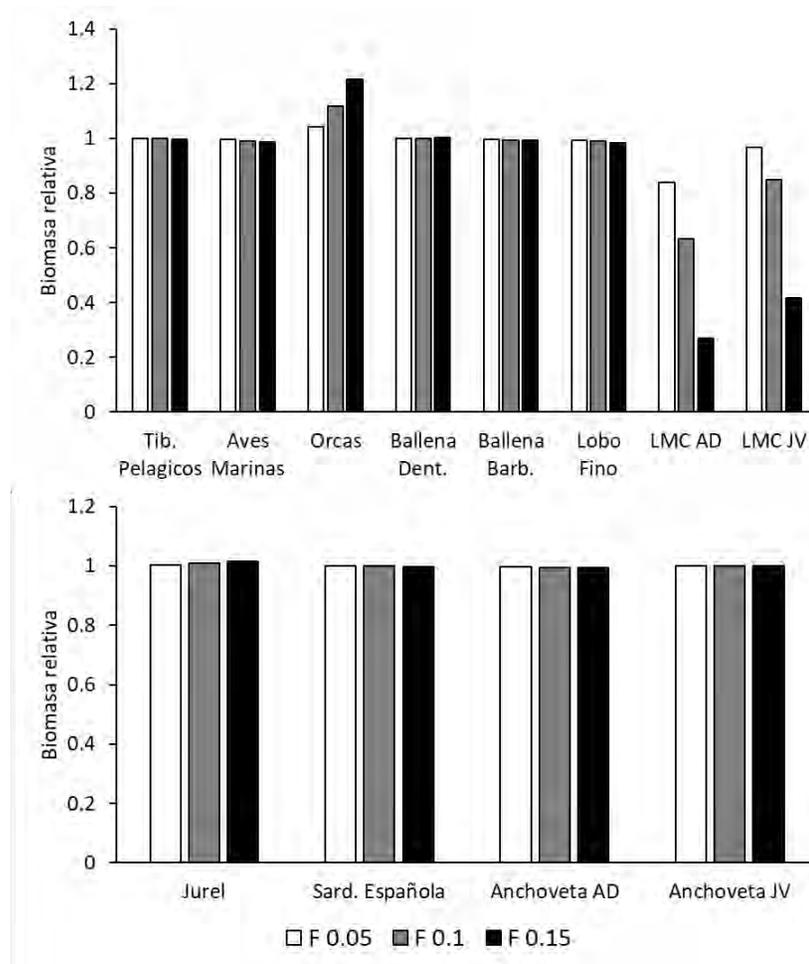


Figura 54. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona norte de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

Tabla 45. Indicadores ecológicos relativos (al *status quo*) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona norte de Chile.

Escenario	TL _{comunidad}	TL _{land}	Pp	T	CT
LMC F 0.05	0,996	0,997	0,973	0,993	0,998
LMC F 0.1	0,996	0,997	0,944	0,985	1,000
LMC F 0.15	0,996	0,997	0,921	0,978	1,002
0.5*F Anchoqueta	1,000	1,020	1,004	1,005	0,621
1.5*F Anchoqueta	1,000	0,988	0,996	0,996	1,340
2*F Anchoqueta	1,000	0,983	0,993	0,992	1,649
0.5*F Jurel	1,000	0,997	1,005	0,999	0,989
1.5*F Jurel	1,000	1,000	0,995	1,001	1,009
2*F Jurel	1,000	1,003	0,990	1,003	1,019

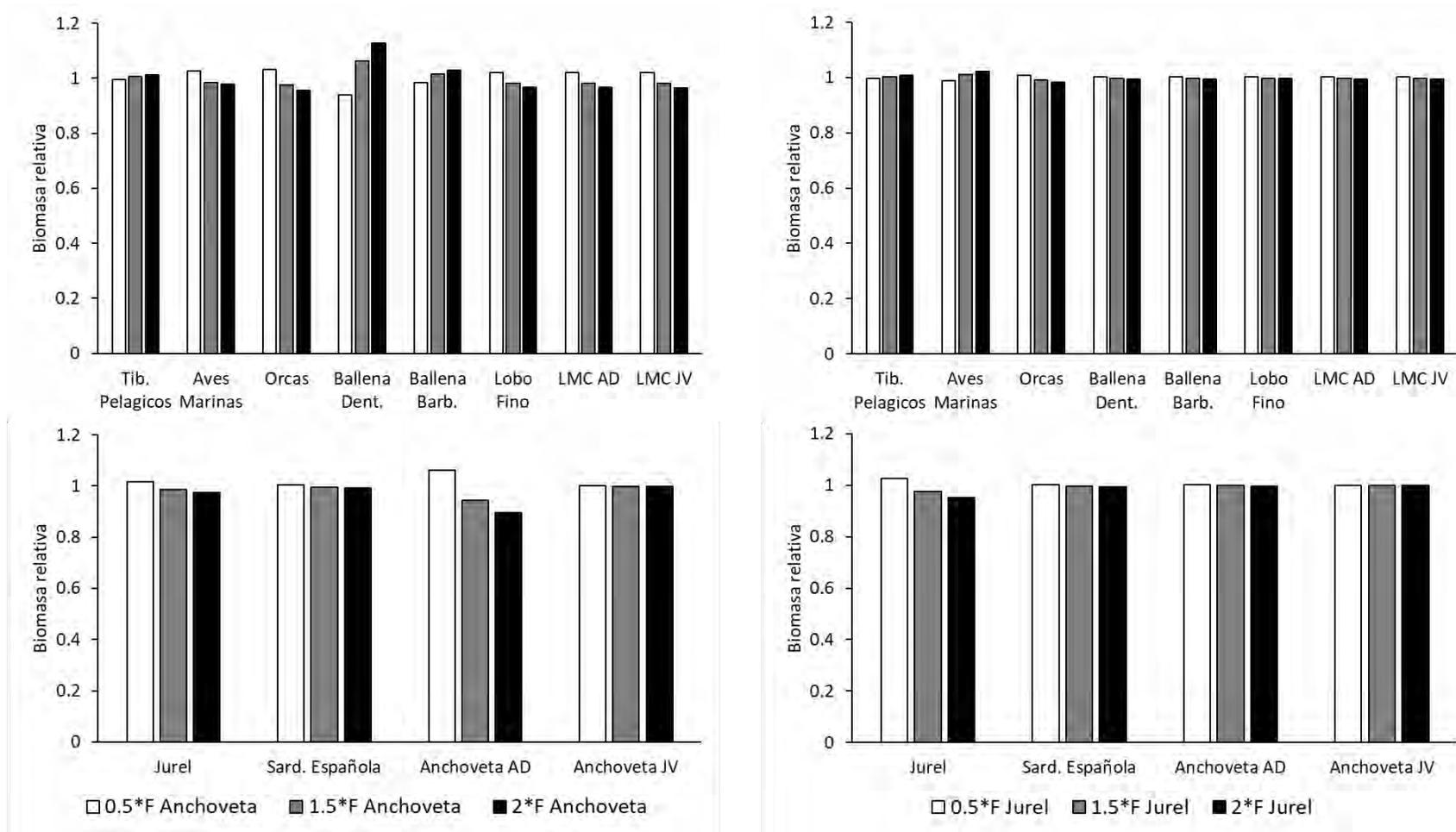


Figura 55. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda) y jurel (derecha) en la zona norte de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

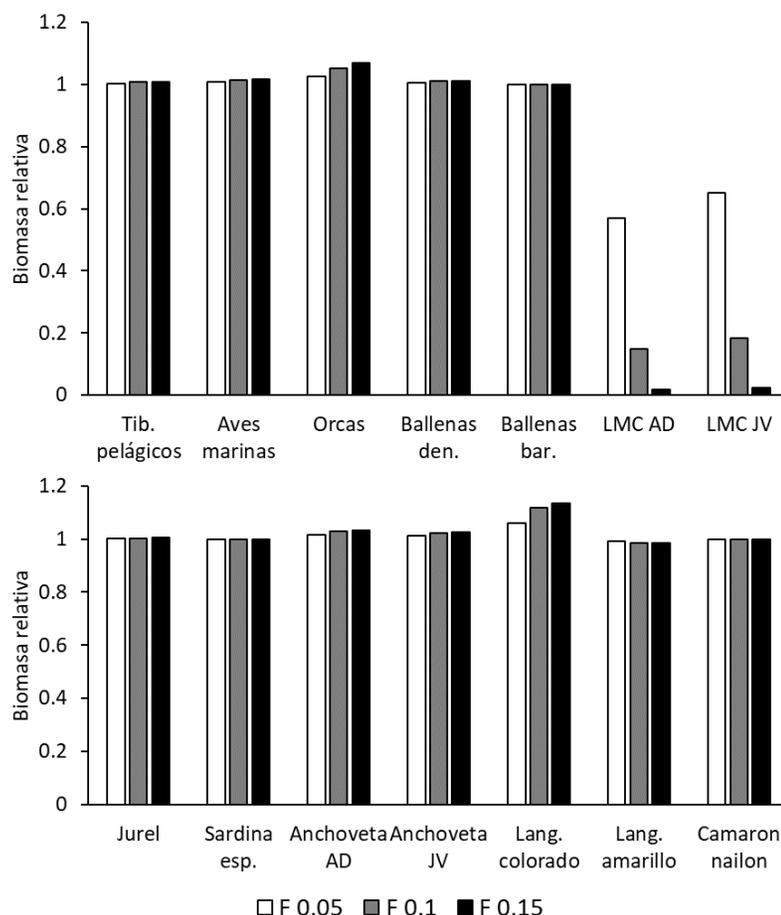


Figura 56. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona centro norte de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

Tabla 46. Indicadores ecológicos relativos (al *status quo*) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona centro norte de Chile.

Escenario	TL _{community}	TL _{land}	Pp	T	CT
LMC F 0.05	1,000	0,997	0,961	0,984	1,011
LMC F 0.1	1,000	1,000	0,932	0,972	1,018
LMC F 0.15	1,000	1,000	0,921	0,967	1,021
0.5*F Anchoveta	1,000	1,008	1,017	1,006	0,908
1.5*F Anchoveta	1,000	0,997	0,989	0,996	0,993
2*F Anchoveta	1,000	0,997	0,982	0,994	0,954
0.5*F Lang. colorado	1,000	1,003	1,002	1,001	0,996
1.5*F Lang. colorado	1,000	1,000	0,998	0,999	1,004
2*F Lang. colorado	1,000	0,997	0,997	0,999	1,007

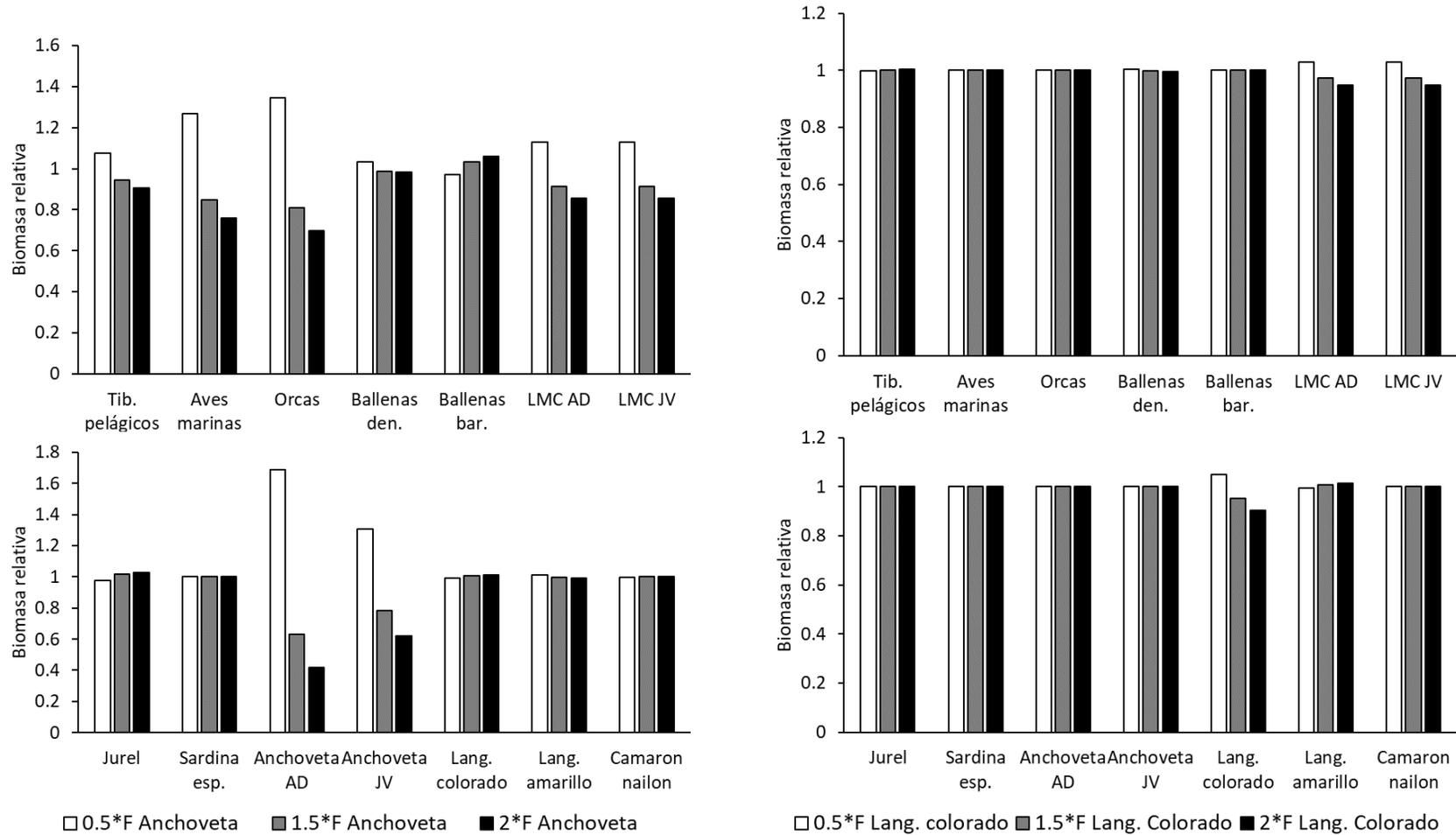


Figura 57. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda) y langostino colorado (derecha) en la zona centro-norte de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

4.4.4.3. Zona centro-sur

En la zona centro-sur de Chile los escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC (Figura 58) indicaron que la disminución de biomasa de LMC resultó en la disminución en una magnitud similar en la biomasa de sardina común, anchoveta, langostino colorado y merluza común adulta, aves marinas y delfines. Solo las orcas, jibia y merluza común juvenil se beneficiaron de la disminución de LMC (Figura 58). Frente a cambios en la mortalidad por pesca de anchoveta (Figura 59) solo se observó efectos en la biomasa de aves marinas y jibia. Por otro lado, disminución de la biomasa de sardina común por cambios en la mortalidad por pesca provocó disminución de biomasa en todos los predadores del sistema además de merluza común. La disminución de biomasa de sardina común también provocó aumento en la biomasa de anchoveta y jibia (Figura 59). Ante el aumento de mortalidad por pesca en jurel se observó un efecto positivo sobre la biomasa de aves marinas, anchoveta, merluza común, jibia y langostino colorado (Figura 59). En el caso de escenarios de cambio de mortalidad por pesca en merluza común (Figura 60) no se observaron cambios relevantes en las biomásas de los predadores y otros recursos del sistema. Por otra parte, solo los escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC afectaron de manera relevante los indicadores ecológicos respecto del *status quo*, provocando un aumento de biomasa de peces respecto la biomasa total en el sistema (Tabla 47).

4.4.4.4. Mar Interior de Chiloé

Ante escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC en el mar interior de Chiloé (Figura 61) se observa que la disminución de biomasa de LMC resultó en un aumento importante de la biomasa del resto de los depredadores del sistema. También se observó que frente a cualquier escenario de mortalidad por pesca sobre LMC (Figura 61) aumentó la biomasa de congrio, merluza austral adulta y merluza de cola adulta, mientras que la biomasa de merluza de cola juvenil y sardina austral disminuyeron a la mitad respecto el *status quo*. Por otro lado, frente a la disminución de biomasa de merluza austral por cambios en la mortalidad por pesca (Figura 62) se observó aumento de la biomasa de los predadores del sistema, de merluza de cola y congrio. Los cambios en la mortalidad por pesca en sardina austral (Figura 62) resultó en disminución de la biomasa de este grupo junto con la de los predadores del sistema y congrio. Sin embargo, no se observaron efectos relevantes

en el resto de las especies recurso. En cuanto a los indicadores ecológicos (Tabla 48), se observó que solo los escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC afectaron de manera relevante los indicadores ecológicos respecto del *status quo*, provocando un aumento de biomasa de peces respecto la biomasa total en el sistema y un aumento en el nivel trófico de la comunidad.

Tabla 47. Indicadores ecológicos relativos (al *status quo*) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en la zona centro sur de Chile.

Escenario	TL _{community}	TL _{land}	Pp	T	CT
LMC F 0.05	1,043	1,079	1,008	1,052	0,811
LMC F 0.1	1,186	1,155	1,214	1,611	0,705
LMC F 0.15	1,285	1,173	1,386	2,329	0,815
0.5*F Anchoveta	0,996	1,000	0,997	0,993	0,972
1.5*F Anchoveta	1,000	0,994	1,003	1,006	1,022
2*F Anchoveta	1,004	0,997	1,005	1,012	1,040
0.5*F Sardina	0,988	1,023	1,019	1,029	0,818
1.5*F Sardina	1,004	0,994	0,985	0,980	1,108
2*F Sardina	1,008	0,997	0,974	0,964	1,151
0.5*F Jurel	1,016	0,947	1,029	1,035	0,768
1.5*F Jurel	0,988	1,026	0,974	0,972	1,211
2*F Jurel	0,972	1,041	0,950	0,948	1,407
0.5*F Merl. común	1,000	0,997	1,000	1,000	0,995
1.5*F Merl. común	1,000	1,000	1,000	1,000	1,004
2*F Merl. común	1,000	1,000	1,000	0,999	1,007

Tabla 48. Indicadores ecológicos relativos (al *status quo*) de distintos escenarios de explotación para LMC y recursos pesqueros en el mar interior de Chiloé.

Escenario	TL _{community}	TL _{land}	Pp	T	CT
LMC F 0.18	10,564	0,982	8,239	93,392	1,097
LMC F 0.2	10,927	0,953	8,264	97,210	1,099
LMC F 0.22	11,170	0,939	8,279	99,724	1,097
0.5*F Merl. Austral	0,994	1,004	0,952	0,952	0,996
1.5*F Merl. Austral	1,000	0,996	1,030	1,030	1,003
2*F Merl. Austral	1,000	1,000	1,035	1,036	1,005
0.5*F Sard. Austral	1,000	0,964	1,020	1,023	0,786
1.5*F Sard. Austral	0,994	1,018	0,982	0,979	1,169
2*F Sard. Austral	0,994	1,032	0,966	0,961	1,298

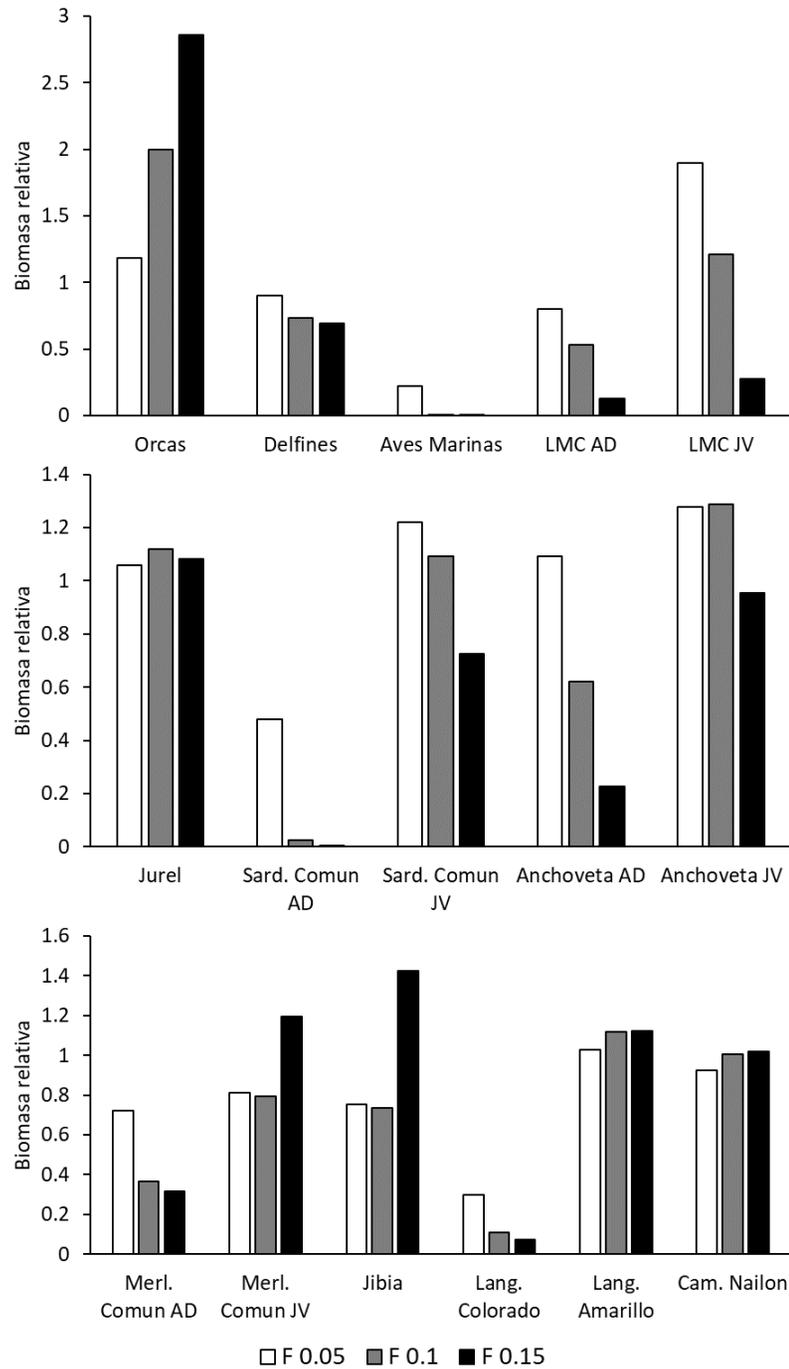


Figura 58. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en la zona centro sur de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

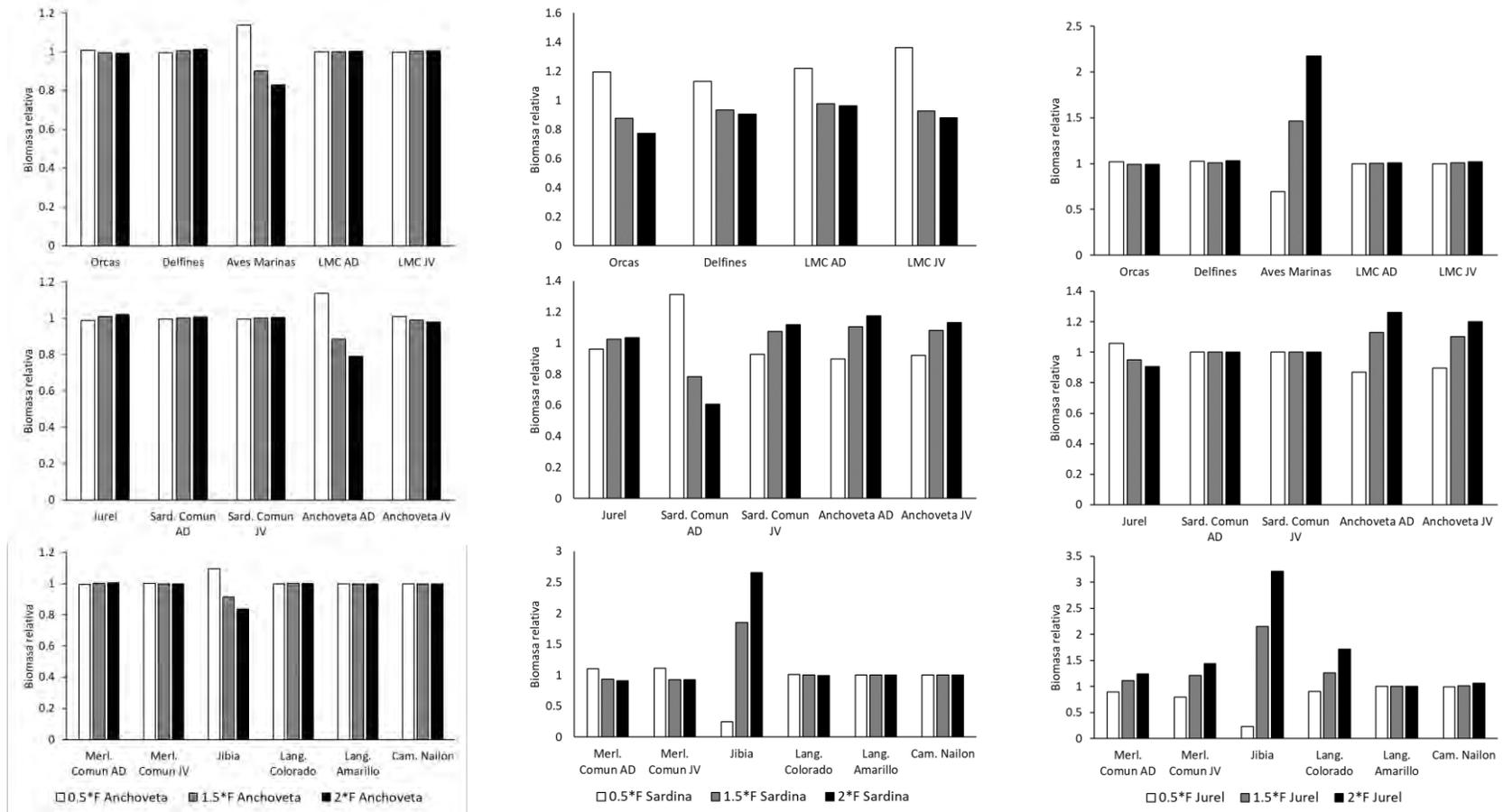


Figura 59. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de anchoveta (izquierda), sardina común (centro) y jurel (derecha) en la zona centro sur de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

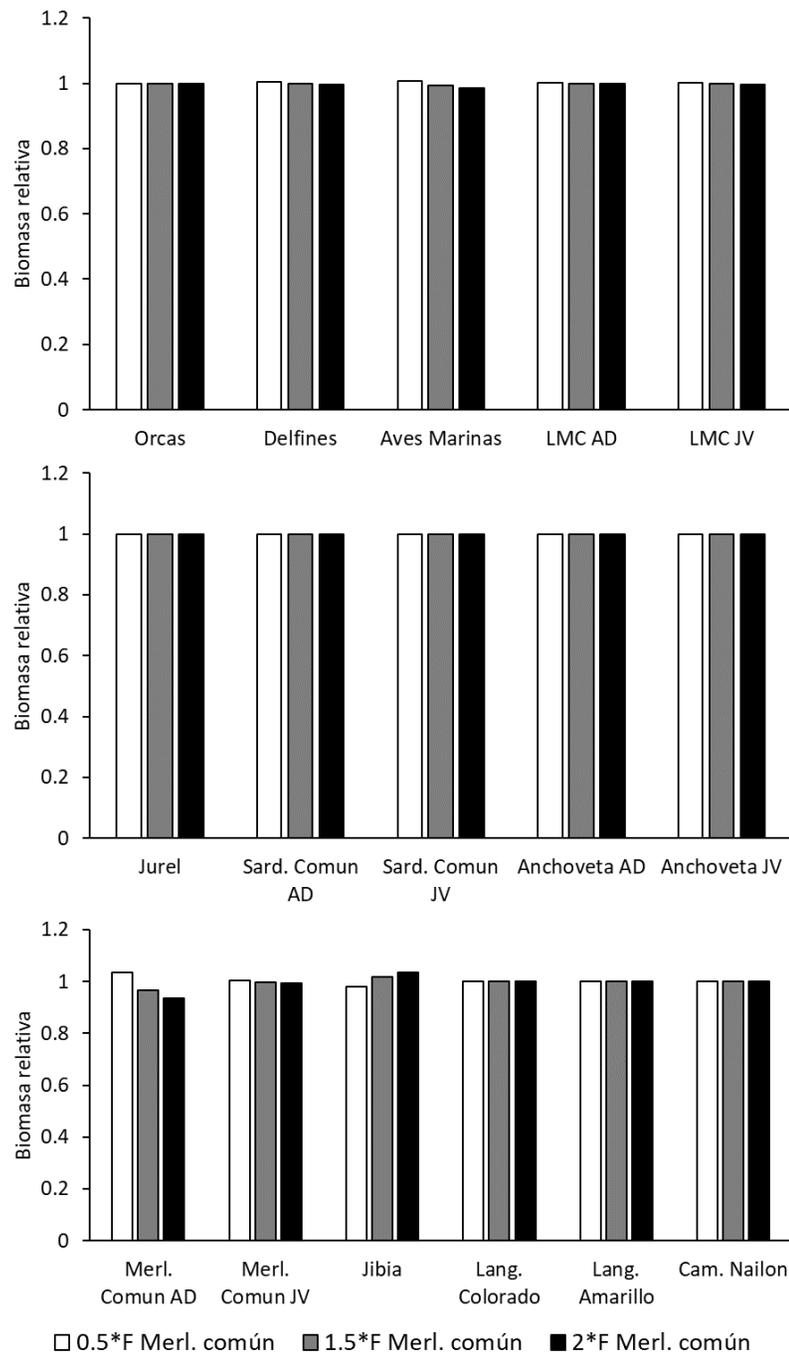


Figura 60. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (al medio y abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de merluza común en la zona centro-sur de Chile. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

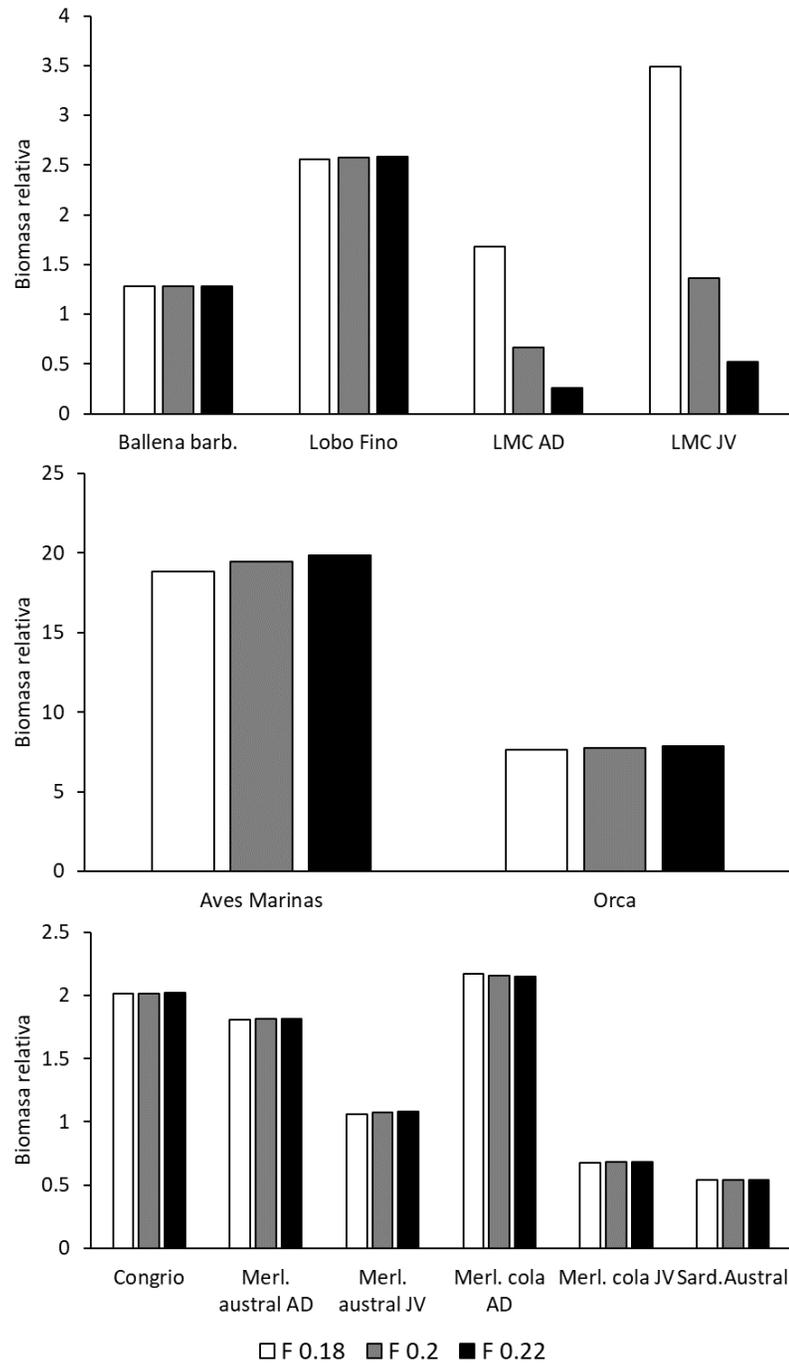


Figura 61. Cambios de biomasa de predadores (arriba y al medio) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de mortalidad por pesca (F) sobre LMC en el mar interior de Chiloé. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

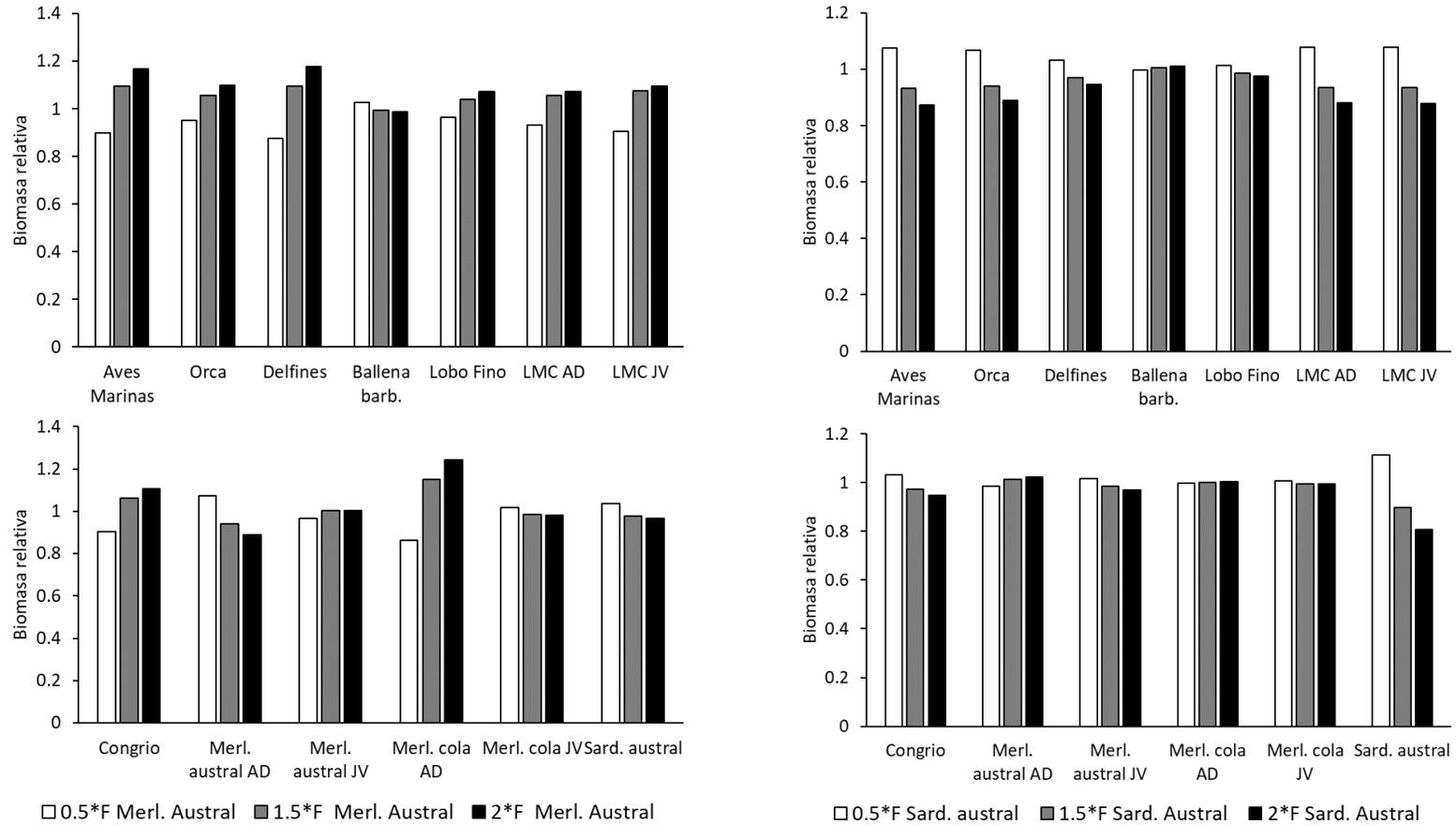


Figura 62. Cambios de biomasa de predadores (arriba) y recursos pesqueros (abajo) ante escenarios de cambios de mortalidad por pesca (F) de merluza austral (izquierda) y sardina austral (derecha) en el mar interior de Chiloé. Biomasa relativa respecto del *status quo*.

4.4.4.5. Canales interiores de Magallanes

Una vez generado y balanceado el modelo Ecopath, se procedió a realizar una serie de simulaciones donde se varió tanto la biomasa de lobos marinos como la mortalidad por pesca de los recursos de interés. Debido a que no se cuenta con información para generar series de tiempo de distintos recursos pesqueros (y/o de otros grupos funcionales) que permitieran calibrar el modelo y estimar vulnerabilidad de las presas, se simuló escenarios en Ecosim aplicando 3 valores de vulnerabilidad distintos (i.e., 1, 2, 7). Una vulnerabilidad baja (cercana a 1) significa que un aumento de la biomasa del depredador causará cambios leves en la mortalidad por depredación de su presa (i.e., control “bottom-up”). Por el contrario, una vulnerabilidad alta indica que un incremento en la biomasa del depredador causará un aumento fuerte la mortalidad por depredación sobre su presa (i.e, control “top-down”) (Christensen *et al.*, 2000). De esta forma, se realizaron simulaciones considerando estos tres valores de vulnerabilidad para cada una de las relaciones depredador-presa, con lo cual se obtuvo un promedio y su respectiva desviación estándar.

Los escenarios aplicados, fueron los mismos empleados en las secciones anteriores donde se modeló el efecto que puede tener el aumento o disminución de la biomasa del lobo marino común (aumento/disminución biomasa del LMC en un 25% y 50%), y el aumento o disminución de la mortalidad por pesca (i.e., 0,5 y 2 veces F) de merluza del sur ($F_{\text{MaustralAD_2F}}$, $F_{\text{MaustralJV_2F}}$, $F_{\text{MaustralAD_0,5F}}$ y $F_{\text{MaustralJUV_0,5F}}$) y merluza de cola ($F_{\text{McolaAD_2F}}$, $F_{\text{McolaJUV_2F}}$, $F_{\text{McolaAD_0,5F}}$ y $F_{\text{McolaJUV_0,5F}}$). Cuando se simuló el efecto de la modificación de la biomasa del lobo en un periodo de 50 años, se mantuvo constante la mortalidad por pesca establecida en el modelo original. Por su parte, cuando se modificó la mortalidad por pesca de las merluzas, se mantuvo constante la mortalidad de los lobos marinos en el periodo simulado (50 años).

- a) **Modificación biomasa Lobos marinos:** Se modificó la biomasa de lobos marinos, manteniendo constantes las tasas de explotación pesquera.
 - a.1). **Aumento del 25% y 50% de la biomasa de los lobos marinos adultos** y en un plazo de 50 años. Se aprecia que sólo la biomasa de los pelágicos medianos se incrementó sobre el 20%. Por su parte, las dos especies de merluza consideradas y las ballenas

barbadas, reaccionan de manera inversa disminuyendo su biomasa en un 20% (Figura 63a).

- a.2). **Disminución del 25% y 50% de la biomasa de los lobos marinos adultos** y en un plazo de 50 años. Se aprecia que la biomasa de las ballenas barbadas, las merluzas y los calamares disminuyeron en un 20% (Figura 63b).
 - a.3). **Pulso o perturbación que genera un aumento o disminución del 50% de la biomasa de los lobos marinos adultos** y en un plazo de 50 años. En este escenario la biomasa de ballenas barbadas, merluzas y los calamares disminuyeron 20% (Figura 63c).
- b) **Modificación mortalidad por pesca de recursos de interés:**
- b.1). **Aumento (2F) y disminución (0.5F) de la mortalidad por pesca (F) sobre Merluza austral (AD-JUV)** y en un plazo de 50 años. La biomasa de merluza de cola, pulpos y langostinos de los canales aumentó considerablemente, mientras que la biomasa de ballenas barbadas, lobo fino austral, mictófidis y bentodemersales disminuyó (Figura 64a).
 - b.2). **Aumento (2F) y disminución (0.5F) de la mortalidad por pesca (F) sobre Merluza de cola (AD-JUV)** y en un plazo de 50 años. En este escenario, es posible apreciar que la biomasa de delfines, aves marinas, LMC, pelágicos medianos, congrios y calamares aumentó sobre un 20%, mientras que la de sardina austral, merluza austral, congrios, pulpos y langostino de los canales disminuyó. Esto evidencia que un cambio en F de este recurso pesquero afectó a toda la trama trófica considerada en el presente modelo (Figura 64b).

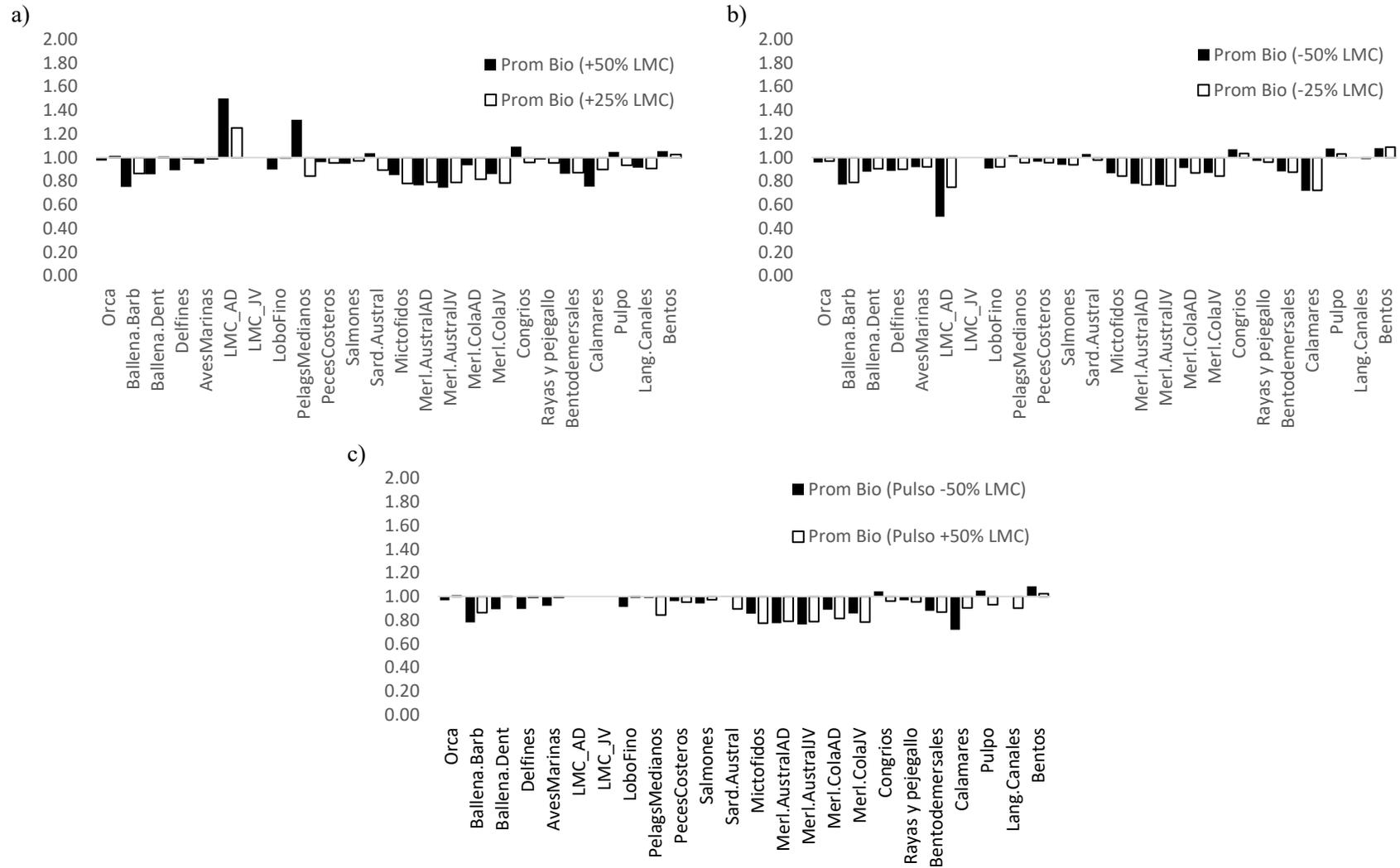


Figura 63. Cambio relativo de la biomasa de los distintos grupos funcionales considerados en el modelo de Magallanes, a partir de modificación en la Biomasa del lobo marino común (LMC).

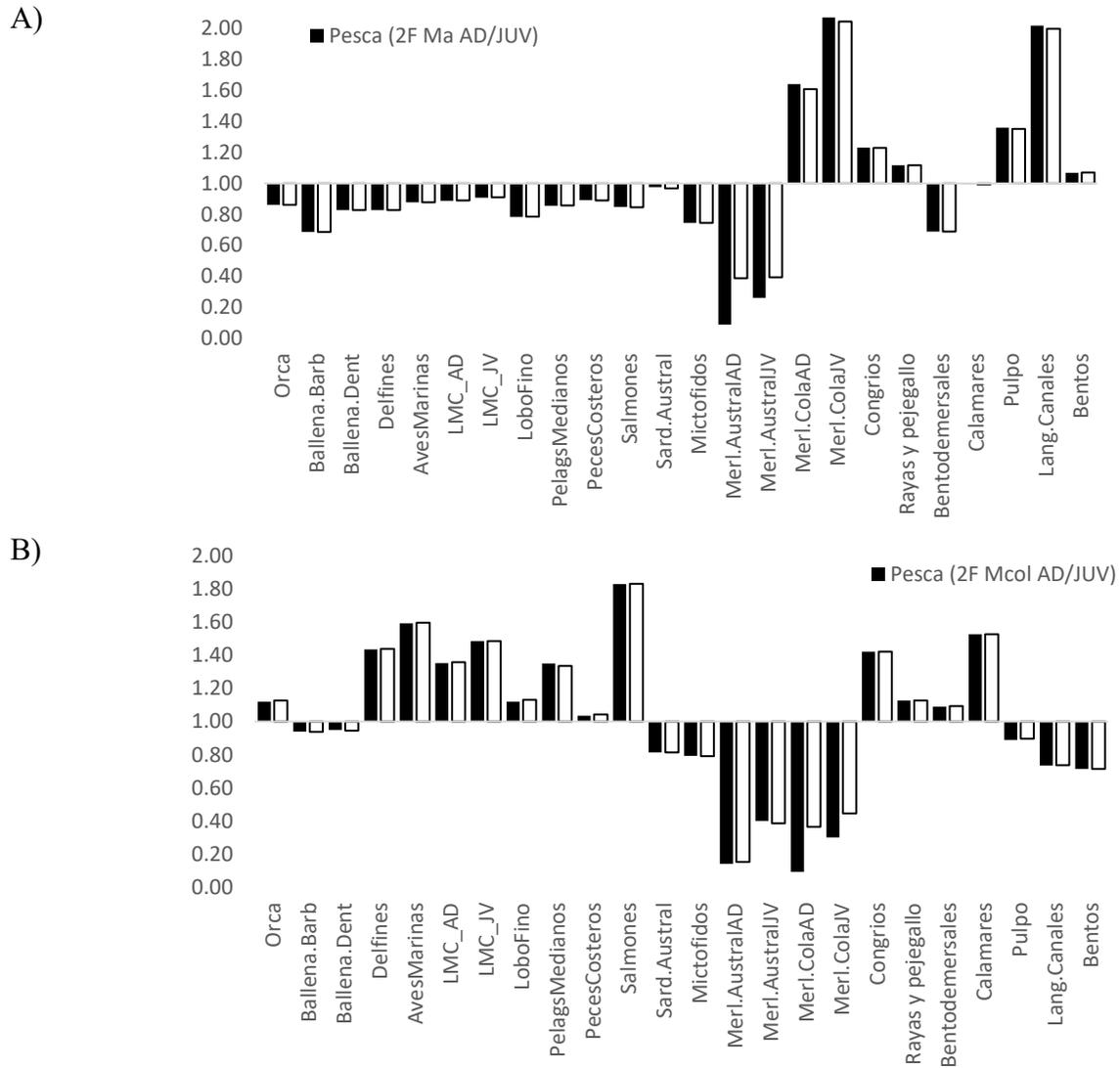


Figura 64. Cambio relativo de la biomasa de los distintos grupos funcionales considerados en el modelo de Magallanes, a partir de modificación en la mortalidad por pesca (F) de merluza austral (A) y merluza de cola (b).

4.5. Objetivo Específico 5

Generar recomendaciones sobre como considerar la depredación por el lobo marino común en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.

El objetivo general de este Proyecto es Evaluar la influencia por depredación del lobo marino común sobre la mortalidad natural de las principales especies objetivo de las pesquerías chilenas. Para lograrlo, nuestro equipo revisó, compiló y analizó el estado del arte en la investigación científica que genera conocimiento respecto de los efectos de otáridos y especies ecológicamente comparables sobre stocks pesqueros, asumiendo esos efectos como parte de la mortalidad natural (ver Objetivo específico 1). Luego, revisamos y actualizamos la información sobre las interacciones tróficas (impactos de depredación a través de la composición de la dieta) entre el lobo marino y especies objetivo de las pesquerías en las zonas norte, centro y sur de Chile (ver Objetivo específico 2). Con esta información, nosotros seleccionamos las metodologías costo efectivas para evaluar mediante simulaciones los impactos de depredación del lobo marino y las actividades de pesca sobre stocks presa (ver Objetivo específico 3). Una vez seleccionadas las metodologías, evaluamos los impactos potenciales de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común (mortalidad por depredación) y capturas (mortalidad por pesca) sobre la mortalidad total y la biomasa de stocks que sustentan pesquerías en Chile (ver Objetivo específico 4). El último objetivo del proyecto (Objetivo específico 5) requería integrar los resultados de los Objetivos específicos 1 a 4, y proveer recomendaciones sobre cómo considerar/incluir la depredación por lobo marino en la dinámica de los stocks pesqueros en Chile y su manejo pesquero basado en el enfoque ecosistémico.

4.5.1. Principales resultados del Taller Metodológico 1

Como ya se mencionó, los Objetivos específicos 1 y 2 fueron presentados y discutidos en el primer Taller Metodológico del proyecto, realizado el 22 de enero del año 2021. En ese taller, expertos nacionales trabajaron junto al equipo científico de este proyecto para discutir y sugerir el enfoque metodológico a utilizar para dar cumplimiento a los Objetivos específicos 2, 3, 4 y 5.

A continuación, se presentan las principales conclusiones del Taller Metodológico 1:

- Las metodologías para evaluar las interacciones e impactos de predadores marinos como los otáridos se encuentran bien desarrolladas.
- La familia de modelos Ecopath with Ecosim representan una alternativa costo-efectiva para evaluar los impactos de los lobos marinos sobre sus presas en las costas de Chile.
- Globalmente, los otáridos presentan la mayor interacción con las actividades de pesca y acuicultura, pero ellos también sufren los mayores niveles de mortalidad incidental.
- La literatura indica que el consumo de alimento (Q) y las tasas de consumo/biomasa (Q/B) varían ampliamente entre los distintos predadores marinos. Las mayores tasas de Q y de Q/B se observan en aves marinas, seguidas de lobos marinos. Los cetáceos presentan las menores tasas de Q y Q/B.
- Globalmente, la depredación por lobos marinos y otros predadores puede ser una fuente importante de mortalidad natural y total en algunas presas, incluyendo stocks pesqueros.
- En las costas de Chile, la dieta del lobo marino incluye una gran diversidad de especies presa, muchas de las cuales son especies objetivo de importantes pesquerías. No se encontró diferencia entre la dieta de machos y hembras.
- Se presentó la estructura (número y tipo de grupos funcionales) y los parámetros de entrada (y su fuente de origen) de cuatro modelos representando las principales macrozonas pesqueras de Chile, a saber: zona norte, zona centro-norte, zona centro-sur, y

mar interior de la X región. Se discutió y acordó con los participantes los grupos funcionales considerados y la forma en que se modelaría la estructura de talla/edad del lobo marino en los modelos. Se acordó utilizar la aproximación de multi-stanzas (grupos de talla/edad relacionados con una función stock-recluta, ver metodología Objetivo específico 4) en lugar considerar grupos juveniles y adultos con dinámicas independientes, o considerar un solo grupo funcional “lobo marino” con una dinámica de un único pool de biomasa.

- Los cuatro modelos EwE se utilizaron para i) evaluar los efectos de la depredación de lobo marino sobre sus presas, incluidas las especies objetivo, comparando la mortalidad por depredación (M2) por lobo marino y otros predadores con la mortalidad por pesca (F) por las principales flotas, y ii) realizar simulaciones de cambios en la abundancia de lobo marino y capturas sobre especies objetivo usando el modelo con dinámica temporal Ecosim.
- Se discutió un amplio rango de escenarios plausibles de simular y las recomendaciones que emergieron fueron las siguientes:
 - El período de simulación debería extenderse por unos 50 años hacia el futuro de modo de cubrir al menos dos tiempos generacionales del lobo marino.
 - Los cambios futuros en la biomasa del lobo marino a simular deberían considerar aumentos y disminuciones de hasta $\pm 50\%$ con respecto a los niveles actuales.
 - Los cambios en la biomasa de las presas deberían simularse a través de cambios en la mortalidad por pesca.

4.5.2. Principales resultados del Taller Metodológico 2

Luego del Taller Metodológico 1, se muestreó material fecal y tejidos de lobos marinos de la zona central de Chile (regiones de Valparaíso, Ñuble y Biobío). También se desarrolló las simulaciones de cambios en los niveles poblacionales del lobo marino y de mortalidad por pesca en especies recurso y se evaluó el aporte del lobo marino común (y otros predadores marinos) a la mortalidad total de los stocks que sustentan pesquerías en Chile.

Los resultados de estas actividades se presentaron y discutieron con los asistentes al Segundo Taller Metodológico realizado los días 25 y 29 de junio del año 2021.

- Los lobos marinos son uno de varios predadores que se alimentan de especies recurso en las zonas norte, centro-norte, centro-sur, y sur de Chile.
- Los modelos EwE indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación en stocks pesqueros de las zonas estudiadas no correspondió a lobos marinos, sino que a otros predadores.
- En los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron variables entre años y entre edades/tallas.
- En los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron menores (un orden de magnitud) que la mortalidad por pesca.
- La depredación por lobos marinos podría ser importante en especies costeras no reguladas (peces e invertebrados). Sin embargo, en esas especies los desembarques (y la mortalidad por pesca) pueden estar fuertemente subestimados.
- Las simulaciones usando Ecosim indicaron que cambios moderados e intensos en la abundancia/biomasa de lobos marinos parecen menos importantes al nivel del ecosistema que cambios en la captura (mortalidad por pesca) en stocks pesqueros claves.
- Las simulaciones usando Ecosim mostraron que los impactos indirectos que resultan de cambios en la biomasa del lobo marino son más importantes, menos intuitivos e incluso contraproducentes comparados con los impactos tróficos directos (i.e., la remoción de lobo marino no aumenta la biomasa y captura de stocks pesqueros, sino que podría beneficiar a otros predadores que compiten con el lobo marino).

En la jornada del martes 29 de junio se discutió con los asistentes al Segundo Taller Metodológico las recomendaciones para la autoridad pesquera. A continuación, se presentan las recomendaciones que emanaron de este taller y que son las recomendaciones de este estudio.

Recomendación 1. Sobre Rol ecológico de predadores marinos distintos del lobo marino y su impacto en la dinámica de especies presas

La primera recomendación que emerge de este estudio es la necesidad de financiar estudios que ayuden a cerrar la brecha de conocimiento sobre el rol de predadores distintos del lobo marino común en el ecosistema. La información ecotrófica clave que se requiere para estos predadores corresponde a i) estimaciones de abundancia y biomasa, ii) composición de la dieta, y iii) tasas de consumo de alimento y de producción.

Esta recomendación emerge de los resultados de la modelación desarrollada en este proyecto para las tramas tróficas en las que participan las principales especies recurso de las zonas norte, centro-norte, centro-sur y mar interior de la Región de Los Lagos (Objetivo específico 4). Los resultados indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación para stocks pesqueros no se debió al lobo marino, sino que a otros predadores en el sistema (i.e., aves marinas, cetáceos mayores y menores, y condriictios). Sin embargo, en Chile el conocimiento de los parámetros poblacionales, fisiológicos y ecológicos de estos predadores (e.g., abundancia, producción, consumo, y composición de la dieta) es escaso a nulo.

Recomendación 2. La mortalidad por depredación de los stocks pesqueros es variable entre años y edades

Nuestra segunda recomendación es evaluar los impactos de la mortalidad natural variable sobre la dinámica de stocks donde la mortalidad por depredación resultó relativamente alta y/o de magnitud similar a la mortalidad por pesca.

Esta recomendación emerge al considerar que los modelos desarrollados indicaron que en los principales stocks explotados la mortalidad por depredación (M2), y posiblemente la mortalidad natural (M), serían variables entre años y edades. Sin embargo, los enfoques de evaluación de stock tradicionales consideran M como un valor constante entre años y edades. A nivel mundial, varios estudios indican los efectos negativos de no modelar correctamente M en poblaciones explotadas (e.g., malas estimaciones de biomasa desovante, reclutamiento y puntos biológicos de referencia).

Recomendación 3. Componente espacial de la Mortalidad por lobo marino y otros predadores

Evaluar la depredación sobre agregaciones (e.g., desovantes) de especies objetivo que podrían ser afectadas por este proceso. Estos son efectos acotados en el tiempo y en el espacio, pero que podrían afectar la dinámica local y general de algunos stocks.

Durante el taller del proyecto el Dr. Villy Christensen, uno de los expertos internacionales, indicó que en la Costa Pacífica de Norteamérica (British Columbia, Canadá) algunos predadores marinos pueden concentrar su depredación en períodos acotados de tiempo y en áreas reducidas, como por ejemplo durante agregaciones y/o migraciones de desove, generando impactos locales importantes sobre stocks de arenque y salmónes (e.g., dinámicas del tipo “trampa del predador”). Estos impactos no son apreciados en modelos que integran información en escala regional como los utilizados en este proyecto. Por otro lado, al ser el lobo marino un predador cuyo hábitat es muy costero, se genera una mayor interacción con la pesca comparada con predadores de mar abierto. Esto aumentaría la “percepción” de algunos actores respecto de que su abundancia y depredación sobre especies recurso es alta. Ambas situaciones (depredación local e interacciones locales con la actividad pesquera) podrían abordarse con un enfoque más específico, como por ejemplo la construcción de modelos espacialmente explícitos (e.g., Ecospace en el programa Ecopath with Ecosim).

Recomendación 4. Contribución de los lobos marinos a la mortalidad natural de especies objetivo de pesquerías en Chile

En el marco del manejo pesquero con enfoque precautorio y ecosistémico, se recomienda que la población de lobos marinos se regule naturalmente en lugar de sacrificar individuos como una forma de aumentar la biomasa y las capturas de las poblaciones de peces.

Esta recomendación se basa en los siguientes puntos:

1. La abundancia del lobo marino común se ha mantenido relativamente estable en las últimas décadas y es mucho menor que la abundancia de otros pinnípedos alrededor del mundo que habrían incrementado en casi 10 veces su abundancia habiendo muchos de ellos alcanzado su capacidad de carga tras el cese de la caza.
2. La aplicación de una medida como el sacrificio podría no tener efectos positivos para las especies recurso. Los resultados de este proyecto concuerdan con lo que informan estudios similares, en el sentido que la remoción de predadores como el lobo marino no resultan necesariamente en el aumento de la biomasa explotable y la captura de las especies recurso. Además, para que la acción de sacrificar lobos marinos tenga efecto debe realizarse una remoción masiva y sostenida en el tiempo. Estas acciones tienen cada vez menos apoyo tanto en el público general y como en los mercados que importan productos del mar.
3. Los resultados de este proyecto apuntan a que en las principales especies recurso de Chile el estatus de los stocks y su falta de recuperación no estarían explicados por la depredación por lobo marino. Por el contrario, en la mayoría de las especies recurso la productividad dependería principalmente de la mortalidad por pesca. Sin embargo, no se puede descartar el efecto de la variabilidad ambiental presente y futura sobre todo en escenarios de cambio climático.
4. Una medida de manejo como el sacrificio de predadores como el lobo marino debe acompañarse de i) un seguimiento estricto de la medida para evitar sacrificio innecesario de individuos y ii) un diseño de manejo adaptativo, al menos hasta que se comprendan

mejor los riesgos ecológicos inherentes a la manipulación de la abundancia de esta especie. La experiencia en la aplicación de medidas de manejo adaptativo no ha sido exitosa.

5. Considerando las condiciones adversas futuras bajo escenarios de cambio climático y de las condiciones ambientales, no existe garantía que los stocks pesqueros y la población de lobo marino común puedan recuperarse después de una remoción masiva de esta especie.

5. Discusión de resultados

La revisión bibliográfica describe la interacción operacional entre lobos marinos y especies afines en Chile, Perú, Ecuador, Uruguay, Brasil, Argentina, México, EEUU, Canadá, África, Portugal, España, Italia, Francia, Escocia, Nueva Zelanda, Australia, y del área circumpolar austral. También se analizó la interacción de especies de aves, mamíferos, reptiles y tiburones, que se han descrito como especies que interactúan activamente con las actividades pesqueras y de acuicultura. La mayoría de los estudios (68%) menciona interacción entre esta fauna marina y la actividad pesquera industrial (tanto en cerco como en arrastre), menos estudios (27%) indican interacciones con pesquerías artesanales (cerco, enmalle, palangre, línea de mano), con muy pocos estudios infiriendo interacción con la pesca recreativa “línea de mano” (3%) y salmonicultura (2%).

Los lobos marinos depredaron sobre las capturas, aunque también se describe este comportamiento en cetáceos mayores y tiburones. Se registró mortalidad incidental en el 44% de las investigaciones analizadas, donde en el 34% de ellas la especie afectada fueron lobos marinos (lobo común y lobo fino austral), seguido de ballenas dentadas (27%), delfines (21%) y orcas (11%). Se revisaron resultados de modelos ecológicos que incluyeron al lobo marino y especies de predadores homólogas, colectando data de su dieta y consumo. En general, las especies consumidas por especies de lobo marino y depredadores similares son de importancia comercial.

En términos univariados, el tamaño espacial del ecosistema es la única variable que presentó diferencias significativas en la respuesta de interacción entre las actividades pesqueras evaluadas y la competencia trófica con el gremio que consume los recursos pesqueros. Esta respuesta es explicada por que la superficie sobre la cual actúa la pesca industrial es en promedio aproximadamente cinco veces mayor que la superficie de acción de la pesca artesanal. De hecho, los datos mostraron que la superficie que ocupa la pesca industrial fue en promedio $151130 \pm 120336 \text{ km}^2$, mientras que la pesca artesanal se desarrolla sobre una superficie promedio de $33381 \pm 44550 \text{ km}^2$.

Dentro de este contexto espacial, es posible inferir que la biomasa del gremio que compete con las actividades pesqueras tiene un mayor efecto sobre la pesca artesanal que sobre la pesca industrial. Siendo la biomasa total del gremio (BG) el principal predictor de la biomasa de competidores

tróficos. Esta respuesta deriva de la acción conjunta de varias características de la denso-dependencia. En primer lugar, la biomasa del gremio competitivo es el doble de la biomasa de otáridos en la pesca artesanal, y más de tres veces la biomasa de otáridos en la pesca industrial. Además, la biomasa del gremio competitivo con la que interactúa la pesca artesanal es al menos un orden de magnitud mayor que la biomasa de competidores de la pesca industrial. Esta respuesta permite explicar coherentemente cómo la biomasa del gremio trófico completo es más determinante que la biomasa de los otáridos como predictor de desempeño competitivo en la hipótesis de denso-dependencia competitiva (Figura 10A).

Por otro lado, independiente de la biomasa del gremio trófico con el que interactúan ambos tipos de pesquerías, nuestros resultados muestran que la eficiencia en el consumo de recursos tróficos es más estrecha. Específicamente, en ambos tipos de pesquerías el gremio trófico es un consumidor más eficiente de recursos pesqueros que los otáridos, sin manifestar diferencias significativas con el tipo de pesquerías ($p > 0.05$; Figura 10B). Sin embargo, al integrar en un sólo modelo las características de denso-dependencia y la eficiencia del consumo de recursos pesqueros, es posible determinar que el potencial de competitividad del gremio está altamente determinado por las variaciones que experimenta la denso-dependencia competitiva, no así por la variabilidad en la eficiencia de consumo. Esto puede implicar que la eficiencia de consumo de recursos pesqueros es independiente de la biomasa de competidores tróficos, o bien que la tasa de consumo de los competidores es invariante dentro de los niveles de densidad de biomasa observados. En cualquier caso, la densidad de la biomasa de competidores constituye el principal gatillante de eficiencia competitiva por parte del gremio de depredadores que consumen los recursos pesqueros de la pesca artesanal e industrial. Mientras que la complejidad funcional del ecosistema, tanto en el tamaño espacial como en el número de niveles tróficos determina significativamente la intensidad competitiva de las pesquerías con el gremio de depredadores de los recursos pesqueros.

En términos probabilísticos, nuestros resultados mostraron que el mejor ajuste se logra cuando la denso-dependencia competitiva, la eficiencia de consumo de recursos pesqueros y la complejidad ecosistémica son tratadas como componentes aditivos. En efecto, el modelo aditivo de interacciones pareadas presentó mayores niveles de ponderación de Log-likelihood y AICc que incluso modelos que involucran interacciones más complejas entre variables (Tabla 2). A grandes

rasgos, esta respuesta sugiere la existencia de relaciones de proporcionalidad unidireccionales o invariantes entre las variables estudiadas, y que las posibles interacciones que difieren de la linealidad no sustentan significativamente la predictibilidad de las respuestas. En otras palabras, el mejor ajuste al modelo aditivo de interacciones pareadas determina que no existen relaciones que difieran de, por ejemplo, una relación directa entre el mayor tamaño del ecosistema y la mayor densidad de biomasa de competidores, o que los casos de pequeños ecosistemas con mayor biomasa de competidores no aportan a hacer más compleja la respuesta.

En síntesis, nuestros resultados sugieren que la biomasa de los competidores tróficos es un importante predictor de competencia con las actividades pesqueras. Además, los otáridos no constituyen un factor que, por sí mismo, determinen el potencial competitivo con las actividades pesqueras a escala ecosistémica global. Sin embargo, la eficiencia del consumo de los otáridos constituye un factor que maximiza el desempeño competitivo de los depredadores de recursos pesqueros. Finalmente, el ajuste de un modelo aditivo sugiere que las relaciones monotónicas de proporcionalidad directa entre la complejidad ecosistémica y la densidad-dependencia de competidores, sumado a la eventual invariabilidad de la eficiencia competitiva indica una mayor predictibilidad de la interacción entre los tipos de pesquerías (artesanal o industrial) y la competencia con depredadores de los recursos pesqueros.

Con relación a la composición de la dieta del lobo marino común en base a las fecas, a partir de los resultados alcanzados, se observa para todas las loberas de la zona central del país, que la merluza común (*Merluccius gayi gayi*) es el ítem de mayor relevancia en la dieta, seguida por la anchoveta (*Engraulis ringens*) y el jurel (*Trachurus murphyi*), con presencia de munitidos como el langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y cefalópodos correspondientes como la jibia o calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*) y el calamar Patagónico (*Doryteuthis (Amerigo) gahi*), siendo esta composición similar a la encontrada por diversos autores en cuanto a dieta de lobo marino común para el país (George-Nascimento *et al.* 1985, Sielfeld *et al.* 1997, Aguayo *et al.* 1998, Sepúlveda *et al.* 2016, Sielfeld *et al.* 2018, Sarmiento *et al.* 2020). El análisis de isótopos estables arroja resultados similares, con una dieta compuesta principalmente por especies como el jurel/jibia y la merluza común. Asimismo, y a diferencia de lo arrojado por el análisis de fecas, aparecen como

presas importantes la sierra en la Región de Valparaíso y la merluza de cola en las Regiones de Ñuble y Bío-Bío.

Al comparar los resultados obtenidos con la literatura recopilada, específicamente en composición de dieta mediante análisis de fecas o contenido estomacal, nuestros resultados coinciden con los informados por Aguayo *et al.* (1998,) en donde se identifica a la merluza común y al congrio dorado (*Genyptus blacodes*) como presas principales, indicando también la presencia de moluscos y crustáceos. Asimismo, el estudio de George-Nascimento (1985) identifica a la merluza común como la principal presa consumida por el lobo marino común en la Región del Bio-Bio, lo que concuerda con los resultados encontrados en este estudio.

Sin embargo, nuestros resultados difieren de lo reportado por Hückstädt *et al.* (2007), quienes identificaron al jurel como la principal presa de la dieta del lobo marino común en las Regiones de Ñuble y Bio-Bío. Estas diferencias pueden deberse a que el estudio de Hückstädt *et al.* (2007) está basado mayormente (o quizá exclusivamente) en especímenes machos, que se alimentan mayormente de presas pelágicas. Además, es posible que la estimación de dieta sobreestime la contribución de aquellas presas que son importantes en la pesquería local, ya que gran parte de los individuos estudiados fueron obtenidos por pesca incidental. Asimismo, la alta contribución de jurel en la dieta del LMC en el estudio de Hückstädt *et al.* (2007) puede deberse al fácil acceso a esta presa debido a los descartes de botes y plantas que generan alimento “gratuito” para lobos marinos. En este mismo estudio, la contribución de merluza común varió entre 0 a 8%, cifra muy inferior a lo registrada en este estudio.

Para la zona norte, se informa por Sarmiento *et al.* (2020) que las especies langostino colorado, anchoveta y calamar patagónico son los ítems más predominantes en la dieta del lobo marino común, mientras en la zona sur, las presas de mayor relevancia corresponden a la merluza austral (*Merluccius australis*) y el mote o bacaladillo (*Normanichthys crockeri*) de acuerdo con lo informado por Sepúlveda *et al.* (2016). En este contexto, se observa que la composición de la dieta del lobo marino común en la zona centro posee una estructura mixta entre la zona norte y sur del país, considerando que las merluzas son las presas más frecuentes tal como se describe para la zona sur, con presencia de engráulidos, cefalópodos y múnidos como es indicado en la zona norte.

La presencia de asteroideos señala el comportamiento oportunista y generalista de la especie, siendo parte de la ingesta de presas no convencionales registradas por otros autores como Koen Alonso *et al.* (2000). Cabe destacar que el lobo marino común a través del consumo de depredadores tope dominantes como son los asteroideos está también integrado a los ecosistemas bentónicos costeros (Ortiz, 2008).

En cuanto a las diferencias entre cada lobera y cada año, se pueden considerar como representaciones de las abundancias fluctuantes de las especies presa, causadas por la biología de cada especie, factores climáticos o por cambios en su abundancia como consecuencia del sector extractivo, siendo este último un reflejo de lo observado en cuanto a dieta del lobo marino común, al registrarse en la pesquería demersal centro-sur para la merluza común un aumento en de 22,9 a 25,7 mil t en desembarque desde el año 2019 al año 2020 (SUBPESCA 2020), coincidiendo con el aumento en el IIR de este ítem en la dieta del lobo marino para el sector de Punta Curaumilla y Montemar para estos años, mientras que la anchoveta se observó una disminución en el desembarque registrado de 721,9 a 482,0 mil t desde el año 2019 al 2020 (SUBPESCA 2020), comportándose de igual manera el IIR para el sector del Cobquecura y Montemar, no así para Punta Curaumilla. Se sugiere a futuro considerar otras variables que pudiesen afectar la composición de la dieta, registrándose diferencias en la preferencia de especies presa según sexo o grupo etario (Guerrero *et al.* 2020, influyendo a su vez, el tipo de lobera y la época en las cuales se realiza la recolección de muestras.

En este estudio, tanto en las loberas de Punta Curaumilla, como en Cobquecura y La Isla, los machos presentaron mayor variación en la contribución de cada presa, lo que sugiere que la dieta de machos es más heterogénea que la de las hembras. Un estudio de contenido estomacal de lobos marinos comunes de la costa Atlántica releva que los machos consumen un espectro trófico más amplio que las hembras (Koen Alonso *et al.* 2000). Asimismo, un estudio de ácidos grasos de la grasa del lobo marino común del norte y sur de Chile revelan que los machos poseen una composición de ácidos grasos única, que se diferencia de la de sus contrapartes, mientras que las hembras poseen una composición más parecida entre sí. Esto sugiere que los machos tienen un nicho trófico más amplio que las hembras, donde cada individuo macho, tiene una dieta única que no se iguala a la de otros machos (Guerrero *et al.*, 2020).

Las diferencias en la relevancia de las presas entre los análisis de fecas y de isótopos estables se puede explicar por las limitaciones que posee el análisis de fecas al considerar los niveles de degradación causado por la digestión, pudiendo influir o subestimar los resultados obtenidos. Por ello, es importante que estudios de dieta complementen, tal como fue realizado en este estudio, diferentes metodologías, como es el análisis de fecas e isótopos estables.

Con relación a la composición de la dieta del lobo marino común en base a isótopos, se tomó muestras de piel con un dardo disparado mediante un rifle calibre 22. Al respecto, la literatura especializada indica que la biopsia remota causa perturbaciones mínimas tanto al animal objetivo como al grupo. La mayoría de los estudios de biopsia remota sobre cetáceos pequeños indica que la reacción al muestreo es inmediata y breve (<1 minuto), sin efectos conductuales de largo plazo (Weller *et al.*, 1997; Kiszka *et al.*, 2010; Tezanos-Pinto & Baker, 2011). En el caso del lobo marino fino austral (*Arctocephalus australis*), Gemmell & Majluf (1997) indican que esta técnica de muestreo no afecta a los animales en su salud y conducta.

Los modelos desarrollados en este proyecto para representar las tramas tróficas en las que participan las principales especies recurso de las zonas norte, centro-norte, centro-sur y mar interior de la Región de Los Lagos, indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación para la mayoría de los stocks pesqueros de Chile no se debió al lobo marino, sino que a otros predadores en el sistema (ver Objetivo Específico 4). La excepción podría ser el caso de merluza austral o del sur en el mar interior de la región de Los Lagos, donde la mortalidad por depredación del lobo marino común podría ser la principal fuente de mortalidad por predación y su magnitud similar a la mortalidad por pesca. Sin embargo, es necesario recordar que la fracción del stock de merluza del sur que se encuentra en el mar interior es aproximadamente un tercio del stock total. Por lo que la estimación de la mortalidad por predación por lobo marino no aplica al stock completo. Además, la mortalidad por pesca en esta especie puede estar fuertemente subestimada (ver explicación más abajo). Dentro de los otros predadores alimentándose de stocks pesqueros se cuentan aves marinas, cetáceos mayores y menores, y condriictios. Sin embargo, en Chile el conocimiento de los parámetros poblacionales, fisiológicos y ecológicos de estos depredadores (e.g., abundancia, producción, consumo, y composición de la dieta) es escaso a nulo. Considerando lo anterior, la primera recomendación que emerge de este estudio es la necesidad de financiar estudios que

ayuden a cerrar la brecha de conocimiento sobre el rol de estos otros predadores en el ecosistema. Para ello es clave generar estimaciones de abundancia y biomasa, composición de la dieta, tasas de consumo de alimento y de producción. Una vez que esta información básica haya sido obtenida, entonces se podría utilizar los modelos construidos en este proyecto (u otras metodologías costo-efectivas que estén disponibles en el futuro) para revisar y reestimar el impacto (a nivel de especie y para el conjunto de especies predadoras) que estos predadores puedan tener en la dinámica poblacional de especies objetivo.

Sin embargo, se debe considerar que en la mayoría de las especies recurso en Chile – y a falta de mejor información – la mortalidad por pesca se calcula bajo el supuesto que los desembarques oficiales son equivalentes a las capturas (remoción total por pesca). Este supuesto no es robusto, ya que estudios recientes indican que en algunas especies (e.g., merluza común y merluza del sur) la captura real superaría varias veces los desembarques (Arancibia *et al.*, 2017; Tascheri, 2018). Entonces, es verosímil pensar que la mortalidad por pesca en la mayoría de los stocks pesqueros en Chile está fuertemente subestimada. Por lo tanto, junto con avanzar en estimar correctamente la mortalidad por depredación se requiere estudios que estimen la captura y mortalidad por pesca reales en las especies objetivo. Lo anterior es importante, ya que si se subestima la mortalidad por pesca entonces la mortalidad no explicada se traspasa a la mortalidad natural llevando a conclusiones erróneas sobre el efecto de la depredación sobre la dinámica y estatus de especies presa. Un ejemplo de lo anterior es el caso del colapso y falta de recuperación en la merluza común (*Merluccius gayi*) en Chile centro-sur (Gatica *et al.*, 2015) y el efecto atribuido a la depredación por jibia (*Dosidicus gigas*). El modelo de evaluación de stock consideraba que los desembarques oficiales correspondían a la remoción total por pesca (Tascheri, 2019). Como consecuencia el modelo habría subestimado la mortalidad por pesca y la mortalidad residual que el modelo no podía explicar se traspasaba a un componente de mortalidad natural atribuido a la jibia. Sin embargo, Arancibia & Neira (2008) y Neira & Arancibia (2014), usando un modelo con interacciones ecológicas, indicaron que la depredación por jibia no sería la principal causa del colapso de merluza, sino que sería la sobrepesca. En los últimos años se ha evaluado el efecto de considerar en el modelo de evaluación de stock una estimación de captura en lugar de los desembarques. El resultado es que la mortalidad por pesca sería más importante que el impacto de la depredación por jibia (Tascheri, 2019).

Estudios de interacción trófica que involucran predadores similares del lobo marino común y recursos pesqueros indican que, por ejemplo, la remoción total por depredación de arenque no fue importante en relación con el tamaño del stock explotable, indicando que la mortalidad por depredación no fue una fuente importante de mortalidad para esta especie (Livingstone, 1993). Por otro lado, la depredación de pollock por mamíferos marinos y aves fue pequeña comparada con el canibalismo en esa especie (Livingstone, 1993). Estudios más recientes indican que es poco probable que la depredación de los peces por las focas grises y comunes dañe las pesquerías de arrastre en las aguas del suroeste de Irlanda (Houle *et al.*, 2016). Esta conclusión difiere de las obtenidas por estudios basados en modelos de otros sistemas del Atlántico norte, lo que demuestra la necesidad de información específica de cada ecosistema a la hora de abordar estos conflictos. En los sistemas con escasa superposición de nichos entre focas y pesquerías, los dos efectos estarían desacoplados dejando la presión pesquera como el determinante más importante del estado (status) de la población de peces objetivo.

En todos los ecosistemas modelados la disminución de biomasa de LMC fue compensada por el aumento de biomasa de algún predador competidor. Además, se observa que en los ecosistemas de la zona centro sur y mar interior de Chiloé la disminución de biomasa de LMC provocó una fuerte disminución de la biomasa de los recursos pelágicos. Sólo en el mar interior de Chiloé la explotación de LMC conduciría a un aumento leve de la biomasa de merluza del sur adultos. Sin embargo, este aumento (~15%) se produciría sólo si la población de lobos se reduce por sobre el 50%. Además, la simulación consideró proyectar la biomasa de merluza austral con una mortalidad por pesca que está probablemente subestimada. Esto podría sobrestimar la respuesta de esta especie ante la disminución del LMC.

En la zona norte y centro-norte, la simulación de escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC no mostraron efectos sobre la biomasa de las especies objetivo, pero sí afectaron de manera positiva la biomasa de orcas, lo que indica que estas últimas se estarían comportando como un competidor de LMC más que un predador. La disminución de biomasa de anchoveta afecta de la misma manera tanto a la biomasa de LMC como a otros depredadores.

En la zona centro sur la disminución de biomasa de LMC tiene un fuerte impacto positivo sobre la biomasa de orcas, que actúa como principal competidor, lo que disminuye drásticamente las biomásas de los stocks de peces pelágicos y demersales, así como también disminuye la biomasa de otros predadores como aves marinas y delfines. Frente a escenarios de mortalidad por pesca sobre LMC también se observó un leve aumento en los indicadores $TL_{community}$, TL_{land} , Pp y T , lo que se debe a un aumento desproporcionado de biomasa de congrio negro en las simulaciones. Este efecto se debe probablemente a un artefacto del modelo, en el cual el nivel de información de la dinámica poblacional del congrio negro es bajo y sus niveles de abundancia son desconocidos (Tabla 43), por lo que la biomasa se estima dentro del mismo modelo considerando que es depredado casi exclusivamente por LMC (Tabla 32 y Tabla 33). Por otro lado, sólo los escenarios de cambio en la mortalidad por pesca de jurel y sardina común tienen efectos relevantes sobre las biomásas de los otros recursos pesqueros y predadores, y sólo los cambios de biomasa de sardina común tiene impactos sobre la biomasa de LMC.

En el mar interior de Chiloé la mortalidad por pesca sobre LMC provocó un aumento de la biomasa de aves y orcas. Sin embargo, disminuye la biomasa de sardina austral. Al igual que en la zona centro sur, en los escenarios de F sobre LMC se observó un aumento en los indicadores $TL_{community}$, Pp y T . Esto se debe a un aumento desproporcionado de biomasa de salmón en las simulaciones. Al igual que en el caso del congrio negro en la zona centro sur, este efecto se puede deber a un artefacto del modelo debido a la falta de información sobre el grupo salmón (Tabla 43). Por otro lado, los escenarios de cambio en la mortalidad por pesca de merluza del sur no mostraron impactos sobre la biomasa de LMC y los otros grupos funcionales del sistema.

Los modelos EwE indicaron que en los principales stocks explotados la mortalidad por depredación (M_2), y posiblemente la mortalidad natural (M), sería variable entre años y entre edades. Sin embargo, los enfoques de evaluación de stock tradicionales consideran M como un valor constante entre años y edades. Varios estudios indican los efectos de no modelar correctamente la mortalidad natural en poblaciones explotadas. Por ejemplo, Hollowed *et al.* (2010) usaron un modelo de evaluación de stock de captura a la edad que incluyó la mortalidad por depredación a la evaluación del walleye pollock del Golfo de Alaska (*Theragra chalcogramma*). El modelo consideró los siguientes depredadores: lenguado diente de flecha (*Atheresthes estomias*), el Pacific halibut

(*Hippoglossus stenolepis*), y el lobo marino de Steller (*Eumetopias jubatus*). El efecto de estos depredadores se examinó definiendo la mortalidad por depredación como un tipo de pesquería. El modelo se utilizó para cuantificar los cambios en el ajuste a datos de cruceros, pesquerías y depredadores cuando se relaja el supuesto de mortalidad natural constante. Más específicamente, se examinó el efecto de los supuestos con respecto a la respuesta funcional alimentaria, la mortalidad natural residual, y la incertidumbre en la biomasa de depredadores en la evaluación de stock. Los autores indican que las tasas de mortalidad natural (incluyendo la depredación) tienden a ser mayores que las estimadas desde las características de la historia de vida del stock. Los modelos que no toman en cuenta la incertidumbre en la mortalidad natural subestiman hasta en 20% la incertidumbre en la biomasa del stock. Estos resultados indican que los estimados de selectividad del crucero, datos adicionales de los hábitos alimentarios, y estimaciones de las respuestas de alimentación de los predadores ante distintas densidades de presas son piezas importantes para mejorar la capacidad de desarrollar modelos de evaluación de stock que aborden la componente ecosistémica (Hollowed *et al.*, 2010).

En otro estudio, Moustahfid *et al.* (2009) observaron que los resultados de un modelo de evaluación de stock de caballa del Atlántico (*Scomber scombrus*) cambian notoriamente con la incorporación de la depredación. Por ejemplo, la versión del modelo que no incluyó las tasas de depredación subestimó la magnitud y la incertidumbre de la biomasa desovante (SSB) y el reclutamiento. Además, las tasas de mortalidad por depredación variaron a lo largo del tiempo y fueron más altas para los individuos más jóvenes. La mortalidad por depredación fue más alta que la mortalidad por pesca para los peces de 1 año de edad, aproximadamente igual para los de 2 años, y más baja para los peces de más edad (≥ 3 años). Otro resultado relevante fue que los puntos biológicos de referencia para el stock de la caballa del Atlántico difieren considerablemente cuando se incluye la mortalidad por depredación. Por ejemplo, la biomasa desovante en el rendimiento máximo sostenido (SSB_{MSY}) fue más del doble en el modelo que incorporó la depredación comparado con el que no la consideró.

El estudio de Gaichas *et al.* (2010) es otro buen ejemplo del impacto de considerar explícitamente la mortalidad por depredación en la dinámica de poblaciones explotadas. Estos autores utilizaron resultados de un modelo de trama trófica para informar resultados de evaluación de stock de

mortalidad y producción para un manejo pesquero basado en el ecosistema en el Golfo de Alaska en EE.UU. El análisis de las relaciones tróficas de las especies de importancia comercial mejora la administración pesquera al identificar fuentes de variabilidad en la mortalidad y la producción que no se incluyen en los enfoques de evaluaciones de stock monoespecíficas tradicionales. Los autores evaluaron las relaciones entre especies en el gran ecosistema marino de la costa del Golfo de Alaska usando un modelo de balance de masa, cuyo foco fueron las relaciones de la trama trófica para cuatro especies: El Pacífico halibut (*Hippoglossus stenolepis*), la raya de nariz larga (*Raja rhina*), el walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) y los calamares (orden Teuthoidea). Para cada una de estas especies, se estimó su posición en la red trófica, luego se evaluó la mortalidad por pesca en relación con la mortalidad por depredación, y finalmente se evaluó la composición de la dieta de las especies. Los autores reportan que las especies de alto nivel trófico ya sean comercialmente valiosas (halibut) o capturadas incidentalmente (rayas), tienen patrones de mortalidad consistentes con los supuestos de evaluación monoespecífica, donde la mortalidad por pesca domina la mortalidad natural. Sin embargo, las evaluaciones de especies de nivel trófico medio y comercialmente valiosas (pollock) o capturadas incidentalmente (calamares) pueden mejorarse al incluir información de depredación derivada de la trama trófica. Esto porque la mortalidad por pesca fue pequeña en comparación con la mortalidad por depredación, que fue alta y variable. Los autores indican que las relaciones de la trama trófica podrían sugerir cómo la producción de especies puede cambiar con la composición de la dieta o la disponibilidad de presas.

Basado en lo anterior, la segunda recomendación de este estudio es la necesidad de evaluar los impactos de la mortalidad natural (M) variable sobre la dinámica de stocks donde la mortalidad por depredación resultó relativamente alta y/o de magnitud similar a la mortalidad por pesca.

La cuestión de las agregaciones de peces a corto plazo afectadas por concentraciones de depredadores es motivo de especial preocupación, ya que puede conducir a una mortalidad por depredación depensatoria, es decir, una mayor mortalidad por depredación a medida que disminuye el tamaño de la población. En las costas de British Columbia, Canadá, existen indicios de este mecanismo para varias poblaciones, a saber:

- Las migraciones de retorno del salmón Sockeye cruzan zonas con concentraciones actuales de leones marinos de Steller muy superiores a las de antaño, y la disminución observada en el salmón Sockeye que regresa al río de desove principal, el río Fraser, puede explicarse por el aumento de la depredación por parte de los leones marinos de Steller (Walters *et al.*, 2020). La situación se ve agravada por la falta de datos sobre la dieta del león marino de Steller durante el período en el que el salmón Sockeye pasa cerca de las agregaciones de lobos marinos, lo que indica la necesidad de anticiparse a esta interacción y realizar un muestreo específico para los datos de la dieta.
- Hay cinco poblaciones importantes de arenque en Columbia Británica, todas las cuales colapsaron luego de una fuerte sobreexplotación en la década de 1960. Todas las poblaciones se recuperaron, pero luego tres volvieron a colapsar pese al menor impacto de la pesca. Las evaluaciones muestran un patrón de variación depensatoria en la mortalidad natural dentro de las poblaciones, con una mayor mortalidad en tamaños de población más bajos y una fuerte divergencia entre las poblaciones. Se desconocen las causas de la divergencia, pero un estudio reciente (Christensen *et al.*, data no publicada) apunta a la depredación depensatoria de los leones marinos de Steller como una explicación plausible. Las estimaciones del consumo de leones marinos de Steller durante la temporada de desove del arenque, cuando los peces son particularmente vulnerables a la depredación, apoyan esta hipótesis.
- El eulachon (*Thaleichthys pacificus*) es un pequeño pelágico de alto contenido energético y una especie icónica en Columbia Británica, cuyo estado de conservación es amenazado. La abundancia de juveniles de eulachon en las zonas de cría en alta mar no ha mostrado una disminución importante, mientras que la abundancia en los ríos donde los adultos migran para desovar sí lo ha hecho. Una explicación plausible de este patrón es la alta mortalidad por depredación en los cardúmenes de eulachon por agregaciones de pinnípedos. Al parecer, no habría otras explicaciones plausibles para explicar las disminuciones de esta especie (Dr. Villy Christensen, Universidad de British Columbia, Canadá, comunicación personal).

En conclusión, el tema del impacto de los pinnípedos en las agregaciones de peces (ya sea para la migración y o en el desove) es importante y puede necesitar una atención especial en los programas de muestreo.

Desde fines del siglo pasado existe un debate en ecología sobre la dinámica de la abundancia de poblaciones (incluidas las explotadas). La filosofía de manejo de pesquerías fue influida por la visión que daba importancia a la pesca por sobre el ambiente. Hoy en día, la acumulación de series de datos más largas y las teorías que buscan relacionar la regulación de la población con la ordenación pesquera cambiaron desde una sola especie, a múltiples especies y luego a consideraciones del ecosistema general (Schweigert *et al.*, 2010). Así, existen varios factores que pueden regular la dinámica (colapso y recuperación) de poblaciones explotadas, entre los que están la pesca y depredación, la disponibilidad de alimentos, el forzamiento climático, y las interacciones ecosistémicas más complejas. De hecho, la importancia relativa de la depredación (control top-down) frente a la oferta de alimentos (control bottom-up) en la regulación de los ecosistemas puede ser una función de la latitud y complejidad del sistema (Cury *et al.*, 2008).

La dinámica de la recuperación de una población sobreexplotada es probablemente específica de la especie y del ecosistema, y puede depender del grado de perturbación y del efecto de otras especies sobre las especies objetivo agotadas. Comprender las interacciones del ecosistema depende de la calidad y cantidad de datos disponibles para los distintos componentes. Por ejemplo, Schweigert *et al.*, (2010) indican que, aunque la zona WCVI de la costa de Columbia Británica es una de las más estudiadas en Canadá, les resultó extremadamente difícil sintetizar la información disponible incluso en los principales depredadores. En este caso, los autores proponen que la dinámica de recuperación en especies como el arenque debería ser rápida, ya que esta especie es capaz de producir una gran cantidad de descendientes durante períodos favorables sobrepasando a sus predadores. Sin embargo, la recuperación exitosa requiere además una alimentación adecuada, recursos para apoyar el crecimiento y una comunidad de depredadores limitada. Por lo tanto, aunque los administradores pueden limitar la pesca, controlar los recursos alimentarios y la abundancia de depredadores no es factible o es muy difícil. Además, cualquier cambio en el ecosistema puede presentar un factor estresante en el nicho de la población objetivo.

En las costas de Chile, a diferencia de lo que parece ocurrir en otras latitudes, la población de lobo marino común se ha mantenido estable en las últimas décadas. Por otro lado, un porcentaje alto de

las pesquerías que se manejan con cuotas se encuentran en situación sobrepesca e incluso colapso (https://www.subpesca.cl/portal/618/articles-110503_recurso_1.pdf).

En los stocks más importantes de Chile, la mortalidad por depredación por lobos marinos (y la mortalidad total por depredación) fue mucho menor (normalmente un orden de magnitud) que la mortalidad por pesca. La excepción podría ser el caso de merluza austral en el mar interior de Los Lagos, ya discutida más arriba. Además, los impactos ecológicos relacionados con los cambios en la biomasa de los lobos marinos no son lineales y pueden ser contraintuitivos e incluso contraproducentes. Por ejemplo, la simulación de la disminución de la biomasa del LMC no generó más biomasa de especies de recurso. Por el contrario, la disminución de la biomasa del lobo marino podría disminuir la biomasa de algunas especies objetivo. Esto se debe a que algunos otros predadores (e.g., aves marinas, orcas, lobo fino, tiburones) podrían aumentar su biomasa y consumo en ausencia de un competidor como el lobo marino.

Estos resultados son similares a lo reportado por Li et al. (2010) quienes concluyen que eliminar las focas de puerto (harbour seal *Phoca vitulina*) del Estrecho de Georgia (Costa Oeste de Canadá) no resultaría en mejores pesquerías o una mayor abundancia de poblaciones de peces. De hecho, la biomasa total de peces o la biomasa total de peces explotables podría disminuir en aproximadamente un tercio si se eliminan las focas. Contrario a la percepción de sacrificar mamíferos marinos para aumentar las pesquerías, la presencia de focas de puerto podría aumentar la abundancia general de poblaciones de peces explotables en el ecosistema del Estrecho de Georgia donde las focas y las pesquerías compiten directamente. En los ecosistemas marinos explotados, la complejidad de la trama trófica resulta en que las pesquerías no necesariamente aumentan con la eliminación de los principales depredadores (Yodzis, 2001). La razón fundamental es que el arenque se ve beneficiado por la depredación que realizan las focas sobre los depredadores y competidores del arenque, lo que genera un impacto general positivo de las focas en el arenque. Esto es consistente con el ecosistema del norte del Golfo de San Lorenzo (Costa Este de Canadá) donde los depredadores topos tuvieron un impacto negativo en su presa dominante, los peces de alto nivel trófico, pero un efecto positivo indirecto en la presa de su presa preferida como el plaice (*Pleuronectes platessa*) (Morissette et al., 2006).

Trzcinski (2020) indica que existe un debate sobre los conceptos de depredación aditiva y compensatoria. La primera implica que cada fuente de mortalidad a lo largo de la historia de vida de un organismo se puede sumar para igualar la mortalidad total. La segunda se refiere a que si se elimina una fuente de mortalidad, entonces la mortalidad total permanecerá sin disminuir porque aumentaría la mortalidad de otra fuente. La depredación puede no ser aditiva, y el grado en que existe compensación puede afectar el resultado de los esfuerzos de manejo. Demostrar científicamente si la depredación es aditiva o compensatoria no es fácil. Respecto del caso de los salmónidos, Trzcinski (2020) indica que, aunque los impactos de la depredación en los salmónidos son importantes, la depredación es solo una de las muchas hipótesis sobre las causas de la disminución del salmón.

Lessard *et al.* (2005) llegaron a una conclusión similar con respecto al efecto de un sacrificio de focas en el Estrecho de Georgia. Si bien descubrieron que la abundancia de salmón chinook y coho podría aumentar a corto plazo, es posible que en el largo plazo esto no ocurra debido a la mortalidad compensatoria derivada del aumento de la depredación ejercida por la merluza. Los autores indican que este resultado depende en gran medida del supuesto sobre la contribución del salmón a la dieta de las focas y la merluza. Los autores recomiendan que la aplicación de una opción de manejo como el sacrificio de focas debe acompañarse de i) un seguimiento estricto y ii) un diseño de manejo adaptativo hasta que se comprendan mejor los riesgos inherentes a la manipulación de la abundancia de especies.

En Chile, la explotación de lobos marinos está prohibida través de una veda que se renueva periódicamente. La última renovación se llevó a cabo este año y se extiende por 10 años a contar del 27 de enero de 2021. Los resultados de este estudio apoyan la medida de veda y que la población de lobos marinos se regule naturalmente en lugar de eliminar a los individuos como una forma de aumentar la biomasa y las capturas de las poblaciones de peces. Los resultados indican que en las costas de Chile los lobos marinos no habría aumentado tanto desde que se detuvo su caza (como sí ha ocurrido en otros sistemas) como para tener un impacto significativo en las poblaciones de peces objetivo. Esta situación puede cambiar si la población de lobos marinos (junto con los lobos finos y otros depredadores) aumenta hasta su capacidad de carga. Para evaluar esto, una

recomendación importante es mantener el monitoreo regular continuo de las poblaciones de depredadores a lo largo de la costa de Chile.

Por otro lado, la aplicación de una opción de manejo como el sacrificio de predadores como el lobo marino debe acompañarse de un seguimiento estricto de la medida y de un diseño de manejo adaptativo, al menos hasta que se comprendan mejor los riesgos inherentes a la manipulación de la abundancia de esta especie. El seguimiento estricto del sacrificio puede ser un problema, de hecho, existe una mortalidad conocida, pero aún no estimada, de leones marinos causada por humanos (Anelio Aguayo comunicación personal durante los talleres con expertos). Esta mortalidad podría ser la causa que explique por qué estos predadores no habrían alcanzado su capacidad de carga (Dr. Villy Christensen, comunicación personal).

Por ejemplo, Trzcinski (2020) Sintetiza los resultados de un taller binacional Canadá-EEUU enfocado en el conocimiento científico sobre la dinámica de la población y las preferencias alimentarias de las focas de puerto, los leones marinos de Steller y los leones marinos de California, y sus impactos en el salmón en el mar de Salish. Al taller asistieron 75 participantes, incluyendo representantes de Tribus de Primeras Naciones, de la industria pesquera, y organizaciones sin fines de lucro, así como científicos de agencias reguladoras y universidades locales y federales. En el taller se concluyó que cualquier acción (letal, no letal) de control de las poblaciones de estos mamíferos marinos debía contar con un Plan de acción, cuyos componentes son los siguientes:

1. Un conjunto claro de objetivos, incluyendo
 - a. La magnitud de la perturbación
 - b. La duración
 - c. Las consecuencias esperadas
 - d. Las consecuencias no esperadas o involuntarias
 - e. Hitos y regla de control
 - f. Medidas definidas de éxito y fracaso
2. Un resumen detallado del estado del arte y del conocimiento científico
3. Un programa de monitoreo efectivo del ecosistema
4. Una explicación detallada de la implementación, incluyendo procedimientos logísticos
5. Una evaluación socio-económica

6. Consulta con comunidades indígenas y grupos de interés
7. Un presupuesto de costos estimados
8. Una evaluación completa de la incertidumbre y del riesgo

El manejo adaptativo ha sido ampliamente recomendado como una forma de lidiar con la incertidumbre extrema en la toma de decisiones ambientales y de recursos naturales. El concepto central del manejo adaptativo es que las opciones políticas deben tratarse como experimentos deliberados a gran escala. Por tanto, la elección de políticas pesqueras debería tratarse, al menos en parte, como un problema de diseño científico experimental. Walters (2007) analiza más de 100 estudios de casos en los que se intentó aplicar el manejo adaptativo. La mayoría de estos casos no fueron exitosos porque i) nunca se implementó un programa de manejo experimental (la mayoría de los casos), y ii) en los pocos casos en que sí hubo programa experimental, se observaron serios problemas con los programas de monitoreo. La mayoría de estos casos fallidos se pueden atribuir a tres problemas institucionales principales: i) falta de recursos de gestión para el seguimiento ampliado necesario para llevar a cabo experimentos a gran escala; ii) falta de voluntad de los responsables de la toma de decisiones para admitir y aceptar la incertidumbre al tomar decisiones políticas; y iii) falta de liderazgo en forma de personas dispuestas a hacer todo el trabajo necesario para planificar e implementar programas de gestión nuevos y complejos.

Los resultados de M2 por lobo marino común (LMC) y su comparación con otras fuentes de mortalidad en los stocks estudiados están influidos por los parámetros de entrada y el desempeño de los modelos dinámicos de cada zona de estudio. Los parámetros (biomasa, consumo, producción y dietas, y series de tiempo de biomasa, desembarques) para LMC y los stocks pesqueros poseen incertidumbre, pero son la mejor información disponible. Más allá de la bondad ajuste, los modelos replicaron la magnitud y tendencia de las series disponibles para LMC (biomasa) y stocks pesqueros (biomasa y desembarques). Esto respalda las conclusiones sobre M2 causada por LMC y la mortalidad por pesca en stocks. Sí se requiere reducir la incertidumbre en: i) El papel de la depredación de otros predadores sin información de biomasa, producción, consumo y dietas; y ii) la magnitud real de la mortalidad por pesca en algunos stocks, ya que la captura que puede ser muy superior a los desembarques. De ahí que se recomienda avanzar en cerrar estas brechas.

6. Conclusiones

- La interacción operacional entre lobos marinos (y depredadores como aves, cetáceos mayores y menores, focas, reptiles y tiburones) con la pesca es un fenómeno mundial. Los otáridos y cetáceos presentan mayor interacción con pesca y acuicultura, pero también mayor mortalidad incidental. Las tasas de consumo de especies recurso varía entre predadores (lobos >> cetáceos > aves), pero la remoción que generan sobre los recursos pesqueros es marginal comparada con las capturas.
- El análisis de fecas indicó que para el período 2019-2020, las presas más importantes en la dieta del lobo marino común en la zona central (regiones de Valparaíso, Ñuble y Biobío) fueron merluza común, anchoveta y jurel. Sin embargo, también se observó la presencia de calamar patagónico, jibia o calamar de Humboldt, y langostino colorado. Se destaca la presencia de asteroideos como un nuevo ítem alimentario para el lobo marino común.
- El análisis de isótopos estables indicó que para el período 2019-2020, las presas más relevantes en la dieta del lobo marino común en la zona central (regiones de Valparaíso, Ñuble y Biobío) fueron el grupo funcional jurel/jibia, sierra, merluza común, y merluza de cola. Tanto machos como hembras mostraron una composición similar de la dieta.
- El grado de solapamiento de la dieta del lobo marino común comparado con las capturas de las pesquerías de cerco y la flota de arrastre, por separado, fue bajo. Considerando ambas flotas, tanto para la Región de Valparaíso como la Región del BioBío, el grado de solapamiento fue medio, siendo levemente mayor en la región del BioBío para la flota de cerco y levemente mayor en la Región de Valparaíso para la flota de arrastre.
- Los modelos Ecológicos construidos para las áreas de estudio usando Ecopath with Ecosim indicaron que: i) El lobo marino común es uno de los muchos depredadores que se alimentan de los recursos pesqueros que sustentan las pesquerías en el norte, centro y sur de Chile; ii) La principal fuente de mortalidad por depredación (M2) de las

poblaciones de peces no sería generada por el lobo marino común, sino que por otros depredadores del sistema; iii) En los stocks más importantes, M2 por lobo marino común (y probablemente M2 total) fue variable tanto en años como en grupos de edad / tamaño, pero fue baja (normalmente un orden de magnitud) en comparación con la mortalidad por pesca.

- La simulaciones realizadas con Ecopath with Ecosim para las áreas de estudio indicaron que: i) cambios moderados e intensos en la abundancia/biomasa de lobo marino común parecen menos importantes a nivel del ecosistema que cambios en la captura (mortalidad por pesca) en stocks pesqueros claves; ii) los impactos tróficos indirectos que resultan de la disminución de la biomasa del lobo marino común en las áreas de estudio serían más importantes, menos intuitivos e incluso contraproducentes comparados con los impactos tróficos directos (i.e., la disminución de la biomasa de este predador no resultó en aumento en la biomasa y captura de stocks pesqueros, sino que en aumento en la biomasa de otros depredadores que compiten con el lobo marino común).
- La información presentada en este estudio es la mejor información científica disponible a la fecha e indica que no existen razones ecológicas o de manejo para aplicar acciones letales para controlar la población de lobo marino. Esto porque su contribución a la mortalidad en especies recurso es poco importante comparada con la mortalidad que ejercerían otros predadores y la pesquería, que es la principal fuente de mortalidad. Sí se recomienda evaluar el efecto de mortalidad natural variable en los stocks que mostraron una mortalidad por depredación importante, así como continuar y expandir el monitoreo de las poblaciones de depredadores marinos incluyendo información de su dieta.

7. Talleres

7.1. 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 08 de julio de 2019. Se adjunta Acta.

**ACTA REUNION INICIAL COORDINACION
PROYECTO FIPA 2018-55**

**“EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL LOBO MARINO COMÚN EN LA
MORTALIDAD NATURAL DE LAS ESPECIES OBJETIVO DE LAS PESQUERÍAS
CHILENAS”**

Lunes 08 de Julio de 2019

1. **Fecha :** 08 de Julio de 2019
2. **Lugar:** Sala de Reuniones del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Bellavista 168 piso 21, Valparaíso.
3. **Participantes:**

Nombre	Institución
Luis Carroza	Fondo Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA)
Jorge Guerra	Sectorialista Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Sergio Neira	Jefe Proyecto (Universidad de Concepción)
Maritza Sepúlveda	Investigador proyecto (Universidad de Valparaíso)
Héctor Pavés	Investigador proyecto (Universidad Santo Tomás, Osorno, vía Skype)
Alicia Guerrero	Investigador proyecto

4. Contenido de la reunión

La reunión se inició alrededor de las 09:30 horas con los saludos protocolares de rigor. La Tabla de temas propuesta para la reunión fue la siguiente:

- Bienvenida (9:30 a 9:45). S. Neira + Contraparte SSPA + FIPA
- Presentación OTE UdeC (9:45 a 10:45). S. Neira, M. Sepúlveda y H. Pavés
- Discusión, acuerdos y cierre (10:45 a 11:00)

Acordada la tabla, el jefe de Proyecto procedió a realizar una presentación audiovisual para guiar la discusión. Se abordó tres secciones principales, a saber: Objetivo General, Objetivos Específicos, Aspectos Metodológicos de la Oferta Técnica de la UdeC, y comentarios del revisor anónimo.

Presentación OTE UdeC

El Jefe de proyecto, Dr. Neira, realiza una presentación del proyecto apoyado con una presentación PowerPoint, dando a conocer el equipo de trabajo, el contexto y justificación de este estudio. Los detalles se encuentran en el documento Oferta Técnica. El Sr. Guerra consulta si la comparación entre la remoción de biomasa realizada por LMC y las pesquerías realizadas en el proyecto FIPA anterior fueron corregidas considerando las estadísticas pesqueras del mismo período. Esto, ya que se habían considerado estadísticas de desembarque que no correspondían a los mismos años en los cuales se hizo el estudio de dieta del LMC. Se explica que se realizó la corrección y que las proporciones no cambian notoriamente.

El Sr. Guerra comenta la relevancia del proyecto FIPA 2018-55 para la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPyA). Comenta de una serie de mitos y prejuicios que influyen en las políticas públicas (lobo marino como “plaga”, “sobrepoblación” de lobo marino, depredador que “se come todo”) y propone coordinación sobre la calidad, cantidad, y modo de comunicar los resultados. Que este proyecto entregue a la SSPyA argumentos y aproveche la fuerte línea de información que se han generado este año por los proyectos de lobos marinos.

El Sr. Guerra comenta también que la sobreexplotación de pesquerías y que la interacción de lobos marinos habría aumentado. Entonces, la consulta es si hay sobreexplotación porque los lobos habrían aumentado. La Dra. Sepúlveda corrobora lo señalado por el Sr. Guerra, indicando que un estudio en la región de Valparaíso habría demostrado un aumento de la interacción en años recientes producto probablemente de una disminución de los stocks. Además, se menciona que la afirmación que la salmonicultura habría ocasionado un aumento de lobos marinos se debe dilucidar.

En su presentación el Dr. Sergio Neira menciona que en el contexto actual ya no parece factible solicitar cuotas de capturas de LMC. El Sr. Guerra recalca que eso puede ser un mito, ya que si sería posible dar una cuota en la medida que no supere el PBR.

En referencia al Objetivo Específico 1, en el cual se menciona incorporar en la revisión bibliográfica a otros depredadores, el Sr. Guerra menciona que sería interesante saber cuánto consumen otros depredadores, como delfines, que eventualmente podrían consumir incluso más que los lobos. Pese a lo anterior, será poco probable que se lleguen a solicitar cuotas de delfines (es un “ladrón” que no se ve).

El Sr. Guerra recomienda incorporar en los antecedentes las experiencias de otros países derivadas de acciones de “culling” mamíferos marinos y sus repercusiones en otras especies. Se discute que las relaciones tróficas entre especies son complejas, y que no es posible afirmar que una remoción de LMC ocasionaría necesariamente un incremento en las pesquerías.

El Sr. Carroza consulta sobre el alcance del proyecto, en cuanto a las pesquerías involucradas, ya que esta definición es importante para dar el norte del proyecto. El Dr. Neira menciona que estas pesquerías están definidas ya en el proyecto. Y que además se incluirán otras pesquerías que ya son parte de los modelos que ya se han construidos de proyectos previos.

La Dra. Sepúlveda presenta un resumen de la metodología y actividades que se llevarán a cabo en el marco del OE 2. El Sr. Guerra destaca que tenemos que solicitar una Pesca de Investigación; que se haga desde ya por tiempos. Se incluya lobos y sus presas. Se discute sobre los métodos de obtención de presas (compra en caletas, utilizar redes, caña de pescar). Se discute además que en la región del Biobío ya tenemos más conocimiento de lo que ocurre con la dieta, pero en la región de Valparaíso casi no hay conocimiento por falta de estudios.

El Sr. Guerra consulta sobre la posibilidad que la técnica de isótopos estables pueda diferenciar entre presas. La Dra. Sepúlveda aclara que las fecas permiten identificar las presas hasta el nivel de especies, pero que en caso de que esto no se pueda realizar se trabajará a nivel de grupos

funcionales. El Sr. Guerra solicita se hagan por especies debido a que los pescadores no les sirve que sean grupos funcionales.

El Sr. Carroza consulta sobre el “perfil” de lobos, es decir las clases de edad. Se explica que obtendrá muestras de todas las clases de edad para tener una estimación más detallada del consumo.

En referencia al OE 4, El Sr. Guerra consulta si es posible hacer una especie de aplicación, donde se pueda “jugar” con las abundancias de depredadores y se vea que pasa con las presas. El Dr. Neira menciona que, si bien esto no está comprometido, es posible generar visualizaciones y el Programa COPAS Sur-Austral está trabajando en representaciones gráficas de este tipo de simulaciones bajo el enfoque ecosistémico.

En relación al Taller 2, el Sr. Guerra consulta si para el día 2 será necesario tener un facilitador, que sistematice todas las opiniones (y evitar la monopolización de quien “grita más fuerte”), y que ayude a generar una buena dinámica. La consulta se refiere a que a veces estos talleres se entrampan si no son bien llevados por un moderador con experiencia. Se propone que eso se vea en detalle con la contraparte cuando corresponda.

El Dr. Neira aclara que, en virtud de los tiempos, es posible que no se cuente con todos los resultados de dieta del LMC para los modelos. En ese caso se utilizará información previa de otros proyectos, para poder correr los modelos, los que hacia el final del proyecto se ajustarán con los resultados actuales.

Sr. Guerra menciona que, aunque no está en el proyecto, es importante considerar al lobo fino austral. El Dr. Neira menciona que esta especie sí está en los modelos del sur como grupo funcional, y que dependiendo de la información que se colecte se podría también separar este grupo funcional en grupos de edad.

El Dr. Neira proyecta los comentarios y sugerencias realizadas por el revisor anónimo a la propuesta técnica aprobada. En referencia al método de muestreo de lobos, se sugiere obtener, en lo posible, permisos de bioética en la universidad.

El Sr. Carroza consulta sobre la fecha del taller metodológico 1, que si puede “jugarnos en contra” ya que las Universidades normalmente tienen cierre académico en el mes de febrero. Se indica que eventualmente se podría solicitar una trasladar el taller hacia fines de marzo, dependiendo de cómo evolucione el proyecto.

El Dr. Pavés consulta sobre si SSPyA puede aportar o gestionar información de biomásas de pesquerías que puedan ayudar a calibrar los modelos, provenientes de distintas instituciones científicas pesqueras o asociadas (IFOP, INPESCA, INTESAL, Universidad/ Centros que este realizando proyectos asociados). El Dr. Neira menciona que se solicitará la data a través de una carta dirigida al FIPA y consensuada previamente con SSPyA.

El Sr. Carroza aclara que, en cuanto a solicitud a privados, por ej. INTESAL, donde SSPyA no tiene injerencias, la solicitud de data debe ser gestión del propio proyecto con una carta de FIPA que acredite que se está ejecutando el proyecto.

El Sr. Carroza consulta si hay predisposición de quienes manejan las evaluaciones de stocks pesqueros de manejar los parámetros (ej. Mortalidad natural, M). Es decir, sería bueno entender la percepción de los tomadores de decisiones. El Dr. Neira menciona que se invitará a los talleres a colegas que se desempeñan en evaluación de stock (e.g, de IFOP, Universidades, otros institutos) y sectorialistas de SSPyA, de modo de incorporar su visión respecto de cómo incorporar los resultados de este proyecto en la evaluación y administración de pesquerías.

La reunión finalizó a las 11:05 horas.



Universidad de Concepción



Reunión inicial de coordinación Proyecto FIPA 2018-55

Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas

Fecha: 8 de julio 2019

Lugar: Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Bellavista 168, Edificio Centenario, piso 21, Valparaíso

Lista de asistentes

N°	Nombre	Institución	Contacto (email/fono)	Firma
1	Jorge Guerra M	SSPA	jguerra@subpesc.cl	
2	LUIS CARROZA C.	FIPA	Lc12mondo@su.pna.co.cl	
3	Alicia Guerrero	U. Valparaíso	alicia.gu@live.cl	
4	Maritza Sepúlveda	U. de Valparaíso	maritza.sepulveda@cl	
5	Sergio Veloso A.	U. de Concepción	serveloso@udec.cl	
6	Hector Paves	U. Santo Tomás (SKYPE)		
7				
8				
9				
10				

7.2. Taller 2. Primer taller de expertos

Reporte Primer Taller de Expertos Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



**Programa Taller
Proyecto FIPA N° 2018-55
“Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural
de las especies objetivo de las pesquerías chilenas”**

Programa

Lugar	: Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
Fecha	: Viernes 22 de enero de 2021.
Hora	: Desde las 09:30 horas.
Procedimiento	: Ver después de este Programa.

Hora	Título de la presentación y expositor
09:30 - 09:40	Bienvenida e introducción al taller Dr. Sergio Neira
09:40 - 10:00	Depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros a nivel internacional Expositor: Dr. Sergio Neira
10:00 - 10:10	Preguntas
10:10 - 10:30	Actualización de la dieta del lobo marino común en las costas de Chile Expositora: Dra. Maritza Sepúlveda
10:30 - 10:40	Preguntas
10:40 - 11:00	Estructura de modelos ecotróficos para evaluar el efecto de la depredación de lobo marino común sobre especies objetivo de pesquerías chilenas Expositor: Dr. Héctor Pavés
11:00 - 11:10	Preguntas
11:10 - 11:30	Propuesta de escenarios plausibles de cambios en abundancia de lobo marino común y su efecto en pesquerías chilenas Expositor: Dr(c). Ruben Alarcón
11:30 - 11:40	Preguntas
11:40 - 11:50	Pausa
11:50 - 12:30	Discusión general Moderador: Dr. Sergio Neira
12:30 - 12:45	Conclusiones y cierre

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 Sr. Jorge Guerra. 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 y discutir los resultados de la revisión bibliográfica del proyecto referida al conocimiento sobre los efectos de la depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros, asumiendo este efecto como parte de la mortalidad natural a que están sujetas estas especies-recurso (Objetivo específico 1),
2. Presentar y discutir los resultados de la actualización de dieta Lobo Marino Común en las costas de Chile (Objetivo específico 2)
3. Presentar y discutir la estructura de los modelos Ecopath with Ecosim a utilizar, y escenarios plausibles de simular cambios en la biomasa de Lobo Marino Común y sus presas (Objetivo específico 4).

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 mamíferos marinos, científicos pesqueros, ecólogos, y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca, y del Instituto de Fomento Pesquero. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el día 22 de enero de 2021 utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran más abajo.

4. Intervenciones de los asistentes

Eleuterio Yáñez: sobre Rendimiento Máximo Sostenido en pelágicos pequeños, no existe 1 sólo rendimiento sostenido. Su opinión es que no se debería eliminar al Lobo marino común.

Darío Rivas: sugiere simular no sólo el efecto de cambios en la abundancia del lobo sino que también como el lobo (y el ecosistema) es afectado por cambios en la abundancia de sus presas por efecto de la pesquería.

Walter Siefield: sobre las simulaciones indica que en la zona norte la anchoveta es una sola cuota, pero el esfuerzo de pesca no es parejo. La industria comienza en un lugar y se va moviendo, generando un efecto sobre el lobo marino que es más grande que el que se observa en el modelo. Ej, hace 2 años atrás llegó anchoveta y tuvo efecto sobre pingüinos, lobos, aves, etc.

Rubén Alarcón: una forma de considerar este efecto sería separar anchoveta en grupos de edad, ya que por el momento el modelo no es espacialmente explícito.

Walter Siefield: ¿Es posible correr el modelo “hacia atrás” para tener una aproximación a la capacidad de carga del lobo marino? Esto daría una idea del tamaño de la población previo a la explotación y podría ser una referencia.

Sergio Neira: Técnicamente es posible simular una situación en la que el modelo se proyecta con mortalidades por pesca decrecientes hasta llegar a cero, luego se registra las biomásas en equilibrio que podrían ser una referencia.

Walter Siefeld: En la zona austral de Magallanes no existe una gran explotación pesquera y podría dar una visión sobre el comportamiento trófico “natural” del lobo marino.

Sergio Neira: esa zona no ha sido modelada justamente por el hecho de no poseer pesquerías e interacciones importantes con el lobo marino. Se coleccionará información y se construirá un modelo piloto para evaluar este punto.

Anelio Aguayo: felicitaciones por el enfoque ecológico. Antes el foco era la interacción operativa y no la interacción ecológica entre el lobo y las pesquerías.

Patricia Zárate: menciona que en la zona norte se han producido interacciones de depredación de tortugas por lobos marinos. ¿Se incluirán las tortugas y qué data se necesita para incluirlas y estar preparados si se repiten estas situaciones?

Sergio Neira: esta interacción es muy local para ser modelada con los modelos propuestos en nuestra oferta técnica. Para abordar esta interacción se recomienda un enfoque más local o un modelo espacialmente explícito.

Mauricio Ulloa Sernapesca: Indica que se evaluó ejemplares de tortuga verde decapitados, que fueron imputados a la depredación por lobo marino según avistamientos de pescadores. Se hizo un estudio del borde de las mordidas y se observó que 60% de ellas fueron realizadas después de la

muerte de las tortugas. Podría tratarse de mortalidad asociada a la pesca y luego los individuos muertos podrían haber sido mordidos por lobos e incluso tiburones.

Eleuterio Yáñez: el lobo es predador, es presa y es competidor. En relación a proyecciones, propone utilizar salidas de modelo ROMS regionalizado (temporal y quizás también espacial) para simular condiciones ambientales futuras.

Walter Siefeld. Se tiene datos de depredación directa de lobo marino sobre tortugas vivas. Normalmente son machos inmaduros o maduros?

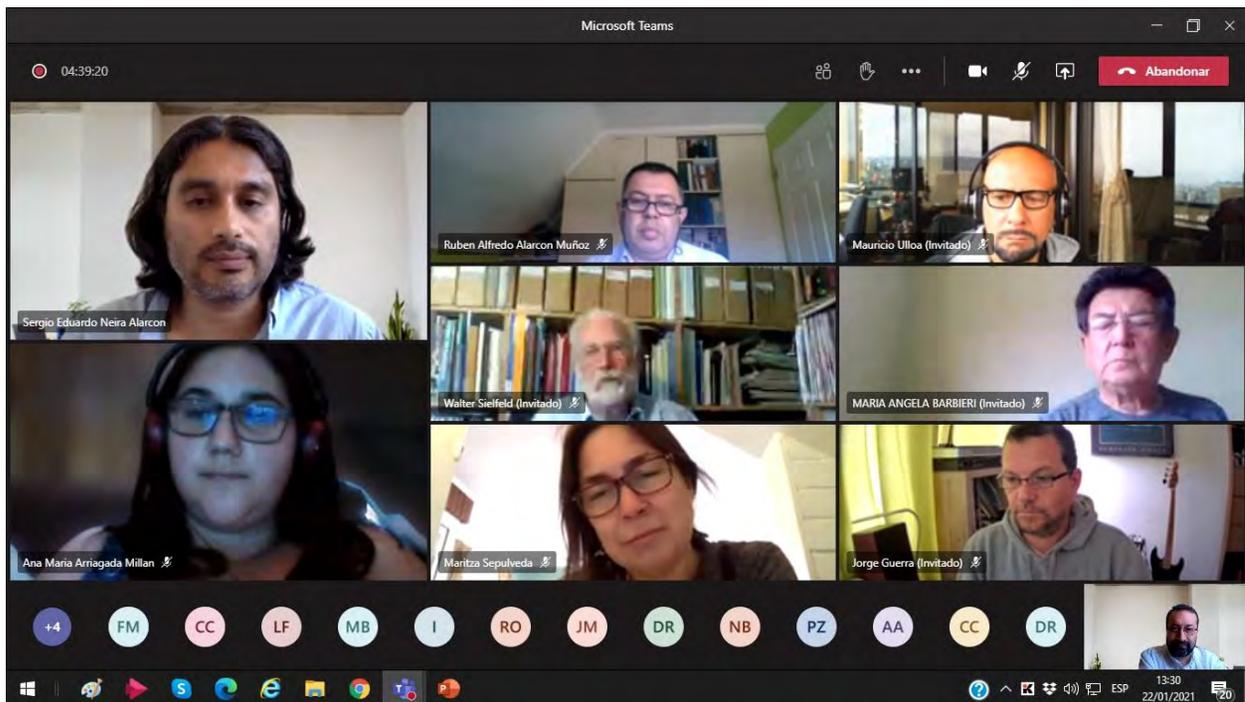
5. Conclusiones

A continuación, se presentan las principales conclusiones de este Taller:

- Las metodologías para evaluar las interacciones e impactos de predadores marinos como los otáridos se encuentran bien desarrolladas.
- La familia de modelos Ecopath with Ecosim representan una alternativa costo-efectiva para evaluar los impactos de los lobos marinos sobre sus presas en las costas de Chile.
- Globalmente, los otáridos presentan la mayor interacción con las actividades de pesca y acuicultura, pero ellos también sufren los mayores niveles de mortalidad incidental.
- La literatura indica que el consumo de alimento (Q) y las tasas de consumo/biomasa (Q/B) varían ampliamente entre los distintos predadores marinos. Las mayores tasas de Q y de Q/B se observan en aves marinas, seguidas de lobos marinos. Los cetáceos presentan las menores tasas de Q y Q/B.
- Globalmente, la depredación por lobos marinos y otros predadores puede ser una fuente importante de mortalidad natural y total en algunas presas, incluyendo stocks pesqueros.
- En las costas de Chile, la dieta del lobo marino incluye una gran diversidad de especies presa, muchas de las cuales son especies objetivo de importantes pesquerías. No se encontró diferencia entre la dieta de machos y hembras.
- Se presentó la estructura (número y tipo de grupos funcionales) y los parámetros de entrada (y su fuente de origen) de cuatro modelos representando las principales macrozonas pesqueras de Chile, a saber: zona norte, zona centro-norte, zona centro-sur, y mar interior de la X región. Se discutió y acordó con los participantes los grupos funcionales considerados y la forma en que se modelaría la estructura de talla/edad del lobo marino en los modelos. Se acordó utilizar la aproximación de multistanzas (grupos de talla/edad relacionados con una función stock-recluta, ver metodología Objetivo específico 4) en lugar de considerar grupos juveniles y adultos con dinámicas independientes, o considerar un solo grupo funcional “lobo marino” con una dinámica de un único pool de biomasa.

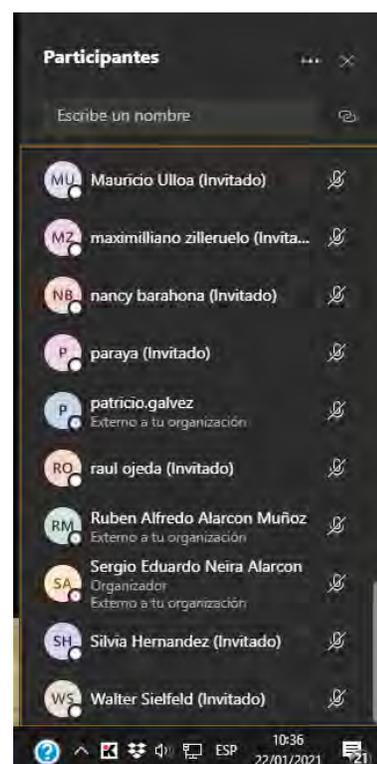
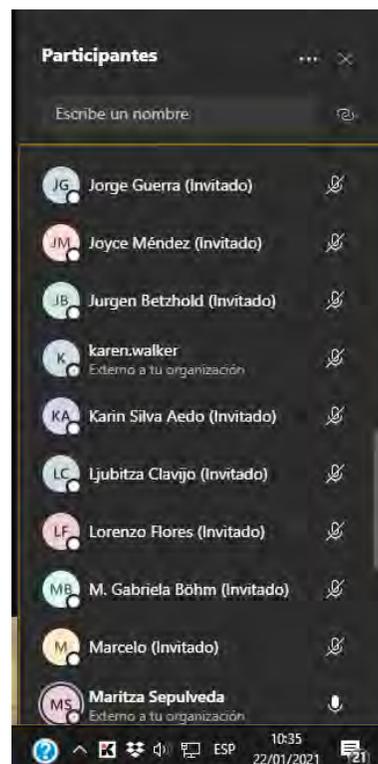
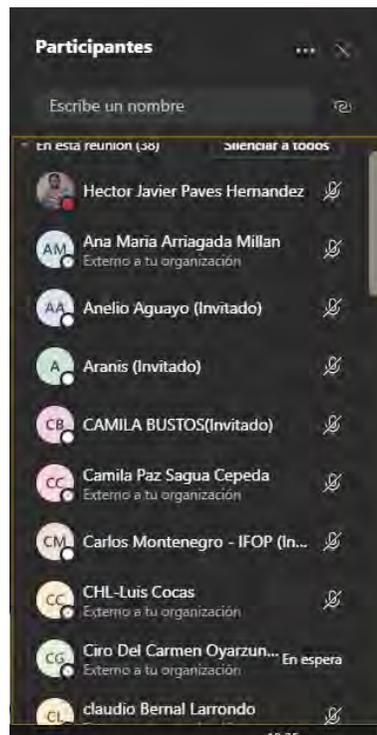
- Los cuatro modelos EwE se utilizaron para i) evaluar los efectos de la depredación de lobo marino sobre sus presas, incluidas las especies objetivo, comparando la mortalidad por depredación (M2) por lobo marino y otros predadores con la mortalidad por pesca (F) por las principales flotas, y ii) realizar simulaciones de cambios en la abundancia de lobo marino y capturas sobre especies objetivo usando el modelo con dinámica temporal Ecosim.
- Se discutió un amplio rango de escenarios plausibles de simular y las recomendaciones que emergieron fueron las siguientes:
 - El período de simulación debería extenderse por unos 50 años hacia el futuro de modo de cubrir al menos dos tiempos generacionales del lobo marino
 - Los cambios futuros en la biomasa del lobo marino a simular deberían considerar incrementos y decrementos de hasta $\pm 50\%$ de los niveles actuales
 - Los cambios en la biomasa de las presas deberían simularse a través de cambios en la mortalidad por pesca

5. Registros fotográficos de taller.



Fotografía 1: Detalle asistentes Primer Taller Expertos.

6. Lista de asistencia



7.3. Taller 2. Segundo taller de expertos

Reporte Segundo Taller de Expertos Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



**Programa Taller
Proyecto FIPA N° 2018-55
"Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural
de las especies objetivo de las pesquerías chilenas"**

Programa

Lugar : Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
Fecha : Viernes 25 de junio de 2021.
Hora : Desde las 15:00 horas.
Procedimiento : Ver después de este Programa (página 2)

Hora	Título de la presentación y expositor
15:00 – 15:20	Bienvenida e introducción al taller: Objetivos del proyecto y del taller Dr. Sergio Neira
15:20 – 15:45	Actualización de la dieta del lobo marino común en las costas de Chile Expositora: Dra. Maritza Sepúlveda
15:45 – 16:00	Preguntas
16:00 – 16:25	Estimación de mortalidad por depredación por lobo marino común y por pesca sobre stocks que sustentan pesquerías en Chile Expositor: MSc. Ana Arriagada
16:25 – 16:40	Preguntas
16:40 – 16:50	Pausa
16:50 – 17:15	Impactos de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común y de las capturas pesqueras sobre stocks que sustentan pesquerías en Chile Expositor: Dr. (c) Rubén Alarcón
17:15 – 17:30	Preguntas
17:30 – 18:00	Discusión general y cierre Moderador: Dr. Sergio Neira



PROCEDIMIENTO PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Estimadas y estimados colegas:

Este Taller se realizará virtualmente a través de la plataforma TEAMS. Para lograr una mejor organización de la sesión virtual, agradeceremos siga las siguientes recomendaciones:

1. Para ingresar a la sala virtual del taller siga el enlace URL que se le hará llegar por correo electrónico el día viernes 25 alrededor de las 14:00 horas.
2. Ingrese entre 14:30 y 14:50 horas, para darle nosotros la entrada a la sala ordenadamente;
3. Al ingresar, hágalo con la cámara y el micrófono apagados. Manténgalos así mientras cada expositor esté presentando sus resultados;
4. Al final de cada presentación se dará la palabra para preguntas. Si desea pedir la palabra use el ícono respectivo o hágalo a través del chat.
5. Durante el desarrollo del taller se permitirá el ingreso a la sala después del término de cada presentación, según Programa.

Concepción, 24 de junio de 2021.

2. Desarrollo del taller

Este taller se desarrolló en dos sesiones de medio día cada una. A continuación, se presenta los contenidos vistos en cada sesión.

Día 1. Presentación y discusión de resultados del proyecto aproximaciones metodológicas, actualización dieta del lobo marino común en la zona centro-sur de Chile, simulaciones escenarios de depredación por lobo marino común y capturas de especies recurso (25 de junio de 2021).

Día 2. Preparación de documento de recomendaciones del panel sobre el impacto del LMC en las principales presas recurso y en la forma de incluir esta fuente de mortalidad en los modelos de evaluación de stock actuales (29 de junio de 2021).

Este taller contó con la participación de los expertos nacionales e internacionales del equipo proponente, más la participación de la contraparte técnica del proyecto en la Subsecretaría de Pesca y otros expertos nacionales representantes del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Grupo Técnico Asesor de Mamíferos Marinos de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Comité Científico-Técnico de Pesquerías de Peces Pelágicos, Comité Científico-Técnico Recursos Altamente Migratorios y Biodiversidad, Instituto de Fomento Pesquero, Servicio Nacional de Pesca, etc.).

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 Sr. Jorge Guerra. 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. La reunión se realizó en idioma castellano, aunque el contenido de las láminas se tradujo al idioma inglés para que los expertos internacionales (Dr. Villy Christensen y Dr. David Rosen) pudieran 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. El primer día de taller constó de presentaciones tradicionales de los resultados del proyecto por objetivo específico y luego de cada presentación los expertos nacionales y extranjeros tuvieron tiempo para realizar preguntas, comentarios, y entregar sugerencias. En el segundo día de taller se realizó una mesa redonda virtual para discutir recomendaciones que emergieron desde este estudio. En este sentido, el Jefe de Proyecto realizó un resumen de los principales resultados presentados en el primer día de taller y luego se propuso una redacción para las recomendaciones que el equipo científico del proyecto tenía para ser discutidas por los participantes. También se dio la oportunidad para que los asistentes propusieran recomendaciones alternativas o complementarias a las propuestas por el equipo de trabajo.

2.1. Objetivos

Este Taller, tuvo los siguientes objetivos:

1. Presentar y discutir los resultados para todos los objetivos específicos 1 al 4 del proyecto.
2. Discutir y acordar recomendaciones sobre cómo considerar la depredación del lobo marino común sobre la dinámica de pesquerías chilenas (Objetivo específico 5)

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 mamíferos marinos, científicos pesqueros, ecólogos, y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca, y del Instituto de Fomento Pesquero. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual los días 25 y 29 de junio de 2021 utilizando la plataforma TEAMS de Microsoft. La lista de asistentes y los registros fotográficos se muestran más abajo.

4. Intervenciones de los asistentes

Villy Christensen: indica que la modelación realizada para estimar el aporte de la mortalidad del lobo marino común usando el enfoque Ecopath with Ecosim se condujo bien. Basándose en su experiencia en otros sistemas (específicamente en las costas de British Columbia), él esperaba que el impacto fuera mayor. Esto se debe a que la abundancia del lobo marino común no es tan alta como la de otros pinnípedos.

David Rosen: Consulta por los parámetros que usa el modelo para calcular el consumo de presas.

Sergio Neira: El consumo de los predadores depende de su abundancia, tasa de consumo y composición de la dieta. En el caso del lobo marino común, la abundancia se tiene desde censos y la dieta desde estudios como el presente. Las tasas de consumo/biomasa son tomadas de literatura no calculadas en este proyecto.

Doris Oliva: Aclara que las abundancias de lobos marinos realizadas en distintos proyectos han sido recientemente estandarizadas para hacerlas comparativas entre años y zonas. La conclusión es que la abundancia se ha mantenido estable. Sin embargo, la abundancia del lobo fino estaría aumentando en la zona austral y esta tendencia se ha visto también en Argentina y Brasil.

Hugo Arancibia: indica que los resultados apuntan a que el lobo marino no es un competidor para las pesquerías.

Jorge Guerra: consulta por la sobreposición trófica entre el lobo marino y las pesquerías. Y si de alguna forma existe un subsidio de la pesca hacia el lobo marino. ¿Cómo se podría evaluar este efecto?

Héctor Pavés: Este es un efecto local, pero en el modelo EwE esto podría abordarse mediante un modelo espacialmente explícito y/o a través del parámetro “efecto de mediación”, este es un efecto indirecto positivo de un grupo funcional hacia otro que ocurre por ejemplo cuando ballenas llevan a la superficie especies que se distribuyen a mayores profundidades. Al hacerlo, hacen que esas presas estén disponibles para predadores que no pueden bucear para cazarlas.

Jorge Guerra: si bien la mortalidad por depredación por lobo marino común fue pequeña comparada con la pesca en muchas especies, en algunas especies como merluza común y merluza del sur M2 podría ser comparable a F. Esto se debería resaltar en el informe.

Villy Christensen: con respecto a las simulaciones, las oscilaciones y magnitudes de cambio observadas no se asemejan a lo que se ve en otros sistemas. Además, no parece consistente con el hecho que M2 por lobos marinos es baja. Recomienda realizar nuevas simulaciones con un nuevo set de parámetros para observar si los cambios se mantienen.

David Rosen: ¿sobre el mismo punto, las oscilaciones tan marcadas observadas en las simulaciones reflejan la variabilidad de cada sistema?

Ruben Alarcón: Las simulaciones se realizaron desde un modelo estático para años recientes proyectados usando parámetros de vulnerabilidad obtenidos del mejor ajuste de cada modelo a series de tiempo.

Villy Christensen: propone proyectar las simulaciones desde el modelo ajustado.

Anelio Aguayo: en el proyecto se habla que la población estaría estable, pero existiría una mortalidad por interacción con la pesquería y el humano que no se considera.

Sergio Neira: Este efecto de interacción se puede incluir, pero no existe a la fecha una estimación.

Luis Cocas: actualmente existen cámaras a bordo para registrar la actividad de pesca de gran parte de las flotas industriales y se extenderá a parte de la flota artesanal. Con ello será posible cuantificar la información que indica Anelio Aguayo.

Villy Christensen: en British Columbia hay ejemplos que parecen indicar que la población de focas podría afectar mediante mortalidad por depredación depensatoria a especies de arenques, eulachon y salmones. Estos predadores pueden a veces concentrar su depredación sobre agrupaciones desovantes de arenques o retornantes en el caso de salmones. Estos efectos pueden ser importantes, pero se requiere monitoreos intraanuales para evaluarlos.

5. Conclusiones

A continuación, se presentan las principales conclusiones de este Taller:

- Los lobos marinos son uno de varios predadores que se alimentan de especies recurso en las zonas norte, centro-norte, centro-sur, y sur de Chile.
- Los modelos EwE indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación en stocks pesqueros de las zonas estudiadas no correspondió a lobos marinos, sino que a otros predadores.
- En los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron variables entre años y entre edades/tallas.
- En los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad por depredación total fueron menores (un orden de magnitud) que la mortalidad por pesca.
- La depredación por lobos marinos podría ser importante en especies costeras no reguladas (peces e invertebrados). Sin embargo, en esas especies los desembarques (y la mortalidad por pesca) pueden estar fuertemente subestimados.
- Las simulaciones usando Ecosim indicaron que cambios moderados e intensos en la abundancia/biomasa de lobos marinos parecen menos importantes al nivel del ecosistema que cambios en la captura (mortalidad por pesca) en stocks pesqueros claves.
- Las simulaciones usando Ecosim mostraron que los impactos indirectos que resultan de cambios en la biomasa del lobo marino son más importantes, menos intuitivos e incluso contraproducentes comparados con los impactos tróficos directos (i.e., la remoción de lobo

marino no aumenta la biomasa y captura de stocks pesqueros, sino que podría beneficiar a otros predadores que compiten con el lobo marino).

En la jornada del martes 29 de junio se discutió con los asistentes al Segundo Taller Metodológico las recomendaciones para la autoridad pesquera. A continuación, se presentan las recomendaciones que emanaron de este taller y que son las recomendaciones de este estudio.

Recomendación 1. Sobre Rol ecológico de predadores marinos distintos del lobo marino y su impacto en la dinámica de especies presas

La primera recomendación que emerge de este estudio es la necesidad de financiar estudios que ayuden a cerrar la brecha de conocimiento sobre el rol de predadores distintos del lobo marino común en el ecosistema. La información ecotrófica clave que se requiere para estos predadores corresponde a i) estimaciones de abundancia y biomasa, ii) composición de la dieta, y iii) tasas de consumo de alimento y de producción.

Esta recomendación emerge de los resultados de la modelación desarrollada en este proyecto para las tramas tróficas en las que participan las principales especies recurso de las zonas norte, centro-norte, centro-sur y mar interior de la X región (Objetivo específico 4). Los resultados indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación para stocks pesqueros no se debió al lobo marino, sino que a otros predadores en el sistema (i.e., aves marinas, cetáceos mayores y menores, y condrictios). Sin embargo, en Chile el conocimiento de los parámetros poblacionales, fisiológicos y ecológicos de estos predadores (e.g., abundancia, producción, consumo, y composición de la dieta) es escaso a nulo.

Recomendación 2. La mortalidad por depredación de los stocks pesqueros es variable entre años y edades

Nuestra segunda recomendación es evaluar los impactos de la mortalidad natural variable sobre la dinámica de stocks donde la mortalidad por depredación resultó relativamente alta y/o de magnitud similar a la mortalidad por pesca.

Esta recomendación emerge al considerar que los modelos desarrollados indicaron que en los principales stocks explotados la mortalidad por depredación (M_2), y posiblemente la mortalidad natural (M), serían variables entre años y edades. Sin embargo, los enfoques de evaluación de stock tradicionales consideran M como un valor constante entre años y edades. A nivel mundial, varios estudios indican los efectos negativos de no modelar correctamente M en poblaciones explotadas (e.g., malas estimaciones de biomasa desovante, reclutamiento y puntos biológicos de referencia).

Recomendación 3. Componente espacial de la Mortalidad por lobo marino y otros predadores

Evaluar la depredación sobre agregaciones (e.g., desovantes) de especies objetivo que podrían ser afectadas por este proceso. Estos son efectos acotados en el tiempo y en el espacio, pero que podrían afectar la dinámica local y general de algunos stocks.

Durante el taller del proyecto el Dr. Villy Christensen, uno de los expertos internacionales, indicó que en la Costa Pacífica de Norteamérica (British Columbia, Canadá) algunos predadores marinos pueden concentrar su depredación en períodos acotados de tiempo y en áreas reducidas, como por ejemplo durante agregaciones y/o migraciones de desove, generando impactos locales importantes sobre stocks de arenque y salmónes (e.g., dinámicas del tipo “trampa del predador”). Estos impactos no son apreciados en modelos que integran información en escala regional como los utilizados en este proyecto. Por otro lado, al ser el lobo marino un predador cuyo hábitat es muy costero, se genera una mayor interacción con la pesca comparada con predadores de mar abierto. Esto aumentaría la “percepción” de algunos actores respecto de que su abundancia y depredación sobre especies recurso es alta. Ambas situaciones (depredación local e interacciones locales con la actividad pesquera) podrían abordarse con un enfoque más específico, como por ejemplo la construcción de modelos espacialmente explícitos (e.g., Ecospace en el programa Ecopath with Ecosim).

Recomendación 4. Contribución de los lobos marinos a la mortalidad natural de especies objetivo de pesquerías en Chile

En el marco del manejo pesquero con enfoque precautorio y ecosistémico, se recomienda que la población de lobos marinos se regule naturalmente en lugar de sacrificar individuos como una forma de aumentar la biomasa y las capturas de las poblaciones de peces.

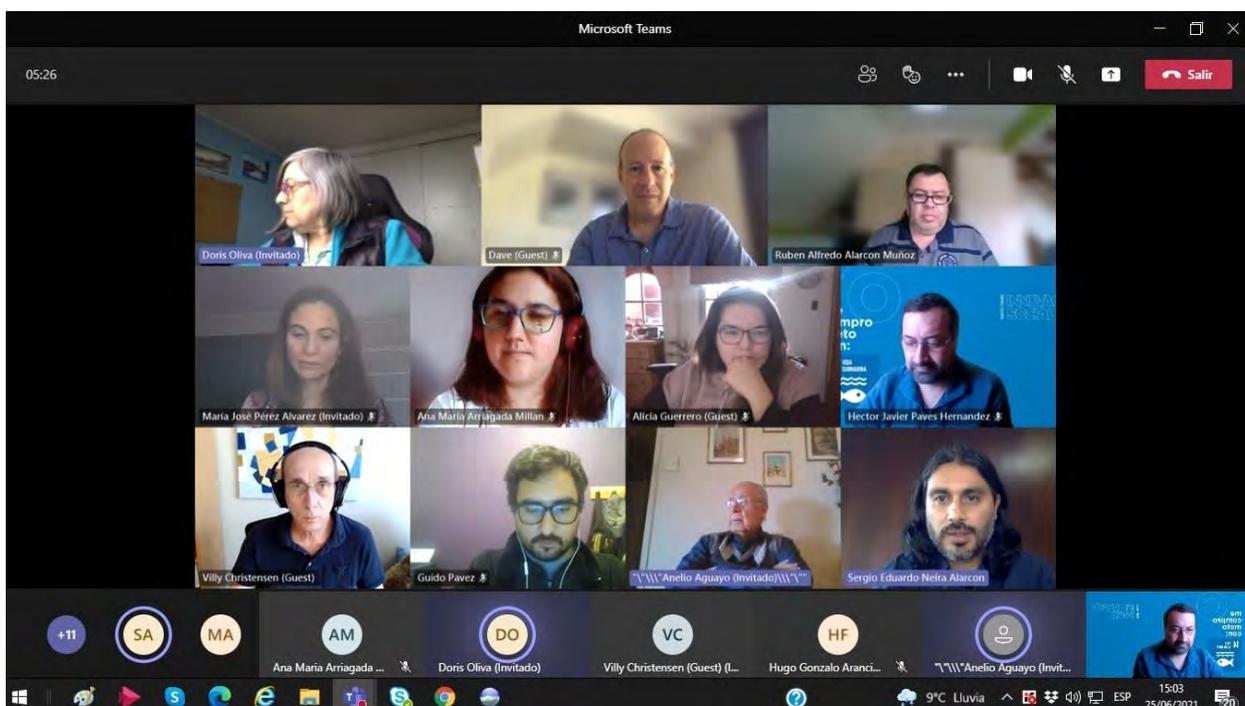
Esta recomendación se basa en los siguientes puntos:

1. La abundancia del lobo marino común se ha mantenido relativamente estable en las últimas décadas y es mucho menor que la abundancia de otros pinnípedos alrededor del mundo que habrían incrementado en casi 10 veces su abundancia habiendo muchos de ellos alcanzado su capacidad de carga tras el cese de la caza.
2. La aplicación de una medida como el sacrificio podría no tener efectos positivos para las especies recurso. Los resultados de este proyecto concuerdan con lo que informan estudios similares, en el sentido que la remoción de predadores como el lobo marino no resultan necesariamente en el aumento de la biomasa explotable y la captura de las especies recurso. Además, para que la acción de sacrificar lobos marinos tenga efecto debe realizarse una

remoción masiva y sostenida en el tiempo. Estas acciones tienen cada vez menos apoyo tanto en el público general y como en los mercados que importan productos del mar.

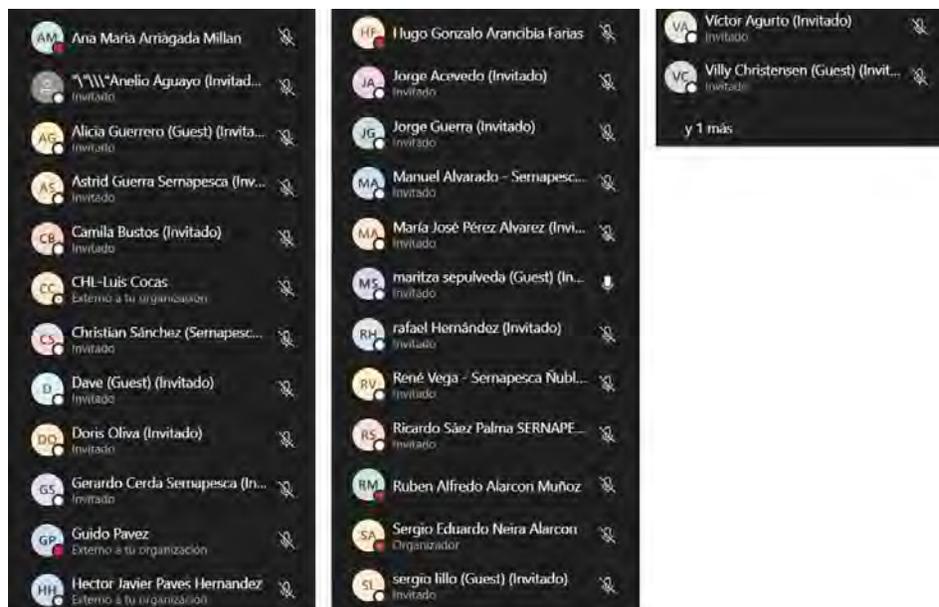
3. Los resultados de este proyecto apuntan a que en las principales especies recurso de Chile el estatus de los stocks y su falta de recuperación no estarían explicados por la depredación por lobo marino. Por el contrario, en la mayoría de las especies recurso la productividad dependería principalmente de la mortalidad por pesca. Sin embargo, no se puede descartar el efecto de la variabilidad ambiental presente y futura sobre todo en escenarios de cambio climático.
4. Una medida de manejo como el sacrificio de predadores como el lobo marino debe acompañarse de i) un seguimiento estricto de la medida para evitar sacrificio innecesario de individuos y ii) un diseño de manejo adaptativo, al menos hasta que se comprendan mejor los riesgos ecológicos inherentes a la manipulación de la abundancia de esta especie. La experiencia en la aplicación de medidas de manejo adaptativo no ha sido exitosa.
5. Considerando las condiciones adversas futuras bajo escenario de cambio climático y de las condiciones ambientales, no existe garantía que los stocks pesqueros y la población de lobo marino común puedan recuperarse después de una remoción masiva de esta especie.

5. Registros fotográficos de taller.



Fotografía 1: Detalle asistentes Segundo Taller Expertos.

6. Lista de asistencia



7.4. Taller de Difusión

Taller de Difusión Proyecto FIPA 2018-55

1. Programa del taller



Programa Taller de Difusión Proyecto FIPA N° 2018-55
“Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas”

Lugar : Reunión virtual vía plataforma TEAMS.
 Fecha : Viernes 15 de octubre de 2021.
 Hora : Desde las 09:00 horas.
 Procedimiento : Ver después de este Programa (página 2).

Hora	Título de la presentación y expositor
09:00 – 09:15	Bienvenida e introducción al taller: Objetivos del proyecto y del taller Dr. Sergio Neira
09:15 – 09:35	Depredación de otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre stocks pesqueros a nivel internacional Expositor: Dr. Héctor Paves
09:35 – 09:45	Preguntas
09:45 – 10:05	Actualización de la dieta del lobo marino común en las costas de Chile Expositora: Dra. Maritza Sepúlveda
10:05 – 10:15	Preguntas
10:15 – 10:35	Estimación de mortalidad por depredación por lobo marino común y por pesca sobre stocks que sustentan pesquerías en Chile Expositora: MSc. Ana Arriagada
10:35 – 10:45	Preguntas
10:45 – 10:55	Pausa de café
10:55 – 11:15	Impactos de cambios en el tamaño poblacional del lobo marino común y de las capturas pesqueras sobre stocks que sustentan pesquerías en Chile Expositor: Dr. (c) Ruben Alarcón
11:15 – 11:25	Preguntas
11:25 – 11:45	Recomendaciones sobre cómo incorporar la depredación del LMC en la dinámica de especies recurso Expositor: Dr. Sergio Neira
11:45 – 11:55	Preguntas
11:55 – 12:25	Discusión general
12:25 – 12:30	Palabras finales y cierre del taller



PROCEDIMIENTO PARA PARTICIPAR EN EL TALLER

Estimadas y estimados colegas:

Este Taller se realizará virtualmente a través de la plataforma TEAMS. Para lograr una mejor organización de la sesión virtual, agradeceremos sigan las siguientes recomendaciones:

1. Ingrese a la sala virtual del taller siguiendo el enlace URL que se le hará llegar por correo electrónico.
2. Ingrese entre 08:30 y 08:50 horas, para darle nosotros la entrada a la sala ordenadamente;
3. Al ingresar, hágalo con la cámara y el micrófono apagados. Manténgalos así mientras cada expositor esté presentando sus resultados;
4. Al final de cada presentación se dará la palabra para preguntas. Si desea pedir la palabra use el ícono respectivo o hágalo a través del chat.
5. Durante el desarrollo del taller se permitirá el ingreso a la sala después del término de cada presentación, según Programa.

Concepción, 14 de octubre 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. La lista de invitados se consensuó con la contraparte técnica de la Subsecretaría de Pesca Sr. Jorge Guerra. 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 y discutir los resultados obtenidos a partir de la ejecución del proyecto.
2. Presentar las conclusiones del proyecto
3. Recoger comentarios y sugerencias para ser considerados en la redacción del informe final.

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 mamíferos marinos, científicos pesqueros, ecólogos, y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Servicio Nacional de Pesca, y del Instituto de Fomento Pesquero. La lista de invitados fue consensuada previamente con la contraparte técnica.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en forma virtual el día 15 de octubre de 2021 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 inició con una presentación realizada por el Jefe de Proyecto, donde se presentó los objetivos del proyecto y del taller. Posteriormente se realizaron cinco presentaciones que resumieron los principales resultados del proyecto. A continuación se detalla las consultas, sugerencias y comentarios del público.

Presentación Dr. Héctor Paves

Jorge Guerra: Agradece la presentación. Quería preguntar si a nivel mundial (lo que arrojó la revisión) los resultados dan cuenta de si la interacción o directamente tasa de consumo de estos gremios de mamíferos marinos, tiburones, y tortugas está relacionada con su representación en el ecosistema; Si existe algún tipo de denso-dependencia respecto de la intensidad con que estos gremios interactúan con las pesquerías.

Héctor Pavés: Como es una revisión basada en datos publicados existe una variabilidad en la estructura y tamaño de los ecosistemas, por lo tanto, existe un efecto denso-dependiente. Pero al trabajar con tasas Q/B (consumo/biomasa) se estandariza el consumo. Los modelos revisados fueron construidos usando el programa Ecopath y están estandarizados en este sentido. Los resultados se enfocaron al consumo de lobos marinos, pero se podría revisar la remoción conjunta de todo el gremio.

Sergio Neira: Los estudios publicados no son necesariamente comparables, es difícil responder la pregunta. Pero lo que sería importante revisar es qué tan cerca o lejos está la población del depredador respecto de su capacidad de carga. Esta información no está disponible y tampoco existen series de tiempo para inferir relaciones funcionales (top-down versus bottom-up) entre predadores y presas.

Presentación Dra. Maritza Sepúlveda

Jorge Guerra: “sólo comentar que es sorprendente lo flexible y oportunista que es este animal (lobo marino) en cuanto a su dieta en el tiempo y en el espacio”. La pregunta es para hacer el cruce en cuanto a la abundancia de los lobos marinos de acuerdo a su sexo. Por ejemplo, la poca representatividad que tienen los machos adultos en la población y cómo se puede generalizar respecto que sólo los machos se pueden alimentar de salmones en la zona sur. Entonces, que los machos adultos se alimenten de salmones puede no tener un impacto poblacional importante, ya que representan una parte pequeña de la población.

Maritza Sepúlveda: Como especie el lobo marino es generalista, pero a nivel de individuos puede haber segregación. Lo que vemos de los datos es que los machos podrían ser mucho más plásticos que las hembras. Con respecto a la depredación de lobos marinos machos sobre salmones escapados, la remoción total de salmones no fue alta.

Patricio Gálvez: interesante trabajo. Una sugerencia, en la presentación se indicó que en la zona centro sur se incorporó a la merluza común como especie pelágica. Sin embargo, esta especie es demersal.

Maritza Sepúlveda: Efectivamente es un error, se corregirá.

Patricio Gálvez: En la zona centro el lobo bucea más que en la zona norte y podría alcanzar la distribución de la merluza común, pero el aporte de merluza común podría deberse a subvención de la flota en la dieta ¿Cómo podría evaluarse esta subvención?

Maritza Sepúlveda: Los estudios satelitales mostraron que los individuos marcados en Cobquecura tuvieron un amplio rango de desplazamiento (Valparaíso hasta Isla Mocha). Sobre la subvención no es posible evaluarla con la metodología que se usó en este proyecto, pero podría inferirse a partir de individuos marcados y/o a partir de filmaciones para cuantificar el consumo desde la red/copo.

Anelio Aguayo: felicitaciones por el trabajo. ¿Por qué en la zona sur de Chile (Magallanes) no hay múnida en la dieta del lobo?

Maritza Sepúlveda: Los datos que se mostraron son de la X región. Por el momento no tenemos información de la región de Magallanes.

Presentación MSc. Ana Arriagada

Claudio Bernal: Felicitaciones por las presentaciones, hay mucho trabajo. Estos modelos tienen una virtud en cuanto a que incluyen toda la información disponible. Entonces, la pregunta es cómo podemos mejorar la información de entrada y así los modelos. Por otro lado, a qué se debe que en algunas series el ajuste es bueno, pero para otras no.

Ana Arriagada: en el proceso de ajuste se estima un parámetro importante conocido como vulnerabilidad que gobierna la dinámica temporal de la biomasa de predadores y presas. Entonces, en algunos grupos no existen esas series o son muy cortas lo que afecta el ajuste. Otro aspecto tiene que ver con la dieta, para algunos grupos (principalmente recursos pesqueros) se tiene información, pero hay grupos para los cuales esta información es escasa a nula.

Sergio Neira: Para complementar la respuesta, se requiere series de tiempo suficientemente largas para probar la capacidad del modelo (Ecosim) de explicar los cambios observados y además de buena información de entrada para cada uno de los grupos funcionales en el modelo base (Ecopath). Es posible calcular un indicador de la calidad del modelo de acuerdo al “pedigree” de la información que se usa en su construcción. Se incluirá ese análisis en el informe final.

Marcelo San Martín: Felicitaciones por el trabajo. Una consulta, en algunos grupos se observa un desfase entre las predicciones del modelo y lo observado. ¿Cuál sería la explicación? ¿Qué tan bueno fue el índice de pedigree total en cada modelo?

Ana Arriagada: el índice en los modelos rondó 30%. El desfase podría deberse al hecho que en algunas especies al no existir series de tiempo no existe una buena estimación de la vulnerabilidad y eso podría explicar la diferencia entre lo que predice el modelo y las observaciones.

Sergio Neira: Sólo indicar que el índice de pedigree se distribuye entre cero y uno. Entonces, el índice global de 0,3 indica que un 30% de la data de entrada al modelo corresponde estimados realizados para los grupos funcionales en la zona de estudio y la diferencia (70%) corresponde a valores de parámetros estimados para la misma especie o especies similares en otros sistemas.

Rubén Alarcón: Como complemento indica que en los modelos EwE publicados el mayor pedigree informado es de 0.7.

Jorge Guerra: Felicidades por la presentación. Dos preguntas: La mortalidad por pesca se asocia al desembarque, pero en algunas pesquerías el descarte podría ser importante. ¿Cómo se podría mejorar la información de modo de que el componente de mortalidad por predación se estime mejor? La segunda tiene que ver con el vacío de información para los otros grupos predadores, especialmente cetáceos. Existen muchos grupos de científicos que están tomando muestras de cetáceos y mamíferos, pero se requiere una mejor gestión o una recomendación para avanzar en esta coordinación respecto de cómo estandarizar la toma y conservación de muestras y la forma de hacer esta información accesible para los investigadores nacionales.

Sergio Neira: Se agradece la recomendación y se considerará en el informe final.

Presentación Dr(c). Ruben Alarcón

Marcelo San Martín: En general el lobo pareciera no tener tanta incidencia en el ecosistema y la biomasa de otros grupos ¿En este sentido su rol no sería tan importante?

Rubén Alarcón: Al ser parte del ecosistema el lobo marino tiene un rol. Pero es parte de un gremio y su efecto individual sobre los stocks podría no ser el principal.

Marcelo San Martín: De acuerdo a los datos, la remoción que hace el lobo no sería tan importante como parece ser la percepción de algunos actores.

Sergio Neira: Se debe tener en cuenta que el efecto puede ser local. Entrega ejemplos del impacto de lobos marinos en el hemisferio norte donde las poblaciones han aumentado (y quizás se encuentran cercanas a los niveles pre-explotación) hasta niveles que afectan stocks de salmón y arenque. En esos sistemas la población de lobos se distribuye en un área muy reducida, generando la predación fuertes impactos locales. En Chile, al parecer la población de lobos marinos no ha

alcanzado niveles pre-explotación, se distribuye en un área muy grande, y sus presas son muy abundantes, lo que resulta en un impacto global bajo.

Anelio Aguayo: Felicita el trabajo y el enfoque de modelación. Propone realizar un estudio, pero con una población natural y en un ecosistema en una región de Chile que no esté alterado por la pesca. No en los ecosistemas ya intervenidos. Y en este proyecto se trabajó con las zonas que ya están intervenidas por la pesca. La influencia del lobo parecería poco importante, aunque sabemos que es un predador tope. Esto debería ser una recomendación a la Subsecretaría respecto de realizar estudios básicos no sólo en recursos pesqueros.

Rubén Alarcón: Muy de acuerdo. En este estudio el foco eran las zonas y recursos de importancia pesquera para las que se tiene más información. Se realizó también para la zona del Parque Coloane, que es una zona no impactada por pesca. En ese caso, sin embargo, la información es menos rica en cuanto a la información de los parámetros de biomasa, dietas y series de tiempo.

Sergio Neira: Es importante destacar que los resultados que tenemos provienen de modelos, con sus ventajas y limitaciones. Una alternativa al enfoque de modelación sería un enfoque experimental, que requeriría seleccionar una zona no intervenida y ahí manipular la abundancia del lobo marino y luego ver cómo cambia la abundancia de sus presas y la trama trófica completa. Sin embargo, esta intervención requiere de financiamiento, tiempo y medios para controlar el experimento que van más allá del tiempo que tuvo este proyecto.

Héctor Paves: El lobo marino tiene un rol en el ecosistema, pero no sabemos la capacidad de carga en el pasado e incluso si la supiéramos es poco probable que se logre nuevamente ya que el sistema está en otro nivel de productividad.

Anelio Aguayo: El punto es que el estudio se hizo en un sistema ya intervenido por la pesca y eso podría sesgar la interpretación.

Presentación Dr. Sergio Neira

Erwin Barría: Agradece la participación en el proyecto. En primer lugar, todos los modelos indican que existe demanda de información natural de los grupos funcionales para tener mejor desempeño de los modelos. Con respecto a la pregunta de Anelio Aguayo, se podría abordar en áreas marinas protegidas (e.g., dentro y fuera de estas áreas). Por otro lado, en el caso de la dieta en el lobo marino, el dimorfismo sexual no sólo tiene efectos a nivel individual, sino que comunitario y ecosistémico. Con respecto a la población de lobos marinos, se ha visto que en algunas especies los machos tienen un “home range” mayor que las hembras y entonces la pregunta es si esto ocurre en el lobo marino común ¿Podría ser una fuente de sub-estimación de la abundancia en los censos?

Maritza Sepúlveda: Concuera con que la dieta tiene un impacto que va más allá del nivel individual. Con respecto al home range sólo podría tener efecto si el censo se realiza en la época errónea, pero esto ya está considerado en la metodología actual que se aplica en los censos.

Anelio Aguayo: reitera felicitaciones al grupo de trabajo. Pero existe una mortalidad del lobo marino común que es distinta de la mortalidad por efecto de la faena de pesca o en la salmonicultura. En este sentido la pregunta es si se consideró esta fuente de mortalidad en los ajustes de los modelos. Por otro lado, solicita incluir una recomendación de financiar más dinero para estudiar mamíferos marinos: que la SSPyA incentive el estudio de cetáceos en Chile, e.g. Dieta, poblaciones, etc.

Sergio Neira: en los talleres anteriores se registró la consulta sobre la mortalidad de origen antrópica en el lobo marino. Sin embargo, no es fácil obtener esa información y entonces se consideró sólo el efecto indirecto trófico de las pesquerías en el lobo y otros predadores. Con respecto a la recomendación de que la autoridad incentive el estudio de cetáceos se incluirá el acento en las recomendaciones que se han propuesto en el proyecto.

Jorge Guerra: La autoridad ha ido cambiando su foco hacia una mirada ecosistémica y en ese sentido existen varias iniciativas respecto de avanzar en la evaluación de las poblaciones de cetáceos y otros mamíferos marinos en Chile. Con respecto a la mortalidad de lobos es una información difícil de obtener, pero señala algunos estudios con especies similares que podrían ayudar a generar algunas estimaciones para utilizarlas en el futuro en estos modelos. Aprovecha de felicitar y agradecer al equipo ejecutor por la calidad del proyecto.

Sergio Neira: Agradece a los participantes del taller y al equipo de trabajo.

El taller se cierra a las 13:20 horas.

5. Registros fotográficos de taller.

The slide features logos for Universidad de Concepción, COPAS Sur-Austral, Santo Tomás, and Universidad de Valparaíso Chile. The main title is 'Proyecto FIPA 2018-55' followed by 'Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas'. Below this, it says 'Taller de Difusión' and 'Octubre 15 de 2021'. On the right side, there is a video feed of a man and a grid of participant icons with initials: WS, AA, RM, AM, RS, HH, C, and C.

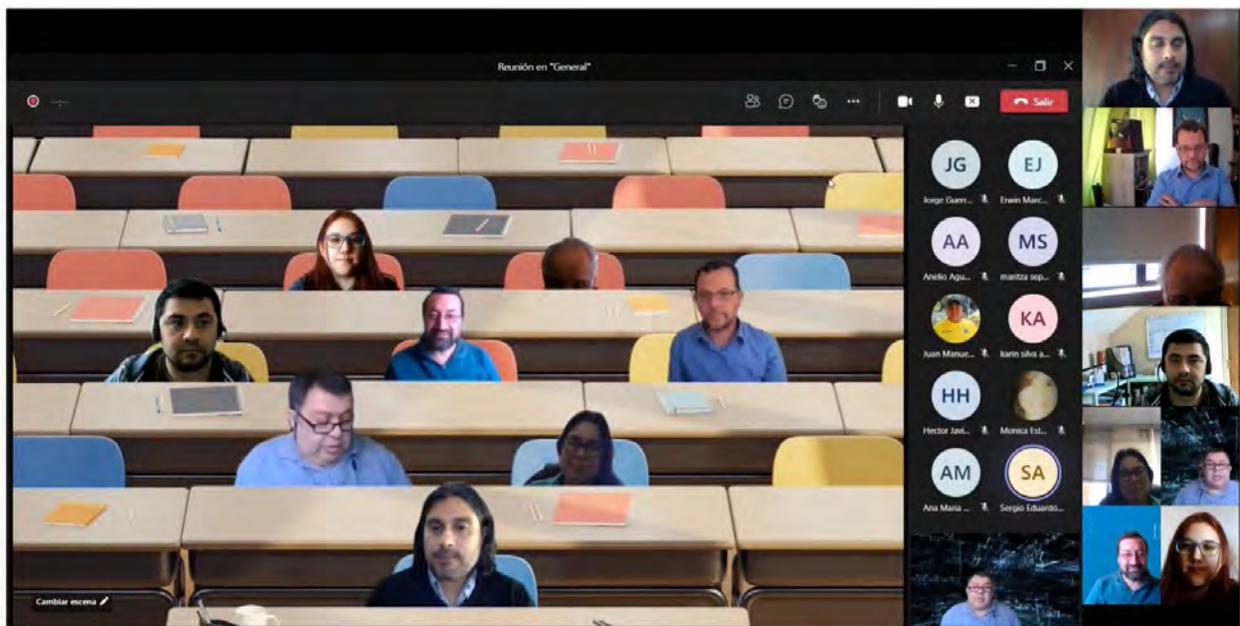
Fotografía 1: Presentación del proyecto.

The slide is titled 'Informe pre-final' and shows the cover of a report. The cover text includes 'UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas Departamento de Oceanografía', 'INFORME PRE-FINAL', 'PROYECTO FIPA N° 2018-55', and the full title of the project. It also lists the 'REQUERENTE' and 'OFERENTE' and the date 'Concepción, julio de 2021'. To the right, under 'Equipo de trabajo', are six photos of the team members. At the bottom, there is a list of names: Neira S., R. Alarcón, H. Arancibia, A. Arriagada, M. Barros, D. Oliva, H. Pavés & M. Sepúlveda. On the right side, there is a video feed of a man and a grid of participant icons with initials: WS, AA, RM, AM, RS, HH, C, and C.

Fotografía 2: Presentación investigadores.

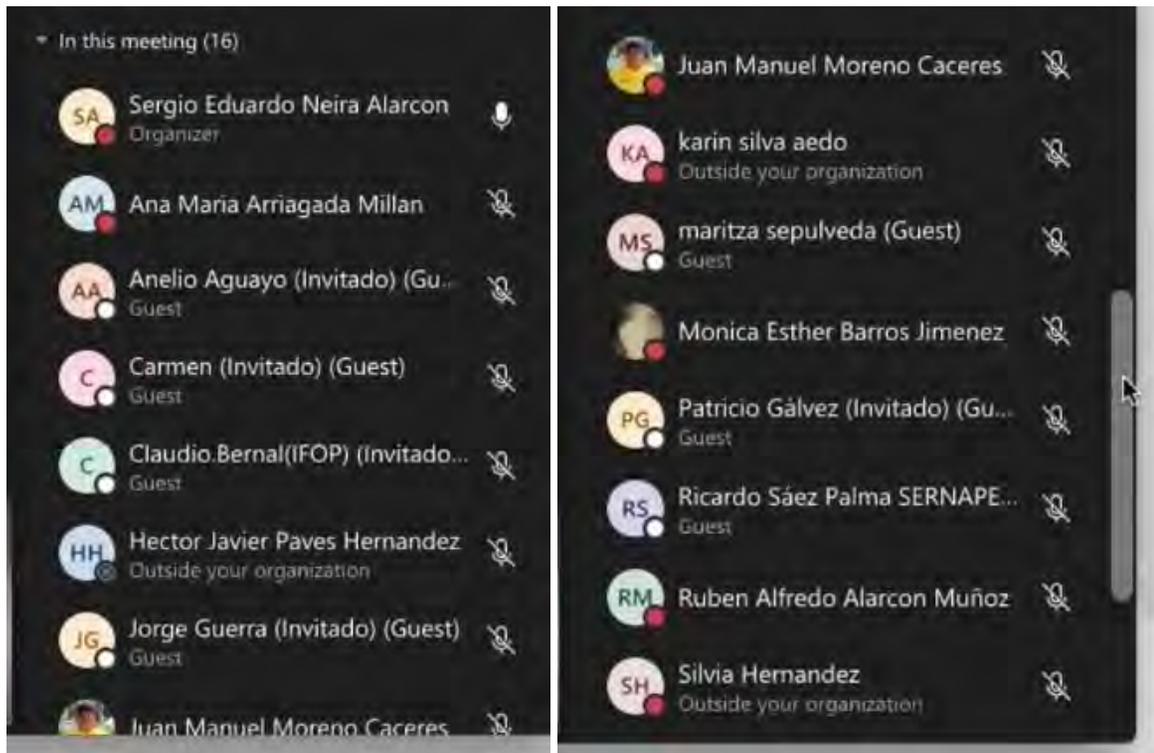


Fotografía 3: Presentación expertos internacionales.



Fotografía 4: Presentación asistentes al taller.

6. Lista de asistencia (parcial)



- 1.- Anelio Aguayo
- 2.- Ana Arriagada
- 3.- Carmen
- 4.- Claudio Bernal (IFOP)
- 5.- Erwin Barría Jara
- 6.- Héctor Pavez
- 7.- Jorge Guerra (SSPA)
- 8.- Juan Moreno (MaReA – UdeC)
- 9.- Karin Silva Aedo
- 10.- Maritza Seúlveda

- 11.- Mónica Barros (MaReA – UdeC)
- 12.- Patricio Gálvez (IFOP)
- 13.- Ricardo Sáez Palma (SERNAP)
- 14.- Sergio Neira (UdeC)
- 15.- Silvia Hernández (SSPA)
- 16.- Víctor Agurto
- 17.- Walter Sielfeld
- 18.- Marcelo San Martín (SSPA)
- 19.-
- 20.-

8. Referencias

- Acuña, E., H. Arancibia, A. Mujica, L. Cid & R. Roa. 1996. Análisis de la pesquería y Evaluación indirecta del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones. Informes FIP. FIP/IT N° 96-08, 153 p.
- Acuña, E., J. C. Villarroel, M. Araya, S. Hernández, M. Andrade, A. Cortés y J. Peñailillo. (2007). Estudio biológico-pesquero de los recursos cabinza, machuelo, sierra y blanquillo en la III y IV Regiones. Informe Final Corregido FIP N° 2006-53, 247 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, O. Godø, R. León, V. López, E. Pérez & P. Rodríguez. 2008. Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2006-19, 326 pp.
- Aguayo-Lobo, A., H. Díaz, J. Yáñez, F. Palma & M. Sepúlveda. 1998. Censo poblacional del lobo marino común en el litoral de la V a la IX Regiones, 214 pp. Informe Final Proyecto FIP 96-51.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control, 19(6), 716-723. doi: 10.1109/tac.1974.1100705
- 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., 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.
- Alexander, Karen A., Heymans, Johanna J., Magill, Shona, Tomczak, Maciej T., Holmes, Steven J., & Wilding, Thomas A. (2015). Investigating the recent decline in gadoid stocks in the west of Scotland shelf ecosystem using a foodweb model. ICES Journal of Marine Science, 72(2), 436-449. doi: 10.1093/icesjms/fsu149
- Allen, K.R. 1971. Relation between production and biomass. J. Fish. Res. Board Can., 28: 1573-1581.
- Angeles, B., & Mendo, J. (2005). Crecimiento, fecundidad y diferenciación sexual del lenguado *Paralichthys adspersus* (Steindachner) de la costa central del Perú. Ecología Aplicada, 4(1-2), 105-112.

- Arancibia, H., & Robotham, H. (1984). Crecimiento y edad del calamar (*Loligo gahi* Orbigny) en la Región Austral de Chile.
- 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., S. Neira. 2008. Overview of the stock of hake (*Merluccius gayi*) and forecast of its biomass including jumbo squid (*Dosidicus gigas*) prey-predator relationship in central Chile (33°S – 39°S). CalCOFi Reports, 49: 104-115.
- Arancibia H., M. Barros, S. Neira, R. Alarcón, A. Gretchina, A. Yáñez, C. Ibáñez, L. Cisternas, A. Zúñiga, C. Bruno, N. Alegría, E. Acuña y 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.
- Arancibia, H., R. Alarcón, M. Barros, S. Neira, L. Cisterna, S. López, C. Sagua, J.F. Gavilán y P. San Martín. (2017). Actualización de parámetros de historia de vida de reineta (*Brama australis*) en aguas nacionales. Informe Final Proyecto FIP N° 2015-20.
- Arancibia, H., R. Alarcón, M. Barros, S. Neira, J.F. Gavilán & M. Quiroz. 2020. Informe Final, Proyecto FIPAN° 2018-39 Estudio biológico-pesquero del recurso cojinoba de la región sur austral. Universidad de Concepción, 238p.+ Anexos
- Aranis, A., Caballero, L., Cerna, F., Gomez, A., Lopez, A., Bernal, C. (2006). Monitoreo de la pesquería de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X región. Informe Final Proyecto FIP 2004-39
- Aranis, A., R. Meléndez, G. Pequeño & F. Cerna. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). Gayana 71: 102-113.
- Aranis, A., Gomez, A., Caballero, L., Gonzalez, M., Eisele, G., Muñoz, G. (2011). Monitoreo de anchoveta y sardina en aguas interiores de la X región de Los Lagos. Informe Final IFOP.
- Baraff L.S, Loughlin T.R. 2000. Trends and Potential Interactions Between Pinnipeds and Fisheries of New England and the U.S. West Coast. Marine Fisheries Review, 62(4): 1-39.
- Barros, M., Arancibia, H. & Neira, S. (2014). Trophic interactions in northern Chile upwelling ecosystem, year 1997. Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(5), 1109–1125.
- Begon, M., C.R. Townsend & J.L. Harper. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems, 4th ed. Oxford: Blackwell.

- Bigg, M. & I. Fawcett. 1985. Two biases in diet determination of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). Marine mammals and fisheries: 284-291
- Bowen W.D., Lidgard D. 2012. Marine mammal culling programs: review of effects on predator and prey populations. Mammal Review, 1-14.
- Braun, M., H. Reyes, J. Osses, J. Castillo & V. Valenzuela. 2000. Monitoreo de las condiciones bio-oceanográficas en la I y II Regiones. Informe Final Proyecto FIP 99-01: 157 pp.
- Bravo, R., D. Lloris, G. Pequeño & J. Rucabado. 1999. Revisión de diferentes especies del género *Bovichthys* (Perciformes: Bovichthidae). Revista de Biología Marina y Oceanografía 34 (2): 123-137.
- Bucarey D., Böhm M., Leiva F. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2017: Anchoqueta III-IV Regiones, 2017. Informe 2 de estatus. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile, 75 pp+anexos.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. Sociological Methods & Research, 33(2), 261-304. doi: 10.1177/0049124104268644
- Canales TM, J Castillo, F Cerna & A Aranís. 2007. Analisis de la pesquería de sardina austral en las aguas interiores del mar de Chiloe y estimaciones de CTP 2007. Reporte Técnico. 14 pp.
- Canales, T.M. & E. Leal. 2009. Parámetros de historia de vida de la anchoqueta *Engraulis ringens* Jenyns, 1842, distribuida en la zona centro norte de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 44(1): 173-179.
- Carocca, C., & Chong, J. (2010). Actividad ovárica del pampanito, *Stromateus stellatus* en el litoral de la Región del Biobío, Chile. Revista de biología marina y oceanografía, 45, 751-755.
- Cavieres G., Yáñez A., Zilleruelo M., Bravo C. 2018 (a). 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. 2018 (b). 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.
- Cerna, F., Machuca, C., Lopez, A., Serra, R., Ojeda, V., Plaza, G., Moyano, G., Carreño, D. (2011). revisión de la asignación de edad en la anchoqueta de la zona norte. Informe Final FIP 2006-17

- Cerna, J., Valera, C., Moyano, G., Muñoz, L. (2016). Protocolo de lectura de otolitos de jurel. Informe Final FIPA 2014-32
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.*, 61, 169-185.
- Christensen, V. & C.J. Walters. 2004. ECOPATH with ECOSIM: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.*, 172 (2-4): 109-139.
- Christensen, V., C.J. Walters, D. Pauly & R. Forrest. 2008. *Ecopath with Ecosim 6 User Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2008 Edition, 235 pp.
- Contreras, F. & Quiroz, J.C. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2017: Congrio Dorado Sur. Informe Consolidado. Convenio Desempeño 2017 Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 95 pp.
- Contreras, F. & Quiroz, J.C. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Congrio Dorado Sur. Informe Consolidado. Convenio Desempeño 2018 Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 95 pp.
- Cordova, J., Leiva, B., Catasti, V., Valero, C., Reyes, H., Pizarro, M., Valenzuela, V., Angulo, J., Saavedra, J., Ossa, L. (2014). Evaluación hidroacústica de jurel en la XVI y III Regiones. Informe Final FIP 2013-08
- Cortés, Y. & Muñoz, G. (2008). Infracomunidades de parásitos eumetazoos del bagre de mar *Aphos porosus* (Valenciennes, 1837) (Actinopterygii: Batrachoidiformes) en Chile central. *Revista de biología marina y oceanografía*, 43(2), 255-263
- Cubillos LA, R Alarcón, D Bucarey, M Canales, P Sobarzo y 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.
- 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.
- Dellinger, T. & F. Trillmich. 1988. Estimating diet composition from scat analysis in otariid seals (Otariidae): is it reliable? *Can J Zool* 66: 1865-1870.
- DeNiro, M.J. 1985. Postmortem preservation and alteration of in vivo bone collagen isotope ratios in relation to palaeodietary reconstruction. *Nature* 317: 806-809
- DeNiro, M.J. & S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42: 495-506.

- Espíndola F, Quiroz JC, Böhm G, Leiva F, Angulo J. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2018: Anchoqueta XV-II Regiones. Informe 2 estatus. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 105 pp+anexos
- Falabella, F., R. Meléndez & M.L. Vargas. 1995. Claves osteológicas para peces de Chile central. Artegrama, Santiago.
- FAO. 2003. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.
- Fulton, E.A. & Smith, A.D.M. (2004). Lessons learnt from a comparison of three ecosystem models for Port Phillip Bay, Australia. *Afr. J. Mar. Sci.* 26, 219-243.
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1990. Uncertainty and Quality in Science for Policy. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gaichas S.K., Aydin K.Y., Francis R.C. 2010. Using food web model results to inform stock assessment estimates of mortality and production for ecosystem-based fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1490–1506.
- Gales, N. & A. Cheal. 1992. Estimating diet composition of the Australian sea lion (*Neophoca cinerea*) from scat analysis: an unreliable technique. *Wildl Res* 19: 447-455
- Gannes, L.Z., D.M. O'Brien & C.M. Del Rio. 1997. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78: 1271-1276
- 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.
- Garrido, I. 2012. Ecología trófica del asteroideo *Cosmasterias lurida* (Phillipi, 1858) en el seno del Reloncaví (sur de Chile) distribución, abundancia, alimentación y movimiento. Tesis de grado 2012. Universidad Austral
- Goicochea, C., Moquillaza, P., & Mostacero, J. (2012). Edad y crecimiento de *Isacia conceptionis* (Cuvier) en la zona de Ilo, 2009. *Inf. Inst. Mar Perú*, 39, 18-22.
- Goya, E. & A. García-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>.
- Guerrero, A. I., Pavez, G., Santos-Carvallo, M., Rogers, T. L., & Sepúlveda, M. (2020). Foraging behaviour of the South American sea lion (*Otaria byronia*) in two disparate ecosystems assessed through blubber fatty acid analysis. *Scientific reports*, 10(1), 1-13.

- Hastie T & R Tibshinari. 1986. Generalized additive models (with discussion). *Statistical Science*. 1: 297-318. 335 pp.
- Hastie T & R Tibshinari. 1990. *Generalized additive Models*. Chapman & Hall.
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., & Christensen, V. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, 331, 173-184. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007
- Hobson, K.A., D.M. Schell, D. Renouf & E. Noseworthy. 1996. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 528-533.
- Hollowed, A.N. R. Beamish, J. Collie, M. Fogarty, P. Livingston, J. Pope, J.C. Rice, N. B. 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science*, 57, 707–719.
- Hollowed, A.B., Ianelli, J.N., Livingston, P.A. 2000. Including predation mortality in stock assessments: a case study for Gulf of Alaska walleye pollock. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 279–293.
- Hooker, S.K., S.J. Iverson, P. Ostrom & S.C. Smith. 2001. Diet of northern bottlenose whales inferred from fatty-acid and stable-isotope analyses of biopsy samples. *Can J Zool* 79: 1442-1454 doi 10.1139/cjz-79-8-1442
- Horn, H.S. 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100: 419–423.
- Houle, J.E., de Castro, F., Cronin, M.A., Farnsworth, K.D., Gosch, M., & Reid, D.G. (2015). Effects of seal predation on a modelled marine fish community and consequences for a commercial fishery. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 54–63. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12548>.
- Hückstädt, L.A., R.A. Quiñones, M. Sepúlveda & D.P. Costa. 2014. Movement and diving patterns of juvenile male South American sea lions off the coast of central Chile. *Marine Mammal Science* 30(3): 1175-1183.
- Hückstädt, L.A., C.P. Rojas & T. Antezana. 2007. Stable isotope analysis reveals pelagic foraging by the Southern sea lion in central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347: 123-133.
- Inzunza, J. & G. Pequeño. 1988. Aspectos trófico-adaptativos y reafirmación de dos especies en el género *Calliclinus* Gill, 1860 (Osteichthyes, Clinidae). *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 59: 69-93.

- Jackson, A., R. Inger, A. Parnell & S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80: 595-602.
- Jackson, M. & R. Britton. 2014. Divergence in the trophic niche of sympatric freshwater invaders. *Biological Invasions* 16: 1095-1103.
- Jahncke, J., & Rivas, C. (1998). Recuperación, erosión y retención de otolitos en bolos de Guanay: ¿son los bolos realmente buenos indicadores de la dieta? *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 17(1-2), 35-45.
- Jaramillo, J. 1989. Aspectos morfológicos trófico-adaptativos de las especies chilenas del género *Genypterus* Philippi, 1857 (Osteichthyes, Ophidiidae). Tesis de Magister en Ciencias, 83 pp. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Jurado-Molina, J., J.N. Ianelli & P.A. Livingston. 2005. Incorporating predation interactions in a statistical catch-at-age model for a predator-prey system in the eastern Bering Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62, 1865-1873.
- Karas, P., Alarcón, R., & Gorny, M. (2007). Experimental studies on the feeding ecology of *Munida subrugosa* (White, 1847) (Decapoda: Anomura: Galatheidae) from the Magellan region, southern Chile. *Sci. Mar.*, 71(1), 187–190.
- Kiszka J.J., Simon-Bouhet B., Charlier F., Pusineri C., Ridoux, V. 2010. Individual and group behavioural of small delphinids to remote biopsy analysis. *Animal welfare*, 19: 411-417.
- Koen Alonso, M., E.A. Crespo, N.A. García, S.N. Pedraza & M. Coscarella. 1998. Diet of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, in waters off Patagonia, Argentina. *Fishery Bulletin* 96: 366–374.
- Koen-Alonso M, E Crespo, S Pedraza, N García & M Coscarella. 2000. Food habits of the South American sea lion, *Otaria flavescens*, off Patagonia, Argentina. *Fish. Bull* 98: 250-263
- Kong I, Clarke M, Escribano R. 1995. Alimentación de *Paralichthys adspersus* (Steindachner, 1867) en la zona norte de Chile. *Rev Biol Mar* 30(1):29-44
- Langton, R.W. 1982. Diet overlap between Atlantic cod, *Gadus morhua*, silver hake, *Merluccius bilinearis*, and fifteen other northwest Atlantic finfish. *Fishery Bulletin* 80: 745–759.
- Lavigne, D.M. 2003. Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. In: Gales, N., Hindell, M., Kirkwood, R. (Eds.), *Marine Mammals: Fisheries Tourism and Management Issues*. CSIRO Publications, pp. 31-47.
- Layman, C.A., D.A. Arrington, C.G. Montaña & D.M. Post. 2007. Can stable isotope ratios provide quantitative measures of trophic diversity within food webs? *Ecology* 88: 42–48.

- Leal, E., Zúñiga, M.J, Bucarey, D. & Espíndola, F. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2018: Sardina austral X Región, 2018. Informe 2 Estatus. Convenio de Desempeño 2017, Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 141 pp.
- Lessard, R.B., Martell, S., Walters, C.J., Essington, T.E., Kitchell, J.F.K. 2005. Should ecosystem management involve active control of species abundances? *Ecology and Society*: 10 (2), 1.
- Lillo, S., Legua, J., Olivares, J., Saavedra, J.C., Molina, E., Diaz, E., Rojas, M., Angulo, J., Valenzuela, V., Núñez, S., Vásquez, S., Sepúlveda, A., Soto, S. (2014). evaluación directa de merluza común, año 2013. Informe Final FIPA 2013-12
- Lillo, S., Niklitschek, E., Alegría, N., Legua, J., Molina, E. (2017). Evaluación directa de jibia en la zona centro sur. Propuesta metodológica. Informe Final FIPA 2015-16
- Lindeman, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23: 399-418.
- Livingston, P.A. 1993. Importance of predation by groundfish, marine mammals and birds on walleye pollock *Theragra chalcogramma* and Pacific herring *Clupea pallasii* in the eastern Bering Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 102(3):205-215.
- Mackinson, S. (2014). Combined analyses reveal environmentally driven changes in the North Sea ecosystem and raise questions regarding what makes an ecosystem model's performance credible? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(1), 31-46.
- Mackinson, S., Daskalov, G., Heymans, J. J., Neira, S., Arancibia, H., Zetina-Rejon, M., Jiang, H., Cheng, H.Q., Coll, M., Arreguin-Sanchez, F., Keeble, K. & Shannon, L. (2009). Which forcing factors fit? Using ecosystem models to investigate the relative influence of fishing and changes in primary productivity on the dynamics of marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 220(21), 2972-2987.
- Magnusson, K. 1995. An overview of the multispecies VPA - theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5:195–212.
- McCutchan, J.H. Jr., W.M. Jr. Lewis, C. Kendall & C.C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102: 378–390.
- 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.
- Montecinos, H. 1988. Desarrollo del esqueleto caudal y cinturas óseas en tallas pequeñas de *Eleginops maclovinus* (Valenciennes, 1830) (Pisces: Nototheniidae). Tesis para optar al Título de Profesor de Biología, Química y Ciencias Naturales, 65 pp. Facultad de Filosofía y Humanidades, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Morisita, M. 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memories of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E (Biology)* 3: 65–80.
- Morissette, L., Hammill, M.O., Savenkoff, C., 2006. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammal Science*, 22:74–103.
- Moustahfid, H., Link, J. S., Overholtz, W. J., and Tyrrell, M. C. 2009. The advantage of explicitly incorporating predation mortality into age structured stock assessment models: an application for Atlantic mackerel. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 445–454.
- Muñoz, L., Pavez, G., Quiñones, R., Oliva, D., Santos, M. & Sepúlveda, M. (2013). Diet plasticity of the South American sea lion in Chile: stable isotope evidence. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48: 613-622.
- Murillo, C. 1998. *Lepidología básica en especies seleccionadas de Chiloé*. Tesis para optar al Grado de Licenciado en Biología Marina, 58 pp. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- Neira, S., & Arancibia, H. (2004). Trophic interactions and community structure in the upwelling system off Central Chile (33-39°S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312(2), 349-366.
- Neira S., Arancibia H. 2014. Recent changes in central Chile: analyzing the effects of fishing, environment and jumbo squid on the dynamics of fish stocks. *Deep Sea Research II*. 95, 103-112.
- Neira, S., Arancibia, H., & Cubillos, L. (2004). Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling*, 172(2-4), 233-248.
- Neira, S., H. Arancibia, 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.

- 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.
- Ojeda, V., Olivares, J., Balbontin, F., Garland, D., Cubillos, L., Alarcon, R., George-Nascimento, M., Sepúlveda, A., Cerna, F., Aguayo, M., Miranda, H. (1997). Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en la merluza común en la zona centro-sur. Informe técnico FIP-IT 95-15
- 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.
- Ortiz, M., 2008. Mass balance and Dynamic simulations of trophic models of kelp ecosystems near Mejillones Peninsula of northern Chile (SE Pacific): Comparative network structure and assessment of harvest strategies. Ecological Modelling 216(1): 31-46.
- 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, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. Science 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES Journal of Marine Science, 57(3), 697-706.
- Pavez, P., G. Plaza, V. Espejo, B. Dyer, H. Cerisola, J. Saavedra, V. Almanza y M. Matamala (2008). Estudio Biológico-Pesquero del pejerrey de mar X Región. Informe Final Proyecto FIP N° 2006-58
- Pavés, H., H. González & V. Christensen. 2013. Structure and functioning of two pelagic communities in the North Chilean Patagonian coastal system. Hydrobiologia 717: 85-108
- Pavés, H. J., González, H. E., Castro, L., & Iriarte, J. L. (2014). Carbon Flows Through the Pelagic Sub-food Web in Two Basins of the Chilean Patagonian Coastal Ecosystem: the Significance of Coastal-Ocean Connection on Ecosystem Parameters. Estuaries and Coasts, 38(1), 179-191.
- Payá, I. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2017: Merluza de cola 2017. Informe Consolidado. Convenio Desempeño 2017 Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaria de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 215 pp.
- Payá, I., Céspedes, R., Ojeda, V., González, J. & Lillo, S., 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2017: Merluza de cola 2017. Documento Consolidado. Convenio Desempeño 2017

- Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 230 pp.
- Pequeño, G. & J. Inzunza. 1987. Variabilidad intraespecífica y estatus sistemático del “torito” *Bovichthys chilensis* Regan, 1913 (Osteichthyes: Bovichthyidae). Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción 58: 127-139.
- Pérez, M.C., Quiroz, J.C., Ojeda, V., Chong, L., Lillo, S. & Céspedes, R. 2018a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Merluza del sur 2018. Informe 3 Consolidado. Convenio Desempeño 2017 Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 175 pp.
- Pérez, M.C., Gálvez, P., Garcés, E. & Santander, J. 2018b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018: Raya volantín 2018. Informe 3 Consolidado. Convenio Desempeño 2017 Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) - Subsecretaría de Economía y EMT, Ministerio de Economía. 175 pp.
- Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics 4: 53-74.
- Plagányi, E.E. (2007). Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No 477, 108 pp. FAO, Rome.
- Polovina J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. Coral Reefs, 3: 1-13.
- Punt, A.E. & Butterworth, D.S. (1995). The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and the Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. S Afr J Mar Sci 16:255-285
- Queirolo, D., M. Ahumada, R. Wiff, J. Paramo, P. Arana, S. Palma, M. Lima & A. Flores. 2016. Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII Regiones, año 2015. Informe Final, 251 pp.
- Quiroz, J.C. & R. Wiff. 2005. Investigación CTP raya volantín en la VIII a X Regiones 2005, Fase I. Instituto de Fomento Pesquero - Subsecretaría de Pesca. Informe Final, 62 pp. + anexo.
- 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.

- Schweigert, J.F., Boldt, J.L., Flostrand, L., and Cleary, J.S. 2010. A review of factors limiting recovery of Pacific herring stocks in Canada. – ICES Journal of Marine Science, 67: 1903–1913.
- Scott, Erin, Serpetti, Natalia, Steenbeek, Jeroen, & Heymans, Johanna Jacomina. (2016). A Stepwise Fitting Procedure for automated fitting of Ecopath with Ecosim models. *SoftwareX*, 5, 25-30.
- Sepúlveda, M., S. Neira, D. Oliva, H. Pavés, G. Pavez, M. Santos & R. Sarmiento. 2016. Rol ecológico del lobo marino común en el territorio y aguas jurisdiccionales chilenas. Informe Final Proyecto FIP N° 2014-28. 141 pp + Anexos
- Shin, Y.J. & Cury, P. (2001). Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14(2), 65-80.
- Shin, Y. J., & Cury, P. (2004). Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(3), 414–431. <https://doi.org/10.1139/f03-154>
- Sielfeld, W., C. Guerra, L.R. Durán, E. Acuña, A. Aguayo-Lobo, M. Sepúlveda, F. Palma, A. Malinarich, G. Cerda, A. Bolvarán, R. Grau, X. Veloso, Y. Guerra, M. Vargas, N. Amado, R. Peredo & J. Galáz. 1997. Monitoreo de la pesquería y censo del lobo marino común en el litoral de la I-IV Regiones, 105 pp. Informe Final Proyecto FIP 95-28.
- Sielfeld W., Barraza J. & Amado N. (2018) Patrones locales de alimentación del león marino sudamericano *Otaria byronia* el caso de Punta Patache, Norte de Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 53, 307–19
- Silva, S. & G. Pequeño. 2007. Los peces Clupeiformes del litoral valdiviano (Chile): clave de reconocimiento y comentarios (Pisces: Osteichthyes). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 42(3): 357-363
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. *ICES Marine Science Symposia* 193:12-21.
- Stock B, Semmens B (2016) MixSIAR GUI user manual, version 1.0. Accessible online at: [http://conserver.iugo-cafe.org/user/brice semmens/MixSIAR](http://conserver.iugo-cafe.org/user/brice%20semmens/MixSIAR)
- Stock, B. C., Jackson, A. L., Ward, E. J., Parnell, A. C., Phillips, D. L., & Semmens, B. X. (2018). Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *PeerJ* 6: e5096 <https://doi.org/10.7717/peerj.5096>
- Subpesca 2020. Informe Sectorial de Pesca y Acuicultura Diciembre 2020. Departamento de Análisis Sectorial

- Tascheri, R. 2018. Convenio de Desempeño 2017 Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018. Merluza común. Instituto de Fomento Pesquero, 123 p + 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
- 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., Sateler J., Merino, J., Diaz, E., Ojeda, V., Montecinos, M. (2003). Estudio Biológico-pesquero congrio colorado, congrio negro y congrio dorado en la zona centro-sur. Informe Final FIPA 2001-15
- Tezanos-Pinto G., Baker C.S. 2011. Short-term reactions and long-term responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to remote biopsy sampling. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 46: 1-17.
- Tieszen, L.L., T.W. Boutton, K.G. Tesdahl & N.A. Slade. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for δ C analysis of diet. *Oecologia* 57: 32-37.
- Tomczak, M. T., Niiranen, S., Hjerne, O., & Blenckner, T. (2012). Ecosystem flow dynamics in the Baltic Proper-Using a multi-trophic dataset as a basis for food-web modelling. *Ecological Modelling*, 230, 123-147.
- Trijoulet, V., Dobby, H., Holmes, S.J., & Cook, R.M. (2018). Bioeconomic modelling of grey seal predation impacts on the West of Scotland demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 75(4), 1374-1382.
- Trzcinski, M.K. 2020. Synthesizing scientific knowledge about population dynamics and diet preferences of harbour seals, Steller sea lions and California sea lions, and their impacts on salmon in the Salish Sea Workshop 2: November 20-21, 2019, Bellingham, WA. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3403: x + 50 p.
- Ulanowicz, R.E. 1995. Ecosystem Trophic Foundations: Lindeman Exonerata. In: Chapter 21 p. 549-560 In: B.C. Patten and S.E. Jørgensen (Eds.) *Complex ecology: the part-whole relation in ecosystems*, Englewood Cliffs, Prentice Hall.
- 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.

- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. MacMillan Publishing Company, New York, 374 pp.
- Walters, C.J. 2007. Is Adaptive Management Helping to Solve Fisheries Problems? *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(4), 304-307.
- Walters, C.J. & V. Christensen. 2007. Adding realism to foraging arena predictions of trophic flows in Ecosim ecosystem models: shared foraging arenas and bout feeding. *Ecol. Modeling* 209:342-350.
- Walters, C., V. Christensen & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172.
- Walters, C., 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.
- Wickens, P. 1995. A review of operational interactions between pinnipeds and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 346.
- Wood SN. 2003. Thin plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society B*. 65(1): 95-114.
- Wood SN. 2006. Low rank scale invariant tensor product smooths for generalized additive mixed models. *Biometrics*. 62(4): 1025-1036.
- Wood SN. 2017. *Generalized Additive Models. An Introduction with R*. Second Edition. CRC Press. 476 pp.
- Yodzis, P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology & Evolution* 16, 78–84.
- Zenteno L, Crespo E, Vales D, Silva L, Saporiti E, Oliveira LR, Secchi ER, Drago M, Aguilar A, Cardona L. 2015. Dietary consistency of male South American sea lions (*Otaria Flavescens*) in southern Brazil during decades inferred from stable isotope analysis. *Marine Biology* 162: 275-289
- Zhao, L., M.A. Castellini, T.L. Mau & S.J. Trumble. 2004. Trophic interactions of Antarctic seals as determined by stable isotope signatures. *Polar Biology* 27: 368-373.
- Zúñiga, M.J., A. Aranis, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2018 en sardina común V-X Regiones. *Sardina común V-X Regiones, 2018. Informe Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero*. 214 pp
- Zúñiga, M.J., A. Aranis, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales,

año 2018 en anchoveta V-X Regiones. Sardina común V-X Regiones, 2018. Informe Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 230 pp

Zúñiga, M.J., A. Aranís, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2020a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020 en sardina común V-X Regiones. Sardina común V-X Regiones, 2020. Informe 3 Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 204 pp

Zúñiga, M.J., A. Aranís, A. Gómez, Á. Saavedra & J.F. Cerna. 2020b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020 en anchoveta V-X Regiones. Sardina común V-X Regiones, 2020. Informe 3 Consolidado. Convenio de Desempeño 2018. Instituto de Fomento Pesquero. 213 pp

ANEXOS

ANEXO 1. ACTIVIDADES POR INVESTIGADOR

ANEXO 1.1. Actividades desarrolladas por investigador y objetivo específico

Nombre	Función	Objetivo Específico	Actividades desarrolladas
Sergio Neira	Jefe Proyecto, Investigador	General	- Coordinación con contraparte técnica. - Coordinación y administración general proyecto. - Elaboración informes
		1	- Revisión literatura, selección de publicaciones
		2	- Recopilación información pesquerías pelágicas, demersales, artesanales e industriales
		3	- Diseño talleres metodológico 1 - Definir temáticas a discutir en taller metodológico - Dirección del Taller metodológico 1
		4	- Modelación y simulaciones EwE - Evaluación impacto escenarios de biomasa y captura de LMC y principales especies pesqueras.
		5	- Preparación de información para Taller Metodológico 2 - Taller metodológico 2 - Proposición de recomendaciones sobre como considerar la depredación por LMC en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías.
Ruben Alarcón	Director Alterno, Investigador	General	- Coordinación y administración general proyecto. - Participación y relator en talleres. - Elaboración informes
		1	- Revisión literatura, selección de publicaciones
		2	- Recopilación información pesquerías pelágicas, demersales, artesanales e industriales
		3	- Diseño talleres metodológico 1 - Definición temáticas a discutir en taller metodológico - Expositor en Taller metodológico 1
		4	- Modelación y simulaciones EwE - Evaluación impacto escenarios de biomasa y captura de LMC y principales especies pesqueras.
		5	- Preparación de información para Taller Metodológico 2 - Taller metodológico 2 - Proposición de recomendaciones sobre como considerar la depredación por LMC en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías.
Hugo Arancibia	Investigador	General	- Participación en talleres.
		5	- Participación en Taller metodológico 2

Nombre	Función	Objetivo Específico	Actividades desarrolladas
			- Revisión de las recomendaciones sobre como considerar la depredación por LMC en la dinámica de stocks que sustentan pesquerías.
Mónica Barros	Investigador	1	- Revisión literatura, selección de publicaciones - Construcción dossier de publicaciones - Elaboración de informes
		5	- Participación en Taller metodológico 2
Ana Arriagada	Investigador	1	- Revisión literatura, selección de publicaciones
		2	- Recopilación información pesquerías pelágicas, demersales, artesanales e industriales
		3	- Expositor en Taller metodológico 1
		4	- Modelación y simulaciones EwE - Evaluación impacto escenarios de biomasa y captura de LMC y principales especies pesqueras.
		5	- Participación en Taller metodológico 2
Héctor Pavés	Investigador	1	- Revisión literatura, selección de publicaciones
		2	- Recopilación información pesquerías pelágicas, demersales, artesanales e industriales
		3	- Expositor en Taller metodológico 1 - Análisis métodos costo-efectivos para modelación ecotrófica - Elaboración de informes
		4	- Modelación y simulaciones EwE - Modelo ecosistémico de la región de Magallanes
		5	- Preparación de información para Taller Metodológico 2 - Taller metodológico 2
Maritza Sepúlveda	Investigador	2	- Responsable objetivo específico N° 2 - Análisis dieta lobo marino común de Chile central. Actualización dieta - Análisis información isótopos
		3	- Expositor en Taller metodológico 1
		5	- Participación en Taller metodológico 2
Doris Oliva	Investigador	2	- Análisis dieta lobo marino común de Chile central. Actualización dieta - Análisis información isótopos
		3	- Expositor en Taller metodológico 1
		5	- Participación en Taller metodológico 2
Diego Miranda	Colaborador	1	- Búsqueda literatura, selección de publicaciones
		4	- Apoyo modelación ecosistema de Magallanes - Participación en taller metodológico 1

Nombre	Función	Objetivo Específico	Actividades desarrolladas
Alicia Guerrero	Colaborador	2	- Colecta muestras de fecas piel lobo marino para análisis de la dieta - Apoyo análisis de información - Elaboración de informes
		3	- Participación en Taller metodológico 1
Guido Pavez	Colaborador	2	- Colecta muestras de fecas piel lobo marino para análisis de la dieta - Apoyo análisis de información - Elaboración de informes
		3	- Participación en Taller metodológico 1
Anahí Canto	Colaborador	2	- Colecta muestras de fecas piel lobo marino para análisis de la dieta - Apoyo análisis de información - Elaboración de informes
		3	- Participación en Taller metodológico 1

ANEXO 2. Experiencia internacional y nacional sobre la interacción de Otáridos sobre stock pesqueros

Anexo 2.1. Efecto de lobos marinos y especies afines sobre la actividad pesquera artesanal e industrial. Se indica la especie interactuante, características de la pesquería, los efectos de la interacción y el lugar de la investigación analizada. Tipo pesquería: A: artesanal, I: industrial, R: recreativa y S: salmonicultura.

ANEXO 3. Experiencia internacional y nacional sobre la interacción de Otáridos sobre stock pesqueros

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia	
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)				
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	<i>Hyperoglyphe antarctica</i>	Bentopelágico			21,20							Australia	57
Ballenas piloto de aleta corta, falsas orcas	Ballenas dentadas	I	Palangre	Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores						41,00	60,00			África, Archipiélago de las Seychelles	58
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	I	Palangre	Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores						16,00	18,00			África, Archipiélago de las Seychelles	58
Morsa del Pacífico (<i>Odobenus rosmarus divergens</i>)	Morsas	I	Arrastre	Peces de fondo. No indica sp.	Bentónico		1,80								Alaska	14
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal						9,00				Alaska, Islas Crozet	56
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Demersal sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>) and Pacific halibut (<i>Hippoglossus stenolepis</i>)	Demersal			25,00			20,00				Alaska, Islas Crozet y las Islas Kerguelen	40
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>)	Demersal			16,00			1,00				Alaska, Bering Sea, Aleutian Islands, Western Gulf of Alaska, Central Gulf of Alaska, West Yakutat, and Southeast	54

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>)	Demersal					26,50	1			Alaska, Golfo de Alaska	41
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal					37,00		518,00	\$1,500,000.0	Alaska, Islas Crozet	55
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			27,60				12,00	\$2,000,000.0	Alaska, ZEE de Isla Crozet	49
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			15,10		12,00	3,20		\$2,100,000.0	Alaska, ZEE de Kerguelén	49
Lobo fino. Fur seals (<i>Arctocephalus spp.</i>)	Lobos finos	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			0,30		1,00			\$2,000,000.0	Alaska, ZEE de Isla Crozet	49
Lobo fino. Fur seals (<i>Arctocephalus spp.</i>)	Lobos finos	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			21,10		39,30			\$2,100,000.0	Alaska, ZEE de Kerguelén	49
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal					27,00				Alaska, Islas Crozet	56
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Demersal sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>) and Pacific halibut (<i>Hippoglossus stenolepis</i>)	Demersal			25,00		40,00				Alaska, Islas Crozet y las Islas Kerguelen	40
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>)	Demersal					21,40	60,00			Alaska, Mar de Bering, las Islas Aleutianas y el Golfo Occidental de Alaska	42
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Fletán negro (<i>Hippoglossus stenolepis</i>)	Demersal					6,90	60,00			Alaska, Mar de Bering, las Islas Aleutianas y el	42

Especies	Grupos	Tipo Pesquera	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Rodaballo de Groenlandia (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	Peces costeros					9,90	36,00			Golfo Occidental de Alaska	42
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>)	Demersal					63,00	37			Alaska, Mar de Bering, las Islas Aleutianas y el Golfo Occidental de Alaska	43
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Arrowtooth flounder (<i>Atheresthes stomias</i>)	Peces costeros					62,50	24			Alaska, Mar de Bering, las Islas Aleutianas y el Golfo Occidental de Alaska	43
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Greenland turbot (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	Peces costeros					73,00	54			Alaska, Mar de Bering, las Islas Aleutianas y el Golfo Occidental de Alaska	43
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Sablefish (<i>Anoplopoma fimbria</i>)	Demersal					57,50	10			Alaska, Alaska occidental	41
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			41,00		10,00		317,00	\$1,500,000.0	Alaska, Islas Crozet	55
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			13,60		22,50	22,00		\$2,000,000.0	Alaska, ZEE de Isla Crozet	49
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			0,10		1,00			\$2,100,000.0	Alaska, ZEE de Kerguelén	49
Delfín franciscana	Delfines	A	Camarones	<i>Artemesia longinaris</i> (Camarón argentino), <i>Pleoticus</i>	Pelágico	0,02								Argentina, Atlántico	35

Especies	Grupos	Tipo Pesquera	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
<i>(Pontoporia blainvillei)</i>				<i>muelleri</i> (Langostino patagónico)											
Tonina overa (<i>Cephalorhynchus commersonii</i>)	Delfines	I	Arrastre	Merluza (<i>Merluccius hubbsi</i>), Langostino (<i>Pleoticus muelleri</i>)	Demersal	0,02								Argentina, Atlántico	37, 38
Delfín oscuro (<i>Lagenorhynchus obscurus</i>)	Delfines	I	Arrastre	Merluza (<i>Merluccius hubbsi</i>), Langostino (<i>Pleoticus muelleri</i>)	Demersal	0,03								Argentina, Atlántico	37, 38
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	I	Arrastre	Merluza (<i>Merluccius hubbsi</i>), Langostino (<i>Pleoticus muelleri</i>)	Demersal	0,01								Argentina, Atlántico	37, 38
Delfín franciscana (<i>Pontoporia blainvillei</i>)	Delfines	A	Enmalle	<i>Mustelus schmitti</i> (Gatuzo), <i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina blanca)	Peces costeros	0,03								Argentina, Atlántico	35
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	R	Línea de mano	Pesca demersal (no indica especies)	Demersal				38,70	13,7				Australia, Parque Marino Ningaloo	30
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	R	Línea de mano	Pesca demersal (no indica especies)	Demersal				38,70	11,8				Australia, Parque Marino Ningaloo	30
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	R	Línea de mano	Pesca demersal (no indica especies)	Demersal				41,90	11,50				Australia, Golfo de Exmouth	30
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	R	Línea de mano	Pesca demersal (no indica especies)	Demersal				41,90	8,40				Australia, Golfo de Exmouth	30
Cookie-cutter sharks (<i>Isistius brasiliensis</i>)	Tiburones	I	Palangre	Albacore, yellowfin, bigeye, mahi mahi, and wahoo	Pelágicos mayores					10,21				Australia	19
Larger pelagic sharks (possibly oceanic white tip <i>Carcharhinus longimanus</i> , blue <i>Prionace glauca</i> , and hammerhead <i>Sphyrna</i> spp)	Tiburones	I	Palangre	Albacore, yellowfin, bigeye, mahi mahi, and wahoo	Pelágicos mayores					1,49				Australia	19
Odontocetos (no indica especies)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Albacore (<i>Thunnus alalunga</i>)	Pelágicos mayores					56,00				Australia	19

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Odontocetos (no indica especies)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Mahi mahi (<i>Coryphaena hippurus</i>)	Pelágicos mayores					19,00				Australia	19
Odontocetos (no indica especies)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Yellowfin (<i>Thunnus albacares</i>)	Pelágicos mayores					15,00				Australia	19
Odontocetos (no indica especies)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Bigeye tuna (<i>Thunnus obesus</i>)	Pelágicos mayores					7,00				Australia	19
Odontocetos (no indica especies)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Wahoo (<i>Acanthocybium solandri</i>)	Pelágicos mayores					4,00				Australia	19
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores	1,00		36,00		12,38				Brasil, Santos	8
Orca (<i>Orcinus orca</i>) y Falsa orca (<i>Pseudorca crassidens</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Xiphias gladius</i> (Pez espada), <i>Thunnus</i> spp (Atún)	Pelágicos mayores			10,00		18,9	0,60			Brasil, Atlántico	52
<i>Prionace glauca</i> , <i>Sphyrna</i> spp., <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>Carcharhinus</i> spp.	Tiburones	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			12,00		7,13				Brasil, Santos	8
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	I	Arrastre	<i>Merluccius gayi gayi</i> (Merluza del Pacífico Sur)	Demersal	6,30								Chile, Zona centro-sur	48
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Cerco	Sardina y anchoveta	Pelágicos pequeños		1,00	100,00		3,47	1,80	\$ 783.080		Chile, Costas Valdivia, XIV Región de Los Ríos	34
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Cerco	<i>Engraulis ringens</i> (anchoveta peruana)	Pelágicos pequeños				100,00					Chile, Bahía Coquimbo	17
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	I	Cerco	<i>Trachurus symmetricus</i> (Jurel)	Pelágicos medianos					0,40				Chile, Talcahuano-Coronel	23

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	S	Cultivo	Atlantic salmon, coho salmon and rainbow trout	Salmones								\$8,500,000.0	Chile, Región de Los Lagos	26
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	9,0x10 ⁻⁵		3,77					\$941.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Fardela negra grande (<i>Procellaria aequinoctialis</i>), Albatros de ceja negra (<i>Diomedea melanophrys</i>)	Aves marinas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	0,02							\$19,194.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Fardela negra grande (<i>Procellaria aequinoctialis</i>), Albatros de ceja negra (<i>Diomedea melanophrys</i>)	Aves marinas	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	0,0037		32,08					\$127.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Lobo fino (<i>Arctocephalus australis</i>)	LFA	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	1,1x10 ⁻⁵		1,89					\$941.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Ballena azul (<i>Baleoptera musculus</i>)	Ballenas barbadas	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	8,0x10 ⁻⁷		0,00					\$941.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			60,00					\$92,684.0	Chile, Sur de Chile	22
Tortuga laúd (<i>Dermochelys coriacea</i>), Tortuga boba (<i>Caretta caretta</i>)	Tortugas	I	Palangre	<i>Xiphias gladius</i> (Pez espada)	Pelágicos mayores	0,02								Chile, Costa de Chile	12

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	0,00	0,00	16,98					\$941.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal			8,24					\$92,684.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			10,00					\$92,684.0	Chile, Sur de Chile	22
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Palangre	<i>Merluccius australis</i> (Merluza austral)	Demersal			52,10				1,60		Chile, Golfo de Ancud y el Fiordo Comau en el sur Chile	9
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Palangre	<i>Merluccius gayi gayi</i> (Merluza del Pacífico Sur)	Demersal					40,00				Chile, Bahía Coquimbo	17
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	A	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	1,1x10 ⁻⁵		58,49					\$92,684.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal	8,0x10 ⁻⁷		57,69					\$92,684.0	Chile, Región de Los Lagos (X) a Región de Magallanes (XII)	33
Tollo. Spiny dogfish (<i>Squalus acanthias</i>)	Tiburones	A	Palangre	<i>Merluccius australis</i> (Merluza austral)	Demersal			45,80				3,30		Chile, Golfo de Ancud y el Fiordo Comau en el sur Chile	9
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Palangres y Líneas de mano	Anguila negra	Demersal			14,50			40,90			Chile, Regiones Arica a Antofagasta	53
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Palangres y Líneas de mano	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	Pelágicos medianos			14,50			32,80			Chile, Regiones Arica a Antofagasta	53

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia	
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)				
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Potera	<i>Dosidicus gigas</i> (Calamar gigante)	Pelágicos medianos										Chile, Bahía Coquimbo	17
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	<i>Merluccius gayi gayi</i> (Merluza del Pacífico Sur)	Demersal										Chile, Bahía Coquimbo	17
Cachalote enano (<i>Kogia sima</i>), Delfín de Risso (<i>Grampus griseus</i>) (Delfín manchado)	Ballenas dentadas	A	Enmalle	Tiburón martillo (<i>Sphyrna zygaena</i>)	Demersal	3,85	3,00	3,85							Ecuador, Costa central de Ecuador	4
Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>), Delfín manchado (<i>Stenella attenuata</i>)	Delfines	A	Enmalle	<i>Seriola rivoliana</i>	Demersal	5,77	4,00	5,77							Ecuador, Costa central de Ecuador	4
Lobo marino de California (<i>Zalophus californianus</i>)	Leones marinos	A	Línea de mano	Salmón chum	Salmones				92,60		1,50				EE.UU., San Diego	20
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	I	Línea de mano	Caballa real de Florida (<i>Scomberomorus cavalla</i>)	Pelágicos medianos				50,00		20,00				EEUU, Florida	60
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	R	Línea de mano	Pargo	Demersal				78,00						EEUU, Golfo de Mexico	18
Foca. Harbour seal (<i>Phoca vitulina</i>)	Focas	I	Enmalle	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	Demersal						0,40	11,50	\$2,250.0		EEUU, Georges Bank, Massachusetts	46
Tollo. Spiny dogfish (<i>Squalus acanthias</i>)	Tiburones	I	Enmalle	<i>Leucoraja ocellata</i>	Demersal						1,98	60,70	\$2,250.0		EEUU, Georges Bank, Massachusetts	46

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal			18,00						Escocia, Georgia del Sur	31
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	(<i>O. mykiss</i>)	Salmones			0,05						Escocia, Georgia del Sur	27
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal			4,00						Escocia, Georgia del Sur	31
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	(<i>O. mykiss</i>)	Salmones			0,02						Escocia, Georgia del Sur	28
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	I	Red trampa	<i>Salmo</i> spp.	Salmones					1,00				Escocia	21
Cormoranes (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	Aves marinas	I	Red trampa	<i>Salmo</i> spp.	Salmones					1,00				Escocia	21
Foca. Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>), harbour seals (<i>Phoca vitulina</i>)	Focas	I	Red trampa	<i>Salmo</i> spp.	Salmones					8,00				Escocia	21
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			23,40		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			7,50		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			42,50		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			19,00		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			16,50		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16

Especies	Grupos	Tipo Pesquera	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			43,80		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			14,70		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			14,90		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			28,00		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			9,10		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			0,00		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			13,60		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			10,20		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			0,00		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			2,70		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			4,30		8,00				España, Región del Cano - SIOFA	16
<i>Pseudorca crassidens</i>	Ballenas dentadas	I	Palangre	Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			2,50		1,55				España, Océano Indico	47

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	A	Enmalle	Salmonete de roca (<i>Mullus surmuletus</i>).	Demersal		2,00	13,00				2,70	\$3,864.0	España, Islas Baleares	3
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (Dissostichus elegeinoides)	Demersal			33,4		7,8		739,00		Francia, ZEE de las Islas Crozet	15
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Ballenas dentadas	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			10,00		9,70		56,00		Francia, Isla La Reunion	51
<i>Globicephala macrorhynchus</i> y <i>Pseudorca crassidens</i>	Ballenas dentadas	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			9,30		17,00				Francia, Reunion Island	45
<i>Globicephala macrorhynchus</i> y <i>Pseudorca crassidens</i>	Ballenas dentadas	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			9,30		9,00				Francia, Seychelles archipelago	45
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Patagonian toothfish (Dissostichus elegeinoides)	Demersal			12,5		6,0		575,00		Francia, ZEE de las Islas Crozet	15
<i>Prionace glauca</i> , <i>Carcharinus</i> y <i>Isurus</i> spp.	Tiburones	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			26,20		41,00				Francia, Reunion Island	45
<i>Prionace glauca</i> , <i>Carcharinus</i> y <i>Isurus</i> spp.	Tiburones	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			26,20		27,00				Francia, Seychelles archipelago	45
Tiburones (no indica especies)	Tiburones	I	Palangre	Atún (<i>Thunnus</i> spp.) y pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			25,00		17,25		32,00		Francia, Isla La Reunion	51
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	A	Enmalle	<i>Scorpaena scrofa</i>	Demersal			12,40		2,00		8,30		Francia, Reserva Natural del Estrecho de Bonifacio	50
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	<i>Hyperoglyphe antarctica</i>	Bentopelágico			58,70						Holanda, Océano Índico	57

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	A	Palangre	Albacore (<i>Thunnus alalunga</i>)	Pelágicos mayores				92,00	23,00			\$27,473.8	Italia, Sicilia	32
Foca. Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>)	Focas	I	Enmalle	Salmonidos	Salmones				25,00				\$73,733.3	Letonia, Letonia	44
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	I	Cerco	Sardina	Pelágicos pequeños			16,00			36,00		\$7,305,165.0	Marruecos, Ceuta y Sàdia	59
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	Corvina	Peces costeros			71,00		17,20				Perú, Puerto San Juan de Marcona	1
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	Corvina	Peces costeros			46,00		52,00				Perú, Puerto de Huacho	2
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	<i>Paralanchurus peruanus</i>	Demersal			46,00		0,50				Perú, Puerto de Huacho	2
Delfín manchado del Atlántico (<i>Stenella frontalis</i>)	Delfines	R	Línea de mano	Bigeye tuna (<i>Thunus obesus</i>)	Pelágicos mayores			19,00					\$354,666.7	Portugal, Azores	6
Delfín nariz de botella (<i>Tursiops truncatus</i>)	Delfines	R	Línea de mano	Bigeye tuna (<i>Thunus obesus</i>)	Pelágicos mayores			10,00					\$354,666.7	Portugal, Azores	6
Delfines comunes (<i>Delphinus delphis</i>)	Delfines	R	Línea de mano	Bigeye tuna (<i>Thunus obesus</i>)	Pelágicos mayores			66,00					\$354,666.7	Portugal, Azores	6
Delfín de Risso (<i>Grampus griseus</i>)	Ballenas dentadas	A	Potera	Calamar (<i>Loligo forbesi</i>)	Pelágico			44,00		3,00	33,00		\$177,333.3	Portugal, S. Miguel, Azores	7
Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			17,70		20,00	3,60			Reino Unido, Islas Georgia del Sur	5
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	Patagonian toothfish (<i>Dissostichus eleginoides</i>)	Demersal			3,80		50,00	3,60			Reino Unido, Islas Georgia del Sur	5

Especies	Grupos	Tipo Pesquera	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)			
Orca (<i>Orcinus orca</i>) y Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Dissostichus eleginoides</i> (Bacalao de profundidad)	Demersal					15,82	28,10		Reino Unido, Islas Georgia del Sur	36	
Foca. Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>)	Focas	I	Enmalle	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	Demersal			52,20		0,18			Suecia, Costa de Öland	28	
Foca. Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>)	Focas	I	Red trampa	Salmón del Atlántico (<i>Salmo salar</i>)	Salmones						27,00		Suecia, Golfo de Botnia	25	
Lobo fino australiano (<i>Arctocephalus pusillus doriferus</i>)	Lobos finos	I	Arrastre	Pequeños pelágicos	Pelágicos pequeños	0,19		70,00					Tasmania	29	
Lobo fino (<i>Arctocephalus australis</i>)	LFA	I	Arrastre	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia), <i>Cynoscion guatucupa</i> (Pescadilla)	Peces costeros	0,01							Uruguay, Río de la Plata y el Océano Atlántico	13	
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	I	Arrastre	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia), <i>Cynoscion guatucupa</i> (Pescadilla)	Peces costeros	0,02							Uruguay, Río de la Plata y el Océano Atlántico	13	
Delfín franciscana (<i>Pontoporia blainvillei</i>)	Delfines	I	Arrastre	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia), <i>Cynoscion guatucupa</i> (Pescadilla)	Peces costeros	0,02							Uruguay, Río de la Plata y el Océano Atlántico	13	
<i>Diomedea</i> spp., <i>Diomedea exulans</i> , <i>Diomedea dabbenena</i> , <i>Thalassarche melanophrys</i> , <i>Thalassarche</i>	Aves marinas	I	Palangre	<i>Xiphias gladius</i> (Pez espada), <i>Thunnus obesus</i> , <i>Thunnus alalunga</i>	Pelágicos mayores	0,42		21,30					Uruguay, Atlántico	24	

Especies	Grupos	Tipo Pesquería	Arte de Pesca	Recurso Capturado	Categoría ambiental	Efectos/interacción							Pérdidas económicas (US\$)	País. Zona	Referencia	
						Captura Incidental (CPUE)	Mortalidad (ind.)	Porcentaje Interacción (%)	Porcentaje Interacción (%)	Captura consumida/depredación (%)	Perdida en las Capturas (%)	Perdida en las Capturas (ton/año)				
<i>chlororhynchos</i> , <i>Procellaria</i> <i>aequinoctialis</i> , <i>Daption capense</i> , <i>Puffinus gravis</i>																
Orca (<i>Orcinus orca</i>)	Orca	I	Palangre	Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>)	Pelágicos mayores			6,20		1,17				Uruguay, Atlántico suroeste	39	
Orca (<i>Orcinus orca</i>) y Falsa orca (<i>Pseudorca crassidens</i>)	Ballenas dentadas	I	Palangre	<i>Xiphias gladius</i> (Pez espada), <i>Thunnus</i> spp (Atún)	Pelágicos mayores						0,37			Uruguay, Atlántico	52	
Lobo fino (<i>Arctocephalus australis</i>)	LFA	A	Enmalle	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia), <i>Pomatotus saltatrix</i> (Anchoas)	Peces costeros		1,00							Uruguay, Piriápolis	11	
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia)	Peces costeros			63,4		1,37				Uruguay, Puerto La Mulata	10	
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia)	Peces costeros			40,54		13,61				Uruguay, Piriápolis	10	
Lobo marino común (<i>Otaria flavescens</i>)	LMC	A	Enmalle	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina rubia)	Peces costeros			60,87						Uruguay, Araminda	10	

Anexo 2.2. Efecto de lobos marinos y especies afines sobre la actividad pesquera artesanal e industrial estimada a partir de modelos ecosistémicos analizados. Se indica la especie interactuante, biomasa (B), tasa de consumo/biomasa (Q/B), tasa de consumo del depredador (Q), las presas, dieta (%), mortalidad por depredación (M2), mortalidad natural (M1/M0), mortalidad por pesca (F), capturas (CT). Se menciona tipo de enfoque utilizado y aplicación del modelo en una acción de manejo. Tipo pesquería: A: artesanal, I: industrial, M: mixta (artesanal-industrial), R: recreativa y S: salmonicultura.

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Enfoque modelo: Descripción del ecosistema															
Tipo de enfoque: Línea base del ecosistema															
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Pleuronectiformes	0,140	3,071	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Gerreidae	0,051	1,119	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Serranidae	0,163	3,576	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Sciaenidae	0,183	4,015	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Palinuridae	0,234	5,133	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Penaeidae	0,092	2,018	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Otros crustáceos	0,030	0,658	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones marinos	México	A	Cerco	0,625	35,100	21,938	Invertebrados suprabentónicos	0,020	0,439	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Eschrichtius robustus</i> (Ballena Gris)	Ballena barbada	México	A	Cerco	3,620	8,580	31,060	Palinuridae	0,380	11,803	N/D	N/D	N/D	N/D	68

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eschrichtius robustus</i> (Ballena Gris)	Ballena barbada	México	A	Cerco	3,620	8,580	31,060	Invertebrados suprabentónicos	0,620	19,257	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	<i>Branta bernicla nigricans</i> (Ganso de collar)	0,058	0,033	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	<i>Chelonia mydas</i> (Tortuga verde)	0,001	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Pleuronectiformes	0,217	0,125	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Gerreidae	0,115	0,066	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Serranidae	0,172	0,099	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Sciaenidae	0,228	0,131	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Palinuridae	0,115	0,066	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Penaeidae	0,058	0,033	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Otros crustáceos	0,035	0,020	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	México	A	Cerco	0,050	11,480	0,574	Haliotidae	0,002	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	68
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco	0,030	15,000	0,450	<i>Loligo gahi</i> (Calamar), <i>Octopus mimus</i> (Pulpo), <i>Isacia conceptionis</i> (Cabinza), <i>Trachinotus paitensis</i> (Pampanito)	0,230	0,104	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco	0,030	15,000	0,450	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,770	0,347	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Sarda chilensis</i> (Bonito)	0,001	0,005	N/D	N/D	N/D	N/D	72

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,008	0,043	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,001	0,005	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Seriolaella violacea</i> (Cojinoba)	0,001	0,005	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina)	0,084	0,452	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	Peces mesopelágicos	0,103	0,554	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Phalacrocorax bougainvillii</i> (Aves)	Aves marinas	Chile	I	Cerco	0,280	19,200	5,376	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,365	1,962	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	Tiburón	0,050	3,374	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Sarda chilensis</i> (Bonito)	0,025	1,687	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,012	0,810	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,178	12,011	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Seriolaella violacea</i> (Cojinoba)	0,025	1,687	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina)	0,012	0,810	N/D	N/D	N/D	N/D	72
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	I	Cerco	0,007	9,640	0,067	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,090	6,073	N/D	N/D	N/D	N/D	72
Enfoque modelo: Manejo															
Tipo de enfoque: Ordenamiento multiespecífico en las pesquerías															
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina)juv	0,138	1,004	0,000	0,009	0,000	N/D	69

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina)adul	0,158	1,149	0,513	0,093	0,144	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Cynoscion striatus</i> (Pescadilla)juv	0,004	0,029	1,605	0,490	0,005	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Cynoscion striatus</i> (Pescadilla)adul	0,021	0,153	0,514	0,668	0,098	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Comger orbygnyanus</i> (Congrio)	0,079	0,574	0,450	0,178	0,103	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Urophycis brasiliensis</i> (Brotola)	0,059	0,429	0,921	0,025	0,027	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Parona signata</i> (Palometa)	0,021	0,153	1,187	0,059	0,004	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Trachurus lathami</i> (Jurel)	0,021	0,153	1,187	0,059	0,004	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Engraulis anchoita</i> (Anchoita)	0,084	0,611	1,935	0,006	0,009	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Mustelus spp.</i> (Gatuzo)	0,000	0,000	0,051	0,498	0,051	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Galeorhinus galeus</i> (Tiburón t. cristal)	0,000	0,000	0,018	0,306	0,026	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Merluccius hubbsi</i> (Merluza)	0,079	0,574	0,450	0,178	0,103	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Illex argentinus</i> (Calamar)	0,129	0,938	1,996	0,002	0,002	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Loligo sanpaulensis</i> (Calamarete)	0,129	0,938	1,996	0,002	0,002	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,404	18,000	7,272	<i>Farfantepenaeus paulensis</i> (Camarón)	0,006	0,044	3,576	0,004	0,000	N/D	69

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Mugil platanus</i> (Lisa)	0,001	0,002	1,112	0,067	0,001	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Cynoscion striatus</i> (Pescadilla)juv	0,145	0,251	1,605	0,490	0,005	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Cynoscion striatus</i> (Pescadilla)adul	0,145	0,251	0,514	0,668	0,098	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	Conger orbygnyanus (Congrio)	0,001	0,002	0,450	0,178	0,103	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Urophycis brasiliensis</i> (Brotola)	0,012	0,021	0,921	0,025	0,027	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Dules auriga</i> (Cocherito)	0,037	0,064	1,219	0,072	0,001	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	Percophis	0,001	0,002	0,819	0,248	0,014	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Anchoa)	0,001	0,002	0,638	0,301	0,010	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Trachurus lathami</i> (Jurel)	0,079	0,137	1,187	0,059	0,004	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Engraulis anchoita</i> (Anchoita)	0,007	0,012	1,935	0,006	0,009	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina)juv	0,212	0,366	0,878	0,009	0,000	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Micropogonias furnieri</i> (Corvina)adul	0,067	0,116	0,513	0,093	0,144	N/D	69

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Loligo sanpaulensis</i> (Calamarete)	0,242	0,418	1,996	0,002	0,002	N/D	69
<i>Pontoporia blainvillei</i> (Franciscana)	Delfines	Argentina -Uruguay	M	Cerco, Arrastre	0,216	8,000	1,728	<i>Pleoticus muelleri</i> (Camarones)	0,049	0,085	3,576	0,004	0,000	N/D	69
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1992	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) juvenil	0,246	0,111	1,830	0,610	0,050	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1993	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) adulta	0,254	0,114	0,150	0,130	0,260	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1994	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina) juvenil	0,065	0,029	1,320	0,130	1,090	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1995	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina) adulta	0,105	0,047	1,120	0,090	0,560	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1996	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) juvenil	0,035	0,016	3,070	0,180	0,370	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1997	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) adulta	0,066	0,030	1,120	0,110	0,940	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1998	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i> (Jurel)	0,162	0,073	0,020	0,330	0,470	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1999	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Genypterus maculatus</i> (Congrio negro)	0,004	0,002	0,020	0,020	0,170	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2000	LMC	Chile	I	Arrastre	0,030	15,000	0,450	<i>Epigonus crassicaudus</i> (Besugo)	0,063	0,028	0,100	0,190	0,030	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1998	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) juvenil	0,246	0,192	1,830	0,610	0,050	N/D	70

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 1999	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) adulta	0,254	0,198	0,150	0,130	0,260	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2000	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina) juvenil	0,065	0,051	1,320	0,130	1,090	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2001	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina) adulta	0,105	0,082	1,120	0,090	0,560	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2002	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) juvenil	0,035	0,027	3,070	0,180	0,370	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2003	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) adulta	0,066	0,051	1,120	0,110	0,940	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2004	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i> (Jurel)	0,162	0,126	0,020	0,300	0,150	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2005	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Genypterus maculatus</i> (Congrio negro)	0,004	0,003	0,020	0,020	0,190	N/D	70
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino) 2006	LMC	Chile	I	Arrastre	0,052	15,000	0,780	<i>Epigonus crassicaudus</i> (Besugo)	0,063	0,049	0,100	0,130	0,200	N/D	70
Enfoque modelo: Manejo															
Tipo de enfoque: Línea base del ecosistema															
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,050	0,090	N/D	N/D	0,250	N/D	71
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina)	0,220	0,396	N/D	N/D	0,010	N/D	71
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,400	0,720	N/D	N/D	0,550	N/D	71
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,050	0,090	N/D	N/D	0,110	N/D	71

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	Peces demersales	0,100	0,180	N/D	N/D	0,010	N/D	71
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	M	Cerco	0,090	20,000	1,800	<i>Dosidicus gigas</i> (Jibia)	0,050	0,090	N/D	N/D	0,000	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,010	0,006	N/D	N/D	0,250	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina)	0,140	0,084	N/D	N/D	0,010	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,260	0,156	N/D	N/D	0,550	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	Myctophidae	0,100	0,060	N/D	N/D	0,000	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,070	0,042	N/D	N/D	0,110	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Dosidicus gigas</i> (Jibia)	0,340	0,204	N/D	N/D	0,000	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Seriollella violacea</i> (Cojinoba)	0,040	0,024	N/D	N/D	0,030	N/D	71
Cetaceo	Delfines	Chile	M	Cerco	0,060	10,000	0,600	<i>Sarda chilensis</i> (Bonito)	0,040	0,024	N/D	N/D	0,020	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,150	0,055	N/D	N/D	0,250	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,150	0,055	N/D	N/D	0,550	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,150	0,055	N/D	N/D	0,110	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Dosidicus gigas</i> (Jibia)	0,330	0,121	N/D	N/D	0,000	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Seriollella violacea</i> (Cojinoba)	0,030	0,011	N/D	N/D	0,030	N/D	71
<i>Isurus oxirynchus</i> (Tiburón mako)	Tiburones	Chile	M	Cerco	0,060	6,100	0,366	<i>Sarda chilensis</i> (Bonito)	0,150	0,055	N/D	N/D	0,020	N/D	71

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Enfoque modelo: Descripción ecosistémica															
Tipo de enfoque: Ordenamiento multispecífico en las pesquerías															
<i>Monachus monachus</i> (foca monje del mediterraneo)	Focas	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,015	12,590	0,189	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Lubina europea)	0,200	0,038	N/D	N/D	N/D	0,400	73
<i>Monachus monachus</i> (foca monje del mediterraneo)	Focas	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,015	12,590	0,189	<i>Diplodus sargus</i> (Dorada blanca)	0,450	0,085	N/D	N/D	N/D	0,150	73
<i>Monachus monachus</i> (foca monje del mediterraneo)	Focas	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,015	12,590	0,189	Cefalopodos	0,100	0,019	N/D	N/D	N/D	0,050	73
<i>Delphinus delphis</i> (Delfin común)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,016	25,430	0,407	<i>Sardina pichardus</i> (Sardina)	0,500	0,203	N/D	N/D	N/D	0,104	73
<i>Delphinus delphis</i> (Delfin común)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,016	25,430	0,407	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoa)	0,300	0,122	N/D	N/D	N/D	0,145	73
<i>Delphinus delphis</i> (Delfin común)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,016	25,430	0,407	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Lubina europea)	0,100	0,041	N/D	N/D	N/D	0,400	73
<i>Delphinus delphis</i> (Delfin común)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,016	25,430	0,407	<i>Diplodus sargus</i> (Dorada blanca)	0,050	0,020	N/D	N/D	N/D	0,150	73
<i>Delphinus delphis</i> (Delfin común)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,016	25,430	0,407	Cefalopodos	0,050	0,020	N/D	N/D	N/D	0,050	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Sardina pichardus</i> (Sardina)	0,020	0,004	N/D	N/D	N/D	0,104	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoa)	0,070	0,015	N/D	N/D	N/D	0,145	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Lubina europea)	0,050	0,011	N/D	N/D	N/D	0,400	73

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Merluccius merluccius</i> (Merluza europea)	0,440	0,097	N/D	N/D	N/D	0,021	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Diplodus sargus</i> (Dorada blanca)	0,390	0,086	N/D	N/D	N/D	0,150	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	Cefalopodos	0,030	0,007	N/D	N/D	N/D	0,050	73
<i>Tursiops truncatus</i> (Delfin mular)	Delfines	Grecia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	24,420	0,220	<i>Hommarus gammarus</i> (Camarón)	0,000	0,000	N/D	N/D	N/D	0,010	73
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,121	0,218	1,843	0,306	0,731	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina)	0,166	0,299	1,280	0,397	0,772	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,177	0,319	0,108	0,245	0,470	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(l)	0,277	0,499	0,204	0,124	0,277	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(s)	0,195	0,351	1,616	0,830	0,054	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	Demersal I	0,004	0,007	0,044	0,540	0,116	N/D	74
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	Demersal II	0,061	0,110	0,141	0,532	0,027	N/D	74
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,251	0,452	1,843	0,306	0,731	N/D	74
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina)	0,347	0,625	1,280	0,397	0,772	N/D	74

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	Peces mesopelágicos	0,126	0,227	1,199	0,001	N/D	N/D	74
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(l)	0,020	0,036	0,204	0,124	0,277	N/D	74
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(s)	0,172	0,310	1,616	0,830	0,054	N/D	74
Puingüinos (Aves marinas)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Loligo gahi</i> (Calamar)	0,084	0,151	3,496	0,003	0,001	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta)	0,074	0,133	1,843	0,306	0,731	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Strangomera bentincki</i> (Sardina)	0,102	0,184	1,280	0,397	0,772	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	Peces mesopelágicos	0,098	0,176	1,199	0,001	N/D	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,114	0,205	0,108	0,245	0,470	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(l)	0,075	0,135	0,204	0,124	0,277	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Macrouronus magellanicus</i> (Merluza de cola)(s)	0,063	0,113	1,616	0,830	0,054	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Loligo gahi</i> (Calamar)	0,326	0,587	3,496	0,003	0,001	N/D	74
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,090	20,000	1,800	<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	0,098	0,176	0,250	0,000	0,000	N/D	74
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella</i>	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Octopus spp</i> (Pulpo)	0,010	0,001	0,300	0,200	2,500	N/D	75

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)															
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Sepia</i> spp (Jibia)	0,570	0,077	2,750	0,050	0,390	N/D	75
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina europea)	0,010	0,001	0,240	0,480	0,210	N/D	75
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoveta europea)	0,010	0,001	0,380	0,390	0,100	N/D	75
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Merluccius merluccius</i> (Merluza europea)	0,010	0,001	0,010	0,870	0,090	N/D	75
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Trachurus mediterraneus</i> (Jurel mediterraneo)	0,070	0,009	0,090	0,230	0,300	N/D	75

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,020	0,003	1,810	0,100	0,160	N/D	75
<i>Turpsios truncatus</i> (Delfin nariz de botella), <i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado), <i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Delfines	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,022	6,120	0,135	<i>Solea spp</i>	0,020	0,003	1,740	0,080	0,290	N/D	75
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,044	4,040	0,178	Krill, Eufáusidos	0,500	0,089	11,880	6,120	0,000	N/D	75
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Francia	A	Cerco, Arrastre, Enmalle	0,044	4,040	0,178	<i>Conger conger</i> (Congrio)	0,030	0,005	0,200	0,130	0,580	N/D	75
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) La Niña	0,539	1,781	0,572	1,063	0,366	30,474	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) El Niño	0,377	1,246	0,924	0,642	0,434	14,477	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Vinciguerria lucetia</i> La Niña	0,004	0,013	0,805	0,595	0,000	0,000	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Vinciguerria lucetia</i> El Niño	0,058	0,192	0,192	1,208	0,000	0,000	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino),	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Anchoa nasus</i> (Anchoa) La Niña	0,009	0,030	0,862	0,050	0,088	0,688	76

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)															
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Anchoa nasus</i> (Anchoa) El Niño	0,008	0,026	0,840	0,050	0,110	2,357	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel) La Niña	0,015	0,050	0,031	1,044	0,125	1,451	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel) El Niño	0,011	0,036	0,100	0,461	0,639	1,937	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) La Niña	0,013	0,043	0,226	0,350	0,352	0,975	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) El Niño	0,050	0,165	0,751	0,120	0,447	0,556	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Odonthestes regia</i> (Pejerrey) La Niña	0,410	1,355	0,862	0,050	0,888	0,688	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Odonthestes regia</i> (Pejerrey) El Niño	0,471	1,557	0,840	0,005	0,110	2,357	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Paralabrax humeralis</i> (Cabrilla) La Niña	0,006	0,020	0,690	0,005	0,626	0,125	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	<i>Paralabrax humeralis</i> (Cabrilla) El Niño	0,015	0,050	1,561	0,236	0,682	0,144	76

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	Sciaenids (Corvina) La Niña	0,004	0,013	0,459	0,105	0,181	0,067	76
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino), <i>Arctocephalus australis</i> (lobo fino)	Otaridos	Perú-Chile	M	Cerco	0,072	45,900	3,305	Sciaenids (Corvina) El Niño	0,010	0,033	0,863	0,024	0,197	0,043	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Macrobentos La Niña	0,083	0,007	1,193	0,007	0,000	0,000	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Macrobentos El Niño	0,083	0,007	1,194	0,006	0,000	0,000	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) La Niña	0,213	0,019	0,572	1,063	0,366	30,474	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Engraulis ringens</i> (Anchoveta) El Niño	0,208	0,018	0,924	0,642	0,434	14,477	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Calamar La Niña	0,667	0,058	8,021	0,534	0,354	0,186	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Calamar El Niño	0,042	0,004	7,547	1,305	0,058	0,014	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Loligo gahi</i> La Niña	0,009	0,001	4,077	0,215	0,008	0,055	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Loligo gahi</i> El Niño	0,125	0,011	4,032	1,305	0,053	0,012	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel) La Niña	0,021	0,002	0,031	1,044	0,125	1,451	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel) El Niño	0,021	0,002	0,100	0,461	0,639	1,937	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Sarda chiliensis</i> La Niña	0,374	0,033	0,003	0,422	0,425	0,250	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Sarda chiliensis</i> El Niño	0,374	0,033	0,075	0,125	0,200	0,351	76

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) sm La Niña	0,099	0,009	0,226	0,350	0,352	0,975	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) sm El Niño	0,058	0,005	0,751	0,120	0,447	0,556	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) m La Niña	0,011	0,001	0,114	0,987	0,526	0,218	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) m El Niño	0,004	0,000	0,033	1,257	0,656	0,107	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) l La Niña	0,001	0,000	0,001	0,736	0,307	0,017	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Merluccius gayi</i> (Merluza chilena) l El Niño	0,001	0,000	0,005	1,082	0,429	0,012	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Odonthestes regia</i> (Pejerrey) La Niña	0,021	0,002	2,182	0,115	0,003	0,688	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Odonthestes regia</i> (Pejerrey) El Niño	0,021	0,002	2,182	0,115	0,003	0,016	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Paralabrax humeralis</i> (Cabrilla) La Niña	0,021	0,002	0,690	0,005	0,626	0,125	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	<i>Paralabrax humeralis</i> (Cabrilla) El Niño	0,021	0,002	1,561	0,236	0,682	0,144	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Sciaenids (Corvina) La Niña	0,021	0,002	0,459	0,105	0,181	0,067	76
Chondrichthyes	Tiburones	Perú-Chile	M	Cerco	0,027	3,240	0,087	Sciaenids (Corvina) El Niño	0,021	0,002	0,863	0,024	0,197	0,043	76
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	Camarones	0,010	0,004	1,950	0,100	1,030	N/D	77

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	Cefalopodos bentonicos	0,030	0,012	1,160	0,080	1,100	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	Cefalopodos bentopelagicos	0,310	0,125	1,850	0,010	0,200	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	Congrio	0,010	0,004	0,610	0,040	0,750	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Merluccius merluccius</i> (Merluza europea)	0,010	0,004	0,780	0,020	0,490	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Micromesistius poutassou</i> (Bacaladilla)	0,160	0,065	0,500	0,010	0,150	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Trachinus draco</i> (pez escorpión)	0,020	0,008	0,820	0,020	0,330	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Hygophum benoiti</i> (Pez linterna de Benoit)	0,050	0,020	1,040	0,030	0,300	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoveta europea)	0,190	0,077	0,930	0,050	0,360	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina europea)	0,010	0,004	0,670	0,040	0,790	N/D	77
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,030	13,490	0,405	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,190	0,077	0,100	0,270	0,010	N/D	77
Balaenoptera physalus (Rorcual)	Ballena barbada	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,400	4,110	1,644	Cefalopodos bentopelagicos	0,010	0,016	1,850	0,010	0,200	N/D	77
Balaenoptera physalus (Rorcual)	Ballena barbada	España	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,400	4,110	1,644	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina europea)	0,030	0,049	0,670	0,040	0,790	N/D	77

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	Cefalopodos bentonicos	0,020	0,012	1,220	0,110	0,430	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	Cefalopodos bentopelagicos	0,090	0,055	1,800	0,090	0,210	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Merluccius merluccius</i> (Merluza europea)	0,060	0,037	0,750	0,020	0,160	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoveta europea)(J)	0,020	0,012	1,340	0,020	0,090	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Anchoveta europea)(A)	0,100	0,062	0,760	0,010	0,450	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina europea)(J)	0,050	0,031	1,520	0,110	0,070	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina europea)(A)	0,130	0,080	0,770	0,030	0,630	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Sardinella aurita</i> (La alacha)	0,030	0,018	0,690	0,030	0,420	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Scomber scombrus</i> (Caballa)	0,040	0,025	0,260	0,400	0,130	N/D	78
<i>Stenella coeruleoalba</i> (Delfin listado)	Delfines	España - Francia	M	Cerco, Espinel, Arrastre	0,050	12,320	0,616	<i>Trachurus murphyi</i> (Jurel)	0,060	0,037	0,400	0,010	0,270	N/D	78
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	Gadus morhua (Bacalo) (L)	0,001	N/D	0,020	0,380	0,330	N/D	79

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (s)	0,020	N/D	0,610	0,200	0,000	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Urophycis tenuis</i> (Merluza blanca)(L)	0,031	N/D	0,110	0,030	0,010	N/D	78
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Myoxocephalus</i> spp (s)	0,014	N/D	0,430	0,030	0,000	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	0,033	N/D	0,710	0,190	0,000	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Ammodytes</i> spp	0,021	N/D	1,040	0,270	0,000	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Squalus acanthias</i> (Galludo)	0,059	N/D	0,140	0,050	0,050	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Scomber scombrus</i> (Caballa)	0,083	N/D	0,240	0,050	0,010	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Clupea harengus</i> (Arenque)	0,031	N/D	0,310	0,040	0,110	N/D	79
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Pandalus borealis</i> (Camarón boreal)	0,001	N/D	1,580	0,100	0,110	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (L)	0,008	N/D	0,020	0,380	0,330	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (s)	0,056	N/D	0,610	0,200	0,000	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i> (Halibut)(L)	0,090	N/D	0,090	0,040	0,100	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i> (Halibut)(s)	0,107	N/D	0,240	0,040	0,000	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Hippoglossoides platessoides</i> (Lenguado americano)	0,037	N/D	0,260	0,040	0,020	N/D	79

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Limanda ferruginea</i>	0,042	N/D	0,240	0,040	0,010	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Sebastes mentella</i> (Gallineta nordica)	0,004	N/D	0,160	0,060	0,030	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Urophycis tenuis</i> (Merluza blanca)(L)	0,066	N/D	0,110	0,030	0,010	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Myoxocephalus</i> spp (s)	0,009	N/D	0,430	0,030	0,000	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	0,013	N/D	0,710	0,190	0,000	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Ammodytes</i> spp	0,016	N/D	1,040	0,270	0,000	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Squalus acanthias</i> (Galludo)	0,025	N/D	0,140	0,050	0,050	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Scomber scombrus</i> (Caballa)	0,008	N/D	0,240	0,050	0,010	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Clupea harengus</i> (Arenque)	0,017	N/D	0,310	0,040	0,110	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Pandalus borealis</i> (Camarón boreal)	0,002	N/D	1,580	0,100	0,110	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Chionoecetes opilio</i> (Cangrejo azul)	0,003	N/D	0,180	0,080	0,050	N/D	79
<i>Pagophilus groenlandicus</i> (foca de groenlandia)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	Crustaceo micelaneo	0,003	N/D	0,340	1,020	0,000	N/D	79

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (L)	0,002	N/D	0,020	0,380	0,330	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (s)	0,005	N/D	0,610	0,200	0,000	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Reinhardtius</i> <i>hippoglossoides</i> (Halibut)(L)	0,002	N/D	0,090	0,040	0,100	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Reinhardtius</i> <i>hippoglossoides</i> (Halibut)(s)	0,027	N/D	0,240	0,040	0,000	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Limanda</i> <i>ferruginea</i>	0,006	N/D	0,240	0,040	0,010	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Urophycis tenuis</i> (Merluza blanca)(L)	0,001	N/D	0,110	0,030	0,010	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Myoxocephalus</i> spp (s)	0,001	N/D	0,430	0,030	0,000	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Boreogadus saida</i> (Bacalao polar)	0,028	N/D	0,440	0,030	0,000	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Scomber</i> <i>scombrus</i> (Caballa)	0,001	N/D	0,240	0,050	0,010	N/D	79
<i>Cystophora cristata</i> (Foca de casco)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Clupea harengus</i> (Arenque)	0,001	N/D	0,310	0,040	0,110	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (L)	0,006	N/D	0,020	0,380	0,330	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (s)	0,015	N/D	0,610	0,200	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Reinhardtius</i> <i>hippoglossoides</i> (Halibut)(s)	0,001	N/D	0,240	0,040	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Hippoglossoides</i> <i>platessoides</i> (Lenguado americano)	0,008	N/D	0,260	0,040	0,020	N/D	79

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Limanda ferruginea</i>	0,011	N/D	0,240	0,040	0,010	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Amblyraja radiata</i> (Raya radiante)	0,032	N/D	0,240	0,030	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Urophycis tenuis</i> (Merluza blanca)(L)	0,015	N/D	0,110	0,030	0,010	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Myoxocephalus</i> spp (s)	0,008	N/D	0,430	0,030	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	0,001	N/D	0,710	0,190	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Ammodytes</i> spp	0,005	N/D	1,040	0,270	0,000	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Squalus acanthias</i> (Galludo)	0,026	N/D	0,140	0,050	0,050	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Scomber scombrus</i> (Caballa)	0,002	N/D	0,240	0,050	0,010	N/D	79
<i>Halichoerus grypus</i> (Foca gris)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Clupea harengus</i> (Arenque)	0,002	N/D	0,310	0,040	0,110	N/D	79
<i>Phoca vitulina</i> (Foca común)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Gadus morhua</i> (Bacalo) (s)	0,001	N/D	0,020	0,380	0,330	N/D	79
<i>Phoca vitulina</i> (Foca común)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Squalus acanthias</i> (Galludo)	0,029	N/D	0,140	0,050	0,050	N/D	79
<i>Phoca vitulina</i> (Foca común)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Scomber scombrus</i> (Caballa)	0,002	N/D	0,240	0,050	0,010	N/D	79
<i>Phoca vitulina</i> (Foca común)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Clupea harengus</i> (Arenque)	0,002	N/D	0,310	0,040	0,110	N/D	79
<i>Phoca vitulina</i> (Foca común)	Focas	Canadá	I	Enmalle, Arrastre	N/D	N/D	N/D	<i>Pandalus borealis</i> (Camarón boreal)	0,001	N/D	1,580	0,100	0,110	N/D	79
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Cheilotrema saturnum</i> (Corvinata negra)	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Balistes</i> ssp	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Cynoscion</i> spp (Corvina)	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Epinephelus acanthistius</i> (Mero colorado)	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Caulolatilus princeps</i> (Pejeblanco)	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Octopus</i> ssp	0,080	0,456	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Zalophus californianus</i> (Lobo marino de california)	Leones Marinos	México	A	Enmalle	6,000	0,950	5,700	<i>Mustelus</i> sp.	0,060	0,342	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Balistes</i> ssp	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Cynoscion</i> spp (Corvina)	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Epinephelus acanthistius</i> (Mero colorado)	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Caulolatilus princeps</i> (Pejeblanco)	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Octopus</i> ssp	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Mustelus</i> sp.	Tiburones	México	A	Enmalle	1,000	5,000	5,000	<i>Mustelus</i> sp.	0,130	0,650	N/D	N/D	N/D	N/D	80
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Sprattus sprattus</i> (Espadín) J	0,230	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	81
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Sprattus sprattus</i> (Espadín) Ad	0,000	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	81

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Clupea harengus</i> (Arenque) J	0,220	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	81
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Clupea harengus</i> (Arenque) Ad	0,310	0,002	N/D	N/D	N/D	N/D	81
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Gadus morhua</i> (Bacalao común) J	0,000	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	81
<i>Pusa hispida</i> (Foca anillada)	Focas	Mar Báltico	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	12,770	0,006	<i>Gadus morhua</i> (Bacalao común) Ad	0,030	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	81
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,148	25,600	3,789	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado) Aleut. (90)	10,600	40,161	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado) Aleut. (63)	10,600	40,161	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado) S. Alask. (90)	14,210	4,711	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado) S. Alask. (60)	20,210	6,700	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Merluccius productus</i> (Merluza del pacífico) S. Alask. (90)	0,100	0,033	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Merluccius productus</i> (Merluza del pacífico) S. Alask. (60)	0,100	0,033	N/D	N/D	N/D	N/D	82

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Scomber japonicus</i> (Estornino) Aleut. (63)	2,700	10,230	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Scomber japonicus</i> (Estornino) S. Alask (90)	5,000	1,658	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Scomber japonicus</i> (Estornino) S. Alask. (60)	5,000	1,658	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (Caballa Atka) Aleut. (90)	41,600	157,614	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (Caballa Atka) Aleut. (63)	42,700	161,782	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico) S. Alask (90)	26,000	8,619	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico) S. Alask. (60)	15,000	4,973	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Gadus macrocephalus</i> Aleut. (90)	6,300	23,869	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Gadus macrocephalus</i> Aleut. (63)	6,300	23,869	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Gadus macrocephalus</i> S. Alask (90)	0,900	0,298	N/D	N/D	N/D	N/D	82

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Gadus macrocephalus</i> S. Alask. (60)	4,130	1,369	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	3,789	<i>Hippoglossus stenolepis</i> Aleut. (90)	0,200	0,758	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Hippoglossus stenolepis</i> S. Alask (90)	0,130	0,043	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Eumetopias jubatus</i> (León marino)	Leones Marinos	Alaska	N/D	N/D	0,013	25,500	0,332	<i>Hippoglossus stenolepis</i> S. Alask (60)	0,130	0,043	N/D	N/D	N/D	N/D	82
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Antimora rostrata</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Notothenia coriiceps</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Guttigadus kongi</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Gobionotothen acuta</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Dissostichus eleginoides</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus gazella</i> (Lobo marino antártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,000	14,060	0,004	<i>Paranotothenia magellanica</i>	0,048	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Antimora rostrata</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Notothenia coriiceps</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Guttigadus kongi</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Gobionotothen acuta</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Dissostichus eleginoides</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus tropicalis</i> (León marino subantártico)	Lobos finos	Islas Principe Edward	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,009	14,970	0,138	<i>Paranotothenia magellanica</i>	0,032	0,004	N/D	N/D	N/D	N/D	83
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Engraulis capensis</i> (Anchoveta) (80)	0,200	0,513	N/D	N/D	N/D	1572,000	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina) (80)	0,030	0,077	N/D	N/D	N/D	0,180	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Round herring</i> (Arenque redondo) (80)	0,050	0,128	N/D	N/D	N/D	0,180	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Scomber japonicus</i> (Estornino) (80)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,032	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) S (80)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,022	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) L (80)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,144	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius capensis</i> (Merluza del cabo) S (80)	0,100	0,257	N/D	N/D	N/D	0,024	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius capensis</i> (Merluza del cabo) L (80)	0,020	0,051	N/D	N/D	N/D	0,230	84

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius paradoxus</i> S (80)	0,100	0,257	N/D	N/D	N/D	0,116	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius paradoxus</i> L (80)	0,020	0,051	N/D	N/D	N/D	0,265	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Engraulis capensis</i> (Anchoveta) (90)	0,150	0,385	N/D	N/D	N/D	0,812	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina) (90)	0,000	0,000	N/D	N/D	N/D	0,340	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	Round herring (Arenque redondo) (90)	0,110	0,282	N/D	N/D	N/D	0,234	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Scomber japonicus</i> (Estornino) (90)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,033	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) S (90)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,033	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) L (90)	0,010	0,026	N/D	N/D	N/D	0,107	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius capensis</i> (Merluza del cabo) S (90)	0,100	0,257	N/D	N/D	N/D	0,013	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius capensis</i> (Merluza del cabo) L (90)	0,020	0,051	N/D	N/D	N/D	0,256	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius paradoxus</i> S (90)	0,100	0,257	N/D	N/D	N/D	0,034	84
<i>Arctocephalus pusillus</i> (Lobo marino)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,133	19,300	2,567	<i>Merluccius paradoxus</i> L (90)	0,020	0,051	N/D	N/D	N/D	0,352	84

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Engraulis capensis</i> (Anchoveta) (80)	0,300	0,167	N/D	N/D	N/D	1572,000	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina) (80)	0,070	0,039	N/D	N/D	N/D	0,180	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Round herring</i> (Arenque redondo) (80)	0,030	0,017	N/D	N/D	N/D	0,180	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) L (80)	0,270	0,150	N/D	N/D	N/D	0,144	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Engraulis capensis</i> (Anchoveta) (90)	0,200	0,111	N/D	N/D	N/D	0,812	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Sardinops sagax</i> (Sardina) (90)	0,100	0,056	N/D	N/D	N/D	0,340	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Round herring</i> (Arenque redondo) (90)	0,140	0,078	N/D	N/D	N/D	0,234	84
Cetaceo	Cetáceo	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,074	7,500	0,555	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) L (90)	0,000	0,000	N/D	N/D	N/D	0,107	84
<i>Delphinapterus leucas</i> (Belugas)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	14,504	0,174	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (Esculpina)	0,010	0,002	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Delphinapterus leucas</i> (Belugas)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	14,504	0,174	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico)	0,554	0,096	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Delphinapterus leucas</i> (Belugas)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	14,504	0,174	<i>Eleginus gracilis</i> (Bacalao del ártico)	0,036	0,006	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Delphinapterus leucas</i> (Belugas)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	14,504	0,174	<i>Boreogadus saida</i> (Bacalao polar)	0,280	0,049	N/D	N/D	N/D	N/D	85

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Delphinapterus leucas</i> (Belugas)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	14,504	0,174	<i>Pandalus goniurus</i> (Camarón jiboso)	0,100	0,017	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Hippoglossoides robustus</i> (platija de Bering)	0,043	0,022	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (Esculpina)	0,059	0,030	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico)	0,002	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Eleginus gracilis</i> (Bacalao del ártico)	0,018	0,009	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Boreogadus saida</i> (Bacalao polar)	0,009	0,004	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca hispida</i> (Foca ocelada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,039	12,941	0,505	<i>Pandalus goniurus</i> (Camarón jiboso)	0,246	0,124	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca largha</i> (Foca manchada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,056	19,228	1,077	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (Esculpina)	0,033	0,036	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca largha</i> (Foca manchada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,056	19,228	1,077	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico)	0,030	0,032	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca largha</i> (Foca manchada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,056	19,228	1,077	<i>Eleginus gracilis</i> (Bacalao del ártico)	0,330	0,355	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca largha</i> (Foca manchada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,056	19,228	1,077	<i>Boreogadus saida</i> (Bacalao polar)	0,450	0,485	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Phoca largha</i> (Foca manchada)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,056	19,228	1,077	<i>Pandalus goniurus</i> (Camarón jiboso)	0,100	0,108	N/D	N/D	N/D	N/D	85

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Hippoglossoides robustus</i> (platija de Bering)	0,017	0,002	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (Esculpina)	0,120	0,013	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Clupea pallasii</i> (Arenque del pacífico)	0,457	0,050	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Eleginus gracilis</i> (Bacalao del ártico)	0,092	0,010	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Boreogadus saida</i> (Bacalao polar)	0,216	0,023	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Erignathus barbatus</i> (Foca barbuda)	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,006	18,705	0,108	<i>Pandalus goniurus</i> (Camarón jiboso)	0,010	0,001	N/D	N/D	N/D	N/D	85
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Merluccius merluccius</i> (Merluza europea)	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	0,051	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Callionymus lyra</i>	0,004	0,000	N/D	N/D	N/D	0,089	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	0,004	0,000	N/D	N/D	N/D	0,056	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Trachurus trachurus</i>	0,023	0,002	N/D	N/D	N/D	0,091	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Sprattus sprattus</i>	0,178	0,013	N/D	N/D	N/D	1,973	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Liza aurata</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	0,074	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	<i>Loligo forbesi</i>	0,204	0,015	N/D	N/D	N/D	0,180	86
<i>Mustelus mustelus</i> (Musola lisa)	Tiburones	Italia	I	Arrastre	0,026	2,877	0,075	Crustacea 1	0,539	0,041	N/D	N/D	N/D	0,152	86

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Callionymus lyra</i>	0,050	0,031	N/D	N/D	N/D	0,089	86
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	0,050	0,031	N/D	N/D	N/D	0,056	86
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Trachurus trachurus</i>	0,010	0,006	N/D	N/D	N/D	0,091	86
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Sprattus sprattus</i>	0,665	0,406	N/D	N/D	N/D	1,973	86
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Liza aurata</i>	0,010	0,006	N/D	N/D	N/D	0,074	86
<i>Puffinus yelkouan</i> (Fardela mediterránea)	Aves marinas	Italia	I	Arrastre	0,009	69,340	0,610	<i>Psetta maxima</i>	0,020	0,012	N/D	N/D	N/D	0,067	86
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Engraulis japonicus</i> (Anchoveta)	0,014	0,005	N/D	N/D	N/D	0,003	87
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Sardinops ocellatus</i> (Sardina)	0,014	0,005	N/D	N/D	N/D	1,722	87
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Suffloglobius bibarbatus</i> (Gobies)	0,069	0,024	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,117	0,040	N/D	N/D	N/D	0,079	87
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Maurollicus muelleri</i> (Anchoa de fondo)	0,193	0,066	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) J	0,100	0,034	N/D	N/D	N/D	N/D	87

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eubalaena australis</i> (Ballena franca austral)	Ballena barbada	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,027	12,660	0,342	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) A	0,175	0,060	N/D	N/D	N/D	0,134	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Engraulis japonicus</i> (Anchoveta)	0,500	1,458	N/D	N/D	N/D	0,003	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Sardinops ocellatus</i> (Sardina)	0,101	0,295	N/D	N/D	N/D	1,722	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Suffoglobius bibarbatus</i> (Gobies)	0,059	0,172	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,106	0,309	N/D	N/D	N/D	0,079	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) J	0,100	0,292	N/D	N/D	N/D	0,152	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Trachurus trachurus</i> (Jurel) A	0,036	0,105	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) J	0,010	0,029	N/D	N/D	N/D	N/D	87
<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> (Lobo marino del Cabo)	Lobos finos	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,150	19,440	2,916	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) A	0,025	0,073	N/D	N/D	N/D	0,134	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Engraulis japonicus</i> (Anchoveta)	0,253	0,517	N/D	N/D	N/D	0,003	87

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Sardinops ocellatus</i> (Sardina)	0,011	0,022	N/D	N/D	N/D	1,722	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Sufflogobius bibarbatus</i> (Gobies)	0,429	0,877	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Scomber japonicus</i> (Caballa)	0,037	0,076	N/D	N/D	N/D	0,079	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Maurolucus muelleri</i> (Anchoa de fondo)	0,053	0,108	N/D	N/D	N/D	0,007	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) J	0,010	0,020	N/D	N/D	N/D	N/D	87
<i>Morus capensis</i> (Piquero del Cabo)	Aves marinas	África	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	120,300	2,045	<i>Dentex macropthalmus</i>	0,108	0,221	N/D	N/D	N/D	0,073	87
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) J	0,060	0,004	2,467	0,025	0,008	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) A	0,070	0,005	0,129	0,151	0,176	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Sardinops sp</i> (Sardina) J	0,100	0,007	0,243	1,005	0,206	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Sardinops sp</i> (Sardina) A	0,030	0,002	0,201	1,359	0,315	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Engraulis sp</i> (Anchoveta) J	0,060	0,004	0,279	0,272	0,152	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	<i>Engraulis sp</i> (Anchoveta) A	0,040	0,003	0,201	1,611	0,309	N/D	88
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,007	10,000	0,070	Trachurus trachurus (Jurel)	0,100	0,007	0,070	0,362	0,132	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) J	0,250	0,360	2,467	0,025	0,008	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Merluccius sp</i> (Merluza) A	0,200	0,288	0,129	0,151	0,176	N/D	88

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Sardinops</i> sp (Sardina) J	0,180	0,259	0,243	1,005	0,206	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Sardinops</i> sp (Sardina) A	0,065	0,094	0,201	1,359	0,315	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Engraulis</i> sp (Anchoveta) J	0,110	0,158	0,279	0,272	0,152	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	<i>Engraulis</i> sp (Anchoveta) A	0,062	0,089	0,201	1,611	0,309	N/D	88
<i>Otaria flavescens</i> (Lobo marino)	LMC	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,072	20,000	1,440	Trachurus trachurus (Jurel)	0,100	0,144	0,070	0,362	0,132	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Merluccius</i> sp (Merluza) J	0,100	0,130	2,467	0,025	0,008	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Merluccius</i> sp (Merluza) A	0,050	0,065	0,129	0,151	0,176	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Sardinops</i> sp (Sardina) J	0,284	0,369	0,243	1,005	0,206	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Sardinops</i> sp (Sardina) A	0,100	0,130	0,201	1,359	0,315	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Engraulis</i> sp (Anchoveta) J	0,165	0,215	0,279	0,272	0,152	N/D	88
<i>Spheniscus humboldtii</i> (Pingüino de Humboldt)	Aves marinas	Chile	I	Cerco, Arrastre	0,065	20,000	1,300	<i>Engraulis</i> sp (Anchoveta) A	0,101	0,131	0,201	1,611	0,309	N/D	88
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Lenguados	0,110	0,005	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Serranidae	0,070	0,003	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Triglidae	0,010	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Merluccidae	0,070	0,003	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Sardine	0,180	0,008	N/D	N/D	0,330	N/D	89
Delfines	Delfines	México	M	N/D	0,004	11,480	0,046	Otros peces	0,300	0,014	N/D	N/D	N/D	N/D	89

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Lobo marino	Lobos finos	México	M	N/D	0,060	13,530	0,812	Serranidae	0,020	0,016	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Lobo marino	Lobos finos	México	M	N/D	0,060	13,530	0,812	Merluccidae	0,230	0,187	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Lobo marino	Lobos finos	México	M	N/D	0,060	13,530	0,812	Sardine	0,210	0,170	N/D	N/D	0,330	N/D	89
Lobo marino	Lobos finos	México	M	N/D	0,060	13,530	0,812	Otros peces	0,100	0,081	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Aves marinas	Aves marinas	México	M	N/D	0,001	77,760	0,078	Sardine	0,670	0,052	N/D	N/D	0,330	N/D	89
Aves marinas	Aves marinas	México	M	N/D	0,001	77,760	0,078	Otros peces	0,130	0,010	N/D	N/D	N/D	N/D	89
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	<i>Diplectrum pacificum</i>	0,010	0,000	N/D	N/D	N/D	0,041	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	<i>Alectis ciliaris</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	0,009	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	Pequeños tiburones	0,020	0,000	N/D	N/D	N/D	0,006	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	<i>Lutjanus bohar</i>	0,010	0,000	N/D	N/D	N/D	0,008	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	Sardinas	0,516	0,005	N/D	N/D	N/D	0,004	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	<i>Coryphaena hippurus</i>	0,015	0,000	N/D	N/D	N/D	N/D	90
Aves marinas	Aves marinas	México	A	Enmalle, Arrastre	0,001	10,380	0,010	<i>Haemulon</i> sp	0,269	0,003	N/D	N/D	N/D	0,055	90
Lobo marino	Lobos finos	México	A	Enmalle, Arrastre	0,008	19,700	0,148	<i>Alectis ciliaris</i>	0,065	0,010	N/D	N/D	N/D	0,009	90
Lobo marino	Lobos finos	México	A	Enmalle, Arrastre	0,008	19,700	0,148	Sardinas	0,181	0,027	N/D	N/D	N/D	0,004	90
Lobo marino	Lobos finos	México	A	Enmalle, Arrastre	0,008	19,700	0,148	<i>Coryphaena hippurus</i>	0,033	0,005	N/D	N/D	N/D	N/D	90
Lobo marino	Lobos finos	México	A	Enmalle, Arrastre	0,008	19,700	0,148	<i>Haemulon</i> sp	0,058	0,009	N/D	N/D	N/D	0,055	90

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Lobo marino	Lobos finos	México	A	Enmalle, Arrastre	0,008	19,700	0,148	Peces demersales	0,487	0,072	N/D	N/D	N/D	N/D	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	<i>Diplectrum pacificum</i>	0,001	0,000	N/D	N/D	N/D	0,041	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	<i>Alectis ciliaris</i>	0,008	0,001	N/D	N/D	N/D	0,009	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	Pequeños tiburones	0,006	0,001	N/D	N/D	N/D	0,006	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	<i>Lutjanus bohar</i>	0,003	0,000	N/D	N/D	N/D	0,008	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	Sardinias	0,008	0,001	N/D	N/D	N/D	0,004	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	<i>Coryphaena hippurus</i>	0,015	0,002	N/D	N/D	N/D	N/D	90
Delfines	Delfines	México	A	Enmalle, Arrastre	0,007	18,250	0,133	<i>Haemulon</i> sp	0,012	0,002	N/D	N/D	N/D	0,055	90
Aves marinas	Aves marinas	África	M	N/D	0,118	118,000	13,924	<i>Sardinella aurita</i> (La alacha)	0,300	4,177	N/D	N/D	N/D	142,124	91
Aves marinas	Aves marinas	África	M	N/D	0,118	118,000	13,924	<i>Sardinella maderensis</i>	0,250	3,481	N/D	N/D	N/D	126,398	91
Aves marinas	Aves marinas	África	M	N/D	0,118	118,000	13,924	<i>Trachurus trecae</i>	0,350	4,873	N/D	N/D	N/D	64,133	91
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	África	M	N/D	0,039	17,265	0,673	<i>Octopus</i> spp	0,100	0,067	N/D	N/D	N/D	5,981	91
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	África	M	N/D	0,039	17,265	0,673	<i>Pagellus bellottii</i>	0,050	0,034	N/D	N/D	N/D	56,738	91
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	África	M	N/D	0,039	17,265	0,673	<i>Sardinella aurita</i> (La alacha)	0,100	0,067	N/D	N/D	N/D	142,124	91
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	África	M	N/D	0,039	17,265	0,673	<i>Sardinella maderensis</i>	0,200	0,135	N/D	N/D	N/D	126,398	91
<i>Balaenoptera physalus</i> (Rorcual)	Ballena barbada	África	M	N/D	0,039	17,265	0,673	<i>Trachurus trecae</i>	0,100	0,067	N/D	N/D	N/D	64,133	91
Aves marinas	Aves marinas	México	I	Arrastre	0,021	87,542	1,838	Carangidae	0,146	0,268	N/D	N/D	N/D	0,004	92

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Aves marinas	Aves marinas	México	I	Arrastre	0,021	87,542	1,838	Clupeidae	0,411	0,756	N/D	N/D	N/D	0,001	92
Aves marinas	Aves marinas	México	I	Arrastre	0,021	87,542	1,838	Cephalopoda	0,138	0,254	N/D	N/D	N/D	0,004	92
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	28,800	3,488	N/D	N/D	N/D	1332,000	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	5,000	0,606	N/D	N/D	N/D	N/D	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (La Caballa Atka)	1,900	0,230	N/D	N/D	N/D	24140,000	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Theragra chalcogramma</i>	0,500	0,061	N/D	N/D	N/D	98604,000	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Gadus macrocephalus</i> (Bacalao del pacífico)	0,600	0,073	N/D	N/D	N/D	2168,000	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	<i>Microgadus proximus</i>	3,000	0,363	N/D	N/D	N/D	3645,000	93
<i>Physeter macrocephalus</i> (Cachalote)	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,012	10,094	0,121	Cephalopoda	53,200	6,444	N/D	N/D	N/D	95,000	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	1,100	2,147	N/D	N/D	N/D	1332,000	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	9,400	18,348	N/D	N/D	N/D	N/D	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (La Caballa Atka)	16,800	32,792	N/D	N/D	N/D	24140,000	93

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Theragra chalcogramma</i>	4,100	8,003	N/D	N/D	N/D	98604,000	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Gadus macrocephalus</i> (Bacalao del pacífico)	0,200	0,390	N/D	N/D	N/D	2168,000	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	<i>Microgadus proximus</i>	2,900	5,660	N/D	N/D	N/D	3645,000	93
Balaenoptera acutorostrata (Rorcual)	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,279	6,996	1,952	Cephalopoda	1,100	2,147	N/D	N/D	N/D	95,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Squalus acanthias</i> (Galludo)	0,700	1,482	N/D	N/D	N/D	596,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	10,600	22,435	N/D	N/D	N/D	1332,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	2,700	5,715	N/D	N/D	N/D	N/D	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (La Caballa Atka)	41,600	88,046	N/D	N/D	N/D	24140,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Theragra chalcogramma</i>	1,000	2,117	N/D	N/D	N/D	98604,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Gadus macrocephalus</i> (Bacalao del pacífico)	6,300	13,334	N/D	N/D	N/D	2168,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Microgadus proximus</i>	16,200	34,287	N/D	N/D	N/D	3645,000	93

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	<i>Myoxocephalus polyacanthocephalus</i>	4,400	9,313	N/D	N/D	N/D	360,000	93
<i>Eumetropias jubatus</i> (León marino de Steller)	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,083	25,500	2,117	Cephalopoda	8,100	17,144	N/D	N/D	N/D	95,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	2,200	0,893	N/D	N/D	N/D	1332,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	8,100	3,288	N/D	N/D	N/D	N/D	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Pleurogrammus monopterygius</i> (La Caballa Atka)	14,000	5,683	N/D	N/D	N/D	24140,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Theragra chalcogramma</i>	5,700	2,314	N/D	N/D	N/D	98604,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Gadus macrocephalus</i> (Bacalao del pacífico)	3,200	1,299	N/D	N/D	N/D	2168,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	<i>Microgadus proximus</i>	10,100	4,100	N/D	N/D	N/D	3645,000	93
<i>Callorhinus ursinus</i> (Oso marino ártico)	Lobos finos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,017	23,880	0,406	Cephalopoda	37,100	15,061	N/D	N/D	N/D	95,000	93
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	0,100	0,023	N/D	N/D	N/D	0,131	94
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	1,300	0,302	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Ammodytes hexapterus</i>	0,300	0,070	N/D	N/D	N/D	N/D	94

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Sebastes alutus</i>	1,900	0,442	N/D	N/D	N/D	136,300	94
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Gadus macrocephalus</i>	3,300	0,767	N/D	N/D	N/D	0,001	94
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	<i>Microgadus proximus</i>	2,000	0,465	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Berardius bairdii</i>	Ballena dentada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,021	11,070	0,232	Cephalopoda	81,400	18,923	N/D	N/D	N/D	N/D	94
Mysticeto	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,081	7,110	0,576	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	1,400	0,806	N/D	N/D	N/D	0,131	94
Mysticeto	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,081	7,110	0,576	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	16,100	9,272	N/D	N/D	N/D	N/D	94
Mysticeto	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,081	7,110	0,576	<i>Ammodytes hexapterus</i>	4,000	2,304	N/D	N/D	N/D	N/D	94
Mysticeto	Ballena barbada	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,081	7,110	0,576	Cephalopoda	0,300	0,173	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	0,300	0,675	N/D	N/D	N/D	0,131	94
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	25,300	56,885	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	<i>Ammodytes hexapterus</i>	23,300	52,388	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	<i>Gadus macrocephalus</i>	0,300	0,675	N/D	N/D	N/D	0,001	94

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	<i>Microgadus proximus</i>	11,400	25,632	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Eumetopias jubatus</i>	Leones Marinos	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,088	25,550	2,248	Cephalopoda	0,300	0,675	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (Salmón rosado)	1,000	0,500	N/D	N/D	N/D	0,131	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Mallotus villosus</i> (Capelán)	21,100	10,556	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Ammodytes hexapterus</i>	13,400	6,704	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Sebastes alutus</i>	0,400	0,200	N/D	N/D	N/D	136,300	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Gadus macrocephalus</i>	0,200	0,100	N/D	N/D	N/D	0,001	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	<i>Microgadus proximus</i>	5,900	2,952	N/D	N/D	N/D	N/D	94
<i>Phoca vitulina</i>	Focas	Alaska	I	Cerco, Espinel, Arrastre	0,022	22,740	0,500	Cephalopoda	44,300	22,162	N/D	N/D	N/D	N/D	94
Otariidae (<i>Otaria flavescens</i> , <i>Arctophoca australis</i>)	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Scianidae	32,400	64,703	0,105	0,000	0,002	0,784	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Ophidiiformes	12,400	24,763	0,105	0,001	0,006	1,655	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Gadiformes (Ad)	21,100	42,137	0,108	0,001	0,008	10,422	95

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Gadiformes (Juv-Larva)	2,100	4,194	ND	ND	ND	ND	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Carangidae	4,600	9,186	0,057	0,001	0,035	20,349	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	22,190	0,090	1,997	Clupeiformes (J-A)	1,800	3,595	0,147	0,484	0,064	157,897	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	17,270	0,090	1,554	Ophidiiformes	14,800	22,999	0,109	0,001	0,002	0,462	95
Otariidae	Otaridos	Chile	I	Cerco, Enmalle, Espinel	17,270	0,090	1,554	Gadiformes (Ad)	23,700	36,830	0,077	0,036	0,004	7,676	95
Otariidae	Otaridos	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	17,270	0,090	1,554	Gadiformes (Juv-Larva)	2,400	3,730	ND	ND	ND	ND	95
Otariidae	Otaridos	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	17,270	0,090	1,554	Carangidae	5,200	8,081	0,090	0,000	0,001	0,182	95
Otariidae	Otaridos	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	17,270	0,090	1,554	Clupeiformes (J-A)	14,600	22,688	0,176	0,518	0,001	1,131	95
Aves marinas (Thalasarche melanophrys, Puffinus griseus, Pelecanus thagus, Spheniscus humboldti, S. magellanicus, Phalacrocorax atriceps, Phalacrocorax magellanicus,	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Atherinopsidae	13,200	20,236	0,523	0,005	0,030	1,828	95
	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Ophidiiformes	3,200	4,906	0,105	0,001	0,006	1,655	95
	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Gadiformes (Ad)	13,300	20,389	0,108	0,001	0,008	10,422	95
	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Gadiformes (Juv-Larva)	1,300	1,993	ND	ND	ND	ND	95

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Phalacrocorax gaimardi)	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Carangidae	0,700	1,073	0,057	0,001	0,035	20,349	95
	Aves marinas	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	15,330	0,100	1,533	Clupeiformes (J-A)	28,600	43,844	0,147	0,484	0,064	157,897	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Gempylidae	3,200	0,003	0,023	0,001	0,068	0,750	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Sciaenidae	6,300	0,006	0,105	0,000	0,002	0,784	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Atherinopsidae	1,100	0,001	0,523	0,005	0,030	1,828	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Ophidiiformes	1,500	0,002	0,105	0,001	0,006	1,655	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Gadiformes (A)	17,300	0,017	0,108	0,001	0,008	10,422	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Gadiformes (J-L)	1,700	0,002	ND	ND	ND	ND	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Carangidae	3,100	0,003	0,057	0,001	0,035	20,349	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,010	0,060	0,001	Clupeiformes (J-A)	17,500	0,018	0,147	0,484	0,064	157,897	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,180	0,060	0,011	Gempylidae	3,300	0,036	0,090	0,000	0,018	0,019	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,180	0,060	0,011	Atherinopsidae	1,200	0,013	0,542	0,002	0,025	0,521	95

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,180	0,060	0,011	Gadiformes (A)	19,500	0,215	0,077	0,036	0,036	7,676	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,180	0,060	0,011	Carangidae	3,400	0,037	0,090	0,000	0,012	0,182	95
<i>Orcinus orca</i> (Cetaceo)	Orca	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,180	0,060	0,011	Clupeiformes (J-A)	18,200	0,200	0,176	0,518	0,001	1,131	95
Mysticeti (Balaenoptera musculus, Balaenoptera acutorostrata, Megaptera novaeangliae, Balaenoptera physalus, Eubalaena australis)	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Gempylidae	2,600	0,031	0,023	0,001	0,068	0,750	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Atherinopsidae	0,400	0,005	0,523	0,005	0,030	1,828	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Gadiformes (A)	4,300	0,052	0,108	0,001	0,008	10,422	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Gadiformes (J-L)	0,400	0,005	ND	ND	ND	ND	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Carangidae	5,200	0,062	0,057	0,001	0,035	20,349	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,290	0,040	0,012	Clupeiformes (J-A)	11,700	0,140	ND	ND	ND	ND	95
Mysticeti (Balaenoptera musculus, Balaenoptera acutorostrata, Megaptera novaeangliae, Balaenoptera physalus, Eubalaena australis)	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	3,070	0,040	0,123	Gempylidae	2,500	0,308	0,090	0,000	0,002	0,019	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	3,070	0,040	0,123	Carangidae	5,400	0,664	0,090	0,000	0,001	7,676	95
	Ballena barbada	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	3,070	0,040	0,123	Clupeiformes (J-A)	26,200	3,223	0,176	0,518	0,001	1,131	95

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Delphinidae (Cephalorhynchus eutropia, Lagenorhynchus australis, Tursiops truncatus)	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Gempylidae	0,100	0,003	0,023	0,001	0,068	0,750	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Sciaenidae	3,000	0,081	0,105	0,000	0,002	0,784	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Atherinopsidae	1,100	0,030	0,523	0,005	0,030	1,828	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Gadiformes (A)	8,200	0,221	0,108	0,001	0,008	10,422	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Gadiformes (J-L)	0,800	0,022	ND	ND	ND	ND	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Carangidae	5,800	0,157	0,057	0,001	0,035	20,349	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	0,340	0,080	0,027	Clupeiformes (J-A)	25,100	0,678	0,147	0,484	0,064	157,897	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	4,710	0,080	0,377	Sciaenidae	0,000	0,000	ND	ND	ND	0,784	95
Delphinidae (Cephalorhynchus eutropia, Lagenorhynchus australis, Tursiops truncatus)	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	4,710	0,080	0,377	Carangidae	5,900	2,224	0,090	0,000	0,001	0,182	95
	Delfines	Chile	A	Cerco, Enmalle, Espinel	4,710	0,080	0,377	Clupeiformes (J-A)	26,200	9,877	0,176	0,518	0,001	1,131	95
Aves marinas (Spheniscus demersus, Morus capensis, Phalacrocorax capensis, Phalacrocorax)	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Sardina	4,000	7,988	0,650	0,250	0,100	5,475	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Anchoveta	1,500	2,996	1,000	0,000	0,000	0,000	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Sufflogobius bibarbatus	4,700	9,386	1,000	0,000	0,000	0,000	96

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
neglectus, Phalacrocorax carbo lucidus.	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Mesopelágicos	5,000	9,985	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Phalacrocorax coronatus, Pelecanus onocrotatus, Larus dominicanus vetula, Larus haurtlaubii, Sterna bergii)	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	otros pequeños pelágicos	8,000	15,976	1,000	0,000	0,000	0,000	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Trachurus trachurus Juv	1,000	1,997	1,000	0,000	0,000	0,000	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Trachurus trachurus Adult	5,000	9,985	0,900	0,000	0,100	0,267	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Merluccius capensis pequeño	5,000	9,985	1,000	0,000	0,000	0,000	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Merluccius capensis grande	5,000	9,985	0,900	0,000	0,100	1,261	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Merluccius paradoxus	5,000	9,985	0,650	0,100	0,250	2,243	96
	Aves marinas	Namibia	I	N/D	0,017	120,300	1,997	Demersales pélagotróficos	2,000	3,994	1,000	0,000	0,000	0,009	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Sardina	32,000	49,920	0,680	0,200	0,120	5,475	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Anchoveta	2,000	3,120	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Sufflogobius bibarbatus	8,000	12,480	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Mesopelágicos	1,000	1,560	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	otros pequeños pelágicos	2,000	3,120	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Trachurus trachurus Juv	5,000	7,800	1,000	0,000	0,000	0,000	96

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Trachurus trachurus Adult	5,000	7,800	0,900	0,000	0,100	0,287	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Merluccius capensis pequeño	16,000	24,960	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Merluccius capensis grande	16,000	24,960	0,860	0,020	0,120	1,261	96
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus)	Lobos finos	Namibia	I	N/D	0,086	18,250	1,560	Demersales pélagotróficos	1,000	1,560	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Sardina	1,000	0,141	0,680	0,200	0,120	5,475	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Anchoveta	1,000	0,141	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Sufflogobius bibarbatus	7,000	0,987	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Trachurus trachurus Juv	5,000	0,705	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Trachurus trachurus Adult	4,000	0,564	0,900	0,000	0,100	0,287	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Merluccius capensis grande	2,000	0,282	0,860	0,020	0,120	1,261	96
Cetáceos	Cetáceo	Namibia	I	N/D	0,019	7,418	0,141	Merluccius paradoxus	2,000	0,282	0,650	0,100	0,250	2,243	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Sardina	1,000	0,120	0,680	0,200	0,120	5,475	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Anchoveta	1,000	0,120	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Sufflogobius bibarbatus	3,000	0,360	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Mesopelágicos	3,000	0,360	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	otros pequeños pelágicos	7,000	0,840	1,000	0,000	0,000	0,000	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Demersales bentotróficos	5,000	0,600	1,000	0,000	0,000	0,009	96
Condriictios	Tiburones	Namibia	I	N/D	0,360	3,333	1,200	Demersales pélagotróficos	2,000	0,240	1,000	0,000	0,000	0,000	96

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Anchoveta	1,000	1,663	0,950	0,050	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Sardina	2,000	3,326	0,630	0,070	0,200	1,450	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Spratelloides gracilis (arenque)	5,000	8,315	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	otros pequeños pelágicos	2,000	3,326	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Scomber japonicus (caballa)	1,000	1,663	0,420	0,080	0,500	0,132	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Trachurus trachurus Adult	10,000	16,630	0,500	0,400	0,100	0,288	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Mesopelágicos	22,000	36,586	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Otros grandes pelágicos	1,000	1,663	0,420	0,080	0,500	0,026	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Merluccius capensis grande	6,000	9,978	0,350	0,400	0,250	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Merluccius paradoxus grande	7,000	11,641	0,500	0,350	0,150	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Demersales pelagotróficos	5,000	8,315	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,366	4,545	1,663	Demersales bentotróficos	10,000	16,630	0,870	0,080	0,050	0,026	97
Apex condrictios 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Trachurus trachurus Adult	3,000	0,675	0,500	0,400	0,100	0,288	97
Apex condrictios 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Thyrsites atun (snoek)	1,000	0,225	0,320	0,080	0,600	0,047	97
Apex condrictios 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Otros grandes pelágicos	1,000	0,225	0,420	0,080	0,500	0,026	97
Apex condrictios 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Demersales pelagotróficos	1,000	0,225	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Apex condrictios 1960	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Demersales bentotróficos	1,000	0,225	0,870	0,080	0,050	0,026	97

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Anchoveta	3,000	7,704	0,950	0,050	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Sardina	25,000	64,200	0,630	0,070	0,200	1,450	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Scomber japonicus (caballa)	1,000	2,568	0,420	0,080	0,500	0,132	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Trachurus trachurus Juv	1,000	2,568	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Trachurus trachurus Adult	2,000	5,136	0,500	0,400	0,100	0,288	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Mesopelágicos	1,000	2,568	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius capensis pequeño	23,000	59,064	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius capensis grande	1,000	2,568	0,350	0,400	0,250	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius paradoxus pequeño	2,000	5,136	0,920	0,080	0,000	0,182	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius paradoxus grande	10,000	25,680	0,500	0,350	0,150	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Demersales pelagotróficos	2,000	5,136	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 1960	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Demersales bentotróficos	5,000	12,840	0,870	0,080	0,050	0,026	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Anchoveta	37,000	46,250	0,950	0,050	0,000	0,000	97

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Sardina	2,000	2,500	0,630	0,070	0,200	1,450	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Spratelloides gracilis (arenque)	1,000	1,250	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Trachurus trachurus Adult	34,000	42,500	0,500	0,400	0,100	0,288	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Mesopelágicos	2,000	2,500	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Merluccius capensis pequeño	1,000	1,250	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Merluccius capensis grande	1,000	1,250	0,350	0,400	0,250	0,000	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Merluccius paradoxus pequeño	1,000	1,250	0,920	0,080	0,000	0,182	97
Cetáceos (1960)	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,125	10,000	1,250	Merluccius paradoxus grande	1,000	1,250	0,500	0,350	0,150	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Anchoveta	20,000	41,820	0,950	0,050	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Sardina	25,000	52,275	0,630	0,070	0,200	1,450	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Spratelloides gracilis (arenque)	2,000	4,182	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	otros pequeños pelágicos	6,000	12,546	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Trachurus trachurus Juv	1,000	2,091	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Mesopelágicos	1,000	2,091	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Merluccius capensis pequeño	4,000	8,364	0,920	0,080	0,000	0,000	97
Aves marinas 1960	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,017	123,000	2,091	Merluccius paradoxus pequeño	13,000	27,183	0,920	0,080	0,000	0,182	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Anchoveta	2,000	5,290	0,150	0,780	0,070	1,170	97

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Sardina	1,000	2,645	0,220	0,700	0,080	0,990	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Spratelloides gracilis (arenque)	5,000	13,225	0,000	0,930	0,070	0,220	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	otros pequeños pelágicos	2,000	5,290	0,590	0,400	0,010	0,000	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Scomber japonicus (caballa)	1,000	2,645	0,480	0,500	0,020	0,030	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Trachurus trachurus Adult	9,000	23,805	0,420	0,530	0,050	0,110	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Mesopelágicos	25,000	66,125	1,000	0,000	0,000	0,000	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Otros grandes pelágicos	1,000	2,645	0,400	0,000	0,600	0,030	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Merluccius capensis grande	4,000	10,580	0,650	0,000	0,350	0,240	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Merluccius paradoxus grande	5,000	13,225	0,400	0,000	0,600	0,340	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Demersales pelagotróficos	5,000	13,225	0,920	0,000	0,080	0,060	97
Condrictios pelagotróficos (2000)	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,582	4,545	2,645	Demersales bentotróficos	1,000	2,645	0,980	0,000	0,020	0,060	97
Apex condrictios 2000	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Trachurus trachurus Adult	3,000	0,675	0,420	0,530	0,050	0,110	97
Apex condrictios 2000	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Thyrsites atun (snoek)	1,000	0,225	0,300	0,000	0,700	0,060	97
Apex condrictios 2000	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Otros grandes pelágicos	1,000	0,225	0,400	0,000	0,600	0,030	97
Apex condrictios 2000	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Demersales pelagotróficos	1,000	0,225	0,920	0,000	0,080	0,060	97
Apex condrictios 2000	Tiburones	Sudáfrica	I	N/D	0,045	5,000	0,225	Demersales bentotróficos	1,000	0,225	0,980	0,000	0,020	0,060	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Anchoveta	25,000	64,200	0,150	0,780	0,070	1,170	97

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Sardina	20,000	51,360	0,220	0,700	0,080	0,990	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Scomber japonicus (caballa)	1,000	2,568	0,480	0,500	0,020	0,030	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Trachurus trachurus Juv	1,000	2,568	0,440	0,510	0,050	0,020	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Trachurus trachurus Adult	2,000	5,136	0,420	0,530	0,050	0,110	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Mesopelágicos	1,000	2,568	1,000	0,000	0,000	0,000	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius capensis pequeño	10,000	25,680	0,930	0,000	0,070	0,020	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius capensis grande	2,000	5,136	0,650	0,000	0,350	0,240	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius paradoxus pequeño	10,000	25,680	0,930	0,000	0,070	0,040	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Merluccius paradoxus grande	2,000	5,136	0,400	0,000	0,600	0,340	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Demersales pelagotróficos	5,000	12,840	0,920	0,000	0,080	0,060	97
Otariidae (Arctocephalus pusilus pusilus) 2000	Lobos finos	Sudáfrica	I	N/D	0,133	19,306	2,568	Demersales bentotróficos	8,000	20,544	0,980	0,000	0,020	0,060	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Anchoveta	20,000	16,400	0,150	0,780	0,070	1,170	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Sardina	10,000	8,200	0,220	0,700	0,080	0,990	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Spratelloides gracilis (arenque)	14,000	11,480	0,000	0,930	0,070	0,220	97

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	otros pequeños pelágicos	4,000	3,280	0,590	0,400	0,010	0,000	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Trachurus trachurus Adult	27,000	22,140	0,420	0,530	0,050	0,110	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Mesopelágicos	4,000	3,280	1,000	0,000	0,000	0,000	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Merluccius capensis grande	1,000	0,820	0,650	0,000	0,350	0,240	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Merluccius paradoxus pequeño	2,000	1,640	0,930	0,000	0,070	0,040	97
Cetáceos 2000	Cetáceo	Sudáfrica	I	N/D	0,082	10,000	0,820	Merluccius paradoxus grande	1,000	0,820	0,400	0,000	0,600	0,340	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Anchoveta	39,000	57,564	0,150	0,780	0,070	1,170	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Sardina	34,000	50,184	0,220	0,700	0,080	0,990	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Spratelloides gracilis (arenque)	2,000	2,952	0,000	0,930	0,070	0,220	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Trachurus trachurus Juv	3,000	4,428	0,440	0,510	0,050	0,020	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Mesopelágicos	1,000	1,476	1,000	0,000	0,000	0,000	97
Aves marinas 2000	Aves marinas	Sudáfrica	I	N/D	0,012	123,000	1,476	Merluccius paradoxus pequeño	3,000	4,428	0,930	0,000	0,070	0,040	97
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Peces demersales (fondo blando)	4,000	1,100	0,940	0,040	0,080	0,025	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Mullidea nativos	1,000	0,275	1,230	0,140	0,250	0,017	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco,	0,025	11,010	0,275	Mullidae introducidos	1,000	0,275	1,500	0,180	0,250	0,016	98

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
				Recreacional, Arpón											
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Flatfishes	1,000	0,275	0,880	0,570	0,030	0,000	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Rayas & skates	1,000	0,275	0,030	0,950	0,010	0,003	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Pequeños bentopelágicos	36,000	9,900	1,840	0,070	0,060	0,127	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Medianos bentopelágicos	1,000	0,275	0,880	0,090	0,140	0,021	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Siganidae introducido	5,000	1,375	1,050	0,260	0,390	0,056	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	cornetfish introducidos	1,000	0,275	0,550	0,210	0,060	0,005	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	barracudas introducidas	9,000	2,475	0,880	0,010	0,030	0,004	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	pequeños pelágicos	4,000	1,100	1,830	0,100	0,030	0,014	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	pequeños pelágicos introducidos	4,000	1,100	1,610	0,090	0,010	0,006	98

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	pelágicos medianos	7,000	1,925	0,270	0,410	0,040	0,009	98
Delfín nariz de botella	Delfines	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,025	11,010	0,275	Grandes pelágicos	4,000	1,100	0,090	0,190	0,410	0,048	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Peces demersales (fondo blando)	1,000	0,233	0,940	0,040	0,080	0,025	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Peces demersales (fondos mixtos)	8,000	1,864	0,680	1,170	0,160	0,091	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Pez león introducido	1,000	0,233	0,170	0,690	0,000	0,000	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Sargocentrum (redcoat introducido)	32,000	7,456	0,870	0,030	0,170	0,009	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Anguilas & morenas	1,000	0,233	0,200	0,730	0,030	0,002	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Grandes peces demersales	5,000	1,165	0,170	0,290	0,410	0,067	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,020	11,660	0,233	Rayas & skates	8,000	1,864	0,030	0,950	0,010	0,003	98
Fócidos (Monachus monachus)	Focas	Chipre	A	Arrastre, Cerco,	0,020	11,660	0,233	Pequeños bentopelágicos	5,000	1,165	1,840	0,070	0,060	0,127	98

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
				Recreacional, Arpón											
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Peces demersales (fondos mixtos)	4,000	0,548	0,680	1,170	0,160	0,091	98
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Pequeños bentopelágicos	1,000	0,137	1,840	0,070	0,060	0,127	98
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Medianos bentopelágicos	1,000	0,137	0,880	0,090	0,140	0,021	98
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Siganidae introducido	1,000	0,137	1,050	0,260	0,390	0,056	98
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Pequeños pelágicos	6,000	0,822	1,830	0,100	0,030	0,014	98
Aves marinas	Aves marinas	Chipre	A	Arrastre, Cerco, Recreacional, Arpón	0,002	68,650	0,137	Pequeños pelágicos introducidos	6,000	0,822	1,610	0,090	0,010	0,006	98
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A	Cerco, Enmalle, Espinel, longline deriva, longline fondo, Netters	0,009	5,370	0,048	<i>Lophius piscatorius</i> (anglerfish)	0,870	0,042	0,086	0,428	0,077	0,131	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A	Cerco, Enmalle, Espinel, longline	0,009	5,370	0,048	Esoecies profundas	2,330	0,112	0,501	0,185	0,002	0,003	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A	Cerco, Enmalle, Espinel, longline	0,009	5,370	0,048	Demersales	2,580	0,124	0,333	0,426	0,299	0,283	99

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A	deriva, longline fondo, Netters	0,009	5,370	0,048	achoveta europea	4,420	0,212	0,856	1,167	0,027	0,013	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A		0,009	5,370	0,048	sardina europea	5,110	0,245	0,292	0,504	0,036	0,044	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A		0,009	5,370	0,048	Pelágicos de alto nivel trófico	2,090	0,100	0,026	0,194	0,465	0,679	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A		0,009	5,370	0,048	Otros Sparidae	2,590	0,124	0,302	0,355	0,096	0,128	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A	Cercos, Enmalle, Espinel, longline deriva, longline fondo, Netters	0,009	5,370	0,048	<i>Pagellus</i> spp.	1,300	0,062	0,608	0,223	0,372	0,310	99
Ballenas	Ballena barbada	Grecia	A		0,009	5,370	0,048	Mackerel (caballa)	0,520	0,025	0,236	0,330	0,514	0,476	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Especies profundas	4,480	0,013	0,501	0,185	0,002	0,003	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Demersales	6,320	0,019	0,333	0,426	0,299	0,283	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	achoveta europea	15,810	0,047	0,856	1,167	0,027	0,013	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	sardina europea	14,760	0,044	0,292	0,504	0,036	0,044	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Gadidae	0,530	0,002	0,770	0,336	0,048	0,042	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Pelágicos de alto nivel trófico	1,320	0,004	0,026	0,194	0,465	0,679	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Otros Sparidae	2,640	0,008	0,302	0,355	0,096	0,128	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A		0,0003	11,410	0,003	Mackerel (caballa)	2,500	0,008	0,236	0,330	0,514	0,476	99
Otros delfines	Delfines	Grecia	A	Cercos, Enmalle, Espinel, longline deriva, longline fondo, Netters	0,0003	11,410	0,003	Pequeños pelágicos	3,690	0,011	0,379	0,555	0,837	0,472	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	Demersales	7,930	0,182	0,333	0,426	0,299	0,283	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	achoveta europea	10,150	0,233	0,856	1,167	0,027	0,013	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	sardina europea	19,220	0,442	0,292	0,504	0,036	0,044	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	peces de criadero	0,990	0,023	0,454	0,008	0,318	0,408	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	Gadidae	9,860	0,227	0,770	0,336	0,048	0,042	99

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A	Espinel, longline deriva,	0,001	21,070	0,023	Merluccius merluccius (hake)	23,000	0,529		0,195	0,599	0,637	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A	longline fondo, Netters	0,001	21,070	0,023	Otros Sparidae	0,990	0,023	0,302	0,355	0,096	0,128	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	<i>Pagellus</i> spp.	4,930	0,113	0,608	0,223	0,372	0,310	99
Delfín nariz de botella	Delfines	Grecia	A		0,001	21,070	0,023	Pequeños pelágicos	4,930	0,113	0,379	0,555	0,837	0,472	99
Delfín común	Delfines	Grecia	A		0,0001	24,670	0,002	achoveta europea	34,730	0,069	0,856	1,167	0,027	0,013	99
Delfín común	Delfines	Grecia	A		0,0001	24,670	0,002	sardina europea	50,050	0,100	0,292	0,504	0,036	0,044	99
Delfín común	Delfines	Grecia	A		0,0001	24,670	0,002	Pequeños pelágicos	5,110	0,010	0,379	0,555	0,837	0,472	99
Aves marinas pelágicas	Aves marinas	Grecia	A	Cerco, Enmalle,	0,0003	69,340	0,021	achoveta europea	15,960	0,335	0,856	1,167	0,027	0,013	99
Aves marinas pelágicas	Aves marinas	Grecia	A	Espinel, longline deriva,	0,0003	69,340	0,021	sardina europea	22,340	0,469	0,292	0,504	0,036	0,044	99
Aves marinas pelágicas	Aves marinas	Grecia	A	longline fondo, Netters	0,0003	69,340	0,021	Oportunistas someros	2,130	0,045	0,116	0,519	0,061	0,088	99
Aves marinas pelágicas	Aves marinas	Grecia	A		0,0003	69,340	0,021	Mugilidae	1,130	0,024	0,380	0,029	1,201	0,746	99
Aves marinas pelágicas	Aves marinas	Grecia	A		0,0003	69,340	0,021	Pequeños pelágicos	3,190	0,067	0,379	0,555	0,837	0,472	99
<i>Caretta caretta</i> (Loggerhead turtle)	Tortugas marinas	Grecia	A	Cerco, Enmalle,	0,037	2,860	0,106	sardina europea	0,084	0,009	0,292	0,504	0,036	0,044	99
<i>Caretta caretta</i> (Loggerhead turtle)	Tortugas marinas	Grecia	A	Espinel, longline deriva,	0,037	2,860	0,106	Pequeños pelágicos	0,009	0,001	0,379	0,555	0,837	0,472	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A	longline fondo, Netters	0,0065	12,590	0,082	Demersales	0,100	0,008	0,333	0,426	0,299	0,283	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A		0,0065	12,590	0,082	achoveta europea	0,990	0,081	0,856	1,167	0,027	0,013	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A		0,0065	12,590	0,082	peces de criadero	0,100	0,008	0,454	0,008	0,318	0,408	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A	Cerco, Enmalle, Espinel,	0,0065	12,590	0,082	<i>Mullus sp</i> (red mullets)	0,500	0,041	0,461	0,096	0,646	0,537	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A	longline deriva,	0,0065	12,590	0,082	Otros Sparidae	0,500	0,041	0,302	0,355	0,096	0,128	99
<i>Monachus monachus</i>	Focas	Grecia	A	longline	0,0065	12,590	0,082	Pequeños pelágicos	0,500	0,041	0,379	0,555	0,837	0,472	99

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
				fondo, Netters											
Delfín común (Delphinus delphis)	Delfines	Grecia	A	Cerco	0,016	25,43	0,407	Sardina (S. pichardus, S. aurita)	0,5	0,204	ND	ND	ND	0,104	100
Delfín común (Delphinus delphis)	Delfines	Grecia	A	Arrastre	0,016	25,43	0,407	Anchoveta (E. encrasicolus)	0,5	0,204	ND	ND	ND	0,145	100
Delfín común (Delphinus delphis)	Delfines	Grecia	A	Arrastre orilla	0,016	25,43	0,407	Otros pelágicos	0,1	0,041	ND	ND	ND	0,400	100
Delfín común (Delphinus delphis)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,016	25,43	0,407	Otros demersales	0,05	0,020	ND	ND	ND	0,150	100
Delfín nariz de botella (Tursiops truncatus)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,009	24,42	0,220	Sardina (S. pichardus, S. aurita)	0,02	0,004	ND	ND	ND	0,104	100
Delfín nariz de botella (Tursiops truncatus)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,009	24,42	0,220	Anchoveta (E. encrasicolus)	0,07	0,015	ND	ND	ND	0,145	100
Delfín nariz de botella (Tursiops truncatus)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,009	24,42	0,220	Otros pelágicos	0,05	0,011	ND	ND	ND	0,400	100
Delfín nariz de botella (Tursiops truncatus)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,009	24,42	0,220	Merluza (M. merluccius)	0,44	0,097	ND	ND	ND	0,021	100
Delfín nariz de botella (Tursiops truncatus)	Delfines	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,009	24,42	0,220	Otros demersales	0,39	0,086	ND	ND	ND	0,150	100
Monachus monachus	Focas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,015	12,59	0,189	Otros pelágicos	0,2	0,038	ND	ND	ND	0,400	100
Monachus monachus	Focas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,015	12,59	0,189	Otros demersales	0,45	0,085	ND	ND	ND	0,150	100
Aves marinas	Aves marinas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,0031	105,43	0,327	Sardina (S. pichardus, S. aurita)	0,25	0,082	ND	ND	ND	0,104	100
Aves marinas	Aves marinas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,0031	105,43	0,327	Anchoveta (E. encrasicolus)	0,09	0,029	ND	ND	ND	0,145	100

Especies interactuantes	Grupos	País	Tipo pesquería	Arte de pesca	B	Q/B	Q	Presa	%Dieta	Q	M2	M1 y/o M0	F	Captura total	Ref.
Aves marinas	Aves marinas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,0031	105,43	0,327	Otros pelágicos	0,05	0,016	ND	ND	ND	0,400	100
Aves marinas	Aves marinas	Grecia	A	Enmalle, Espinel	0,0031	105,43	0,327	Otros demersales	0,007	0,002	ND	ND	ND	0,150	100

Anexo 2.3. Referencias Anexo 2

1. Arias, M. 1993. Interacciones entre lobos marinos *Otaria byronia* y lapesquería artesanal en el puerto San Juan de Marcona, Perú. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima. 29 pp (Inédita). En Szteren, D., Lezama, C. 2006. Interacciones entre lobos marinos y pesca artesanal en la costa de Uruguay.
2. Arias, M. 1996. Interacciones entre lobos marinos *Otaria byronia* y lapesca con redes de cortina en el Puerto de Huacho, Perú. Abstract 7a. Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur (Viña del Mar). Addendum. En Szteren, D., Lezama, C. 2006. Interacciones entre lobos marinos y pesca artesanal en la costa de Uruguay.
3. Brotons, J.M., Grau, A.M., & Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1), 112-127.
4. Castro, C. & Roseros, P. 2013. Interacción de cetáceos menores con artes de pesca artesanal en el Parque Nacional Machalilla – Ecuador. Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y Áreas Costeras del Pacífico Sudeste. 19-26 pp
5. Clark, J. M., & Agnew, D. J. (2010). Estimating the impact of depredation by killer whales and sperm whales on longline fishing for toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around South Georgia. *CCAMLR Science*, 17, 163-178.
6. Cruz, M.J., Menezes, G., Machete, M. & Silva, M.A. (2016) Predicting Interactions between Common Dolphins and the Pole-and-Line Tuna Fishery in the Azores. *PLoS ONE* 11(11): e0164107.
7. Cruz, M. J., Jordao, V. L., Pereira, J. G., Santos, R. S., & Silva, M. A. (2014). Risso's dolphin depredation in the Azorean hand-jig squid fishery: assessing the impacts and evaluating effectiveness of acoustic deterrents. *ICES Journal of Marine Science*, 71(9), 2608-2620.
8. Dalla Rosa, L., & Secchi, E. R. (2007). Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 135-140.
9. de la Torre, A., Quiñones, R. A., Miranda-Urbina, D. A., and Echevarría, F. 2010. South American sea lion and spiny dogfish predation on artisanal catches of southern hake in fjords of Chilean Patagonia. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 294-303.
10. De Maria, M. Barboza, F. & D. Szteren. 2013. Predation of South American sea lions (*Otaria flavescens*) on artisanal fisheries in the Rio de la Plata estuary. *Fisheries Research* 149: 69–73.

11. De Maria, M., Golluchi, M. & D. Szteren. 2012. Registros de *Arctocephalus australis* (Carnivora Mammalia) interaccionando con la pesca artesanal en Uruguay. Bol. Soc. Zool. Uruguay (2ª época). Vol. 21 (1-2): 50-58.
12. Donoso M & P Dutton. 2010. Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern Pacific: Opportunities for conservation. Biological Conservation 143: 2672–2684
13. Franco-Trecu V, Szephegyi M, Doño F, Forselledo R, Reyes F, Passadore C, Crespo E, Inchausti P. 2019. Marine mammal bycatch by the industrial bottom trawl fishery at the Río de la Plata Estuary and the adjacent Atlantic Ocean. Latin American Journal of Aquatic Research, 47(1): 89-101
14. Garlich-Miller, J., MacCracken, J. G., Snyder, J., Meehan, R., Myers, M., Wilder, J. M., ... & Matz, A. (2011). Status review of the Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*). US Fish and Wildlife Service.
15. Gasco, N., Tixier, P., Duhamel, G., & Guinet, C. (2015). Comparison of two methods to assess fish losses due to depredation by killer whales and sperm whales on demersal longlines. CCAMLR science, 22, 1-14.
16. Gasco, N., Tixier, P., Massiot-Granier, F., Péron, C., & Sarralde, C. (2019). No Boundaries for Whales Interacting with Fishing Activities Targeting Patagonian Toothfish (*Dissostichus eleginoides*) CCAMLR WG-FSA-2019/54.
17. Goetz, S., Wolff, M., Stotz, W., and Villegas, M. J. 2008. Interactions between the South American sea lion (*Otaria flavescens*) and the artisanal fishery off Coquimbo, northern Chile. – ICES Journal of Marine Science, 65: 1739–1746
18. Grewal, Corie E. (2021). Occurrence of depredation by common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) on reef fish captured and released by rod and reel fisheries in the northeastern Gulf of Mexico. Master's project, Duke University.
19. Hamer, D. J., Childerhouse, S. J., McKinlay, J. P., Double, M. C., & Gales, N. J. (2015). Two devices for mitigating odontocete bycatch and depredation at the hook in tropical pelagic longline fisheries. ICES Journal of Marine Science, 72(5), 1691-1705.
20. Hanan, D and Read, R. 1989. California Sea Lion interaction and and depredation rates with the commercial passenger fishing vessel fleet near San Diego. CalCOFI Rep., Vol 30.
21. Harris, R. N., Harris, C. M., Duck, C. D., & Boyd, I. L. (2014). The effectiveness of a seal scarer at a wild salmon net fishery. ICES Journal of Marine Science, 71(7), 1913-1920.
22. Hucke-Gaete, R., Moreno, C. A., & Arata, J. (2004). Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. Ccamlr Science, 11, 127-140.

23. Hückstädt L.A & Antezana T. 2003. Behaviour of the southern sea lion (*Otaria flavescens*) and consumption of the catch during purse-seining for jack mackerel (*Trachurus symmetricus*) off central Chile. *Journal of Marine Science* 60: 1003–1011
24. Jiménez S, Domingo A, Brazeiro A. 2009. Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biol* 32:187–196
25. Jounela, P., Suuronen, P., Millar, R. B., & Koljonen, M. L. (2006). Interactions between grey seal (*Halichoerus grypus*), Atlantic salmon (*Salmo salar*), and harvest controls on the salmon fishery in the Gulf of Bothnia. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), 936-945.
26. Kemper C, Pemberton D, Cawthorn M, Heinrich S, Mann J, Würsig B, Shaughnessy P & R Gales. 2003. Aquaculture and marine mammals: Co-existence or conflict? Pp. 208–225 in *Marine mammals and humans: fisheries, tourism and management issues* ed by N Gales, M Hindell and R Kirkwood. CSIRO Publishing: Melbourne.
27. Kock K, Purves M, Duhamel G. 2006. Interactions between Cetacean and Fisheries in the Southern Ocean. *Polar Biol* 29: 379–388. Purves et al 2004. Killer whale (*Orcinus orca*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) interactions with longline vessels in the Patagonian toothfish fishery at South Georgia, South Atlantic. *CCAMLR Sci* 11:111–126
28. Königson, S., STRIDH, S. G. L. H., & Sundqvist, F. (2009). Grey seal predation in cod gillnet fisheries in the central Baltic Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 42.
29. Lyle, J. M., & Wilcox, S. T. (2008). Dolphin and seal interactions with mid-water trawling in the Commonwealth Small Pelagic Fishery, including an assessment of bycatch mitigation strategies. Final report project, 5.
30. Mitchell, J. D., McLean, D. L., Collin, S. P., Taylor, S., Jackson, G., Fisher, R., & Langlois, T. J. (2018). Quantifying shark depredation in a recreational fishery in the Ningaloo Marine Park and Exmouth Gulf, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 587, 141-157.
31. Moir-Clark, J. & Agnew, D.J. (2010). Estimating the impact of depredation by Killer whales and Sperm whales on longline fishing for toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around South Georgia. *CCAMLR Science*, Vol. 17 (2010): 163-178.
32. Monaco, C., Cavallé, M., & Peri, I. (2019). Preliminary study on interaction between dolphins and small-scale fisheries in Sicily: Learning mitigation strategies from agriculture. *Calitatea*, 20(S2), 400-407.
33. Moreno CA, R Huccke-Gaete y J Arata (2003) Interacción de la Pesquería del Bacalao de Profundidad con Mamíferos y Aves Marinas. Informe Final Proyecto FIP 2001-31, pp 199.
34. Nadeau, A. (2013). Interacción operacional entre el lobo marino común *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) y la pesca artesanal de cerco frente a las costas de Valdivia, XIV Región de los Ríos. Tesis de Biología Marina. Universidad Austral, Valdivia.

35. Negri M, Denuncio P, Panebianco M & H Cappozo. 2012. Bycatch of Franciscana dolphins *Pontoporia blainvillei* and the dynamic of artisanal fisheries in the species' Southern most area of distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2):149-158
36. Olivares E. 2005. Comparación del efecto de *Orcinus orca* y *Physeter macrocephalus* en la CPUE de la pesquería del *Dissostichus eleginoides* en el sur de Chile (Pacífico) e Islas Georgia del Sur (Atlántico Sur). Tesis de Grado Biología Marina Universidad Austral de Chile, 44pp.
37. Panebianco V. 2015. Plan de acción nacional para reducir la interacción de mamíferos marinos con pesquerías en la República Argentina;
38. Crespo E. A., Pedraza S. N., Dans S. L., Koen Alonso M., Reyes L. M., García N. A., Coscarella M. & Schiavini A. C. M. 1997b. Direct and indirect effects of the highseas fisheries on the marine mammal populations in the northern and central patagonian coast. *Journal of the Northwest Atlantic Fishery Science*, 22: 189 - 207.
39. Passadore, C., Domingo, A., & Secchi, E. R. (2015). Depredation by killer whale (*Orcinus orca*) and false killer whale (*Pseudorca crassidens*) on the catch of the Uruguayan pelagic longline fishery in Southwestern Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 72(5), 1653-1666.
40. Peterson, M. J., & Carothers, C. (2013). Whale interactions with Alaskan sablefish and Pacific halibut fisheries: surveying fishermen perception, changing fishing practices and mitigation. *Marine Policy*, 42, 315-324.
41. Peterson, M. J., & Hanselman, D. (2017). Sablefish mortality associated with whale depredation in Alaska. *ICES Journal of Marine Science*, 74(5), 1382-1394.
42. Peterson, M. J., Mueter, F., Criddle, K., & Haynie, A. C. (2014). Killer whale depredation and associated costs to Alaskan sablefish, Pacific halibut and Greenland turbot longliners. *PLoS One*, 9(2), e88906.
43. Peterson, M. J., Mueter, F., Hanselman, D., Lunsford, C., Matkin, C., & Fearnbach, H. (2013). Killer whale (*Orcinus orca*) depredation effects on catch rates of six groundfish species: implications for commercial longline fisheries in Alaska. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1220-1232.
44. Plikshs, M., & Pilāts, V. (2017, January). Seal influence on costal fishery in Latvia: a case study. In *OF THE 75th SCIENTIFIC CONFERENCE OF THE UNIVERSITY OF LATVIA* (p. 65).
45. Rabearisoa N, Sabarros PS, Romanov EV, Lucas V, Bach P (2018) Toothed whale and shark depredation indicators: A case study from the Reunion Island and Seychelles pelagic longline fisheries. *PLoS ONE* 13(8): e0202037.

46. Rafferty, A. R., Brazer Jr, E. O., & Reina, R. D. (2012). Depredation by harbor seal and spiny dogfish in a Georges Bank gillnet fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 19(3), 264-272.
47. Ramos-Cartelle, A., & Mejuto, J. (2008). Interaction of the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and depredation on the swordfish catches of the Spanish surface longline fleet in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Report, International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Collective Volume of Scientific Papers (SCRS/2007/025), 62(6), 1721-1783.
48. Reyes, P., Hucke-Gaete, R., & Torres-Florez, J. P. (2013). First observations of operational interactions between bottom-trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 489-494.
49. Roche, C., Guinet, C., Gasco, N., & Duhamel, G. (2007). Marine mammals and demersal longline fishery interactions in Crozet and Kerguelen Exclusive Economic Zones: an assessment of depredation levels. *CCAMLR Science*, 14, 67-82.
50. Rocklin, D., Santoni, M-C., Culioli, J-M., Tomasini, J-A., Pelletier, D., and Mouillot, D. 2009. Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 699–707
51. Romanov, E. V., Sabarros, P. S., Le Foulgoc, L., Richard, E., Lamoureux, J. P., Rabearisoa, N., & Bach, P. (2013). Assessment of depredation level in Reunion Island pelagic longline fishery based on information from self-reporting data collection programme. 9th IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch (WPEB), La Réunion.
52. Secchi, E.R, Passadore, M.C., Monteiro, D.S, Domingo, A & Dalla Rosa, L. 2013. Overview on the interactions between marine mammals and the pelagic longline fishery in the subtropical western South Atlantic. International Marine Mammal - Longline Bycatch Mitigation Workshop.
53. Sepúlveda M, Pérez MJ, Sielfeld W, Oliva D, Durán L, Rodríguez L, Araos V & M. Buscaglia. 2007. Operational interaction between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: Results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research* 83: 332–340
54. Sigler, M. F., Lunsford, C. R., Straley, J. M., & Liddle, J. B. (2008). Sperm whale depredation of sablefish longline gear in the northeast Pacific Ocean. *Marine Mammal Science*, 24(1), 16-27.
55. Tixier, P., Burch, P., Massiot-Granier, F., Ziegler, P., Welsford, D., Lea, M. A., ... & Arnould, J. P. (2020). Assessing the impact of toothed whale depredation on socio-ecosystems and fishery management in wide-ranging subantarctic fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(1), 203-217.

56. Tixier, P., et al. (2010). Interactions of Patagonian toothfish fisheries with Killer and Sperm whales in the Crozet Islands Exclusive Economic Zone: An assessment of depredation levels and insights on possible mitigation strategies. *CCAMLR Science*, Vol. 17 (2010): 179-196
57. Tixier, P., Lea, M. A., Hindell, M. A., Guinet, C., Gasco, N., Duhamel, G., & Arnould, J. P. (2018). Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with blue-eye trevalla (*Hyperoglyphe antarctica*) longline fisheries. *PeerJ*, 6, e5306.
58. WORKSHOP ON THE DEPREDAION IN THE TUNA LONGLINE FISHERIES IN THE INDIAN OCEAN 9 – 10 July, 2007 Training room, Seychelles Fishing Authority, Victoria Fishing Port, Victoria, Seychelles
59. Zahri, Y., Abid, N., Elouamari, N., Abdellaoui, B., Najih, M., & Srour, A. (2004). Étude de l'interaction entre le grand dauphin et la pêche á la senne coulissante en Méditerranée marocaine. INRH Report, Casablanca.
60. Zollett, E. A., & Read, A. J. (2006). Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fishery Bulletin*, 104(3), 343-349.

ANEXO 4. Informes/Reportes de los expertos internacionales respecto del Segundo Taller Metodológico



THE UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA
Institute for the Oceans and Fisheries

Institute for the Oceans and
Fisheries
Vancouver Campus
Faculty of Science
2202 Main Mall
Vancouver BC, Canada V6T 1Z4

Phone 604 822 2731
info@oceans.ubc.ca
www.oceans.ubc.ca

July 13, 2021

Report on the Workshop “Assessing sea lions’ contribution to natural mortality of target species in Chilean fisheries”

The Workshop was held remotely on June 25th and 29th, 2021. I was invited as part of a panel to provide feedback and advice to Fisheries scientists using modelling to quantify the current and potential future impact of South American sea lions on commercial fisheries catches. My comments derive from a research specialty in the bioenergetics of marine mammals, including modelling food requirements for various species, as well as a working knowledge of ecosystem modelling.

The primary underlying question of the Workshop and associated research was whether sea lions were negatively impacting commercial fisheries catches, and what ecological effects the lethal removal of sea lions would have on either the commercial fishing industry or other aspects of the ecosystem. As noted by the research team, the question of perceived competition between commercial fisheries and pinnipeds has frequently arisen in many parts of the world. Scientists understand that the relationship between fisheries and marine mammals is much more complex than “*marine mammals eat fish, humans catch fish, therefore fewer marine mammals will result in more fish for humans to catch*”. Ecosystems are far too complex for such simplistic and unrealistic arguments (regardless of how often they are made), but that similarly means predicting and quantifying the effects of ecological changes is equally challenging.

The research team made a wise choice in selecting to use Ecopath modelling to investigate the effect of sea lions on Chilean fisheries. Ecopath with Ecosim (EwE) is a powerful tool for understanding the complex relationships within an ecosystem and predicting the effects of changes in one aspect of the ecosystem on others. However, as with all modelling tools, the value of the

output (predictions) is highly reliant on the accuracy of the underlying assumptions and structure of the model and the quality of the data that is used as model inputs. Overall, I would state that the depth of the data used by the research team was superior to many other similar modelling efforts elsewhere.

At the core of most perceived marine mammal/fisheries competition questions is the assumption that the diet of the marine mammal predator has a high degree of overlap with species targeted by the commercial fleet. Hence, accurate predator dietary data is essential for modelling potential competition. In many instances, information on the diet of marine mammals is sparse and restricted for logistical reasons to select geographic regions or seasons.

The diet data presented by Dr. Sepúlveda was exceptionally detailed. There was a great deal of data based on fecal remains identification for sea lions in the three study areas (northern, central, and southern Chile) that quantified the proportion of the diet that was composed of species also targeted by commercial fisheries. The conclusions derived from the fecal remains data was well supported by data based upon stable isotope analysis, as well as sea lion diving behavior. Data was also available to examine the degree of variability within the study areas, which was particularly valuable for confirming that the three geographic study areas represented valid ecological divisions.

The diet data allowed the construction of ecosystem models via EwE, as presented by Dr. Arriagada. As per the geographic trends observed in the sea lion diet data, 4 base models were constructed: northern, central-northern, central-south, and southern (inner sea) Chile. Model complexity was similar between study sites, integrating between 28-31 functional groups. Researchers wisely chose to model the sea lions using multi-stanza groups, so that they could more accurately capture effects on vital rates that might drive population changes.

The overall results of these models indicated that there were a number of other mammal and fish species that significantly contributed to the natural mortality of target fish species, and that the impact of sea lions was generally much smaller than these other predators. More importantly, the natural mortality from sea lions was – with a few exceptions – much lower than the take of

commercial fisheries. It is important to note that EwE models (as with all mathematical models) will produce “results” once the model is properly balanced, regardless of its accuracy. However, based upon the underlying sea lion diet data, knowledge of other predators in the ecosystem, and the established level of fisheries take, I have no reason to suspect that the conclusions of these models is not a good representation of the current state of these ecosystems.

A far more complex set of EwE models attempted to predict the effect of defined changes in one aspects of the ecosystem (sea lion abundance or targeted fisheries catches) on other parts of the system. The results of these types of projections made over decades are highly dependent upon the underlying assumptions and mathematical relationships embedded into the model parameters. The original results presented suggested that, in most geographic zones, increases or decrease in sea lion biomass did not have a notable impact on fisheries biomass, but did have significant effects on other predators in the system. Further, changes in sea lions’ abundance seem to be less important at the ecosystem level than changes in fishing mortality of key fishing stocks.

As previously noted, such predictive models are more temperamental than steady state ecosystem models. Some of the simulations that modelled changes in fishing effort resulted in drastic simultaneous fluxes in numerous fish populations (for example, changes due to 50% decrease in sea lion biomass in Central Chile). While it is unlikely that these predicted fluxes were “real”, these results likely reflect a high level of instability in the system or a high level of sensitivity to changes, although it is unclear which.

The apparent high level of impact of changes in sea lion abundance on other predators in the system seen in the original EwE models seemed unusual. This led to an evaluation and refinement (with consultation from Dr. Christensen) of the EwE model that resulted in much less drastic changes. In this revised model, decreases in sea lion biomass did not result in significant changes in the biomass of other predators, with the possible exception of orcas (although noting that the diet of Chilean orcas is not well known). Consistent with the original EwE model, the effect of decreases in sea lion biomass had no significant effect on the available biomass of most fish species. The only exceptions were snook and kingklip. These results make intuitive sense, given that these species are only consumed by sea lions.

It is important to state that the refinement of the EwE forecast models that occurred during the workshop is a positive sign. Models are tools that produce predictions, and it is a reflection of a robust scientific process that these results are scrutinized for ecological realism, and modified when necessary. I commend the Workshop participants for embracing the philosophy of ensuring the most accurate results possible.

Finally, I would like to address one of the objectives of the workshop, i.e., "*To provide recommendations on how to consider/include predation by sea lions on the dynamics of fishing stocks sustaining fisheries in Chile and their management based on the ecosystem approach*".

Two of the recommendations (#2. *To evaluate the impacts of variable M on the dynamics of fishing stocks with relatively high M2*; #3. *To evaluate predation on spawning aggregations of target species that could be strongly affected by this process*) recognize the inherent limitations of EwE modelling. These are both sound recommendations. Delving further into specific ecosystem relationships seems like an excellent next step for ensuring the overall accuracy of the model's predictions.

The other two recommendations derive from the realization that sea lions, while potentially the most visible predator on commercial fisheries, do not in fact represent the greatest ecological competition. As seen in many other marine systems, and clearly demonstrated in the EwE models, other natural sources of mortality have a greater impact on standing fish stocks. Given the perceived concern of the role of sea lions, there has been far less detailed research on these other sources of predation. Hence the importance of the recommendation:

#1. Funding studies to close the knowledge gap about the role that "other predators" may have in the ecosystem, including their impacts on the dynamics of commercial stocks. Important/key information to gather: Abundance/biomass, diet composition (year of the stomach), consumption, and production.

The final recommendation is important in that there may be pressure on management to “do something about the problem of sea lions” despite clear evidence that presented that doing so would have minimal (and perhaps negative) impacts on the ecosystem. Forced removal of sea lions cannot be scientifically or ethically justified based on the best available knowledge. Hence, my support for the recommendation:

#4. The precautionary approach and the ecosystem approaches favor the recommendation that the sea lions’ population be naturally regulated instead of removing individuals as a way to increase the biomass and catches of target species.

Overall, I found the work by the research team addressing the contribution to natural mortality of target species in Chilean fisheries to be highly professional and their conclusions sound. The models they produced are based upon a foundation of sound field data, resulting in a high confidence in their predictions. Inevitably, such an exercise also highlights important areas for data collection or analysis for refining the models, and such research should be supported going forward, as noted specifically in the aforementioned 4 recommendations.

Finally, I would like to extend my appreciation to the organizers of this Workshop, particularly Dr. Sergio Eduardo Neira Alarcón for allowing me to participate, and to all of the participants for accommodating and welcoming international scientists who, unfortunately, are unable to communicate in Spanish.

Regards,



Dr. David Rosen
Marine Mammal Research Unit
University of British Columbia
Vancouver, BC, Canada

Project FIPA N° 2018-55, “Assessing sea lions’ contribution to natural mortality of target species in Chilean fisheries”

Workshop Summary

Villy Christensen, PhD, Professor
The University of British Columbia
Vancouver, BC, Canada

Summary

A virtual workshop was held via Microsoft Teams on Friday June 25th and Tuesday June 29th, 2021, both days from 15 to after 18 (Chilean time). I was invited to join the workshop as an external modelling expert, and below provide a summary of the workshop with comments about the modelling, approaches and findings.

The project was thoroughly planned and conducted. The research is of a calibre that lives up to international standards. Problems were identified with the ecosystem model simulation protocol, but these were corrected during the workshop, and more reliable, albeit preliminary results were obtained. The overall conclusion remains that South American Sea Lions currently do not have any significant impact on target fish populations in the studied part of the Chilean coast.

Workshop objectives and project approach

The workshop was arranged with presentations on the first workshop day (June 25th) and a discussion about recommendations for the fishing authority on the second workshop day (June 29th).

On the first day, the project leader Dr Sergio Neira introduced the workshop and provided an overview of the objectives of the project and workshop. It was specified that the overarching objectives of the project was to assess the contribution of South American Sea Lions (SASL) to the natural mortality of the main target species in Chilean fisheries, and to provide

recommendations for how include predation by SASL in the management of Chilean fisheries based on an ecosystem approach.

Prior to the workshop, the project team had collected extensive data on the feeding biology of SASL, estimated predation impact of SASL based on Ecopath models, and developed preliminary scenarios to evaluate the impact of SASL on the dynamics of Chilean fish populations as well as impact on competitors of and predators on SASL based on Ecopath with Ecosim (EwE) modelling.

Presentations

Dr Maritza Sepúlveda provided an update of the diet of SASL on the Chilean coast. It was noted that SASL is a generalist and opportunistic feeder, with highly variable diets in different parts of Chile. One of the issues that have been of concern for evaluating sea lion diets in BC is that sampling of scats have been limited to a few months. We therefore have very limited data on sea lion impact on seasonally varying species, notably returning salmon and spawning aggregations of small pelagics and others. In this study, there was a high proportion of salmon in May 2020 in Southern Chile, which may indicate a similar pattern. We discussed this aspect at the workshop, and future studies would be considered to evaluate this.

The importance of reporting diets by volume or weight (rather than using relative importance or occurrence measures) was stressed, and this is indeed very important for using the results from diet studies for ecosystem modelling.

The diet studies seem well conducted and of a calibre that is fully on par with what is done in other parts of the world.

M.Sc. Ana Arriagada presented estimates of predation mortality due to SASL and fishing mortality estimates for important fish stocks in Chile. The evaluation was based on four static Ecopath models representing four regions of the Chilean coast.

The models indicated a low predation mortality impact of SASL compared to fisheries mortality for the important fish stocks.

The Ecopath models were sensible and well-constructed, and assuming that the input values are reasonable the conclusion is that SASL overall have little impact on commercially important prey. This conclusion is in contrast to views in parts of Chile where local abundance have increased and conflicts have become common. Sea lions often occurring close to the coast where their behaviour is rather easily observable can have strong local impact leading to conflicts. The impacts may be less at the regional scale as indicated by the modelling.

Given that SASL have been protected for decades it was surprising to me that there should only be around 11,000 SASL in an area as big as Central Chile (see estimation at the end of this summary). We have far higher densities in BC. Discussing this with Dr. Maritza Sepúlveda and Dr. Sergio Neira, I understand that the counts of SASL in the area are quite thorough, and in my opinion fully up to the standards of counts conducted elsewhere, including in BC.

Based on further discussions at the workshop and comparison to other areas, I find the most plausible explanation for the limited predation impact of SASL at the regional scale is that SASL have not expanded in abundance since the ban on culling in Chile to reach their carrying capacity. This may be due to non-documented mortality.

Dr Rubén Alarcón presented a study on impact of changes in population size of SASL and fisheries catches on the dynamics of important Chilean fish populations, marine mammals and birds. The study was based on dynamic simulations with the Ecosim module of the EwE ecosystem modelling approach, where new current day models were developed based on the models presented by Ms. Ana Arriagada.

The simulations were done by evaluating the impact of different levels of SASL biomass and of fishing mortality, and include Monte Carlo simulations for each scenario.

The preliminary results presented indicated that decline in SASL biomass (e.g., through culling) would not target species biomass, but other predators would benefit, and vice versa for increases in SASL biomass. The impacts on other predators were surprisingly strong, giving the limited impact SASL seems to have on predation mortalities of their prey.

For the Central Zone of Chile (Valparaíso – Los Ríos) the simulations with changes in SASL biomass or fishing pressure caused the model to go unstable with rather violent cycles or changes. Overall, the simulations did not seem credible to be, but I got a chance to work with the models between the two workshop sessions (as described in the note attached to this summary, see below). This provided an explanation for the simulations results above. The approach that was used for setting vulnerabilities (density-dependent factor, related to carrying capacity) was not valid, which caused the unstable model behaviour.

By changing the approach to what is considered acceptable, the models behaved much more as expected with limited impact of changes in SASL biomasses, both on target fish populations and on other predators. I recommended using this more standard approach to the organizer, and results from this was presented by Dr Neira at the second workshop session.

Overall findings

The overall findings from the workshop are clear. The predation impact of SASL on target fish species is minimal compared to the impact of fisheries on these stocks, and changes in SASL abundance (e.g., through culling) is unlikely to have any noticeable impact on the target fish species.

Locally, there may be bigger impact of SASL, but regional models such as (very sensibly) developed and used for the project cannot be used to address such questions. For this, it would be necessary to develop local or spatially-explicit ecosystem models.

SASL does not seem to have increased much in abundance during the years where there has been a ban on culling. This may indicate that there is non-documented mortality impacting the population.

Conclusions

The project was thoroughly planned and conducted. The research is of a calibre that lives up to international standards. Problems were identified with the ecosystem model simulation protocol,

but these were corrected during the workshop, and more reliable, albeit preliminary results were obtained. The overall conclusion remains that South American Sea Lions currently do not have any significant impact on target fish populations in the studied part of the Chilean coast.

Recommendations

There were four major recommendations from the workshop. These are listed below along with my comments and conclusions.

1. To conduct studies to close the knowledge gap about the role that “other predators” may have in the ecosystem, including their impacts on the dynamics of commercial stocks. Important/key information to gather: Abundance/biomass, diet composition (year of the stomach?), consumption, and production

The information about “other predators”, e.g., types and diets of orcas is very limited from Chile, and it would be pertinent to obtain more information about these. This very much also is the case for fur seals, whose populations in Chile are reported to be expanding, and who, along with South American sea lions may impact fish resources.

2. To evaluate the impacts of variable M on the dynamics of fishing stocks with relatively high M2

It is important for assessments – including the single-species assessments that are used directly for fishery regulations – to include variable natural mortality. While full adoption of ecosystem based management still is an ongoing process in all countries, and while it’s clear that we will continue to use single-species assessment for short-term, tactical regulations, it is becoming increasingly common internationally to use estimates of variable natural mortality from ecosystem models for input to assessment models.

3. To evaluate predation on spawning aggregations of target species that could be strongly affected by this process.

The question of short-term fish aggregations being impacted by concentrations of predators should be of special concern as it may lead to depensatory predation mortality – i.e. increased predation mortality as population size decreases.

In BC, Canada, there are indications of this mechanisms for several populations,

- Return migrations of Sockeye salmon now pass high concentrations of Steller sea lion, and the observed decline in Sockeye salmon returning to the main spawning river, Fraser River, can be explained by increased predation by Steller sea lion (Walters et al., 2020). The situation is aggravated by lack of diet data for Steller sea lion for the period where Sockeye salmon pass the sea lion haulouts, indicating a need to be anticipatory and perform targeted sampling for diet data.
- There are five major herring stocks in British Columbia, all of which collapsed following heavy overexploitation in the 1960s. All of the stocks recovered but then three subsequently collapsed again under lower fishing impact. Assessments show a pattern of depensatory variation in natural mortality within the stocks, with higher mortality at lower stock sizes, and strong divergence among stocks. The causes of the divergence are not known, but a recent study (Christensen et al., n.d.) pointed to depensatory Steller sea lion predation as a plausible explanation. This was supported by estimates of Steller sea lion consumption during the herring spawning season when the fish are particularly vulnerable to predation.
- Eulachon, a high-energy content small pelagic, is an iconic species in BC with threatened status. The abundance of juveniles on the off-shore rearing grounds have not shown major decline, while that abundance in the rivers where the adults migrate to spawn have. A plausible explanation for this pattern is high predation mortality on eulachon schools by pinniped aggregations. No other plausible explanations are available to explain the eulachon declines.

In conclusion, the topic of pinniped impact on fish aggregations (be they for migration on spawning) is important and may need special attention in sampling programs.

3. The precautionary approach and the ecosystem approach favor the recommendation that the sea lions' population be naturally regulated instead of removing individuals as a way to increase the biomass and catches of target species.

It should be noted that there are no provisions in the precautionary approach or the ecosystem approach that prescribes natural regulation of populations as the only approach. Indications are, however, that in the case of South American sea lion these have not increased as much since culling stop to have significant impact on target fish populations. This situation may change if the sea lion population (along with fur seals and other predators) build up to their carrying capacity.

To evaluate this, continued regular monitoring of predator populations is important.

The pinniped populations in BC have increased to their carrying capacity and the predation mortality they are causing on several important salmon species provides the most plausible explanation for the drastic declines these populations have experienced. Fisheries have largely been shut down to aid in recovery. There is strong reluctance from the management body to open for pinniped harvesting, but it is unlikely that the important salmon species will recover with the current predation levels.

In conclusion, I support the project finding that the South American sea lion at present have not built to a level where they have significant predation impact on the commercially important fish populations, and that therefore is no need to regulate the sea lion through harvesting.

References

- Christensen, V., Oldford, G., Licandeo, R., & Walters, C. (n.d.). Depensatory predation may cause catastrophic changes in herring populations. MS.
- Walters, C. J., McAllister, M. K., & Christensen, V. (2020). Has Steller Sea Lion Predation Impacted Survival of Fraser River Sockeye Salmon? *Fisheries*, 45(11), 597–604. <https://doi.org/10.1002/fsh.10488>

Model notes re impact of South American Sea Lion (SASL)

Villy Christensen

June 27, 2021

Model used was software version: EwE 6.6.16677.1

Central Chile models

Ecosim scenario: Ajuste ZCS 92_18

Time series: Series LMC ZCS 92_18_AA_Stza sin popitos

Model name: Central Chile 1992

- The biomass (B) is estimated for eight groups from assumed EE of 0.9999.
 - o This assumes that the model describes all mortalities for the groups (including for shrimp and zooplankton).
 - o This is not likely to be the case, and will lead to underestimation of the biomass of notably kingclip, snook, jumbo squid, and shrimp.
 - o Given that the models were designed to evaluate the relative mortality impact of SASL compared to fisheries, this should, however, not impact the findings from the study
- The orca group seems to be a combination of marine mammal and fish eating sub-groups.
 - o SASL Ad is 0.3% of diet and Juv 0.7% of diet
 - o With these low diets proportions, any impact of SASL abundance on orcas must be through diets – though this is surprising as well as orcas import 42% of their diet, which will cause the group to be stable (they will always receive the import, irrespective of what happens in the system)
- Phytoplankton is defined as a detritus group.
 - o This is not correct, and it removes an important model check – can the consumers' demand be met by environmental productivity?
 - o Primary production estimates are available from satellites for all regions of Chile
- Microzooplankton is defined as a producer
 - o This is not correct
- There is a total of 41 time series included in the model
 - o The time series fitting is not in accordance with normal fitting procedures
 - o SASL have default vulnerabilities
 - o Summed squared residuals, SS = 1403.6
- The model has F values for common fish species

- Tried fitting the model, estimating V's for groups with time series
 - o Base SS was 685.8, i.e. less than in the presume fitted model (1403)
 - o SS was reduced to 442 – not very much, likely indicating
 - o Quite good fit to SASL Ad (SS=0.12), V's <2
 - o Model fit to hake is not very good, (SS ad = 66) even though there are F, Relative B, average weight, catch series
 - The Ecopath catch is 0.62; B 4.2, and F = 0.25. Estimated catch is therefore $C = F * B = 0.25 * 4.2 = 1.05$, i.e not 0.62 as in the Ecopath baseline.
 - Fix this inconsistency
 - o Juv hake: there is no F and no effort, but a B, W, C, no way for model to fit to these
 - o Jack mackerel: Ecopath baseline catch inconsistent with time series catch, F and B (as for hake)
 - o Also inconsistent for sardine
 - o The population trends for hake and sardine indicates that hake may be driving sardine trends, or that there's an environmental signal favoring hake initially, sardine later
 - o Anchovy fit quite good (some $C=F*B$ inconsistency)
 - o Langustura: well explained by F. $C=F*B$ inconsistency
 - o Red squat: well explained by F. $C=F*B$ inconsistency.
 - Only 1/3 of mortality is explained for this group
 - Surprising that big eye flounder is biggest predator
 - $C=F*B$ inconsistency

Model name: Central Chile 2018

Ecosim scenario: Simulaciones LM.

Time series: 1.5

- Model quite similar to 1992 model, same structure. Based on June 25 workshop, I understand that what has been changed is B from some key groups, while Ecosim vulnerabilities were transferred from 1992 model and used for 2018 model
- SASL Ad B in 2018 model is 2.06 x B 1992, while timeseries indicates it should be 1.57 x
- Also inconsistency for SASL Juv B.
- Didn't check other groups
- The model has the same vulnerabilities as the 1992 model (as stated)
- It should be noted that there is no justification for using 1992 vulnerabilities in 2018 model. The vulnerabilities are used to initialize the model and are tied closely to the biomass patterns in the Ecopath baseline model.
- I cannot find justification for this approach

- The scenarios use forced B for SASL, which should be fine
- I am deeply surprised about how sensitive other predators were to the SASL scenarios, this is not what we see in other models
- There is no scenario for 1 x SASL abundance
 - o I predict that such a scenario would show very unstable ecosystem
 - o Removing the 1.5x scenario results in a very unstable ecosystem
- I do not consider these simulations valid.

Happy to discuss alternative approaches

Re. my questions to Dr Maritza about SASL B:

Model area	99,388	
SASL Ad B	0.019	t/km ²
Total B	1,888	tons
Female W	0.22	t/ind
Male W	0.12	t/ind
Average	0.17	t/ind
Individuals	11,108	ind

I am surprised that a large area like the Central Chile coast would only have ~ 10,000 adult SASL.

ANEXO 5. Respuestas a las observaciones del Informe PreFinal

RESPUESTAS A COMENTARIOS DEL EVALUADOR AL INFORME PRE-FINAL

Aspecto	Cumplimiento (SI o NO)	Observaciones	Respuesta
Presentación de autores por función o tema desarrollado	Si		
Resumen ejecutivo	Si		
Índice general	Si		
Índice de tablas y figuras	Si		
Índice de anexos	Si		
Objetivo general	Si		
Objetivos específicos	Si		
Antecedentes	Si		
Metodología de trabajo	Si		
Resultados	Si		
Análisis y discusión de resultados	Si		
Conclusiones	Si		
Referencias bibliográficas	Si		
Anexos	Si		

Análisis, observaciones y recomendaciones sobre los aspectos formales: Sin observaciones

2) EVALUACIÓN DE ASPECTOS DE CONTENIDO

a) Desarrollo del proyecto

Objetivo específico N° 1:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	100
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuesta	
<p>Los antecedentes recopilados tanto a nivel nacional como internacional permitieron proveer datos e información del efecto de los Otáridos y especies ecológicamente homólogas sobre recursos pesqueros, y en particular de lobo marino común.</p> <p>Los efectos recíprocos entre el LMC (lobo marino común) y las pesquerías que operan sobre recursos pelágicos y/o demersales en Chile se encuentra documentada, tanta en aquellas que usan redes de cerco y enmalle como en aquellas que usan palangres, espineles y línea de mano, sean estas artesanales o industriales. Estos efectos se refieren entre otros a la pérdida de captura y daños en los artes de pesca por parte de los pescadores y, a lesiones y/o muerte por el lado de los mamíferos.</p> <p>Asimismo, se consigna a partir de los modelos previos a este proyecto, la información y datos disponibles de la especie interactuante con la pesca, tales como tasas de consumo, mortalidades, dieta, consumo sobre presas, etc., que junto a las actividades y análisis del objetivo 2 permitieron, desarrollar el objetivo 4 sobre los impactos del tamaño poblacional del LMC en las pesquerías.</p> <p>Tal como se destacó en el Informe de avance se hizo una muy buena recopilación de antecedentes bibliográficos. La información y datos se encuentran plenamente justificados en un dossier que acompaña al presente informe.</p> <p>El objetivo se encuentra bien desarrollado y ha logrado plenamente su finalidad por lo cual a juicio de este evaluador cumple lo señalado en</p>	<p>Se revisó y corrigió de acuerdo a las observaciones y recomendaciones del revisor.</p>	

la propuesta técnica del ejecutor y aprobada por la contraparte técnica. Sin embargo, existen algunas observaciones menores de edición a corregir en el informe final:	
1) Figura 7. Sugiero mejorar el contraste para facilitar la distinción entre sus distintos componentes. Es difícil distinguir los porcentajes correspondientes a cada ítem principalmente aquellos de tono azulado (orca, focas, Aves marionas, tortugas, etc.)	Se modificó los colores de la figura y agregó líneas que identifican cada sector.
2) Página 62: En el primer párrafo escribir los nombres científicos con cursiva y revisar si estados se encuentran escritos correctamente a nivel de género y especie. En el resto de página revisar y mejorar la redacción.	Se revisaron y corrigieron según lo sugerido.
3) En la página 63, la tabla 9 presenta una serie de valores sin su fuente de referencia. Asimismo, la lectura explicativa de la tabla debiera ser mejorada para un adecuado entendimiento y la CPUE de captura incidental no indica sus unidades. También en la tabla 9 los decimales están escritos de manera correcta para el idioma, pero no en el texto donde se usa punto.	Detalle de la fuente de información y la unidad de esfuerzo, ver Anexo 2.1. Se revisó y corrigió la forma de escribir los decimales
4) En la página 64, revisar las unidades del consumo ya que debiera ser tons/km ² *año	Se revisó y corrigió.
5) En la página 65, revisar la tabla 10, leyenda y referencias de los datos consignados.	Se revisó y corrigió.
6) En la página 70, tabla 11 está desconfigurada.	Se revisó y corrigió.

Objetivo específico N° 2:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	100
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuestas	
Este objetivo fue logrado completamente. La colecta de muestras de fecas del LMC fue lograda en las loberas de la región de Valparaíso (Montemar, y Punta Curaumilla), región del Ñuble (Cobquecura e Isla de Piedra) y región del Bio-Bio (La isla).	Se revisaron y corrigieron los errores de edición de la presentación de resultados correspondientes a isótopos y nicho trófico.	

<p>En relación con los resultados obtenidos mis observaciones se orientan a su edición. Se debe normalizar y sincronizar la nomenclatura usada en el texto y en las tablas 13, 14, 15 y 16. Por ejemplo, para el Índice de Importancia Relativa en el texto se usa IIR y en la tabla IRI. En la determinación del nicho trófico, se debe uniformar la notación de los isotopos del N y C en el texto y tablas. Asimismo, se debe corregir la Figura 20 que no corresponde (la incluida es igual a la figura 19).</p>	
--	--

Objetivo específico N° 3:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	100
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
<p>Tal como se indicó en el Informe de avance la elección y uso de “Ecopath with Ecosim (EwE)” en está plenamente justificado asimismo las ventajas de este enfoque por sobre otras existentes, especialmente para realizar las simulaciones que permiten sopesar efectos bajo distintos escenarios de tasas de mortalidad por depredación del LMC y de la mortalidad por pesca en aque-llos recursos pesqueros sobre los cuales existen antecedentes de sobre posición trófica del LMC.</p> <p>La elección de EwE como plataforma y enfoque de modelación, estuvo en directa relación con experiencia de los ejecutores. Asimismo, dicha elección fue destacada como apropiada por los investigadores extranjeros participantes del primer taller del proyecto. En su reporte el Dr. Rosen indica que el equipo de investigación tomó una decisión acertada al seleccionar utilizar el modelo Ecopath para investigar el efecto de los leones marinos en las pesquerías chilenas. EwE es una herramienta poderosa para comprender las relaciones complejas dentro de un ecosistema y predecir los efectos de los cambios en un aspecto del ecosistema sobre otros.</p>	<p>La elección de la plataforma EwE como enfoque de modelación fue destacada por los expertos internacionales que fueron parte de proyecto y participaron de los talleres de trabajo. Sin perjuicio que existen otras plataformas de modelación, como ATLANTIS y OSMOSE entre otros, indicando sus principales características.</p> <p>La elección de EwE se sustentó en su uso difundido entre investigadores y ciertamente en la experiencia de los investigadores que forman parte del proyecto.</p>	

Objetivo específico N° 4:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	100
Análisis, observaciones y recomendaciones:		
<p>El modelo EwE, fue usado para caracterizar la interacción biológica (mortalidad por depredación) y tecnológicas que ocurren en cuatro ecosistemas que sustentarían las principales pesquerías: 1) zona norte, 2) zona centro-norte, 3) zona centro-sur, 4) mar interior de la región de Los Lagos y 5) Canales patagónicos Magallánicos.</p> <p>Para cada uno de estos ecosistemas, a excepción de los canales patagónicos de Magallanes, los grupos funcionales, los datos de entrada del modelo y también estimaciones para los parámetros de entrada, tuvieron su base en los trabajos de Barros et al. (2014), para la zona norte y centro-norte, en Neira <i>et al.</i>, 2004 para la zona centro-sur y, en Alarcón <i>et al.</i> (2017), para el mar interior de la región de Los Lagos y Aysén.</p> <p>Observaciones en este objetivo, que necesitan ser comentadas o corregidas:</p>		
1) En las tablas existen términos en inglés (e.g. Prey, predator, sum) que no se justifican ya que están en desacuerdo con el idioma del informe.	Se revisó y corrigió.	
2) No se entiende a que se refiere el término “Import” presente en las tablas de composición de dieta.	La categoría “Import” en la composición de la dieta corresponde a las importaciones a la dieta de un predador. Esto es, la parte de la dieta que el depredador consume fuera del ecosistema (por ejemplo, aves que migran del mar, la tierra, etc.) o depredación sobre presas que no están consideradas en el modelo. Se agregó esta explicación en el informe.	
3) Las unidades de capturas de los recursos pesqueros se indican que son (ton*km ⁻² *año ⁻¹) y que la fuente son los anuarios estadísticos del SERNAPESCA. No se indica en la metodología como logran transformar los desembarques de los anuarios, que se entregan desembarque por puerto o región a las unidades señaladas.	Para cada especie/grupo funcional explotado se sumó los desembarques locales (Región) por período (anual para las series de tiempo) y flota, y posteriormente se dividieron por el área total de cada macrozona modelada (ver numerales 3.4.2.1. y 3.4.3.)	

<p>4) ¿Por qué se separa al LMC en adultos y juveniles, si la dieta es idéntica para ambos grupos en los ecosistemas de la norte, centro-norte, centro-sur, región de Los Lagos, según se indica en las tablas 26, 30, 34 y 38?</p>	<p>La separación del LMC en las clases de edad o “stanzas” adultos y juveniles se justifica considerando que tanto la composición de la dieta, como las tasas de consumo/biomasa y producción/biomasa de ambos grupos de edad son distintas. Esta decisión fue apoyada por los expertos internacionales y nacionales en el taller metodológico 2 del proyecto. Los expertos coincidieron en que esta forma de modelar el LMC agregaba más realismo al modelo comparado con la alternativa de considerar al LMC como un único grupo sin estructura de edad. Se incorporó esta explicación en el texto.</p>
<p>5) ¿Por qué no se incluyen en el análisis de simulación los datos de dieta obtenidos en el objetivo 2 de este proyecto, el cual corresponde a datos actualizados de la zona Centro-Sur?</p>	<p>Para la simulación, la recomendación de los expertos fue considerar toda la serie de tiempo porque en ella se recoge la variabilidad y respuesta que han tenido los depredadores frente la disponibilidad de las presas, que se mide a través del parámetro de vulnerabilidad que se calcula en este proceso. Luego, de ahí que se utiliza la composición de la dieta del año/años inicial del modelo. Sin embargo, la dieta actual (objetivo específico 2) sí se consideró en los modelos recientes.</p>
<p>6) ¿Por qué la eficiencia trófica presenta valores de 0,999 para muchos grupos diferentes de organismos tal como se indica en las tablas 27, 31, 35, 39 y 41?</p>	<p>La construcción del modelo exige que se conozca 1 de los siguientes parámetros, en orden de importancia: biomasa (B), producción/biomasa (P/B), consumo/biomasa, Q/B), la composición de la dieta (DC), y la Eficiencia Ecotrófica (EE). El parámetro desconocido se calcula al resolverse el sistema de ecuaciones. Lo ideal es contar con B, P/B, Q/B y DC, pero en ausencia de uno de ellos el modelo calcula su valor para lo cual se debe especificar EE ($0 < EE < 1$). Entonces, para los grupos funcionales en los que no se contó con estimaciones locales de B, estas fueron estimadas por EwE, suponiendo $EE=0,999$. Esto implica que en esos grupos se calcula una biomasa de forma que la producción del grupo sustente al menos el consumo de sus predadores y la extracción pesquera (en caso de que exista), limitando otras mortalidades a 0,1% de la producción del grupo. Ver numeral 3.4.3.</p>

7) En la tabla 40, 41, 42 y 43 la merluza austral juvenil y adulta mal etiquetadas	Se corrigió.
8) La tabla 42, referida a los desembarques en canales comprendidos entre Golfo de Penas y Tierra del Fuego, no se entiende los valores ni tampoco se indican las unidades. En consecuencia, no es informativa de los que se quiere mostrar.	Los valores corresponden al desembarque por flota acumulado para el periodo 2006-2010 respecto del área del ecosistema, expresado en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$. Se agregó las unidades a la Tabla.
9) En relación con el ajuste de las series de tiempo, se aprecia que en la mayoría de los casos los ajustes son deficientes y también en algunos casos se observan tendencias diferentes a los datos. ¿Cómo esto sustenta los resultados y las conclusiones derivadas?	<p>Los ajustes presentados se consideran “el mejor ajuste” de acuerdo con el criterio de información de Akaike. En el caso de las biomasa, el ajuste refleja la biomasa que el modelo necesita para cada grupo funcional que satisfaga los requerimientos energéticos de los correspondientes depredadores. La falta de ajuste conducirá a que el parámetro de vulnerabilidad tenga un cierto grado mayor de incertidumbre que se transmitirá luego a las proyecciones de biomasa que se construyan. Para dar cuenta de dicha incertidumbre es que se construyeron escenarios alternativos de biomasa (simulaciones). Complementariamente, los expertos internacionales sugirieron que en los grupos funcionales de interés se busque aquel ajuste que mejor refleje la tendencia de la serie de tiempo, porque “nunca” se va a lograr un ajuste perfecto punto a punto, dada la propia incertidumbre que tiene la información de entrada. En nuestro caso, esto último es relevante en cuanto a los desembarques, que reflejan la mortalidad por pesca, muy especialmente en aquellos recursos capturados por las flotas artesanales.</p> <p>Por lo anterior se incorporó el siguiente texto en la discusión:</p> <p>“Los resultados de M2 por lobo marino común (LMC) y su comparación con otras fuentes de mortalidad en los stocks estudiados están influidos por los parámetros de entrada y el desempeño de los modelos dinámicos de cada zona de estudio. Los parámetros (biomasa, consumo, producción y dietas, y series de tiempo de biomasa, desembarques) para LMC y los stocks pesqueros poseen incertidumbre, pero son la mejor información</p>

	<p>disponible. Más allá de la bondad ajuste, los modelos replicaron la magnitud y tendencia de las series disponibles para LMC (biomasa) y stocks pesqueros (biomasa y desembarques). Esto respalda las conclusiones sobre M2 causada por LMC y la mortalidad por pesca en stocks. Si se requiere reducir la incertidumbre en: i) El papel de la depredación de otros predadores sin información de biomasa, producción, consumo y dietas; y ii) la magnitud real de la mortalidad por pesca en algunos stocks, ya que la captura que puede ser muy superior a los desembarques. De ahí que se recomienda avanzar en cerrar estas brechas”.</p>
<p>10) Depredación del LMC y mortalidad por pesca: Zona norte: los resultados indican un bajo efecto de la depredación del LMC sobre Anchoqueta, Jurel y Sardina española y que comparado con la pesca esta resulta también marcadamente menor. No obstante, en el caso de Jurel y Sardina española llama la atención que el valor de Z no se justifica por los depredadores considerados ni tampoco por la pesca. ¿Entonces cuál podría ser la explicación a ello?</p>	<p>La diferencia que existe entre la mortalidad total (Z) y la sumatoria de las mortalidades debido a la pesca (F), la depredación por el lobo marino (LMC AD y LMC JV) y otras mortalidades por depredación (M2), denominada “otras mortalidades” se debe a factores o grupos funcionales (depredadores) que no se encuentran en el modelo, así como enfermedades y longevidad, entre otros.</p>
<p>Zona de centro-norte: la depredación de LMC sobre langostino colorado parece minimizada en el análisis, ya que la figura 42 muestra que esta podría llegar a niveles similares de las ballenas barbadas (aunque no es tan claro porque el color puede confundir) y porque en la figura 43 la mortalidad ejercida por el LMC sobre este recurso alcanza niveles similares a la pesca.</p>	<p>La mortalidad por depredación ejercida por el lobo marino común, tanto adultos como juveniles, por separado es menor en comparación con la mortalidad por pesca (F) u otras mortalidades (M2). La mortalidad por depredación combinada (adultos + juveniles), se acerca a la mortalidad ejercida por las ballenas y también se acerca a la mediana de la mortalidad por pesca. Si se considera el rango intercuartil superior de la mortalidad por pesca, ésta sigue siendo superior a la depredación del lobo marino común combinada.</p>
<p>La leyenda de la figura 43 es errónea pues se refiere a la zona norte y no a la zona centro-norte como debiera ser.</p>	<p>Se corrigió.</p>
<p>Zona centro-sur: la merluza común es un ítem importante en la dieta de LMC, aspecto que se refleja en la mortalidad que ejerce LMC sobre</p>	<p>Efectivamente, a partir de la Figura 45 (que pasa a ser la Figura 50 en el Informe Final) la suma de la mortalidad por pesca, por</p>

<p>ella (figura 44). La mortalidad ejercida por el LMC es mucho menor que la mortalidad ejercida por la pesca (F). De acuerdo con la figura 45 la suma de los factores de mortalidad considerados no da cuenta de Z. Esta última situación también se observa en la anchoveta juvenil y en la sardina común juvenil. ¿cómo se explica?</p>	<p>depredación del lobo marino (adulto y juvenil) y otras mortalidades no dan cuenta de la mortalidad total. Lo anterior debido a que en el gráfico no se incluyó las “otras mortalidades” (M0).</p>
<p>En la pág. 158, párrafo 1, creo que el canibalismo es referido a merluza común y no a merluza austral (del sur) como se indica.</p>	<p>Efectivamente corresponde a merluza común. Se corrigió.</p>
<p>Zona de Región de Los Lagos: es claro en importante la depredación de LMC sobre adultos y juveniles sobre merluza austral (el principal recurso pesquero artesanal) de esta área, e incluso si sumados las mortalidades ejercidas por LMC adultos y juveniles sobrepasarían la mortalidad por pesca (as-pecto que se destaca en el informe) y esta-rían en el nivel que ejercerían otros depredadores (M2).</p>	<p>En la Región de los Lagos, efectivamente es clara la importancia de la depredación del lobo marino común sobre la merluza austral, las que en conjunto sobrepasan la mortalidad por pesca. Sin embargo, tal y como se presenta en la discusión y presentó en los talleres, la mortalidad por pesca está subestimada en la región debido a que se utilizó los desembarques como medida las capturas. Se sabe que los desembarques artesanales están ampliamente subestimados en la zona.</p>
<p>Zona de los canales (desde Golfo de Penas al sur), en el párrafo 1 de la página 162, la cita de la tabla 41 no corresponde</p>	<p>Se corrigió</p>
<p>11) Simulaciones respecto del variaciones en la mortalidad del LMC: Zona norte: no produce un efecto sobre los principales recursos pesqueros, ni afectos sobre los indicadores ecológicos respecto del status quo.</p>	<p>Correcto, cambios en la biomasa de LMC, inducidas por mortalidad por pesca en los mamíferos, no generó efectos en la biomasa de sus principales presas.</p>
<p>Zona Centro-norte: produce un efecto diferencial sobre los principales recursos pesqueros, aumentando sólo la biomasa del langostino colorado, en los demás no se observan cambios importantes en sus biomasa. Ninguno de los escenarios simulados afecta de manera importante los indicadores ecológicos respecto del status quo.</p>	<p>Correcto, cambios en la biomasa de LMC, inducidas por mortalidad por pesca en los mamíferos, no produjo efectos en la biomasa de sus principales presas.</p>
<p>Zona Centro-sur: aumentos en la mortali-dad de LMC (disminución de su biomasa) produce efectos variables en los recursos pesqueros. La sardina común, anchoveta, langostino colorado y merluza común adultas disminuyen. En cambio, la jibia y merluza común juvenil aumentan su biomasa. Resulta contra intuitivo</p>	<p>La biomasa de merluza común adulta no incrementa su biomasa debido a la menor abundancia de lobo marino común porque, probablemente, disminuye la depredación que ejerce el LMC sobre los grupos funcionales sierra y jibia que depredan merluza (juvenil o adulta).</p>

que la merluza común adulta, no reaccione aumentando su biomasa al representar esta un ítem importante de su dieta en esta zona.	
Zona Mar interior de Chiloé: Lo que muestra la “figura 56” no apoya lo indicado en el texto. En esta figura las biomasa de todos los organismos considerados no sufren consecuencia alguna. Los indicadores ecológicos muestran un aumento en relación con la disminución de la biomasa (aumentos de mortalidad) del LMC.	En los depredadores (ballenas barbadas, lobo fino), para todos los escenarios de la disminución de biomasa de LMC, la biomasa se incrementó respecto del <i>status quo</i> , están por sobre el valor 1 de biomasa relativa.
Zona Canales interior de Magallanes: Debido a la falta de información de los distintos recursos pesqueros y de la fauna considerada en relación con la vulnerabilidad de las presas, lo realizado es solo un ejercicio con poco realismo. La figura 58, no indica cual es 58a, 58b y 58c.	Se corrigió la figura.

Objetivo específico N° 5:		
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:		
Análisis: En objetivo está orientado a generar recomendaciones sobre como considerar la depredación del LMC en la dinámica de stocks que sustentan las pesquerías nacionales y en el manejo bajo un enfoque ecosistémico.		
Observaciones Algunas afirmaciones de los talleres son inconsistentes con los resultados:		
Taller metodológico 2: 1) Los modelos EwE indicaron que la principal fuente de mortalidad por depredación en los stocks pesqueros de las zonas estudiadas no correspondió a lobos marinos, sino que a otros depredadores. 2) En los stocks más importantes, la mortalidad por depredación por lobos marinos y la mortalidad total fueron menores (un orden de magnitud) que la mortalidad por pesca.		Efectivamente, la principal fuente de mortalidad por depredación en los stocks pesqueros no se debe exclusivamente al lobo marino común, sino que a la suma de las depredaciones de otros depredadores. Esto aún en el caso del mar interior donde la depredación del lobo marino sobre merluza austral es comparativamente mayor que en otros ecosistemas. Se incluye esta explicación y el caso de merluza austral en el resumen y discusión.

<p>Estas afirmaciones no son apoyadas por los resultados del proyecto debido a que corresponden a una generalización que enmascara efectos locales. En la región de Los Lagos zona mar interior de Chiloé, los lobos marinos fueron una fuente de mortalidad importante que incluso llegaron a superar a la mortalidad por pesca.</p>	<p>Cabe hacer recordar que en los modelos se utilizó “fuentes oficiales” de desembarque, en lugar de las capturas reales, las que están claramente subdimensionadas. El proyecto FIPA 2015-45 “<i>Metodología para la estandarización de capturas totales anuales históricas. Casos de estudio: pesquerías merluza común y merluza del sur</i>” estimó que en la flota artesanal las capturas serían 5-6 veces el desembarque oficial. Se incluye esta explicación y el caso de merluza austral en el resumen y discusión.</p>
<p>Sobre la recomendación de evaluar la componente espacial de la mortalidad por lobo marino, yo pienso que es acertada y tal como lo reconocen los autores modelos con una escala espacial tan amplia como los usados en este proyecto las enmascaran situaciones locales, que de alguna forma motivaron este estudio. En relación con la recomendación 4. El carácter espacial amplio de los análisis y de los análisis pesqueros no detectan los efectos locales de la depredación del LMC y de la pesca.</p>	<p>La recomendación es compartida, y fue destacada por los expertos internacionales. Sin embargo, por el momento no es posible realizar modelos espacialmente explícitos. Esto porque no está la información estimada “localmente” (biomasas, dietas, etc.) para cada grupo funcional.</p>
<p>Si concuerdo con la apreciación de que la productividad de los stocks pesqueros dependerá en gran medida de las capturas (o peces removidos), pero hay que considerar que si no se evalúa (dimensiona, contabiliza) la alimentación del lobo marino desde los artes de pesca, la mortalidad por pesca real estará subestimada, porque hay pérdidas de “capturas” que no son contabilizadas. Esto es esencialmente importante en la Región de los Lagos, donde las capturas de Merluza austral sustraídas por el LMC no están siendo incorporadas en los análisis pesqueros. El análisis de las dietas en las loberas y su relación con desembarques indican que los lobos en gran medida interactúan con la pesca y que han aprendido a alimentarse de estas operaciones sustrayendo peces capturados. No creo que este tipo de alimentación pueda ser considerada mortalidad natural ejercida por el lobo, ya que dichos peces ya han sufrido mortalidad por pesca. Una cosa es la mortalidad natural rea-</p>	<p>Se comparte la apreciación que la productividad de los stocks pesqueros depende de las capturas y que se debe dimensionar la depredación que ejerce el lobo marino desde los artes de pesca, que podría sobre-estimar la depredación del mamífero sobre merluza del sur.</p>

lizada por el LMC ejercida naturalmente como depredación y otra cosa es la alimentación sobre la captura. La literatura internacional reconoce bien ambas acciones, definiendo la primera como “Predation” y la segunda como “Depredation”.	
Tal como se menciona, la mortalidad por pesca (F) se calcula habitualmente sobre los desembarques y no sobre las capturas, las cuales serían mayores que los primeros y en donde la depredación del LMC es un factor que también contribuye, en algunos casos de manera importante a esa diferencia (e.g. merluza austral en zona interior del mar de Chiloé).	Efectivamente, como se ha mencionado antes, la mortalidad por pesca podría estar subestimada dado que se tomó el desembarque como equivalente a las capturas. Se incluye esta explicación y el caso de merluza austral en el resumen y discusión.

b) Plan de actividades

Grado de avance con relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100
	Avance logrado (%)	100
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuestas	
Se estima que el desarrollo del cumplió con las actividades comprometidas.		

c) Equipo de trabajo

Cumplimiento en relación con lo propuesto: (Si cumple o No cumple)	Si cumple
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuestas
Sin comentarios u observaciones.	

3) EVALUACIÓN DE BASE DE DATOS

Cumplimiento en relación a lo propuesto: (Si cumple o No cumple)	No cumple
Análisis, observaciones y recomendaciones:	Respuesta
Se entrega la BD de las referencias bibliográficas. No otro tipo de datos.	Por error no se agregó al link enviado al FIPA. Se adjunta al Informe Final

4) CALIFICACION DEL INFORME

Conclusiones: El informe en general da cuenta bien de las actividades del proyecto y de los resultados logrados. Existen problemas de redacción en el texto, en la tablas y figuras que deben corregirse. La discusión de los resultados es adecuada y se resaltan aspectos importantes. Llama la atención que de todo el trabajo se deriven sólo dos conclusiones. La primera, relacionada a la dieta del LMC en la zona centro-sur que no se usa en los escenarios de simulación de dicha zona y, la segunda enfocada a impugnar una opción de control de la población de LMC mediante una mortalidad dirigida, la cual dada las normativas vigentes no tiene ninguna posibilidad de ocurrir o llevarse a cabo.	Respuesta Se incorporó las sugerencias realizadas por el revisor.
--	---

<p>Creo necesario que es bueno para el proyecto resaltar en las conclusiones otros aspectos también mencionados en la discusión. Por ejemplo, la variabilidad espacial del fenómeno analizado, mencionar las limitaciones del análisis, lo que queda por hacer, tener una explicación a la percepción de aumento de las poblaciones de lobos por parte de los pescadores, entre otros. En definitiva, considerando las observaciones y comentarios realizados califico este preinforme final como aprobado con observaciones menores.</p>	
---	--

<p>Observaciones y recomendaciones para próximos informes:</p> <p>Se recomienda considerar las observaciones y recomendaciones aquí señaladas en pos de un buen informe final.</p>	<p>Respuesta:</p> <p>Se consideró e incluyó las observaciones y recomendaciones realizadas por el revisor.</p>
---	---