

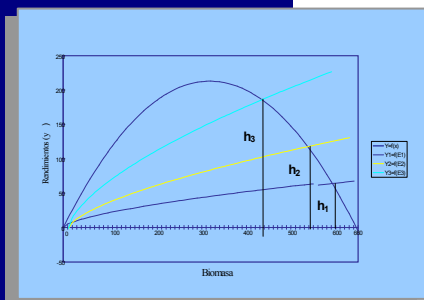


UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRAFICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

INFORME FINAL

PROYECTO FIP N° 2001-29

**ENFOQUE METODOLOGICO PARA EL
ANALISIS ECOSISTEMICO EN LA
ADMINISTRACION DE PESQUERIAS DE LA
ZONA CENTRAL DE CHILE**



$$MRS = \frac{rK}{4}$$

$$E_{MRS} = \frac{r}{2q}$$

$$E_{MRE} = \frac{r}{2q} \left(1 - \frac{a}{pqK} \right)$$

REQUIRENTE : Consejo de Investigación Pesquera

**EJECUTOR : Universidad de Concepción
(Unidad de Tecnología Pesquera)**

Concepción, Abril de 2003

Proyecto FIP 2001-29

ENFOQUE METODOLOGICO PARA EL ANALISIS ECOSISTEMICO EN LA ADMINISTRACION DE PESQUERIAS DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE



Autores

Hugo Arancibia
Sergio Neira
Villy Christensen
Robert Olson
Francisco Arreguín-Sánchez
Luis Cubillos
Renato Quiñones
Claudio Gatica
Marianela Medina

Concepción, Abril de 2003

TITULO DEL PROYECTO : **Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile**

REQUIRENTE : **Consejo de Investigación Pesquera**

UNIDAD EJECUTORA : **Unidad de Tecnología Pesquera,
Departamento de Oceanografía,
Universidad de Concepción**

DIRECTOR PROYECTO : **Dr. Hugo Arancibia F.**

RESUMEN EJECUTIVO

En el presente informe se comunica los resultados finales del proyecto FIP 2001-29 "Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en las pesquerías de la zona central de Chile", cuyo objetivo general es revisar los principales enfoques metodológicos para abordar el análisis ecosistémico con énfasis en el desarrollo de una aproximación que permita la modelación y manejo de las principales pesquerías de las zona central de Chile.

La metodología consistió, en primer lugar, en definir el ecosistema a modelar, representando las interacciones tróficas más relevantes que están incidiendo en la dinámica de las poblaciones que constituyen las principales pesquerías de Chile central (V-IX Regiones).

En segundo lugar, se revisó y analizó la información disponible de abundancia, parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales del ecosistema. La información de entrada se sistematizó asignándole un factor ponderador y un nivel de incertidumbre asociada, considerando simultáneamente la fuente de información y método de estimación.

Luego, se revisó y describió detalladamente cuatro metodologías multiespecíficas y ecosistémicas posibles de aplicar en el área de estudio, a saber:

- i) Modelo Ecopath con Ecosim (**EwE**);
- ii) Modelos Basados en el Individuo (IBM);
- iii) Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA); y,
- iv) Modelación por Espectro de Tamaños (MET).

Una vez seleccionada, la metodología a aplicar al análisis ecosistémico (**EwE**) fue validada utilizando información auxiliar estimada mediante métodos independientes. Seguidamente, se simuló las posibles respuestas de las poblaciones explotadas cuantificando cambios en predadores y presas frente a distintos escenarios en los niveles de captura de los principales recursos pesqueros analizados y frente a distintos tipos de control en la trama trófica, a saber:

a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control en cintura de avispa.

Considerando la experiencia del equipo de trabajo, también se efectuó una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile.

También se probó la factibilidad de simular el efecto del ambiente a través de eventos ENSO en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema marino de Chile central aplicando forzantes físicos (anomalías de temperatura superficial del mar) a la biomasa de fitoplancton y eufáusidos independientemente, y se analizó luego el impacto de estos forzantes en la dinámica de los principales recursos pesqueros de Chile central.

Se simuló cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en la optimización de los criterios económico (ingresos), social (empleos) y ecotrófico (conservación de la estructura comunitaria del ecosistema). Para ello se recopiló información económica y social de las principales pesquerías que operan en el área de estudio. La información ecotrófica emergió como resultado de este mismo estudio.

Finalmente, se construyó un modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile con el objetivo de incorporar la interacción entre merluza común y sus presas principales que son recursos pesqueros en el área de estudio (sardina común, anchoveta y langostino colorado).

Los principales resultados del proyecto son:

1. El análisis de la fuente de información necesaria para parametrizar el modelo **EwE** del ecosistema marino de Chile central indica que un 66% corresponde a información cuantitativa generada localmente para, en su gran mayoría, recursos pesqueros. Sin embargo, gran parte de esta data necesita actualizarse.

2. Dentro de los modelos para el análisis multiespecífico y ecosistémico revisados en este estudio, se concluye que **EwE** exhibe ventajas comparativas sobre enfoques como IBM, MSVPA y MET. Entre las ventajas de **EwE** se cuenta su facilidad de parametrización y cálculo, la incorporación de todos los compartimentos del ecosistema (no limita el foco de interés sólo a recursos pesqueros) y la incorporación del impacto de la pesquería, factores forzantes físicos e integración de información económica, social y ecosistémica al análisis de estrategias de ordenamiento pesquero.
3. Los cambios predichos por **EwE** en la biomasa de los principales recursos pesqueros utilizando series de tiempo de mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca explican satisfactoriamente la magnitud y tendencia de los cambios en biomasa de los principales recursos pesqueros en el sistema durante la década de los años 1990, convirtiéndola en una herramienta útil para el manejo de pesquerías en un contexto multiespecífico y ecosistémico ya que posee poder predictivo.
4. Las simulaciones que incorporan información económica, social y ecosistémica revelan que el mejor escenario de manejo es el que pondera de igual manera los criterios económico, social y ecosistémico, permitiendo incrementar el esfuerzo en algunas de las flotas sin comprometer el empleo ni la estructura del ecosistema. Considerando que uno de los mayores problemas en administración de pesquerías es el balance cuantitativo de los distintos objetivos de ordenamiento, se propone utilizar **EwE** como una herramienta para explorar este tipo de escenarios, convirtiéndose en un área potencial de investigación pesquera aplicada.
5. Aunque el análisis del modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre la biomasa de merluza común y la de sus principales presas recursos pesqueros revela la existencia de relaciones que podrían indicar un control "bottom-up" en el caso de langostino colorado y anchoveta, y "top-down" sobre la sardina común, el análisis de las interacciones entre estas especies no fue completo

ya que las fluctuaciones en la biomasa de las especies no pueden ser capturadas correctamente por el modelo debido tanto a su inestabilidad como a limitaciones internas.

6. Consideramos que futuros esfuerzos de investigación en la temática de ubicar las pesquerías en su contexto ecosistémico deben dirigirse a crear las condiciones que permitan en el corto y mediano plazo la implementación y desarrollo de modelos multiespecíficos en nuestro sistema y pesquerías, lo que incluye, por cierto, destinar esfuerzos de muestreo e investigación del contenido de alimento en los estómagos de los principales recursos pesqueros, tal como lo ejecuta el Internacional Council for the Exploration of the Sea (ICES) a través de un Programa de Muestreo de estómagos desde el año 1980, sin interrupciones. En Chile, un programa de este tipo puede ser asignado a nivel de universidades, con una universidad líder, pues se asegura la participación a nivel de estudiantes de pre y postgrado con sus tesis, disminuyendo considerablemente costos de muestreos y análisis de la información si tal tarea fuere asignada a institutos de investigación.

INDICE GENERAL

	Página
Resumen ejecutivo	i
Indice general	v
Indice de tablas	vii
Indice de figuras	x
1. Introducción	1
2. Objetivo general	7
3. Objetivos específicos	7
4. Metodología	9
Definición del ecosistema a modelar: el ecosistema marino de Chile central	9
Area y período de estudio	13
Representación de la trama trófica del ecosistema marino de Chile central	15
Grupos funcionales	18
Análisis relaciones tróficas y estructura comunitaria	41
Revisión de parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales	43
Revisión metodologías existentes para el análisis ecosistémico	48
Validación de la metodología propuesta y simulaciones dinámicas	49
Representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile	56
Modelación impactos de eventos ENSO en el ecosistema marino de Chile central	69
Simulación de cambios en la mortalidad por pesca de los principales recursos pesqueros de Chile central basándose en información económica (ingresos), social (empleo) y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio.	73
Modelo de biomasa dinámica para el ecosistema marino de Chile central	78
5. Resultados	
Diagramas de flujo en el ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.	86

	Página
Análisis de impactos tróficos combinados	94
Análisis de indicadores del ecosistema	100
Revisión de parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales	105
Descripción de diferentes metodologías para el análisis ecosistémico	114
Presentación enfoque Ecopath con Ecosim (EwE)	114
Presentación OSMOSE	127
Presentación Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA)	135
Presentación modelación ecosistémica mediante espectros de tamaño	151
Balance modelo ecotrófico y validación del modelo dinámico	157
Cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros y su impacto en la trama trófica	172
Modelación ecosistema marino de la zona norte de Chile	183
Simulaciones eventos ENSO y su impacto en el sistema	192
Análisis simulaciones cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información económica, social y ecotrófica	198
Modelo de biomasa dinámica para el ecosistema marino de Chile central	206
6. Discusión	210
7. Conclusiones	223
8. Referencias bibliográficas	225
Anexo 1. Personal Participante	255
Anexo 2. Organización de talleres	258
Anexo 3. Matrices de impactos tróficos combinados entre los grupos tróficos funcionales en el ecosistema marino de Chile central años 1992, 1998 y 2000.	276

INDICE DE TABLAS**Tabla**

1. Composición de la dieta de la orca y delfines del género *Cephalorhynchus* (modificado de Pauly *et al.*, 1998). Nomenclatura: IB=Invertebrados bentónicos; MZ=Macrozooplankton (eufáusidos); CP=Calamares de pequeño tamaño (loliginidos); CG=Calamares de gran tamaño (omastrefidos); PP=Peces pelágicos de tamaño pequeño (clupeidos); PM=Peces mesopelágicos (peces linterna); MP=Peces misceláneos; VS=Vertebrados superiores (mamíferos marinos, principalmente lobo marino).
2. Composición de la dieta de aves marinas (adaptado de Jarre *et al.*, 1989; y Jarre-Teichmann *et al.*, 1998).
3. Biomasa zooplanctónica total (g 1000 m⁻³). (a) Promedio variación espacial (costa-oceano). (b) Promedio variación temporal estacional (por estación del año). Modificado de Núñez (1995).
4. Incertidumbre asociada a la información utilizada para parametrizar los modelos ecotróficos del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.
5. Series de tiempo de biomasa (ton*10⁶) de los principales recursos pesqueros utilizadas para calibrar el modelo ecotrófico de Chile central. (Fuente: IFOP, Quiñones *et al.*, 2002; Payá *et al.*, 2001; Espejo & Canales, 2002; Canales & Espejo, 2002).
6. Series de tiempo de mortalidad por pesca (F) para los principales recursos pesqueros utilizadas para calibrar el modelo ecotrófico de Chile central. En el caso de jurel se utilizó una serie de tiempo de esfuerzo (E). (Fuente: IFOP, Quiñones *et al.*, 2002; Payá *et al.*, 2001; Espejo & Canales, 2002; Canales & Espejo, 2002).
7. Matriz de la composición de la dieta (DC) de los grupos considerados en la modelación ecotrófica del ecosistema marino del norte de Chile, año 1989. Los números representan la fracción en peso del alimento ingerido.
8. Parámetros de entrada recopilados para utilizarlos como inputs para los grupos funcionales considerados en la modelación del ecosistema pelágico del norte de Chile.
9. Caracterización de las flotas pesqueras consideradas en el análisis. Los costos (fijos y variables) e ingreso neto de cada flota están expresados en fracciones (de modo que costos fijos+costos variables+ingreso=1).
10. Información de biomasa y desembarque para el análisis de interacción entre especies.

11. Destino de la producción de los principales recursos pesqueros de Chile central. Q/P =fracción de la producción de cada grupo que es removida por los predadores; Y/P =fracción de la producción de cada grupo que es removida por la pesquería. En negritas se destaca los casos en que Y/P es mayor que Q/P . j=juveniles; a=adultos.
12. Flujos totales (F_T) y biomasa total (B_T) por nivel trófico discreto en el ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000. Los flujos están expresados en $\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que la biomasa en $\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}$.
13. Indicadores del ecosistema obtenidos a partir de la modelación del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.
14. Selección de 10 de los 24 atributos de la madurez de ecosistemas (*sensu* Odum, 1969) que pueden ser cuantificados a partir de la aplicación de modelos con balance de masa. Para los atributos seleccionados se presenta valores característicos de ecosistemas en los estados de desarrollo y madurez.
15. Parámetros de crecimiento disponibles para los peces considerados grupos funcionales en la modelación ecotrófica.
16. Parámetros de crecimiento disponibles para moluscos y crustáceos considerados grupos funcionales en la modelación ecotrófica.
17. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 1992. Outputs en negritas.
18. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 1998. Outputs en negritas.
19. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 2000. Outputs en negritas.
20. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 1992.
21. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 1998.
22. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 2000.
23. Estimación de la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada de cada grupo en el modelo del ecosistema marino de Chile central. P =factor ponderador; IC =intervalo de confianza asociado a cada parámetro. Tanto P como IC se aplican a cada parámetro siguiendo los criterios expuestos en la Tabla 4

24. Cambios en la biomasa de los grupos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central ante cambios en la mortalidad por pesca (F) de los principales recursos pesqueros respecto a F en el año 2000. Los cambios se entregan como la razón B_i/B_f , donde B_i y B_f corresponden a la biomasa de cada grupo al inicio y al final de la simulación de diez años, respectivamente. En negritas se resalta valores +/- 25% respecto de B_i .
25. Valores de los parámetros de entrada (letra normal) y estimados (con negrita) por el programa para el ecosistema pelágico del norte de Chile, año 1989.
26. Estadísticos descriptivos del ecosistema marino del norte de Chile para el año 1989. Los flujos están expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.
27. Índices de flujo de la trama trófica del ecosistema de la zona norte de Chile.
28. Eficiencias de transferencia entre los distintos niveles tróficos en el ecosistema marino del norte de Chile
29. Razón de cambio del esfuerzo pesquero al final y al inicio de las simulaciones bajo los distintos criterios de optimización.
30. Probabilidad de aumento o disminución de la biomasa de los grupos funcionales del sistema (B_i) durante las optimizaciones de los distintos criterios utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC). Nomenclatura: CV=coeficiente de variación de B_i ; $0.5 \cdot B_i$ =disminución de B_i más allá de un 50% respecto a su biomasa inicial; $(2 \cdot B_i)$ =aumento de B_i más allá del doble respecto a su biomasa inicial.
31. Parámetros de los modelos de biomasa dinámica por especie.
32. Comparación de la mortalidad por pesca (F) y la mortalidad por depredación (M_2) de los principales recursos pesqueros en Chile central, expresados como proporción de la mortalidad total (Z), años 1992, 1998 y 2000. Se resalta con negritas los casos en que M/Z es mayor que F/Z . (j) = juveniles; (a) adultos.
33. Análisis de Pedigree de los datos de entrada al modelo **EwE**. Los colores indican la procedencia de cada dato y su incertidumbre asociada. Rojo=datos cuantitativos sobre la misma especie/grupo en el mismo sistema; naranja=datos cuantitativos de baja resolución para la misma especie/grupo en el mismo sistema; verde=estudios cualitativos o estimaciones por métodos aproximados o indirectos; celeste=desde otro modelo **EwE** o estimado utilizando juicio de experto; blanco=estimado por **EwE**.

INDICE DE FIGURAS

Figura

1. Area de estudio
2. Representación de los flujos que entran y salen de una caja. P=producción; Q=consumo; R=respiración; y, U=alimento no asimilado.
3. Distribución gráfica de las distintas regiones El Niño.
4. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 1992. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.
5. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 1998. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.
6. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 2000. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.
7. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 1992. Los grupos impactantes se muestran en el eje "Y" y los impactados en el eje "X". Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.
8. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 1998. Los grupos impactantes se muestran en el eje "Y" y los impactados en el eje "X". Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.
9. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 2000. Los grupos impactantes se muestran en el eje "Y" y los impactados en el eje "X". Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.
10. Simulación de los flujos entre la biomasa disponible (V_i) y no disponible ($B_i - V_i$) de la presa en **EwE**. El parámetro a_{ij} es la tasa de búsqueda de la presa i por el predador j , v es la tasa de intercambio entre el estado venerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que $V_i = vB_i / (2v + aB_j)$. Modificado de Walters *et al.* (1997).
11. Diagrama de clases del modelo OSMOSE. Para cada clase, se ordenan los atributos principales.

12. Diagrama de flujo del proceso de estimación de parámetros para el modelo con estructura de edad y estimación de M2 (modificado de Sparre, 1991).
13. Esquema de entradas y salidas del MSVPA. Modificado de Sparre (1991).
14. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) merluza común juveniles; b) merluza común adultos.
15. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) sardina común juveniles; b) sardina común adultos.
16. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) anchoveta juveniles; b) anchoveta adultos
17. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) langostino colorado adultos; b) langostino amarillo.
18. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) jurel; b) merluza de cola.
19. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 90% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Simbología: amarillo=lobo marino; rojo=merluza común (juveniles); rojo oscuro=merluza común (adultos); verde=sardina común (juveniles); verde oscuro=sardina común (adultos); azul=anchoveta (juveniles); azul oscuro=anchoveta (adultos); fucsia=langostino colorado (adultos); violeta=langostino amarillo; púrpura=jurel; anaranjado=albacora; ciruela=congrio negro.
20. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 50% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.
21. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 25% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.
22. Aumento de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 25% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.
23. Aumento de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 100% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.
24. Diagrama de flujos tróficos del ecosistema pelágico de la zona norte de Chile (I y II

- Regiones), año 1989. El tamaño de las cajas es proporcional a la biomasa de los componentes. Las cajas son distribuidas en el eje vertical de acuerdo a su nivel trófico. Los flujos están expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.
25. Pirámide trófica de los flujos del ecosistema de la zona norte de Chile, año 1989. El volumen de cada nivel trófico discreto es proporcional a las transferencias totales en este nivel. El compartimiento de la base representa los flujos totales al nivel trófico discreto II (herbívoros).
 26. Data utilizada par simular forzantes en escala ENSO en el ecosistema marino de Chile central. a) anomalía de temperatura superficial del mar en la región Niño 1+2 (ΔTSM Niño 1+2); b) cambios relativos en la biomasa de fitoplancton en respuesta a ΔTSM Niño 1+2; c) cambios relativos en la biomasa de eufáusidos en respuesta a ΔTSM Niño 1+2.
 27. Forzante físico aplicado a la biomasa fitoplanctónica y su impacto en los distintos grupos del sistema: a) cetáceos, lobo marino y aves marinas; b) merluza común juveniles y adultos; c) sardina común juveniles y adultos; d) anchoveta juveniles y adultos; e) jurel y merluza de cola.
 28. Forzante físico aplicado a la biomasa de eufáusidos y su impacto en los distintos grupos del sistema: a) cetáceos, lobo marino y aves marinas; b) merluza común juveniles y adultos; c) sardina común juveniles y adultos; d) anchoveta juveniles y adultos; e) jurel y merluza de cola.
 29. Trayectoria probable de las biomásas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio económico (\$). En el eje de las "X" se representa la duración de las simulaciones (10 años) y en el eje de las "Y" la biomasa de los distintos grupos. Las líneas rojas entrecortadas representan la mitad y el doble de la biomasa inicial de cada grupo, respectivamente.
 30. Trayectoria probable de las biomásas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio social (S). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.
 31. Trayectoria probable de las biomásas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio ecosistémico (E). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.
 32. Trayectoria probable de las biomásas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio múltiple (\$SE). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.
 33. Biomasa de merluza común y sus principales presas entre 1960 y 1998.
 34. Relación entre el log de la biomasa observada de merluza común y la biomasa de sus principales presas entre 1990 y 1999.

1. INTRODUCCION

En este proyecto se realizó una aproximación ecosistémica de la administración pesquera, con la aplicación de un enfoque multi-específico a las pesquerías de Chile central mediante la cuantificación de relaciones tróficas de los recursos pesqueros, sus presas y predadores; luego se incorporó simulaciones de variables ambientales como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) y la mortalidad por pesca para analizar sus impactos multi-específicos observando cambios en la estructura del ecosistema, especialmente en recursos pesqueros pelágicos, demersales y bentónicos. Nuestros análisis se apoyaron en enfoques analíticos de punta a nivel mundial bajo la aproximación top-down (*sensu* Christensen & Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000)

A nivel mundial, la experiencia acumulada en investigación pesquera y en el desarrollo de pesquerías sugiere que éstas no pueden seguir siendo administradas con enfoques mono-específicos, esto es, basándose sólo en una especie-recurso pesquero, ya que tanto la dinámica como la productividad de las poblaciones marinas pueden estar influenciadas por procesos biológicos, ambientales y/o por la interacción inter-específica (Sinclair *et al.*, 1996; Botsford *et al.*, 1997). Por lo tanto, las poblaciones explotadas, conocidas como stocks, no son unidades discretas o independientes en un ecosistema (Christensen & Pauly, 1993).

Actualmente y desde hace pocos años, cada vez más se reconoce, por parte de managers y científicos pesqueros, la importancia de incorporar información del ecosistema en el proceso de administración pesquera (Christensen *et al.*, 1996; Mangel *et al.*, 1996). En este sentido, si bien los objetivos de corto plazo en el ordenamiento pesquero pueden ser alcanzados sin información del ecosistema, aquellos de largo plazo requieren indefectiblemente de estrategias que ubiquen a las pesquerías en su contexto ecosistémico, esto es, incorporando información de interacciones inter-específicas de los stocks, su ambiente físico y su hábitat (Botsford *et al.*, 1997). Sin embargo, aún están desarrollándose las herramientas conceptuales y analíticas que deberían ser utilizadas para formalizar y estudiar interacciones entre los elementos de los sistemas que

sustentan pesquerías. Con este enfoque se considera al hombre, a través de las pesquerías y sus consecuencias, estableciendo relaciones del tipo predador-presa con los recursos pesqueros, tal como si se tratara de un componente más del sistema.

Francamente, la falta de conceptualización de componentes, interacciones y procesos ecosistémicos del ambiente marino con recursos pesqueros conduce a que aproximaciones multi-específicas en la administración de pesquerías no se encuentren teóricamente maduras, pudiendo, como consecuencia, ser fuente de falta de acuerdos entre los agentes, aunque ello no debe obstaculizar iniciativas que se propongan avanzar en la administración pesquera ecosistémica, simplemente porque los stocks no viven mono-específicamente aislados de sus presas o predadores (incluido el hombre con la pesca), pudiendo estar, además, afectas a influencias del ambiente.

En el ámbito pesquero, aún cuando no existe una única clase de modelo que cuente con aceptación general, en la última década ha destacado el enfoque ECOPATH (Christensen & Pauly, 1992), el que, junto a su versión dinámica ECOSIM (Walters *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000), permiten ubicarse en un punto de partida firme para modelar la dinámica comunitaria ecosistémica con recursos pesqueros, con la debida parametrización y análisis de las partes del ecosistema de trabajo previamente definido, incluyendo también aquellos grupos funcionales que no constituyen stocks, pero que pueden ser importantes para la producción pesquera. Además, este enfoque ha sido aplicado a varios ecosistemas acuáticos (ver contribuciones en Christensen & Pauly, 1993; www.ecopath.org).

En diciembre de 2000, un proyecto internacional multi-institucional convocó a investigadores de diversas partes del mundo a un taller de trabajo en las Islas Galápagos para analizar ecosistemas desde la perspectiva ecotrófica (www.ecoptah.org). Dos investigadores de éste proyecto participamos con las ponencias "*Analysis of trophic interactions and of the marine ecosystem structure off Central Chile (33°S-39°S)*" (Neira *et al.*, 2000) y "*Long-term analysis*

of the trophic level of the fisheries of Central Chile (33°S-39°S) and their impact on the most important fishery resources” (Arancibia & Neira, 2000).

En julio de 2002, se realizó el Southern African Marine Science Symposium (SAMSS) en Namibia, que convocó a investigadores de diversas partes del mundo a participar en una sesión especial para analizar y comparar ecosistemas, especialmente de surgencia, desde la perspectiva ecotrófica (www.benefit.org.na/samss/index.html). Dos investigadores de este proyecto participamos con las ponencias “*The demersal fish assemblage of Namibia and Central Chile: A comparative analysis of ontogenetic ecological units*” (Arancibia & Neira, 2002), “*Comparing community structure and ecosystem attributes in the Central Chile marine ecosystem with those in other upwelling ecosystems*” (Neira & Arancibia, 2002a) y “*Modelling the effects of fishing in the Central Chile marine ecosystem*” (Neira & Arancibia, 2002b).

En agosto de 2002 se realizó el Simposio y Workshop Internacional El Niño en Viña del Mar, Chile, que convocó a expertos de todo el mundo a analizar los impactos de El Niño y del Cambio Climático Global en los ecosistemas y recursos marinos. Dos investigadores de este proyecto participaron en este Simposio con las ponencias “*Does ENSO induce changes in recruitment of horse mackerel (Trachurus symmetricus) and in the long-term trend of the trophic level of fishery landings in Central Chile?*” (Arancibia & Neira 2002b) y “*A comparative analysis of the community structure of the Central Chile marine ecosystem during an El Niño (1992) and La Niña (1998) conditions*” (Neira & Arancibia, 2002c).

Dado que la depredación es una de las principales causas de mortalidad natural en especies de ecosistemas marinos, incluso en muchos stocks intensamente explotados (Bax, 1998; Jarre-Teichmann, 1998), entonces la construcción y aplicación de modelos multi-específicos para el análisis ecosistémico puede permitir cuantificar impactos de la mortalidad por pesca y la depredación sobre la estructura y dinámica comunitaria, además de medir sus efectos tanto en los niveles de stocks intensamente explotados como en la trayectoria de una comunidad

completa (Arreguín-Sánchez & Manickhand-Heileman, 1998; Christensen, 1998; Arreguín-Sánchez, 2000; Shannon *et al.*, 2000).

Ultimamente, el enfoque multi-específico en la administración de pesquerías ha permitido construir modelos que describen la condición pretérita de ecosistemas y su comparación con su condición actual, siendo factible reconstruir analíticamente ecosistemas afectados por sobrepesca (Pitcher, 1998; 1999). Además, la versatilidad de este tipo de enfoque puede permitir explorar el efecto del ambiente y la pesquería sobre ciertos recursos analizando su impacto en la estructura comunitaria del ecosistema. Por ejemplo, se ha evaluado el impacto de la pesquería y la variabilidad ambiental en escala de eventos ENSO en el ecosistema pelágico del Océano Pacífico Tropical Oriental (Olson *et al.*, 2000; Anónimo, 2001). Entonces, la utilización del enfoque ECOPATH y ECOSIM puede ser útil como aproximación multi-específica al entendimiento de interacciones entre componentes del ecosistema, lo que conducirá al avance en la administración u ordenamiento multi-específico de pesquerías, siendo posible proyectar tanto niveles poblacionales futuros (Whipple *et al.*, 2000) como eventuales impactos de la pesquería y el ambiente en la variabilidad de largo plazo de los stocks (Pauly *et al.*, 2000).

Una interrogante básica de la ciencia pesquera actual es la forma en que las decisiones de ordenamiento pesquero pueden ser mejoradas con información de modelos comunitarios (Cochrane, 1999; Whipple *et al.*, 2000). Entonces, el diseño de estrategias de ordenamiento pesquero dentro de un contexto ecológico requiere predecir tendencias de la biomasa de un stock en términos del efecto combinado de la mortalidad por pesca y de las interdependencias con otros stocks (Whipple *et al.*, 2000) y, eventualmente, con el ambiente (Sinclair *et al.*, 1996), incorporando cambios en biomasa e intensidad de las relaciones tróficas dadas por el nivel de biomasa de las especies consideradas en el estudio (Arreguín-Sánchez, 2000). Además, es necesario reconocer y evaluar posibles respuestas tanto de las especies objetivo (stocks) como del ecosistema ante la explotación comercial (Shannon & Jarre-Teichmann, 1999). En tal sentido, para evaluar el impacto de las pesquerías en la estructura comunitaria de

los ecosistemas (Rice, 2000) se utiliza índices tales como madurez del sistema, cambios en la composición trófica de la comunidad y de las pesquerías que sustenta, producción primaria requerida para sustentar las pesquerías, eficiencia de transferencia de energía entre niveles tróficos u otros que pueden ser calculados a partir de la construcción de modelos multi-específicos (Pauly & Christensen, 1995; Jarre-Teichman, 1998; Rice, 2000). Por ejemplo, Pauly *et al.* (1998a), Trites *et al.* (1998) y Arancibia & Neira (*submitted*) han informado que, en el largo plazo, las pesquerías han impactado la estructura comunitaria de los ecosistemas que ellos estudiaron, disminuyendo tanto el nivel trófico promedio de aquellas como la madurez del sistema.

En cuanto al ecosistema marino de Chile central, éste es uno de los ecosistemas marinos más productivos del mundo, sustentando importantes pesquerías pelágicas, bentónicas y demersales (FAO, 1995) debido a procesos de surgencia costera (Arcos y Navarro, 1986; Alheit & Bernal, 1993). Las estimaciones recientes indican que los niveles de producción primaria anual y diaria se encuentran entre los valores más altos reportados para el océano abierto (Fossing *et al.*, 1995; Daneri *et al.*, 2000). Esta alta productividad y altos desembarques le confieren al área de estudio gran importancia económica (fuente de riqueza), social (fuente de empleo) y ecológica (abundancia, diversidad y riqueza de especies).

Sin embargo, en los últimos años los desembarques en Chile central muestran una tendencia claramente decreciente explicada por la sobre-explotación actual de los principales recursos pesqueros, o bien porque varios de los cuales se encuentran cerca del punto máximo de explotación (Cubillos *et al.*, 1999). Esta situación tiene inmediatas repercusiones económicas, sociales y políticas caracterizadas por fuerte endeudamiento de la industria, alto desempleo, controversia entre distintos agentes privados, y también entre agentes privados y los entes públicos normativo y fiscalizador. Obviamente, el aumento del esfuerzo de pesca sobre los stocks clásicos puede conducir tanto a su colapso como a cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema, de manea análoga a lo informado por Gislason *et al.* (2000), comprometiendo la sustentabilidad futura de las pesquerías (*sensu* Pauly *et al.*, 1998a).

En el ecosistema marino de Chile central, la mayoría de los recursos pesqueros cumplirían importantes roles ecológicos, lo que se puede inferir de sus relaciones tróficas predominantes (Arancibia, 1989; 1991; 1992; Quiñones *et al.*, 1997). Por ejemplo, tanto la sardina común (*Strangomera bentincki*) como la anchoveta (*Engraulis ringens*) son recursos pesqueros y cumplen importantes roles en el ecosistema como presas, mientras que algunos de sus principales predadores son, a la vez, importantes recursos pesqueros, tal como la merluza común *Merluccius gayi* (Neira *et al.*, *en rev.*).

En este contexto, el Consejo de Investigación Pesquera adjudicó el proyecto **FIP 2001-29** denominado "**Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile**" a la propuesta preparada conjuntamente por la Universidad de Concepción y el Instituto de Investigación Pesquera S.A., más la asistencia científica internacional del Dr. Villy Christensen (Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada), del Dr. Robert Olson (Inter-American Tropical Tuna Commission) y del Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (Director del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, México) quienes son parte formal de este proyecto.

Este documento corresponde al Informe Final y contiene los resultados del proyecto, según compromisos contraídos en la Oferta Técnica.

2. OBJETIVO GENERAL

Revisar los principales enfoques metodológicos para abordar el análisis ecosistémico con énfasis en el desarrollo de una aproximación que permita la modelación y manejo de las principales pesquerías de la zona central de Chile.

3. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- 3.1. Definir el ecosistema que será modelado, representando las interacciones tróficas más relevantes que están incidiendo en la dinámica de las poblaciones que constituyen las principales pesquerías de Chile central (V a IX Regiones), considerando una definición y caracterización del ecosistema marino costero.
- 3.2. Revisar y analizar la información disponible sobre abundancia, parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales del ecosistema e identificar las limitaciones y necesidades de investigación sobre algunos de los componentes, tal que permitan implementar el análisis del ecosistema marino de Chile central.
- 3.3. Realizar una evaluación y descripción detallada de las diferentes metodologías existentes para el análisis ecosistémico posibles de aplicar en el área de estudio, además de un análisis de los parámetros y certeza de su estimación, con una descripción detallada de sus limitaciones. Validar la metodología propuesta y simular posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados.

En atención a la experiencia nacional del grupo de trabajo, más el apoyo internacional a este proyecto, nosotros hemos incorporado en el Informe Final los siguientes objetivos específicos de manera adicional:

- 3.4. Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile.
- 3.5. Probar la factibilidad de modelar el efecto del ambiente a través de eventos ENSO en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema marino de Chile central.
- 3.6. Simular y analizar cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información social, económica y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio.
- 3.7. Construir un modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre las especies dominantes del sistema.

4. METODOLOGIA

Objetivo Específico 1

Definir el ecosistema que será modelado, representando las interacciones tróficas más relevantes que están incidiendo en la dinámica de las poblaciones que constituyen las principales pesquerías de Chile central (V a IX Regiones), considerando la definición y caracterización del ecosistema marino costero.

Definición del ecosistema a modelar: el ecosistema marino de Chile central

El ecosistema marino de Chile central es un típico sistema de borde oriental de los océanos, o ecosistema de surgencia, que sustenta una productividad pesquera globalmente significativa, dando cuenta de cerca del 50% de los desembarques pesqueros nacionales (www.sernapesca.cl) y aproximadamente el 4% de las capturas pesqueras mundiales (www.fao.org). En general, se acepta que la base de esta mayor producción biológica es la ocurrencia de eventos de surgencia costera (Alheit & Bernal, 1993). A continuación se describe algunas características oceanográficas del área de estudio.

Características oceanográficas del área de estudio

a) Masas de Agua

En la zona central de Chile se identifica tres masas de agua importantes en los primeros 1000 metros, a saber:

- 1) Agua Subantártica, ASA ($11.5^{\circ}\text{C} < T < 14.5^{\circ}\text{C}$; $34.11 < S < 34.8$ psu), entre 0 y 150 m de profundidad cerca de la costa y más profunda hacia fuera de la costa;

- 2) Agua Ecuatorial Subsuperficial, AESS ($8.5^{\circ}\text{C} < T < 10.5^{\circ}\text{C}$; $34.4 < S < 34.8$ psu), ubicada entre 100 y 380 m de profundidad; asociada a esta masa agua se presenta la Corriente Subsuperficial hacia el polo, con valores bajos extremos de oxígeno ($0.25 - 0.5$ ml l^{-1}); y
- 3) Agua Intermedia Antártica, AIA ($T \approx 5.5^{\circ}\text{C}$; $34.3 < S < 34.5$ psu), entre 400 y 1000 m de profundidad.

b) Circulación a gran escala (Strub *et al.*, 1998)

- 1) Corriente Subsuperficial hacia el polo, ubicada sobre el talud y la parte externa de la plataforma continental, con máximo subsuperficial, alta salinidad y contenido de nutrientes pero baja concentración de oxígeno.
- 2) Contracorriente Superficial Perú-Chile, ubicada entre 100 y 300 km desde la costa en dirección al polo, con un máximo en primavera y un mínimo en otoño.
- 3) Corriente Costera de Chile, en dirección al ecuador, ubicada cercana a la costa entre 0 y 100 m de profundidad; se relaciona con procesos de surgencia; transporta agua fresca desde la región de los fiordos.
- 4) Corriente Oceánica de Humboldt, en dirección al ecuador, se ubica a unos 600 km de la costa; tiene un efecto mínimo sobre la zona costera.

c) Surgencias

Las condiciones favorables a las surgencias se presentan entre fines de primavera y comienzos de otoño. En estos eventos asciende a la superficie de la zona costera agua de mayor salinidad, asociada a aguas ecuatoriales subsuperficiales. En invierno, en cambio, las aguas son predominantemente de origen subantártico y los vientos intensos del norte transportan aguas hacia la costa y homogenizan la columna de agua. Además, en invierno las descargas de los ríos y aguas de la zona de fiordos reducen la salinidad de la capa superficial y zonas costeras adyacentes.

d) Variación interanual en las condiciones oceanográficas en la zona de estudio

La dinámica productiva del ecosistema marino de Chile central también es afectada por variaciones interanuales asociadas a la ocurrencia de eventos ENSO. Una de las características del Fenómeno de El Niño es la profundización de la termoclina y de la oxiclina en el Sistema de Corrientes de Humboldt (Morales *et al.*, 1999). Se ha señalado que estos cambios son responsables de una sustancial caída en la productividad del sistema durante los años con eventos ENSO. Al mismo tiempo, durante los eventos El Niño el fondo de la plataforma continental de la zona centro-sur presenta niveles de oxígeno bastante más altos que durante periodos normales o durante periodos La Niña. Esta oxigenación del fondo genera importantes cambios en la composición de especies y en la estructura de la comunidad bentónica con una fuerte disminución en la biomasa de *Thioploca* (Gutiérrez *et al.* 2000; Gallardo *et al.* 2001). La fuerte disminución de la oferta alimenticia y la oxigenación del fondo serían la principal fuente de variación de recursos pesqueros pelágicos y bentónicos.

El relieve costero y submarino

El fondo marino está formado por las líneas litorales, la Plataforma Continental, el talud continental y la planicie abisal o suelo oceánico. Mientras que las masas de agua constan de una zona costera y una zona oceánica.

El océano costero encuentra al océano profundo en el borde o quiebre de la Plataforma Continental (PC). PC es la extensión de fondo de mar que comprende desde la costa hasta la profundidad de alrededor de 200 metros, por lo que su extensión hacia el océano abierto es variable. Luego de la plataforma se produce un aumento abrupto de la pendiente, esta es la zona denominada Talud Continental. El origen de la Plataforma Continental es tectónico (movimientos de la corteza terrestre), presentando un alto número de cañones submarinos y fondos de roca sin recubrimiento sedimentario en la parte Norte del país. Esta característica

tiene una importancia vital en el desarrollo de las pesquerías de peces y crustáceos de fondo. Mientras que en el sector austral y antártico la Plataforma presenta acumulaciones sedimentarias de hasta 2 km de espesor, lo que reviste gran importancia en la búsqueda de petróleo.

Una de las características principales de la plataforma continental de la zona centro-sur es la presencia de una comunidad bentónica que vive en bajas concentraciones de oxígeno y cohabita con parches extensos de la bacteria gigante *Thioploca* sp. (Gallardo *et al.*, 1995). Es importante destacar que los parches de *Thioploca* sp. sirven como refugio de estados juveniles (Roa *et al.*, 1995).

Dentro de las características geomorfológicas más relevantes de la plataforma continental del área de estudio, se destaca la presencia de 11 cañones submarinos ubicados entre Valparaíso (33°S) y Valdivia (40°S) (Pineda, 1999).

Los más importantes se ubican en la plataforma frente a Concepción, denominada también Terraza Itata. Esta se ubica entre los cañones del río Bio-Bio e Itata. Entre ambos cañones submarinos la plataforma continental se ensancha en forma de una terraza trapezoidal a lo largo de la costa.

A esta compleja batimetría se agrega la irregularidad de la línea de costa, la que contiene de norte a sur a las bahías de Coliumo, Concepción, San Vicente, Golfo de Arauco e islas asociadas (Isla Santa María e Isla Quiriquina). Sin embargo, se ha informado que para el proceso de surgencia, Punta Lavapié (37°10'S; 73°35'W) sería un hito geográfico más importante que el sistema de Bahías. Punta Lavapié representa una extensión hacia el oeste del continente de casi 45 km, lo que origina el Golfo de Arauco e involucra un importante cambio en la orientación de la línea de costa. Esta Punta ha sido identificada como uno de los centros de surgencia más importantes de la zona central de Chile influyendo, probablemente, sobre la

dinámica del sector suroeste de la plataforma frente a Concepción, 40 km más al norte (Sobarzo, 1999).

Area y período de estudio

La definición de un sistema requiere de una selección adecuada tanto de las escalas espacial y temporal, en las cuales resulta válido, como de los componentes que dan cuenta de las principales interacciones. Ello conduce a la correcta caracterización de la estructura del ecosistema permitiendo la cuantificación de las interacciones entre sus componentes (Joergesen, 1986).

Definición de la escala espacial del modelo

El área de estudio se ubica frente a Chile central, entre 33° S y 39° S, desde el litoral hasta 30 mn hacia el oeste (Fig. 1). Esta área ha sido delimitada considerando tanto las unidades de pesquería y los patrones de distribución de las flotas pesqueras (Arancibia & Neira, 2000) como el ancho de la plataforma continental (Ahumada, 1986). Además, el área de estudio presenta rasgos oceanográficos y topográficos característicos que la definen como una unidad biogeográfica, siendo éstos el proceso de surgencia costera estacional (Arcos & Navarro, 1986; Strub *et al.*, 1998), la turbulencia (alta en la época estival, aunque también puede ocurrir en la época invernal debido al paso de frentes de mal tiempo por la región), el transporte fuera de la costa (alto en verano) y la extensión de la plataforma continental (moderada a ancha; Ahumada, 1989; Strub *et al.*, 1998).

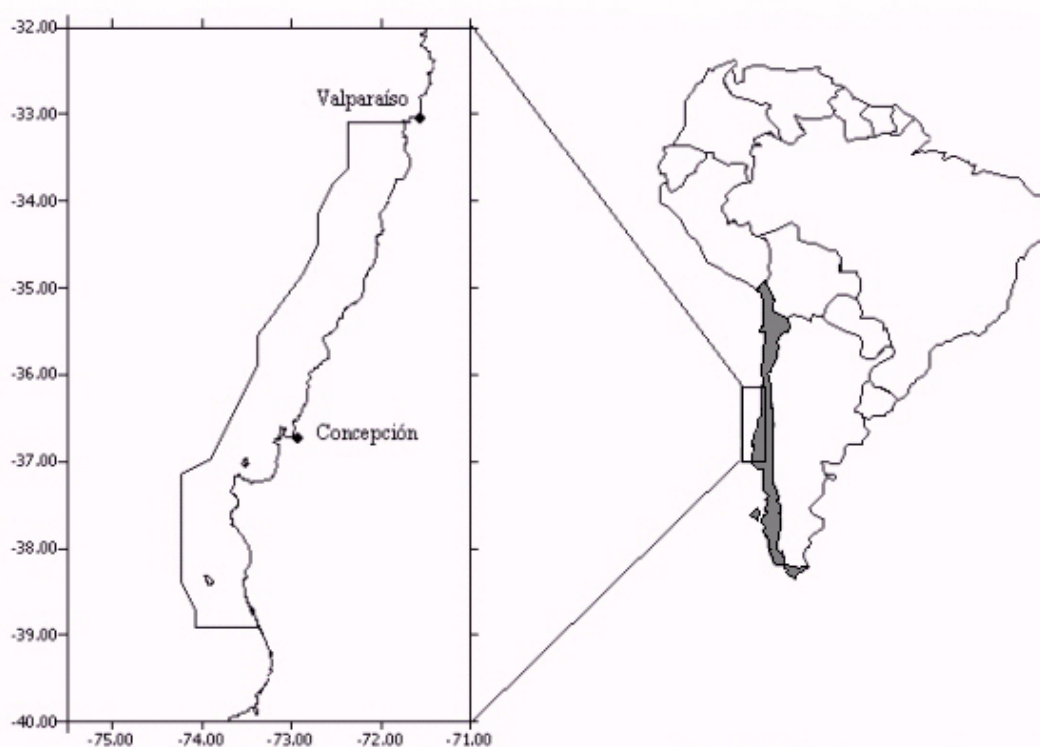


Figura 1. Area de estudio.

Definición de la escala temporal del modelo

Aunque nosotros reconocemos la existencia de variabilidad intra-anual en el ecosistema marino de Chile central debido a la marcada estacionalidad de los procesos de surgencia costera, de la producción primaria y los regímenes de viento, entre otros (Ahumada, 1986; Strub *et al.*, 1998), hemos seleccionado en este proyecto la escala anual como unidad temporal de análisis, debido, principalmente, a que la totalidad de la información de los parámetros poblacionales tales como biomاسas, tasas de mortalidad, producción y consumo, entre otros, han sido estimados sobre bases anuales. Este aspecto queda cubierto al asumir que el ecosistema seleccionado se encuentra en estado-estable (*sensu* Christensen & Pauly, 1993) y que las poblaciones se encuentran en equilibrio (*sensu* Allen, 1971).

El ecosistema marino de Chile central fue representado en tres años de la última década, a saber, 1992, 1998 y 2000, los que fueron seleccionados bajo el criterio que ellos representan hitos ambientales, ecológicos y/o pesqueros. En efecto, durante el año 1992 la pesquería del jurel (*Trachurus symmetricus*), la más importante a nivel nacional, se encontraba en auge y con tendencia creciente. En el año 1998, el ecosistema se encontraba en una situación post-ENSO y con la pesquería del jurel en crisis. Y, en el año 2000, el ecosistema se recuperaba del intenso evento ENSO 1997-98. El supuesto básico es que, en cada uno de estos años, el ecosistema marino de Chile central se encontraba en condición estado estable, esto es, que las entradas al sistema son iguales a las salidas (*sensu* Christensen & Pauly, 1993).

Representación de la trama trófica del ecosistema marino de Chile central

Representación del ecosistema

Los flujos de materia y energía son un fenómeno común a casi todas las disciplinas científicas, de tal forma que muchos objetos de estudio, incluidos los ecosistemas, pueden describirse en términos de diagramas de flujo. Con un buen modelo se debe ser capaz de describir y cuantificar las principales interacciones tróficas entre los recursos pesqueros, sus presas y predadores que habitan el área de estudio. La descripción y análisis de flujos de materia y energía entrega información de la estructura del sistema, permitiendo delimitar la eficiencia con que la materia o energía es transferida, disipada y/o asimilada por los distintos componentes (Ulanowicz, 1986). Los flujos de materia y energía mantienen la condición de equilibrio del ecosistema tanto en su interior como a través de sus límites (Ulanowicz, 1986; Joergensen, 1986). Los modelos de cajas simplifican la complejidad de las redes tróficas, incluyendo a los elementos más importantes en compartimentos (cajas), asumiendo una condición de estado estable, es decir, que para cada compartimiento las entradas son iguales a las salidas (Christensen & Pauly, 1992).

En los ecosistemas marinos, una de las relaciones ecológicas más importantes que se producen entre los organismos son las de carácter trófico, siendo la mortalidad por depredación una causa significativa de mortalidad natural (Bax, 1998). Por ello, la construcción de modelos intra- e inter-específicos complejos, especialmente sobre una base trófica, han llegado a ser considerados de gran importancia en las investigaciones modernas ya que permiten evaluar el rol de las especies depredadoras dentro del ecosistema y el efecto de la depredación sobre las especies explotadas, incorporada como causa de mortalidad natural.

Como consecuencia de lo anterior, los modelos de compartimentos sobre una base trófica han estado desarrollándose en el último tiempo y están siendo utilizados en investigaciones de la probable influencia de un cambio en la estrategia de pesca sobre las capturas potenciales de los ecosistemas, especialmente aquellos que sustentan importantes pesquerías (Walters *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000).

Entonces, en esta investigación se representó el ecosistema y las relaciones tróficas principales del ecosistema marino de Chile central a la forma de un diagrama de flujo de masa entre los miembros de la comunidad.

Equilibrio energético de una caja

Una caja dentro del modelo puede ser un grupo de especies ecológicamente relacionadas, especies únicas o grupos únicos de talla/edad de una especie dada. Se asume que el sistema a modelar está en estado estable para cada uno de los grupos incluidos en el modelo; esto implica que la entrada y salida de energía de todos los grupos vivos (cajas) se encuentra balanceada.

Se modeló el ecosistema a través de un sistema de ecuaciones lineales simultáneas (una para cada grupo del sistema), utilizándose el software ECOPATH (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992). Así, asumiendo el balance de masa para un período de tiempo adecuado (por

ejemplo, un año), la producción de cada grupo del sistema (población, especies o un grupo de especies relacionadas) se encuentra equilibrada por la depredación por otros componentes del sistema (mortalidad por depredación), sus exportaciones (mortalidad por pesca más otras exportaciones) y otras mortalidades (aquellas independientes de la depredación y capturas). Por lo tanto,

producción de i = toda la depredación sobre i + pérdidas de biomasa por no depredación sobre i
 + capturas de i + otras exportaciones de i .

De acuerdo con Christensen & Pauly (1992), los términos de esta ecuación pueden ser reemplazados por

$B_i * P / B_i$, que es la producción de i ;

$\sum_j (B_j * Q / B_j * DC_{j,i})$, que corresponde a las pérdidas por no depredación de i ; y,

$(1 - EE_i) * B_i * P / B_i$, que representa las “otras pérdidas”.

Esto conduce a la siguiente ecuación lineal:

$$B_i * P / B_i * EE_i - \sum_j (B_j * Q / B_j * DC_{j,i}) - EX_i = 0 \quad 1$$

donde i indica un componente del modelo, j indica cualquiera de los predadores de i , B_i es la biomasa de i , P/B_i es la producción de i por unidad de biomasa (equivalente a la mortalidad total (Z) en condiciones estado-estacionarias, *sensu* Allen, 1971), Q/B_i es el consumo de i por unidad de biomasa, DC_{ij} indica la fracción de i en la dieta de j (en términos de masa), EE_i es la eficiencia ecotrófica de i (la fracción total de la producción que es consumida por predadores o exportada desde el sistema), EX_i representa las exportaciones de i (por emigración o capturas). El balance de energía de cada componente está dado por:

$$Q = P + R + U \quad 2$$

donde Q es consumo que corresponde al consumo de presas tanto dentro del sistema como de presas halótonas (importaciones); P es producción, la que debe ser consumida por predadores, ser exportada desde el sistema o ser una contribución al detrito; R es respiración; U es alimento no asimilado por los predadores (Fig. 2).

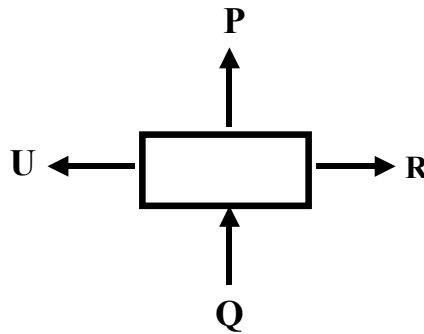


Figura 2. Representación de los flujos que entran y salen de una caja. P=producción; Q=consumo; R=respiración; y U=alimento no asimilado.

Esta estructura define los parámetros necesarios para el modelo. Para cada componente se requiere un estimado de su captura, biomasa, las razones P/B y Q/B , DC_{ij} , EX_i , asimilación y EE_i . Sin embargo, para cada componente, uno de los parámetros (B , P/B , Q/B o EE) puede ser desconocido, ya que éste se estima, junto a la respiración, al resolver el sistema de ecuaciones lineales.

Grupos Funcionales

La trama trófica del ecosistema marino de Chile central modelada considera recursos pesqueros, grupos de la fauna acompañante en pesquerías de arrastre, además de grupos no explotados comercialmente. A continuación, y atendiendo tanto a los Términos Básicos de Referencia como a la Oferta Técnica, se describe los parámetros inputs requeridos por **EwE** para cada grupo funcional incluido en el modelo, los grupos funcionales y el origen de la data.

Descripción de los parámetros inputs requeridos en EwE

La presentación completa de modelo EwE se entrega en la sección resultados. A continuación se describe los parámetros inputs para cada grupo funcional requeridos para parametrizar el modelo ecotrófico.

- **Biomasa (B):** es la masa total de cada grupo viviente. En EwE se ingresa como densidad y sus unidades son ton*km⁻². Se calcula mediante técnicas de evaluación de stock estándar, como por ejemplo evaluación directa (e.g. área barrida) o indirecta (e.g. Análisis Secuencial de Población). En los grupos que componen la fauna acompañante de la pesquería de merluza común, y a falta de estimados directos, B se calculó como sigue:

$$B_i = B_{M.gayi} * (L_i * L_{M.gayi}^{-1}) \quad 1$$

donde B_i es la biomasa anual que habría ocurrido de la especie i del by-catch en la pesca de arrastre de $M. gayi$, $B_{M.gayi}$ es la biomasa anual de $M. gayi$, L_i es la captura de la especie i obtenida a partir de los cruceros que se realizaron el año 2000 para determinar biomasa de merluza común, $L_{M.gayi}$ es la captura de $M. gayi$ durante el mismo crucero. El supuesto es que todas las especies responden igualmente al arte de pesca arrastrero merlucero.

- **Producción:** es la generación de tejido por un grupo en el período de tiempo considerado. Se ingresa como la razón producción/biomasa (P/B). La producción total estimada por ECOPATH es un flujo expresado ton*km⁻²*año⁻¹, mientras que P/B se expresa en año⁻¹. De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento tipo von Bertalanffy, la razón P/B es equivalente a la mortalidad total (Z), la que se estima mediante técnicas estándar, como por ejemplo el método de la curva de captura.

- **Consumo:** es la ingesta de alimento por un grupo en el período de tiempo considerado. Se ingresa como la razón consumo sobre biomasa (Q/B). El consumo absoluto calculado por **EwE** es un flujo expresado en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, mientras que Q/B se expresa en año^{-1} . La razón Q/B puede estimarse desde:

- i) cronología diaria de la alimentación y el software MAXIMS.
- ii) para peces, la razón Q/B puede determinarse según Palomares & Pauly (1989) usando la siguiente ecuación empírica:

$$\ln(Q/B) = -0.178 - 0.202 \ln W_{\infty} + 0.612 \ln T + 0.516 \ln A + 1.26 F \quad 2$$

donde: W_{∞} es el peso máximo asintótico (desde la curva de crecimiento de von Bertalanffy); T=temperatura del hábitat del pez en °C; A_r =aspect ratio de la aleta caudal; F=tipo de alimentación (0 para carnívoros, 1 para herbívoros y 0.5 para omnívoros).

El valor de A_r se calcula con la relación $A_r = h^2/s$, donde h es el alto y s la superficie de la aleta caudal. Los valores de h y s pueden estimarse directamente desde la aleta caudal del pez o a partir de fotografías de buena calidad. Además, para algunas especies, este parámetro puede suponerse similar a aquel informado en literatura para especies o grupos similares (Arreguín-Sánchez, *com. pers.*).

- **Composición de la dieta de los predadores (DC):** corresponde a la fracción en peso que aporta cada presa al contenido estomacal de un predador. No tiene unidades. Se determina a través del análisis cuantitativo del contenido estomacal de los predadores.
- **Eficiencia ecotrófica (EE):** es un parámetro muy difícil de medir directamente en la naturaleza y corresponde a la fracción de la producción de cada grupo que es utilizada dentro del sistema como depredación o capturas. No tiene unidades.

- **Eficiencia de conversión de alimento (GE):** se estima como la razón producción/consumo (P/Q). No tiene unidades.
- **Captura (Y):** es la remoción por pesca de la biomasa de un grupo dentro del sistema. Tiene las mismas unidades que la biomasa, *i.e.* ton•km⁻². Para los grupos recursos pesqueros se utiliza el desembarque oficial informado por el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPesca).

La captura de grupos que pertenecen a la fauna acompañante en la pesquería de merluza común (*M. gayi*) corresponde al desembarque de cada grupo *i* (D_i) informada por SERNAPesca, más una estimación del descarte en la pesquería de arrastre de *M. gayi* (C_i), esto es:

$$Y_i = D_i + C_i \quad 3$$

donde C_i se calculó como

$$C_i = Y_{M.gayi} * (L_i * L_{M.gayi}^{-1}) \quad 4$$

donde C_i es la captura anual que habría ocurrido de la especie *i* del by-catch en la pesca de arrastre de *M. gayi*.

Descripción de los grupos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central

A continuación se entrega una descripción de los grupos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central para los años 1992, 1998 y 2000. La fuente de los parámetros input para cada grupo en los años 1992 y 1998 se encuentra en Neira *et al.* (*in revision*), Neira & Arancibia (*submitted*) y Arancibia & Neira (2000). La fuente de los parámetros input para cada grupo en el año 2000, y de los años 1992 y 1998 para aquellos

grupos que no fueron considerados en la modelación previa, pero que sí se consideran en este estudio, se detalla a continuación junto a la descripción del grupo funcional.

CETACEOS

Debido a la escala espacial del modelo, abarcando sólo hasta 30 mn hacia el oeste, se consideró sólo las especies de cetáceos con distribución más costera. Así, siguiendo a Aguayo-Lobo *et al.* (1998) se seleccionó al delfín chileno (*Cephalorhynchus eutropia* Gray, 1846) y a la orca (*Orcinus orca* Linnaeus, 1758) como los representantes del grupo cetáceos.

Delfín Chileno

El delfín chileno es una especie endémica cuya distribución se ha informado desde Concón (32°56' S) hasta 55°14'S (Norris, 1968), presentando en la zona central del país la mayor cantidad de registros de avistamientos y número de ejemplares. Para esta región no existe estimados de abundancia, biomasa, composición de la dieta, P/B ni Q/B. Por lo tanto, se recurrió a información auxiliar utilizando valores de dichos parámetros informados en la literatura internacional para especies similares.

Luego, la biomasa del delfín Chileno para los años 1992, 1998 y 2000 será estimada por el modelo **EwE**. Se acepta un valor de $P/B=Z$ de 0.6 año^{-1} , utilizando la información obtenida de Jarre *et al.* (1998) para cetáceos pequeños de la Corriente de Benguela. En ausencia de data propia, se asumió un valor de $Q/B=41.07 \text{ año}^{-1}$, similar al estimado para delfines que habitan la Plataforma Continental del Golfo de Méjico (Browder, 1993).

Debido a que tampoco se cuenta con resultados de la composición de la dieta del delfín chileno, entonces se utiliza resultados de la composición de la dieta de otras especies de delfinidos del mismo género, tal como lo informan Leatherwood & Reeves (1983) y Jefferson *et al.* (1993) (Tabla 1), información que, además, es consistente con los resultados informados

por Majluf & Reyes (1989) para el delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) de las costas peruanas, especie que se alimenta principalmente de peces pelágicos de pequeño tamaño, más calamar y merluza común.

Orca

La orca presenta distribución cosmopolita, abarcando todos los océanos del mundo, especialmente las regiones polares y subpolares. En Chile, la presencia de ejemplares de orca ha sido informada desde Pisagua (19°35'S) hasta el Mar de Bellingshausen (70°23'S), incluyendo el Archipiélago de Juan Fernández (Aguayo-Lobo *et al.*, 1998).

Para las costas de Chile central no existen estimados de abundancia, biomasa, composición de la dieta, tasas P/B ni Q/B disponibles para este grupo. Por lo tanto, se ha recurrido a información auxiliar utilizando valores de dichos parámetros informados en la literatura internacional para especies similares. Esta información se encuentra sistematizada principalmente en Pauly *et al.* (1998b).

La biomasa de orcas es estimada por **EwE** en base a la productividad de sus presas. De acuerdo con Pauly *et al.* (1998b), se utiliza un valor de $P/B=Z$ de 0.1 año^{-1} . Se asume un valor de Q/B de 60 año^{-1} , que es el informado para cetáceos mayores en las costas de Perú (Jarre *et al.*, 1989). Se asume que la composición de la dieta de la Orca frente a Chile central es similar a la data recopilada por Pauly *et al.* (1998b) (Tabla 1).

LOBO MARINO COMUN

El lobo marino común (*Otaria flavescens* Shaw, 1800), es una especie de la familia Otariidae y presenta una distribución amplia en América del Sur. Por el Océano Pacífico, se ubica desde el extremo norte (4°S) hasta las Islas Diego Ramírez (56°30' S) en el extremo austral de Chile, y

desde Río de Janeiro, Brasil (23°S) hasta el extremo sur de Argentina por el Océano Atlántico, incluyendo las Islas Malvinas.

Los valores de los parámetros inputs para lobo marino B, P/B, Q/B y DC para las costas de Chile central, fueron extraídos de Neira *et al.*, (*in revision*), Neira & Arancibia (*submitted*) y Arancibia & Neira (2000).

AVES MARINAS

Esta caja agrupa especies tales como fardela gris (*Procellaria cinerea*), pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldtii*), pelícanos (*Pelecanus thagus*) y cormoranes (*Phalacrocorax spp.*). Para las costas de Chile central no existen estimaciones de abundancia, biomasa, composición de la dieta, tasas P/B ni Q/B disponibles para aves marinas en general, ni para estas especies en particular. Por lo tanto, se utilizó valores informados para especies similares en ecosistemas comparables. La biomasa se estimó con el modelo sobre la base de la producción de sus presas. Los valores de $P/B=Z$ (0.5 año^{-1}) y Q/B (60 año^{-1}) han sido obtenidos de Jarre *et al.*, (1989), para especies del ecosistema de surgencia de Perú. Para el presente estudio, la composición de la dieta se adaptó a partir de lo informado por Jarre *et al.* (1989) y Jarre-Teichmann *et al.* (1998) para aves de los sistemas de surgencia de Perú y Benguela, respectivamente.

Tabla 1. Composición de la dieta de la orca y delfines del género *Cephalorhynchus* (modificado de Pauly *et al.*, 1998). Nomenclatura: IB=Invertebrados bentónicos; MZ=Macrozooplancton (eufáusidos); CP=Calamares de pequeño tamaño (loliginidos); CG=Calamares de gran tamaño (omastrefidos); PP=Peces pelágicos de tamaño pequeño (clupeidos); PM=Peces mesopelágicos (peces linterna); MP=Peces misceláneos; VS=Vertebrados superiores (mamíferos marinos, principalmente lobo marino).

Nombre común	Especie	Presas								
		IB	MZ	CP	CG	PP	PM	MP	VS	
Orca	<i>Orcinus orca</i> (Linnaeus, 1758)			0,05	0,05	0,10			0,40	0,40
Delfín chileno	<i>Cephalorhynchus eutropia</i> (Gray, 1846)									
	<i>C. hevisidii</i>			0,20	0,20	0,10	0,20	0,30		
	<i>C. hectori</i>	0,05		0,25	0,20	0,20	0,10	0,20		
	<i>C. commersonii</i>	0,10	0,10	0,20	0,10	0,35		0,15		

Tabla 2. Composición de la dieta de aves marinas (adaptado de Jarre *et al.*, 1989; y Jarre-Teichmann *et al.*, 1998).

Item	Fracción del contenido total (en peso)
anchoveta (juvenil)	0,30
anchoveta (adulto)	0,18
sardina española (juvenil)	0,05
sardina española (adulto)	0,07
calamar (squids; loliginidos)	0,08
jurel	0,01
merluza común (juvenil)	0,18
merluza común (adulto)	0,02
otros peces demersales	0,01
peces mesopelágicos	0,10
Total	1,00

MERLUZA COMUN

La merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) es el principal componente íctico de las agrupaciones demersales frente a Chile central. Esta especie se distribuye desde el norte de Perú hasta los 47°S, en el sur de Chile (Martínez, 1976). La pesquería de merluza común, una de las más importantes a nivel nacional, se desarrolla sobre la plataforma continental, localizándose entre 31°S y 41°28,6'S, con la participación de los sectores industrial y artesanal.

A continuación se detalla la fuente de información de los parámetros inputs de la caja merluza común para el año 2000. La biomasa de merluza para el año 2000 ha sido informada entre 891600 ton (Lillo *et al.*, 2001) y 1285300 ton (Cubillos, *com pers.*). Los valores de la mortalidad total $P/B=Z$ (0.453 año^{-1}), mortalidad por pesca ($F=0.153 \text{ año}^{-1}$) y mortalidad natural ($M=0.3 \text{ año}^{-1}$) fueron aportados por Cubillos (*com. pers.*) en los dos primeros casos, y por Arancibia & Cubillos (1993) para el último caso. El valor de $Q/B=8.323$ se obtuvo de Arancibia *et al.* (1998). La matriz de dieta se estimó a partir del análisis de contenido

estomacal (n=3271 estómagos con contenido). El desembarque de merluza se obtuvo desde SERNAPesca (2001). Además, se recopiló información de series de tiempo de biomasa, CPUE y reclutamiento, las que fueron utilizadas como información auxiliar para calibrar el modelo dinámico.

SARDINA COMUN

La sardina común (*Strangomera bentincki* Norman, 1942) es un pez pelágico nerítico de pequeño tamaño. Se distribuye desde Coquimbo hasta el sur de Chiloé, formando cardúmenes que se encuentran preferentemente en zonas costeras, a profundidades entre 0 y 70 m a una distancia de la costa no superior a las 15 ó 20 millas.

La biomasa total de sardina común en Chile centro sur para el año 2000 se ha estimado en unos 3 millones de ton, mientras que la biomasa parental 1+, esto es, ejemplares de un año de edad y más viejos, muestra una tendencia estable en torno al millón de toneladas (Quiñones *et al.*, 2002). El valor de la mortalidad natural (M) en sardina corresponde a valores entre 1.0 y 1.2 año⁻¹ (Cubillos, *com. pers*). El valor de la mortalidad por pesca (F) en sardina común es de 1 año⁻¹. Se asume que $P/B=Z$ en sardina común es la suma de $M (1.2) + F (1.0)=2.2$ año⁻¹. Se acepta que los valores de $Q/B=12$ año⁻¹ y de la composición de la dieta (98% de fitoplancton; 2% de zooplancton) utilizadas anteriormente para la modelación del ecosistema marino de Chile central (Arancibia & Neira, 2000). El valor de Y se obtuvo de SERNAPesca (2001). Además, se recopiló información de series de tiempo de biomasa y reclutamiento, la que fue utilizada para calibrar el modelo dinámico.

ANCHOVETA

La anchoveta (*Engraulis ringens* Jenyns, 1842) es una especie nerítica cuya distribución abarca desde el sur de Ecuador, por el norte, y el sur de la isla de Chiloé, por el sur. Esta especie

forma cardúmenes que se distribuyen entre 50 m de profundidad (día) y la superficie (durante la noche), a una distancia no superior a las 20 millas de la costa.

La biomasa total de la anchoveta de Chile central presenta una tendencia general creciente, con máximos de 2.2 y 2.6 millones de ton en 1993 y 1999, respectivamente. La tendencia de la biomasa total sigue la evolución que presenta el reclutamiento, siendo éste determinante en el nivel del stock, además de la pesquería. Entre 1990 y 1998 el stock desovante oscila en torno a un promedio de 600 mil ton sin presentar fluctuaciones importantes. Sin embargo, a partir de 1998 se observa una caída, llegando el año 2000 a un tamaño de 341 mil ton de stock parental.

Los coeficientes de mortalidad natural ($M=0.7 \text{ año}^{-1}$) y por pesca ($F=0.62 \text{ año}^{-1}$) fueron aportados por Cubillos (*com. pers.*). Por lo tanto, se supuso un valor de $P/B=Z=M+F$, esto es 1.5 año^{-1} . Se acepta que los valores de $Q/B=12 \text{ año}^{-1}$ y de la composición de la dieta (98% de fitoplancton; 2% de zooplancton) utilizadas anteriormente para la modelación del ecosistema marino de Chile central (Arancibia & Neira, 2000). El valor de Y se obtuvo de SERNAPesca (2001).

Además, se recopiló información de series de tiempo de biomasa y reclutamiento, la que fue utilizada para calibrar el modelo dinámico.

CALAMARES

Este grupo está representado por el calamar común (*Loligo gahi* Orbigny) y es una presa importante en la dieta de varios predadores del sistema en estudio. Sin embargo, la información trófica y de parámetros de historia de vida publicada es escasa para las costas de Chile.

La biomasa de este grupo es estimada por el modelo **EwE**, asumiendo un valor de EE igual a 0.999 (lo que implica que el modelo calcula la biomasa mínima de calamares requerida para sustentar a sus predadores y la pesquería). Se utiliza un valor de $P/B=Z$ de 1.5 año^{-1} , similar a aquella estimada para especies de cefalópodos en la sección sur de la corriente de Benguela

(Jarre-Teichmann *et al.*, 1998). Se asume una razón P/Q de 10% (Shannon & Jarre-Teichmann 1999) y una razón Q/B de 3.19 año⁻¹ que es la informada por Arreguin-Sánchez (2000) para el grupo cefalópodos. La composición de la dieta de *L. gahi* se adaptó de lo informado por Shannon & Jarre-Teichmann (1999) y Lipinski (1992) para los calamares *L. vulgaris* y *Todarodes angolensis* de la sección norte y sur de la Corriente de Benguela, respectivamente, que corresponde a 10% macrozooplancton (eufáusidos), 10% jurel, 55% peces mesopelágicos, 10% peces pelágicos de tamaño pequeño (sardina y anchoveta), 5% merluza juvenil y 10% de calamares (canibalismo). El desembarque de *L. gayi* se obtuvo de SERNAPesca (1993,1999 y 2001).

PECES MESOPELAGICOS

La biomasa fue estimada por el modelo suponiendo que EE tiene un valor de 0.999. El valor de P/B=Z de 1.2 año⁻¹ fue tomado de Hewitson & Crushak (1993) quienes lo estiman para los peces mesopelágicos de la sección norte de la Corriente de Benguela. Se asume un valor de Q/B=12 año⁻¹, de acuerdo con Jarre-Teichmann *et al.* (1998). Se adaptó la composición de la dieta informada por Amstrong *et al.* (1991) para los peces mesopelágicos de la sección sur de la Corriente de Benguela, consistente en 40% de mesozooplancton (copépodos) y 60% de macrozooplancton (eufáusidos).

LANGOSTINO COLORADO

El langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) es un crustáceo galateido que cumple un importante rol en el sistema demersal ya que es presa importante de varias especies de peces demersales (Arancibia, 1991). Los macro-indicadores de abundancia (CPUE y biomasa reportados en evaluaciones directas) señalan la dramática disminución del stock de langostino colorado de la V a la VIII Regiones, el que en términos de biomasa alcanza a -91% respecto del año 1993, y en CPUE a -82% respecto de 1996 (Canales & Espejo, 2002).

Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC para langostino colorado en el año 2000 fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000), Neira *et al.* (*in revision*) y Neira & Arancibia (*submitted*). El desembarque de langostino colorado en el año 2000 se extrajo de SERNAPesca (2001) y corresponde a 8558 ton.

Durante el año 2000, y sobre la base de los antecedentes biológico-pesqueros (monitoreo de la actividad, cruceros de evaluación y evaluaciones indirectas) que señalaban la dramática disminución del stock en la unidad de pesquería V-VIII Regiones, la Subsecretaría de Pesca, a través de D.E. (MINECON) N° 432/2000, estableció una veda extractiva total entre enero y diciembre para el área comprendida entre la V y X Regiones, cuya finalidad es permitir la recuperación del stock en el mediano plazo. Se recopiló, además, series de tiempo de biomasa, CPUE y reclutamiento en esta especie la que fue utilizada para calibrar el modelo dinámico **EwE**.

LANGOSTINO AMARILLO

El langostino amarillo (*Cervimunida johni*) es un recurso demersal que se encuentra en la plataforma y talud continental de Chile. Los principales macro-indicadores pesqueros (CPUE y biomasa directa), coinciden en señalar la significativa disminución del stock en el área de estudio, que alcanza -90% en biomasa y a -77% en los rendimientos de pesca respecto de los años 1995 y 1997, respectivamente.

Durante el año 2000, y sobre la base de los antecedentes biológico-pesqueros (monitoreo de la actividad, cruceros de evaluación y evaluaciones indirectas) que señalaban la dramática disminución del stock en la unidad de pesquería V a VIII Regiones, la Subsecretaría de Pesca, a través de D.E. (MINECON) N° 432/2000, estableció una veda extractiva total entre enero y diciembre para el área comprendida entre la V y la X Regiones, cuya finalidad es permitir la recuperación del stock en el mediano plazo.

Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC para langostino colorado en el año 2000, fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000), Neira *et al.* (*in revision*), Neira & Arancibia (*submitted*). El desembarque de langostino colorado en el año 2000 se extrajo de SERNAPesca (2001) y corresponde a 774 ton. Se recopiló, además, series de tiempo de biomasa, CPUE y reclutamiento en esta especie la que fue utilizada para calibrar el modelo dinámico **EwE**.

CAMARON NAILON

El stock de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) explotado desde la II a la VIII Región se distribuye en focos localizados en zonas costeras. Este stock presenta un comportamiento que dependería directa y fuertemente del nivel de las capturas y, secundariamente, de los reclutamientos y las condiciones ambientales (Canales, 2002).

De acuerdo con los análisis realizados al stock de camarón nailon (Canales, 2002), en los últimos años se registra una significativa reducción del stock total cercana al 53%, al pasar de 56 mil ton, estimadas en 1995, a 26 mil ton en 1999. Esta tendencia a la baja en la biomasa en el período 1995-1999 ha estado determinada por los siguientes factores: i) sobrepesca entre 1995 y 1999; ii) disminución de la fracción desovante; iii) bajos reclutamientos entre los años 1997 y 2000; y, iv) deterioro sostenido de la calidad somática.

Hacia el año 2000 y debido a la reducción de los desembarques, los que habrían igualado los excedentes productivos, el stock se estabiliza en alrededor de las 26 mil ton de biomasa total, la que en más de 94% se localiza en las Regiones II, III y IV. Las perspectivas del stock localizado en las Regiones V a VIII no son muy promisorias, por cuanto, si bien se registra una tendencia recuperativa, ésta es todavía insuficiente para sustentar niveles comerciales de explotación (Canales, 2002).

Consecuentemente, los valores de biomasa total de camarón nailon en los años 1992, 1998 y 2000 se extrajeron de Canales (2002), correspondiendo a 6414 ton, 875 ton y 1206 ton,

respectivamente. Se asume que los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC para camarón nailon en los años 1992, 1998 y 2000 son similares a los de las especies de langostinos incluidos en la modelación (Arancibia & Neira, 2000; Neira *et al.*, *in rev.*; Neira & Arancibia, *submitted*). El desembarque de camarón nailon (V a IX Regiones) en los años 1992, 1998 y 2000 se extrajo de SERNAPesca (1993, 1999 y 2001).

JUREL

El jurel (*Trachurus symmetricus* Ayres, 1955) es un pez pelágico que se distribuye en el Océano Pacífico desde el margen oriental hasta las proximidades de Nueva Zelanda. Latitudinalmente, este circuito migratorio abarca desde la convergencia Subtropical (30°S) hasta la Convergencia subantártica (48°-50°S). En Chile central, el jurel es el principal recurso pesquero, siendo capturado por una flota industrial de cerco.

Para el año 2000 los valores de captura y biomasa utilizados para la modelación fueron aportados por Cubillos (*com. pers*) y Córdova *et al.* (2001).

Se utilizó un valor $P/B=Z=0.564 \text{ año}^{-1}$, $F=0.264 \text{ año}^{-1}$ y $M=0.3 \text{ año}^{-1}$ (Cubillos, 2001). A la vez, se utilizó un valor de $Q/B=14.2 \text{ año}^{-1}$, el que se obtuvo de Jarre *et al.* (1989). La composición de la dieta de jurel para el año 2002 se estimó a partir del análisis de contenidos estomacales ($n=6047$ con contenido).

MERLUZA DE COLA

La merluza de cola (*Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907) es considerada como una especie mesopelágica que se desplaza en la columna de agua a profundidades de 200 a 300 metros. Geográficamente, se distribuye desde Valparaíso, por el norte, hasta el extremo austral de Chile, extendiéndose por la costa Atlántica sur hasta Punta Médanos en Argentina (37°S) (Arana, 1970).

La biomasa de *M. magellanicus* para los años 1992 (2.4 millones de ton), 1998 (1.4 millones de ton) y 2000 (1.2 millones de ton) se extrajo de Quiñones *et al.* (2002). La razón $P/B=Z$ se deja libre para ser estimada por el modelo, asumiendo una EE de 0.60% para esta especie. Se asume un valor de Q/B similar al reportado para merluza común (Arancibia *et al.*, 1995). La composición de la dieta se obtuvo de Cubillos *et al.* (1998). Los desembarques de merluza de cola en los años 1992, 1998 y 2000 se extrajeron de SERNAPesca (1993, 1999 y 2001) y corresponden a 197666 ton, 335726 ton y 75527 ton, respectivamente.

ALBACORA

La albacora o pez espada (*Xiphias gladius*) es una especie pelágica mayor altamente migratoria, con una distribución que abarca todos los océanos, mostrando preferencia por áreas cuya temperatura superficial es superior a 13°C (Barbieri *et al.*, 1998). La información referente a esta especie en las costas de Chile central es escasa. Se asumió una razón Producción/Consumo=0.1 año⁻¹ similar a la de otros peces pelágicos de gran tamaño del ecosistema de surgencia de Benguela (Jarre-Teichmann *et al.*, 1998). La composición de la dieta se modificó de Barbieri *et al.*, (1998).

ESPECIES DE LA FAUNA ACOMPAÑANTE DE MERLUZA COMUN

LENGUADO DE OJOS GRANDES

El lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops* Steindachner, 1876) es un pez demersal con una distribución geográfica que abarca desde Valparaíso, por el norte, hasta Punta Arenas, por el sur. Se asocia principalmente a fondos blandos o fangosos en profundidades que varían entre los 50 y los 120 metros (Arancibia, *com. pers.*).

La biomasa de lenguado para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la

zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de lenguado de ojos grandes se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC se obtuvieron de Arancibia & Neira (2000).

CONGRIO NEGRO

El congrio negro (*Genypterus maculatus* Shneider, 1848) es una especie demersal fauna acompañante en la pesca de arrastre industrial y artesanal de merluza común, langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon. *G. maculatus* habita principalmente en cuerpos de agua asociados a la costa. La distribución geográfica de esta especie en Chile va desde Arica, por el norte (18°25'S), hasta El Archipiélago de los Chonos, por el sur (47°75'S), a profundidades que generalmente oscilan entre los 20 y 150 metros en la zona norte y centro del país.

La biomasa de congrio negro para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de congrio negro se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000).

BESUGO

El besugo (*Epigonus crassicaudus*) es un pez que aparece recurrentemente en la fauna acompañante de la pesquería de merluza común. En Chile, su distribución geográfica está restringida a cuerpos de agua de la zona central, específicamente entre 33° y 38°15' S, a profundidades desde los 100 a 500 metros sobre la plataforma y el talud continental, lo que le confiere el carácter de demersal. Las mayores densidades han sido registradas entre los 280 y 310 metros de profundidad.

La biomasa de besugo para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de besugo se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000).

BLANQUILLO

El blanquillo (*Prolatilus jugularis*) es una especie que se encuentra generalmente asociada a fondos rocosos y arenosos. Su distribución batimétrica abarca entre 5 y 250 m.

La biomasa de blanquillo para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de blanquillo se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000).

PEJERRATA

El pejerrata (*Coelorhynchus aconcagua*) es un grupo demersal que habita aguas de entre 70 m y 400 m de profundidad. Se distribuye desde Arica, por el norte, hasta el extremo sur austral de Chile.

La biomasa de pejerrata para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de pejerrata se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000).

RAYAS

Las rayas (*Raja* spp.) son fauna acompañante en la pesca industrial y artesanal de merluza común. En Chile, este grupo se distribuye desde Quintero, por el norte, hasta el extremo sur del país, siendo la especie principal *Dipterus chilensis*.

La biomasa de rayas para el año 2000 se estimó aplicando la Ec. 1 y la información de la fauna acompañante colectada en el crucero de evaluación acústica de merluza común en la zona centro-sur, año 2000 (Lillo *et al.*, 2001). La captura de rayas se estimó a través de las ecuaciones 3 y 4 con datos del mismo crucero. Los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC fueron obtenidos de Arancibia & Neira (2000).

GRUPO CLAVE DEL BENTOS (POLIQUETOS)

Los datos disponibles indican que la componente eucariótica del bentos frente a Bahía Concepción está dominada tanto numérica como gravimétricamente por Polychaeta, siendo de muy poca importancia los demás grupos tal como Mollusca (Bivalvia y Gastropoda), Crustacea (Amphipoda y Brachyura) y Anthozoa (Gallardo, 1979).

El poliqueto anélido *Paraprionospio pinnata* (Ehlers, 1901) presenta amplia distribución, es euribático, típico de fondos de tipo fangoso, fango arcilla y arcilla arena (Foster 1971 *vide* Carrasco & Arcos, 1980) y es uno de los grupos más abundantes del ambiente bentónico (Gallardo, 1979; Carrasco & Arcos, 1980).

Frente a Bahía Concepción, se ha estimado una biomasa de *P. pinnata* equivalente a 1886 mg m^{-2} y una razón $P/B=Z$ de 2.41 $año^{-1}$ (Carrasco & Arcos, 1980). Se utiliza un valor de $Q/B=15.9$ $año^{-1}$, que es el valor aceptado para anélidos en general (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993). De acuerdo a lo informado por Foster (1971 *vide* Carrasco & Arcos, 1980), *P. pinnata*

es un anélido sedimentívoro, por lo que se supone que su dieta está basada exclusivamente en detrito.

COPEPODOS

Los copépodos corresponden al grupo dominante (en número) en la composición del zooplancton frente a Chile central, alcanzando las mayores abundancias en los sectores más costeros (dentro de las 20 mn desde la costa). Se ha reportado que la asociación de copépodos en el área de estudio estaría compuesta por unos 42 taxa, dominando las siguientes especies: *Calanoides patagoniensis*, *Calanus chilensis*, *Paracalanus parvus*, *Acartia tonsa*, *Centropages brachiatus*, *Oithona* sp. y *Oncaea* sp. (Núñez, 1995). Este reducido número de especies dominantes es característico de ecosistemas de surgencia costera.

En la Tabla 3 se presenta valores de biomasa total zooplanctónica ($\text{g } 1000 \text{ m}^{-3}$) a través de un transecto costa-océano realizado para cada una de la estaciones del año frente a Talcahuano (37°S). Los resultados revelan que la mayor biomasa zooplanctónica se asocia a la zona intermedia sobre la plataforma continental (ZIPC), y valores bajos se asocian la zona del quiebre de la plataforma continental (ZQPC) y oceánica (ZO). Estacionalmente, los mayores valores de biomasa zooplanctónica se presentan en el período estival, mientras que los menores en invierno y primavera.

Tabla 3. Biomasa zooplanctónica total (g 1000 m⁻³). (a) Promedio variación espacial (costa-oceano). (b) Promedio variación temporal estacional (por estación del año). Modificado de Núñez (1995).

(a)	ZCPC	ZIPC	ZQPC	ZO
Verano	2622,8	3861,8	2905,9	2034,8
Otoño	48,0	4004,0	1354,5	1362,5
Invierno	273,6	1602,8	67,1	92,8
Primavera	134,3	275,5	29,0	47,25
Total Estacional*	769,7	2436,9	1088,8	884,3
(b)	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
	2857,1	1696,2	509,1	96,5

*incluye el promedio de todo el período de estudio

La biomasa de copépodos para el área total de estudio será calculada por el modelo **EwE**. Bajo una aproximación top-down, con el modelo se calculará la biomasa de copépodos que se necesita para sustentar los requerimientos de alimento de sus predadores, lo que se logra al suponer una EE de 0.999 para este grupo.

Se considera válido utilizar el valor de P/B de 45 año⁻¹ reportado por Escribano & McLaren (1999) para *Calanus chilensis*. Este valor es consistente con el P/B=40 año⁻¹ informado por Jarre *et al.* (1991) para el grupo zooplancton del sistema de Perú. Hutchings *et al.* (1991) informa un valor de 30% para la razón P/Q del zooplancton, mientras que Jarre *et al.* (1989) informan un valor de Q/B=280 año⁻¹ para el zooplancton del sistema de Perú. Se asume que la composición de la dieta del zooplancton frente a Chile central es similar a la informada en la literatura internacional, esto es, una alimentación basada en fitoplancton (80%) y secundariamente en zooplancton (20%) (Jarre *et al.*, 1989).

EUFAUSIDOS

Los eufáusidos, junto a los copépodos, constituyen la mayor parte de la biomasa zooplanctónica en las aguas costeras de la Corriente de Humboldt y son presa clave de muchos stocks de peces pelágicos (*i.e.* jurel) y demersales (*i.e.* merluza común). Dentro de los eufáusidos se destaca la especie *Euphausiia mucronata* como grupo dominante y corresponde a una especie de “krill” endémico de la Corriente de Humboldt.

La biomasa de eufáusidos es estimada por el modelo **EwE** suponiendo una $EE=0.999$. Se asume que los valores de $P/B=Z$, Q/B y DC son similares a aquellos informados para este grupo en ecosistemas comparables. Por lo tanto, se utiliza $P/B=13 \text{ año}^{-1}$ (Hutchings *et al.*, 1991) y $P/Q=41\%$ (Jarre *et al.*, 1998). De acuerdo con Hutchings *et al.* (1991), se asume que la dieta de eufáusidos corresponde a 60% fitoplancton y 40% mesozooplancton (copépodos).

FITOPLANCTON

El fitoplancton corresponde a todos los microorganismos fotosintetizadores, mayormente microalgas, que habitan los ecosistemas acuáticos. El fitoplancton (productores primarios) es la base de la trama trófica tradicional.

Frente a Chile central, la mayor parte de la información sobre biomasa fitoplanctónica (concentración de *Clorofila a*) muestra valores altos ($> 2 \text{ ug L}^{-1}$; 50 mg m^{-2}) dentro de los primeros 50 km de la costa (Montecino *et al.*, 1998). Valores tan altos como éste han sido encontrados también en la costa de Perú, pero en un área mucho más extensa ($<150 \text{ km}$) (Chávez, 1995). Los resultados de Montecino *et al.* (1998) corresponden a la primera validación *in situ* de imágenes CZCS frente a las costas chilenas (33°S - 40°S), mostrando un confinamiento significativo de los pigmentos en la zona más costera, lo que concuerda con la relación general entre aguas de surgencia y altos valores de clorofila (Longhurst, 1998).

La producción primaria (PP) para la zona centro sur de Chile ha sido estimada en $0.93 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Daneri *et al.*, 2000), el que es comparable a la producción anual de $1 \text{ kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ estimado por Walsh (1981) para la costa peruana.

Para la zona de estudio, se asume para fitoplancton una razón P/B de 120 año^{-1} (Troncoso, *com. pers.*) y una eficiencia ecotrófica de 0.3. Obviamente, para los productores primarios (fitoplancton) no se ingresa al modelo valores de consumo (Q/B) ni composición de la dieta (DC).

DETRITO

El detrito corresponde a exudados, cuerpos muertos y productos de excreción de todos los organismos en el sistema. En la mayoría de los ecosistemas marinos, el detrito se acumula en la superficie del suelo y otros tipos de sedimentos superficiales. Esta caja recibe aportes de materia desde otros grupos, ya sea a la forma de material fecal o a través de la mortalidad residual. En el modelo **EwE** es requisito destinar, al menos, una caja (sumidero) para el detrito proveniente de los distintos grupos. Debido a que este grupo representa materia “muerta”, no se incluye ningún parámetro de entrada.

GRUPOS JUVENILES

En atención a los TBR, algunos grupos funcionales fueron divididos en componentes menores con el propósito de balancear de mejor forma cada caja, que representa cada grupo en el modelo, especialmente en grupos pre-reclutas reclutas de recursos pesqueros tal como merluza común, sardina común, anchoveta y langostino colorado, por lo que se incluyó independientemente a juveniles y adultos.

De acuerdo con Arancibia (1987), en merluza común la caja “juveniles” incluye los grupos de edad de 0 a 3 años, mientras que los adultos corresponden al grupo de edad 4+. El valor de biomasa para merluza juvenil se obtuvo de Payá *et al.* (2001), con una razón $P/B=Z$ de $2,595 \text{ año}^{-1}$

y una razón Q/B de $8,323 \text{ año}^{-1}$ (Arancibia & Neira, 2000). La composición de la dieta se obtuvo de Arancibia *et al.* (1998).

En sardina común, anchoveta y langostino colorado se consideró independientemente los grupos de edad 0 (reclutas) y 1+ correspondiendo este último a adultos, excepto en langostino colorado.

Los valores de biomasa, $P/B=Z$ para los grupos sardina común (juveniles) y anchoveta (juveniles) fueron aportados por Cubillos (*com. pers.*). La razón Q/B y la composición de la dieta de estos mismos grupos fue tomada de Arancibia & Neira (2000).

La biomasa del grupo langostino colorado (juveniles) es estimada por el modelo **EwE** suponiendo las razones $P/B=Z$ y Q/B utilizadas por Arancibia & Neira (2000).

Análisis de las relaciones tróficas y la estructura comunitaria del ecosistema marino de Chile central

Se utilizó rutinas de análisis de redes tróficas (Ulanowicz, 1986; Ulanowicz & Kay, 1991) incorporadas en **EwE** para determinar algunas propiedades holísticas e índices de flujo del ecosistema basados en conceptos teóricos de Odum (1969) y Ulanowicz (1986). Posteriormente, se utilizó una rutina propuesta por Ulanowicz (1995) para agregar la trama trófica en niveles tróficos discretos (*sensu* Lindeman, 1942 *fide* Ulanowicz, 1995), con esto se consiguió determinar la distribución de flujos y la eficiencia de transferencia de energía (ETE) entre niveles tróficos. Además, se estimó los siguientes flujos tróficos:

- a) la suma de los flujos que se producen en el sistema (F_T) que es una medida del tamaño del ecosistema (Jarre-Teichmann, 1998);

- b) el índice de reciclaje de Finn (IRF), que corresponde a la fracción de F_T que es dirigida al reciclaje de materia (Finn, 1976);
- c) la longitud promedio de las rutas tróficas (LPR).
- d) el nivel trófico fraccional de cada grupo, lo que permite representar en un solo gráfico, el diagrama de flujo del modelo ecotrófico balanceado, todos los flujos y biomásas que ocurren en el sistema;
- e) el nivel trófico promedio de las pesquerías (*sensu* Pauly *et al.*, 1998b), el que es calculado como:

$$NT_p = \sum_{i=1}^n NT_i * \left(\frac{Y_i}{Y_T} \right)$$

donde NT_p es el nivel trófico promedio del desembarque en un año cualquiera; NT_i es el nivel trófico del recurso pesquero i ; Y_i es el desembarque de i en un año cualquiera; Y_T es el desembarque total de todas las especies recurso en el mismo año;

- f) análisis de impactos tróficos combinados (Ulanowicz & Puccia, 1990) para cuantificar las interacciones tróficas directas e indirectas entre distintos grupos del sistema. En este análisis, el impacto positivo (g_{ij}) de una presa j sobre un predador i corresponde a la fracción en peso de cada presa j en el contenido estomacal del predador i , mientras que el impacto negativo (f_{ij}) de un predador i sobre su presa j corresponde a la fracción de la depredación causada por el predador i en el total de la depredación sobre la presa j . Los impactos tróficos serán representados mediante el gráfico de impactos tróficos combinados.
- g) Finalmente, se calculó una selección de diez atributos o indicadores del ecosistema propuestos por Odum (1969) para caracterizar el grado de madurez del ecosistema.

Objetivo Específico 2

Revisar y analizar la información disponible sobre abundancia, parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales del ecosistema e identificar las limitaciones y necesidades de investigación sobre algunos de los componentes, tal que permitan implementar el análisis del ecosistema marino de Chile central.

Con el objeto de implementar el análisis del ecosistema marino de Chile central, se revisó y analizó información disponible sobre los parámetros de historia de vida y tróficos de la mayor parte de los componentes o grupos funcionales del ecosistema. A la vez, se identificó limitaciones y necesidades de investigación sobre algunos de los componentes.

Entre varios factores, la calidad del modelo depende de la calidad de los datos de entrada y de las limitaciones asociadas con el cálculo. De particular importancia es la existencia de una correlación entre parámetros de historia de vida y parámetros que describen procesos ecológicos tal como la razón consumo de alimento/biomasa, Q/B (o la razón producción/biomasa) y la mortalidad en función del peso promedio, temperatura, hábitos alimentarios (carnívoro, omnívoro, etc.), nivel de actividad metabólica dada por la razón de aspecto, A_r (aspect ratio), etc. En este contexto, algunos parámetros son estimados a partir de modelos empíricos o de relaciones empíricas, como por ejemplo la tasa de mortalidad natural, M (Pauly, 1980).

Consecuentemente, se revisó parámetros de historia de vida de especies recursos pesqueros y también de especies que no lo son, las que son incluidas en el modelo. Los parámetros son del tipo crecimiento en longitud y peso, relación longitud-peso, talla y edad de madurez, tasa de mortalidad natural y total, razón de aspecto, otros. A su vez, se revisó modelos empíricos utilizados para derivar otros parámetros. Los resultados se exhiben en la sección resultados.

a) Parámetros de crecimiento

Los parámetros de crecimiento provienen del modelo de crecimiento de von Bertalanffy en longitud y peso, i.e.

$$L_t = L_\infty [1 - \exp(-K(t - t_0))]$$

y

$$W_t = W_\infty [1 - \exp(-K(t - t_0))]^3$$

donde L_t es la longitud promedio (cm) a la edad t (años), L_∞ es la longitud asintótica (cm), K es la constante de crecimiento (año^{-1}) y t_0 la edad hipotética (años) cuando la longitud es cero. En el caso del modelo en peso, W_t representa el peso promedio (g) a la edad t (años) y W_∞ al peso asintótico (g), siendo K y t_0 definidos previamente.

b) Relación longitud-peso

La relación longitud-peso está definida por un modelo potencial de la forma

$$W = \alpha L^\beta$$

donde W es el peso promedio (g) a la longitud L (cm), α y β son constantes específicas. Cuando $\beta=3$ se dice que el crecimiento es isométrico; α multiplicado por 100 se interpreta como el Factor de Condición de Fulton.

c) Madurez

La ojiva de madurez representa la probabilidad de madurez que tiene una hembra a una talla o edad, y se representa mediante una función logística del tipo

$$P_L = \frac{1}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_1 L)}$$

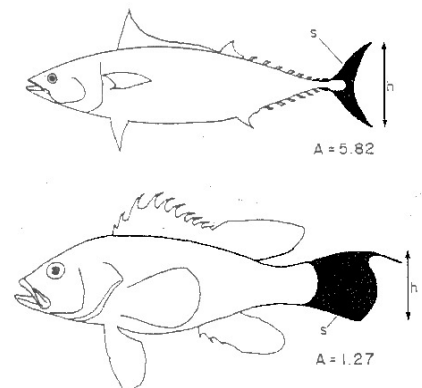
donde P_L es la probabilidad de madurez a la longitud L , β_0 y β_1 son parámetros de la función. La talla de madurez se considera cuando al $P_L = 0,5$ (criterio 50%) ya que hay una probabilidad de 50% que una hembra sea clasificada como madura. De esta manera, $L_{50\%} = \beta_0/\beta_1$.

d) Mortalidad natural y mortalidad total

En poblaciones marinas explotadas, la tasa instantánea de mortalidad natural (M) representa toda causa de mortalidad diferente de la pesca, tal como depredación, senectud, enfermedades, parasitismo u otras. En cambio, la tasa de mortalidad total (Z) incluye todas las fuentes de mortalidad.

e) Razón de aspecto (Aspect ratio)

En peces, la razón de aspecto se basa en la aleta caudal de los peces (Palomares & Pauly, 1989). La figura adjunta provee un ejemplo de peces pertenecientes de tipo inactivo y activo, los cuales tienen razones de aspecto (A_r) muy diferentes. Como fue demostrado por Palomares & Pauly (1989), este parámetro, fácil de calcular, se correlaciona muy bien con la razón consumo/biomasa (Q/B). En este estudio se acudirá a tales autores en caso



de no contarse con estimaciones de Q/B provenientes de muestreos de campo previas.

f) Modelos y relaciones empíricas de uso en la modelación ecológica

Se consideró que los parámetros de historia de vida están correlacionados con otros parámetros importantes de interés ecológico. En este contexto, se revisó los modelos empíricos que permitan estimar los siguientes parámetros:

- Razón producción/biomasa ($P/B=Z$; *sensu* Allen, 1971)
- Producción de poblaciones de invertebrados bentónicos (P)
- Mortalidad de invertebrados bentónicos (M)
- Relación entre producción y respiración ($P \rightarrow R$)
- Razón consumo/biomasa en peces (Q/B)
- Mortalidad natural en peces
- Mortalidad total en peces

La literatura más relevante corresponde a Palomares y Pauly (1989), Palomares (1991), Brey (1999), Palomares y Pauly (1999), y en la enciclopedia electrónica FishBase (www.fishbase.org, Froese y Pauly, 1997).

g) Necesidades de investigación

En atención a los Términos Básicos de Referencia, las necesidades de investigaciones futuras que permitan avanzar en el entendimiento de la estructura del ecosistema, para ayudar al enfoque multi-específico de la administración pesquera, son presentadas en la sección discusión. Las necesidades de investigación emergen como resultados obtenidos con este proyecto. Para el efecto, en el Taller N° 2 se discutió específicamente este asunto y se consideró independiente y conjuntamente los alcances efectuados al efecto por investigadores nacionales e internacionales a través de preguntas pre-estructuradas durante la mesa redonda y otras que surgieron durante la ejecución del taller. En este sentido, nosotros consideramos

importante obtener inputs tanto de investigadores nacionales, pues ellos están involucrados cotidianamente con pesquerías chilenas, como de investigadores internacionales, pues ellos tienen una aproximación diferente debido, justamente, a que no están involucrados cotidianamente con nuestras pesquerías aunque en el enfoque y discusión se privilegió el análisis comparado con otros ecosistemas, no necesariamente de surgencias.

Objetivo Específico 3

Realizar una evaluación y descripción detallada de las diferentes metodologías existentes para el análisis ecosistémico posibles de aplicar en el área de estudio, además de un análisis de los parámetros y certeza de su estimación, con una descripción detallada de sus limitaciones. Validar la metodología propuesta y simular posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados.

Metodologías existentes para el análisis ecosistémico

Las crisis actual, recién pasada o del pasado lejano de las principales pesquerías nacionales tal como anchoveta, merluza común de la zona central, merluza austral, langostinos colorado y amarillo, camarón nailon y jurel, por ejemplo, han puesto en evidencia la necesidad de aproximarse desde otra perspectiva al ordenamiento pesquero o, al menos, complementar la actual, la que es mono-específica. Esta parece haber fallado en varias regiones del mundo en una de sus metas principales, que es lograr la sustentabilidad tanto biológica como económica de las pesquerías (Botsford *et al.*, 1997), sin ser Chile la excepción.

Un tipo enfoque para el análisis de interacciones tróficas en sistemas con recursos pesqueros lo constituyen los modelos con balance de masa. Polovina (1984) desarrolló un modelo conceptual denominado ECOPATH, el que fue posteriormente retomado con la ayuda de un software por Christensen & Pauly (1992), y que ha sido aplicado a varios ecosistemas acuáticos (ver contribuciones en Christensen & Pauly, 1993). ECOPATH es un enfoque útil para resumir el conocimiento disponible de un sistema dado y en la derivación de varias propiedades de los ecosistemas, haciéndolas comparables con las de otros sistemas, como lo muestran los más de 100 modelos publicados en la literatura (ver www.ecopath.org). Además, este enfoque con

balance de masa ha permitido arribar a generalizaciones de la estructura y funcionamiento de ecosistemas, permitiendo la revisión de inferencias previas basadas en conjuntos de datos más pequeños (Pauly & Christensen, 1995; Christensen, 1995).

Entonces, nosotros hemos seleccionado esta aproximación pues tuvimos en cuenta las ventajas comparativas que exhibe el enfoque de balance de masa ECOPATH con ECOSIM (**EwE**) con respecto a modelos multi-específicos y ecosistémicos, además de la experiencia del grupo de trabajo y la asistencia internacional, así como la información recopilada en un modelo ecotrófico con balance de masa para el ecosistema marino de Chile central, años 1992 y 1998 (Neira *et al.*, *in revision*; Neira & Arancibia, *submitted*).

Sin embargo, y atendiendo los Términos Básicos de Referencia, en este proyecto también se realizó una evaluación y descripción detallada de otras metodologías existentes para el análisis ecosistémico, los que son presentados en la sección resultados. Los modelos revisados son los siguientes:

- a) **Ecopath con Ecosim (EwE)**
- b) **Modelo individuo-basado (Individual Based Model)**
- c) **Análisis de población virtual multiespecífico (MSVPA)**
- d) **Modelación ecosistémica mediante espectros de tamaño**

Validación de la metodología propuesta

Balance del modelo ecotrófico ECOPATH aplicado al ecosistema marino de Chile central

Una vez que el modelo ecotrófico del ecosistema marino de Chile central fue parametrizado para los años 1992, 1998 y 2000, el paso siguiente fue verificar si los flujos de biomasa se encontraban balanceados para cada grupo *i*. De acuerdo con la metodología propuesta por

Christensen & Pauly (1992) y Christensen *et al.* (2000), se revisó tanto la eficiencia ecotrófica (EE_i ; $0 < EE_i < 1$) como la eficiencia bruta de conversión de alimento de cada grupo i (GE_i ; $0,1 < GE_i < 0,35$; Christensen & Pauly, 1992; Christensen *et al.*, 2000) para verificar el supuesto de balance de masa. Nuestra experiencia con este tipo de modelación (Arancibia & Neira, 2000; Neira & Arancibia, 2000) indica que cuando se obtiene valores inconsistentes de EE_i y/o GE_i se debe ajustar iterativamente la biomasa (B_i), la mortalidad total ($Z_i = P_i/B_i$) o la composición de la dieta (DC_{ij}) de los predadores del grupo i que presenta inconsistencias hasta obtener salidas (outputs) aceptables, en términos de balances. Esta es una gran ventaja debido a que se puede dejar parámetros como “missing values” y permitir que el software resuelva e informe valores más probables, los que se van mejorando con análisis paso a paso, esto es, se balancea cada grupo i a partir de “los más importantes” en el ecosistema, definidos en función de su biomasa, impacto trófico, remoción por pesca, etc.

Incorporación de la incertidumbre en la estimación de los parámetros de entrada

Aún cuando el balance del modelo se realizó tomando en cuenta restricciones fisiológicas y termodinámicas, el resultado de este proceso es sólo una de las múltiples representaciones posibles de los flujos tróficos que ocurren en el ecosistema en los períodos considerados. Esto se debe a que el balance del modelo no toma en cuenta la incertidumbre inherente en la estimación de los parámetros de entrada.

La mayoría de los modelos publicados se basan en un conjunto único de valores para los parámetros de entrada, los que corresponden generalmente a valores promedio para el período de estudio. En este proyecto se utilizó una rutina de remuestreo (AUTOBALANCE), que es una versión mejorada de la rutina ECORANGER (Christensen, *com. pers.*), y que se ha incorporado en la última versión de **EwE** (versión 5 beta), la que estuvo disponible para el equipo de trabajo recién durante el workshop internacional realizado el 14 y 15 de noviembre de 2002. Esta rutina incorpora distribuciones de probabilidad para los inputs (B , $P/B=Z$, Q/B , EE y DC) de cada grupo i con el objeto de incorporar la incertidumbre asociada a la estimación

de los parámetros de entrada, obteniéndose un criterio objetivo para seleccionar el “mejor modelo” entre los probables.

El primer paso consistió en asignar un ponderador y un intervalo de confianza (medida de la incertidumbre en la estimación del parámetro) a cada uno de los parámetros input de los grupos considerados en la modelación, tomando en cuenta el origen o "pedigree" de cada dato (Tabla 4). Luego, utilizando la rutina AUTOBALANCE se generó valores aleatorios de los parámetros, asumiendo una distribución de frecuencia determinada (uniforme, triangular, normal u otra), dependiendo del tipo de parámetro. El modelo resultante fue evaluado nuevamente basándose estadísticamente en el criterio de la suma de mínimos cuadrados residuales y en restricciones fisiológicas necesarias para que se cumpla el balance de masa (*i.e.* $EE_i < 1$; $0.05 < GE_i < 0.03$; Christensen & Pauly, 1992). Este proceso se repitió 1000 veces utilizando una rutina Monte Carlo, con lo que se logró seleccionar, de entre todos los modelos que cumplen los criterios de selección, el que presentó el mejor ajuste.

Tabla 4. Incertidumbre asociada a la información utilizada para parametrizar los modelos ecotróficos del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.

Fuente de Información	Ponderador	Intervalo de confianza (+/-)
1. Biomasa		
Estimado por Ecopath	0.00	80
A partir de otro modelo Ecopath	0.00	80
Estimado "juicio de experto"	0.00	80
Método aproximado o indirecto	0.40	50
Basado en muestreo local, baja precisión	0.70	30
Basado en muestreo local, alta precisión	1.00	10
2. Razón P/B y Q/B		
Estimado por Ecopath	0.00	80
A partir de otro modelo Ecopath	0.10	70
Estimado "juicio de experto"	0.20	60
Relación empírica	0.50	50
Especie/grupo similar, sistema similar	0.60	40
Especie/grupo similar, mismo sistema	0.70	30
La misma especie/grupo, sistema similar	0.80	20
La misma especie/grupo, mismo sistema	1.00	10
3. Composición de la dieta		
Conocimiento general de una especie/grupo relacionado	0.00	80
A partir de otro modelo Ecopath	0.00	80
Conocimiento general de la misma especie/grupo	0.20	60
Estudio cualitativo composición de la dieta	0.50	50
Estudio cuantitativo pero limitado composición de la dieta	0.70	30
Estudio cuantitativo detallado composición de la dieta	1.00	10
5. Capturas/desembarques		
Estimado "juicio de experto"	0.10	70
Desde otro modelo Ecopath	0.10	70
Estadísticas de FAO	0.20	80
Estadísticas Nacionales	0.50	50
Estudio local de baja precisión/incompleto	0.70	30
Estudio local de alta precisión/completo	1.00	10

Simular posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados

Sintonización del modelo utilizando series de tiempo de biomasa u otra medida de abundancia

Una vez que se seleccionó el "mejor modelo", éste fue calibrado con información auxiliar correspondiente a series de tiempo independientes de biomasa de los principales recursos pesqueros de Chile central (Tabla 5). Además de las series de biomasa, se utilizó también series de esfuerzo y/o mortalidad por pesca para los principales recursos pesqueros (Tabla 6).

El ajuste se realizó a través de una medida estadística de la bondad de ajuste de las biomazas simuladas a las series de tiempo de biomasa (u otras medidas de abundancia) anteriormente descritas (ver Christensen *et al.*, 2000; www.ecopath.org).

Tabla 5. Series de tiempo de biomasa (ton*10⁶) de los principales recursos pesqueros utilizadas para calibrar el modelo ecotrófico de Chile central. (Fuente: IFOP, Quiñones *et al.*, 2002; Payá *et al.*, 2001; Espejo & Canales, 2002; Canales & Espejo, 2002).

Grupo/Año	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
merluza (j)	0.078	0.078	0.140	0.232	0.316	0.237	0.173	0.147	0.151	0.181	0.389
merluza (a)	0.504	0.390	0.341	0.433	0.545	0.784	0.879	0.791	0.690	0.660	0.620
sardina común (j)	1.032	0.641	0.696	1.470	1.025	2.238	0.931	1.998	1.857	3.695	2.124
sardina común (a)	0.805	0.550	1.620	0.436	0.945	1.363	1.669	1.172	1.195	0.812	1.051
anchoveta (j)	0.975	0.515	0.456	0.965	0.574	0.348	0.576	1.190	0.748	0.511	1.332
anchoveta (a)	0.513	0.654	0.851	1.010	0.996	0.791	0.645	0.808	1.234	1.389	0.723
l. colorado (a)			0.034	0.049	0.069	0.072	0.065	0.051	0.036	0.025	0.017
l. amarillo								0.018	0.010	0.004	0.003
jurel	19.10	17.30	16.30	14.80	13.40	11.70	9.60	7.70	7.30	9.10	11.6
merluza de cola	2.90	2.70	2.40	2.00	2.25	2.60	2.00	1.60	1.40	1.55	1.15

Tabla 6. Series de tiempo de mortalidad por pesca (F) para los principales recursos pesqueros utilizadas para calibrar el modelo ecotrófico de Chile central. En el caso de jurel se utilizó una serie de tiempo de esfuerzo (E). (Fuente: IFOP, Quiñones *et al.*, 2002; Payá *et al.*, 2001; Espejo & Canales, 2002; Canales & Espejo, 2002).

Grupo/Año	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
merluza (j)	0.05	0.09	0.02	0.07	0.03	0.02	0.03	0.08	0.09	0.44	0.19
merluza (a)	0.10	0.17	0.16	0.10	0.08	0.08	0.08	0.09	0.09	0.12	0.24
sardina común (j)	0.71	1.57	0.78	0.46	0.09	0.27	0.34	0.01	0.27	0.25	0.20
sardina común (a)	0.60	1.46	0.80	0.29	0.14	0.08	0.54	0.45	1.13	0.68	0.64
anchoveta (j)	0.21	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
anchoveta (a)	0.23	0.49	0.45	0.26	0.75	0.45	0.89	0.59	0.26	1.31	1.42
l. colorado (a)			0.12	0.07	0.04	0.07	0.12	0.18	0.33	0.48	0.51
l. amarillo			0.24	0.14	0.07	0.14	0.24	0.35	0.67	0.00	0.00
jurel	0.83	0.90	1.00	1.08	1.35	1.45	1.58	2.41	1.36	0.60	0.60
merluza de cola	0.83	0.90	1.00	1.08	1.35	1.45	1.58	2.41	1.36	0.60	0.60

2.5.2.3.2. Cambio en la mortalidad por pesca de los principales recursos pesqueros de Chile central

El impacto más directo de las pesquerías en los ecosistemas marinos lo constituye la remoción de biomasa de especies objetivo y de la fauna acompañante. Sin embargo, existen impactos indirectos derivados de la alteración de las relaciones intra- e inter-específicas de las especies objetivo, sus presas y predadores, inducidas por la actividad pesquera. Entonces, nosotros realizaremos simulaciones para evaluar las posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados.

Considerando que en la sintonización del modelo **EwE** se realizó un ajuste entre las biombras proyectadas por el modelo y estimados de biomasa obtenidos independientemente utilizando series reales de esfuerzo y mortalidad por pesca, nosotros realizamos también simulaciones a

partir del modelo ecotrófico que representa el sistema en el año 2000 proyectando los posibles cambios en el sistema ante cambios en la mortalidad por pesca (F) de los principales recursos pesqueros de Chile central. En estas simulaciones, se varió F en los siguientes pasos: $F_{0.1}$, $F_{0.25}$, $F_{0.5}$, $F_{0.75}$, $F_{1.25}$, $F_{1.5}$, F_2 , F_5 , donde F corresponde al coeficiente de mortalidad por pesca (año^{-1}) en el año 2000. Las simulaciones fueron efectuadas con el módulo ECOSIM incluido en **EwE** (Walters *et al.*, 1997). Cada simulación tuvo una duración de 10 años, al cabo de los cuales se analizó los cambios en biomasa de los principales recursos pesqueros, sus presas y predadores.

Además, se evaluó la respuesta dinámica de la biomasa de los grupos funcionales ante cambios en F y cuatro tipos de control trófico, a saber: a) por presas; b) por predadores; c) mixto; y, d) cintura de avispa. El tipo de control se simuló alternando el valor del parámetro vulnerabilidad en **EwE** (ver descripción modelo **EwE**; figura 10). Un valor de $v=0$ implica control por presas, mientras que un valor de $v=1$ implica un control por predadores; el control mixto corresponde a un valor de $v=0.3$ (Christensen *et al.*, 2000).

En ecosistemas de surgencia existe un nivel trófico intermedio ocupado por peces pelágicos de pequeño tamaño que forman cardúmenes y se alimentan de plancton, cuyo rol trófico ha sido postulado como crucial (Cury *et al.*, 2000), ya que ejercen control "top-down" sobre zooplancton y control "bottom-up" sobre sus predadores tal como peces, mamíferos marinos y aves marinas. Así, los peces pelágicos de pequeño tamaño ejercen un control sobre la dinámica trófica de los ecosistemas de surgencia denominado control tipo "cintura de avispa", ya que no es un control ejercido desde abajo (por las presas) ni desde arriba (por predadores), sino que desde un nivel trófico intermedio.

En el caso de las simulaciones efectuadas en el presente estudio, el control cintura de avispa se simuló asignando vulnerabilidad alta a las presas de sardina común y anchoveta (*i.e.* $v=1$ infiriéndose control top-down de sardina común y anchoveta sobre sus presas), y vulnerabilidad baja a sardina común y anchoveta como presas ($v=0$ infiriéndose control bottom-up de sardina común y anchoveta sobre sus predadores).

Objetivo Específico 4 (adicional ofrecido)

Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile

INTRODUCCION

El creciente interés en la modelación ecosistémica y pesquera ha permitido identificar en algunos ecosistemas los principales componentes que determinan la estructura y dinámica de las comunidades, a saber, la identificación de las interacciones predador-presa que regulan la distribución y abundancia de las especies involucradas, la evaluación de la biomasa de los componentes biológicos, características abióticas del ecosistema analizado y las características de la actividad pesquera en aquellos casos en que en el sistema presente especies recursos pesqueros (Cortés, 1997).

Un enfoque simple para el análisis de interacciones tróficas en sistemas con recursos pesqueros son los modelos de balance de masa, como el enfoque ECOPATH propuesto por Polovina (1984) y desarrollado posteriormente por Christensen & Pauly (1992), el que ha sido ampliamente aplicado en numerosos ecosistemas acuáticos del mundo como por ejemplo en el ecosistema marino de Chile central (Arancibia & Neira, 2000), quienes realizan una comparación ecotrófica antes y después de eventos El Niño; el del ecosistema de las pesquerías pelágicas del Perú (Jarre *et al.*, 1991), quienes modelan las fluctuaciones del ecosistema para tres períodos, a saber: cuando la anchoveta fue moderadamente abundante, cuando la biomasa de la anchoveta y el esfuerzo de pesca fueron altos, y finalmente el período del colapso de la pesquería; y el modelo que caracteriza el sistema de surgencia de la bahía de Tongoy en el norte de Chile (Wolff, 1994).

El ecosistema pelágico del norte de Chile, definido en sus límites desde Arica (18° 21' S), hasta Antofagasta (23° 38' S) se encuentra influenciado por el sistema de corrientes de Chile-Perú,

que es uno de los más productivos del mundo debido a la acción combinada de las surgencias costeras y del transporte de nutrientes subantárticos. Este sistema de surgencia costera ha sustentado una importante pesquería pelágica compuesta, en orden de importancia por anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina (*Sardinops sagax*), jurel (*Trachurus symmetricus*), caballa (*Scomber japonicus*), y como fauna acompañante bonito (*Sarda chilensis*) y cojinoba del norte (*Seriolella violacea*), principalmente.

La pesquería pelágica de la zona norte ha contribuido con el 75% de los desembarques totales realizados en el país desde 1960 hasta 1992. Entre 1977 y 1991, la sardina dominó en los desembarques de la flota cerquera industrial, y a partir de 1985 sus capturas comenzaron a disminuir anualmente hasta llegar a las 31 mil toneladas en 1995, es decir, el stock de sardina colapsó y desde esos años no se advierten cambios importantes (Martínez *et al.* 1992 *fide* Yáñez *et al.*, 1995; Braun *et al.*, 1997). Con respecto a la anchoveta, sus capturas se han incrementado de manera notable después del evento El Niño 1982-1983, destacándose los años 1986, 1989 y el período 1992-1995, cuando se capturó en promedio dos millones de toneladas anuales. Cabe señalar que las capturas en los años 1987 y 1990 tuvieron un decremento debido a los cambios en la disponibilidad del recurso, atribuibles a anomalías oceanográficas (Braun *et al.* 1997).

La situación actual de los principales recursos pesqueros indica que, en el caso de la anchoveta, que es un stock compartido con el sur de Perú, mostró una tendencia decreciente en términos de biomasa media entre 1994-1998, con un leve aumento en el año 1999. La sardina que también es un recurso compartido con el sur de Perú, se encuentra en estado de colapso o agotamiento y entre 1996-1999 se observó una leve tendencia al aumento de los reclutamientos, no siendo afectada aparentemente por la ocurrencia de El Niño 1997-1998 (Asociación Chilena de Pesquerías, 2000). En el caso del jurel, el desembarque mostró una leve tendencia a disminuir entre 1996-99. Con respecto a los recursos caballa, bonito y cojinoba del norte, estos muestran también una leve tendencia a la disminución de sus desembarques en la zona norte (SERNAPESCA, 1996 a 1999).

Desde el punto de vista oceanográfico, esta área exhibe una muy baja turbulencia, el transporte advectivo fuera de la costa es débil, el ancho de la plataforma continental es moderado, la temperatura superficial del mar exhibe una anomalía cálida casi permanente con una banda de agua fría muy estrecha y costera (Bernal *et al.*, 1983 *fide* Cubillos, 1998), además, a lo largo del año ocurre un fuerte predominio anticiclónico, lo que permite que la surgencia inducida por el viento se manifieste prácticamente durante todo el ciclo anual (Pizarro *et al.*, 1994 *fide* Cubillos, 1998). Esta región también se ve afectada por el evento El Niño, el cual provoca un calentamiento del agua superficial en un amplio contexto espacio-temporal con los consecuentes impactos ecológicos (Fuenzalida, 1985).

Para el ecosistema pelágico del norte de Chile, el modelo ECOPATH aún no ha sido aplicado. Consecuentemente, el objetivo de esta sección es construir un modelo ecotrófico cualitativo y semi-cuantitativo que describa las interacciones biológicas entre los principales componentes del ecosistema pelágico del norte de Chile.

Metodología

Area y período de estudio

El área de estudio abarca unos 35.059 km², desde 18°20'S hasta 24°00'S y desde la costa hasta las 60 mn al Oeste. Esta ha sido delimitada considerando que es la zona donde opera la flota industrial de cerco y que es el área de influencia más importante de la productividad asociada a la surgencia costera.

El período de estudio comprende los años 1989 y principio de 1990. Antes de 1989 y después de 1990 se presentaron dos eventos El Niño en la zona norte de Chile (1986-1987 y 1991-1992. Fuenzalida (1992), a partir del análisis de la progresión de las variables oceanográficas y meteorológicas, concluye que el evento El Niño 1991-1992 fue de mayor intensidad que el primero.

La composición específica de los recursos pesqueros capturados desde 1984 indica un claro predominio de sardina (80%), seguido por jurel (15%) y una incidencia errática de anchoveta, especie que alcanzó en 1986 la cifra histórica más alta, con el 33% de las capturas en ese año. La baja en la captura de este último recurso en 1987 se habría debido a una disminución de la accesibilidad y disponibilidad asociada a la presencia de El Niño 1987, mostrando un marcado repunte en 1988.

Grupos considerados

El modelo ecotrófico preliminar del ecosistema pelágico del norte de Chile considera 13 grupos (cajas) funcionales, siendo la mayoría recursos pesqueros y otros pertenecientes a la fauna acompañante de la pesquería industrial de cerco. Estos son detrito, fitoplancton, zooplancton, peces mesopelágicos, anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina (*Sardinops sagax*), jurel (*T. symmetricus*), caballa (*Scomber japonicus*), cojinoba (*Seriolella violacea*), bonito (*Sarda chilensis*), tiburones (*Isurus oxyrinchus* y *Prionace glauca*) lobo marino común (*Otaria flavescens*) y aves marinas tal como cormorán (*Phalacrocorax bougainvillii*) y pelícano (*Pelecanus thagus*).

Información de la composición de la dieta y parámetros de entrada para cada grupo funcional

En las Tablas 7 y 8 se entrega la información que se ha recopilado y/o estimado de la composición de la dieta y parámetros de entrada para cada uno de los grupos funcionales considerados en el modelo ecotrófico del ecosistema pelágico de la zona norte de Chile. La fuente de la información se detalla a continuación.

Composición de la dieta

1.- AVES MARINAS

En el ecosistema peruano las aves guaneras son probablemente las especies probablemente más dependientes de la anchoveta como su fuente de alimento, y uno de los competidores importantes de la pesquería de cerco (Muck & Pauly, 1987). Las aves guaneras del ecosistema peruano son principalmente guanay (*Leucocarbo bougainvillii*), piquero (*Sula variegata*), pelícano (*Pelecanus thagus*) cuyas distribuciones geográficas se amplían hasta las costas de Chile (Blake, 1977). Sin embargo, no existe estudios de la alimentación de estas especies en la zona norte de Chile. Los estudios existentes están referidos a estas especies en Perú (Muck & Pauly, 1987), quienes estiman el consumo mensual de anchoveta por las aves guanera en el período 1953 a 1982. Otro trabajo mas actual es el de Jahncke *et al.* (1997), en que las presas principales del guanay y piquero son *Engraulis ringens*, *Anchoa nasu*, *Prionotus stephanophris* y *Sardinops sagax*.

Debido a la escasa información de la alimentación de aves marinas en la zona norte de Chile se ha tomado como referencia la dieta de aves marinas del ecosistema del sur de Benguela, informada por Jarre-Teichmann *et al.* (1998).

2.- LOBO MARINO

La dieta del lobo marino común (*Otaria flavescens*) ha sido tomada de Sielfed (1997), quien señala a la anchoveta como la presa principal. Las otras presas *Loligo gahi*, *Octopus mimus*, *Isacia conceptionis*, *Trachinotus paitensis* fueron agrupadas en Importación en el presente estudio. Amado (1999) analizó el espectro trófico del lobo común durante el período reproductivo noviembre de 1997 marzo de 1998, pero sus resultados están expresados como abundancia relativa y frecuencia de aparición. Este autor informa que *Pleuroncodes monodon* contribuyó con un 85% de abundancia relativa y 48% de frecuencia de aparición en la dieta del

lobo común, lo que constituyó uno de los acontecimientos de importancia biológica mas notorios relacionados con El Niño 1997-98, concluyendo que es una especie de hábitos alimentarios oportunistas, altamente adaptable a las fluctuaciones temporales, geográficas y ambientales que determinan la oferta alimentaria y por consiguiente, su alimentación. Tal condición se sustenta a través de las diferencias entre el amplio espectro trófico observado en estudios previos realizados durante períodos normales y el informado por Amado (1999).

3.- TIBURONES

Se ha considerado a las especies *Isurus oxyrinchus* (marrajo) y *Prionace glauca* (azulejo) por ser recursos importantes de la pesquería artesanal en la I y II Regiones. Ambas especies entre la I y III Región contribuyeron con un 66,7% y 44,4% al desembarque total de tiburones entre 1992 y 1999 (Dirección Zonal de Pesca I-II Regiones, 2001).

No existe estudios de alimentación en estas especies en la zona norte por lo que se ha tomado la información entregada por Jarre-Teichmann *et al.* (1998) para especies similares en el ecosistema sur de Benguela.

El informe técnico elaborado por la Dirección Zonal de Pesca I-II Regiones (2001) señala que la información descrita en dicho informe con relación a la historia de vida del marrajo y azulejo son de estudios poblacionales realizados en el Pacífico Norte y Atlántico Norte y no existe referencias de la biología de estas especies en la unidad geográfica frente al litoral nacional.

Para *Isurus oxyrinchus* se señala que es una especie epipelágica, cuya alimentación se basa en peces pelágicos de tamaño pequeño y mediano (sardina, anchoveta, jurel), peces pelágicos de gran tamaño (albacora), otros tiburones y con registros de canibalismo, clasificándolo como “predador tope” (Campagno, 1984 y Castro, 1983 citados en el Informe Técnico).

4.- BONITO

De la composición de la dieta del bonito (*Sarda chilensis*) del norte de Chile (Iquique) se cuenta el estudio de Ojeda y Jaksic (1979), quienes informaron a la anchoveta como presa principal. Se ha considerado, además, el trabajo de Pauly *et al.* (1987), quienes estiman el consumo de anchoveta por parte del bonito en el Perú por ser el principal componente en la dieta.

5.- JUREL Y CABALLA

La composición de la dieta del jurel (*Trachurus symmetricus*) y la caballa (*Scomber japonicus*) ha sido tomada de Medina y Arancibia (1990, 1992), quienes estudiaron las interacciones tróficas entre estos dos recursos del ecosistema pelágico del norte de Chile durante 1989-1990. La composición de la dieta en las dos especies estuvo conformada principalmente por eufáusidos, peces mesopelágicos y anchoveta. Los eufáusidos fueron agrupados dentro del grupo del zooplancton correspondiendo al 99% y 94% en jurel y caballa, respectivamente.

6.- COJINOBA DEL NORTE

En el caso de la cojinoba (*Seriollella violacea*), no hay estudios de alimentación para esta especie en el área de estudio. Se cuenta sólo con el trabajo de Wolff y Aron (1992) de la zona de Coquimbo, pero la composición de la dieta está expresada en porcentaje de frecuencias numérica y de ocurrencia, caracterizándola como una especie zooplanctófaga. En términos de abundancia relativa dominaron los anfipodos (48,7%), seguido de larvas de crustáceos (18,6%) y copépodos (14,2%). Los eufáusidos solo se habrían presentado con un 3,3%. Un informe trimestral realizado por el Area de Ecología Trófica del IMARPE (Blaskovic *et al* 2002) indican que la dieta de la cojinoba en el área de Callao, durante la primavera de 1999 estuvo conformada por peces (48%), crustáceos (50%) y taliáceos (0,4%) en términos de biomasa. *S. violacea* no ha sido incluida en ningún otro modelo ecotrófico de sistemas de

surgencia, por lo que no ha sido posible contar con información de la dieta expresada como fracción en peso. Por lo tanto, se asignó una dieta basada 100% en zooplancton

7.- SARDINA

La información de la composición de la dieta en sardina (*S. sagax*) ha sido tomada de Oliva *et al.* (1987), aproximándose valores a partir de un gráfico de la composición volumétrica porcentual mensual de fitoplancton y zooplancton en los contenidos estomacales. Se hace notar que la contribución a la dieta de sardina por taxa de presas zooplanctónicas y fitoplanctónicas está expresada en frecuencia numérica porcentual lo que imposibilita utilizar esta información en la matriz de DC. Armstrong (1991 *fide* Jarre-Teichmann 1998) indica para *Sardinops sagax* del sur de Benguela un 33% de zooplancton y un 67% de.

8.- PECES MESOPELAGICOS

En la dieta de peces mesopelágicos se ha asignado 100% al zooplancton, considerando lo informado por Armstrong *et al.* (1991 *fide* Jarre-Teichmann *et al.* 1998), en que la dieta de este grupo del ecosistema sur de Benguela estaría conformada por 40% de copépodos y 60% de eufáusidos. El único estudio de la alimentación de peces mesopelágicos en el norte de Chile es el de Bleck (1991), quien describe la alimentación de cuatro especies mesopelágicas, expresando la composición en términos de ocurrencia y contribución numérica, lo que no sirve para la modelación. Palma (1993) hace referencia a la alimentación de peces mesopelágicos obtenidos en un crucero de prospección de recursos mesopelágicos en la zona norte, donde se informa a los copépodos y eufáusidos como los grupos más importantes en la dieta de peces mesopelágicos, expresando los resultados en frecuencia y contribución numérica.

9.- ANCHOVETA

En el caso de anchoveta (*E. ringens*), se ha considerado la información de Álamo *et al.* (1996), quienes indican que la composición trófica de la anchoveta del Perú, en términos de biomasa ingerida, corresponde un 85% a zooplancton y 15% a fitoplancton.

10.- ZOOPLANCTON

En el caso del zooplancton, se ha considerado la composición de la dieta del zooplancton del ecosistema sur de Benguela informada por Jarre-Teichmann *et al.* (1998).

Tabla 7.- Matriz de la composición de la dieta (DC) de los grupos considerados en la modelación ecotrófica del ecosistema marino del norte de Chile, año 1989. Los números representan la fracción en peso del alimento ingerido.

Presas/Predadores	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1. aves marinas											
2. lobo marino			0.002								
3. tiburones			0.050								
4. bonito	0.001		0.025								
5. jurel	0.008		0.012								
6. caballa	0.001		0.178								
7. cojinoba del norte	0.001		0.025								
8. sardina	0.084		0.012								
9. peces mesops.	0.103				0.480	0.350					
10. anchoveta	0.365	0.770	0.090	0.950	0.060	0.320					
11. zooplancton	0.105			0.050	0.450	0.300	1.000	0.260	1.000	0.850	0.220
12. fitoplancton								0.740		0.150	0.410
13. detrito											0.370
14. importación	0.333	0.030	0.598		0.010	0.030					
Total	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Parámetros de entrada del modelo ECOPATH

1.- Aves marinas

Los valores de biomasa (B), producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B) se tomaron de Jarre *et al.* (1991) estimado para las aves marinas del ecosistema de surgencia de Perú durante el período 1973-1979.

2.- Lobo marino común

B, P/B, Q/B y M0 (mortalidad por depredación) fueron tomados de Arancibia & Neira (2000).

3.- Tiburones

El valor de P/B se obtuvo considerando que $T_m * M = 1,7$ en elasmobranquios (Frisk *et al.* 2001), donde $T_m = 7$ años, que es la edad de madurez promedio de las principales especies que se capturan en la zona norte. Entonces, se tiene que la mortalidad natural $M = 0,243 \text{ año}^{-1}$. A su vez, $Z = 2M$, utilizando la relación propuesta por Au & Smith (1997). Q/B se obtuvo utilizando la Ecuación de Pauly (1989).

4.- Bonito

B se estimó con la relación Y/F , donde Y es el desembarque anual del grupo ($\text{ton} * \text{km}^{-2}$), F (año^{-1}) es el coeficiente de mortalidad por pesca.

P/B = Z, F y M fueron tomados de Núñez (1993) para el bonito de la zona norte. Q/B se obtuvo utilizando la Ecuación de Pauly (1989).

5.- Jurel

Q/B fue estimado por Medina y Arancibia (1995) para el jurel de la zona norte en el período 1993-1994. M se obtuvo de Serra y Barría (1988 *vide* IFOP, 1991). F de la zona norte se estimó basándose en la siguiente relación (Luis Cubillos, *com. pers.*), a saber:

$$F_{\text{norte}} = (Y_{\text{norte}}/Y_{\text{subregional}}) F_{\text{total}}$$

A su vez, B se estimó como:

$$B_{\text{norte}} = Y_{\text{norte}}/F_{\text{morte}}$$

donde $Y_{\text{subregional}}$ del año 1989 fue tomado de Serra & Zuleta (1999) y F_{total} de 1989 tomado de IFOP (1991).

6.- Caballa

Z (= P/B), F y M fueron tomados de OLDEPESCA/SELA (1986). B se estimó como $B = Y/F$. El valor de Q/B se calculó utilizando la Ecuación de Palomares & Pauly (1989) utilizando $W_{oo}=1292.20$ (g); $T^{\circ}=18$ (°C) y $AR=5.6$, los que fueron extraídos desde www.fishbase.org.

7.-Cojinoba del norte

F, M y Z se obtuvieron de Medina (2000). B se estimó como $B=Y/F$. Q/B se calculó utilizando la Ecuación de Palomares & Pauly (1989) con $W_{oo} = 9285.15$ (g), $T^{\circ}=18$ (°C) y $AR=1.9$, los que fueron extraídos desde www.fishbase.org

8.- Sardina

F para el año 1989 fue obtenido de IFOP (1991) para sardina de la zona de Arica-Antofagasta. M fue obtenido de Cubillos (1990). La mortalidad total se estimó como $Z=F+M$. B se obtuvo de IFOP (1991). Q/B fue estimado con el modelo empírico de Palomares & Pauly (1989), con $W_{00}=606.91$ (g), $T^{\circ}=18$ ($^{\circ}\text{C}$) y $AR=3$ (Opitz, 1996 *vide* Garcia & Duarte 2002).

9.- Peces mesopelágicos

P/B, Q/B y EE (eficiencia ecotrófica) utilizados en este estudio corresponden a peces mesopelágicos del ecosistema del sur de Benguela (Jarre-Teichmann *et al.* 1998).

10.- Anchoveta

El valor de M fue obtenido de Cubillos (1991) para la anchoveta del norte de Chile, período 1986-1989. El valor de F fue obtenido de IFOP (1991). B se estimó como $B=Y/F$. P/B se estimó como $Z=F+M$. Q/B fue obtenido de Pauly *et al.* (1989) para la anchoveta de Perú.

11.- Zooplancton

Con estudios del reclutamiento de recursos pelágicos en la zona norte, efectuados a través del Programa INPESCON de la UNAP, se realizó estimaciones de biomasa zooplanctónica en un área comprendida entre $20^{\circ}30'S$ y $21^{\circ}45'S$, hasta 30 mn de la costa, cuyos resultados están expresados en $\text{ml}/1000 \text{ m}^3$ de agua filtrada, los que indicaron valores entre $107.16 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ y $6336.41 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ con un valor promedio de $2370.39 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ en otoño; y valores entre $297.37 - 6325.79 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ con un promedio de $1627.95 \text{ ml}/1000 \text{ m}^3$ en primavera. El grupo copépodos fue dominante (Oliva, 1989).

Sin embargo, debido a que estas estimaciones de biomasa se encuentran expresados a la forma de biovolúmenes sin tener un factor de conversión que permita expresarlos en peso por unidad de área, en esta primera aproximación B, P/B y EE para zooplancton fueron tomados de Jarre *et al.* (1991) correspondientes al ecosistema peruano en el período 1973-79.

12.- Fitoplancton

B, P/B y EE fueron tomados de Arancibia & Neira (2000) y corresponde a estimados para el ecosistema de Chile central.

El desembarque anual (Y) para los grupos funcionales que son recursos se obtuvo desde el Anuario Estadístico de Pesca del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA, 1989). Los valores fueron transformados a $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

Tabla 8. Parámetros de entrada recopilados para utilizarlos como inputs para los grupos funcionales considerados en la modelación del ecosistema pelágico del norte de Chile.

Grupo funcional/Parámetro	B $\text{t} \cdot \text{km}^{-2}$	Pi/Bi año^{-1}	Qi/Bi año^{-1}	Yi $\text{t} \cdot \text{km}^{-2}$	Mi año^{-1}	Fi año^{-1}	EE
1. aves marinas	0,280	0,040	118,000				
2. lobo marino	0,030	1,050	15,000	0,005	0,930	0,120	
3. tiburones		0,486	9,640	0,003	0,243		0,960
4. bonito	0,016	0,987	29,450	0,009	0,417	0,570	
5. jurel	91,805	0,355	8,110	9,658	0,250	0,105	
6. caballa	1,331	1,200	10,279	1,078	0,390	0,810	
7. cojinoba del norte	0,027	1,189	3,700	0,024	0,330	0,870	
8. sardina	44,211	1,461	8,678	42,063	0,380	1,081	
9. Peces mesops.		1,200	12,000				0,940
10. anchoveta	47,065	2,011	12,050	38,169	1,200	0,811	
11. zooplancton	49,700	40,000					0,970
12. fitoplancton	112,107	120,000					0,309
13. detrito	-	-					

Objetivo Específico 5 (adicional ofrecido)

Probar la factibilidad de modelar el efecto del ambiente a través de eventos ENSO en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema marino de Chile central

INTRODUCCION

La dinámica de las poblaciones marinas explotadas se encuentra afectada por varios factores, entre los cuales el ambiente puede jugar un papel preponderante. Los eventos ENSO representan parte importante de la variabilidad interanual en el ecosistema marino de Chile central. Sin embargo, las variaciones inter-anales en la producción primaria, en especial de eventos cálidos y fríos asociados a ENSOs, aún no han sido analizadas en profundidad ya que no existen series de tiempo suficientes, ni siquiera a nivel satelital. Como ejemplo se puede citar que la base de datos SEAWIFF sólo se encuentra disponible a partir de septiembre de 1997. Además, los eventos ENSO tienen un profundo impacto en la producción y abundancia del zooplancton. A la fecha, sólo se ha documentado algunos impactos de eventos ENSO a nivel de especies del plancton o algunas especies de importancia comercial en el ecosistema marino de Chile central (Strub *et al.*, 1998). Sin embargo, las respuestas del ecosistema, especialmente de los recursos pesqueros a los forzantes físicos (en escala ENSO) no han sido abordadas.

METODOLOGIA

Efecto de ENSO en la biomasa fitoplanctónica y su impacto en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema

Bajo el supuesto que los eventos ENSO afectan tanto la tasa de producción primaria como la biomasa fitoplanctónica (B_{fito}), se utilizó la relación simple propuesta por Watters *et al.* (*submitted*), que relaciona las anomalías en la temperatura superficial del mar (ΔTSM) con la biomasa fitoplanctónica. La forma de esta relación es la siguiente:

$$B_{fito} = 10^{(-0.047 \cdot \Delta TSM)}$$

Este modelo indica que, en promedio, el logaritmo de la concentración de pigmentos (mg m^{-3}) cambia en alrededor de -0.047 por $^{\circ}\text{C}$, lo que equivale a un cambio de 11% en biomasa.

Utilizando este modelo se simuló la variación de la biomasa fitoplanctónica frente a Chile central en respuesta a ΔTSM Niño 1+2 obtenidas desde el Centro de Predicción del Clima de NOAA (ver www.cpc.ncep.noaa.gov). A diferencia de lo propuesto en la Oferta Técnica, se decidió utilizar la señal Niño 1+2 debido a que es más costera que la señal Niño 3+4 (Fig. 3).

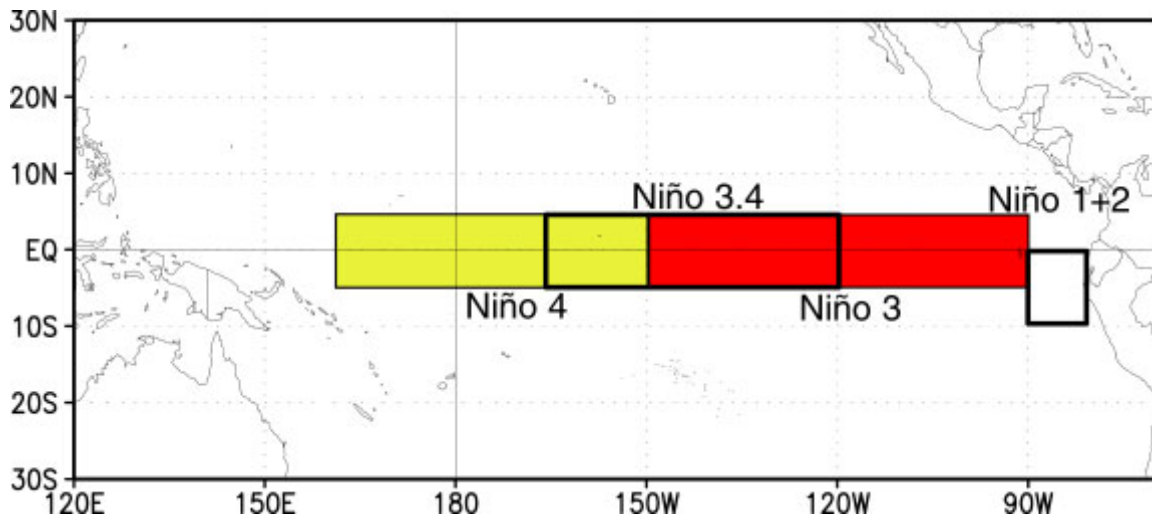


Figura 3. Distribución gráfica de las distintas regiones El Niño.

La variación de la biomasa fitoplanctónica fue ingresada a **EwE** como función forzante para el fitoplancton.

Posteriormente, se simuló el impacto de este forzante físico en la biomasa de los principales grupos del sistema. Para los recursos pesqueros se utilizó una serie histórica real de esfuerzo de

pesca y/o mortalidad por pesca (Tabla 6) en vez de utilizar sólo la mortalidad por pesca promedio F' como se propuso en la Oferta Técnica. Se considera que este nuevo criterio aumenta el realismo de la simulación permitiendo un mejor análisis de los efectos interactivos de las pesquerías y el ambiente, este último a través de eventos ENSO. La simulación tuvo una duración de diez años, al cabo de los cuales se analizó los cambios en biomasa de los principales recursos pesqueros y otros componentes del sistema.

Efecto de ENSO en la biomasa de eufáusidos y su impacto en recursos pesqueros de Chile central

De acuerdo con Linacre-Rojas & Lavaniegos-Espejo (2001), la abundancia de eufáusidos encontrados en las costas de Baja California durante el evento ENSO 1997 fue 32% mayor que la encontrada en el período frío (octubre 1999). Bajo los supuestos que el ecosistema de surgencia frente a Chile central es comparable al de Baja California y que las especies de eufáusidos responden de igual manera ante cambios en la temperatura superficial del mar, *i.e.* que eventos cálidos (El Niño) aumentan la biomasa/abundancia de eufáusidos y que eventos fríos (La Niña) la disminuyen, se utilizó el siguiente modelo que relaciona la biomasa de eufáusidos con las anomalías de SST El Niño 1+2 (ΔTSM):

$$B_{eufausidos} = 10^{(0.3 * \Delta TSM)}$$

Este modelo indica que, en promedio, la biomasa de eufáusidos (ton/km²) cambia en un 30% por cada °C de temperatura superficial del mar. Con este modelo se simuló la variación de la biomasa de eufáusidos frente a Chile central en respuesta a ΔTSM Niño 1+2. La variación de la biomasa de eufáusidos fue ingresada a **EwE** como función forzante para el grupo eufáusidos.

Posteriormente, se simuló el impacto de este forzante físico sobre la biomasa de eufáusidos y de los principales grupos del sistema. Para los recursos pesqueros se utilizó una serie histórica real de esfuerzo de pesca y/o mortalidad por pesca (Tabla 6) en vez de utilizar sólo la mortalidad por

pesca promedio F' , como se propuso en la oferta técnica. La simulación tuvo una duración de diez años, al cabo de los cuales se analizó los cambios en biomasa de los principales recursos pesqueros y otros componentes del sistema.

Objetivo Específico 6 (adicional ofrecido)

Simular y analizar cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información social, económica y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio (*sensu* Christensen *et al.*, 2000; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2001)

INTRODUCCION

En Chile, las principales pesquerías se han comportado siguiendo el clásico esquema de *“la historia generalizada de una pesquería no regulada”*, tanto en recursos artesanales como industriales, sean éstos pelágicos (anchoveta, sardina común, jurel), demersales (merluza del sur, congrio dorado, merluza común) o bentónicos (langostinos colorado y amarillo, camarón nailon, loco, erizo), con la consecuencia que los principales recursos pesqueros se encuentran sobre-explotados o en plena explotación.

Sin embargo, los principales agentes (o grupos de interés) del sector pesquero extractivo y de procesos (trabajadores y empresarios) presionan permanentemente para que la Autoridad permita la continuidad en la explotación del recurso. Como fundamento se señala dar continuidad al empleo y mantener presencia de los productos en los mercados. El grupo de interés constituido por la Institucionalidad Pública normalmente cede parcial o totalmente pues, en la práctica, no está formalizada la solución de conflictos.

Por otro lado, normalmente el grupo de interés constituido por investigadores presenta sus análisis para cautelar la existencia de una biomasa tal que permita mantener “saludable” al stock en términos de autosustentabilidad. Sin embargo, las sugerencias de cuotas son permanente sobrepasadas por los organismos decisionales. En el mediano y largo plazo, la consecuencia es la sobre-explotación de los recursos pesqueros.

En términos ecológicos, las pesquerías impactan de manera importante la estructura del ecosistema afectando la sustentabilidad de los stocks y la estructura de la trama trófica. Este fenómeno se conoce como “*fishing down the food webs*” y está bien documentado tanto para los principales ecosistemas que sustentan pesquerías (Pauly *et al.*, 1998a) como para Chile central (Arancibia & Neira, 2002).

La actividad pesquera es una actividad económica por lo que genera riqueza y empleos. Esta actividad se basa en la biomasa cosechable y la productividad de los stocks pesqueros. Sin embargo, las especies objetivo (o recursos pesqueros) no viven de manera aislada en su ecosistema pues interactúan con otros componentes, dependiendo tanto de la productividad de sus presas como de la abundancia de sus predadores. Por lo tanto, continuar con estrategias de explotación que priorizan la maximización de la renta, y secundariamente el empleo, puede ocasionar la disminución de la biomasa de los stocks hasta niveles aún menos deseables que los actuales, pudiendo comprometer tanto la estructura y funcionamiento del ecosistema como también el empleo.

Entonces, ¿qué se puede hacer? Dado que las pesquerías involucran una multiplicidad de factores, se debe considerar y ponderar tanto los aspectos económicos (utilidades) como sociales (empleos) y también ecológicos (estructura, diversidad y/o productividad del ecosistema definido). Por lo tanto, parece razonable plantear y promover estrategias de ordenamiento pesquero basadas en escenarios que permitan la selección de alternativas de optimización teniendo en cuenta las utilidades, los empleos y la estructura del ecosistema, este último en niveles previamente acordados por los agentes o grupos de interés.

Consecuentemente, en este proyecto se exploró algunos escenarios de pesca para las principales flotas pesqueras que operan en Chile central, siendo el objetivo simular y analizar cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información social, económica y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio.

METODOLOGÍA

Se utilizó los resultados del modelo ecotrófico balanceado que representa el ecosistema marino de Chile central en el año 2000 como base para la simulación de estrategias de manejo.

Basándose en una caracterización económico-social de las principales flotas que operan en el área de estudio (Tabla 9), se simuló cuatro escenarios de optimización, a saber:

- 1) optimización de los beneficios económicos en términos de los ingresos netos de cada una de las flotas (\$);
- 2) optimización de los beneficios sociales, basados en la razón empleo/valor de la captura (S);
- 3) Conservación de la estructura trófica actual del ecosistema, basándose en el inverso de la razón P/B de los organismos, esto es, conservar los organismos más longevos y de mayor tamaño en el sistema (E); y,
- 4) El balance u optimización simultánea de los tres criterios anteriores (\$,S,E).

La captura de los principales recursos pesqueros de Chile central por tipo de flota en el año 2000 se obtuvo desde el Anuario Estadísticos de Pesca del Servicio Nacional de Pesca (www.sernapesca.cl). El valor de la captura se obtuvo a partir de entrevistas en flotas y plantas. En el caso de las flotas artesanales se consideró como valor de la captura el precio de la captura en playa, mientras que para las flotas industriales se consideró el valor del producto principal, *i.e.* filete en el caso de la flota arrastrera merlucera y harina de pescado en el caso de la flota cerquera industrial. Los costos e ingresos netos de las flotas pesqueras consideradas en el análisis se obtuvieron a partir de entrevistas y para efectos del análisis se ingresaron al modelo como proporciones (Tabla 9).

Tabla 9. Caracterización de las flotas pesqueras consideradas en el análisis. Los costos (fijos y variables) e ingreso neto de cada flota están expresados en fracciones (de modo que $\text{costos fijos} + \text{costos variables} + \text{ingreso} = 1$).

Tipo de Flota	Arte de pesca	Especie Objetivo	Costos		
			Fijos	Variables	Ingreso neto
Artesanal	Cerquero	sardina común; anchoveta	6.5	58.5	35
	Espinero	merluza común	5.0	45.0	50
Industrial	Cerquero	jurel; merluza de cola; sardina; anchoveta	15.0	45.0	40
	Arrastrero	merluza común	17.5	52.5	30

El índice económico (\$) corresponde al ingreso neto de cada una de las flotas pesqueras. El índice social (S) corresponde a la razón empleo/valor de la captura (E/C) y se construyó a partir de la información de empleo de las principales flotas pesqueras (ASIPES, 2002; Servicio Nacional de Pesca) y el valor de la captura. El índice social calculado para cada una de las flotas es el siguiente: Cerquera artesanal=7,57; Espinera=11,56; Cerquera industrial=2,8; y, Arrastrera=7,84. Como índice ecosistémico (E) se utilizó el inverso de la razón producción /biomasa (P/B) de los grupos funcionales incluidos en el modelo. Esta es una medida del crecimiento/recuperación potencial de cada grupo.

Considerando estos antecedentes se realizó, en primer lugar, Simulaciones de Anillo Abierto (SAA). SSA es un método de optimización formal que permite encontrar los patrones temporales de las tasas de mortalidades por pesca para cada flota que permitirían maximizar medidas de desempeño particulares para el manejo. Este método, denominado Davidson-Fletcher-Powell (ver www.ecopath.org), es un procedimiento no lineal que afina la optimización en forma aleatoria a partir del cambio en las mortalidades por pesca.

Durante el proceso de SAA se asignó a cada índice (\$,S,E) un factor ponderador dependiendo del criterio a optimizar, *i.e.* se asignó un factor de 1 al criterio que se deseaba optimizar y 0 a los dos restantes. Por ejemplo, para el escenario que optimizó el criterio económico los factores fueron los siguientes: \$=1, S=0, E=0. Las combinaciones que representan cada escenario son las siguientes: económico (1,0,0); social (0,1,0), ecosistémico (0,0,1); y, el balance de los tres criterios (1,1,1), con este último dando el mismo peso a cada criterio.

Aunque los resultados de SAA entregan una aproximación sobre la dirección más probable que tomará el sistema para optimizar un criterio dado, también se utilizó Simulaciones de Anillo Cerrado (SAC). La idea básica detrás de este tipo de simulación es que el manejo pesquero se basará en el control del esfuerzo de pesca relativo por cada tipo de flota. Para esto se consideró un incremento máximo en la capturabilidad de 0,05 para las distintas flotas. Estos valores fueron utilizados para calcular cambios en el esfuerzo de pesca en el tiempo.

SAC también considera la incertidumbre asociada en la estimación de biomasa de cada grupo. Entonces, se consideró un coeficiente de variación del 20% para cada uno de los grupos. Posteriormente, las trayectorias probables de las biomásas de cada grupo fueron comparadas con un punto de referencia biológico (PRB), que, para efectos de este análisis, se definió como $PRB\ límite=0.5*B_0$, *i.e.* 50% de la biomasa original. El concepto básico detrás de cada simulación es que ningún grupo disminuya su biomasa más allá de este nivel de biomasa. Las simulaciones tuvieron una duración de diez años y en todos los casos se asumió que no hubo cambios en el tamaño de las flotas.

Objetivo Específico 7 (adicional ofrecido)

Construir un modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre las especies dominantes del sistema.

INTRODUCCION

Los modelos de evaluación de stock para una especie han dominado en el manejo y análisis de la dinámica poblacional de importantes pesquerías a nivel mundial (Megrey, 1989). Los principales enfoques utilizados han correspondido a los modelos de excedentes de producción y los modelos edad-estructurados (Hilborn & Walters, 1992). Ambos enfoques consideran que la población modelada se encuentra aislada y no interactúa con el ambiente y otras especies. Este supuesto no es realista y genera incertidumbre en la estimación de los parámetros poblacionales. Además, no permite conocer la interacción entre especies y sus efectos en la dinámica poblacional del recurso. En este contexto, se ha realizado notables esfuerzos destinados a modificar estos modelos e incorporar la interacción entre el depredador y la presa (Sparre, 1991; Wespestad *et al.*, 2000; Livingston & Methot, 1998; Livingston & Jurado-Molina 2000; Hollowed *et al.*, 2000).

En Chile, la evaluación de stock de importantes recursos pesqueros se basa en resultados obtenidos con modelos de evaluación para una sola especie. El principal objetivo de estas evaluaciones es cuantificar la variabilidad de las distintas clases anuales asumiendo una población cerrada, mortalidad natural constante y que la mayor causa de mortalidad es la que ejerce la pesquería en el área de distribución del stock (Quinn & Deriso 1999).

Con el objeto de analizar interacciones biológicas y probar hipótesis alternativas de dinámica poblacional, en este estudio se explora los cambios de biomasa de merluza común (*Merluccius gayi*) y su probable interacción a través de la depredación con algunos de los recursos presa

más importantes, como el langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y los clupeiformes sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*).

En ecosistemas acuáticos, las tramas tróficas han sido estudiadas considerando la interacción de los efectos del predador (top-down) y de las presas (bottom-up) sobre la composición y abundancia de los componentes del sistema. En Chile centro-sur, la merluza común es uno de los depredadores más abundantes del sistema demersal (Fuatealba, 1993; Arancibia *et al.*, 1998), cuyo impacto ecológico sobre otras especies no ha sido cuantificado (Cubillos *et al.*, *en prensa*), pero se ha documentado que el rol trófico de esta especie consiste en depredar sobre eufáusidos, camarones, langostinos, y sobre peces pelágicos pequeños principalmente (Arancibia y Fuatealba 1993, Cubillos *et al.* 2003).

En este estudio se analizó posibles interacciones entre la merluza común y sus presas, constituidas principalmente por los peces pelágicos pequeños (sardina común y anchoveta), y por langostino colorado. Para ello, se utiliza modelos de biomasa dinámica y un análisis simple que consiste en correlacionar series de tiempo de biomasa, considerando las siguientes hipótesis en competencia:

(i) Un fuerte control “bottom-up” debería resultar en una correlación positiva significativa entre la biomasa del predador y de la presa, porque ambas poblaciones dependen de los mismos factores que están regulando la productividad del sistema.

(ii) Un fuerte control “top-down” debería resultar en una correlación negativa significativa entre la biomasa del predador y de la presa, porque el predador es capaz de provocar una disminución de la abundancia de la presa. Interacciones débiles deberían resultar en una débil correlación entre las poblaciones.

METODOLOGIA

Se analiza cuatro especies de importancia comercial de la zona central de Chile utilizando modelos de biomasa dinámica. Las especies fueron seleccionadas por su rol como depredador o presa en el sistema y la disponibilidad de información de estadística pesquera. Se utilizó una base de datos generada a partir de información de Programas de Monitoreo y Proyectos de Investigación (Tabla 10). Los modelos implementados abarcaron desde 1975 al 2000.

Tabla 10. Información de biomasa y desembarque para el análisis de interacción entre especies.

Método de evaluación	Especie	Años	Fuente
Edad-estructurada (ADAPT)	merluza común	1975-2000	Subsecretaria Pesca
Análisis cohortes	sardina común	1990 - 2000	Inpesca
Análisis de cohortes	anchoveta	1990 - 2000	Cubillos <i>et al.</i> ,2001
Análisis integrado	langostino colorado	1970-1999	Canales <i>et al.</i> , 2000
Biomasa área barrida	langostino colorado	1979-2000	Proyectos FIP
Biomasa acústica	merluza común	1973-2000	Proyectos FIP

Modelo de Biomasa Dinámica

El modelo de biomasa dinámica consiste en una ecuación de diferencia de la forma:

$$B_{t+1} = B_t + g(B) - C_t \quad (1)$$

donde la biomasa en el año $t + 1$ es igual a la biomasa en el año t , más la ganancia en peso $g(B)$, menos la captura en peso C_t (Ecuación 1).

El modelo se completa adoptando una forma específica para $g(B)$. En este caso, se utiliza una forma discreta del Modelo de Shaefer con una tasa de incremento r y capacidad de carga k , cuya forma es:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \pm \text{término de interacción} \quad (2)$$

Los términos de interacción pueden representar competencia o depredación (Hilborn y Walters, 1992). Para una mejor comprensión de estas formas de interacción, a continuación se describe para el caso de la depredación:

a) Competencia

La competencia entre especies puede ser motivada por distintos factores, por ejemplo, necesidad de alimento o espacio. Una forma de modelar esta interacción es considerar el efecto que cada individuo o unidad de biomasa de una especie tiene sobre otras especies. Este enfoque corresponde a los modelos tipo Lotka y Volterra (Lotka, 1925 *vide* Hilborn y Walters, 1992), de la siguiente forma:

$$\begin{aligned} B_{1,t+1} &= B_{1,t} + r_1 B_{1,t} \left(\frac{k_1 - B_{1,t} - a_{2,1} B_{2,t}}{k_1} \right) - C_{1,t} \\ B_{2,t+1} &= B_{2,t} + r_2 B_{2,t} \left(\frac{k_2 - B_{2,t} - a_{1,2} B_{1,t}}{k_2} \right) - C_{2,t} \end{aligned} \quad (3)$$

donde B_{t+1} es la biomasa de la especie I en el año t . El nuevo parámetro $a_{i,j}$ es el efecto individual que tiene la especie i sobre la especie j . Este enfoque puede ser expandido para más de una especie.

b) Depredación

El enfoque más común para modelar la depredación es asumir que la tasa de consumo por predador es proporcional a la abundancia de las presas (Hollowed *et al.*, 2000). Este se encuentra basado en un modelo para depredación con búsqueda aleatoria, asumiendo que el predador, al detectar a su presa, la captura inmediatamente y comienza inmediatamente la búsqueda de una nueva presa. Un modelo para depredación más realista reconoce que cada depredador posee un punto de saciedad, asociado al consumo y la capacidad de digestión o demanda de energía (Hilborn & Walters, 1992). Este tipo de modelo con interacción puede ser descrito de la siguiente forma:

$$\begin{aligned}
 V_t &= \frac{bB_t}{c + B_t} \\
 B_{t+1} &= B_t + rB_t \left(\frac{k - B_t}{k} \right) - V_t P_t \\
 P_{t+1} &= P_t s + dV_t P_t - eP_t^2
 \end{aligned} \tag{4}$$

con V_t como la biomasa de presa consumida por el predador al tiempo t , b y c son los parámetros de consumo de presa, B_t es la biomasa de presa al tiempo t , s es la tasa de sobrevivencia para el depredador, d es la eficiencia de conversión que determina cuántas unidades de depredador son producidas por una unidad de biomasa de presa consumida, e es una parámetro que afecta el proceso de regulación denso-dependiente.

Modelo de biomasa dinámica aplicado en la zona centro-sur

En el modelo de biomasa dinámica se consideró la siguiente estructura de interacción entre especies:

- (a) Merluza común (D): principal depredador del sistema demersal que depreda sobre las otras especies.
- (b) Sardina común y anchoveta (S): especies pelágicas depredadas por la merluza común y,
- (c) Langostino colorado (N): presa perteneciente al sistema demersal.

El langostino colorado es un crustáceo decápodo que habita la plataforma continental frente a Chile central, de crecimiento relativamente lento alcanzando la madurez promedio a una talla de 27,9 mm (Roa, 1993). En la alimentación de la merluza común, el langostino colorado aporta entre 10 y 13 % en peso del contenido estomacal (Cubillos *et al.*, *en prensa*). Cabe destacar que la distribución geográfica de la población de langostino se restringe entre 34°S y 37°S, mientras que la distribución geográfica de la población de merluza común se extiende entre el límite norte de la IV Región y los 41°28,6'S (DS 354 de 1993, MINECOM).

Los modelos de biomasa dinámica analizados en relación a su respuesta funcional fueron:

Modelo 1
$$D_{t+1} = D_t + rD_t \left(\frac{k - D_t}{k} \right) - C_t + dD_t S_t$$

Modelo 2
$$D_{t+1} = D_t + rD_t \left(\frac{k - D_t}{k} \right) - C_t + \frac{dD_t S_t}{1 + aN_t + aD_t}$$

Modelo 3
$$D_{t+1} = D_t + rD_t \left(\frac{k - D_t}{k} \right) - C_t + \frac{dD_t S_t^2}{1 + aN_t^2 + aD_t^2}$$

En este modelo el coeficiente *d* representa un efecto positivo de pelágicos en la merluza común. El coeficiente *a* combina el tiempo de búsqueda y la probabilidad de captura,

representando la conveniencia de cada tipo de presa como alimento para el predador (Collie & DeLong, 1999). Es posible generar una jerarquía en asociación a la complejidad del modelo, en base al número de parámetros a estimar y los procesos de interacción incorporados. Sin embargo, no es posible saber qué nivel de complejidad del modelo va a funcionar de mejor forma en cada caso (Hilborn y Walter, 1992).

Análisis de interacciones

Se realizó un análisis de las interacciones utilizando modelos lineales generalizados y análisis de tendencias en las series de biomasa obtenidas del ajuste de los modelos de biomasa dinámica para cada especie. Este análisis fue implementado debido a la fuerte inestabilidad presentada en los modelos de biomasa dinámica para una especie, que en términos generales dan cuenta que la serie de datos no sostiene ni explica la fuerte variabilidad presente y que ésta no es posible de ser analizada por medio de modelos simples de biomasa dinámica. Para disminuir la incertidumbre del análisis se restringió la serie temporal a la década del 90 y se utilizaron los datos de biomasa observados y no los correspondientes a las salidas de los modelos de biomasa dinámica, para asegurar la mayor representatividad y naturaleza de las observaciones independientes.

Estimación de parámetros

La estimación de parámetros utiliza un criterio estadístico basado en la modelación del error de observación. Este enfoque se aplicó a un modelo de biomasa dinámica para una especie, y a los modelos de biomasa dinámica que incorporan la interacción con otras especies. La optimización de la función objetivo será realizada minimizando el negativo de la siguiente función de verosimilitud:

$$-L = \sum_{t=1}^N (\ln B_t - \ln \hat{B}_t) \quad (5)$$

En esta función objetivo, B_t corresponde a la biomasa observada y \hat{B}_t es la biomasa estimada por el modelo.

5. RESULTADOS

Objetivo Específico 1

Definir el ecosistema que será modelado, representando las interacciones tróficas más relevantes que están incidiendo en la dinámica de las poblaciones que constituyen las principales pesquerías de Chile central (V a IX Regiones), considerando la definición y caracterización del ecosistema marino costero.

Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos considerados en la modelación del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.

Los diagramas que describen los principales flujos de masa en el ecosistema marino de Chile central en los años 1992, 1998 y 2000 se muestran en las Figs. 4, 5 y 6. Los grupos se encuentran alineados de acuerdo a su nivel trófico fraccionado (NT), desde el nivel trófico basal (NT=1) representado por fitoplancton y detrito, hasta los niveles tróficos superiores, donde se ubican predadores tope tales como lobo marino (NT=4.0), cetáceos (NT=4.5) y albacora (NT=4.7).

El análisis general de los diagramas de flujo indica que los principales flujos en el ecosistema, medidos como flujos de consumo, se producen entre los invertebrados planctónicos (copépodos y eufáusidos) y los productores primarios, lo que es concordante con lo informado para sistemas de surgencia tal como el de la corriente de Benguela y de la Corriente de Humboldt en Perú (Jarre-Teichmann, 1998). Otros flujos importantes dentro del ambiente pelágico van desde productores primarios y copépodos hacia sardina común y anchoveta (juveniles y adultos); desde eufáusidos y copépodos hacia peces mesopelágicos; y desde eufáusidos y peces mesopelágicos hacia jurel. En el ambiente demersal, los principales flujos van desde peces pelágicos de pequeño tamaño (sardina común y anchoveta), invertebrados

bentónicos (langostino colorado, langostino amarillo) y macrozooplancton (eufáusidos) hacia merluza común (juveniles y adultos).

Un análisis más detallado indica que aunque la estructura global del sistema, medida como las rutas que siguen los flujos, fue similar en los períodos analizados (años 1992, 1998 y 2000), existen diferencias en la magnitud de los mismos entre años. Por ejemplo, en el caso de juveniles de sardina común los flujos son cerca de 4 y 2 veces superiores en los años 1998 y 2000 respecto a 1992. Para los adultos de sardina común, los mayores flujos se produjeron en 1998.

En anchoveta (juveniles), los flujos fueron similares en los años 1992 ($Q=127 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) y 1998 ($Q=125 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$), y levemente superiores en el año 2000 ($Q=168 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$), mientras que para anchoveta (adultos) los flujos fueron mayores en el 2000 ($Q=310 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) respecto a 1998 ($Q=171 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) y 1992 ($Q=126 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$).

Para jurel, los mayores flujos se produjeron en el año 2000 ($Q=340 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) seguido de los flujos en el año 1998 ($Q=278 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$). Los menores flujos hacia jurel se produjeron en el año 1992 ($Q=195 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$). El flujo que entra a cada caja (consumo) es función directa su biomasa y de la razón Q/B . Si se compara la biomasa del recurso jurel en los tres períodos considerados (Tablas 17, 18 y 19), se observa que la biomasa (densidad) de jurel es mayor en el año 2000 que en los años anteriores, de ahí que su consumo sea mayor. Es necesario recordar que la biomasa del jurel se obtuvo a partir de la información de cruceros acústicos y luego extrapolada al área de estudio, que corresponde a la zona marina costera y no al área total de distribución de la población de jurel. De ahí que la tendencia de la biomasa de jurel en la zona costera no sea necesariamente la tendencia de la biomasa del stock total, la que muestra una marcada disminución a partir de mediados de la década de los años 1990 (Quiñones *et al.*, 2002).

Los flujos hacia los invertebrados bentónicos (langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon) y peces demersales que pertenecen a la fauna acompañante de merluza común, son bajos comparados con el ambiente pelágico, lo que explica por los bajos niveles de biomasa de estos grupos.

En el caso de merluza (juveniles), los mayores flujos se produjeron en el año 2000 ($Q=54 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) seguido del año 1992 ($Q=31 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$), mientras que los menores en el año 1998 ($Q=15 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$). Para merluza (adultos) los flujos fueron mayores en el año 2000 ($Q=62 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) comparados con 1998 ($Q=51 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$) y 1992 ($Q=15 \text{ ton*km}^{-2}\text{*año}^{-1}$).

En la Tabla 11 se muestra el destino de la producción de los principales recursos pesqueros de Chile central. En general, la principal fracción de la producción de los distintos recursos pesqueros es consumida por los predadores, especialmente en los grupos reclutas y pre-reclutas de merluza común, sardina común y anchoveta. Los predadores consumen también la mayor fracción de la producción de langostino colorado (adultos) y langostino amarillo.

La pesquería removió la mayor fracción de la producción de merluza común (adultos) en los tres años analizados. En los años 1998 y 2000, la pesquería también removió la mayor fracción de la producción de los adultos de sardina común y anchoveta (Tabla 11).

Finalmente, la pesquería removió la mayor fracción de la producción de los grupos jurel y merluza de cola (Tabla 11). Sin embargo, la fracción removida por los predadores no es despreciable.

Tabla 11. Destino de la producción de los principales recursos pesqueros de Chile central.

Q/P=fracción de la producción de cada grupo que es removida por los predadores;
 Y/P=fracción de la producción de cada grupo que es removida por la pesquería. En
 negritas se destaca los casos en que Y/P es mayor que Q/P. j=juveniles; a=adultos.

Grupo	1992		1998		2000	
	Q/P	Y/P	Q/P	Y/P	Q/P	Y/P
merluza común (j)	0.74	0.02	0.98	0.02	0.74	0.00
merluza común (a)	0.29	0.44	0.28	0.25	0.09	0.39
sardina común (j)	0.52	0.42	0.06	0.03	0.14	0.14
sardina común (a)	0.61	0.28	0.10	0.13	0.12	0.17
anchoveta (j)	0.78	0.09	0.22	0.05	0.31	0.22
anchoveta (a)	0.49	0.39	0.28	0.43	0.11	0.15
langostino colorado (a)	0.56	0.04	0.49	0.09	0.90	0.06
langostino amarillo	0.58	0.06	0.54	0.13	0.57	0.21
jurel	0.13	0.57	0.11	0.33	0.12	0.23
merluza de cola	0.14	0.67	0.06	0.55	0.51	0.48

La aplicación de una rutina de agregación de la trama trófica (Ulanowicz, 1986) arrojó un total de VII niveles tróficos discretos (*sensu* Lindeman, 1928) (Tabla 12). Se observa que tanto los flujos como la biomasa disminuyen a medida que se avanza hacia los niveles tróficos superiores, lo que se relaciona con una más baja eficiencia de transferencia trófica, lo que es una característica de los ecosistemas marinos (Pauly & Christensen, 1995) y especialmente de los sistemas de surgencia (Jarre-Teichmann & Christensen, 1998). En efecto, los flujos y biomazas en los niveles tróficos superiores son mínimos comparados con los que se verifican en los niveles tróficos bajos e intermedios (Tabla 12).

Tabla 12. Flujos totales (F_T) y biomasa total (B_T) por nivel trófico discreto en el ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000. Los flujos están expresados en $\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que la biomasa en $\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}$.

Nivel trófico discreto	1992		1998		2000	
	F_T	B_T	F_T	B_T	F_T	B_T
VII	0.009	0.002	0.010	0.002	0.010	0.001
VI	0.200	0.040	0.440	0.100	0.290	0.060
V	6.970	1.240	16.740	2.720	13.770	2.380
IV	172.040	18.880	326.380	36.980	298.050	30.390
III	745.150	70.910	1378.930	99.960	1222.470	77.990
II	5324.440	96.360	10458.920	198.650	9388.000	186.110
I	31348.690	146.280	63384.500	288.550	56942.610	259.560
Total	37597.490	333.710	75565.920	626.960	67865.190	556.480

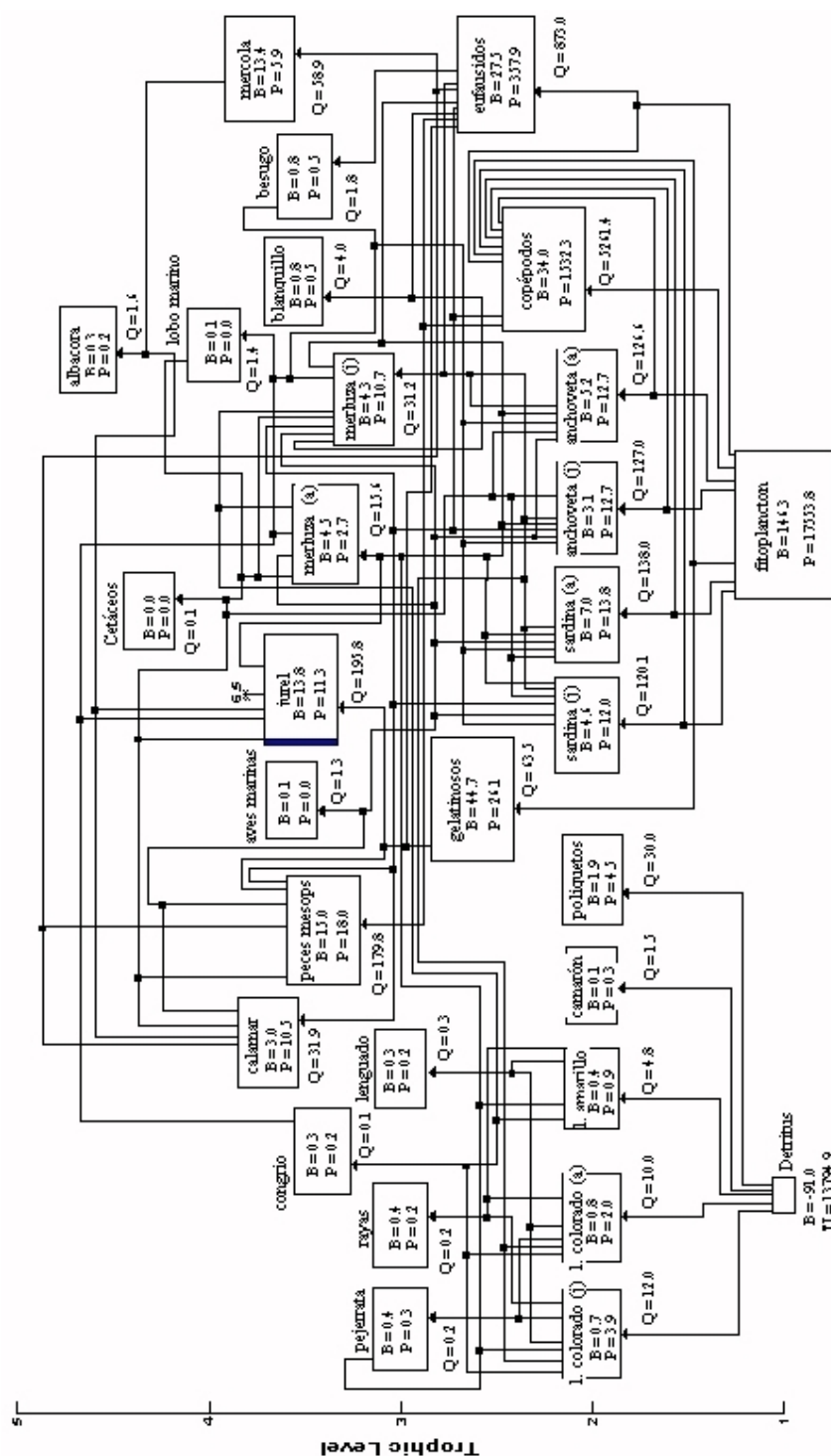


Figura 4. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 1992. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

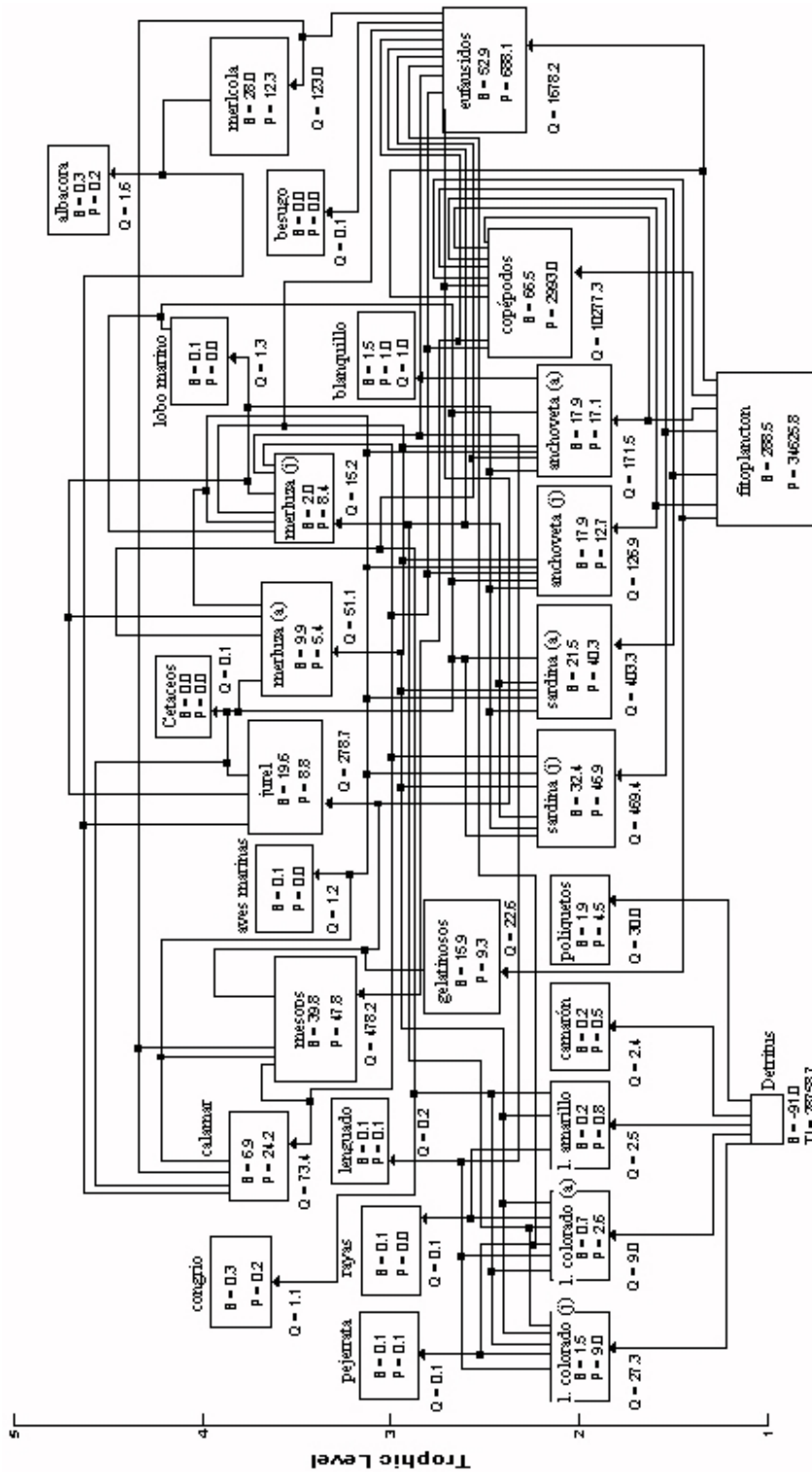


Figura 5. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 1998. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

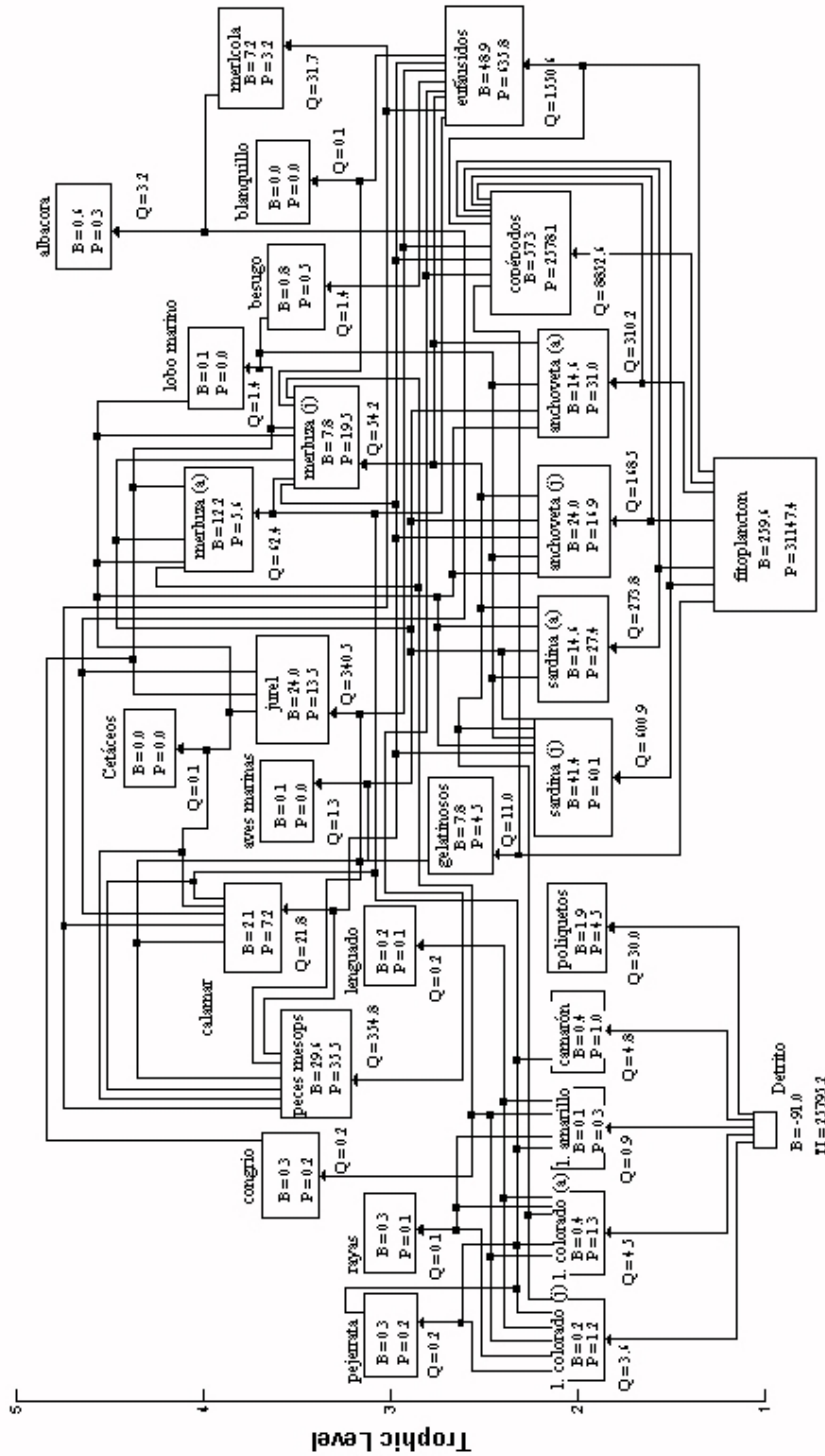


Figura 6. Diagrama de flujo de masa entre los distintos grupos del ecosistema marino de Chile central, año 2000. B=biomasa; P=producción; Q=consumo. Los flujos se encuentran expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

Análisis de impactos tróficos combinados

Los gráficos de impactos tróficos combinados en el ecosistema marino de Chile central se muestran en las Figs. 7, 8 y 9. Los grupos que impactan se encuentran en el eje "Y" mientras que los grupos impactados en el eje "X". Los impactos positivos se muestran hacia arriba de la línea base, mientras que los impactos negativos hacia abajo. Los impactos se calculan cuantitativamente y por lo tanto son comparables (Christensen *et al.*, 2000).

En general, se observa que los predadores impactan negativamente a sus presas, mientras que las presas impactan positivamente a sus predadores. Dentro de los impactos negativos causados por predadores, se destaca el impacto de merluza común (a) sobre merluza común (j) por canibalismo (-0.289), y los impactos de merluza común (j) por depredación sobre los adultos de sardina común (-0.222) y anchoveta (-0.146), y langostino colorado juveniles (-0.616) en el año 2000.

Los impactos tróficos de los predadores tope (Cetáceos, lobo marino y aves marinas) sobre los recursos pesqueros son casi nulos en los tres años analizados lo que se explica por los bajos niveles de biomasa que presentan estos grupos en el sistema (Figs. 7, 8 y 9). Un ejemplo de lo anterior, son los impactos de lobo marino sobre merluza común juvenil (0.009), merluza común adulto (-0.048) y jurel (-0.019) en el año 2000.

Los impactos dependen de la biomasa del grupo que impacta respecto a la biomasa del grupo impactado. Por lo tanto, los grupos que muestran impactos nulos o muy pequeños son aquellos que presentan baja biomasa en el sistema comparada con los grupos a los cuales impacta. Para un análisis más detallado se puede consultar el anexo 3, donde se presenta las matrices de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos tróficos en el sistema en los años 1992, 1998 y 2000.

Al considerar a la pesquería como un predador más del sistema se observa que las distintas flotas presentan impactos negativos en los grupos que son especies objetivo de las pesquerías. En general, se observa que las flotas industriales impactan más negativamente que las artesanales, lo que se explica por la gran diferencia que existe entre los niveles desembarcados por cada una de ellas. Por ejemplo, la flota arrastrera merlucera tiene un mayor impacto negativo sobre merluza común adultos (-0.322) que la flota artesanal espinelera (-0.099).

Los impactos positivos de la pesquería sobre algunos grupos se explican como impactos tróficos indirectos. En este sentido, la pesquería remueve biomasa de especies recursos pesqueros que son importantes predadores, como es el caso de merluza común, jurel y merluza de cola, beneficiando a grupos presa tales como langostinos colorado, langostino amarillo y eufáusidos. Por ejemplo, la flota arrastrera impacta positivamente a los grupos langostino colorado juvenil (0.097), langostino colorado adulto (0.178) y langostino amarillo (0.144)

Las flotas que operan sobre las mismas especies objetivo se impactan negativamente unas a otras. Este es el caso de los impactos negativos de las flota merlucera arrastrera industrial sobre la flota merlucera espinelera artesanal (-0.241), y el impacto negativo de la flota cerquera industrial sobre la flota cerquera artesanal (-0.211) (Figs. 7, 8 y 9).

Algunos grupos tales como congrio negro, pejerrata, lenguado de ojos grandes, besugo, blanquillo y rayas, presentaron impactos nulos o mínimos en el sistema (Ver anexo 3), lo que ya había sido informado por Arancibia & Neira (2000), por lo que se decidió no incluirlos en este análisis. Estos grupos no presentaron grandes impactos en el sistema debido tanto a sus bajos niveles de biomasa como al hecho que algunas de sus presas no fueron incluidas directamente en el modelo, sino que tratadas como importaciones. Sin embargo, es necesario señalar que la biomasa de congrio negro, pejerrata, lenguado de ojos grandes, besugo, blanquillo y rayas pudiera estar subestimada ya que ésta fue calculada en forma indirecta a partir de data colectada de cruceros de evaluación de biomasa de merluza común. Por lo tanto, es necesario destinar esfuerzos de investigación tanto para evaluar la biomasa de especies del

by-catch en las principales pesquerías como de la composición del alimento de los predadores. Ello permitirá robustecer nuevos resultados a partir de información más precisa, tanto de biomاسas estimadas como de la composición de las dietas.

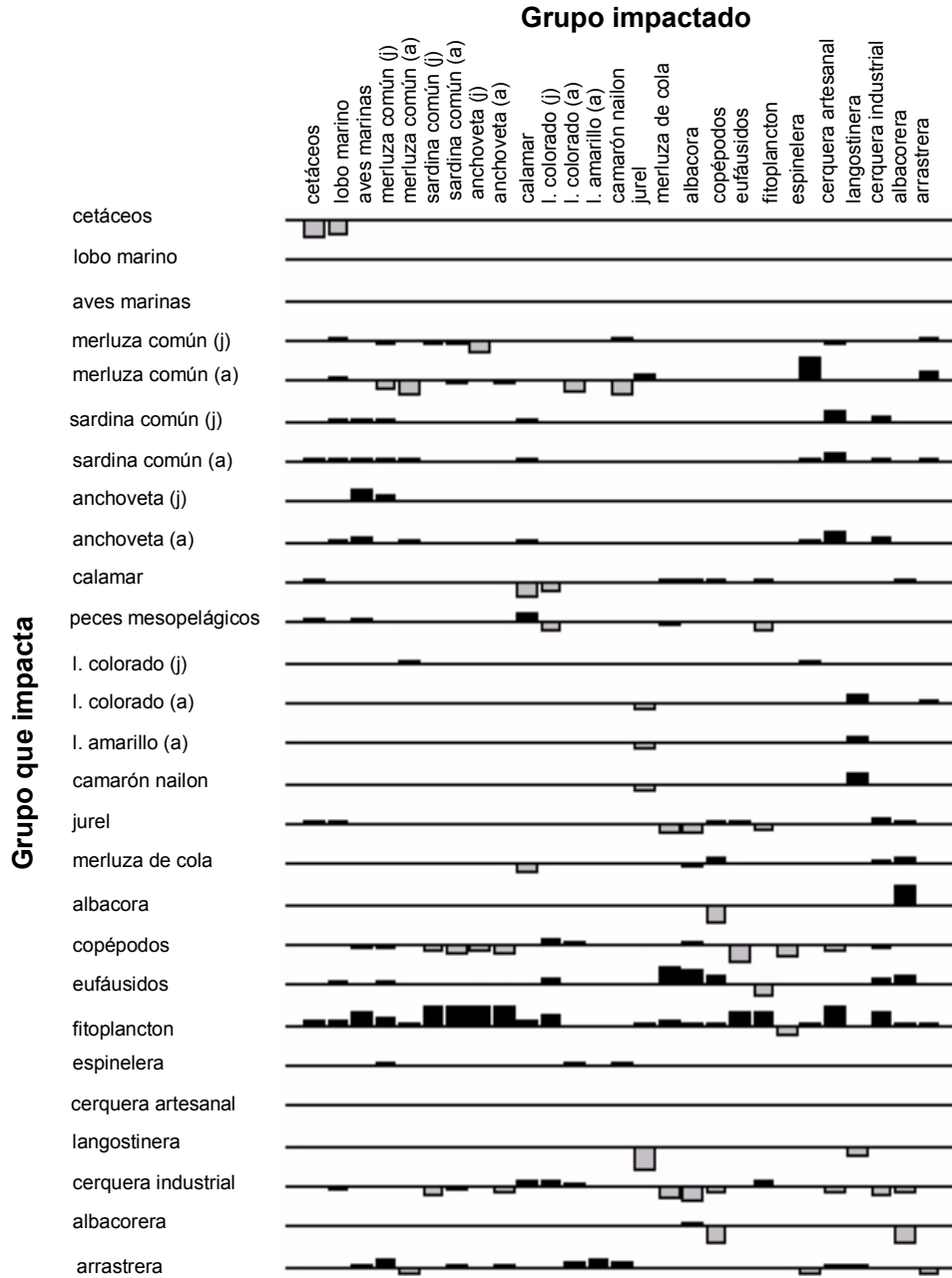


Figura 7. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 1992. Los grupos que impactan se muestran en el eje "Y" y los impactados en el eje "X". Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.

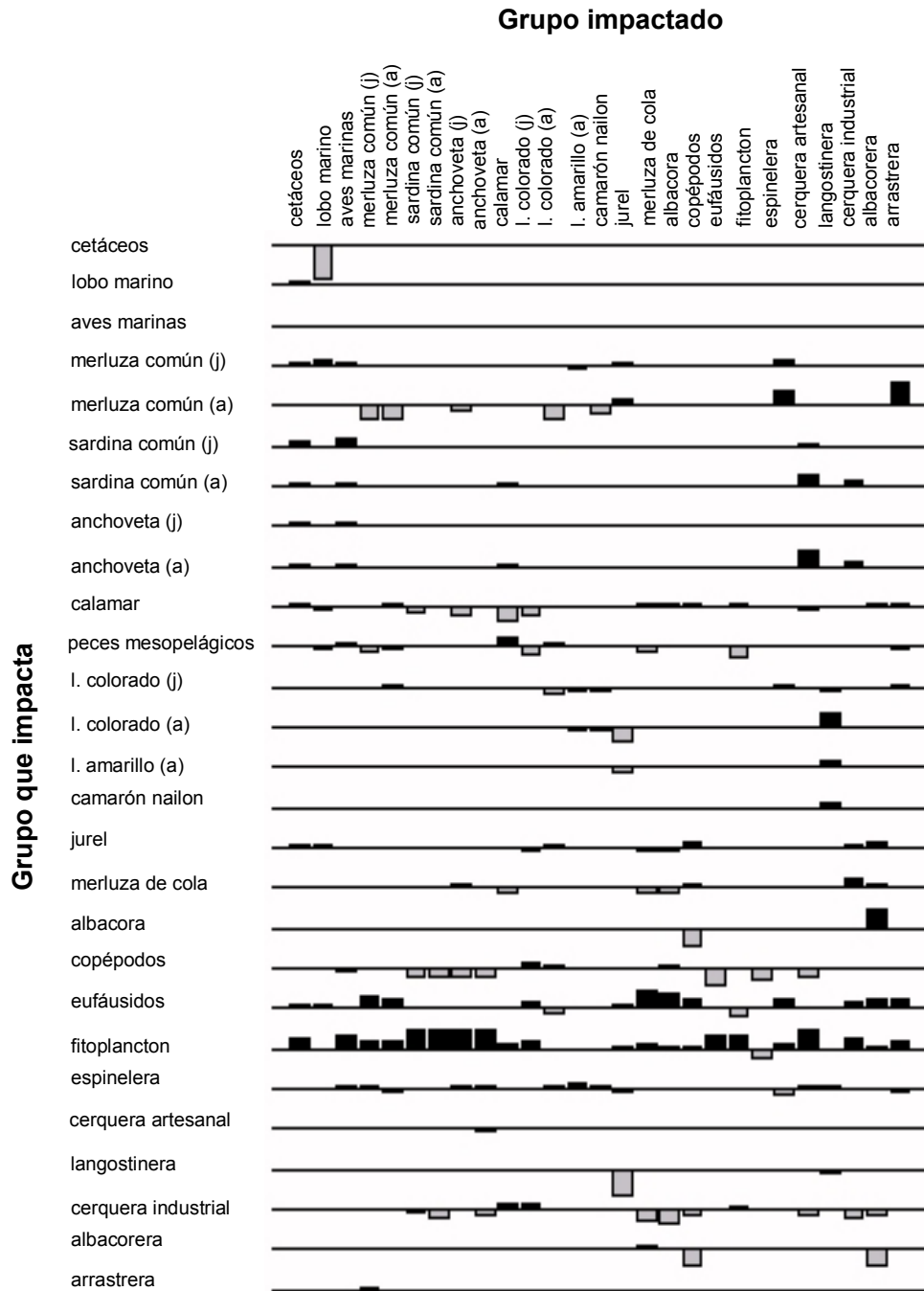


Figura 8. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 1998. Los grupos impactantes se muestran en el eje "Y" y los impactados en el eje "X". Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.

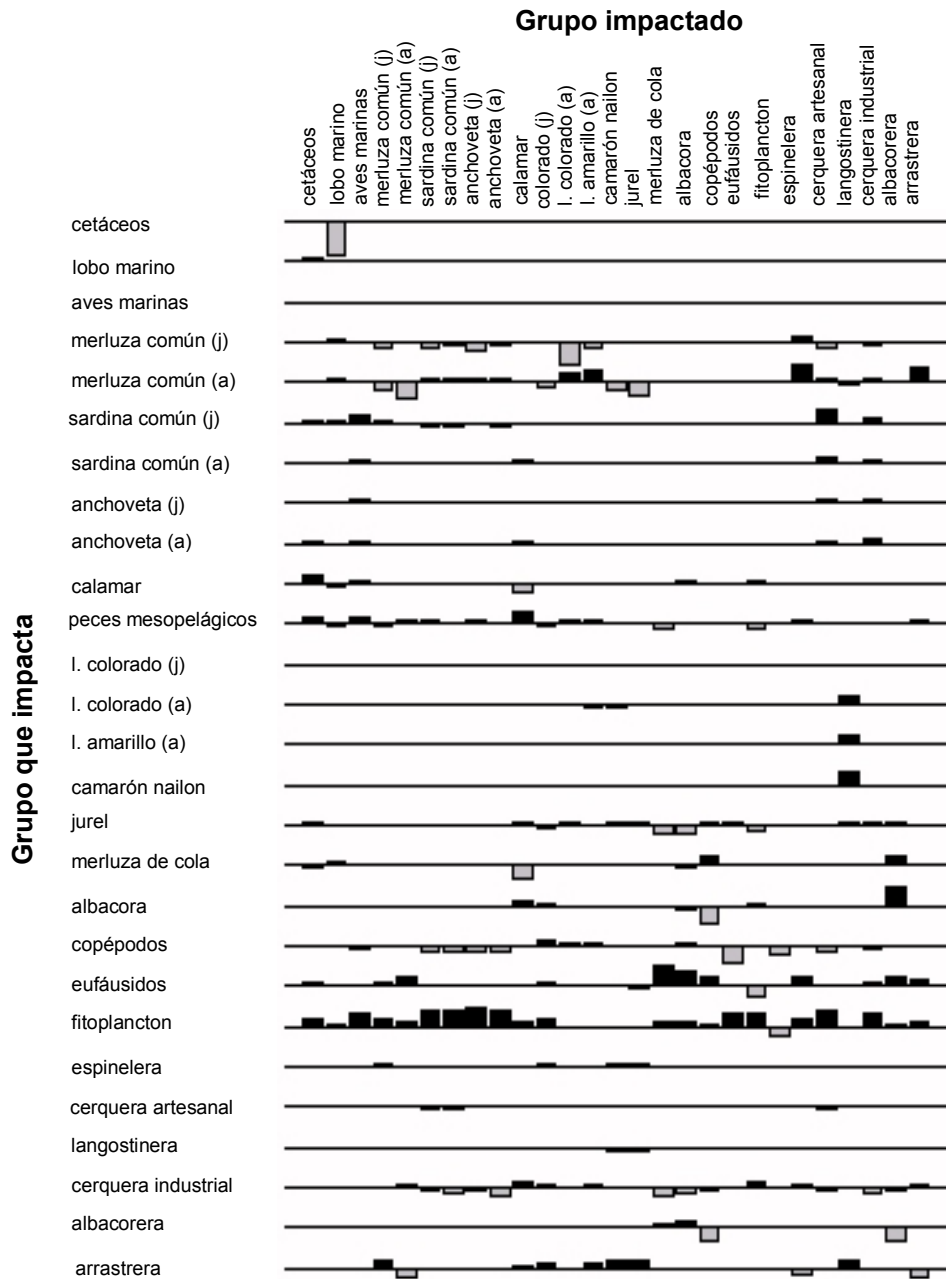


Figura 9. Diagrama de impactos tróficos combinados entre los distintos grupos en el ecosistema marino de Chile central, año 2000. Los grupos impactantes se muestran en el eje “Y” y los impactados en el eje “X”. Los impactos negativos se muestran hacia abajo de la línea base y los positivos hacia arriba.

Análisis de Indicadores del ecosistema

En la Tabla 13 se entrega los valores de indicadores ecosistémicos obtenidos a partir de la modelación del ecosistema marino de Chile central para los años 1992, 1998 y 2000. La mayoría de estos indicadores se derivan de la ecología teórica, especialmente de los trabajos de Odum (1969) y Ulanowicz (1989), mientras que otros han sido desarrollados más recientemente para dar cuenta del impacto de las pesquerías en los ecosistemas (Pauly & Christensen, 1995; Pauly *et al.*, 1998a).

En cuanto a parámetros que describen el tamaño del sistema, se observa que biomasa total, producción total y flujos totales fueron mayores en el año 1998 seguidos del año 2000, mientras que los valores más bajos se produjeron en el año 1992. Sin embargo, las capturas totales sostenidas por el sistema fueron mayores en el año 2000 seguidas de aquellas del año 1998. El sistema sostuvo las menores capturas en el año 1992. Los cambios en capturas totales se explican porque en el año 1992 la mayoría de las especies se encontraba en situación de explotación creciente. Por el contrario, durante 1998 el sistema se recuperaba de los impactos tanto del evento ENSO intenso 1997-1998 como de la pesquería de jurel, la que ya se encontraba regulada. En el año 2000, el sistema se recuperaba del evento ENSO intenso 1997-1998 y las pesquerías se encontraban en situación de plena explotación. El aumento en la biomasa total, producción total y flujos totales en 1998 se explica principalmente por el incremento en la biomasa de peces pelágicos de pequeño tamaño, los que dominan el sistema a partir de la segunda mitad de la década de los años 1990.

De acuerdo con Odum (1969), a medida que los ecosistemas se desarrollan hacia la madurez, se espera que tanto la razón producción primaria/respiración (PP/R) como producción primaria/biomasa (PP/B) disminuyan. A la vez, la trama trófica cambia desde una estructura lineal hacia una estructura tipo red. Además, los sistemas maduros se caracterizan por un mayor reciclaje de materia y por rutas o cadenas tróficas largas. La razón biomasa/producción del

sistema representa el tamaño promedio de los organismos en el sistema. Por lo tanto, los sistemas maduros presentan una razón B/P alta (Tabla 14).

Tabla 13. Indicadores del ecosistema obtenidos a partir de la modelación del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.

Indicador	1992	1998	2000
Tamaño del sistema			
Flujos totales del sistema (ton*km ⁻² *año ⁻¹)	38678.000	77644.000	69658.000
Biomasa total (excluyendo el detrito) (ton*km ⁻²)	333.711	626.957	556.482
Capturas totales (ton*km ⁻² *año ⁻¹)	27.601	23.542	28.822
Madurez del sistema			
Suma de toda la producción (ton*km ⁻² *año ⁻¹)	19596.000	38559.000	34594.000
Razón producción primaria total/respiración (año ⁻¹)	4.610	5.848	5.787
Razón producción primaria total/biomasa (año ⁻¹)	52.602	55.228	55.972
Razón biomasa total/producción total (año ⁻¹)	0.019	0.018	0.017
Biomasa sustentada por flujo de energía (año ⁻¹)	0.008	0.008	0.008
Indice de conectancia	0.120	0.114	0.117
Indice de omnivoría del sistema	0.208	0.169	0.192
Indice de reciclaje de Finn	2.800	2.700	2.570
longitud promedio de las rutas tróficas	4.590	3.970	4.920
Eficiencia de transferencia trófica (%)	13.100	13.700	12.300
Impacto de la pesquería			
Nivel trófico promedio de la captura	2.710	2.830	2.450
Producción primaria requerida para sustentar las capturas (%)	8.292	5.099	5.393
Producción primaria requerida para sustentar el consumo (%)	56.946	56.816	52.313

Tabla 14. Selección de 10 de los 24 atributos de la madurez de ecosistemas (*sensu* Odum, 1969) que pueden ser cuantificados a partir de la aplicación de modelos con balance de masa. Para los atributos seleccionados se presenta valores característicos de ecosistemas en los estados de desarrollo y madurez.

Atributos del ecosistema ¹	En desarrollo	Estado maduro
1. Razón producción bruta/respiración (PP/R)	>1 o <1	Cercano a 1
2. Producción bruta/biomasa (PP/B)	Alto	Bajo
3. Biomasa sustentada/flujo de energía (B/F)	Bajo	Alto
4. Producción neta de la comunidad (P)	Alto	Bajo
5. Cadenas tróficas (longitud promedio de las rutas tróficas, conectancia)	Cortas; Lineales	Largas; Tipo red
6. Materia orgánica total (B _T)	Pequeña	Alta
12. Especialización del nicho ()	Amplia	Estrecha
13. Tamaño de los organismos (B/P)		Pequeño
21. Conservación de nutrientes (IF)		Baja
22. Estabilidad (conectancia)		Baja

¹ La numeración de los atributos corresponde a la numeración original en Odum (1969) y no a una secuencia correlativa en este proyecto.

En cuanto a los parámetros que describen la madurez del sistema (*sensu* Odum, 1969), se observa que los valores de la razón PP/R permiten caracterizar al ecosistema marino de Chile central como un ecosistema inmaduro, donde se fija más energía de la que se respira. Los valores de la razón PP/B son concordantes con lo que se espera en un sistema inmaduro, donde la producción de la comunidad es mayor que la biomasa sustentada. El índice de reciclaje de Finn es bajo comparado con data presentada por Baird & Ulanowicz (1993) para cuatro sistemas estuarinos, lo que implica un bajo valor de madurez para el ecosistema marino de Chile central.

La longitud promedio de las rutas o cadenas tróficas, que es una medida del número de transferencias que sufre un unidad de masa desde que ingresa a la trama trófica hasta que la abandona, es también baja (4-5 eslabones), sugiriendo un sistema inmaduro que además presenta un índice de conectancia bajo (0.11-0.12), lo que indica que la energía no se retiene eficientemente dentro de sus límites. Finalmente, la eficiencia de transferencia trófica entre niveles tróficos sugiere un sistema poco eficiente en la transferencia de energía, lo que es característica de ecosistemas inmaduros (Christensen, 1993). El índice de omnivoría del sistema representa la especialización del nicho trófico de los grupos en el sistema y se observa que éste es bajo (0.17-0.20) para los tres años analizados, lo que se interpreta como un predominio en el sistema del comportamiento trófico del tipo generalista por sobre el tipo especialista.

En general, los índices sugieren que la madurez del sistema marino de Chile central fue menor durante el año 1998 comparada con los años 1992 y 2000. Bajo condiciones normales, se espera que los ecosistemas se desarrollen hacia estados más maduros. Sin embargo, este proceso puede interrumpirse debido a la aparición de condiciones anómalas tal como las asociadas a eventos ENSO. Por lo tanto, se espera que el ecosistema marino de Chile central presente mayor madurez bajo condiciones normales (año 2000) o incluso durante un ENSO moderado (año 1992) que luego de un evento ENSO intenso (año 1998). Los resultados indican que durante los años 2000 y 1992 el sistema parece haber estado en un nivel de madurez mayor que durante el año 1998. Esto es consistente con lo informado por Neira & Arancibia (2002c), en el sentido que el efecto del fenómeno ENSO 1997-1998 habría provocado una perturbación en el sistema disminuyendo su madurez.

La producción primaria requerida (PPR) para sustentar los desembarques en el año 1992 fue 1.61 y 1.5 veces mayor que en los años 1998 y 2000, respectivamente. Esto se explica porque en el año 1992 el recurso jurel representó importantes desembarques, a diferencia de los años 1998 y 2000, donde los desembarques fueron dominados por peces pelágicos de pequeño tamaño (sardina común y anchoveta), principalmente fitófagos. El leve aumento de PPR en el año 2000, respecto

de 1998, se explica por el aumento en el desembarque de merluza común (de 76 mil ton a 107 mil ton).

La tendencia del nivel trófico promedio de los desembarques (*NTP*) indica una disminución desde 2.7 (año 1992) hasta 2.45 (año 2000). Esto equivale a una caída de 0.25 puntos en menos de diez años, la que es comparativamente superior a la tasa de declinación global de *NTP*, estimada en 0.1 puntos por década (Pauly *et al.*, 1998), y a estimaciones previas realizadas para Chile central, que arrojaron una tasa de declinación de 0.15 puntos por década (Arancibia & Neira, *submitted*).

Objetivo Específico 2

Revisar y analizar la información disponible sobre abundancia, parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales del ecosistema e identificar las limitaciones y necesidades de investigación sobre algunos de los componentes, tal que permitan implementar el análisis del ecosistema marino de Chile central.

Revisión de parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales

a) Parámetros de historia de vida

En este informe se presenta una revisión de parámetros de historia de vida de los siguientes grupos funcionales: merluza común (*Merluccius gayi*), sardina común (*Strangomera bentincki*), anchoveta (*Engraulis ringens*), jurel (*Trachurus symmetricus*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) pez espada (*Xiphias gladius*) lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*), congrio negro (*Genypterus maculatus*), y besugo (*Epigonus crassicaudus*), mientras que en crustáceos se consideró a langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*). Los parámetros de crecimiento se resumen en las Tablas 15 y 16.

Tabla 15. Parámetros de crecimiento disponibles para los peces considerados grupos funcionales en la modelación ecotrófica.

Orden	Nombre común	Especies	Loo (LT, cm)	K (1/año)	to (año)	Sexo	Método	Area	Autor
1	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	115,9	0,112	-1,808	m	otolitos enteros	Sur-austral	Young et al. (1998)
2	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	123,3	0,117	-1,431	h	otolitos enteros	Sur-austral	Young et al. (1998)
3	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	90,1	0,221	-0,487	m	otolitos enteros	Sur-austral	Ojeda et al. (1998)
4	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	101,1	0,196	-0,368	h	otolitos enteros	Sur-austral	Ojeda et al. (1998)
5	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	97,4	0,200	-0,452	m&h	otolitos enteros	Sur-austral	Ojeda et al. (1998)
6	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	103,2	0,217	0,219	m&h	otolitos enteros	Sur-austral	Aguayo & Gili (1984)
7	Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	111,7	0,130	-0,659	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Ruiz & Chong (1998)
8	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>	282,0 (*)	0,293	-0,109	h	anal espines	Chile	Montiel (1996)
9	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>	250,0 (*)	0,322	-0,755	m	anal espines	Chile	Montiel (1996)
10	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	57,4	0,288	-0,232	m	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Aguayo & Ojeda (1987)
11	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	78,1	0,153	-0,782	h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Aguayo & Ojeda (1987)
12	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	80,4	0,139	-0,919	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Aguayo & Ojeda (1987)
13	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	56,0	0,270	-0,061	m	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Pino & Cubillos (2002)
14	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	64,3	0,206	-0,240	h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Pino & Cubillos (2002)
15	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	62,8	0,217	-0,188	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Pino & Cubillos (2002)
16	Lenguado ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	37,6	0,320	-0,341	m	otolitos enteros	centro-norte de Chile (23°48' -32°18's)	Andrade (2000)
17	Lenguado ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	41,5	0,281	-0,411	h	otolitos enteros	centro-norte de Chile (23°48' -32°18's)	Andrade (2000)
18	Jurel	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i>	70,8 (**)	0,094	-0,896	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Gili et al. (1995)
19	Jurel	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i>	63,0 (**)	0,119	-1,113	m&h	cortes de otolitos	Centro-sur Chile	Gili et al. (1995)
20	Jurel	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i>	77,8 (**)	0,077	-1,613	m&h	Escamas	Agua oceánicas	Nosov et al. (1989)
21	Jurel	<i>Trachurus symmetricus murphyi</i>	74,2 (**)	0,111	-0,809	m&h	otolitos enteros	Agua oceánicas	Kochkin (1994)
22	sardina común	<i>Strangomera bentincki</i>	18,0	0,6701	-0,6194	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Gili et al. (2000)
23	sardina común	<i>Strangomera bentincki</i>	18,1	0,745	-0,330	m&h	APM	Centro-sur Chile	Cubillos et al. (2001)
24	sardina común	<i>Strangomera bentincki</i>	17,7	0,79	-0,347	m&h	APM	Centro-sur Chile	Cubillos et al. (2002)
25	ancho veta	<i>Engraulis ringens</i>	19,5	0,569	-1,232	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Gili et al. (2000)
26	ancho veta	<i>Engraulis ringens</i>	20,1	0,514	-0,042	m&h	APM	Centro-sur Chile	Cubillos et al. (2001)
27	ancho veta	<i>Engraulis ringens</i>	20,8	0,444	-0,392	m&h	APM	Centro-sur Chile	Cubillos et al. (2002)
28	besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i>	45,2	0,112	-0,775	m&h	otolitos enteros	Centro-sur Chile	Pino & Cubillos (2002)

(*)Longitud mandíbula inferior – horquilla.

(**)Longitud horquilla.

Tabla 16. Parámetros de crecimiento disponibles para moluscos y crustáceos considerados grupos funcionales en la modelación ecotrófica.

Orden	Nombre común	Especies	Loo (LC, mm)	K (1/año)	to (año)	Sexo	Método	Area	Autor
1	calamar	<i>Loligo gahi</i>	370	0,336	-0,228	M	AFL	austral	Arancibia & Robotham (1984)
2	calamar	<i>Loligo gahi</i>	370	0,336	-0,228	H	AFL	austral	Arancibia & Robotham (1984)
3	calamar	<i>Loligo gahi</i>	370	0,336	-0,228	m&h	AFL	austral	Arancibia & Robotham (1984)
4	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	50,5	0,197	-0,510	M	AFL	central Chile	Roa (1993)
5	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	44,6	0,179	-0,510	H	AFL	central Chile	Roa (1993)
6	camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	40,7	0,199	-0,809	M	AFL	central Chile	Roa & Ernst (1996)
7	camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	48,3	0,174	-0,510	H	AFL	central Chile	Roa & Ernst (1996)
8	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	40,8	0,371	-0,240	M	AFL	Sur del Biobío	Roa & Tapia (1998)
9	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	38,4	0,375	-0,328	H	AFL	Sur del Biobío	Roa & Tapia (1998)
10	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	50,0	0,200	-0,510	M	AFL	Norte del Biobío	Roa & Tapia (1998)
11	langostino colorado	<i>Pleuroncodes monodon</i>	41,3	0,199	-0,510	H	AFL	Norte del Biobío	Roa & Tapia (1998)

(*) en calamar corresponde la longitud dorsal del manto (LDM).

b) Relaciones empíricas

○ **Razón *P/B* de poblaciones bentónicas invertebradas**

El modelo fue establecido a partir de 933 observaciones ($r^2=0,756$) por Brey (1995) para estimar la razón producción-biomasa *P/B* (año^{-1}) de poblaciones de invertebrados bentónicos considerando tres variables continuas y siete variables discretas (dummy). El modelo se resume en la siguiente tabla:

Modelo A1	Coefficientes	Parámetros	Comentarios
$\log(P/B) =$	10,154		Intercepto
	-0,271	$\times \log(W)$	Peso promedio individual (kJ)
	-2824,247	$\times 1/(T + 273)$	Temperatura del agua de fondo ($^{\circ}\text{C}$)
	-0,063	$\times \log(D + 1)$	Profundidad (m)
	+0,130	$\times Life$	¿Epifauna móvil? Sí=1; No=0
	+0,076	$\times Dieta$	¿Carnívoro? Sí=1; No=0
	-0,311	$\times TaxonM$	¿Molusca? Sí=1; No=0
	-0,154	$\times TaxonC$	¿Crustácea? Sí=1; No=0
	-0,266	$\times TaxonP$	¿Poliqueta? Sí=1; No=0
	-0,477	$\times TaxonE$	¿Equinodermata? Sí=1; No=0
	-0,150	$\times Habitat$	¿Hábitat =Lago? Sí=1; No=0

Para los casos en que los taxa no pertenezcan a Molusca, Crustácea, Poliqueta, Equinodermata ni Insecta, fije $TaxonP=1$ y el resto en cero.

○ **Producción de poblaciones de invertebrados bentónicos marinos**

El modelo fue establecido por Tumbiolo y Downing (1994) para estimar la producción somática anual *P* ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$; peso seco) de poblaciones de invertebrados bentónicos marinos

a partir de la biomasa, máximo peso individual, temperatura del agua y profundidad. El modelo se basó en 125 observaciones, obteniéndose un coeficiente de determinación múltiple igual a 0,86. El modelo es el siguiente:

Modelo A2	Coeficientes	Parámetros	Comentarios
$\log(P) =$	+0,240		Intercepto
	+0,960	$\times \log(B)$	Biomasa (g PS m ⁻²)
	-0,210	$\times \log(W)$	Máximo peso corporal individual (g PS)
	+0,030	$\times T$	Temperatura superficial del agua (°C)
	-0,160	$\times \log(D + 1)$	Profundidad (m)

En el caso de moluscos el peso seco (PS) debe ser obtenido libre de concha.

- **Tasa de mortalidad natural en poblaciones de invertebrados bentónicos no explotadas**

El modelo fue establecido por Brey (1995) a partir de 103 observaciones ($r^2 = 0,756$), y utiliza estimaciones de P/B. Cuando el crecimiento individual se ajusta al modelo de crecimiento de von Bertalanffy y la mortalidad puede ser descrita por una simple curva de decaimiento exponencial, entonces $M = P/B$, como fue demostrado por Allen (1971). El modelo es el siguiente:

Modelo A3	Coeficientes	Parámetros	Comentarios
$M =$	0,082		Intercepto
	+0,925	$\times (P/B)$	Razón producción/biomasa (año ⁻¹)

La razón producción/biomasa puede estimarse a partir del Modelo A1, previamente descrito, o por el siguiente modelo establecido por Brey (1995) a partir de 907 observaciones ($r^2=0,880$):

Modelo A1	Coeficientes	Parámetros	Comentarios
$\log(P/B) =$	+1,672		Intercepto
	+0,993	$\times \log(1/T \text{ max})$	Máxima edad (años)
	-0,035	$\times \log(W \text{ max})$	Máximo peso individual (g PS)
	-300,447	$\times (1/(T + 273))$	Temperatura del agua de fondo (°C)

Brey & Gage (1997) analizan poblaciones de invertebrados bentónicos y encuentran el siguiente modelo empírico:

$$\log(Z) = 0,339 + 1,037 \log(K)$$

donde Z es la tasa instantánea de mortalidad total de invertebrados bentónicos no explotados comercialmente ($=M$) y K es la constante de crecimiento del modelo de von Bertalanffy. Esta ecuación log-log presentó un coeficiente de determinación significativo ($r^2=0,695$; $n=83$), y su importancia radica en que la mortalidad natural puede ser estimada para invertebrados bentónicos de importancia comercial sin tener que recurrir a los conocidos modelos empíricos basados en peces. Los autores proponen una metodología a la forma de un índice que permite determinar la posición de una población en el denominado "continuo mortalidad-crecimiento", término acuñado por los autores.

○ **Tasa de mortalidad natural en poblaciones de peces**

Pauly (1980) encontró una relación entre M , K (coeficiente de crecimiento), L_∞ (longitud asintótica) y T (temperatura anual promedio del hábitat, en grados Celsius) a partir de datos compilados de 175 stocks de peces. El modelo de regresión es:

$$\log_{10}(M) = -0,0066 - 0,279 \log_{10}(L_{\infty}) + 0,6543 \log_{10}(K) + 0,4634 \log_{10}(T)$$

Brey (1999) modificó y extendió el modelo de Pauly (1980) incorporando 44 nuevos conjuntos de datos (n=218, r²=0.726). La estimación de la tasa de mortalidad natural es dependiente del peso asintótico (W_∞), longitud asintótica (L_∞), la constante de crecimiento (K) y la temperatura promedio del hábitat (T). El modelo es el siguiente:

$$\ln(M) = 4.355 - 0,083 \ln W_{\infty} + 6,390 \left(\frac{W_{\infty}}{L_{\infty}^3} \right) + 0,627 \ln(K) - 1190,43 \left(\frac{1}{T + 273} \right)$$

Hoening (1983) encuentra una relación empírica entre la tasa de mortalidad total (Z) y la edad máxima observada (Tmax) de varias especies de peces, moluscos y cetáceos. Muchos de los datos pertenecen a stocks inexplorados o levemente explotados de tal manera que Z≈M. El modelo de regresión es:

$$\ln(Z) = 1,44 - 0,982 \cdot \ln(T \text{ max})$$

donde Z representa la tasa de mortalidad total (≈M) y Tmax es la máxima edad observada. Si la edad máxima observada no está disponible, una buena aproximación puede ser obtenida a partir de la máxima edad teórica estimada. Taylor (1959) supone que la edad máxima estimada (t_{max}) ocurre cuando el 95% la cohorte alcanza la longitud asintótica, i.e.

$$t_{\text{max}} = t_0 + \frac{3}{K}$$

donde t₀ y K son parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy.

○ **Razón consumo-biomasa**

Palomares & Pauly (1989) encontraron el siguiente modelo empírico para estimar la razón consumo-biomasa (Q/B) en peces:

$$Q/B = 3,06W_{\infty}^{-0,2018}T^{0,6121}A_r^{0,5156}3,53^h$$

donde W_{∞} es el peso asintótico, T la temperatura en °C, A_r la razón de aspecto de la aleta caudal, y h es un factor que expresa la dieta de la especie, i.e. herbívoro ($h=1$) o carnívoro ($h=0$). La razón de aspecto de la aleta caudal de los peces está relacionada con su nivel de actividad (Palomares & Pauly, 1989).

Más tarde, Palomares & Pauly (1999) desarrollaron el siguiente modelo empírico:

$$\log_{10}(Q/B) = 5,847 + 0,28\log_{10}Z - 0,152\log_{10}W_{\infty} - 1,36(1000/(T + 273,15)) + 0,62 \times A_r + 0,51 \times h + 0,39 \times d$$

En este modelo, d es un factor que, en conjunto con h , define si el ítem presa es un herbívoro ($h=1, d=0$), detritívoro ($h=0, d=1$) o carnívoro ($h=0, d=0$).

○ **Relación entre producción y respiración**

Con los modelos de Humpreys (1979) se estima la producción poblacional P (producción somática y reproductiva, kJoule m⁻²año⁻¹) a partir de respiración R, y viceversa. Los modelos generales son del tipo $\log(P) = a + b\log(R)$ y $\log(R) = a + b\log(P)$. Brey (1999) comunica una nueva relación para invertebrados. Las relaciones son las siguientes:

Taxon	P→R		R→P		<i>n</i>	<i>R</i> ²
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>A</i>	<i>b</i>		
Mamíferos	1,483	1,007	-1,358	0,885	56	¿?
Peces o insectos sociales	1,121	0,839	-0,958	0,912	22	¿?
Invertebrados acuáticos	0,691	0,892	-0,317	0,941	91	0,838

Objetivo Específico 3

Realizar una evaluación y descripción detallada de las diferentes metodologías existentes para el análisis ecosistémico posibles de aplicar en el área de estudio, además de un análisis de los parámetros y certeza de su estimación, con una descripción detallada de sus limitaciones. Validar la metodología propuesta y simular posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados.

a) PRESENTACION ENFOQUE ECOPATH CON ECOSIM (EwE)

INTRODUCCION

Actualmente existe creciente consenso entre científicos pesqueros y administradores de recursos marinos sobre la necesidad de reemplazar los enfoques tradicionales basados en modelos especie-específicos por un ordenamiento basado en el ecosistema, esto es, con enfoques que incorporen explícitamente tanto las interacciones ecológicas, especialmente las de carácter trófico, como otros usos de los recursos del ecosistema distintos de la explotación pesquera.

Sin embargo, existe menor consenso con respecto a las herramientas, tanto conceptuales como analíticas, que deberían utilizarse para formalizar el estudio de las relaciones tróficas entre los componentes del ecosistema. El modelo y software ECOPATH con ECOSIM (**EwE**) ha sido diseñado para la construcción, parametrización y análisis de modelos tróficos con balance de masa, ya sea que estos representen ecosistemas acuáticos o terrestres (ver Christensen & Pauly, 1993; www.ecopath.org).

El modelo ECOPATH se basa en un enfoque planteado originalmente por J.J. Polovina (1984a) para estimar biomasa y consumo de alimento de los grupos funcionales (especies o asociaciones de especies) de un sistema acuático en el ecosistema de “*French Frigate Shoals*”. Posteriormente, ECOPATH fue complementado con varias aproximaciones derivadas de la ecología teórica, especialmente aquellas propuestas por R.E. Ulanowicz (1986) para el análisis de los flujos entre elementos o grupos de un ecosistema dado.

Actualmente, el sistema de ecuaciones ha sido optimizado para su uso directo tanto en análisis de pesquerías como para su aplicación en ecología teórica a través del modelo que incluye la dinámica temporal ECOSIM (Walters *et al.*, 1997).

ECOPATH: el modelo con balance de masa

Desde su desarrollo a inicios de la década de 1980, el enfoque con balance de masa incorporado en **EwE** ha sido utilizado ampliamente para construir modelos de tramas tróficas tanto marinas como de ecosistemas lacustres y terrestres (ver Christensen & Pauly, 1993) habiéndose publicado a la fecha más de un centenar de ellos (ver www.ecopath.org). Lo anterior ha permitido arribar a generalizaciones de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Christensen, 1993), lo que representa un avance importante en el análisis del impacto de la actividad humana en los mismos, por ejemplo a través de la pesca.

ECOPATH genera una representación estática en balance de masa de los recursos y sus interacciones en un ecosistema dado. Las interacciones son representadas por pools de biomasa unidos por sus relaciones tróficas. Los pools de biomasa pueden consistir de una especie particular o grupos de especies ecológicamente relacionados. A su vez, cada grupo puede ser dividido considerando, por ejemplo, cambios ontogenéticos (juvenil/adulto). Una de las ventajas de este enfoque es que la data necesaria para parametrizar el modelo ECOPATH es relativamente simple, a saber: estimados de biomasa, mortalidad total, consumo, composición de la dieta y capturas. Otra ventaja es que esta data generalmente ya se encuentra

disponible a la forma de evaluaciones de stock, estudios ecológicos y en la literatura científica ecológica y pesquera.

La construcción de modelos ECOPATH puede considerarse como un trabajo interdisciplinario que reúne a científicos, el ente administrador (e.g. Subsecretaría de Pesca), universidades (nacionales y extranjeras), grupos de interés tanto públicos como privados (i.e. empresas pesqueras), entre otros. Este tipo de colaboración interdisciplinaria ha quedado de manifiesto en experiencias internacionales tales como las realizadas en el Estrecho Príncipe William, el Estrecho de Georgia y múltiples modelos del Océano Atlántico Norte, los que han sido construidos bajo el proyecto “Sea Around Us”, ejecutado por la Universidad de British Columbia (ver www.fisheries.ubc.ca).

Los resultados clave de estos proyectos incluyen la identificación de requerimientos de data en áreas temáticas específicas necesarias para el manejo ecosistémico de las pesquerías y la identificación y balance de objetivos de ordenamiento entre los agentes que intervienen en el sector pesquero (Christensen *et al.*, 2000).

En su versión actual, ECOPATH parametriza el modelo trófico basado en dos ecuaciones principales. La primera describe los términos de la producción de cada grupo, mientras que la segunda describe su balance de masa (Christensen & Pauly, 1992).

La primera ecuación describe cómo la producción de cada grupo *i* puede ser separada en sus componentes, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned}
 \textit{Producción} = & \quad \textit{capturas} \\
 & + \textit{mortalidad por depredación} \\
 & + \textit{acumulación de biomasa} \\
 & + \textit{migración neta} \\
 & + \textit{otras mortalidades} \qquad \qquad \qquad 1
 \end{aligned}$$

O más formalmente,

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad 2$$

donde: P_i es la tasa de producción total del grupo i ; Y_i es su tasa de captura total; $M2_i$ es la tasa de depredación total para el grupo i , B_i es la biomasa total del grupo i ; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración), BA_i es la acumulación de biomasa del grupo i ; $P_i (1-EE_i)=M0_i$ es la tasa de “otra mortalidad” aquella mortalidad que es independiente de la depredación y capturas.

Esta ecuación incorpora la mayor parte de los componentes de la producción (o mortalidad), siendo la excepción la producción gonadal. Sin embargo, la producción gonadal termina generalmente siendo predada por otros grupos, siendo posible entonces incluirla como mortalidad por depredación u “otras mortalidades”.

La ecuación 2 puede reexpresarse como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad 3$$

ó

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad 4$$

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

Basado en la ecuación 3, para un sistema de n grupos, n ecuaciones lineales pueden expresarse en términos explícitos, a saber:

$$\begin{aligned}
 & B_1 \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_1 \cdot EE_1 - B_1 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_1 \cdot DC_{11} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{21} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{n1} - Y_1 - E_1 - BA_1 = 0 \\
 & B_2 \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_2 \cdot EE_2 - B_1 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_1 \cdot DC_{12} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{22} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{n2} \dots - Y_2 - E_2 - BA_2 = 0 . \\
 & \cdot \\
 & \cdot \\
 & B_n \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_n \cdot EE_n - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{1n} - B_2 \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_2 \cdot DC_{2n} \dots - B_n \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_n \cdot DC_{nn} \dots - Y_n - E_n - BA_n = 0
 \end{aligned}$$

Este sistema de ecuaciones lineales puede, a su vez, ser reexpresado de la siguiente forma:

$$\begin{aligned}
 & a_{11}X_1 + a_{12}X_2 + \dots a_{1m}X_m = Q_1 \\
 & a_{21}X_1 + a_{22}X_2 + \dots a_{2m}X_m = Q_2 \\
 & \cdot \\
 & \cdot \\
 & \cdot \\
 & a_{n1}X_1 + a_{n2}X_2 + \dots a_{nm}X_m = Q_n
 \end{aligned}$$

con n=número de ecuaciones y m=número de incógnitas.

Esto puede ser expresado en notación matricial como sigue:

$$[X]_m = [A^{-1}]_{n,m} \cdot [Q]_m$$

Si el determinante de la matriz es cero o si la matriz no es cuadrada, entonces no existe la inversa ordinaria. Sin embargo, es posible obtener una inversa generalizada aplicando el método de MacKay (1981).

Si el conjunto de ecuaciones está sobredeterminado (más ecuaciones que incógnitas) y las ecuaciones son inconsistentes unas con otras, entonces, el método de la inversa generalizada entrega estimados por mínimos cuadrados, los que minimizan las diferencias. Por otro lado, si el sistema está subdeterminado (*i.e.* más incógnitas que ecuaciones), entonces es posible encontrar una respuesta que sea consistente con la data. Sin embargo, esta no será una respuesta única.

De los términos de la ecuación 3, 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 . Normalmente, Z se estima mediante técnicas estándar de evaluación de stock. La “otra mortalidad” ($M0_i$) incluye toda la mortalidad que no se debe a la depredación ni captura (*i.e.* mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), y se calcula internamente como:

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

donde: EE_i es la denominada “eficiencia ecotrófica” de i , y representa la proporción de la producción del grupo i que se utiliza dentro del sistema. El término que describe la mortalidad por depredación $M2$ es el que conecta los grupos (presas y predadores) del sistema, según la siguiente ecuación:

$$M2_i = \sum_{j=1}^n Q_j \cdot DC_{ji}$$

donde: la sumatoria es sobre todos los n predadores que se alimentan de la presa i , Q_j es la tasa de consumo total para el grupo j , y DC_{ji} es la fracción con que la presa i contribuye a la dieta del predador j . Q_j se calcula como el producto entre B_j y Q/B_j .

Una aplicación importante de la ecuación anterior es que la información concerniente a las tasas de consumo y dieta de un predador dado sobre una presa particular puede ser utilizada para estimar el coeficiente de mortalidad por depredación para el grupo presa, o alternativamente, si se conoce la mortalidad por depredación para una presa dada entonces, la ecuación puede ser utilizada para estimar las tasas de consumo para uno o más predadores.

Para la parametrización del modelo, ECOPATH establece un sistema con (al menos en principio) tantas ecuaciones como grupos incluidos en el sistema y resuelve el sistema de ecuaciones para sólo uno de los siguientes parámetros de cada grupo:

- biomasa;
- razón producción/biomasa;
- razón consumo biomasa; o
- eficiencia ecotrófica.

Si sólo tres de estos parámetros han sido ingresados, entonces los siguientes parámetros deben ingresarse complementariamente para todos los grupos:

- Tasa de captura;
- Tasa de migración neta;
- Tasa de acumulación de biomasa;
- Tasa de asimilación de alimento; y
- La composición de la dieta.

El balance energético de una caja

Un grupo (o caja) en ECOPATH puede ser un grupo de especies relacionadas ecológicamente, una especie biológica o un único grupo de edad/talla dentro de una especie particular. En este modelo, las entradas y salidas de energía de cada grupo deben estar balanceadas. La ec. 1 de ECOPATH incluye sólo la producción de una caja, la que se iguala a la depredación+capturas+migración neta+biomasa acumulada+otra mortalidad. Una vez que sea ha ingresado todos los parámetros de entrada el balance de energía en cada grupo se cumple con la siguiente ecuación:

$$\text{Consumo} = \text{producción} + \text{respiración} + \text{alimento no asimilado} \quad 5$$

Esta ecuación define el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático, los costos metabólicos y los productos

ECOSIM: El modelo con dinámica temporal

El modelo ECOSIM posee la capacidad de realizar simulaciones dinámicas en el nivel ecosistémico, basándose en los parámetros clave utilizados por ECOPATH. Los aspectos clave de modelación incorporados en ECOSIM son:

- La utilización de los resultados del balance de masa desde ECOPATH para la estimación de parámetros;
- Efectos de comportamiento a micro-escala;
- Velocidad de reproducción variable, lo que permite la modelación realista de las dinámicas de grupos de crecimiento rápido (*e.g.* fitoplancton) y grupos de crecimiento lento (*e.g.* cetáceos);

- Efectos del comportamiento a micro escala en tasas a macroescala: se incorpora explícitamente el tipo de control de arriba hacia abajo (top-down) y de abajo hacia arriba (bottom-up);
- Incluye dinámicas de biomasa y estructura de tamaños para grupos clave en el ecosistema, usando una combinación de ecuaciones diferenciales y de diferencia.

ECOSIM utiliza un conjunto de ecuaciones diferenciales que expresan las tasas de flujo de biomasa entre grupos como una función de la variación temporal de las biomasa y de las tasas de captura. Así, ECOSIM permite efectuar simulaciones dinámicas cuantitativas de las principales uniones depredador-presa en la trama trófica de un ecosistema cualquiera, utilizando los parámetros básicos utilizados para construir el modelo trófico ECOPATH (Ec. 1).

El sistema de ecuaciones diferenciales expresa las tasas de flujo de biomasa entre los distintos pools de un modelo trófico ECOPATH como una función de la variación temporal tanto de las biomasa como de las tasas de mortalidad por pesca. La ecuación básica en ECOSIM es la siguiente:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M_o B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j) \tag{6}$$

donde $f(B)$ es una función de B_i ; B_i es la biomasa del grupo i ; M_o es la tasa de mortalidad del grupo i debida a causas diferentes e independientes de la depredación y capturas; 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 .

Al ingresar estimados de $f(B)$ y $c_{ij}(B_i, B_j)$ el sistema de ecuaciones descrito por la ecuación 6 puede ser integrado en el tiempo con tasas de mortalidad por pesca (F) variables, entregando entonces predicciones dinámicas de biomasa para todo i , las que son un 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 otros pools con los cuales interactúa el grupo i .

Estimación de $F(B)$

Si el grupo i es un productor primario, entonces se utiliza una relación simple de saturación, cuya expresión es:

$$f(B_i) = v_i B_i / (1 + B_i h_i)$$

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

Estimación del consumo

En la literatura ecológica existen varias relaciones funcionales para predecir los flujos de consumo $c_{ij} (B_i, B_j)$ que representen tanto los patrones de encuentro entre las presas y los predadores como los fenómenos fisiológicos y de comportamiento de las especies, por ejemplo la saciedad en los predadores. En el contexto pesquero, las interacciones de depredación han sido representadas o predichas principalmente desde el modelo de Lotka-Volterra o "acción de masa", con la siguiente expresión:

$$c_{ij} = (B_i, B_j) = a_{ij} B_i B_j \tag{7}$$

donde a_{ij} representa la tasa de mortalidad instantáneas sobre la presa i por unidad de biomasa del predador j (Andersen & Ursin, 1977 *fide* Christensen *et al.*, 2000). En ecología teórica esta interpretación, que se asemeja a la definición de capturabilidad de a_{ij} , corresponde a interpretar a_{ij} como la “tasa de búsqueda efectiva” del consumidor (Holling, 1959 *fide* Christensen *et al.*, 2000) medido por unidad de biomasa del consumidor. Desde la perspectiva del modelo ECOPATH, la ecuación anterior es conveniente ya que cada a_{ij} puede calcularse directamente desde los flujos estimados, esto es, $a_{ij} = Q_{ij} / (B_i B_j)$.

Una de las limitaciones de la ecuación 7 es que no incluye saciedad de los predadores. Sin embargo, el principal problema es que en la naturaleza los patrones de encuentro entre predadores y presas rara vez son aleatorios en el espacio. Por el contrario, existen mecanismos físicos y de comportamiento que limitan las tasas en las cuales las presas se encuentran disponibles para los predadores.

En ECOSIM cada grupo presa B_i tiene un componente disponible para cada consumidor j , V_{ij} , en cualquier momento del tiempo (Fig. 10). Esta biomasa V_{ij} puede intercambiarse con la biomasa disponible de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$dV_{ij} / dt = v_{ij} (B_i - V_{ij}) - v_{ij} V_{ij} - a_{ij} V_{ij} B_j \quad 8$$

esto es, V_{ij} gana biomasa desde la fracción actualmente no disponible ($B_i - V_{ij}$) a una tasa v_{ij} , la biomasa vuelve a sus estado inaccesible a una tasa $v_{ij} V_{ij}$ y la biomasa se remueve desde V_{ij} por el consumidor a una tasa de encuentro tipo Lotka-Volterra de $v_{ij} V_{ij} B_j$. Bajo el supuesto que el intercambio de procesos entre V y B opera en escalas de corto plazo relativas a B_i y V_j , V_{ij} debería situarse cercano al equilibrio que resulta de igualar $dV/dt=0$ en la ecuación de intercambio, esto es:

$$V_{ij} = v_{ij} B_i / (2v_{ij} + a_{ij} B_j) \quad 9$$

Como este equilibrio varía con B_i y B_j entonces, la ecuación que predice el flujo de consumo de la presa i hacia el predador j tiene la siguiente forma:

$$c_{ij}(B_i, B_j) = a_{ij} v_{ij} B_i B_j / (2v_{ij} + a_{ij} B_j) \quad 10$$

De lo anterior se desprende que si el parámetro vulnerabilidad (v) es alto, entonces el reemplazo de la biomasa vulnerable agotada por el predador utilizará la fracción invulnerable de la biomasa. Por lo tanto, utilizar un valor alto de v (*i.e.* cercano a 1) implica un control por predadores (de arriba a abajo). Contrariamente, si v es bajo, entonces el reemplazo de la biomasa desde la fracción inaccesible a la disponible será lento, y la cantidad consumida por el predador estará determinada principalmente por el valor de v más que por el valor de la biomasa del predador. Por lo tanto, un valor bajo de v (*i.e.* cercano a cero) implica control por las presas (de abajo a arriba).

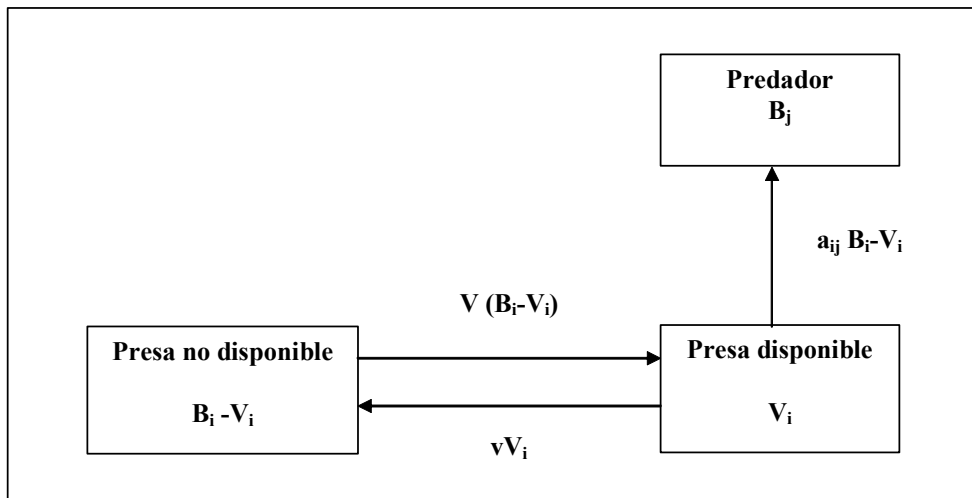


Figura 10. Simulación de los flujos entre la biomasa disponible (V_i) y no disponible ($B_i - V_i$) de la presa en **EwE**. El parámetro a_{ij} es la tasa de búsqueda de la presa i por el predador j , v es la tasa de intercambio entre el estado vulnerable y el invulnerable. El balance instantáneo entre ambos estados de la biomasa de la presa implica que $V_i = vB_i / (2v + a_{ij} B_j)$. Modificado de Walters *et al.* (1997).

Sintonización del modelo utilizando series de tiempo de biomasa u otra medida de abundancia

El modelo **EwE** se calibra con información adicional correspondiente a series de tiempo de biomasa u otras medidas de abundancia de los principales recursos pesqueros de Chile central. Entonces, se utiliza series de tiempo de biomasa para sintonizar los valores tanto de biomasa como de vulnerabilidad predichas por el modelo para cada grupo. Este ajuste se realiza a través de una medida estadística de la bondad de ajuste de las biomosas simuladas a las series de tiempo de biomasa (u otras medidas de abundancia) anteriormente descritas (ver Christensen *et al.*, 2000; www.ecopath.org).

PRESENTACION OSMOSE (Shin & Cury, 2001)

El enfoque individuo-basado está adquiriendo creciente interés entre ecólogos (Huston *et al.*, 1988; DeAngelis y Gross, 1992; Van Winkle *et al.*, 1993; DeAngelis *et al.*, 1994; Grimm, 1999). Este enfoque implica, básicamente, seguir el destino de todos los individuos a través de su ciclo de vida, asignando reglas de comportamiento asociadas a la interacción local entre el individuo y el ambiente. El enfoque individuo-basado postula que los eventos aparentemente poco importantes a nivel individual pueden tener efectos significativos en el estado global y dinámica de la población (Uchmanski & Grimm, 1996).

En lo que concierne al estudio de comunidades existen algunos casos donde el modelo individuo-basado ha generado nueva luz con respecto a la comprensión de aspectos de la ecología de las poblaciones. Por ejemplo, si la población es pequeña, entonces los modelos de variables de estado podrían aumentar las probabilidades de extinción de las especies (DeAngelis & Gross, 1992). En forma complementaria, la modelación de los procesos de depredación a nivel del individuo requiere la incorporación explícita de la interacción espacial. Este tipo de interacción puede explicar prolongadas coexistencias entre especies que compiten y que difieren muy poco en el uso de los recursos tróficos (Uchmanski & Grimm, 1996).

El oportunismo en el proceso de depredación constituye un supuesto básico. Este oportunismo es manejado al nivel individual con la aplicación del “principio de localización”. Este señala que el estado individual sólo es afectado por organismos que están localizados en su vecindad espacial y temporal (DeAngelis & Gross, 1992). La posibilidad de un enfoque individuo-basado también es justificada por el segundo supuesto del modelo asociado al criterio de selección de presa por el depredador, basado en los respectivos tamaños individuales.

Un paso decisivo en la elección del modelo es la elección de la entidad biológica correspondiente para el cálculo individual. Para realizar una simulación manejable, el modelo no llega al un nivel de pez, sino que corresponde a un nivel agregado, consistente de un grupo

de peces con atributos biológicos similares sujetos a reglas asociadas al proceso modelado. En efecto, el número total de peces (desde el estado de huevo a pez adulto), puede ser manejado como una cantidad alcanzando en el sistema analizado un valor del orden de 10^{12} . Scheffer *et al.* (1995) sugieren que la utilización de un grupo de peces de características similares, en lo que se denomina “súper individuo“, permite modelar una gran población de individuos, evitando el sesgo potencial que puede inducir la reducción del número de individuos en la población.

La unidad de interacción del modelo, o “súper individuo”, es un grupo de individuos que comparten características similares como tamaño, coordenadas espaciales, requerimiento alimenticio y pertenecen a la misma especie (características fisiológicas y morfológicas similares). Por conveniencia, este grupo puede ser llamado un grupo de peces. De igual forma como el desarrollo de una agregación puede estar relacionada con el concepto de cardumen, condición presente en el 80% de las especies de peces, al menos durante algún estado de su ciclo de vida (Burgess & Shaw, 1979).

Los cardúmenes de peces son generalmente más heterogéneos que los grupos de peces del modelo. Un ejemplo de esto es que el tamaño de los cardúmenes puede variar (Misund, 1993), así como la composición de especies (Bakun & Cury, 1999) y la homogeneidad en las características de tamaño del cuerpo de los individuos del cardumen (Freón, 1984; Pitcher *et al.*, 1985). Pitcher (1983) sugiere una definición general para un cardumen de peces, esto es, un grupo de peces que se mueve sincronizadamente en la misma dirección.

La arquitectura del Simulador de Ecosistemas Marinos Explotados Objeto-Orientado (OSMOSE) es jerárquica desde el grupo de peces que proviene de una cohorte y pertenece a una especie (ver Fig. 13). Existen cuatro clases de modelos posibles para representar entidades ecológicas particulares, a saber:

- (a) la clase “sistema”,
- (b) la clase “especie”,

- (c) la clase “clase de edad”, y
- (d) la clase “súper individuo”.

Además, existen dos clases para representar el ambiente espacial de los peces, a saber:

- (e) la clase “grilla” y
- (d) la clase “célula”.

En el ambiente espacial los grupos de peces se mueven a través de una grilla en dos dimensiones, representadas por un set de células tal como:

$$C_{x,y} : \{C_{x,y} \mid X \in [0, X], y \in [0, Y,]\}$$

con límites cerrados donde los márgenes X e Y pueden ser definidos. Desde cada grupo de edad se crea un número de modelos objeto que constituyen una parte del sistema modelado. La estructura jerárquica del OSMOSE hace posible la investigación de algunas variables clave para distintos niveles de agregación, en abundancias particulares, con una distribución espacial de peces por especie y un determinado tamaño espectral del ecosistema. De hecho, como el estado de cada grupo de peces individuales es conocido, el estado de la población u otra entidad de agregación puede ser simplificada generando sumatorias (o calculando la media, varianza, etc.) de los atributos de todos los individuos de características similares (*e.g.* edad, tamaño, especies).

El OSMOSE puede dar cuenta de diferentes niveles de riqueza de especies por la intensificación de cómo muchas especies objeto son requeridas. Estos son caracterizados por varios parámetros de entrada, tal como sobrevivencia (longevidad, tasas de mortalidad), crecimiento (parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, factor de condición) y reproducción (edad de madurez, fecundidad relativa) que están disponibles para muchas especies en la literatura o en bases de datos como el FishBase (Froese & Pauly, 1997). A un alto nivel de agregación el sistema puede ser modelado por la riqueza de especies, tipo de

ensamble entre especies, capacidad de carga (tipo de dinámica o valor promedio) y escenario de pesca.

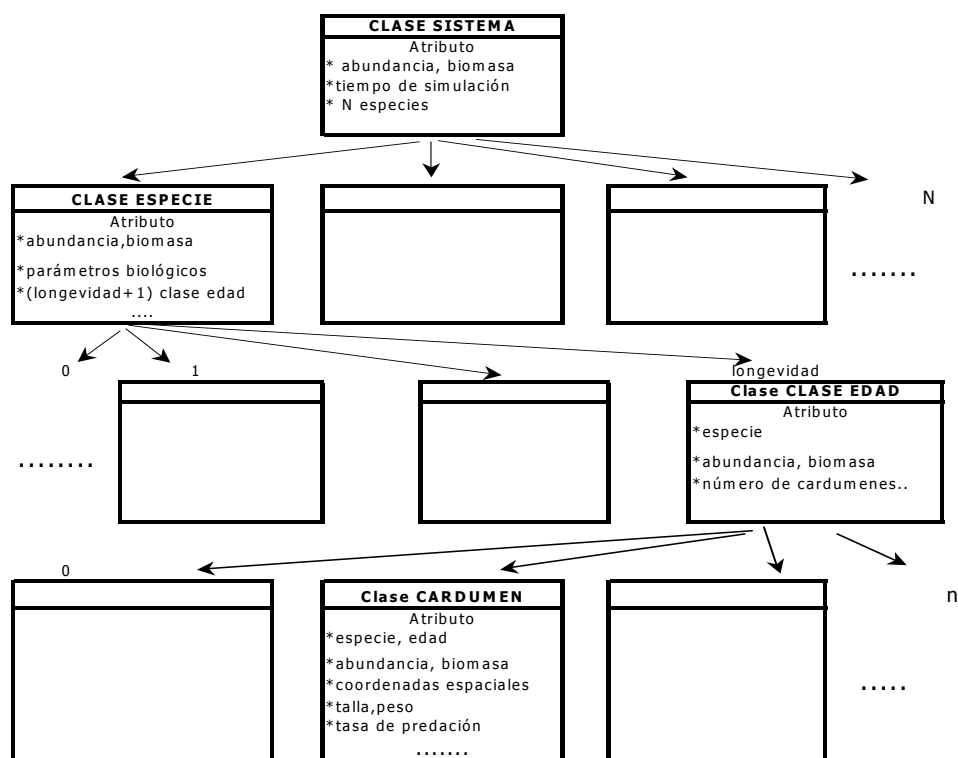


Figura 11. Diagrama de clases del modelo OSMOSE. Para cada clase, se ordenan los atributos principales.

a) Hipótesis e implementación

Las características de OSMOSE permiten considerarlo como un “Modelo de Ecosistema” ya que tiene la posibilidad de estudiar un conjunto extensivo de especies. Además, es un Modelo Dinámico y Espacial, ya sea estructurado por edad o talla. OSMOSE también puede ser definido como un Modelo Exploratorio y Genérico ya que permite analizar diferentes escenarios (mortalidad por pesca, interacción biológica), mientras que es genérico porque

utiliza reglas simples de interacción a nivel individual, y requiere datos fácilmente obtenibles con la posibilidad de ser utilizado en diferentes sistemas.

La hipótesis ecológica considera implementar el comportamiento de la depredación individual y dejar que la trama trófica sea una resultante; en otras palabras, no hay relaciones pre-establecidas de depredación y competencia. Cousins (1991) sostiene que cualquier pez puede ser potencialmente una presa o un predador dependiendo de su tamaño. Por otra parte, los peces piscívoros pueden cambiar oportunamente de especies presas en relación con la condición de la abundancia de las presas y su tamaño característico. En este sentido, OSMOSE toma en cuenta la omnivoría, el canibalismo y variabilidad en las dietas en tiempo y espacio.

Los procesos biológicos de OSMOSE se pueden agrupar como sigue:

PROCESO	DESCRIPCION	NIVEL
Capacidad de carga	Compara la biomasa total de especies no piscívoras y la capacidad de carga.	Cardumen
Forrajeo (foraging)	Movimiento hacia las densidades mayores en celdas adyacentes de presas potenciales.	Cardumen
Depredación	⇒Co-ocurrencia espacio-temporal ⇒Adecuación del tamaño para la selección de presas	Cardumen
Mortalidad Inanición	Cuando la eficiencia de la depredación es menor o igual que un valor crítico, la mortalidad es una función decreciente de la eficiencia de depredación (E)	Cardumen
Crecimiento	Modelo de von Bertalanffy	Cardumen
Reproducción	Función proporcional a la biomasa desovante	Especies
⇒Plasticidad fenotípica del crecimiento e indirectamente de la reproducción en relación con la ingesta de alimento.		

Capacidad de carga

En OSMOSE la capacidad de carga corresponde a la máxima biomasa total de peces no piscívoros. La condición de piscivoría puede ser definida como input, dependiendo de la taxonomía y la edad. Por defecto, todos los peces de edad 1+ se consideran piscívoros y todos los de edad 0 como no piscívoros. La dinámica de la capacidad de carga puede ser modelada de diferentes formas y dependiendo del ecosistema considerado (dinámica estacionaria, aleatoria, periódica, o con ocurrencia de una anomalía).

La capacidad de carga se asume homogénea en toda la grilla espacial. De esta manera, al comienzo de cada iteración un valor de capacidad de carga puede ser atribuida localmente a cada celda de la grilla de simulación. Luego, dentro de cada celda, la biomasa total de no piscívoros se compara con la capacidad de carga local: i) bajo la capacidad de carga, la limitación es que no tiene efecto sobre la sobrevivencia; y ii), por sobre la capacidad de carga, la biomasa de no-piscívoros es reducida al nivel de la capacidad de carga. La reducción en la biomasa opera uniformemente entre los grupos de peces no piscívoros: la misma fracción de biomasa es removida de cada grupo.

Forrajeo

Este proceso, como el de depredación, le concierne solamente a los grupos piscívoros. En ambos procesos el orden en el cual los grupos actúan se obtiene aleatoriamente en cada nuevo paso de tiempo o iteración. El forrajeo consiste en evaluar las condiciones tróficas favorables de la vecindad de un grupo. El criterio del desplazamiento del grupo es la búsqueda de celdas en la cual la biomasa de presas potenciales es la más alta. El grupo de presas potencial consiste de todos los peces que tengan un tamaño inferior al tamaño crítico.

Depredación

Después que ocurre el desplazamiento de un grupo hacia una zona de presas potenciales, ocurre la alimentación provocando una mortalidad por depredación explícita para cada especie presa blanco. Dos criterios forman la base del proceso de depredación: i) existe co-ocurrencia espacio-temporal; y ii) la razón de tamaños predador-presa es inferior al valor umbral (estimada en 3,5 de la base FISHBASE 97). Una de las primeras consecuencias de estas reglas simples es que una especie puede ocupar diferentes niveles tróficos en el sistema, dependiendo del grupo de edad o tamaño considerado; *i.e.* dos especies pueden ser simultáneamente predador o presa sobre cada una. Este oportunismo puede también provocar canibalismo.

Crecimiento

Las tasas de crecimiento promedio anual en longitud sigue el modelo de von Bertalanffy. La tasa de crecimiento es re-ajustada para tomar en cuenta la cantidad de alimento ingerido por cada grupo durante cada paso de tiempo.

Mortalidad por inanición

La mortalidad por inanición se asume afecta a los grupos cuando la ración de alimento es tan baja que no puede proveer los requerimientos mínimos de mantención.

Mortalidad por pesca

La mortalidad por pesca es representada por un vector, el cual es establecido como input al modelo para las especies s .

Reproducción

Cada especie tiene una fecundidad relativa como un input atributo, i.e. el número de huevos desovado por gramo de hembra madura. Se asume que la proporción sexual es de 1:1 para todas las especies.

ANÁLISIS DE POBLACION VIRTUAL MULTI-ESPECIFICO (MSVPA)

INTRODUCCION

El análisis de los cambios de abundancia y biomasa de las poblaciones marinas es un área de investigación constante en evaluación de stock (Quinn y Deriso, 1999). Entre los métodos más utilizados para la evaluación de recursos pesqueros ubican aquellos que consideran una dinámica edad estructurada para la población, representando la base para el manejo de importantes pesquerías mundiales (Megrey, 1989).

En términos generales, se reconocen dos tipos de métodos basados en la composición por edad en las capturas. Por una parte está el Análisis Secuencial de Población (ASP), que ha sido una de las técnicas más utilizadas para evaluar stocks. Este método fue planteado por Gulland (1965), y se basa en la ecuación de sobrevivencia numérica de una cohorte, modelada a través del decaimiento exponencial del número de ejemplares y en la ecuación captura de Baranov (Beverton & Holt, 1957; Ricker, 1975).

El segundo tipo de métodos de captura a la edad, se conocen en la literatura como “Métodos Estadísticos de Captura a la Edad”. Estos métodos poseen varias ventajas en relación al enfoque de Gulland (1965), las que se asocian básicamente con el proceso de estimación, que considera la existencia de un error de observación, siendo posible reconstruir la dinámica de la población explotada y entregar estimaciones de las tasas de mortalidad y abundancia poblacional bajo un criterio estadístico.

Los principales supuestos sobre los que trabajan los enfoques previamente descritos corresponden a: i) tasas de mortalidad natural constante entre años y edad (Schnute, 1987); ii) la existencia de una población cerrada; y, iii) que la principal causa de mortalidad en el área de distribución del stock es la pesca (Megrey & Weststad, 1988). De esta forma la principal variable a modelar es la tasa de mortalidad producto de la pesca, aunque se reconoce que la

pesca por sí sola no puede dar cuenta de toda la variabilidad en las clases anuales. Esta afirmación está respaldada por diversos estudios que demuestran la existencia de importantes sesgos asociados a considerar tasas de mortalidad natural constante en las evaluaciones edad-estructuradas (Sims, 1984; Mertz y Myers, 1997).

En la actualidad, un área de investigación en desarrollo es el análisis de las interacciones tróficas entre las especies, por medio de la incorporación de tasas de mortalidad variables en los modelos con estructura de edad (Sparre, 1991; Arancibia *et al.*, 1997; Livingston & Methot, 1998; Livingston y Jurado-Molina, 2000). Se reconoce que la mortalidad por depredación es uno de los factores más importantes de mortalidad en juveniles y adultos (Payne *et al.*, 1987; Livingston y Methot, 1998; Jurado-Molina, 2001).

La existencia de un escenario de interacciones entre especies no es un tema nuevo. En efecto, Beverton y Holt (1957) reconocieron tempranamente la posibilidad de efectos multi-específicos en los parámetros de historia de vida de peces. Sin embargo, sus modelos fueron aplicados asumiendo estos efectos constantes de año en año. Este supuesto fue cuestionado por los estudios de contenido estomacal realizados por Daan (1973 *vide* Pope 1991), y por el trabajo pionero de Andersen y Ursin (1977). En términos generales, ellos sugieren que la mortalidad natural puede ser influenciada por el tamaño del stock del predador (Pope, 1991).

El trabajo de Andersen y Ursin (1977) fue el primer intento de descripción cuantitativa de este tipo de modelos. No obstante, el valor de este modelo no fue operacional debido al gran número de parámetros a estimar (Sparre, 1991). Sin embargo, otros métodos alternativos surgieron de la simplificación del modelo de Andersen y Ursin (1977), facilitando con ello el desarrollo del Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA). Entre las investigaciones de mayor influencia se encuentran los trabajos de Helgason y Gislason (1979) y Sparre (1980), los cuales sugieren que la estimación de mortalidad natural puede obtenerse por la solución simultánea de un Análisis de Población Virtual (APV) para más de un stock y, en consecuencia, se traduce en un ejercicio numérico para estimar las mortalidades por pesca y

depredación, por año y grupo de edad, en forma simultánea para más de una especie, en base a datos de captura y edad, además de información del contenido estomacal por grupo de predador y presa (Sparre, 1991).

El MSVPA es un enfoque promisorio de modelación debido, en gran parte, a su potencialidad para generar información adicional para los investigadores y administradores de pesquerías. En el desarrollo de este modelo existió considerable aporte del International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Multispecies Assessment Working Group. Este grupo de trabajo ha jugado un rol crítico tratando de corregir el problema asociado con la divergencia entre los científicos responsables de la colección de la data y los modeladores. Además, han sido exitosos en el desarrollo de una herramienta computacional para realizar el MSVPA y el análisis posterior de la información de salida. Sus resultados indican que la depredación ejerce gran influencia en la dinámica poblacional de las especies de peces del Mar del Norte (Sissenwine y Daan, 1991).

Otro resultado importante del Multispecies Assessment Working Group es el reconocimiento de que el MSVPA es muy sensible al reclutamiento. Por lo tanto, el asesoramiento al manejo pesquero basado en los resultados del MSVPA podría ser robusto a la variabilidad del reclutamiento, siempre y cuando exista una fuerte asociación entre las especies involucradas en la modelación (Sisenwine y Daan, 1991).

DESCRIPCION DEL MODELO

La modelación de la interacción predador-presa, y específicamente el MSVPA, se basa principalmente en el trabajo de Andersen y Ursin (1977). Bajo este enfoque, la mortalidad natural es separada en dos componentes, a saber: una mortalidad natural residual constante ($M1$) y una mortalidad por depredación ($M2$). El término $M1$ incorpora todas las fuentes de mortalidad natural que no están asociadas con depredación, tal como longevidad, enfermedades, etc. Por otra parte, la estimación de $M2$ plantea el concepto de "coeficiente de

adecuación". Este coeficiente representa el grado de preferencia de una cierta presa como alimento para el depredador, la vulnerabilidad de la presa y otros factores como el traslape geográfico de las poblaciones de adultos y juveniles (Sissenwine y Daan, 1991). Este índice también puede definirse como una medida de la conveniencia de una presa particular como alimento para un predador específico (Sparre, 1991). Los coeficientes de adecuación se definen operacionalmente a través del contenido estomacal relativo, la razón de consumo anual, el peso a la edad y la abundancia promedio del predador.

En el modelo, el número de muertes de la especie presa p a la edad a , causada por mortalidad natural en el año t se estima como sigue:

$$D_{p,a,t} = M\bar{N}_{p,a,t} = (M1_{p,a} + M2_{p,a})\bar{N}_{p,a,t} \quad 1$$

donde $\bar{N}_{p,a,t}$ es la abundancia promedio de la población de la especie presa p . Por otra parte, el número de muertes causada por depredación en la clase de edad a de la especie presa p en el año t esta dado por:

$$P_{p,a,t} = M2_{p,a,t} \bar{N}_{p,a,t} \quad 2$$

$P_{p,a,t}$, se estima como la sumatoria del número de muertes producida por cada clase de edad j del predador i .

$$P_{p,a,t} = \sum_{i,j} P_{p,a,t,i,j} \quad 3$$

donde cada $P_{p,a,t,i,j}$ está definido por:

$$P_{p,a,t,i,j} = M2_{p,a,t,i,j} \bar{N}_{p,a,t} \quad 4$$

A partir de la Ec. 4, la mortalidad por depredación causada por un predador de un grupo de edad, sobre un determinado grupo de edad de presa es:

$$M2_{p,a,t,i,j} = \frac{P_{p,a,t,i,j}}{\bar{N}_{p,a,t}} \quad 5$$

Al igual que la Ec. 3, la estimación de la depredación total para un grupo de edad de cada presa es la suma de todos los componentes individuales, esto es:

$$M2_{p,a,t} = \sum_i \sum_j M2_{p,a,y,i,j} + M2_{\text{otros predadores}} \quad 6$$

En esta ecuación, el término $M2_{\text{otros predadores}}$ representa la contribución a $M2$ por otros predadores.

La Ec. 5 señala que la estimación de $M2$ involucra dos parámetros conocidos (P y \bar{N}) para resolver la ecuación. Por consiguiente, se necesita una forma alternativa para determinar $P_{p,a,t,i,j}$. Un paso útil es definir la “biomasa adecuada de presas” para el grupo de edad j del predador i , como:

$$BS_{i,j} = S_{i,j,op} B_{op} + \sum_p \sum_b S_{i,j,p,a,t} W_{p,a} \bar{N}_{p,a,t} \quad 7$$

En esta expresión, B_{op} representa la biomasa de “otras presas”, $W_{p,a}$ es el peso de la presa p y $S_{i,j,p,a,t}$ es el coeficiente de adecuación. $S_{i,a,op}$ denota el coeficiente de adecuación de otras

presas. Siguiendo a Magnússon (1995), la cantidad total de presa p de edad a consumida por un predador i es:

$$P_{i,j,p,a} = \frac{BS_{i,j,p,a}}{BS_{i,j}} R_{i,j} \bar{N}_{i,j} \quad 8$$

donde $R_{i,j}$ es la razón de consumo anual de individuos de edad a del predador i , que se asume constante, y $\bar{N}_{i,j}$ corresponde a la abundancia promedio de predador. Resolviendo a partir de las ecuaciones 5, 6 y 8, se obtiene:

$$M2_{i,j,p,a} = \frac{P_{i,j,p,a}}{W_{p,a} \bar{N}_{p,a}} = \frac{S_{i,j,p,a} R_{i,j} \bar{N}_{i,j}}{BS_{i,j}} \quad 9$$

Luego, la mortalidad por depredación del grupo de edad a de presa p es estimada utilizando la ecuación (6).

En la estimación de la mortalidad por depredación se requiere una estimación de los coeficientes de adecuación. La estimación de estos coeficientes involucra varios pasos. En primer lugar, se necesita definir el contenido estomacal relativo o la fracción de depredación sobre la presa p , de la forma:

$$U_{p,a,t,i,j} = \frac{\bar{N}_{p,a,t} W_{p,a,t,i,j} S_{p,a,t,y,j}}{\sum_{p+1} \sum_a \bar{N}_{p,a,t} W_{p,a,t,i,j} S_{p,a,t,i,j}} \quad 10$$

Esta expresión es una definición operacional de los coeficientes de adecuación, la cual señala que los coeficientes son un factor ponderador que determina la disponibilidad de la presa p como alimento para el predador i (Gislason y Sparre, 1987). De esta manera, si se tiene los

valores de los pesos individuales $W_{p,a,t,i,j}$ y la abundancia promedio de la población de predador $\bar{N}_{p,a,t}$, entonces los coeficientes de adecuación para cada combinación predador-presa se estiman a través de la Ec. 10, obteniéndose entonces los parámetros al aplicar la siguiente restricción:

$$\sum_p \sum_a S_{p,a,t,i,j} = 1 \quad 11$$

Una solución explícita para $S_{p,a,t,i,j}$, está dada por la siguiente ecuación:

$$S_{p,a,t,i,j} = \frac{\frac{U_{p,a,t,i,j}}{\bar{N}_{p,a,t,i,j} W_{p,a,t,i,j}}}{\sum_p \sum_a \frac{U_{p,a,t,i,j}}{\bar{N}_{p,a,t,i,j} W_{p,a,t,i,j}}} \quad 12$$

Una vez determinados los coeficientes de adecuación $S_{p,a,t,i,j}$, $P_{p,a,t,i,j}$ puede determinarse a través de Ec. 8 y los componentes de $M2$ utilizando la Ec. 9. Luego, la mortalidad total por depredación para el grupo de edad a de la especie presa p en el año t se estima con la Ec. 6.

Al analizar la secuencia de ecuaciones presentadas (1–12), se aprecia la existencia de un problema computacional en la solución de las ecuaciones. Para estimar la abundancia de predadores y presas en el océano a partir de información de las capturas y del contenido estomacal del predador, debe conocerse tanto las mortalidades por pesca como la mortalidad por depredación. De la misma forma, para calcular la mortalidad por depredación debe conocerse el tamaño poblacional y los coeficientes de adecuación (Sparre, 1991). Este problema, se resuelve en el modelo a través de un procedimiento iterativo que involucra tres algoritmos, uno para estimar $M2$, el segundo para obtener el tamaño del stock (N) y las mortalidades por pesca (F), y el último para definir los coeficientes de adecuación (Figura 12). El primer algoritmo se utiliza en la estimación de las mortalidades por pesca F y el tamaño del

stock N . Este algoritmo se aplica en conjunto con el algoritmo II, para estimar $M2$. Finalmente, con el tercer algoritmo se estima los coeficientes de adecuación fijando valores para el tamaño del stock. Una descripción detallada de estos algoritmos y su aplicación se encuentra en Sparre (1991) y Magnússon (1995).

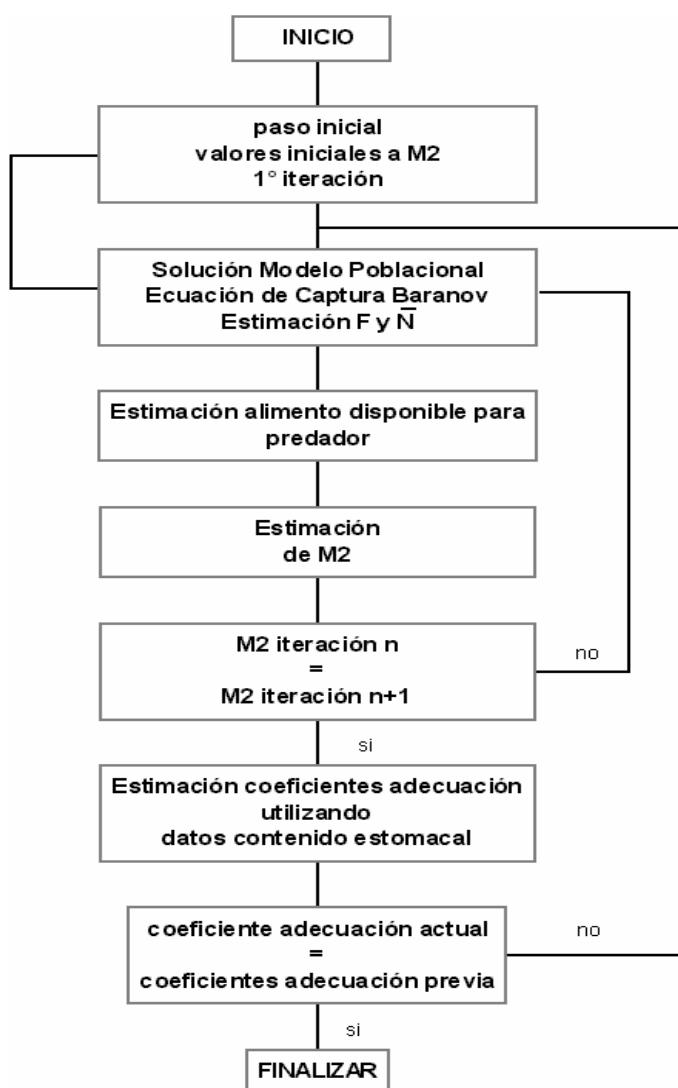


Figura 12. Diagrama de flujo del proceso de estimación de parámetros para el modelo con estructura de edad y estimación de $M2$ (modificado de Sparre, 1991).

Una de las fuentes de información necesarias para la implementación del modelo corresponde a la razón de consumo anual (kg/individuo), la cual se estima a través de las siguientes expresiones en base a los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y de la relación longitud-peso. El incremento en el crecimiento anual (Φ) se calcula como la diferencia en peso para dos años consecutivos, según:

$$\Phi = W_{a+1,t+1} - W_{a,t} \quad 13$$

Basado en el trabajo de Brett y Groves (1979), la conversión gruesa o la proporción de alimento consumido (ECG) que es convertido en tejido somático fluctúa desde 0.3 para peces jóvenes a 0.1 a la edad de madurez sexual. Una ecuación empírica útil para describir esta relación es la siguiente:

$$ECG = \frac{0.1 - 0.3}{b} (edad - 0.5) + 0.3 \quad 14$$

En esta ecuación b es la edad al 50% de madurez, estimándose el consumo anual de alimento como:

$$consumo\ anual\ a\ limento = \frac{\Phi}{ECG} \quad 15$$

En la Fig. 13 se entrega un esquema general de la información de entrada y salida del MSVPA.

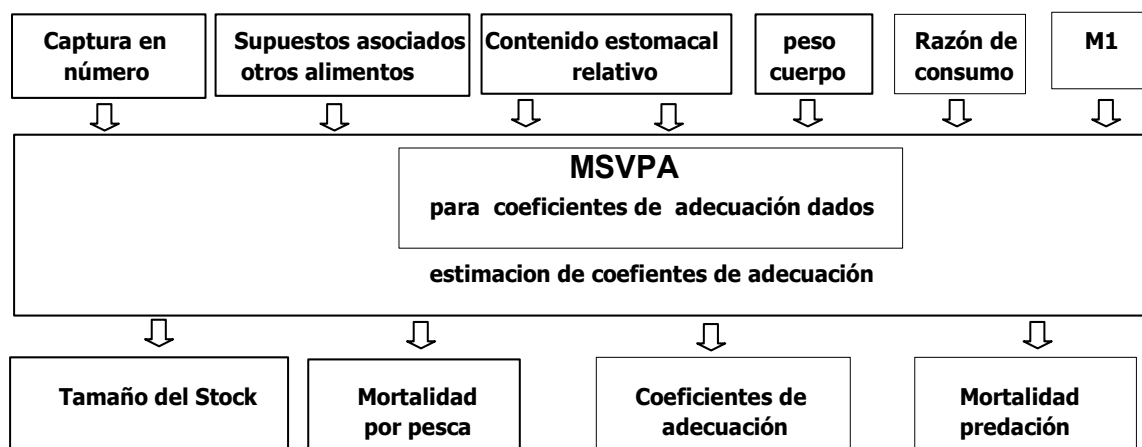


Figura 13. Esquema de entradas y salidas del MSVPA. Modificado de Sparre (1991).

2.1. ANALISIS DE LA ESTABILIDAD DE LOS COEFICIENTES DE ADECUACION

Los coeficientes de adecuación son uno de los más importantes resultados del MSVPA. Estos coeficientes reflejan la preferencia del predador, la vulnerabilidad y la disponibilidad de la presa, además de otros factores tales como la sobreposición de predadores y la población de presas. Ellos también se definen como la composición en la dieta del predador relativa a la disponibilidad de alimento o la probabilidad de que una presa particular sea alimento de un predador particular cuando todas las especies presa están presentes en igual número (Daan, 1997 *fide* Jurado-Molina, 2001). Otra forma de definir los coeficientes de adecuación es de una manera operacional (ecuación 2.12); esta forma muestra que los coeficientes de adecuación son factores ponderadores que determinan la disponibilidad de presa p como alimento para el predador i (Gislason y Sparre, 1987).

Los coeficientes de adecuación cumplen un rol importante como parámetros de entrada en un Análisis de Población Virtual Predictivo Multiespecífico (MSFOR) debido a que determinan la interacción entre las especies y, en definitiva, los niveles de la población a causa de la

interacción entre especies en el futuro. Asimismo, se destaca que ellos reflejan aspectos generales de los patrones alimentarios y no una condición especial de un año particular (Anon., 1989). En este contexto, la estabilidad en los coeficientes de adecuación es esencial para el análisis de la dinámica poblacional futura de las especies relacionadas por interacciones a causa de depredación. Por este motivo, es imprescindible evaluar los cambios de los coeficientes de adecuación para asegurar la robustez en los resultados del MSFOR. Rice *et al.*, (1991) señalan que si los parámetros son estables, entonces los modelos multiespecíficos pueden ser utilizados para incorporar las interacciones tróficas en el desarrollo de políticas de manejo. En caso contrario, si existe gran variación interanual en los parámetros, entonces los modelos pueden tener poco valor como herramienta de análisis y evaluación de la dinámica poblacional de un determinado sistema.

Los métodos estadísticos son los más utilizados para probar la estabilidad de los coeficientes de adecuación. La primera alternativa es comparar los estimados derivados de dos bases de datos, debiendo incluirse en el análisis las principales variables respuestas, a saber: i) la proporción de presas en el estómago del predador; ii) los coeficientes de adecuación; y, iii) la mortalidad por depredación. La comparación directa entre los estimados se realiza utilizando una regresión ponderada más análisis gráficos (Jurado-Molina, 2001).

Una segunda alternativa para probar la estabilidad de los coeficientes de adecuación es utilizar los métodos sugeridos por Rice *et al.* (1991). Uno de ellos es la construcción de una nueva base de datos para realizar el MSVPA a partir de la información que se encuentre disponible, o bien nuevos muestreos con el objeto de evaluar la estabilidad de los parámetros en el tiempo.

En general, existe gran variedad de formas para probar la estabilidad de los coeficientes de adecuación. La mayoría se basa en el *kernel* del modelo (Ec. 16), tal y como ha sido propuesto por los investigadores del ICES. El *kernel* del modelo se basa en la teoría de Andersen y Ursin (1977), que sugiere que los coeficientes de adecuación podrían reflejar tanto efectos de

estacionalidad como interacciones predador-presa, o bien una preferencia no-lineal del predador por la presa.

El *kernel* del modelo corresponde a un modelo lineal generalizado que incluye el logaritmo de los coeficientes de adecuación como la variable respuesta y diversas variables predictoras que incluyen: predador i , presa p , estación del año (Q) y sus interacciones. Otra variable que se incluye es la razón entre el peso del predador y el peso de la presa. De esta forma, las variables predictoras, predador, presa y estación son definidas como factores y el logaritmo de la proporción en peso y el cuadrado de este término como covariable, de la forma:

$$\ln(\text{coeficiente de adecuación}) = Q + p + i + p * i + Q * p + Q * i + \ln(\text{razón}) + \ln(\text{razón})^2 + \varepsilon \quad 16$$

Los análisis consisten en ajustar un modelo lineal generalizado al logaritmo de los coeficientes de adecuación. De esta forma, se genera información de la varianza asociada a diferentes fuentes de información (Jurado-Molina, 2001).

MODELO PREDICTIVO MULTI-ESPECIFICO (MSFOR)

El enfoque de modelación multi-específico permite el análisis y generación de información adicional útil para la administración de pesquerías. En este sentido, el MSVPA y el Modelo Predictivo Multi-específico (MSFOR) son herramientas útiles para evaluar stocks, sus interacciones y futuras consecuencias bajo una determinada política de manejo para la pesquería, facilitando el análisis de cambios potenciales en la estructura del ecosistema.

La potencialidad del análisis multi-específico como herramienta predictiva radica básicamente en la posibilidad de incorporar las interacciones entre las especies del sistema. En forma complementaria, permite evaluar las consecuencias de una determinada política de pesca bajo diferentes escenarios. Los escenarios de evaluación para los stocks de interés pueden variar en

relación al stock analizado y a los factores que se desean evaluar, siendo posible evaluar el efecto de factores climáticos en la dinámica de la población (Jurado-Molina, 2001).

El MSFOR utiliza información derivada del MSVPA, entre las que se incluye relaciones peso-edad, tasas de consumo anual, mortalidad residual y madurez a la edad. Entre la información necesaria a incluir del MSVPA se tiene la abundancia de la población al comienzo del año de proyección, los niveles de reclutamiento promedio y los coeficientes de adecuación. Finalmente, el modelo puede ser implementado en forma determinista o estocástica. En ambos casos es común evaluar el efecto de diferentes niveles de mortalidad por pesca y patrones de selectividad en relación a un determinado punto de referencia biológico. Uno de los objetivos recomendados es encontrar el nivel de mortalidad por pesca que produce un nivel de Capturas Biológicamente Aceptables (F_{ABC}), el cual es comparado con una tasa de mortalidad por pesca de referencia (F_{ref}), que puede ser un promedio de los años terminales del MSVPA. El porcentaje de cambio relativo de un determinado indicador de condición del stock (I) se calcula como la diferencia del indicador en un escenario de F_{ABC} y el resultado bajo un F_{ref} dividido por el indicador F_{ref} , de la forma:

$$\% \text{ de cambio de } I = \frac{(I(F_{ABC}) - I(F_{ref}))}{I(F_{ref})} * 100 \quad 17$$

Otra alternativa de comparación de los resultados del MSFOR, bajo distintos escenarios, es la evaluación en relación a un modelo predictivo para una especie (SSFOR).

3.1 Variabilidad climática en el MSFOR

El clima puede tener un efecto significativo en la variabilidad poblacional de los stocks de peces (Spencer y Collie 1997; Weststad *et al.*, 2000), afectando la organización del ecosistema por su influencia en el reclutamiento, migración, distribución y sobrevivencia de

individuos juveniles (NRC, 1996). En este sentido, Clark *et al.* (1999) desarrollaron un modelo para una especie que incorpora un régimen de cambio en el proceso de reclutamiento. Este enfoque se realiza en el contexto de una especie bajo el supuesto que la población se encuentra aislada. En este sentido, se sugiere adoptar una visión más holista que permita incrementar la comprensión de la dinámica poblacional y el estado del ecosistema (Livingston y Methot, 1998; Livingston *et al.*, 1999).

El desarrollo de un modelo predictivo multi-específico que incorpore la interacción entre especies por depredación y un régimen potencial de cambio climático, puede realizarse explorando las consecuencias de determinados niveles de mortalidad por pesca en conjunto con rangos definidos de efectos ambientales. Generalmente, se trabaja bajo el supuesto que el clima actúa sobre la fuerza de las distintas clases anuales. El efecto sobre el reclutamiento puede modelarse como un proceso determinista o estocástico. En definitiva existen varias alternativas al momento de implementar el modelo, dependiendo la elección del modelo para el reclutamiento, la información disponible y el objetivo de la investigación. En el caso de adoptar un modelo determinista, éste puede ser constante para todo el período de estudio (nivel de reclutamiento promedio) o bien depender de una relación stock-recluta. Si se opta por un modelo estocástico, es posible suponer, por ejemplo, una distribución log-normal para el reclutamiento (Jurado-Molina, 2001).

En el enfoque de análisis señalado para el MSFOR se ha excluido un mecanismo explícito entre factores físicos y el reclutamiento, tal como temperatura del aire (Quinn y Niebauer, 1995) o factores influenciando el transporte de larvas (Wespestad *et al.*, 2000). En cambio, se ha trabajado suponiendo que el régimen de cambio climático produce una variación en el nivel medio de reclutamiento de algunas especies. Este enfoque de análisis permite desarrollar en forma simplificada el MSFOR, y evaluar el rol de las condiciones oceanográficas y la depredación en las distintas clases anuales (Jurado-Molina, 2001).

En el contexto de evaluación para una especie se considera a la mortalidad como el principal factor asociado a los cambios de abundancia y dinámica de la población (Quinn y Deriso, 1999). En un escenario multi-específico coexisten varios efectos entre especies, siendo los resultados y el análisis más complejos. En términos generales, se sabe que un aumento de la mortalidad por pesca produce una disminución de la biomasa desovante en la mayoría de las especies. Sin embargo, también se pueden producir tendencias opuestas a causa de la interacción por depredación (Jurado-Molina, 2001). En el caso de ausencia de mortalidad por pesca se puede producir un incremento en la sobrevivencia de ejemplares adultos y un consecuente aumento en la mortalidad por depredación de las especies presa del sistema, afectándose los reclutamientos futuros (Livingston, 1993). Este tipo de efectos pueden ser analizados en el contexto del MSFOR, a través de la interacción entre cambios de mortalidad por pesca y reclutamientos.

NECESIDADES BASICAS DE INVESTIGACION

En relación al presente proyecto y basado en la revisión del Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) y el Análisis de Población Virtual Predictivo Multiespecífico (MSFOR), se ha identificado las siguientes necesidades de investigación, para la implementación y aplicación de estos enfoques en la administración de pesquerías en la zona central de Chile:

- i) Generación de una base de datos de contenido estomacal asociado a los principales recursos pesqueros y su by-catch de la zona centro-sur de Chile, a saber, merluza común, congrio negro, lenguado de ojos grandes, rayas, tiburones, besugo, blanquillo, pejerrata, jurel, caballa, reineta, merluza de cola, albacora, entre otros.
- ii) Disponibilidad de información de datos de captura a la edad validada para los recursos de interés.
- iii) Identificar las principales interacciones tróficas (predadores y presas) entre los recursos pesqueros a ser analizados, y las principales especies del by-catch...

- iv) Generación de un equipo de trabajo multiinstitucional para la búsqueda de la información necesaria para la implementación de los modelos multiespecíficos.
- v) Buscar la participación y asesoría de expertos internacionales en la aplicación de modelos multiespecíficos.

A nivel internacional, el Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) es una realidad desde hace más de una década, siendo aplicado en el análisis y evaluación de importantes pesquerías a nivel mundial (Pope, 1991; Sissenwine, 1991; Livingston y Jurado-Molina, 2000). Para Chile, solamente Arancibia *et al.*, (1987) efectuaron un MSVPA al caso de langostino colorado depredado por merluza común. Posteriormente, ningún otro investigador nacional incursionó en este tipo de enfoque, sino hasta Arancibia (1997), quien aplicó un APV-con canibalismo al caso de la merluza común.

MODELACION ECOSISTEMICA MEDIANTE ESPECTROS DE TAMAÑO

El análisis de la distribución de biomasa por tamaños es un enfoque ataxonómico para estudiar la estructura de ecosistemas marinos. En este tipo de modelos cada individuo del sistema es asignado a una de entre un grupo de clases de tamaños. El alto grado de agregación de este enfoque reduce la complejidad del sistema a un nivel manejable (Platt & Denman, 1977, 1978; Platt, 1985). El enfoque basado en las distribuciones de biomasa por tamaños (enfoque-DBT) se basa en las características tamaño-dependientes de la mayoría de los componentes del flujo de energía y materia de un organismo (Peters, 1983a; Calder, 1984) y en datos observacionales (e.g. Sheldon, *et al.* 1972, 1973; Platt *et al.*, 1984; Rodríguez & Mullin, 1986a). Por ejemplo, son procesos tamaño dependientes la respiración (Hemmingsen, 1960; Banse 1976, 1979, 1982), producción (Banse & Mosher, 1980; Bamstedt & Skjoldal, 1980; Roa & Quiñones, 1998), ingestión (Ikeda, 1977; Nival & Nival, 1976; Cammen, 1980; Capriulo, 1982), y crecimiento (Fenchel, 1974; Blueweiss *et al.*, 1978; Baldock *et al.*, 1980; Taylor & Shuter, 1981).

Desde mediados de los 70's, el enfoque-DBT ha encontrado aplicaciones en varios campos tales como investigación pesquera y estudios de contaminación. En pesquerías el enfoque-DBT ha sido aplicado para predecir la producción pesquera a partir de standing stocks de fitoplancton (Moloney & Field, 1985), y de la producción tanto primaria como de zooplancton (Sheldon *et al.*, 1977; Borgmann, 1982, 1983; Borgmann *et al.*, 1984). Este enfoque también ha formado la base de modelos para estimar tasas de mortalidad de peces (Peterson & Wroblewski, 1984) y para analizar pesquerías multiespecíficas (Pope *et al.*, 1988; Murawski & Idoine, 1989; Bianchi *et al.*, 2000, 2001). Además, se han desarrollado modelos para estimar producción de pesquerías multiespecíficas basados en estructuras de tamaños y la relación alométrica del cociente producción/biomasa (Dickie *et al.*, 1987 a,b; Boudreau & Dickie, 1989; Boudreau & Dickie, 1992). En el campo de la contaminación, el enfoque-DBT ha sido utilizado para modelar el flujo de contaminantes a través de la trama trófica (Thomann, 1979, 1981; Griesbach *et al.*, 1982, Borgmann & Whittle, 1983; Vezina, 1986).

Las aplicaciones potenciales del enfoque-DBT, así como su utilidad en el estudio de la estructura del ecosistema pelágico han gatillado un considerable interés en estudiar la variabilidad de la biomasa por tamaños tanto intra como interecosistemas. Así, estudios de distribución de biomasa por tamaños se han realizado en ecosistemas de agua dulce (*e.g.* Peters, 1983b, 1985; Sprules *et al.*, 1983; Sprules & Knoechel, 1984; Sprules & Munawar, 1986; Sprules *et al.*, 1988; Echevarría *et al.*, 1990; Rodríguez *et al.*, 1990; Sprules *et al.* 1991; Ahrens & Peters, 1991; Gaedke, 1992, 1993) y marinos (*e.g.* Sheldon *et al.*, 1972, 1973; Beers *et al.*, 1982; Rodríguez & Mullin 1986 a, b; Rodríguez *et al.*, 1987; Warwick & Joint 1987; Jiménez *et al.*, 1987, 1989; Witek & Krajewska-Soltys, 1989; Quiñones, 1992; Blanco *et al.*, 1998). El uso del enfoque DBT se ha generalizado también hacia el análisis tamaño estructurado de procesos biológicos comunitarios, en especial la respiración comunitaria (Quiñones, 1992; Quiñones, 1994; Quiñones *et al.*, 1994, Blanco *et al.*, 1998).

De los estudios de distribución de biomasa por tamaños al nivel de organización de la comunidad pelágica tres generalizaciones mayores han emergido (Quiñones, 1994):

1.- Ecosistemas oligotróficos cercanos al estado estable (steady state) presentan espectros normalizados de biomasa por tamaños más o menos lineales (espectros-NBS; *sensu* Platt & Denman, 1977; 1978). La pendiente del espectro-NBS de sistemas pelágicos oceánicos es cercana a -1 o -1.2 dependiendo si la biomasa es expresada en unidades de volumen o carbono respectivamente.

2.- Ecosistemas lejos del estado estable presentan espectros normalizados de biomasa por tamaños no-lineales. Además, en ecosistemas bajo condiciones ambientales extremas los espectros de biomasa pueden presentar discontinuidades.

3.- El espectro de tamaños posee una pendiente primaria que refleja principalmente las características tamaño-dependientes del metabolismo. Sin embargo, al nivel de las posiciones tróficas (*i.e.* grupos de organismos que tienen similares eficiencias de producción; Boudreau &

Dickie, 1992) una variedad de pendientes secundarias aparecen, las cuales parecen depender de las interacciones que ocurren al nivel de organización de la población.

Otra generalización propuesta (Sprules & Munawar, 1986) es una relación entre el valor numérico de la pendiente de los espectros normalizados de biomasa por tamaños y el estado trófico de un ecosistema, con los ecosistemas más eutróficos presentando pendientes más positivas que aquellos oligotróficos. No obstante, debido tanto a dificultades metodológicas como a la carencia de data suficiente, esta hipótesis aún no ha sido adecuadamente verificada.

Recientemente, Rodríguez *et al.* (2001) relacionó mediante un modelo empírico la magnitud del movimiento vertical de mesoescala con la pendiente del espectro de tamaños del fitoplancton en un ecosistema de frente oceanográfico. Según estos autores la proporción relativa de células grandes incrementa con la magnitud de la velocidad del movimiento vertical hacia la superficie, sugiriendo que el movimiento vertical de la columna de agua controla directamente la estructura de tamaños del fitoplancton en el océano. Esta hipótesis estaría en clara oposición con las ideas propuestas por otros autores que el control de la estructura de tamaños del ecosistema tendría un origen en procesos relativos a la dinámica poblacional (*e.g.* Sheldon *et al.* 1977; Zhou & Huntley 1997, Kerr & Dickie 2001) o en principios de carácter termodinámico (Platt and Denman, 1978; Platt *et al.* 1984; Quiñones, 1994; Han & Straskraba, 1998,2001a,b). La provocativa hipótesis de Rodríguez *et al.* (2001) promoverá sin lugar a dudas, nuevas contrastaciones empíricas durante la presente década.

En el campo del análisis multiespecífico de pesquerías y sus ecosistemas las principales aplicaciones del enfoque DBT han sido las siguientes:

- 1) Efecto de las pesquerías sobre los ecosistemas, y en especial la comunidad de peces:

Desde los trabajos pioneros de Pope *et al.* (1988) y Murawski & Idoine (1989) donde se detectaron claros patrones conservativos en la distribución multiespecífica por tamaños en la

comunidad de peces en series de tiempo de ecosistemas altamente explotados, este enfoque ha demostrado un importante potencial para poder detectar y modelar el efecto de las pesquerías sobre ecosistemas y comunidades. Este uso ha sido demostrado en trabajos más recientes tales como Rice & Gislason (1996), Gislason & Lassen (1997), Gislason & Rice (1998), Bianchi *et al.* (2000) y Zwanenburg (2000). El razonamiento biológico que subyace a esta aplicación es que la actividad pesquera selectivamente explota primero a los individuos de mayor tamaño de una comunidad de peces e incrementa la tasa de mortalidad para todos los tamaños que son capturados por el arte de pesca. Ambos efectos causan que la pendiente del espectro de tamaños incremente (*i.e.* se haga más negativa) con la presión pesquera. Tanto la teoría como los análisis sugieren que la pendiente y el intercepto del espectro de tamaño son indicadores útiles para medir el impacto de las pesquerías sobre los ensambles de peces (Rice, 2000).

2) Análisis de la estructura del ecosistema

El enfoque DBT ha sido utilizado para construir modelos dinámicos de ecosistemas marinos. En casos donde una descripción basada estrictamente en tamaño corporal no es suficiente, se han hecho intentos de incorporar en el formalismo algún marco taxonómico, aunque de carácter bastante grueso. Un enfoque de este tipo ha sido utilizado para la modelación de ecosistemas estuarinos y de plataforma continental (Gordon *et al.*, 1986; Keizer *et al.*, 1987; Silvert, 1988). Una de las ventajas de utilizar modelos ecosistémicos tamaño-estructurados es que las interacciones tróficas están principalmente determinadas por el tamaño de las partículas. Los predadores pelágicos generalmente comen partículas que son uno o dos órdenes de magnitud más pequeñas que ellos. Por lo general, las clases de tamaños utilizados en estos modelos generan una serie que incrementa en un factor de 10 veces el Diámetro Equivalente Esférico (DEE) entre clases de tamaño. De esta forma se lleva a cabo la modelación de la depredación asumiendo que los organismos en una clase de tamaño comen aquellos localizados en las siguientes dos clases de tamaños menores. Por ejemplo, organismos en el rango de tamaños 10-100 mm, es decir principalmente pequeños peces, depredan sobre organismos en el rango 0.1-10 mm DEE, lo cual correspondería a zooplankton

y larvas de peces. En este tipo de modelos es común que cada clase de tamaños este conectada en calidad de predador con las dos clases de tamaños menores y como presa con las dos clases de tamaños que lo siguen hacia arriba en el espectro. Es importante destacar que una clase de tamaño determinada puede incluir más de un grupo funcional, como por ejemplo la clase 10-100 um que cubriría microzooplancton y microalgas. El resultado final de este tipo de modelos es una estructura de la trama trófica que en muchas maneras se asemeja a una cadena trófica donde el flujo de energía y materia en la trama se mueve principalmente desde los organismos más pequeños a los más grandes. Modelos deterministas simples han demostrado la generación de complejos multi-estables de los ecosistemas y han permitido una buena aproximación del comportamiento observado en la naturaleza (Silvert, 1993).

Viabilidad del uso del enfoque DBT para cumplir con los objetivos del proyecto

Los modelos de simulación tamaño-estructurados son herramientas valiosas para comprender la dinámica de los ecosistemas y la respuesta de las tramas tróficas a variabilidad ambiental. Sin embargo, presentan la importante limitación que sus respuestas son de características ataxonómicas y por consiguiente de limitado uso para objetivos de manejo pesquero. En otras palabras estos modelos por lo general permitirían predecir el comportamiento de una clase o conjunto de clases de tamaño determinada (*e.g.* Han & Straskraba, 2001a,b), pero al interior de la misma existirá un conjunto de especies que puede o no ser de valor comercial o de interés desde la perspectiva de la conservación.

Por otra parte para la aplicación exitosa de modelos como los generados por Silvert (Silvert, 1988, 1993, 1994, Silvert & Platt 1978, 1980) y Borgman (Borgman, 1982; 1983; 1985; 1987; Borgmann & Whittle, 1983; Borgmann *et al.*, 1984) es necesario tener buena información acerca de los coeficientes de transferencia energética entre las clases de tamaños, así como una buena descripción de la estructura de tamaños del ecosistema. Desafortunadamente, para el ecosistema centro-sur de Chile la información necesaria es todavía insuficiente.

Es altamente probable que durante la presente década se logren importantes avances en el desarrollo de modelos multiespecíficos talla estructurados con el objeto de aplicar este enfoque directamente al manejo ecosistémico de pesquerías. En especial, la comunidad científica asociada al ICES está llevando a cabo importantes esfuerzos en este sentido (*e.g.* Gislason & Rice, 1999; Duplisea & Bravington, 1999; Rochet *et al.*, 2000; ICES, 2000), así como el recientemente creado Working Group 119 en “Indicadores Ecosistémicos Cuantitativos para el Manejo Pesquero” por el Scientific Committee on Oceanic Research (SCOR) y la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI, UNESCO).

Validación de la metodología propuesta

Balance Del modelo ecotrófico

En las Tablas 17, 18 y 19 se entrega los valores de los inputs y outputs principales de los modelos que representan el ecosistema marino de Chile central en los años 1992, 1998 y 2000. En las Tablas 20, 21 y 22 se presenta las matrices de las dietas de los predadores en los mismos años.

En la Tabla 23 se presenta la evaluación realizada en este proyecto de la incertidumbre asociada a los inputs para cada grupo en el sistema. El análisis de la Tabla 23 refleja que la data más confiable se concentra en torno a los grupos recursos pesqueros, para los cuales existen programas de monitoreo de biomasa, cálculo o estimación de mortalidades y algunas veces análisis de contenidos estomacales. Sin embargo, para otros grupos que no son recursos pesqueros, pero que si son importantes para la productividad de los stocks, tal como grupos presa ubicados en los primeros eslabones de la trama trófica o predadores tope, la información existente es escasa y se ha debido recurrir principalmente a información de especies similares en ecosistemas comparables. Entonces, se considera necesario que el ente Administrador formule y coordine en conjunto con otras instituciones de investigación, estrategias que permitan avanzar en el conocimiento del ecosistema paralelamente al avance en el conocimiento de las especies de interés económico.

Tabla 17. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 1992. Outputs en negritas.

Grupo/parámetro	Nivel trófico	B ton*km ⁻² *año ⁻¹	P/B año ⁻¹	Q/B año ⁻¹	EE	GE	F año ⁻¹	M2 año ⁻¹	M0 año ⁻¹
cetáceos	4.5	0.010	0.600	10.000	0.017	0.060	-	0.010	0.590
lobo marino	4.0	0.072	0.250	20.000	0.544	0.012	-	0.136	0.114
aves marinas	3.6	0.065	0.500	20.000	0.000	0.025	-	0.000	0.500
merluza común (j)	3.2	4.287	2.500	8.323	0.765	0.300	0.057	1.856	0.588
merluza común (a)	3.4	4.487	0.605	5.159	0.725	0.117	0.265	0.174	0.166
sardina común (j)	2.0	4.620	2.600	26.000	0.935	0.100	1.086	1.344	0.170
sardina común (a)	2.0	6.970	1.980	19.800	0.898	0.100	0.564	1.213	0.202
anchoveta (j)	2.0	3.120	4.070	40.700	0.867	0.100	0.372	3.158	0.540
anchoveta (a)	2.0	5.230	2.420	24.200	0.884	0.100	0.945	1.193	0.282
calamar	4.4	2.985	3.500	10.606	0.999	0.330	-	3.496	0.003
peces mesopelágicos	3.4	27.567	1.200	12.000	0.999	0.100	-	1.199	0.001
langostino colorado (j)	2.0	0.665	5.900	18.000	0.969	0.328	-	5.719	0.181
langostino colorado (a)	2.0	0.799	2.520	12.500	0.597	0.202	0.100	1.404	1.016
langostino amarillo	2.0	0.416	2.184	11.600	0.646	0.188	0.142	1.269	0.773
camarón nailon	2.0	0.128	2.500	12.000	0.278	0.208	0.695	0.000	1.805
jurel	3.5	13.790	0.823	14.200	0.696	0.058	0.470	0.103	0.250
merluza de cola	3.8	13.380	0.440	4.400	0.806	0.100	0.295	0.059	0.085
albacora	4.7	0.318	0.500	5.000	0.667	0.100	0.333	0.000	0.167
congrío negro	3.4	0.254	0.700	3.000	0.243	0.233	0.142	0.028	0.530
pejerrata	3.0	0.384	0.700	4.000	0.497	0.175	0.167	0.181	0.352
lenguado ojos grandes	3.0	0.286	0.700	3.000	0.369	0.233	0.255	0.003	0.442
besugo	3.5	0.780	0.700	4.500	0.191	0.156	0.027	0.107	0.566
blanquillo	3.6	0.759	0.700	7.000	0.043	0.100	0.030	0.000	0.670
rayas	3.0	0.436	0.362	2.413	0.849	0.150	0.307	0.000	0.055
poliquetos	2.0	1.886	2.410	15.900	0.000	0.152	-	0.000	2.410
salpas y gelatinosos	2.6	44.707	0.584	1.420	0.150	0.411	-	0.088	0.496
copépodos	2.2	43.538	45.000	154.519	0.999	0.291	-	44.955	0.045
eufáusidos	2.5	34.492	13.000	31.707	0.999	0.410	-	12.987	0.013
fitoplancton	1.0	182.536	120.000	-	0.300	-	-	36.000	84.000
detrito	1.0	-	-	-	0.003	-	-	-	-

Tabla 18. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 1998. Outputs en negritas.

Grupo/parámetro	Nivel trófico	B ton*km ⁻² *año ⁻¹	P/B año ⁻¹	Q/B año ⁻¹	EE	GE	F año ⁻¹	M2 año ⁻¹	M0 año ⁻¹
cetáceos	4.3	0.01	0.15	10.00	0.017	0.02	-	0.010	0.15
lobo marino	4.0	0.07	0.25	20.00	0.544	0.01	-	0.136	0.114
aves marinas	3.6	0.07	0.50	20.00	0.000	0.03	-	0.000	0.5
merluza común (j)	3.5	2.00	4.23	8.32	0.999	0.51	0.098	4.126	0.004
merluza común (a)	3.5	9.90	0.54	5.16	0.527	0.11	0.134	0.152	0.256
sardina común (j)	2.0	32.37	1.45	14.50	0.091	0.10	0.038	0.094	1.318
sardina común (a)	2.0	21.51	1.88	18.75	0.232	0.10	0.241	0.193	1.441
anchoveta (j)	2.0	17.90	0.71	7.09	0.270	0.10	0.033	0.158	0.518
anchoveta (a)	2.0	17.90	0.96	9.58	0.708	0.10	0.411	0.267	0.28
calamar	4.4	6.92	3.50	10.61	0.999	0.33	-	3.496	0.003
peces mesopelágicos	3.4	68.64	1.20	12.00	0.999	0.10	-	1.199	0.001
langostino colorado (j)	2.0	1.52	5.90	18.00	0.999	0.33	-	5.894	0.006
langostino colorado (a)	2.0	0.72	3.57	12.50	0.583	0.29	0.332	1.750	1.487
langostino amarillo	2.0	0.21	3.57	11.60	0.662	0.31	0.451	1.911	1.208
camarón nailon	2.0	0.20	2.50	12.00	0.150	0.21	0.375	0.000	2.125
jurel	3.6	19.62	0.45	14.20	0.448	0.03	0.150	0.051	0.249
merluza de cola	3.8	27.96	0.44	4.40	0.610	0.10	0.240	0.028	0.172
albacora	4.7	0.32	0.50	5.00	0.220	0.10	0.110	0.000	0.39
congriso negro	3.8	0.31	0.70	3.50	0.276	0.20	0.193	0.000	0.507
pejerrata	3.0	0.10	0.70	3.50	0.257	0.20	0.180	0.000	0.52
lenguado ojos grandes	3.2	0.09	0.70	3.50	0.251	0.20	0.176	0.000	0.524
besugo	3.5	0.04	0.70	3.50	0.286	0.20	0.200	0.000	0.5
blanquillo	3.0	1.50	0.70	3.50	0.122	0.20	0.085	0.000	0.615
rayas	3.0	0.09	0.36	1.81	0.535	0.20	0.194	0.000	0.168
poliquetos	2.0	1.89	2.41	15.90	0.000	0.15	-	0.000	2.41
salpas y gelatinosos	2.6	15.91	0.58	1.42	0.150	0.41	-	0.088	0.496
copépodos	2.2	88.30	45.00	154.52	0.999	0.29	-	44.955	0.045
eufáusidos	2.5	68.89	13.00	31.71	0.999	0.41	-	12.987	0.013
fitoplancton	1.0	371.79	120.00	-	0.300	-	-	36.000	84.000
detrito	1.0	-	-	-	0.002	-	-	-	-

Tabla 19. Parámetros input y principales output del modelo final cuadrado que representa el ecosistema marino de Chile central, año 2000. Outputs en negritas.

Grupo/parámetro	Nivel trófico	B ton*km ⁻² *año ⁻¹	P/B año ⁻¹	Q/B año ⁻¹	EE	GE	F año ⁻¹	M2 año ⁻¹	M0 año ⁻¹
cetáceos	4.5	0.010	0.600	10.000	0.167	0.060	-	0.01	0.600
lobo marino	3.9	0.072	0.250	20.000	0.544	0.012	-	0.136	0.114
aves marinas	3.6	0.065	0.500	20.000	0.000	0.025	-	0.000	0.500
merluza común (j)	3.3	7.793	2.500	8.323	0.741	0.300	0.008	1.845	0.646
merluza común (a)	3.9	12.189	0.456	5.159	0.457	0.088	0.176	0.033	0.248
sardina común (j)	2.0	41.355	1.453	14.530	0.283	0.100	0.206	0.206	1.041
sardina común (a)	2.0	14.600	1.875	18.750	0.288	0.100	0.315	0.225	1.335
anchoveta (j)	2.0	23.971	0.703	7.030	0.522	0.100	0.152	0.215	0.336
anchoveta (a)	2.0	14.631	2.120	21.200	0.252	0.100	0.309	0.225	1.586
calamar	4.3	1.069	3.500	10.606	0.999	0.330	-	3.496	0.003
peces mesopelágicos	3.4	32.951	1.200	12.000	0.999	0.100	-	1.199	0.001
langostino colorado (j)	2.0	0.199	5.900	18.000	0.982	0.328	-	5.792	0.108
langostino colorado (a)	2.0	0.360	3.569	12.500	0.964	0.286	0.222	3.218	0.129
langostino amarillo	2.0	0.077	3.569	11.600	0.782	0.308	0.766	2.026	0.776
camarón nailon	2.0	0.400	2.500	12.000	0.467	0.208	0.223	0.944	1.333
jurel	3.5	23.980	0.564	14.200	0.443	0.040	0.132	0.118	0.314
merluza de cola	3.8	7.200	0.440	4.400	0.981	0.100	0.210	0.222	0.008
albacora	4.7	0.640	0.500	5.000	0.750	0.100	0.375	0.000	0.125
congriso negro	3.5	0.300	0.700	3.500	0.351	0.200	0.227	0.019	0.454
pejerrata	3.0	0.327	0.700	3.500	0.554	0.200	0.003	0.385	0.312
lenguado ojos grandes	3.0	0.200	0.700	3.500	0.014	0.200	0.010	0.000	0.69
besugo	3.5	0.780	0.700	3.500	0.290	0.200	0.147	0.055	0.497
blanquillo	3.6	0.045	0.700	3.500	0.095	0.200	0.067	0.000	0.633
rayas	3.0	0.253	0.362	2.413	0.131	0.150	0.047	0.000	0.315
poliquetos	2.0	1.886	2.410	15.900	0.000	0.152	-	0.000	2.410
salpas y gelatinosos	2.6	7.774	0.584	1.420	0.150	0.411	-	0.088	0.496
copépodos	2.2	59.389	45.000	154.519	0.999	0.291	-	44.955	0.045
eufáusidos	2.5	50.703	13.000	31.707	0.999	0.410	-	12.987	0.013
fitoplancton	1.0	267.717	120.000	-	0.300	-	-	36.000	84.000
detrito	1.0	-	-	-	0.002	-	-	-	-

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Tabla 20. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 1992.

Presa	Predador																											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
cetáceos	0.010																											
lobo marino	0.098																											
aves marinas																												
merluza (j)	0.063	0.193	0.172	0.074	0.165					0.020									0.013				0.065					
merluza (a)	0.075	0.275	0.02		0.014														0.036									
sardina (j)	0.041	0.07	0.053	0.132	0.037					0.015																		
sardina (a)	0.061	0.114	0.073	0.135	0.105					0.030																		
anchoveta (j)	0.027	0.038	0.318	0.219	0.041					0.020																		
anchoveta (a)	0.047	0.072	0.154	0.074	0.104					0.028																		
calamar	0.326		0.083							0.206							0.063	0.020										
peces mesops.	0.098		0.126							0.578						0.020	0.181											
l. colorado (j)				0.03	0.115														0.004	0.034	0.015				0.002			
l. colorado (a)				0.011															0.107	0.105	0.31				0.210			
l.amarillo					0.021														0.002		0.018				0.023			
camarón nailon																												
jurel	0.114	0.175			0.017														0.480									
merluza de cola																			0.500									
albacora																												
congriso negro		0.005																										
pejerrata					0.003																							
lenguado																						0.001						
besugo		0.058																										
blanquillo																												
rayas																												
poliquetos																												
gelatinosos																0.020												
copépodos						0.020	0.020	0.020	0.020		0.400															0.500	0.200	0.400
eufáusidos				0.201	0.053					0.103	0.600					0.960	0.755				0.500	0.679						
fitoplancton						0.980	0.980	0.980	0.980																	0.500	0.800	0.600
detrito													1	1	1	1										1		
Importación	0.040			0.126	0.324															0.838	0.861	0.656	0.500	0.256	0.765			
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Tabla 21. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 1998.

Presa	Predador																											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
cetáceos	0.010																											
lobo marino	0.098																											
aves marinas																												
merluza común (j)	0.060	0.225	0.117	0.010	0.119					0.020											0.065							
merluza común (a)	0.070	0.200	0.020		0.012														0.529									
sardina común (j)	0.120	0.071	0.212	0.010	0.02					0.020																		
sardina común (a)	0.080	0.106	0.146	0.028	0.022					0.030																		
anchoveta (j)	0.070	0.039	0.125		0.022					0.020																		
anchoveta (a)	0.070	0.073	0.125		0.022					0.030									0.117			0.200						
calamar	0.300		0.085							0.210						0.070	0.020											
peces mesops.	0.022		0.128							0.570					0.065	0.180												
l. colorado (j)				0.041	0.155														0.229	0.034	0.198				0.002			
l. colorado (a)				0.015	0.014														0.101	0.105	0.337				0.233			
l. amarillo					0.007														0.023						0.144			
camarón nailon																												
jurel	0.100	0.163																	0.480									
merluza de cola																			0.500									
albacora																												
congrío negro																												
pejerrata																												
lenguado																												
besugo																												
blanquillo																												
rayas																												
poliquetos																												
gelatinosos																0.005												
copépodos							0.020	0.020	0.020	0.020		0.400				0.010										0.500	0.200	0.400
eufáusidos				0.810	0.606					0.100	0.600				0.920	0.750		0.002	0.002	0.011	0.500							
fitoplancton						0.980	0.980	0.980	0.980																	0.500	0.800	0.600
detrito													1.000	1.000	1.000	1.000											1.000	
Importación		0.123	0.04	0.085																	0.859	0.389	0.500	0.800	0.620			
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Tabla 22. Composición de la dieta de los predadores en el modelo final cuadrado del ecosistema marino de Chile central, año 2000.

Presa	Predador																												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Cetáceos	0.010																												
lobo marino	0.098																												
aves marinas																													
merluza común (j)	0.060	0.250	0.100	0.040	0.170					0.050									0.013				0.065						
merluza común (a)	0.070	0.200	0.050																0.036										
sardina común (j)	0.098	0.180	0.284	0.118						0.020																			
sardina común (a)	0.034	0.065	0.10	0.042						0.030																			
anchoveta (j)	0.056	0.110	0.165	0.070						0.020																			
anchoveta (a)	0.036	0.062	0.101	0.042						0.030																			
calamar	0.300		0.080		0.003					0.10							0.070	0.020											
peces mesops.	0.098		0.120		0.300					0.550						0.025	0.180												
l. colorado (j)				0.015	0.002														0.004	0.030	0.020				0.002				
l. colorado (a)				0.008	0.001														0.107	0.110	0.30				0.210				
l. amarillo					0.002														0.002		0.020				0.023				
camarón nailon					0.006																								
jurel	0.100	0.10								0.100									0.480										
merluza de cola																			0.500										
albacora																													
congriso negro			0.004																										
pejerrata					0.002																								
lenguado																													
besugo			0.030																										
blanquillo																													
rayas																													
poliquetos																													
plancton gelatinoso																	0.002												
copépodos						0.020	0.020	0.020	0.020		0.400						0.002										0.500	0.200	0.400
eufáusidos				0.500	0.506					0.100	0.600					0.971	0.750					0.500	0.679						
fitoplancton						0.980	0.980	0.980	0.980																	0.500	0.800	0.600	
detrito													1	1	1	1											1		
Importación	0.040			0.165	0.008															0.838	0.860	0.660	0.500	0.256	0.765				
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Tabla 23. Estimación de la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada de cada grupo en el modelo del ecosistema marino de Chile central. P=factor ponderador; IC=intervalo de confianza asociado a cada parámetro. Tanto P como IC se aplican a cada parámetro siguiendo los criterios expuestos en la Tabla 4.

Grupo	B (ton*km ⁻²)		P/B (año ⁻¹)		Q/B (año ⁻¹)		DC		Y (ton*km ⁻² *año ⁻¹)	
	P	IC (+/-)	P	IC (+/-)	P	IC (+/-)	P	IC (+/-)	P	IC (+/-)
cetáceos	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.00	80		
lobo marino	0.00	80	0.60	40	0.80	20	0.20	60		
aves marinas	0.00	80	0.60	40	0.80	20	0.20	60		
merluza común (j)	0.70	30	1.00	10	1.00	10	1.00	10	1.00	10
merluza común (a)	1.00	10	1.00	10	1.00	10	1.00	10	1.00	10
sardina común (j)	1.00	10	1.00	10	1.00	10	0.50	50	1.00	10
sardina común (a)	1.00	10	1.00	10	1.00	10	0.50	50	1.00	10
anchoveta (j)	1.00	10	1.00	10	1.00	10	0.50	50	1.00	10
anchoveta (a)	1.00	10	1.00	10	1.00	10	0.50	50	1.00	10
calamar	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.20	50		
peces mesopelágicos	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.20	50		
langostino colorado (j)	0.00	80	0.60	40	0.80	20	0.50	50		
langostino colorado (a)	1.00	10	0.60	40	0.80	20	0.50	50	1.00	10
langostino amarillo	1.00	10	0.60	40	0.80	20	0.50	50	1.00	10
camarón nailon	1.00	10	0.60	40	0.80	20	0.50	50	1.00	10
jurel	1.00	10	1.00	10	1.00	10	1.00	10	1.00	10
merluza de cola	1.00	10	0.80	20	0.80	20	1.00	10	0.70	30
albacora	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.50	50	0.10	70
congriso negro	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
pejerrata	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
lenguado ojos grandes	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
besugo	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
blanquillo	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
rayas	0.70	30	1.00	10	0.60	40	1.00	10	0.70	30
poliquetos	0.40	50	1.00	10	0.60	40	0.50	50		
salpas y gelatinosos	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.00	80		
copépodos	0.00	80	1.00	10	0.60	40	0.00	80		
eufáusidos	0.00	80	0.60	40	0.60	40	0.00	80		
fitoplancton	0.00	80								

En las Figs. 14, 15, 16, 17 y 18 se muestra los mejores ajustes encontrados entre las biomazas predichas por **EwE** para los principales grupos en el sistema y las biomazas de esos mismos grupos estimadas independientemente por métodos directos o indirectos.

En el caso del grupo merluza común juvenil, **EwE** predice relativamente bien la trayectoria de la biomasa en los años intermedios de la serie de tiempo (1992-1999). Sin embargo, **EwE** sobreestima la biomasa de este grupo al comienzo de la serie y subestima la biomasa hacia el final (Fig. 14a). Esto puede deberse a una inconsistencia en el nivel de reclutamiento del último año obtenido independientemente por APV. Para el grupo merluza común adulto, se obtuvo un buen ajuste entre la biomasa predicha por **EwE** y la biomasa observada (Fig. 14b).

Cuando se analiza los ajustes realizados para sardina común, se observa que **EwE** es exitoso en predecir la tendencia principal de la biomasa, *i.e.* creciente a lo largo de toda la serie para juveniles, y creciente en la primera mitad para decaer hacia la segunda mitad de la serie para los adultos (Figs. 15a y 15b). Sin embargo, **EwE** parece incapaz de predecir los altos niveles de biomasa que habrían presentado los juveniles en el año 1995 y los adultos en los años 1992 y 1996. Si se analiza con detenimiento la tendencia de la biomasa de estos grupos, es posible observar algunas inconsistencias en la data (fuente IFOP). Se sabe que la biomasa de los peces pelágicos de pequeño tamaño es fuertemente dependiente del reclutamiento (grupo de edad 0). Sin embargo, el alto nivel de biomasa que habría presentado el grupo sardina común (adultos; grupo de edad 1+) en el año 1992 (Fig. 15 b) no está respaldado por altos niveles de reclutas en el año anterior, lo que se puede inferir al observar los bajos niveles de biomasa que presentaron los juveniles al inicio de la década de los años 1990 (Fig. 15a). Por lo tanto, es necesario revisar o re-estimar las biomazas para sardina común juveniles y adultos para comprobar si los niveles de biomasa informados son efectivos o si es necesario realizar un nuevo ajuste sin incluir los puntos conflictivos, lo que sin duda mejoraría el ajuste del modelo.

En el caso de anchoveta juvenil, no se logra un buen ajuste debido a la alta variabilidad que presenta la biomasa de este recurso a lo largo de toda la serie de tiempo (Fig. 16a). Sin

embrago, **EwE** predice bien la tendencia general creciente de la biomasa de este grupo. El ajuste en el caso de anchoveta adultos es bueno en los años intermedios de la serie (1992-1997) pero sobreestima la biomasa en los años iniciales y subestima en los años finales. Sin embargo, en este caso se observa nuevamente algunas inconsistencias en la data auxiliar (fuente IFOP). El aumento en biomasa de anchoveta adulta en los últimos años de la serie, que son 1998 y, especialmente, 1999 (Fig. 16b), no parece estar sustentado por buenos reclutamientos en los años anteriores, tal como se observa en la serie de tiempo de anchoveta juvenil (Fig. 16a).

En el proceso de ajuste, los langostinos representan un caso especial. Para langostino colorado (adultos), **EwE** no logra proyectar exitosamente la trayectoria de la biomasa de este grupo (Fig. 17a), por lo que es posible plantear que en la dinámica de este grupo estarían actuando otros factores distintos e independientes de la mortalidad por depredación y por pesca. Las simulaciones sólo consideran la mortalidad por pesca y la mortalidad por depredación sobre los distintos grupos. Es posible que existan otros factores, *e.g.* ambientales, que incidan en la biomasa de langostino colorado adulto durante la década de los años 1990 y que no son capturados por las simulaciones realizadas, pero que sí pueden ser explorados en el futuro.

Aunque para langostino amarillo sólo se tiene una serie de tiempo auxiliar de biomasa de 4 años, **EwE** proyecta una trayectoria que describe bastante bien los únicos puntos de la serie (Fig. 17b).

Finalmente, **EwE** logra predecir bastante bien la trayectoria de la biomasa tanto de jurel como de merluza de cola (Figs. 18a y 18b). Esto podría indicar que la dinámica de estos dos grupos en los últimos diez años se explica principalmente por la mortalidad por pesca y por las relaciones tróficas que se establecen con sus presas y predadores.

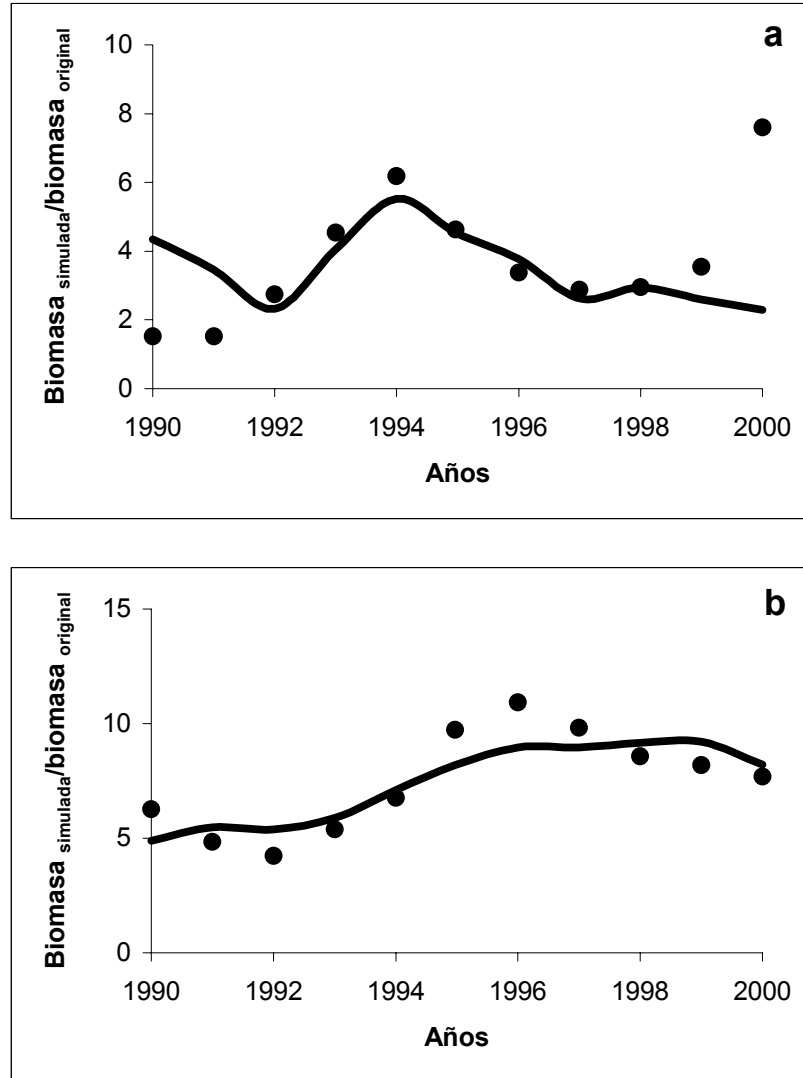


Figura 14. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) merluza común juveniles; b) merluza común adultos.

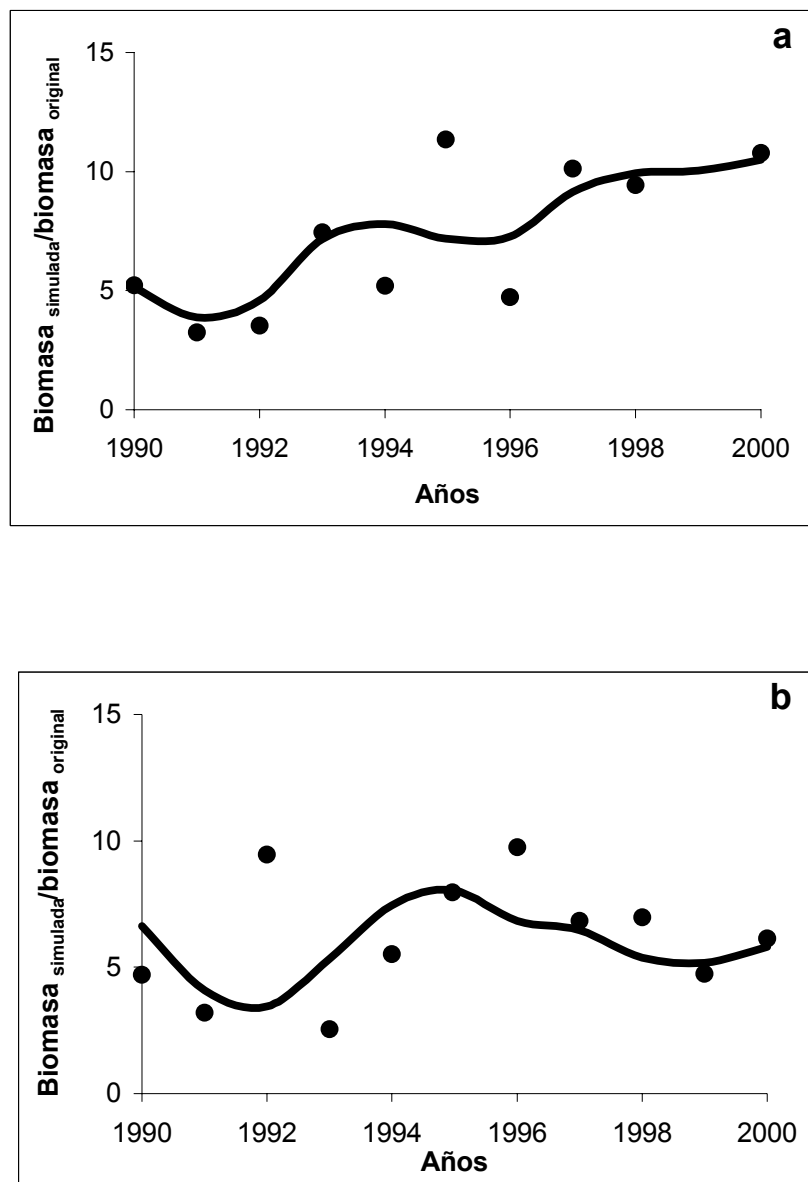


Figura 15. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) sardina común juveniles; b) sardina común adultos.

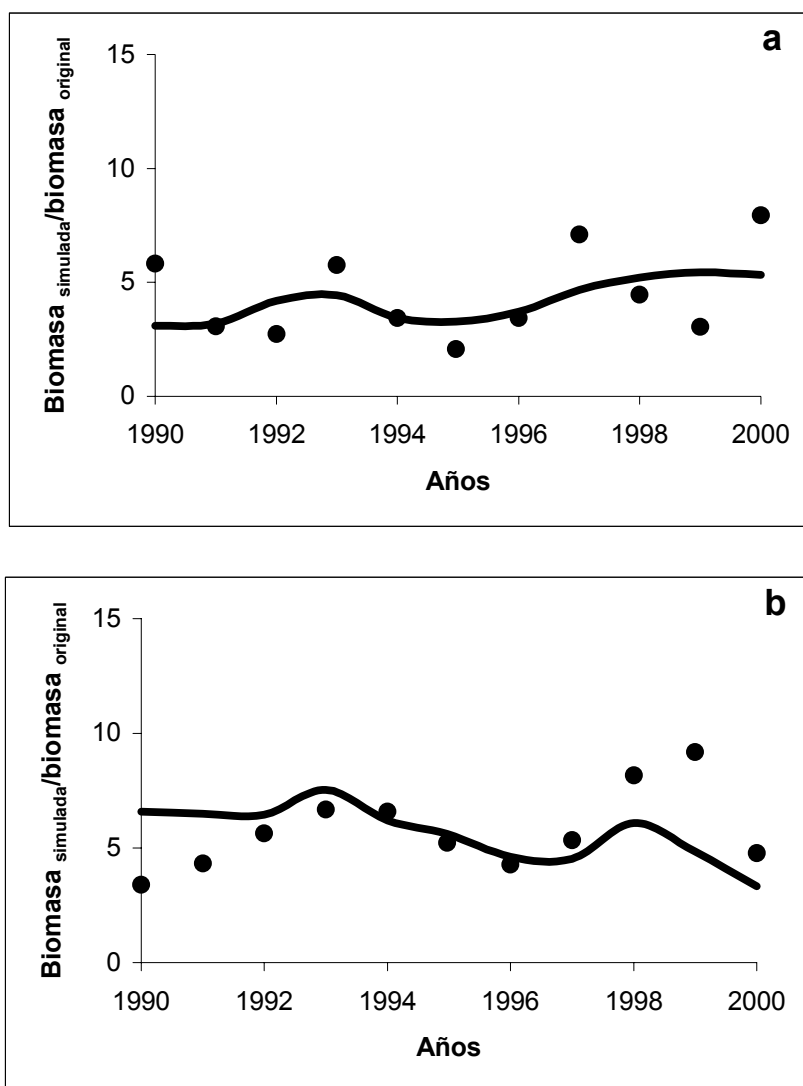


Figura 16. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) anchoveta juveniles; b) anchoveta adultos

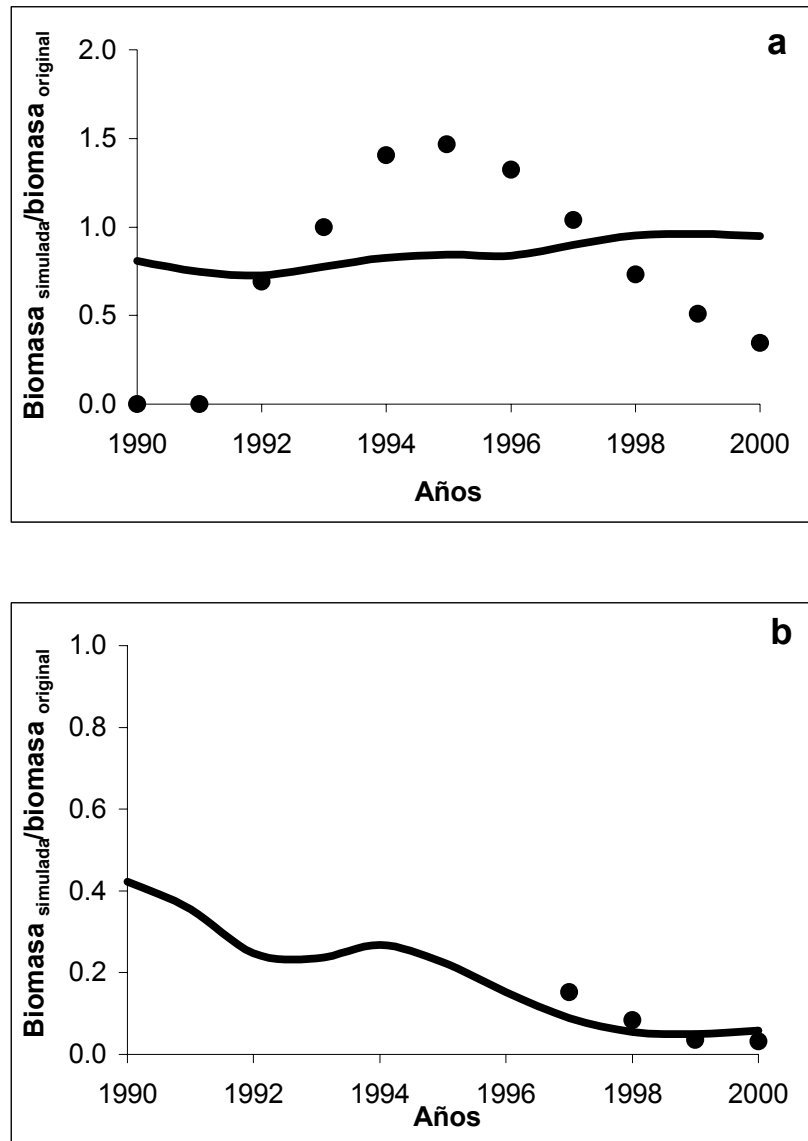


Figura 17. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) langostino colorado adultos; b) langostino amarillo.

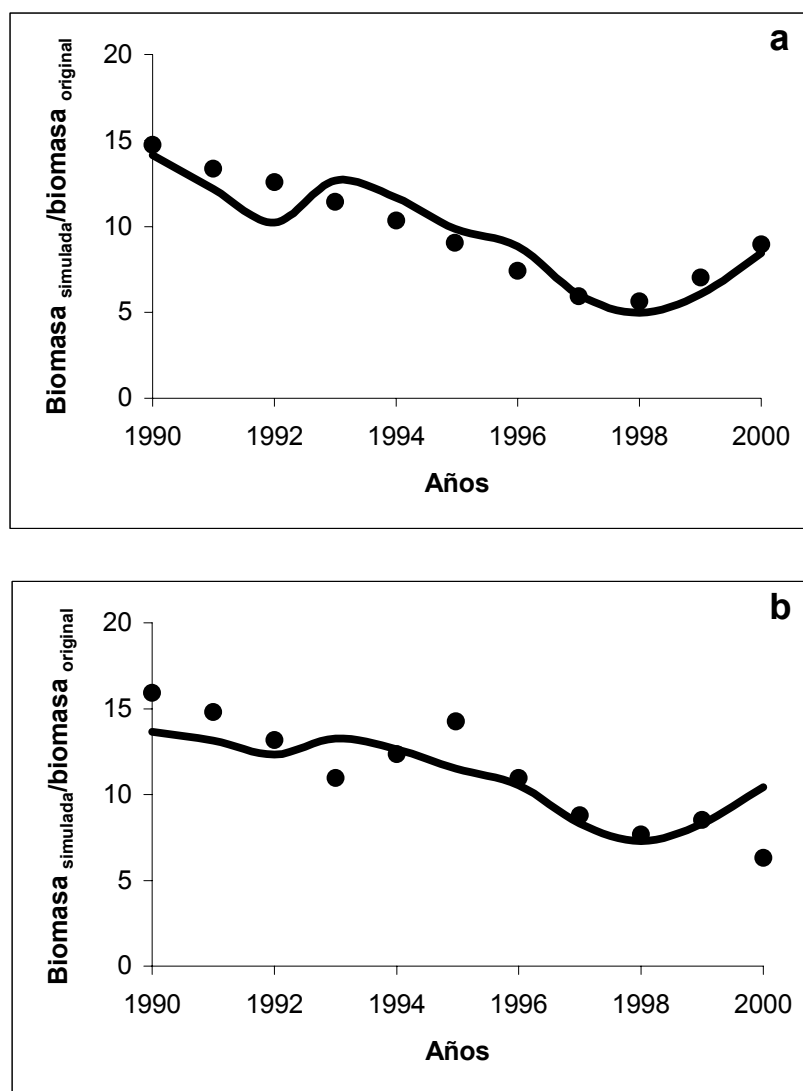


Figura 18. Ajustes de la biomasa predicha por **EwE** (línea continua) a series independientes de biomasa (círculos negros). a) jurel; b) merluza de cola.

Cambios en la mortalidad por pesca de los principales recursos pesqueros y su impacto en predadores y presas del sistema

En la Tabla 24 se resume los resultados de las simulaciones de cambios en la mortalidad por pesca (F) de los grupos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central. En general, la respuesta de los grupos ante los cambios simulados en F sigue dos tendencias principales, a saber: a) grupos cuya biomasa cambia inversamente con F, *i.e.* a mayor F menor biomasa, y viceversa; y, b) grupos cuya biomasa cambia directamente con F, esto es a mayor F mayor biomasa, y viceversa.

Dentro de los grupos que siguen la primera tendencia (biomasa \propto^{-1} F) se encuentran los recursos pesqueros merluza común (juveniles y adultos), sardina común (juveniles y adultos), anchoveta (juveniles y adultos), langostino amarillo, jurel y albacora. También se cuentan algunas especies de la fauna acompañante de merluza común tal como congrio negro, besugo, blanquillo y rayas. En todos estos grupos el aumento en F produce disminución en la biomasa debido a explotación, mientras que la disminución en F produce aumento en la biomasa ya que, al liberar a los stocks de la presión por pesca, éstas tienen la posibilidad de recuperarse.

En esta agrupación también se ubica lobo marino. Este grupo disminuye su biomasa cuando aumenta F en recursos pesqueros, aunque, por otro lado, aumenta su biomasa cuando disminuye F en recursos pesqueros. Estos cambios se explican porque la mayoría de los recursos pesqueros son presas importantes en la dieta de este predador.

Predadores tope tal como cetáceos y aves marinas, aumentan su biomasa cuando F aumenta en recursos pesqueros debido al aumento en la biomasa de los grupos calamar y peces mesopelágicos, lo que son ítems importantes en la dieta de estos predadores.

Dentro de los grupos que responden siguiendo la segunda tendencia (biomasa \propto F) se encuentran grupos que son presas o competidores de los recursos pesqueros. Entre las presas

se cuenta a langostino colorado (juvenil), copépodos, eufáusidos y fitoplancton. En este caso, la disminución de la biomasa de los recursos pesqueros debido al aumento en F produce liberación de la presión por depredación sobre estos grupos, lo que posibilita el aumento en su biomasa. Contrariamente, si se disminuye F , permitiendo entonces la recuperación de los stocks, entonces se produce un aumento en depredación sobre las presas, lo que conduce a una disminución en su biomasa.

Los grupos que exhiben un comportamiento del tipo competidor de los recursos pesqueros son pejerrata, lenguado de ojos grandes y blanquillo. Pese a que estos grupos son parte de la fauna acompañante de la pesquería de merluza común, no responden de la misma forma que los otros grupos de tal fauna acompañante ante cambios en F . En efecto, cuando F disminuye, también la biomasa de estos grupos disminuye, aunque lo esperable es que ésta aumente. Por otro lado, cuando F aumenta, la biomasa de estos grupos aumenta, aunque cuando lo esperable es que disminuya. La explicación probable es que estos tres grupos comparten presas, principalmente langostinos y eufáusidos, con los recursos merluza común y jurel. Cuando la pesquería libera la presión de pesca sobre merluza común y jurel, entonces la depredación causada por estos dos grupos sobre langostinos y eufáusidos se hace más importante, disminuyendo la biomasa disponible de langostinos y levemente la de eufáusidos, lo que afecta a otros predadores tal como pejerratas, lenguado de ojos grandes y blanquillo. Lo opuesto sucede cuando F aumenta, en este caso disminuye la biomasa de merluza común y jurel, disminuyendo también la depredación sobre langostinos y eufáusidos, lo que permite una mayor biomasa de estos últimos disponible para otros predadores.

Otro grupo cuya biomasa es $\propto F$ es calamar. La tendencia de la biomasa de este grupo se explica, principalmente, por la tendencia en la biomasa de peces mesopelágicos, su principal presa. A su vez, la tendencia en la biomasa del grupo peces mesopelágicos se explica por la tendencia de la biomasa de eufáusidos, su principal presa. El efecto de F sobre la depredación de eufáusidos se describió más arriba.

La dinámica del grupo langostino colorado (adultos) podría estar influida por las relaciones tróficas más que por la pesquería. Así, se observa que cuando F disminuye, entonces la biomasa de langostino colorado disminuye. Esto se explica por el aumento en la biomasa de merluza común (importante predador de langostino colorado) y de jurel (importante consumidor de eufáusidos, principal presa de merluza de cola).

Por otro lado, cuando F aumenta, la biomasa de langostino colorado aumenta. Esto se explica por la disminución en la biomasa de merluza común y jurel. Estos ejemplos ilustran las interacciones entre las distintas flotas y los impactos tróficos indirectos que pueden llegar a verificarse en el sistema a partir de cambios en las estrategias de manejo basadas en una aproximación monoespecífica.

Finalmente, la biomasa del grupo merluza de cola no presenta una tendencia clara con cambios en F . Cuando F disminuye ($F=0.75$; $F=0.5$), la biomasa de merluza de cola no aumenta respecto a su biomasa inicial sino que disminuye para luego aumentar levemente con F menores ($F=0.25$; $F=0.1$). Cuando F aumenta ($F=1.25$; $F=1.5$) la biomasa de merluza aumenta levemente para luego caer fuertemente ante F intensos ($F=2$; $F=5$). Aunque no existe una explicación clara para la tendencia en la biomasa de merluza de cola, se podría señalar que, a niveles de explotación moderados, la dinámica de este grupo podría estar influenciada fuertemente por las relaciones tróficas más que por la pesquería.

Se concluye que cambios en la mortalidad por pesca de los stocks que constituyen recursos pesqueros producen cambios en la biomasa tanto de las especies objetivo como de sus predadores y presas, muchos de los cuales pueden ser también importantes recursos pesqueros. Esta es una de las principales conclusiones cuantitativas de la aproximación multiespecífica. Por el contrario, obviamente las evaluaciones monoespecíficas de la biomasa (APV, hidroacústica, entre otros) no consideran, y no pueden considerar, por naturaleza, la interacción predador-presa (incluye a la pesquería como un predador más del sistema), los impactos tróficos combinados y otros.

Tabla 24. Cambios en la biomasa de los grupos funcionales incluidos en la modelación del ecosistema marino de Chile central ante cambios en la mortalidad por pesca (F) de los principales recursos pesqueros respecto a F en el año 2000. Los cambios se entregan como la razón B_i/B_f , donde B_i y B_f corresponden a la biomasa de cada grupo al inicio y al final de la simulación de diez años, respectivamente. En negritas se resalta valores +/- 25% respecto de B_i .

Grupo/escenario	F*0.1	F*0.25	F*0.5	F*0.75	F*1.25	F*1.5	F*2	F*5
cetáceos	1.10	1.10	1.10	1.07	0.97	0.99	1.29	7.72
lobo marino	1.40	1.33	1.22	1.11	0.89	0.78	0.56	0.04
aves	1.26	1.22	1.16	1.09	0.92	0.85	0.78	1.88
merluza (j)	1.05	1.05	1.05	1.03	0.96	0.93	0.91	0.95
merluza (a)	1.19	1.17	1.13	1.08	0.93	0.88	0.79	0.53
sardina común (j)	1.10	1.09	1.06	1.03	0.96	0.90	0.78	0.02
sardina común (a)	1.18	1.15	1.10	1.05	0.95	0.88	0.74	0.02
anchoveta (j)	1.10	1.09	1.06	1.03	0.95	0.90	0.77	0.03
anchoveta (a)	1.16	1.13	1.09	1.05	0.95	0.89	0.74	0.03
calamar	0.79	0.85	0.96	1.03	0.99	1.08	1.66	8.26
peces mesopelágicos	0.81	0.85	0.91	0.96	1.04	1.09	1.29	2.66
langostino colorado (j)	0.99	0.99	0.98	0.98	1.01	1.03	1.04	1.08
langostino colorado (a)	1.00	0.99	0.98	0.98	1.02	1.04	1.05	1.11
langostino amarillo	1.10	1.09	1.06	1.03	0.97	0.93	0.83	0.00
camarón nailon	0.98	0.99	0.99	1.00	1.01	1.01	1.02	0.86
jurel	1.09	1.07	1.04	1.02	0.98	0.96	0.87	0.21
merluza de cola	0.91	0.90	0.87	0.89	1.11	1.14	0.89	0.02
albacora	3.38	2.61	1.78	1.40	0.59	0.27	0.04	0.00
congrío negro	2.57	2.24	1.75	1.35	0.74	0.52	0.22	0.00
pejerrata	0.66	0.70	0.78	0.87	1.12	1.27	1.57	3.50
lenguado ojos grandes	0.99	0.97	0.96	0.97	1.03	1.05	1.05	1.17
besugo	1.23	1.20	1.15	1.09	0.92	0.85	0.73	0.12
blanquillo	1.04	1.05	1.05	1.04	0.97	0.96	0.99	1.20
rayas	1.26	1.21	1.12	1.06	0.95	0.89	0.77	0.31
poliquetos	0.98	0.99	0.99	1.00	1.01	1.01	1.03	1.12
plancton gelatinoso	0.97	0.98	0.99	0.99	1.01	1.02	1.04	1.17
copépodos	1.01	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.99	0.95
eufáusidos	0.98	0.98	0.99	1.00	1.00	1.01	1.05	1.39
fitoplancton	0.99	0.99	0.99	1.00	1.00	1.01	1.02	1.08

Cambios en las mortalidades por pesca bajo distintos escenarios de control en la trama trófica

Los principales resultados de este tipo de simulaciones se entregan en las Figs. 19 a 23. En general, se observa que la respuesta dinámica de los recursos pesqueros, sus presas y predadores ante cambios en F puede variar drásticamente dependiendo del tipo de control trófico que domine el ecosistema. Para todos los escenarios simulados, los mayores cambios se producen bajo el control por predadores, mientras que el control por presas parece amortiguar los cambios en las poblaciones.

Contrariamente a lo que podría esperarse desde un punto de vista monoespecífico, la disminución de F en los distintos recursos pesqueros (incluso en un 90%; Fig. 19) no produce grandes cambios en el sistema, *i.e.* grandes incrementos en la biomasa de los recursos pesqueros, sus presas o predadores. Esto se debe a que la productividad de las poblaciones está limitada tanto por la disponibilidad de presas como por la biomasa de sus predadores. La excepción la constituyen los grupos albacora y congrio negro. En el modelo, estos grupos no están controlados por depredación sino que sólo por la disponibilidad de alimento. De ahí que su biomasa se incremente hasta límites no realistas para disminución de F en 90%, 50% y 25%, respectivamente (Figs. 19, 20 y 21).

La disminución de F afecta a un mayor número de grupos cuando se considera un control tipo cintura de avispa (Figs. 19 a 21). En este caso se ven beneficiados los peces pelágicos de pequeño tamaño (sardina común y anchoveta), albacora y congrio negro, los que podrían, incluso casi triplicar su biomasa. Este escenario también beneficia a otro predador tope tal como lobo marino.

El aumento en F produce los mayores cambios en el sistema cuando se asume control por predadores (Figs. 22b y 23b). En estos escenarios se produce variaciones de alta amplitud en la biomasa de algunos grupos, incluso hasta niveles poco realistas. La disminución de F

también produce cambios significativos en la biomasa de muchos grupos bajo el supuesto de control en cintura de avispa.

Considerando que la mayoría de los recursos pesqueros en Chile central se encuentran en situación de plena explotación (merluza común, sardina común, anchoveta, etc.), mientras que otros se recuperan de una sobreexplotación previa (jurel) o se encuentran en veda (langostino colorado), se debe tener en cuenta los posibles impactos que medidas de manejo podrían tener tanto en las especies objetivo de las pesquerías como también en grupos con los que interactúan, ya sea como predador o presa.

Las simulaciones revelan que las pesquerías afecta el sistema como un todo. Los efectos de las pesquerías en el ecosistema sólo pueden ser observados y cuantificados cuando se analiza el sistema más allá de cambios en las especies recursos pesqueros, *i.e.* utilizando modelación multiespecífica y/o ecosistémica.

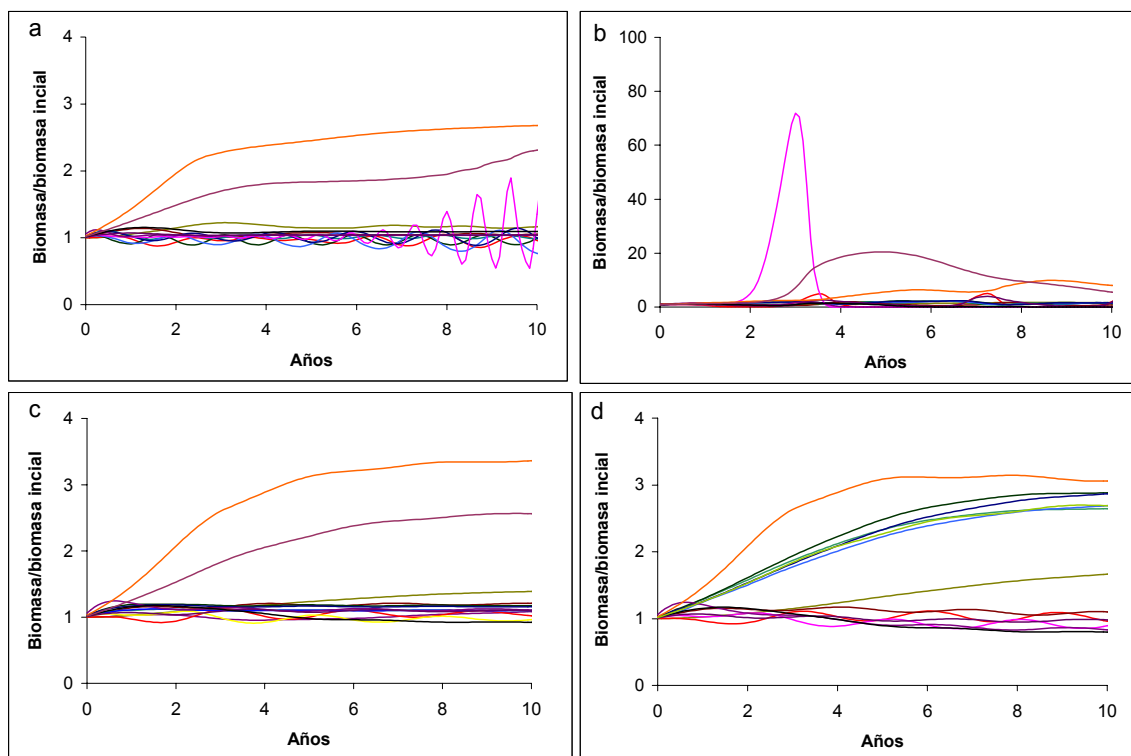


Figura 19. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 90% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Simbología: amarillo=lobo marino; rojo=merluza común (juveniles); rojo oscuro=merluza común (adultos); verde=sardina común (juveniles); verde oscuro=sardina común (adultos); azul=anchoveta (juveniles); azul oscuro=anchoveta (adultos); fucsia=langostino colorado (adultos); violeta=langostino amarillo; púrpura=jurel; anaranjado=albacora; ciruela=congrio negro.

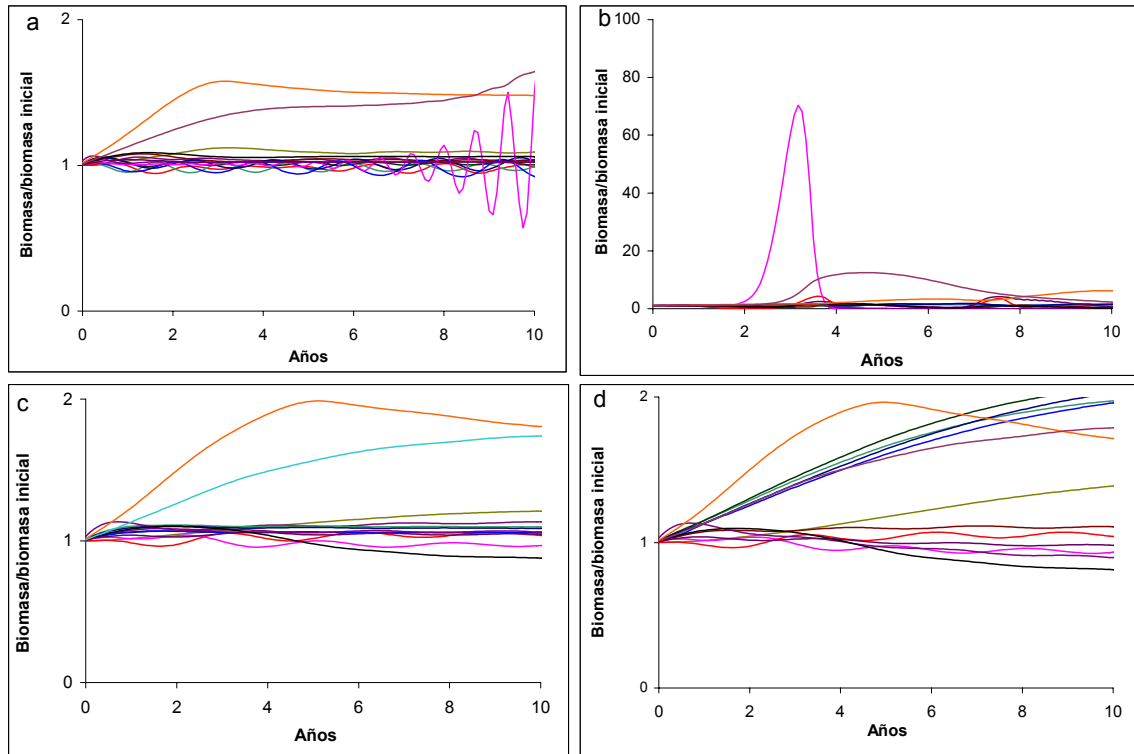


Figura 20. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 50% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.

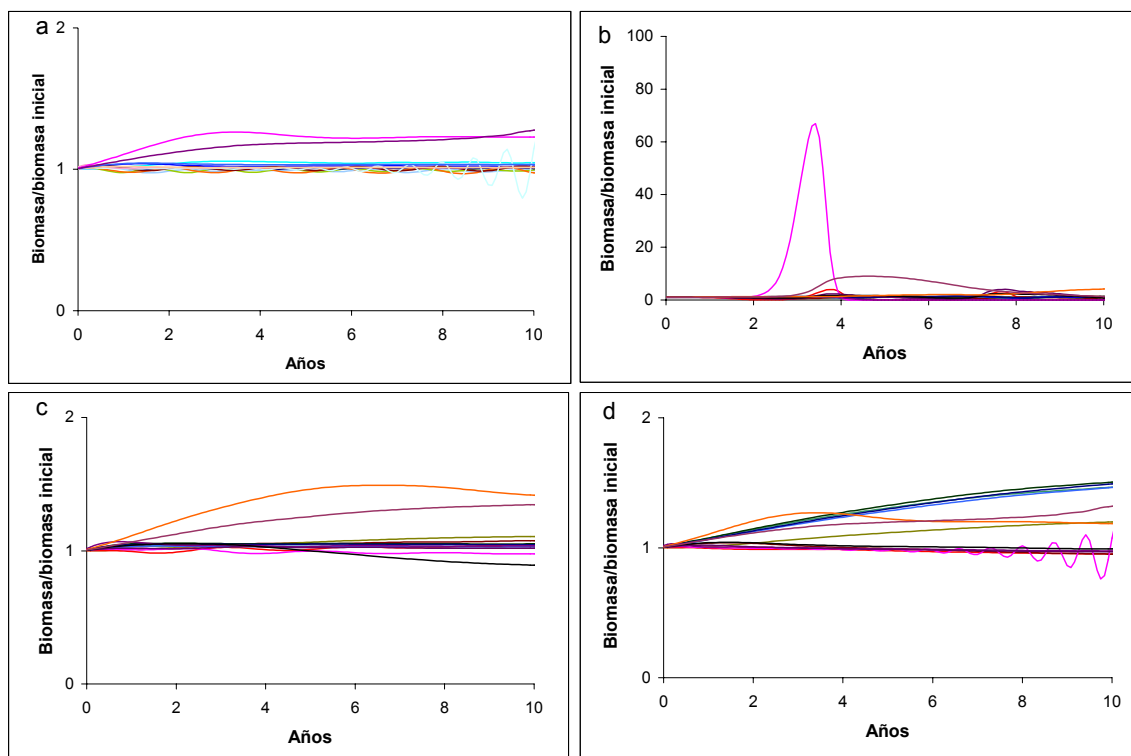


Figura 21. Disminución de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 25% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.

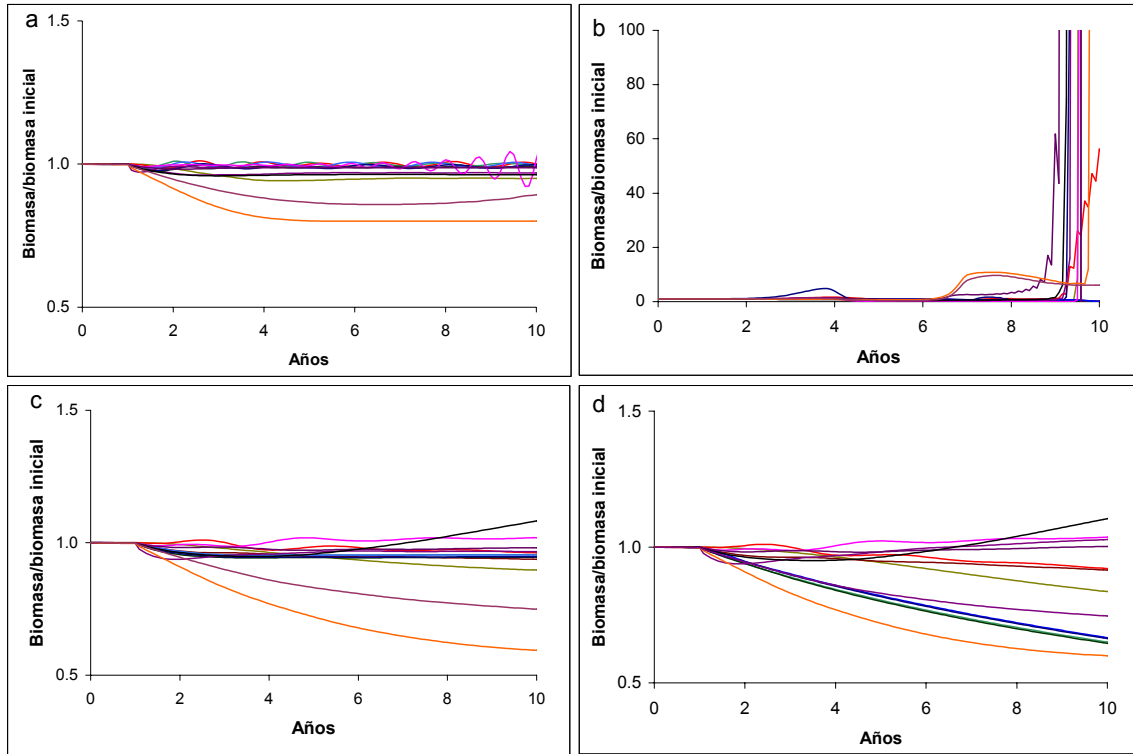


Figura 22. Aumento de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 25% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.

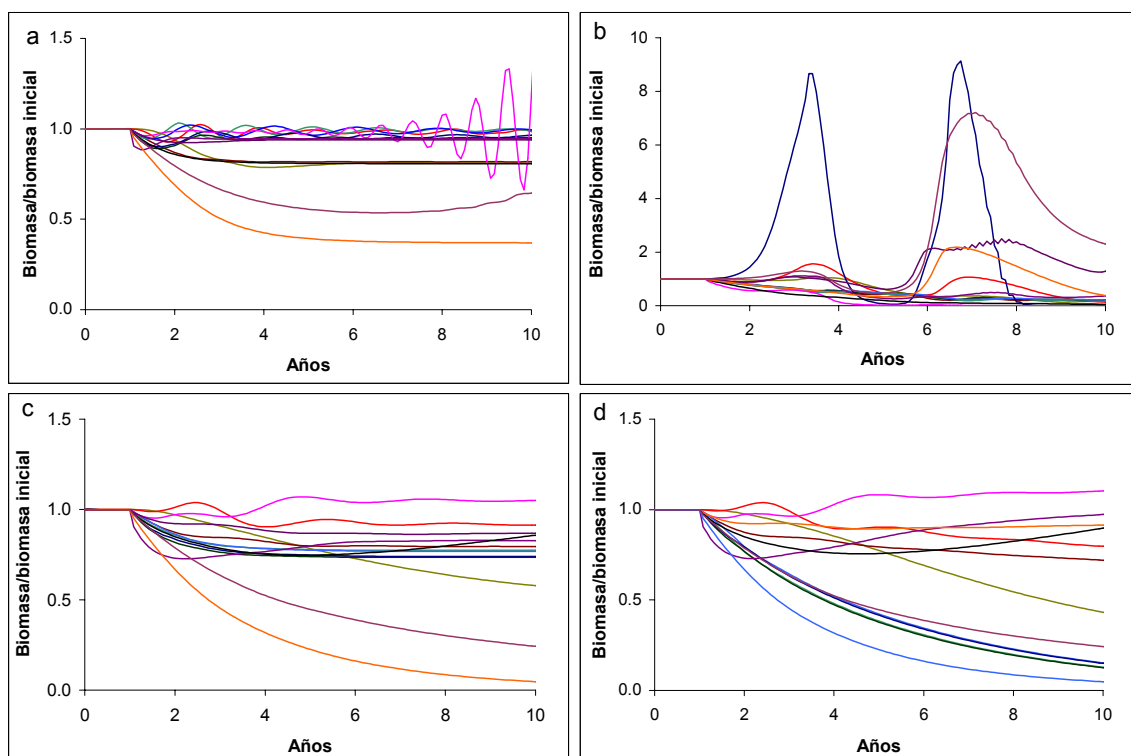


Figura 23. Aumento de F de los principales recursos pesqueros en Chile central en 100% respecto a F en el año 2000, bajo cuatro tipos de control en la trama trófica, a saber: a) control por presas; b) control por predadores; c) control mixto; y, d) control cintura de avispa. Para simbología, ver leyenda Fig. 19.

Obejtivo Específico 4 (adicional ofrecido)

Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile

Balance del modelo

Una vez completa la matriz de la composición de la dieta (Tabla 25) y la matriz de los parámetros de entrada básicos (Tabla 26), se ejecutó el software EwE (Christensen *et al.* 2000) para verificar el balance para el modelo del ecosistema pelágico del norte de Chile. De acuerdo con Christensen *et al.* (2000), se revisó los siguientes parámetros de salida:

- Eficiencia Ecotrófica ($0 < EE_i < 1$).
- Eficiencia bruta de conversión de alimento (GE_i), que corresponde a la razón entre la producción (P) y el consumo (Q), y que en la mayoría de los casos fluctúa entre 0,05 y 0,3.
- Coeficientes de mortalidad, que corresponde a la suma de todas las salidas de cada grupo del sistema, siendo éstas: mortalidad por pesca (F_i), mortalidad por depredación ($M2_i$) y mortalidad por otras causas ($M0_i$).
- Respiración/Asimilación no puede ser >1 , debido a que lo que se respira no puede exceder lo asimilado.

En la Tabla 25 se entrega los valores de los parámetros de entrada y los calculados por el programa para el balance final del modelo del ecosistema pelágico de la zona norte de Chile durante 1989.

Tabla 25. Valores de los parámetros de entrada (letra normal) y estimados (con negritas) por el programa para el ecosistema pelágico del norte de Chile, año 1989.

Grupo	NT	B	P/B	Q/B	EE	GE	R/A	F	M0	M2
	ton*km ⁻²	año ⁻¹	año ⁻¹	año ⁻¹				año ⁻¹	año ⁻¹	año ⁻¹
1. aves marinas	3.8	0.280	0.040	19.200	0.000	0.002	0.997		0.004	0.000
2. lobo marino	4.0	0.030	1.050	15.000	0.174	0.070	0.913	0.179	0.15	0.004
3. tiburones	4.4	0.007	0.486	9.640	0.960	0.050	0.937	0.418	0.019	0.048
4. bonito	3.8	0.019	0.987	29.450	0.856	0.034	0.958	0.474	0.142	0.371
5. jurel	3.7	91.805	0.355	8.110	0.303	0.044	0.945	0.105	0.247	0.003
6. caballa	3.8	1.331	1.200	10.279	0.686	0.117	0.854	0.810	0.377	0.013
7. cojinoba del norte	3.1	0.027	1.189	3.700	0.885	0.321	0.598	0.870	0.057	0.261
8. sardina	2.3	44.211	1.461	8.678	0.658	0.168	0.790	0.951	0.499	0.010
9. peces mesops.	3.1	323.470	1.200	12.000	0.940	0.100	0.875		0.072	1.128
10. anchoveta	2.9	47.065	2.011	12.050	0.954	0.167	0.791	0.811	0.092	1.108
11. zooplancton	2.1	87.318	64.68	85.831	0.987	0.754	0.058		0.836	63.844
12. fitoplancton	1.0	112.110	120.000		0.309				82.92	37.08
13. detrito	1.0	1.000			0.238					
14. importación										

Con respecto a las mortalidades por "otras causas" (M0) y por depredación (M2), se observa que en el caso de jurel, caballa y sardina, M0 es mayor que M2 debido a que el modelo, tal y como fue descrito en el Informe de Avance, no incluye más predadores para estos grupos. En el caso de fitoplancton, M0 es mayor a M2, lo que implica que una parte importante de la biomasa fitoplanctónica no es utilizada en el sistema, sino que cae rápidamente al fondo marino. Esto ha sido informado por Staresinic (1978) para el ecosistema de surgencia frente a Perú.

Características generales del ecosistema pelágico del norte de Chile

Se estimó los flujos totales (F_T) en $38674 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, que corresponde a la suma de todos los flujos (consumo, exportaciones, respiración y flujos hacia el detritus) dentro del sistema (Tabla 26), entregando una idea del tamaño del sistema en términos de flujos (Christensen *et al.* 2000). Al comparar con otros sistemas de surgencia, se tiene que este sistema ($F_T=38674 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) es de mayor tamaño que el sistema de Perú modelado en tres períodos con valores de $29600 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ (años 1953-1959), $29382 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ (1963-1969) y $33539 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ (1973-1979), con excepción del período 1964-1971 que alcanzó un valor sobre $60000 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ antes del colapso de la pesquería de la anchoveta (Jarre-Teichmann *et al.* 1998).

La producción primaria del sistema ha sido calculada en $13452.84 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, similar a la calculada para el ecosistema de Chile central para el año 1992, y cercana (aproximadamente $12000 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) a la calculada para el ecosistema sur de Benguela durante el período de 1980-1989. Sin embargo, las capturas totales fueron mucho más altas en el ecosistema del norte de Chile, principalmente de pelágicos pequeños como sardina y anchoveta que en el ecosistema de Chile central ($15000 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) (Arancibia & Neira 2000) y en el del sur de Benguela (alrededor de $6000 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) (Jarre-Teichmann *et al.* 1998).

La razón producción primaria total/respiración total (PP/R) calculada para el norte de Chile es 3.17, excediendo el límite de 1 para sistemas maduros. Por lo tanto, la razón PP/R corresponde a un sistema en estado temprano de desarrollo o inmaduro (Christensen *et al.* 2000). Sin embargo, al comparar esta razón con la calculada para Chile central en 1992 (4.61), 1998 (5.85) y 2000 (5.79), se podría señalar que el sistema del norte de Chile tendría un mayor grado de madurez que el ecosistema marino de Chile central.

El nivel trófico promedio de la pesquería del norte de Chile (2.7) refleja que las capturas en 1989 se sostuvieron en especies ubicadas en los niveles inferiores de la trama trófica,

principalmente en sardina y secundariamente en anchoveta, contrariamente a lo ocurrido en el ecosistema de Chile central en que las capturas durante los años 1992 y 1998 estuvieron sustentadas por niveles tróficos mayores a 3 correspondiendo principalmente a jurel ($NT = 3.7$) (Arancibia & Neira 2000).

La eficiencia bruta de la pesquería (captura/producción primaria) fue calculada en 0.6%. Valores cercanos a 1 son típicos de sistemas con pesquerías que capturan peces de nivel trófico bajo (pesquerías en zonas de surgencia), mientras que los valores bajos son característicos de sistemas en que los stocks de peces se encuentran subexplotados o donde la pesquería se concentra sobre los predadores tope (Christensen & Pauly 1992). El valor 0,6% de la eficiencia bruta de la pesquería en 1989 revela que ésta se sostuvo en peces de bajo nivel trófico.

En la Tabla 27 se entrega los índices de los flujos que caracterizan al ecosistema de la zona norte de Chile de acuerdo con la teoría de Ulanowicz (1986). La ascendencia (A) es una medida de la información en un sistema escalada por el flujo total del sistema (throughput). La capacidad (C) es el límite superior de A y la diferencia entre ambas se denomina “overhead” (costo de funcionamiento), índice que entrega los límites de crecimiento de A reflejando la capacidad de reserva del sistema para enfrentar perturbaciones inesperadas (Ulanowicz, 1986). El costo de funcionamiento calculado por el modelo fue de 62.3% lo que indica que el sistema está subdesarrollado, con poca estabilidad interna (Wolff *et al.* 1996). La razón A/C que es una medida complementaria al “overhead”, también sugiere un sistema relativamente inmaduro ($A/C = 37.7\%$) dependiente de flujos externos (Baird & Ulanowicz *fide* Wolff *et al.* 1996).

Tabla 26. Estadísticos descriptivos del ecosistema marino del norte de Chile para el año 1989. Los flujos están expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

Indicador	Valor
Suma de todo el consumo	13091.810
Suma de todas las exportaciones	9278.505
Suma de todos los flujos de respiración	4244.008
Suma de todos los flujos al detrito	12060.160
Flujos totales del sistema	38674.000
Suma de toda la producción	19684.000
Nivel trófico promedio de la pesquería	2.700
Eficiencia bruta (capturas/producción primaria neta)	0.006
Producción primaria neta total calculada	13452.840
Producción primaria total/respiración total	3.170
Producción Neta del sistema	9208.832
Producción primaria total/biomasa total	19.010
Biomasa Total/flujos totales	0.018
Biomasa Total (excluyendo el detrito)	707.673
Capturas totales	91.010

Tabla 27. Índices de flujos de la trama trófica del ecosistema de la zona norte de Chile.

Origen	Ascendencia		Overhead		Capacidad	
	(flowbits)	%	(flowbits)	%	(flowbits)	%
Importación	396.5	0.3	255.3	0.2	651.8	0.5
Flujos internos	22816	17.8	64180.3	50.1	86996.3	67.9
Exportación	15154.8	11.8	4824.7	3.8	19979.5	15.6
Respiración	9958.9	7.8	10632	8.3	20590.9	16.1
Total	48326.2	37.7	79892.3	62.3	128218.5	100

Diagrama de flujo

En la Fig. 24 se presenta el diagrama de flujo de masa entre los grupos funcionales del ecosistema pelágico del norte de Chile. Los grupos se encuentran alineados de acuerdo a su nivel trófico (NT). En el nivel trófico basal se ubican los productores primarios (fitoplancton) y detrito. Los grupos zooplancton (NT=2.1) y sardina (NT=2.3) se ubican alrededor del segundo nivel trófico debido a su alta depredación sobre el primer nivel trófico. En seguida aparecen peces mesopelágicos, anchoveta y cojinoba, las que son especies altamente zooplanctófagas. El resto de los grupos se ubicó en niveles cercanos y superiores a NT=4 debido a que son carnívoros. En el nivel trófico superior se encuentra el grupo tiburones (NT=4.4).

Eficiencia de transferencia

La eficiencia de transferencia entre niveles tróficos discretos expresa cuán óptimo es el transporte de energía de un nivel trófico al siguiente, siendo mayor desde los niveles tróficos primarios (I a II) disminuyendo hacia los niveles tróficos mayores (Tabla 28; Fig. 25). La eficiencia media de transferencia fue estimada en 9.8%, valor que es similar al mínimo del

rango (10%-20%) comúnmente informado en la literatura para ecosistemas marinos (Christensen & Pauly 1993). Sin embargo, este valor (9.8%) está dentro de la regla que dice que los sistemas de surgencia son altamente ineficientes, con una eficiencia de transferencia promedio global cercana a 10% (Pauly & Christensen 1995; Jarre Teichmann *et al.* 1998).

Tabla 28. Eficiencias de transferencia entre los distintos niveles tróficos en el ecosistema marino del norte de Chile.

Origen \ TL	I	II	III	IV	V
Productores		65.1	9.5	1.4	1.6
Detrito		71	9.5	1.4	1.6
Todos los flujos		67.5	9.5	1.4	1.6
Eficiencia de transferencia (calculada como la media geométrica de los NT II-IV)					
Desde la producción primaria:		9.6%			
Desde el detrito:		9.9%			
Total:		9.8%			

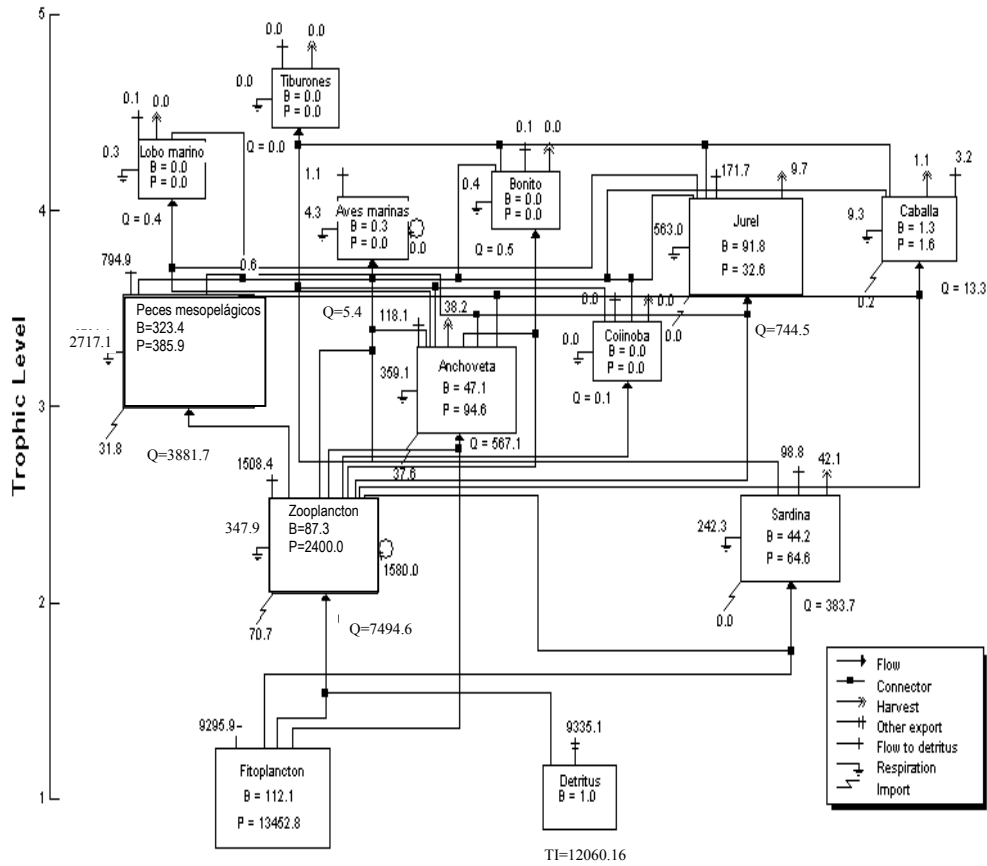


Figura 24. Diagrama de flujos tróficos del ecosistema pelágico de la zona norte de Chile (I y II Regiones), año 1989. El tamaño de las cajas es proporcional a la biomasa de los componentes. Las cajas son distribuidas en el eje vertical de acuerdo a su nivel trófico. Los flujos están expresados en $\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$.

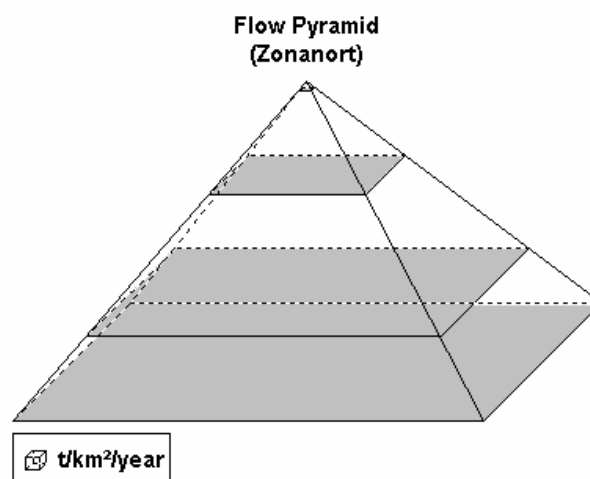


Figura 25. Pirámide trófica de los flujos del ecosistema de la zona norte de Chile, año 1989. El volumen de cada nivel trófico discreto es proporcional a las transferencias totales en este nivel. El compartimiento de la base representa los flujos totales al nivel trófico discreto II (herbívoros).

Producción Primaria Requerida (PPR)

La producción primaria requerida para sustentar las capturas totales de $91.01 \text{ ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ fue estimada en 1321.37 correspondiendo a un 6.7% de la producción total del sistema. Comparaciones de PPR realizadas por Jarre-Teichmann *et al.* (1998) entre otros ecosistemas de surgencia tal como Perú, Africa del Sur, Namibia y California indican que PPR puede variar entre 4% y 15% de la producción total, de tal manera que el valor estimado para el norte de Chile está dentro del rango característico de ecosistemas marinos similares.

Objetivo Específico 5 (adicional ofrecido)

Probar la factibilidad de modelar el efecto del ambiente a través de eventos ENSO en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema marino de Chile central

En la Fig. 26a se muestra ΔTSM Niño 1+2 para una serie de tiempo que abarca 9 años, desde 1992 hasta 2000. En las Figs. 26b y 26c se muestra los cambios relativos en la biomasa de fitoplancton y eufáusidos en respuesta a ΔTSM Niño 1+2. Los modelos utilizados proyectan que la biomasa de fitoplancton disminuye con anomalías positivas mientras que la biomasa de eufáusidos aumenta. Esto se observa claramente en la anomalía asociada a la aparición y desarrollo del evento ENSO intenso 1997-1998 y se explica por que la respuesta de la comunidad planctónica a los eventos ENSO es variable y depende de cada taxa. Por ejemplo, el aumento observado en la abundancia/biomasa de eufáusidos en las Costas de California durante el evento ENSO 1997-1998 se explica principalmente por una mayor contribución de larvas lo que podría deberse tanto a una actividad reproductiva mas intensa durante los años ENSO como a una estrategia de sobrevivencia larval más óptima comparada con los períodos fríos (Linacre-Rojas & Lavaniegos-Espejo, 2002).

En general, el forzante físico parece tener un mayor impacto en los distintos niveles tróficos cuando se aplica sobre la biomasa fitoplanctónica (Fig. 27) que cuando se aplica sobre la biomasa de eufáusidos (Fig. 28).

Los cambios en la trayectoria de la biomasa fitoplanctónica asociados al evento ENSO 1992 no parecen afectar negativamente a los predadores tope. Sin embargo, estos mismos grupos disminuyen su biomasa después del evento ENSO intenso 1997-1998. En este escenario el predador tope más impactado es el grupo aves marinas que disminuye notablemente su biomasa (Fig.27a).

En el caso de grupos recursos pesqueros, se observa que cambios en biomasa fitoplanctónica asociados a ENSO 1997-1998 afectan a merluza juvenil casi inmediatamente, mientras que los adultos de esta misma especie se ven afectados con un desfase lo que se podría explicar por malos reclutamientos en años posteriores a un evento ENSO intenso (Fig. 27b).

Con respecto a los peces pelágicos de pequeño tamaño (sardina común y anchoveta), se observa que cambios en la biomasa fitoplanctónica afectan simultáneamente a adultos y juveniles (Figs. 26c y 26d), lo que es concordante con el comportamiento fitófago de estas especies. Se observa que los grupos sardina común juveniles y adultos habrían sido afectados fuertemente por los eventos ENSO 1992 y 1997-1998 (Fig. 27c), mientras que anchoveta (adultos y juveniles) sólo se habría visto afectada por el fuerte evento ENSO 1997-1998 (Fig. 27d).

Los grupos jurel y merluza de cola sólo habrían sido afectados por el evento ENSO 1997-98 (Fig. 27e). Sin embargo, es necesario señalar que la fuerte caída de la biomasa del recurso jurel se explica principalmente por sobreexplotación y secundariamente por efectos de eventos ENSO.

Los cambios en la biomasa de eufáusidos asociados a eventos ENSO no afectan negativamente a grupos predadores tope tales como cetáceos, lobo marino y aves marinas (Fig. 28a).

En cuanto a los grupos recursos pesqueros, se observa que el fuerte aumento en la biomasa de eufáusidos durante el evento ENSO 1997-1998 no se refleja notoriamente en la biomasa de sus principales predadores en el sistema, tal como merluza común (juveniles y adultos), jurel y merluza de cola ni en la biomasa de peces pelágicos de pequeño tamaño tales como sardina común y anchoveta (Figs. 28b, 28c, 28d y 28e).

Esto se explica porque esta simulación incorporó el efecto conjunto de la pesquería (a través de series de tiempo reales de esfuerzo y mortalidad por pesca) y el efecto del aumento en la biomasa de eufáusidos producto de cambios en la temperatura superficial del mar atribuibles a ENSOs. En este sentido, los predadores de eufáusidos, principalmente merluza común, jurel y

merluza de cola, no aumentan su biomasa en respuesta al aumento en la biomasa de eufáusidos debido a que la pesquería ejerce presión sobre estos grupos. Entonces, es probable que la dinámica de estas especies esté mayormente controlada por cambios en la pesquería que por la disponibilidad de la presa eufáusidos. Por ejemplo, en el caso de jurel, se ha informado que la pesquería sería el principal predador de este recurso en Chile centro-sur (Quiñones *et al.*, 1997). A su vez, el jurel ejercería un control top-down sobre eufáusidos en este mismo sistema (Cury *et al.*, 2000).

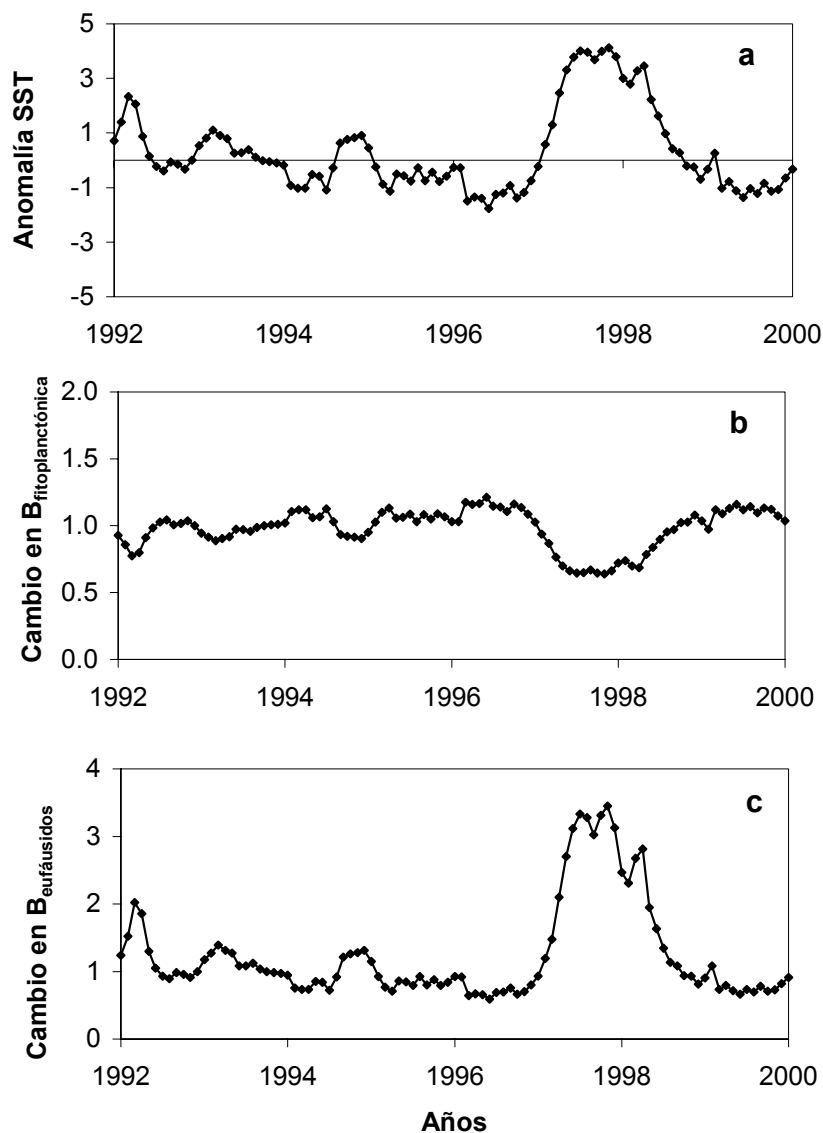


Figura. 26. Data utilizada par simular forzantes en escala ENSO en ecosistema marino de Chile central. a) anomalía de temperatura superficial del mar en la región Niño 1+2 (Δ TSM Niño 1+2); b) cambios relativos en la biomasa de fitoplancton en respuesta a Δ TSM Niño 1+2; c) cambios relativos en la biomasa de eufáusidos en respuesta a Δ TSM Niño 1+2.

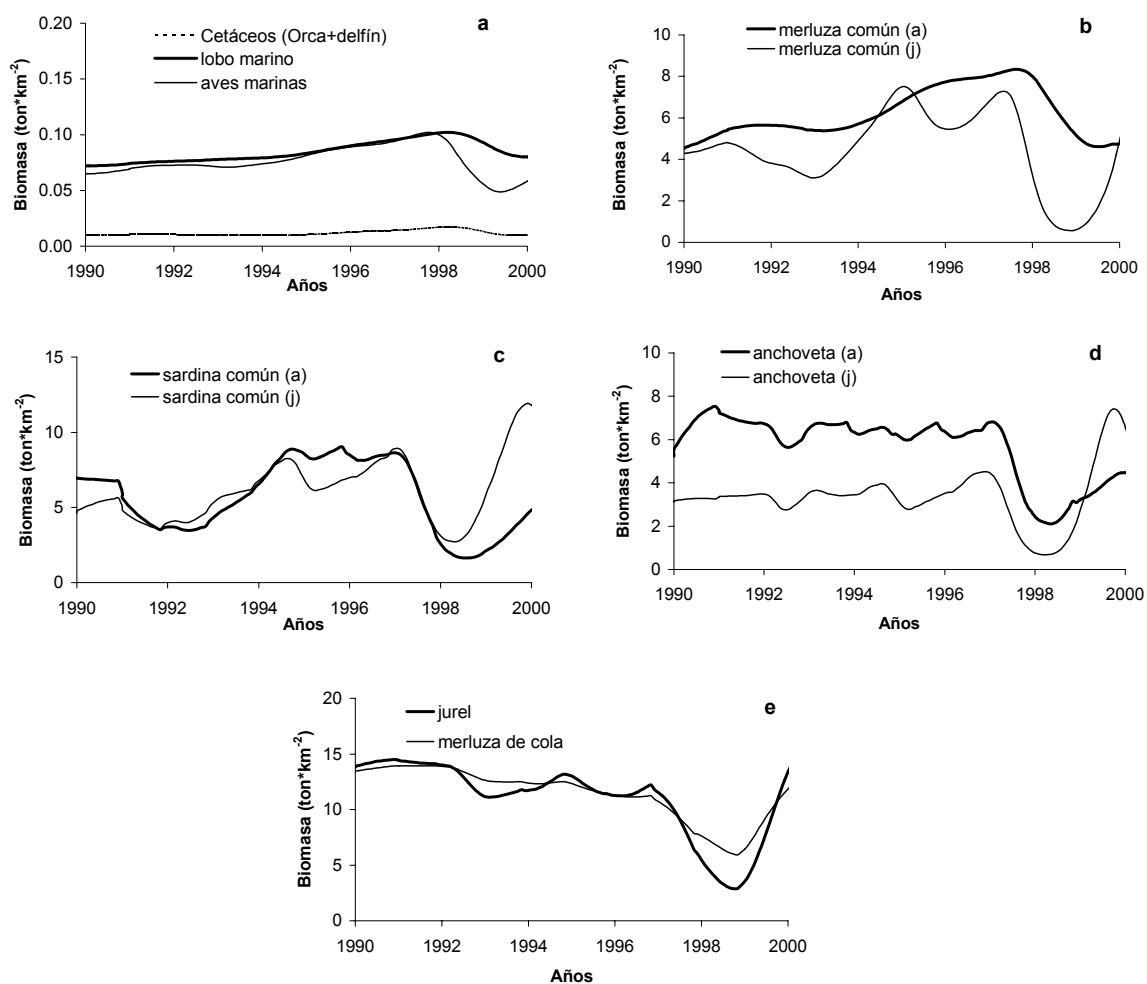


Figura 27. Forzante físico aplicado a la biomasa fitoplanctónica y su impacto en los distintos grupos del sistema: a) cetáceos, lobo marino y aves marinas; b) merluza común juveniles y adultos; c) sardina común juveniles y adultos; d) anchoveta juveniles y adultos; e) jurel y merluza de cola.

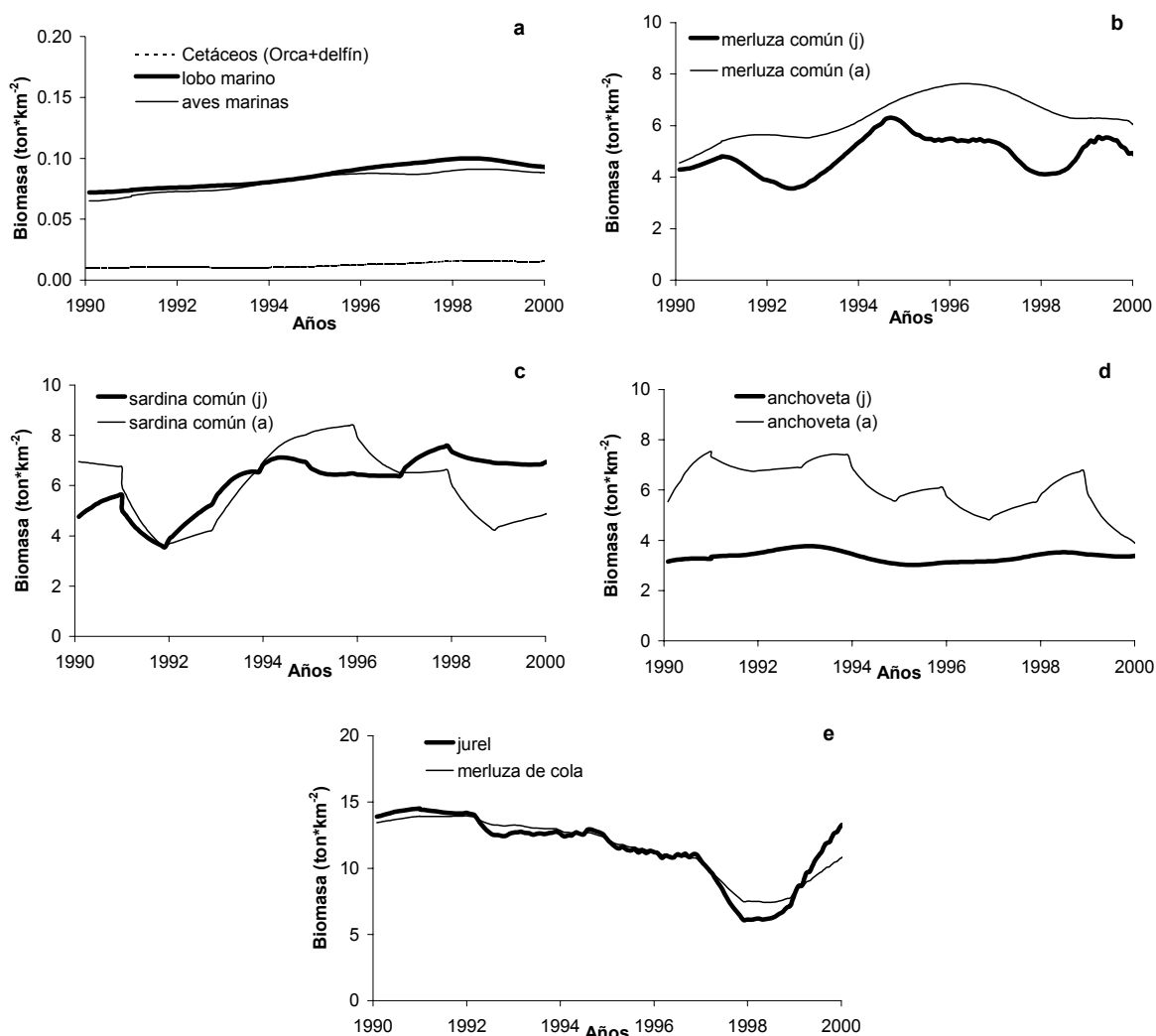


Figura 28. Forzante físico aplicado a la biomasa de eufáusidos y su impacto en los distintos grupos del sistema: a) cetáceos, lobo marino y aves marinas; b) merluza común juveniles y adultos; c) sardina común juveniles y adultos; d) anchoveta juveniles y adultos; e) jurel y merluza de cola.

Objetivo Específico 6 (adicional ofrecido)

Simular y analizar cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información social, económica y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio (*sensu* Christensen *et al.*, 2000; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2001)

La razón de cambio del esfuerzo pesquero al final y al inicio de las simulaciones bajo los distintos criterios de optimización en SAA se exhibe en la Tabla 29.

La optimización del criterio económico provoca un fuerte aumento en la presión de pesca en las flotas que presentan los mayores ingresos netos (cerquera industrial y espinelera artesanal) y una disminución de alrededor de 30 a 40% del esfuerzo en las flotas que presentan comparativamente menores ingresos netos (cerquera artesanal y arrastrera merlucera).

La optimización del criterio social produce un aumento en el esfuerzo de pesca en las flotas cerquera artesanal y espinelera ya que presentan una razón E/C mayor. La flota cerquera industrial, disminuye su esfuerzo a niveles mínimos ya que el número de empleos que genera por captura es comparativamente menor.

La optimización del criterio ecológico, esto es mantener en el tiempo los grupos con tasas de reproducción/recuperación baja, implica disminuir el esfuerzo de pesca de todas las flotas entre un 60% y un 90%. Esto se explica porque para preservar en el sistema especies de alta longevidad y baja tasa de renovación es necesario disminuir la remoción de especies recursos que, en general, constituyen presas importantes para los predadores tope.

La optimización del criterio múltiple implica que para que se obtengan los máximos beneficios económicos, sin perjudicar el empleo ni alterar significativamente la estructura del

ecosistema, algunas flotas tales como la cerquera artesanal y la espinelera pueden incrementar su esfuerzo de pesca en unas 5 y 2.5 veces, respectivamente. Sin embargo, bajo este escenario, las flotas cerquera industrial y arrastrera deberían disminuir su esfuerzo en un 50% y un 90%, respectivamente.

Tabla 29. Razón de cambio del esfuerzo pesquero al final y al inicio de las simulaciones bajo los distintos criterios de optimización.

Tipo de flota	Criterio \$	Criterio S	Criterio E	Criterio \$SE
	1,0,0	0,1,0	0,0,1	1,1,1
espinelera	1.608	3.565	0.391	2.486
cerq.artesanal	0.711	7.169	0.255	4.933
cerq. Indust.	2.019	0.021	0.088	0.492
Arrastrera	0.569	0.192	0.075	0.03

Cuando las optimizaciones son analizadas bajo SAC se observa que optimizar del criterio económico provoca una disminución de la biomasa tanto de las especies objetivo de las flotas cerquera industrial y espinelera (merluza común, sardina común, anchoveta, jurel y merluza de cola) como de otros grupos en el sistema tales como lobo marino, congrio negro, besugo, rayas y albacora, lo que se explica por la remoción de grupos presa (Fig. 29). En este escenario, los grupos merluza común (a), merluza de cola, albacora, congrio negro y blanquillo tienen un 100% de probabilidades de disminuir su biomasa más allá de un 50% respecto a su biomasa original (Tabla 30), lo que obviamente no es un resultado deseado en términos de ordenamiento.

Por su parte, la optimización del criterio social provoca una disminución en la biomasa de las especies objetivo y de la fauna acompañante de las flotas cerquera artesanal y espinelera, estos

grupos son: merluza común (adultos), sardina común (juveniles y adultos), besugo y blanquillo, pero también en grupos considerados carismáticos dentro del ecosistema tales como cetáceos, lobo marino y aves marinas (Fig. 30). Los grupos cetáceos, aves marinas, merluza común (adultos) y calamar tienen una probabilidad de un 30%, 100%, 90% y 10% de disminuir su biomasa más allá de un 50% de su biomasa original, respectivamente (Tabla 30). Obviamente, estos impactos negativos nos son deseables en términos de manejo. Sin embargo, este escenario es beneficioso para la recuperación en biomasa de algunos grupos tales como jurel, merluza de cola, albacora y pejerrata (Fig. 30). Esto se explica por la disminución de la presión pesquera sobre jurel y merluza de cola importantes presas en la dieta de albacora, grupo que podría incluso doblar su biomasa en el sistema (Tabla 30). El aumento en la biomasa de pejerrata se explica por la disminución de merluza común (adultos) grupo con el cual pejerrata comparte su espectro trófico.

Cuando se optimiza el criterio ecosistémico, la disminución de la presión de pesca sobre los recursos pesqueros tiene como consecuencia el incremento en biomasa de la mayoría de los grupos, especialmente aquellos que presentan una baja tasa de renovación, especialmente predadores tope como lobo marino, aves marinas y albacora (Fig. 31). Sin embargo, en este escenario existen algunos grupos que disminuyen su biomasa, este el caso de calamares, peces mesopelágicos y pejerrata. En efecto, el grupo calamar tendría una probabilidad de 100% de disminuir su biomasa más allá de un 50% respecto a su biomasa original (Tabla 30). Esta disminución en la biomasa se entiende por el aumento en la biomasa de predadores o competidores de estos grupos.

La optimización del criterio múltiple también produce cambios en la biomasa de los grupos debido a que el esfuerzo de pesca en algunas flotas se incrementa (Tabla 29; Fig. 32). Sin embargo, es el único escenario en el cual ningún grupo tiene riesgo de disminuir su biomasa más allá de un 50% respecto a la biomasa inicial (Tabla 30).

Tabla 30. Probabilidad de aumento o disminución de la biomasa de los grupos funcionales del sistema (B_i) durante las optimizaciones de los distintos criterios utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC). Nomenclatura: CV= coeficiente de variación de B_i ; $0.5*B_i$ =disminución de B_i más allá de un 50% respecto a su biomasa inicial; ($2*B_i$)= aumento de B_i más allá del doble respecto a su biomasa inicial.

Grupo funcional	CV	Criterio S		Criterio S		Criterio E		Criterio SSE	
		Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad	Probabilidad
		$0.5*B_i$	$2*B_i$	$0.5*B_i$	$2*B_i$	$0.5*B_i$	$2*B_i$	$0.5*B_i$	$2*B_i$
Cetáceos (orca+delfin)	0.2			30					
lobo marino	0.2								
aves marinas	0.2			100					
merluza común (j)	0.2								
merluza común (a)	0.2	100		90					
sardina común (j)	0.2								
sardina común (a)	0.2								
anchoveta (j)	0.2								
anchoveta (a)	0.2								
calamar	0.2		100	10		100			
peces mesopelágicos	0.2								
langostino colorado (j)	0.2								
langostino colorado (a)	0.2								
langostino amarillo	0.2								
camarón nailon	0.2								
jurel	0.2								
merluza de cola	0.2	100							
albacora	0.2	100			10		70		100
congrio negro	0.2	100							
pejerrata	0.2		100						
lenguado de ojos grandes	0.2								
besugo	0.2								
blanquillo	0.2	100							
rayas	0.2								
poliquetos	0.2								
salpas y plancton gelatinoso	0.2								
copépodos	0.2								
eufáusidos	0.2								
fitoplancton	0.2								
detrito	0.2								

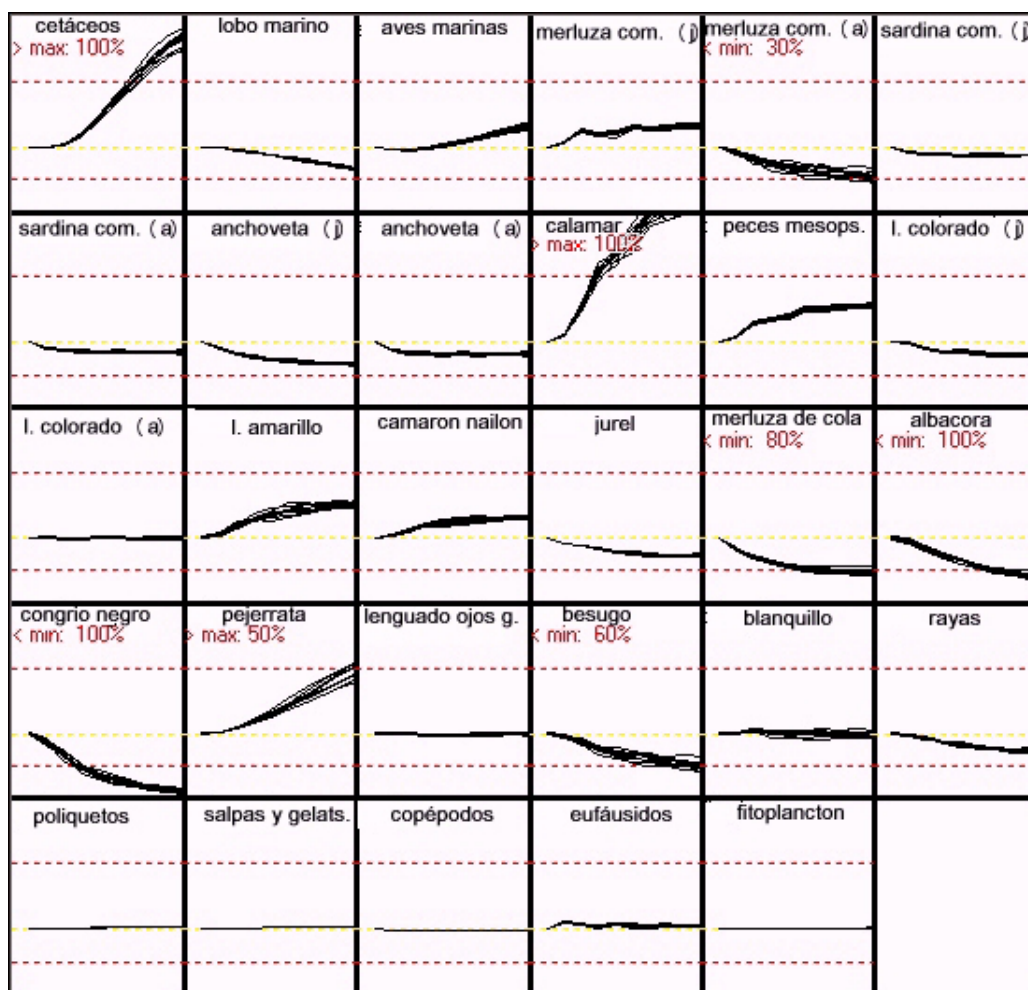


Figura 29 Trayectoria probable de las biomazas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio económico (\$). En el eje de las "X" se representa la duración de las simulaciones (10 años) y en el eje de las "Y" la biomasa de los distintos grupos. Las líneas rojas entrecortadas representan la mitad y el doble de la biomasa inicial de cada grupo, respectivamente.

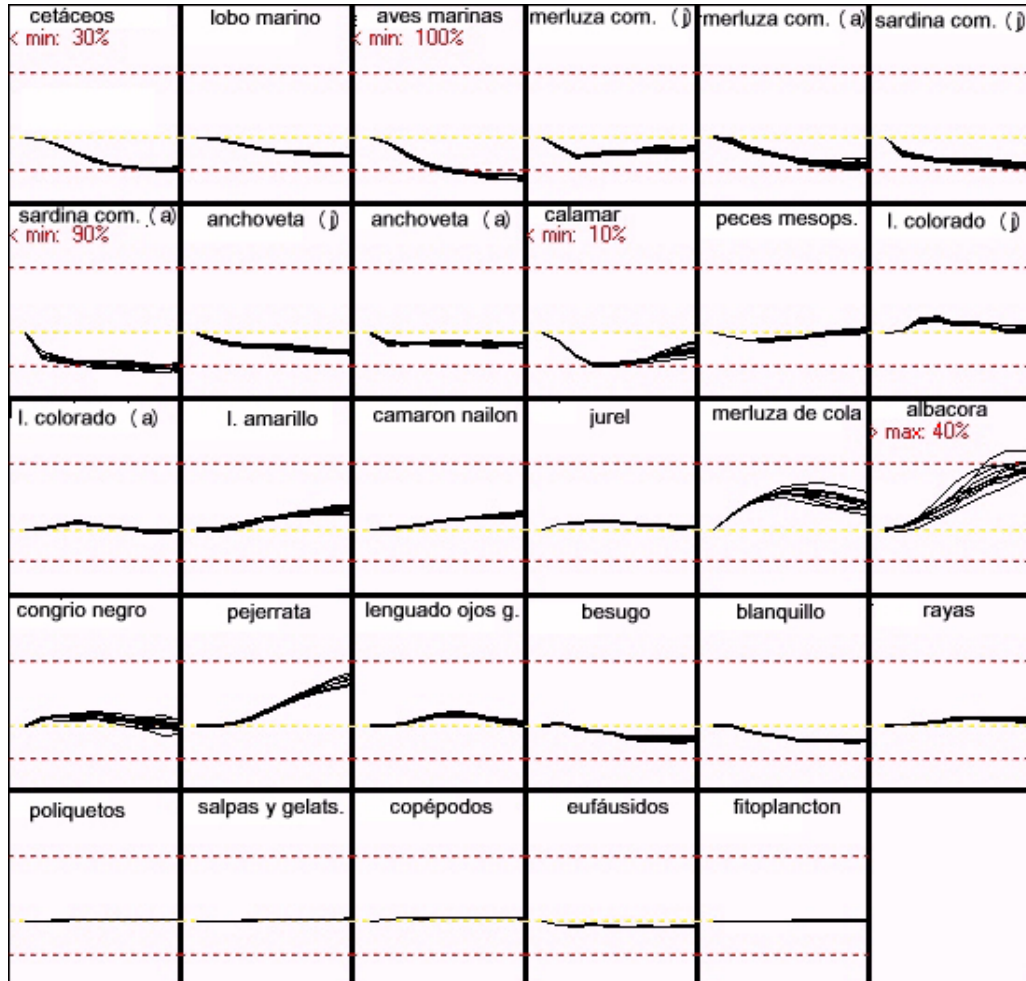


Figura 30. Trayectoria probable de las biomazas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio social (S). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.

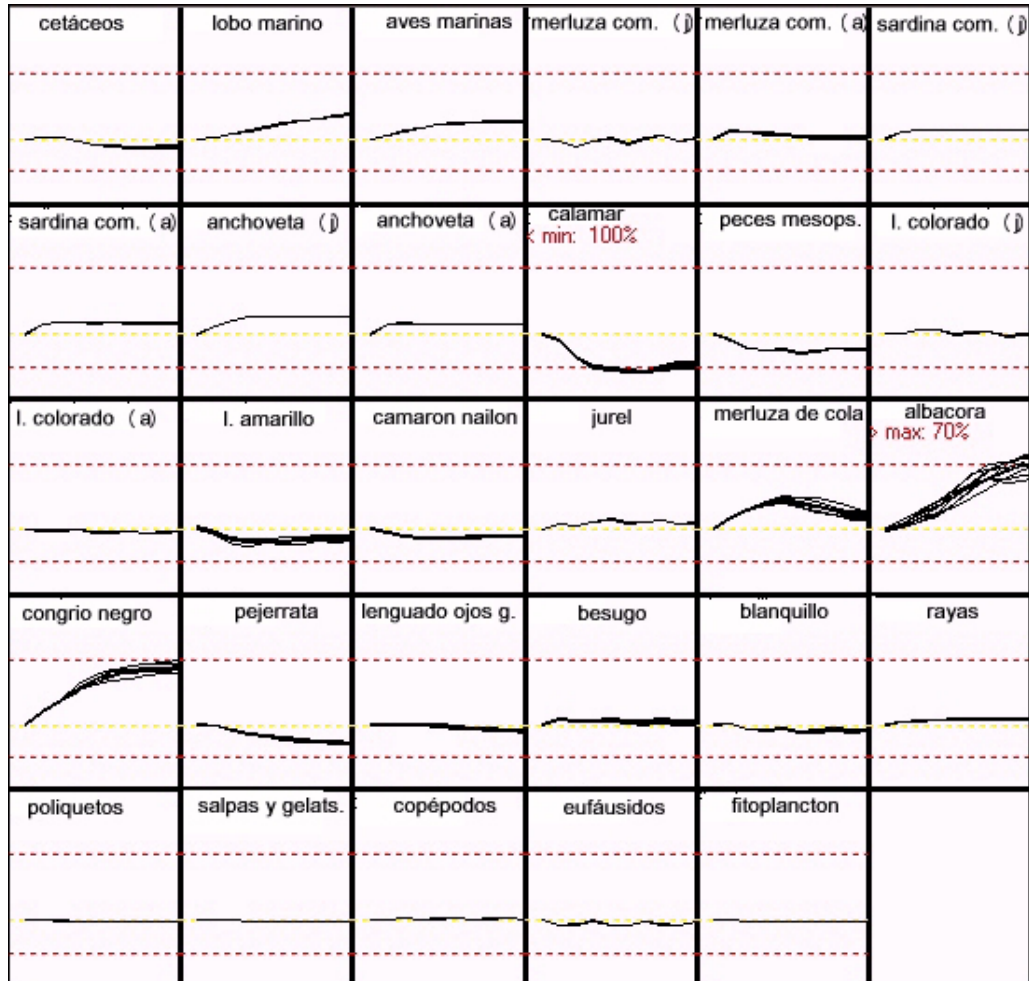


Figura 31. Trayectoria probable de las biomazas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio ecosistémico (E). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.

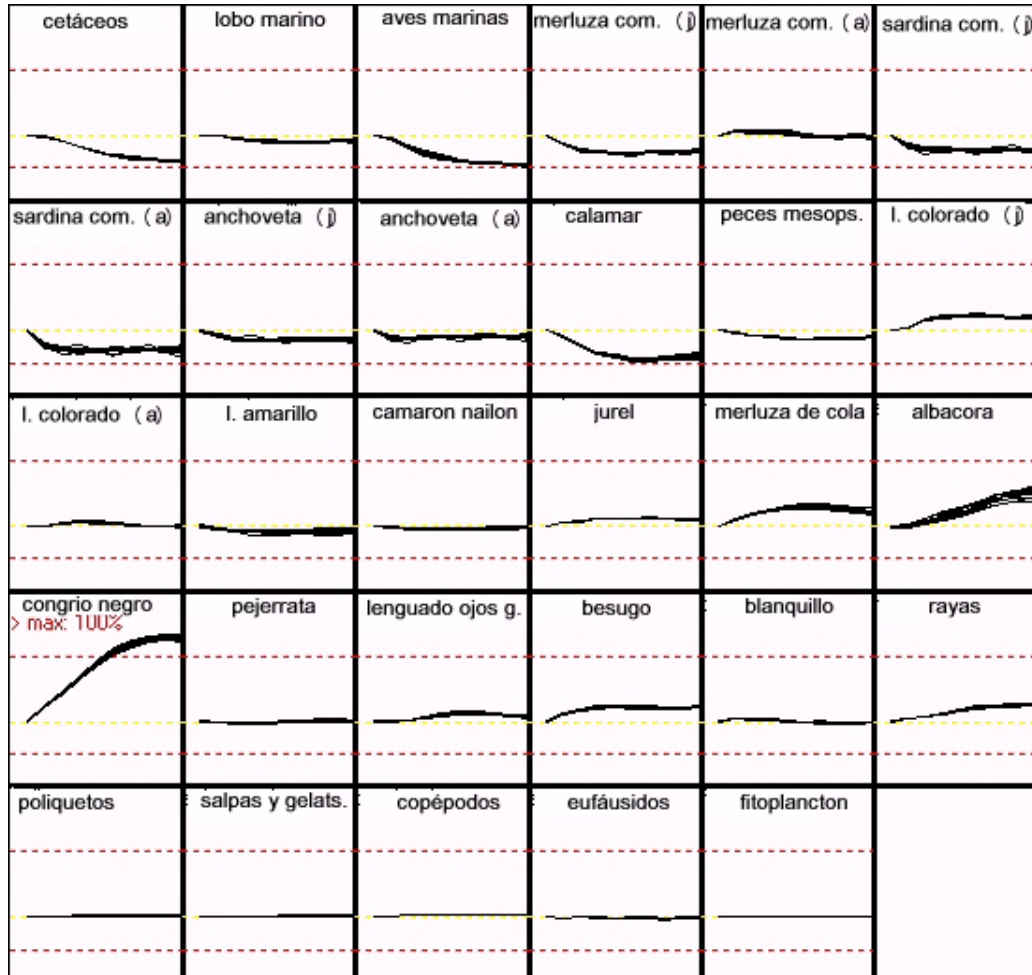


Figura 32. Trayectoria probable de las biomazas de los distintos grupos en el sistema proyectadas por ECOSIM utilizando simulaciones anillo cerrado (SAC) bajo la optimización del criterio múltiple (\$SE). Para explicación de los ejes ver leyenda Fig. 29.

Objetivo Específico 7 (adicional ofrecido)

Construir un modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre las especies dominantes del sistema.

Modelos de biomasa dinámica por especie

Los modelos de biomasa dinámica fueron altamente inestables y sensibles a los parámetros r y k . No obstante, se logró para todas las especies la convergencia de las funciones objetivo asociadas a cada modelo. En consecuencia se obtuvo los parámetros que describen el modelo de biomasa dinámica, los que se presentan en la Tabla 31.

Tabla 31. Parámetros de los modelos de biomasa dinámica por especie.

Parámetro	merluza común	langostino colorado	sardina común	anchoveta
r (año ⁻¹)	0,27	0,48	0,39	0,46
k (ton)	4926,78	212,14	2501,38	2039,15
Verosimilitud	33,50	20,50	18,50	23,95

El ajuste de estos modelos permitió contar con series de biomazas ajustadas (Fig. 33). Sin embargo, el ajuste de algunas series, particularmente biomazas de sardina común y anchoveta, señalan una fuerte tendencia decreciente hacia fines de la década de los años 1990. Esto determina que el crecimiento en biomasa de la merluza común estaría relacionado con la disminución de la biomasa estimada para sardina común y anchoveta en la década de los años 1990 (Fig. 33).

Los resultados anteriores se contradicen con las relaciones encontradas entre las biomazas observadas de los clupeiformes durante la década de los años 90. En efecto, el análisis de las series de biomasa (unidades de logaritmo natural) a través de modelos lineales indicó la

existencia de relaciones positivas entre la biomasa de merluza común y las presas constituidas por langostino colorado y anchoveta, en un proceso “botton-up”, mientras que la relación entre la merluza y la sardina común es del tipo “top-down” (Fig. 34).

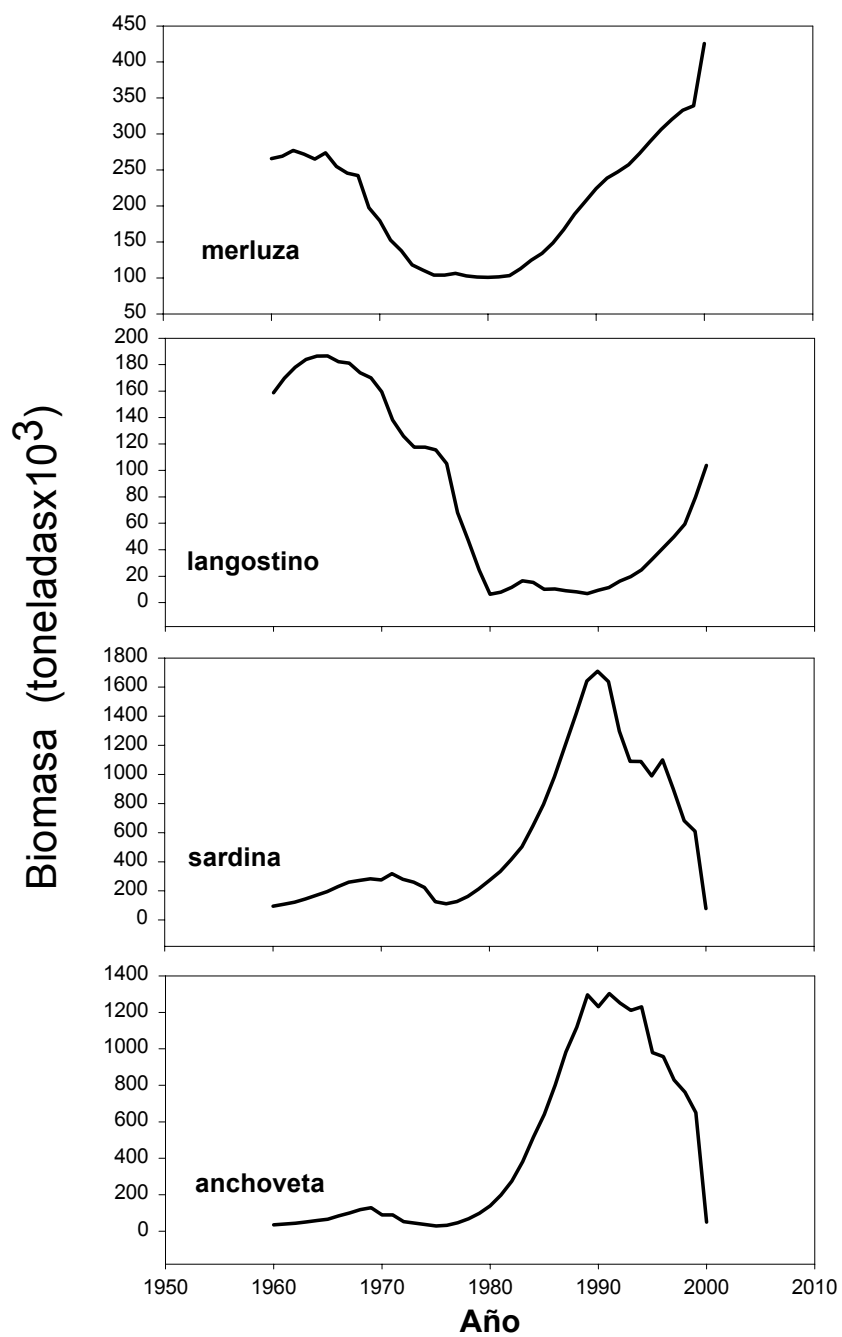


Figura 33. Biomasa de merluza común y sus principales presas entre 1960 y 1998.

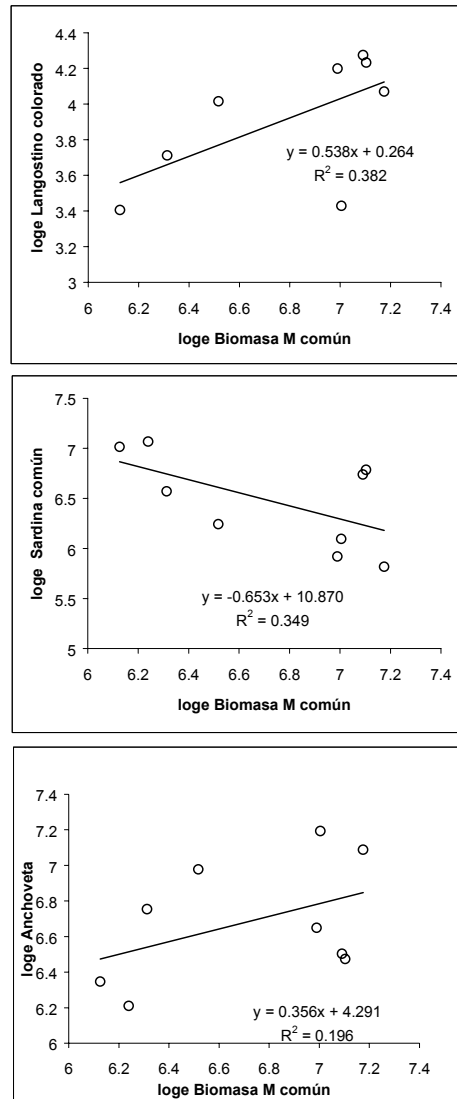


Figura 34. Relación entre el log de la biomasa observada de merluza común y la biomasa de sus principales presas entre 1990 y 1999.

6. DISCUSION

Los resultados de este estudio indican que el ecosistema marino de Chile central puede caracterizarse como un sistema que presenta baja madurez total, baja eficiencia de transferencia de energía, cadenas tróficas cortas y un bajo reciclaje de materia, lo que es consistente con lo informado para los principales ecosistemas de surgencia del mundo (Jarre-Teichmann & Christensen, 1998).

La mayor magnitud de la depredación por sobre la pesca es una característica encontrada incluso en ecosistemas marinos intensamente explotados, tal como ha sido informado por Jarre *et al.* (1991) para el ecosistema de surgencia de Perú; Jarre-Teichmann (1998) para sistemas de surgencia de Namibia, de la corriente de California, del Noroeste de Africa y de Perú; y por Bax (1991) para el Mar del Norte.

En el ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000, la mayoría de los recursos pesqueros fueron afectados fuertemente por depredación (Tabla 32). En general, la mortalidad por depredación (M2) es más importante que la mortalidad por pesca (F) en los grupos juveniles de merluza común, sardina común y anchoveta, los que corresponden a individuos reclutas y pre-reclutas. Por otro lado, F es más importante en los grupos adultos de estos mismos recursos pesqueros. Sin embargo, M2 es también la principal causa de mortalidad en los grupos langostino colorado (adultos) y langostino amarillo.

En 1992, 1998 y 2000, F fue la principal causa de mortalidad para el grupo jurel (Tabla 32). En 1992 y 1998, F fue la principal causa de mortalidad para merluza de cola. Sin embargo, M2 aumentó notablemente para merluza de cola en el año 2000, llegando a ser la principal causa de mortalidad para este grupo (Tabla 32).

Tabla 32. Comparación de la mortalidad por pesca (F) y la mortalidad por depredación (M2) de los principales recursos pesqueros en Chile central, expresados como proporción de la mortalidad total (Z), años 1992, 1998 y 2000. Se resalta con negritas los casos en que M/Z es mayor que F/Z. (j) = juveniles; (a) adultos.

Grupo/Mortalidades	1992		1998		2000	
	F/Z	M2/Z	F/Z	M2/Z	F/Z	M2/Z
merluza común (j)	0.023	0.742	0.023	0.976	0.003	0.744
merluza común (a)	0.438	0.288	0.248	0.281	0.386	0.086
sardina común (j)	0.418	0.517	0.026	0.065	0.142	0.143
sardina común (a)	0.285	0.613	0.129	0.103	0.168	0.122
anchoveta (j)	0.091	0.776	0.047	0.223	0.216	0.309
anchoveta (a)	0.390	0.493	0.429	0.279	0.146	0.107
langostino colorado (a)	0.040	0.557	0.093	0.490	0.062	0.902
langostino amarillo	0.065	0.581	0.126	0.535	0.215	0.568
jurel	0.571	0.125	0.333	0.113	0.234	0.124
merluza de cola	0.670	0.134	0.545	0.064	0.477	0.505

Con respecto a la fuente de los parámetros de entrada al modelo **EwE** para el modelo del ecosistema marino de Chile central, el análisis de incertidumbre arrojó un valor de 0.66 para el índice de pedigree (IP), con $0 < IP < 1$. Entonces, $IP=0.66$ se interpreta como que dos tercios de la información ha sido estimada desde bases cuantitativas para la misma especie/grupo en el ecosistema marino de Chile central. Como se observa en la Tabla 33, la data más confiable corresponde a los inputs para los grupos que son recursos pesqueros, mientras que la data menos confiable se distribuye en grupos pertenecientes tanto a los niveles tróficos superiores como inferiores de la trama trófica. Por lo tanto, las necesidades de investigación deben destinarse a completar y, sobretodo, a actualizar información básica de grupos recursos pesqueros y del by-catch en las principales pesquerías.

Las necesidades primordiales que nosotros identificamos para avanzar en la modelación ecológica para el manejo de pesquerías corresponden a planes ininterrumpidos de muestreos de estómagos de los principales recursos pesqueros y del by-catch, y cuantificación de

biomasa de especies del by-catch en las principales pesquerías de la zona central de Chile. Paralelamente, es necesario avanzar en el conocimiento de grupos que no son recursos pesqueros pero que pueden cumplir importantes roles que regulen o limiten la producción de los recursos pesqueros, en especial del contenido estomacal, mortalidad natural y capturas de descarte. Se destaca también el escaso conocimiento existente en este sistema sobre predadores tope, tal como cetáceos y lobo marino y aves marinas. Sin embargo, a partir de este estudio se obtuvo como resultado que algunos grupos, cuya presencia en el sistema es normalmente pasada por alto, podrían en realidad presentar importantes niveles de biomasa en el sistema, como es el caso de peces mesopelágicos. Estos resultados y su posible implicancia para la administración de pesquerías sólo pueden ser recogidos y analizados a través de aproximaciones multiespecíficas/ecosistémicas.

Tabla 33. Análisis de Pedigree de los datos de entrada al modelo **EwE**. Los colores indican la procedencia de cada dato y su incertidumbre asociada. Rojo=datos cuantitativos sobre la misma especie/grupo en el mismo sistema; naranja=datos cuantitativos de baja resolución para la misma especie/grupo en el mismo sistema; verde=estudios cualitativos o estimaciones por métodos aproximados o indirectos; celeste=desde otro modelo **EwE** o estimado utilizando juicio de experto; blanco=estimado por **EwE**.

Grupo/parámetro	Biomasa	P/B=Z	Q/B	Dieta	Desembarques
cetáceos		Verde	Verde		-
lobo marino	Verde		Naranja	Celeste	-
aves marinas		Verde	Naranja	Celeste	-
merluza común (j)	Naranja	Verde	Verde	Verde	Rojo
merluza común (a)	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
sardina común (j)	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
sardina común (a)	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
anchoveta (j)	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
anchoveta (a)	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
calamar		Verde	Verde	Celeste	Celeste
peces mesopelágicos		Verde	Verde	Celeste	-
langostino colorado (j)			Naranja	Verde	-
langostino colorado (a)	Rojo	Verde	Naranja	Verde	Rojo
langostino amarillo	Rojo	Verde	Naranja	Verde	Rojo
camarón nailon	Rojo	Verde	Celeste	Verde	Rojo
jurel	Rojo	Verde	Verde	Verde	Rojo
merluza de cola	Verde	Naranja	Naranja	Verde	Naranja
albacora		Verde	Verde	Verde	-
congrio negro	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
pejerrata	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
lenguado de ojos grandes	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
besugo	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
blanquillo	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
rayas	Naranja	Verde	Verde	Verde	Naranja
poliquetos		Naranja	Verde	Verde	-
salpas y gelatinosos		Verde	Verde		-
copépodos		Verde	Verde		-
eufáusidos					-
fitoplancton		Rojo			-

A nivel mundial parece existir acuerdo entre los científicos pesqueros y los administradores de recursos naturales acerca de la necesidad de incorporar la visión multispecífica y ecosistémica en el análisis y administración de pesquerías (Christensen *et al.*, 1996). Sin embargo, aun no existe consenso respecto de las herramientas conceptuales y analíticas que deberían ser utilizadas para formalizar y estudiar las interacciones entre los elementos de un ecosistema (para revisión de enfoques multi-específicos y ecosistémicos ver Gaedke, 1995). Adicionalmente, los modelos de simulación han sido escasamente utilizados en el ordenamiento pesquero, siendo su más probable causa la dificultad de su construcción, parametrización, calibración y validación. Sin embargo, **EwE** es una herramienta computacional potente y robusta que permite avanzar muchísimo a través de simulaciones para entender las interacciones multispecíficas entre componentes del ecosistema, incluyendo a las pesquerías.

El modelo ecosistémico con balance de masa y dinámica temporal **EwE** presenta ventajas comparativas sobre otros enfoques ecosistémicos en boga tal como IBM, MSVPA y Análisis de espectros de tamaño. Estas son la facilidad de su parametrización y cálculo, lo que posibilita su estandarización y la revisión de la compatibilidad de un conjunto de estimaciones relacionadas a la ecología de especies aisladas (Christensen & Pauly, 1992), lo que permite obtener representaciones comprensibles de interacciones intra- e inter-específicas en un escenario dado, incluso en situaciones en las que no se cumple la necesidad de data más elaborada requerida por enfoques más complejos, pudiendo acudir, por ejemplo, a información de símiles.

Otra característica relevante del enfoque **EwE** es que obliga a los investigadores a:

- i) definir adecuadamente el ecosistema;
- ii) incluir los compartimentos de ese ecosistema, sean estos recursos pesqueros o *taxa* que no lo son, con lo que no limita el foco de interés sólo a aquellas especies de interés comercial; y,

- iii) incluir en el análisis otros factores importantes en la dinámica de los recursos pesqueros tal como el impacto de la pesquería, factores forzantes físicos y la integración de información económica, social y ecosistémica en el análisis de estrategias de ordenamiento pesquero.

Con respecto a la capacidad del modelo **EwE** para explicar el comportamiento del sistema de Chile central, se observó que los cambios predichos por el modelo al utilizar series de tiempo de mortalidad por pesca (F) y esfuerzo de pesca (f) para los principales recursos pesqueros explican satisfactoriamente la magnitud y tendencia de los cambios en sus biomásas. Resultados análogos han sido informados por Trites *et al.* (1998) para el sistema Oriental del Mar de Bering y por Christensen (1998) para el ecosistema del Golfo de Tailandia.

El análisis más detallado de los ajustes de las biomásas predichas por **EwE** a estimaciones de biomásas y CPUEs estimadas en forma independiente, indica que **EwE** se ajusta mejor a especies en las cuales F explica la mayor parte de la mortalidad total. Tal es el caso de los recursos pesqueros jurel, merluza de cola y merluza común (adultos) (Tabla 32). Sin embargo, en aquellos grupos en los cuales $M2$ es la principal causa de mortalidad, es posible no obtener buenos ajustes ya que **EwE** proyecta biomásas tomando en cuenta la dinámica tanto de predadores como presas (*i.e.* mortalidad por depredación variable), mientras que los modelos de Análisis Secuencial de Población edad-estructurado (ADAPT) utilizados para estimar biomasa de grupos como sardina común y anchoveta no pueden capturar esta variabilidad ya que poseen una limitación intrínseca, a saber: utilizan una tasa de mortalidad natural constante.

Aunque el modelo dinámico multiespecífico construido en este estudio debe seguir siendo sintonizado cada vez que nueva data se hace disponible, tal como se hace con cualquier modelo de evaluación indirecto, **EwE** es capaz de predecir tendencias probables de cambios en biomasa de los grupos funcionales (especies recursos pesqueros u otras especies) bajo

distintos escenarios de manejo, aportando información útil para el ordenamiento pesquero en el contexto del ecosistema (Arreguín-Sánchez, 2000), o al menos para entenderlo.

Otra ventaja derivada de la utilización de modelos multiespecíficos/ecosistémicos es la validación de data estimada sobre bases monoespecíficas y que sólo adquiere sentido al ser analizada en el contexto ecosistémico, siendo posible, entonces, contrastarla. Este es el caso de posibles inconsistencias en las estimaciones de biomasa adulta y juvenil en sardina común y anchoveta obtenidas independientemente por modelos estructurales como ASP. En este sentido, es necesario revisar la data y/o volver a realizar las estimaciones. Por lo tanto, la modelación ecosistémica adquiere un nuevo matiz para la investigación pesquera, estos es, el análisis del sentido ecológico de los estimados no sólo de biomasa sino que también de mortalidades y/o producción.

Cambios en la mortalidad por pesca de los stocks que constituyen recursos pesqueros producen cambios en la biomasa tanto de las especies objetivo como de sus predadores y presas, muchos de los cuales pueden ser también importantes recursos pesqueros. Sin embargo, la respuesta dinámica de los recursos pesqueros, sus presas y predadores ante cambios en F puede variar drásticamente dependiendo del tipo de control trófico que domine el ecosistema. Esto tiene profundas implicancias para el manejo ya que, por ejemplo, Shannon *et al.* (2000) informan que en el ecosistema de surgencia de la Corriente de Benguela las estrategias de ordenamiento pesquero pueden dejar de ser sustentables en el corto plazo si el tipo de control varía desde las presas a los predadores.

En nuestro caso, la simulación de forzantes físicos en escala ENSO indicó que el sistema se ve afectado mayormente por cambios en la biomasa fitoplanctónica que por cambios en la biomasa de eufáusidos. Cambios en la biomasa fitoplanctónica afectan principalmente a especies fitófagas tal como sardina común y anchoveta. Esto se podría explicar si se considera que los eufáusidos no controlan a sus predadores sino que son sus predadores, especialmente

jurel, quienes los dominan a través de un control top down (Cury *et al.*, 2000). Así, cambios importantes en la biomasa de eufáusidos no afectan significativamente a sus predadores.

El análisis de simulaciones que incluyen información económica, social y ecotrófica de las principales pesquerías que operan en el área de estudio indica que la optimización individual de los beneficios económicos (ingresos) y sociales (empleo) no representa una meta de ordenamiento pesquero futuro plausible debido a que causarían sobre-explotación de varios stocks y el colapso de grupos considerados carismáticos en el sistema tales como mamíferos marinos y aves marinas. Además, estos escenarios provocarían el aumento en el esfuerzo de pesca de las flotas cerquera industrial, cerquera artesanal y espinelera hasta niveles no realistas. Por su parte, la optimización del criterio ecológico por sí sólo permite la recuperación de muchos stocks, pero disminuye el esfuerzo de pesca de las flotas a niveles tan bajos que causarían perjuicios tanto económicos (cierre de empresas) como sociales (desempleo). El análisis comparado de los distintos escenarios revela que el mejor escenario es el que combina o pondera de igual manera los criterios económico, social y ecosistémico. En este último escenario es posible incrementar el esfuerzo en algunas de las flotas sin comprometer la estructura y productividad del ecosistema.

El ordenamiento racional de los recursos marinos involucra considerar necesariamente todas las actividades pesqueras y encontrar un balance entre los beneficios económicos y sociales que se pueden obtener en el corto, mediano y largo plazo en un marco de conservación del ecosistema. Uno de los mayores problemas en la administración de pesquerías es el balance cuantitativo de los distintos objetivos de ordenamiento. El software **EwE** es una herramienta que permite explorar este tipo de escenarios, por lo que se considera que ésta debiera ser un área de investigación pesquera aplicada que debe permanecer abierta, promoviendo y financiando su aplicación.

Para avanzar en el manejo multiespecífico de pesquerías de la zona norte de Chile se considera que es posible aplicar las mismas herramientas de simulación aplicadas al ecosistema marino

de Chile central. Sin embargo, es necesario, en primer lugar, incluir más grupos en el modelo con el objeto de obtener una mejor representación de la trama trófica, y, en segundo lugar, mejorar/completar las matriz de parámetros input para lograr mayor robustez cuantitativa. Para ello es necesario conducir estudios de alimentación de los principales grupos del sistema (especies recursos pesqueros y especies del by-catch de las principales pesquerías), cuantificación de biomاسas y mortalidades para las especies a incorporar.

El análisis del modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre la biomasa de merluza común y la de sus principales presas revela la existencia de ciertas relaciones que podrían indicar algún efecto “bottom-up” en el caso de langostino colorado y anchoveta, y top-down sobre la sardina común. Sin embargo, se ha expuesto que el enfoque de análisis de las interacciones entre especies del sistema ligadas tróficamente en el sistema demersal de Chile central no fue viable por medio de modelos de biomasa dinámica. Las principales razones se encuentran en que estos modelos son altamente inestables y que las fluctuaciones en la biomasa de las especies no son capaces de ser representadas a través de un modelo de biomasa dinámica donde la población es considerada como un agregado de biomasa sin estructura interna. Este agregado se considera estable cuando la producción de la población es igual a la cosecha, o bien puede ser variable en el tiempo. Este tipo de modelos es recomendable cuando se cuenta con series largas de captura y esfuerzo con períodos de incrementos y bajas en las capturas y el esfuerzo (Hilborn & Walters, 1992). En nuestro caso, la modelación puede estar afectada por cambios abruptos en la biomasa asociados al reclutamiento de los clupeiformes, de tal manera que dichos cambios no son informativos en un modelo de biomasa dinámica que depende de dos parámetros y las condiciones iniciales.

No obstante lo anterior, los resultados podrían analizarse desde el punto de vista de la interacción entre depredador y presa en un contexto de análisis integrado y conceptual. En la actualidad existen diversas herramientas para conseguir dicho objetivo. En este contexto, se está aplicando y desarrollando en importantes pesquerías mundiales el Análisis

Multiespecífico por medio de modelos de evaluación indirectos tal como el Análisis de Población Virtual (APV). Como algunos ejemplos de este enfoque se tienen los trabajos realizados en el Mar de Bering, donde se ha analizado la dinámica poblacional del walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) aplicando distintos enfoques que tienen como característica común la incorporación de la interacción entre el depredador y la presa (Livingston *et al.*, 1986; Livingston & Lang, 1996, Wespestad *et al.*, 2000).

En Chile, este enfoque no ha sido aplicado de manera intensiva. Sin embargo, existen aproximaciones a este análisis desarrolladas por Arancibia *et al.* (1986), Arancibia *et al.* (1998) y Gatica (2002) para analizar la interacción entre merluza común y langostino. Estas experiencias de investigación han sido dirigidas principalmente a la incorporación y estimación de tasas de mortalidad por depredación de merluza común. La estimación de tasas de mortalidad por depredación es la principal característica para el análisis de la interacción entre especies y específicamente en el Análisis de Población Virtual Multi-específico (MSVPA). Por este motivo consideramos que futuros esfuerzos de investigación en estas temáticas deben ser dirigidos a crear las condiciones que permitan en el corto y mediano plazo la implementación y desarrollo de modelos multiespecíficos en nuestro sistema y pesquerías, lo que incluye, por cierto, destinar esfuerzos de muestreo e investigación del contenido de alimento en los estómagos de los principales recursos pesqueros, tal como lo ejecuta el Internacional Council for the Exploration of the Sea (ICES) a través de un Programa de Muestreo de Estómagos desde el año 1980, sin interrupciones. En Chile, un programa de este tipo puede ser asignado a nivel de universidades, con una universidad líder, pues se asegura la participación a nivel de estudiantes de pre y postgrado con sus tesis, disminuyendo considerablemente costos de muestreos y análisis de la información si tal tarea fuere asignada a institutos de investigación.

Propuestas para el ordenamiento ecosistémico de pesquerías de la zona central de Chile central

El objetivo general de este proyecto fue revisar los principales enfoques metodológicos para abordar el análisis ecosistémico con énfasis en el desarrollo de una aproximación que permita la modelación y manejo de las principales pesquerías de la zona central de Chile. Se comparó los principales enfoques en boga para el análisis multiespecífico y ecosistémico, concluyéndose que aquel que presenta las mayores ventajas y potencialidades es el enfoque Ecopath con Ecosim (**EwE**). Entre las ventajas de **EwE** se cuenta su facilidad de parametrización y cálculo, la incorporación de los compartimientos del ecosistema definido por el investigador (no limita el foco de interés sólo a recursos pesqueros) y la incorporación del impacto de la pesquería, así como factores forzantes físicos y también la integración de información económica, social y ecosistémica al análisis de estrategias de ordenamiento pesquero. A partir del análisis de la incertidumbre asociada a la estimación de los parámetros requeridos por **EwE** y los principales resultados de este proyecto, nosotros recomendamos las siguientes acciones para generar futuras propuestas de ordenamiento que incorporen explícitamente la perspectiva ecosistémica en la administración de pesquerías de la zona central de Chile, a saber:

1. Estudios a nivel poblacional

La calidad de cualquier modelo depende fuertemente de la calidad de la información de entrada. Aunque en este proyecto se determinó que un porcentaje importante (66%) de la información cuantitativa ha sido generado localmente para, en su gran mayoría, recursos pesqueros, se considera necesario realizar nuevos estudios tendientes a actualizar y/o generar nueva información relativa a parámetros básicos de la biología de los recursos pesqueros y, en lo posible, de otros grupos tróficos del sistema. Tales estudios corresponden a estudios

biológicos básicos (mortalidad total, mortalidad natural, composición de la dieta, consumo de alimento y otros)

2. Nivel multiespecífico

En la actualidad se plantea que los modelos multiespecíficos, comunitarios y ecosistémicos pueden mejorar la comprensión del efecto de la pesquería en el ecosistema de dos formas principales, a saber: i) a través de un tratamiento más realista de la incertidumbre y variabilidad en los parámetros poblacionales (*e.g.* mortalidad natural) de las especies objetivo; y ii) incluir otras especies/grupos tróficos no explotados comercialmente y las relaciones ecológicas entre los stocks y otros grupos tróficos del sistema.

Considerando que la mortalidad por depredación es causa importante de mortalidad total en el ecosistema marino de Chile central, se plantea la necesidad de llevar a cabo estudios de evaluación de stock que incluyan explícitamente canibalismo (*e.g.* en el caso de merluza común) y mortalidad por depredación variable entre años y grupos de edad (*e.g.* sardina común y anchoveta).

En términos globales, se ha estimado que el descarte promedio en las pesquerías mundiales correspondería a aproximadamente a poco más de un cuarto de la captura mundial de recursos pesqueros. Obviamente, esta es una gran pérdida de la capacidad bioenergética de los océanos cuyo impacto en las tramas tróficas marinas aún no ha sido seriamente abordado. Consecuentemente, se recomienda financiar también estudios para estimaciones directas tanto del by-catch (fauna acompañante) como del descarte en las principales pesquerías de Chile central.

3. Nivel comunitario y ecosistémico

Uno de los principales resultados que emergen del análisis ecosistémico de las pesquerías se relaciona con el impacto de la pesquería, las relaciones tróficas y el ambiente en la productividad global del ecosistema. En este sentido, se recomienda financiar análisis del impacto conjunto de ambiente (*e.g.* ENSO) y la pesquerías sobre la productividad de recursos pesqueros y el ecosistema como un todo.

Igualmente, es necesario evaluar el rol trófico de otros componentes no explotados en el sistema que pueden afectar la productividad de especies objetivo, tal como grupos ubicados en los primeros niveles de la trama trófica (eufáusidos, peces linterna, sardina común y anchoveta) predadores tope (mamíferos marinos y aves marinas).

4. Análisis multidisciplinarios de las pesquerías de Chile central

Finalmente, las futuras estrategias de ordenamiento pesquero en el marco del ecosistema debieran depender de objetivos económicos, sociales, biológicos y ecosistémicos, lo que aún no han sido definidos claramente por la normativa pesquera de nuestro país. Por lo tanto, se propone financiar estudios multidisciplinarios destinados a definir y/o proponer objetivos económicos, sociales, biológicos y ecosistémicos con sus respectivos indicadores de logro útiles de ser utilizados en administración de pesquerías de la zona central de Chile.

7. CONCLUSIONES

- El análisis de la fuente de información necesaria para parametrizar el modelo EwE del ecosistema marino de Chile central indica que un 66% corresponde a información cuantitativa local generada principalmente para especies recursos pesqueros. Sin embargo, gran parte de esta data necesita actualizarse, especialmente del contenido estomacal y cuantificación del descarte de las principales especies del by-catch en pesquerías industriales.
- En los modelos para el análisis multiespecífico y ecosistémico, **EwE** exhibe ventajas sobre enfoques como Modelos Individuo Basados (IBM), Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA) y Análisis por Espectros de Tamaños (AET). Estas son su facilidad de parametrización y cálculo, la inclusión de todos los compartimentos del ecosistema, sin limitar el foco de interés sólo a recursos pesqueros y la incorporación del impacto de la pesquería, factores forzantes físicos e integración de información económica, social y ecosistémica al análisis de estrategias de ordenamiento pesquero.
- Los cambios predichos por **EwE** en la biomasa de los principales recursos pesqueros de Chile central utilizando series de tiempo de mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca, explican satisfactoriamente la magnitud y tendencia de los cambios en biomasa de los principales recursos pesqueros en el sistema durante la década de los años 1990, convirtiéndola en una herramienta útil para el manejo de pesquerías.
- Las simulaciones que incorporan información económica, social y ecosistémica revelan que el mejor escenario de manejo es el que pondera de igual manera los criterios económico, social y ecosistémico, permitiendo incrementar el esfuerzo en algunas de las flotas sin comprometer el empleo ni la estructura del ecosistema. Considerando que uno de los mayores problemas en administración de pesquerías es el

balance cuantitativo de los distintos objetivos de ordenamiento, se propone utilizar EwE como una herramienta para explorar este tipo de escenarios, convirtiéndose en un área potencial de investigación pesquera aplicada.

- Aunque el análisis del modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre la biomasa de merluza común y la de sus principales presas revela la existencia de ciertas relaciones que podrían indicar algún efecto bottom-up en el caso de langostino colorado y anchoveta, y top-down sobre la sardina común, el análisis de las interacciones entre estas especies no fue viable por medio de modelos de biomasa dinámica, ya que las fluctuaciones en la biomasa de las especies no pueden ser capturadas correctamente por el modelo debido a su inestabilidad y limitaciones internas.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS Modelación ecotrófica

- Aguayo-Lobo, A., D. Torres Navarro & J. Acevedo Ramírez. 1998. Los mamíferos de Chile: I. Cetácea. Serie Científica INACH 48: 19-159. Aguayo-Lobo, A., D. Torres Navarro & J. Acevedo Ramírez. 1998. Los mamíferos de Chile: I. Cetácea. Serie Científica INACH 48: 19-159.
- Ahumada, R. 1989. Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías en Chile central: una hipótesis. *Biología Pesquera (Chile)*, 18: 53-66.
- Alheit, J. & P. Bernal. 1993. Effects of physical and biological changes on the biomass of the Humboldt Current System. En: Sherman, K., Alexander, L.M., Gold, B. D. (Eds) *Large Marine Ecosystems*. American Assosiation for the Advancement of Sciences Press, Washington D.C. p 53-68.
- Allen, K. R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1573-1581.
- Amstrong, M.J., A.G. James & S. Valdés Szeinfeld. 1991. Estimates of annual consumption of food by anchovy and other pelagic fish species off South Africa during the period 1984-1998. *Rates*. *South African Journal of marine Science*, 11:251-266.
- Anónimo. 2001. Interactive effects of climate and fishing on the Tropical Eastern Pacific pelagic ecosystem. Second meeting of the scientific working group. Inter-american tropical tuna comission. 18 pp.
- Arana, 1970. Nota sobre la presencia de ejemplares de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, Lonberg) frente a la costa de Valparaíso. *Investigaciones Marinas (Chile)*, 1(3): 55-68.
- Arancibia, H. 1992. Distribution patterns of the demersal fish assemblage off Central Chile. *Biología Pesquera (Chile)* **21**:43-53.
- Arancibia, H. 1991. Análisis ecológico-pesquero del recurso langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y su interacción con merluza común (*Merluccius gayi*) y lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*). *Biología Pesquera (Chile)* **20**: 37-48.
- Arancibia, H. 1989. Distribution patterns, trophic relationships and stock interactions in the demersal fish assemblage off Central Chile. *Dr. Rer. Nat.* Thesis, University of Bremen, RFA, 221 pp.

- Arancibia, H. 1987. On the application of multivariate analysis in the determination of "ontogenetic trophic units" in the Merluza, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848). ICES. Demersal Fish Committee, Ref. Statistics Committee, C.M. 1987/G:6
- Arancibia, H. & S. Neira. 2002a. The demersal fish assemblage of Namibia and Central Chile: A comparative analysis of ontogenetic ecological units. Southern African Marine Symposium, Swakopmund, Namibia, Symposium Handbook, pp. 3.
- Arancibia, H. & S. Neira. 2002b. Does ENSO induce changes in recruitment of horse mackerel (*Trachurus symmetricus*) and in the long-term trend of the trophic level of fishery landings in Central Chile?
- Arancibia, H. and S. Neira. 2000a. Long-term analysis of the trophic level in Central Chile (33°S- 39°S), and their impact on the most important fishery resources. Conference Placing fisheries in their ecosystem context, Galapagos Islands, 4-8 December.
- Arancibia H. & Neira S. 2000b. Análisis ecotrófico de los principales recursos pesqueros de Chile central. Una comparación antes y después de eventos "El Niño". Informe Final, Subsecretaría de Pesca-Universidad de Concepción. 31 pag. + tablas y figuras.
- Arancibia, H. & S. Neira. (submitted). Long-term analysis of the trophic level of fisheries landings in Central Chile. Scientia Marina.
- Arancibia, H., M. Catrileo & B. Fariás. 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17. Universidad de Concepción, 98 p.
- Arcos D. & N. Navarro. 1986. Análisis de un índice de surgencia para la zona de Talcahuano, Chile (Lat. 37° S). Investigación Pesquera (Chile), 33: 91-98.
- Arreguín-Sánchez F. 2000. Octopus-red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico. Ecological Modelling, 129: 119-129.
- Arreguín-Sánchez F. & S. Manickhand-Heileman. 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. Journal of Fish Biology, 143-153.
- Arreguín-Sánchez, F., J.C. Seijo and E. Valero-Pacheco. 1993. An application of Ecopath to the Continental Shelf ecosystem of Yucatan, Mexico. 269-278. En: Trophic models of aquatic ecosystems, Christensen, V. & D. Pauly. (Eds.), ICLARM Conference Proceedings, N° 26, 390 pp.

- Arreguín-Sánchez, F., A. Hernández-Herrera, M. Ramírez-Rodríguez, H. Pérez-España. (in rev.). An analysis of the artisanal fisheries in the ecosystem of la Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*.
- Baird D. & R. Ulanowicz. 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 99: 221-237.
- Barbieri. M.A., C. Canales, V. Correa, M. Donoso, A. González, B. Leiva A. Montiel & E. Yáñez. 1998. Development and present State of the Sword fish, *Xiphias Gladius*, fishery in Chile. 1-10. En: *Biology and Fisheries of sword fish, Xiphias gladius*. Barret, I., O. Sosa-Nishizaki & N. Bartoo (Eds). Papers from the International Symposium on Pacific sword fish, Ensenada, Mexico 11-14 december 1994.
- Bax N. J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 997-1030.
- Bax, N. J., 1991. A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries, and marine mammals in six marine ecosystems. *ICES Mar. Sci. Symp.* 193, 217-224.
- Botsford, L., J. C. Castilla, C. H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Browder, J.A. 1993. A pilot model of the Gulf of Mexico Continental Shelf, 279-284. En: *Trophic models of aquatic ecosystems*, Christensen, V. & D. Pauly. (Eds.), ICLARM Conference Proceedings, N° 26, 390 pp.
- Canales, C. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP camarón nailon 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso camarón nailon 2001. 32 pp. + 3 Anexos
- Canales, C. & B. Espejo. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP Langostino colorado 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso langostino colorado. 27 pp. + 6 Anexos.
- Carrasco F. & D. Arcos. 1980. Estimación de la producción secundaria de *Parapionospio pinnata* (Spionidea, Polychaeta) frente a Bahía de Concepción, Chile. *Bolm. Inst. oceanog., S. Paulo*, 29 (2): 79-82.
- Córdova, J., M^a A. Barbieri, H. Miranda, M. Espejo, M. Rojas, S. Núñez, J. Ortiz, V. Catasti, V. Valenzuela, M. Braun, L. Miranda, C. Cuevas, H. Rebolledo & G. Galindo. 1999.

- Pre-Informe Final Proyecto FIP N° 98-11 Evaluación hidroacústica del recurso jurel en la zona económica de Chile, 110 p.
- Chávez, F. 1995. A comparison of ship and satellite chlorophyll from California and Peru. *J. Of Geoph. Res.* 100(C12): 24 855-24862.
- Christensen, N., M. Bartuska, J. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. Franklin, J. MacMahon, R. Noss, D. Parsons, C. Peterson, M. Turner, R. Woodmansee. 1996. Report of the Ecological Society of American Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications*, 61(3): 665-691.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, 128-142.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity: towards quantification. *Ecological Modelling*, 77: 3-32.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecological Applications*, 8(1) Supplement: 104-109.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. *ICLARM Conference Proceedings*, N° 26, 390 pp.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169-185.
- Christensen V., C. J. Walters & D. Pauly. 2000. ECOPATH with ECOSIM: a user's guide. Fisheries Centre University of British Columbia Vancouver, Canada and International Center for Living Aquatic Resources Management Penang, Malaysia. 131 p.
- Cochrane, K. L. 1999. Complexity in fisheries and limitations in the increasing complexity of fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 917-926.
- Córdova J., M^a A. Barbieri, H. Miranda, M. Espejo, M. Rojas, S. Núñez, J. Ortiz, V. Catasti, V. Valenzuela, M. Braun, L. Miranda, C. Cuevas, H. Rebolledo & G. Galindo. 2001. Evaluación hidroacústica del recurso jurel en la ZEE de Chile, año 2000. IFOP/FIP 2000-03. Informe Final 205 p.+figs
- Cubillos, L., A. Sepúlveda, M. Gálvez y D. Arcos. 1999. Situación actual de los principales recursos pesqueros de la zona centro-sur de Chile. Instituto de Investigación Pesquera, Talcahuano (Chile). Informe Técnico, 23 p.

- Cubillos, L., A. Hernández, L. Vilugrón, L. Miranda, R. Alarcón, C. Pino, A. Sepúlveda. G. Vásquez. 1998. Estudio Biológico pesquero de merluza de cola en el área de distribución de la pesquería pelágica centro-sur. Informe Final Proyecto Fip N° 96-19. 158 pp.
- Cury, P., A. Bakun, R. J. M. Crawford, A. Jarre, R. Quiñones, L. J. Shannon, and H. M. Verheye. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 145-155.
- 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. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 41-49.
- Doppler Ltda. 1997. Censo poblacional del lobo marino común en el litoral de la V a IX Regiones. Informe final Proyecto FIP-IT/96-51, 218 pp.
- Escribano, R. & I. McLaren. 1999. Production of *Calanus chilensis* in the upwelling area of Antofagasta, northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 177: 147-156.
- Espejo, V. & C. Canales. 2002. Informe de avance Proyecto "Investigación CTP Langostino amarillo 2002" Diagnóstico actualizado del estado de situación del recurso langostino amarillo, 26pp + 4 Anexos.
- Finn, J. T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology*. 56: 363-380.
- Fossing, H. más 14 colaboradores. 1995. Concentration and transport of nitrate by the mat-forming sulphur bacterium *Thioploca*. *Nature*, 374: 713-715.
- Gaedke, U. 1995. A comparison of whole-community and ecosystem approaches (biomass size distribution, food web analysis, network analysis, simulations models) to study the structure, function and regulation of pelagic food webs. *Journal of Planckton Research* 17(6): 1273- 1305.
- Gallardo, V.A., 1979. El bacterioplancton de la plataforma continental de la costa sur-occidental de Sudamérica: un reciente descubrimiento. En. *Memorias del Seminario sobre ecología bentónica y sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur*. UNESCO; Montevideo:259-267.
- Gallardo, V.A., H. N. Schulz, D. Gutiérrez, D. Figueroa, J. Sellanes, C. Neira & L. Cid. 2001. ENSO-related biomass variability of giant vacuolated sulphur bacteria in sediments of the Humboldt Current ecosystem. Enviado a *Science*.

- Gallardo, V. A., Carrasco, F. D., Roa, R. & Cañete J. I. 1995 Ecological patterns in the benthic macrobiota across the continental shelf off Central Chile. *Ophelia* 40, 167-188.
- Gislason H., M. Sinclair, K. Sainsbury & R. O'Boyle. 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 468-475.
- Gutiérrez D., V. A. Gallardo, S. Mayor, C. Neira, C. Vásquez, J. Sellanes, M. Rivas, A. Soto, F. D. Carrasco & M. Baltazar, 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on the bioturbation potential of macrofauna in sublittoral sediments off Central Chile during the 1997/1998 El Niño. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202:81-99
- Hewitson, J. & R.A. Cruickshank. 1993. Production and consumption by planktivorous fish in the northern Benguela ecosystem in the 1980s. *South African Journal of marine Science*. 13:1031-1050.
- Hutchings L., S.C. Pillar & H. Verheye. 1991. Estimates of standing stock, production and consumption of meso- and macrozooplankton in the Benguela ecosystem. *S. Afr. J. mar. Sci.* 11: 499-512.
- Jarre-Teichmann, A. 1998. The potential rol of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecological Applications* 8(1): 93-103.
- Jarre-Teichmann, A. & V. Christensen. 1998. Comparative modelling of trophic flows in four large upwelling ecosystems: global versus local effects. 424-443. *En: Durand, M., P. Cury, P. Mendelson, C. Roy, A. Bakun & D. Pauly. (Eds.) Global versus local changes in upwelling ecosystems.* 594 pp.
- Jarre-Teichmann, A., Shannon, L., Moloney, C., Wickens, P., 1998. Comparing trophic flows in the Southern Benguela to those in other upwelling ecosystems. In: Pillar, S., Moloney, C., Payne, A., Shillington (Eds.). *Benguela Dynamics*. *S. Afr. J. mar. Sci.* 19, 391-414.
- Jarre A, P. Muck & D. Pauly. 1991. Two approaches for modelling fish stock interactions in the peruvian upwelling ecosystem. *ICES mar. Sci. Symp.*, 193:171-184.
- Jarre A, P. Muck & D. Pauly. 1989. Interactions between fish stocks in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES mar. Sci. Symp*, Paper N° 27, ICLARM Contribution N° 563, 23 pp.
- Jefferson T.A., Leatherwood S. & M.A. Webber. 1993. *Marine mammals of the world. FAO Species identification Guide*. Food and agricultural Organization, Rome, 320 pp.

- Joergensen, S. E. 1986. *Fundamentals of ecological modelling*. Elsevier Amsterdam. 389 pp.
- Laevastu, T. & M. L. Hayes. 1990. *Fisheries Oceanography and Ecology*. Fishing News Books Ltd. England. 199 p.
- Leatherwood S. & R.R. Reeves. 1983. *The Sierra Club of whales and dolphins*. Dai Nipon printing, Tokio, 302 pp.
- Lillo, S., V. Ojeda, J. Olivares, R. Tascheri, M. Braun, S. Núñez, J. Ortiz & P. Torres. 2001. Evaluación acústica de merluza común en la zona centro sur, año 2000. Informe final Proyecto FIP N° 2000-04. 126 p. +29 tablas, 57 figs.+ 2 anexos.
- Linacre-Rojas, L.P & B. Lavaniegos-Espejo. 2001. Estructura comunitaria de los eufáusidos en la parte sur de la Corriente de California durante octubre de 1997 (evento El Niño) y octubre de 1999 (post-El Niño). Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, Ensenada, Baja California, México. 170 pp.
- Linacre-Rojas, L.P & B. Lavaniegos-Espejo. 2002. Community structure of euphausiids in the Southern Part of the California Current during October 1997 (El Niño) and October 1999 (La Niña). *Investigaciones Marinas (Valparaíso)*, 30(1): 117.
- Lipinski, M.R. 1992. Cephalopods and the Benguela cosystem; trophic relationships and impact. *En: Benguela trophic functioning*, Payne, A.J.L., Brink, K.H., Mann, K.H. & R. Hilborn (Eds), *South African Journal of Marine Science*, 12: 791-802
- Majluf, P. & J. Reyes. 1989. The marine mammals of Peru: a review. 344-363. *En: D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and Interactions. ICLARM conference Porceedings 18, 483 p. Intsitutto del Mar del Perú (IMARPE), Callao, Perú; Deutsche Gesellschaft für Technisque Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany; and International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila, Phillipines.*
- Longhurst, A. 1998. *Ecological geography of the Sea*. 398 pp. Academic Press.
- Mackinson, S. M. Vasconcellos, T. Pitcher & C. Walters. 1997. Ecosystem Impacts of the Harvesting Small Pelagic Fish in upwelling systems: using a dynamic mass- balance model. *Forage Fishes in marine Ecosystems. Alaska Sea grant College Program. AK-SG-97-01. 731-749.*
- Majluf, P. & J. Reyes. 1989. The marine mammals of Peru: a review. 344-363. *En: D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and Interactions. ICLARM conference Porceedings 18, 483 p. Intsitutto del Mar del Perú (IMARPE), Callao, Perú; Deutsche Gesellschaft für Technisque Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany; and*

- International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila, Phillipines.
- Mangel M. mas 43 colaboradores. 1996. Principles for the conservation of wild living resources. *Ecological Applications*, 61(3): 338-362.
- Martínez, G.E. 1976. Variabilidad de los caracteres merísticos en *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) en la costa de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 16(1): 71-93.
- Montecino, V., L. Paysant, I. Barría & A. Sepúlveda. 1998. Space scales of variability of chlorophyll-a off central Chile (between 33°S-40°S): ground truth of April-May 1984 coastal zone color scanner (CZCS) images. *Ocean Optics XIV Kaiua Kona, Hawaii, USA: Extended abstract*.
- Morales, C. E., S. E. Hormazábal, J. L. Blanco, 1999. Interannual variability in the mesoscale distribution of the upper boundary of the oxygen minimum layer in the upwelling area off northern Chile (18-24°S): implications for the pelagic system and biogeochemical cycling. *J. Mar. Res.* 57: 909-932.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2002a. Comparing community structure and ecosystem attributes in the Central Chile marine ecosystem with those in other upwelling ecosystems. *Southern African Marine Science Symposium, Swakopmund, Namibia, Symposium Handbook*, pp. 74.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2002b. Modelling the effects of fishing in the Central Chile marine ecosystem. *Southern African Marine Science Symposium, Swakopmund, Namibia, Symposium Handbook*, pp. 75.
- Neira, S. & H. Arancibia. 2002c. A comparative analysis of the community structure of the Central Chile marine ecosystem during an El Niño (1992) and La Niña (1998) conditions. *El Niño Symposium and Workshop, Hotel O'Higgins, Viña del Mar, Chile*.
- Neira, S. y H. Arancibia. 2000. Modelo trófico del ecosistema marino de la plataforma continental de Chile central (32° S-40° S). *En: Anexos Resúmenes XX Congreso de Ciencias del Mar, Soc. Chilena de Ciencias del Mar, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Talcahuano*, 221 pp.
- Neira, S., H. Arancibia & L. Cubillos. 2000. Analysis of trophic interactions and of the marine ecosystem structure off Central Chile (33°S- 39°S), in the years 1992 and 1998. *Conference Placing fisheries in their ecosystem context, Galapagos Islands, 4-8 December*.

- Neira S., H. Arancibia & L. Cubillos. (*manuscrito*). Comparative analysis of the trophic interactions and the community structure of the Central Chile marine ecosystem (33°S-39°S), in 1992 and 1998.
- Núñez, S. 1995. Variaciones temporales y espaciales en la asociación de copépodos del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile). Tesis de Magister, Universidad de Concepción. 162 pags. + 10 anexos.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 104: 262-270.
- Olson, R. J., C. Watters, K. Y. Aydin, C.H. Boggs. T.E. Essington. 2000. Interactive effects of climate variability and fishing: A modeling analysis for the eastern tropical Pacific pelagic ecosystem. (*manuscrito*).
- Pauly, D. & V. Christensen 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pauly, D., V. Christensen, J.P.T. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998a. Fishing down the marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly, D., A. W. Trites, E. Capuli and V. Christensen. 1998b. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55:467-481.
- Pauly. D., V. Christensen & C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impacts of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706.
- Payá, I., R. Tascheri, C. Montenegro y C. Bravo. 2001. Investigación CTP Merluza común 2002. Primer Informe de Avance. IFOP, 43 pp + figuras y anexos.
- Polovina J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its applications to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1): 1-11.
- Pineda, V. 1999. El Cañón submarino del Bío-Bío: Aspectos dinámicos y ambientales. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Escuela de Graduados. Centro EULA-Chile. Universidad de Concepción, 105 pp.
- Pitcher, T.J. 1998. "Back to the future": a novel methodology and policy goal in fisheries. páginas 4-7. En: Pauly, D., Pitcher, T.J. and Preikshot, D. (Eds) Back to the future: reconstructing the Strait of Georgia ecosystem. *Fisheries Centre Research Reports* 6(5): 99pp.

- Pitcher, T.J. (1999). The use of ecosystem modelling in comparative policy analysis: maximising sustainable benefits from Lake Nasser's aquatic resources. In Craig, J. (Ed). ICLARM Workshop On Lake Nasser's Fisheries.
- Pitcher, T.J. and Pauly, D. (1998) Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. Páginas 311-329. En: T.J. Pitcher, P.J.B. Hart and D. Pauly (Eds.) Reinventing fisheries management. Chapman and Hall, London.
- Polovina J J. 1984. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. Coral Reefs 3(1):1-11.
- Quiñones, R., B. Aliaga, H. Arancibia, I. Navarrete, O. Barriga, G. Henríquez, C. Palma, J. Dresdner, C. Chávez & H. Salgado. 2002. Proyecto análisis biológico, económico y social de las pesquerías de la VIII Región. Informe de avance proyecto FNDR código BIP N° 20183334-0.181 pp + 8 Anexos.
- Quiñones, R., R. Serra, S. Núñez, H. Arancibia, J. Córdova & F. Bustos. 1997. Relación entre el jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) y sus presas en la zona centro-sur de Chile. In: Gestión de Sistemas Oceanográficos del Pacífico Oriental, E. Tarifeño (Ed.), Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO. IOC/INF-1046, p. 187-202.
- Rice, J. C. 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. ICES Journal of Marine Science, 57: 682-688.
- Roa, R., Gallardo, V. A., Ernst, B., Baltazar, M., Cañete, J. I. & Enríquez-Briones, S. 1995 Nursery ground, age structure and abundance of juvenile squat lobster *Preuroncodes monodon* on the continental shelf off Central Chile. *Marine Ecology Progress Series* 116, 47-54.
- SERNAPesca. 1993 a 2001. Anuarios Estadísticos de Pesca. Departamento de Información y Estadística Pesquera. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile.
- Sinclair, M., R. O'Boyle, D.L. Burke & G. Peacock. 1997. Why do some fisheries survive and other collapse?. En: Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management. Second World Fisheries Congress, Brisbane 1996. D. A. Hancock, D. C. Smith, A. Grant, & J. P. Beumer (Eds.). pp 23-35. CSIRO publishing, Melbourne.
- Shannon L. J., P. Cury & A. Jarre. 2000. Modelling effects of fishing in the Southern Benguela ecosystem. ICES Journal of Marine Science, 57: 720-722.

- Shannon L. J. & A. Jarre-Teichmann. 1999. A model of trophic flows in the Benguela Upwelling System during the 1980's. *South African Journal of Marine Science*, 21: 349-366.
- Sobarzo, M. 1999. Surgencia costera sobre una plataforma continental limitada por cañones submarinos, Concepción, Chile central (36°40'S; 73°15'W). Tesis para optar al grado de Doctor en Oceanografía. Escuela de Graduados, Universidad de Concepción, 236 pp.
- Strub, P. T., J. Mesías, V. Montecino, J. Rutland & S. Salinas. 1998. Coastal ocean circulation off western south america. Pp. 273- 312. En: *The sea*. A. R. Robinson & K. H. Brink (Eds.). John Wiley & Sons, Inc.
- Trites A. W., P. Livingstone, M. C. Vasconcelos, S. Mackinson, A. M. Springer & D. Pauly. 1998. Ecosystem considerations and the limitations of ecosystem models in fisheries management: Insights from the Bering Sea. *In press*: proceedings of ecosystem consideration in fisheries management. 16th Lowell Walkfield Fisheries Symposium and American Fisheries Society joint meeting. Anchorage, Alaska, USA.
- Ulanovicz, R. 1995. The part-whole relation in ecosystems. En: *Complex ecology* (Patten, B. C. & Jorgensen, S. E. Eds., pp. 549-560. New Jersey, Prentice Hall.
- Ulanowicz, R. 1986. *Growth and development: Ecosystem phenomenology*. New York: Springer-Verlag. pp
- Ulanovicz, R. & J. J. Kay. 1991. A computer package for the analysis of ecosystem flow network. *Environmental Software*, 6: 131-142.
- Ulanowicz, R. & C. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7-16 pp.
- Walsh, J.J. 1981. A carbon budget for overfishing off Peru. *Nature*, 290: 300-304.
- 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.
- Watters, G.W., R.J. Olson, R.C. Francis, P.C. Fiedler, J.J. Polovina, S.B. Reilly, K.Y. Aydin, C.H. Boggs, T.E. Essington, C.J. Walters & J.F. Kitchell. *submitted*. Physical forcing and the dynamics of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific: simulations with ENSO-scale and global-warming climate drivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
- Whipple, S. J., J. S. Link, L. P. Garrison & M. J. Fogarty. 2000. Models of predatory and fishing mortality in aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries*, 1: 22-40.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS Modelos IBM, OSMOSE y MSVPA

- Bakun, A., Cury, P., 1999. The "school trap": a mechanism promoting large-amplitude out-of-phase population oscillations of small pelagic fish species. *Ecol. Letters* 2, 349-351.
- Brey, T. 1999. A collection of empirical relations for use in ecological modelling. *NAGA The ICLARM Quarterly* 22(3), 24-28.
- Burgess, J. W., Shaw, E., 1979. Development and ecology of fish schooling. *Oceanus* 27, 11-17.
- DeAngelis, D.L., Gross, M.J., 1992. Individual-based models and approaches in ecology: populations, communities, and ecosystems. Chapman et Hall, New York.
- DeAngelis, D.L., Rose, K.A., Huston, M.A., 1994. Individual-oriented approaches to modeling ecological populations and communities. In: Levin, S.A (Ed.), *Frontiers in mathematical biology*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 309-410.
- Fréon, P., 1984. La variabilité des tailles individuelles à l'intérieur des cohortes et des bancs de poissons: observations et interprétation. *Oceanol. Acta* 7, 457-468.
- Froese, R., Pauly, D., 1997. *FishBase 97: concepts, design and data sources*. ICLARM, Manila.
- Gislason, H. and Sparre, P. 1987. Some theoretical aspects of the implementation of multispecies virtual population analysis in ICES. *ICES CM* 1987/G:51.
- Grimm, V., 1999. Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecol. Model* 115, 129-148.
- Gulland, J.A. 1991. Under what conditions will multispecies models lead to better fisheries management? *ICES Marine Science Symposia*. Vol. 193 .
- Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J., Rice, J.C., 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science* 57, 707-719.
- Huston, M., DeAngelis, D., Post, W., 1988. New computer models unify ecological theory. *Bioscience* 38, 682-691.
- Jarre, A.; Palomares, M. L.; Soriano, M. L.; Sambilay, V. C.; Pauly, D. 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. *ICES mar. Sci. Symp.* 193, 99-108.

- Livingston, P. & J. Jurado-Molina. 2000. A multispecies virtual population analysis of the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 294-299.
- Magnusson, K., 1995. An overview of the multispecies VPA –theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5, 195-212 (1995).
- Misund, O.A., 1993. Dynamics of moving masses: variability in packing density, shape, and size among herring, sprat and saithe schools. *ICES J. Mar. Sci.* 50, 145-160.
- Palomares, M.L., 1991: La consommation de la nourriture chez les populations des poissons: étude comparative, mise au point d'un modèle prédictif et application aux réseaux trophiques. Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, France. 186 p.
- Palomares, M.L.; Pauly, D. 1999: Predicting the food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research* 49, 447-453.
- Palomares, M.L.D.; Pauly, D., 1989: A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 40, 259-289.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 39(2):175-192.
- Pauly, D., 1986: A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data of food conversion experiments. *Fish. Bull.*, U.S. 84(4), 827-840.
- Pauly, D., 1989: Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. *J. Fish. Biol.* 35 (Suppl. A), 11-20.
- Pitcher, T.J, 1993. Heuristic definitions of shoaling behavior. *Anim. Behav.* 31, 611-613.
- Pitcher, T.J., Magurran, A.E., Edwards, J.L., 1985. Schooling mackerel and herring choose neighbours of similar size. *Mar. Biol.* 86, 319-322.
- Scheffer, M., Baveco, J.M., DeAngelis, D.L., Rose, K.A., Van Nes, E.H., 1995. Super-individuals a simple solution for modelling large populations on individual basis. *Ecol. Model.* 80, 161-170.
- Sissenwine, M. P., and Daan, N. 1991. An overview of multispecies models relevant to management of living resources. - *ICES mar. Sci. Symp.*, 193: 6-11.

- Sparre, P. 1984. A computer program for estimation of food suitability coefficients from stomach content data and multispecies VPA. ICES CM 1984/G:25
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. ICES mar. Sci. Symp., 193; 12-21.
- Uchmanski y Grimm, 1996. Individual-based modeling in ecology: what makes the difference? Trends Ecol. Evol. 11, 473-441.
- Van Winkle, W., W., Rose, K.A., Chambers, R.C., 1993. Individual-based approach to fish population dynamics: an overview. Trans.Am.Fish.Soc.122,397-403.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS Modelación del ecosistema marino del norte de Chile

- Au, D. W. & S.E. Smith. 1997. A demographic method with population density compensation for estimating productivity and yield per recruit of the leopard shark (*Triakis semifasciata*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 415-420.
- Alamo, A., I. Navarro, P. Espinoza y P. Zubiarte. 1996. Relaciones tróficas, espectro alimentario y ración de alimentación de las principales especies pelágicas en el verano de 1996. Inf. Inst. Mar. Perú 122: 36 – 46.
- Amado, N. 1999. Espectro trófico del lobo común *Otaria flavescens* Shaw, 1800 durante el período reproductivo 1997-1998 en Punta Patache. Seminario de Investigación para optar al Grado Académico de Licenciado en Ciencias del Mar, Departamento de Ciencias del Mar. Universidad Arturo Prat, 34 p.
- Arancibia, H. & S. Neira. 2000. Análisis ecotrófico de los principales recursos pesqueros de Chile central. Una comparación antes y después de eventos “El Niño”. Informe Final. Subsecretaría de Pesca-Universidad de Concepción, 31 pag. + tablas y figuras.
- Asociación Chilena de Pesquerías. 2000. Diagnóstico. aspectos críticos y propuestas para la sustentabilidad de las pesquerías nacionales. Documento en Discusión, 28 p.
- Blaskovic, V., P. Espinoza, F. Torriani & I. Navarro. 2002. Hábitos alimentarios y variaciones de la dieta de los principales peces pelágicos y demersales en la primavera de 1999. Dirección de Investigación en Biodiversidad, Ecología Trófica y Reproducción. En: <http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/pelagicos.php>
- Blake, E. R. 1977. Manual of neotropical birds. Spheniscidae (Penguins) to Laridae (Gulls and Hallés). Volume 1. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Bleck, J. Z. 1991. Descripción de los hábitos alimentarios de cuatro especies de peces mesopelágicos del norte de Chile. Arica – Río Loa (18°25’S – 72°04’W a 19°09’S – 70°36’W): *Triphoturus oculus*. *Loweina sp.* (Myctophidae). *Vinciguerria sp.* (Photichthyidae) y *Cyclothone sp.* (Gonostomatidae). Informe Práctica Profesional, Biología Marina, Universidad Arturo Prat, 51 p.
- Braun, M., J. Castillo, J. Blanco, S. Lillo & H. Reyes. 1995. Monitoreo hidroacústico y oceanográfico de los recursos pelágicos en la I y II Regiones. Informe Final Proyecto FIP-IT/93-15. Instituto Fomento Pesquero, 172 paginas + Figuras. Tablas y Anexo.

- Braun, M., J. Blanco & J. Castillo. 1997. Monitoreo de las condiciones bioceanográficas en la I y II Regiones. Informe Final Proyecto FIP-IT/95-05. Instituto de Fomento Pesquero, 128 páginas + Figuras, Tablas y Anexo.
- Cortés, N. 1997. Modelación ecotrófica de ecosistemas marinos: una aproximación multiespecífica. Seminario Bibliográfico. Programa de Magister en Ciencias Mención Pesquerías, Universidad de Concepción, 43 p.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. A Guide to ECOPATH II program (versión 2.1) ICLARM Software 6. 72 p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1993. (eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Prod. 26, Manila, ICLARM, 390 p.
- Christensen, V., C. J. Walters & D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre University of British Columbia Vancouver Canada and International Center for Living Aquatic Resources Management Penang, Malaysia. 131 p.
- Cubillos, L. 1990. Proyecciones del estado futuro de la biomasa del stock de sardina (*Sardinops sagax*) por aproximación global. Programa INPESCON 1990. Universidad Arturo Prat. Departamento de Ciencias del Mar, Iquique-Chile. Documentos Técnicos 44 A(5): 25 pp.
- Cubillos, L. 1991. Estimación mensual de la biomasa, reclutamiento y mortalidad por pesca de la anchoveta (*Engraulis ringens*) de la zona norte de Chile en el período 1986-1989. Biología Pesquera, 20: 49-59.
- Cubillos, L., S. Núñez & D. Arcos. 1998. Producción primaria requerida para sustentar el desembarque de peces pelágicos en Chile. Invest. Mar. Valparaíso, 26:83-96.
- Dirección Zonal de Pesca I-II Regiones. 2001. Antecedentes biológicos-pesqueros y propuestas de ordenación para el recurso Tiburón. Informe Técnico COZOPE I –II N° 02/2001. 20 p.
- Fuenzalida, R. 1992. Anomalías oceanográficas y meteorológicas durante el desarrollo de El Niño 1991-1992 en la zona de Iquique (20°18'S). Invest. Pesq. (Chile), 37: 67-72.
- Fuenzalida, R. 1985. Aspectos oceanográficos y meteorológicos de El Niño 1982-83 en la zona norte de Chile. In: Taller Nacional Fenómeno El Niño 1982-83. (Inst. Fomento Pesquero Chile. Ed.). Invest. Pesq. (Chile), 32:47-52.

- Frisk, M.G., T.J. Miller & M.J. Fogarty. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 58: 969-981.
- IFOP. 1991. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1990. Pesquerías pelágicas zona norte (I-IV Región). Convenio CORFO-IFOP. SGI-IFOP 91/8. 94 p.
- García, C.B. & L.O. Duarte. 2002. Consumption to Biomasa (Q/B) Ratio and estimates of Q/B-predictor parameters for Caribbean fishes. *Naga. The ICLARM Quarterly*, 25 (2):19-31.
- Jahncke, J., A. Garcia-Godos & E. Goya. 1997a. Dieta del guanay *Leucocarbo bougainvillii* del piquero peruano *Sula variegata* y otras aves marinas de la costa peruana. Abril-mayo 1997. *Inf. Inst. Mar Perú*. 126:75-86.
- Jarre, A., P. Muck & D. Pauly. 1991. Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES mar. Sci. Symp.*, 193:171-184.
- Jarre-Teichmann, A., L. J. Shannon, C. L. Moloney & P. A. Wickens. 1998. Comparing trophic flows in the southern Benguela to those in other upwelling ecosystems. *Pillar. S.C.. Moloney. C.L.. Payne, A.I.L. and F.A. Shillington (Eds). S. Afr. J. mar. Sci.*, 19: 391-414.
- Martinez, C., G. Bohm & L. Caballero. 1989. La pesquería pelágica de la zona norte de Chile y su relación con las condiciones ambientales. *CPPS. Boletín ERFEN N° 29*. p. 31-36.
- Medina, M. & H. Arancibia. 1990. Interacciones tróficas entre el jurel (*Trachurus murphyi*) y la caballa (*Scomber japonicus*) en el ecosistema pelágico de la zona de Iquique. Programa INPESCON 1989. Universidad Arturo Prat. Depto. Ciencias del Mar. Iquique-Chile. Documentos Técnicos 44B (10):55 p.
- 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. y Tec.. Serie: Ciencias del Mar*, 2: 67-78.
- Medina, M. & H. Arancibia. 1995. Relaciones tróficas del jurel en la zona norte (Regiones I y II). En: 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 p. + 66 figs. + 93 tablas + 4 fotos
- Medina, M. 2000. Propuesta de medidas de administración para la explotación del recurso cojinoba del norte (*Seriolella violacea*) de la I y II Regiones. Seminario. Programa de Magíster en Ciencias Mención Pesquerías. Universidad de Concepción. 25 p.
- Muck, P. & G. Sanchez. 1987. The importance of mackerel and horse mackerel predation for the Peruvian anchoveta stock (a population and feeding model). p. 276-293. In: D. Pauly and I. Tsukayama (eds.) *The peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem:*

- three decades of change. ICLARM Studies and Reviews 15. 351 p. Instituto del Mar del Perú (IMARPE). Callao. Perú; GTZ Federal Republic of Germany; and Internacional Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM). Manila Philippines.
- Muck, P. & D. Pauly. 1987. Monthly anchoveta consumption of guano birds. 1953 to 1983. p. 219-233. In: D. Pauly and I. Tsukayama (eds.) The peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM Studies and Reviews 15. 351 p. Instituto del Mar del Perú (IMARPE). Callao. Perú; GTZ Federal Republic of Germany; and Internacional Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM). Manila Philippines.
- Núñez, E. 1993. Crecimiento, mortalidad y rendimiento potencial del bonito (*Sarda chilensis* Cuvier, 1831) en el norte de Chile. Tesis para optar al Título de Biólogo Pesquero. Departamento de Ciencias del Mar. Universidad Arturo Prat. Iquique. 34 p.
- Ojeda, F., P. & F. Jaksic. 1979. Utilización diferencial de recursos alimenticios por dos poblaciones simpátricas de *Scomber japonicus peruanus* y *Sarda sarda chilensis* en el norte de Chile. Medio Ambiente, 4(1): 19-23.
- OLDEPESCA/SELA 1986. Bases biológicas y marco conceptual para el manejo de los recursos pelágicos en el Pacífico Suroriental. Publicación sobre los resultados del Proyecto Regional de Evaluación de los recursos sardina, jurel y caballa en el Pacífico Suroriental. Ejecutado por Ecuador, Perú y Chile. Con el apoyo financiero del Banco Interamericano de Desarrollo BID. Edición coordinada por O. A. Maithisen e I. Tsukayama. OLDEPESCA. Documento de Pesca 1, 196 p.
- Oliva, E., M. Brown & H. Arancibia. 1987. Alimentación de la sardina española (*Sardinops sagax*) (Pises: Clupeiformes). en el norte de Chile. Anales Científicos. 2do Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar. Lima-Perú. II: 323-332.
- Oliva, E. 1989. Descripción de la comunidad zooplanctónica en el área del río Loa durante cruceros de reclutamiento. Programa INPESCO 1989. Universidad Arturo Prat. Departamento de Ciencias del Mar. Iquique-Chile. Documentos Técnicos 34 A (7): 19 pp.
- Palma, W. (ed.). 1993. Conclusiones científicas del Proyecto "Aplicaciones de nuevas tecnologías para la captura de recursos hidrobiológicos marinos no tradicionales de la Primera Región". Programa Nacional de Cooperación Técnica (IV PNCT) con el Gobierno de Chile. Universidad Arturo Para, 120 pp.
- Palomares, M.L.D. & D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption estimates used by ecosystem modelers. ICES Counc. Meet. 1990/G:17, 8 p.

- Pauly, D., A. CH. de Vildoso, J. Mejia, M. Samamé & M.L. Palomares. 1987. Population Dynamics and Estimated anchoveta consumption of bonito (*Sarda chilensis*) off Perú. 1953 to 1982. p. 248-267. In: D. Pauly and I. Tsukayama (eds.) The peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM Studies and Reviews 15. 351 p. Instituto del Mar del Perú (IMARPE). Callao. Perú; GTZ Federal Republic of Germany; and Internacional Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila Philippines.
- Pauly D, 1989. Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. J. Fish. Biol, 35 (Suppl. A): 11-20.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature, Vol. 374. 255-257.
- Pauly, D., A. Jarre, S. Luna, V. Sambilay Jr., B.R. de Mendiola & A. Alamo. 1989. On the quantity and types of food ingested by peruvian anchoveta. 1953-1982. p. 109-124. In: D. Pauly. P. Muck. J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings. 18. Internacional Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila, 438 pp.
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. Coral Reefs, 3(1):1-11.
- SERNAPESCA. 1989. 1996 a 1999. Anuarios Estadísticos de Pesca. Departamento de Información y Estadísticas Pesqueras, Servicio Nacional de pesca, Ministerio de Economía Fomento y Reconstrucción, Chile.
- Serra, R. & A. Zuleta. 1999. Investigación evaluación del stock de jurel 1999. Informe de Avance. Instituto Fomento Pesquero. 56 p. + Anexo.
- Sielfeld, W. 1997. Monitoreo de la pesquería y censo del lobo marino común en el litoral de la I-IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP N° 95-28. 102 p. + Anexo.
- Shannon, L.J. & A. Jarre-Teichmann. 1999. A model of trophic flows in the northern Benguela upwelling system during the 1980s. S. Afr. J. mar. Sci., 21: 349-366.
- Starenisic, N. 1978. The vertical flux of particulate organic matter in the Peru coastal upwelling as measured with a freedrifting sediment trap. Ph.D. Thesis. Woods Hole Oceanographic Institution and Mass. Inst. Tech.
- Tresierra, A. 1973. Tipo de alimentación del bonito *Sarda chilensis* en relación a su longitud por área de pesca. Universidad Nacional de Trujillo. Trabajo de Habilitación para ingreso a la Docencia Universitaria, 17 pp.

- Ulanowicz, R.E. 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag. New Cork. 203 pp.
- Wolf, M. & A. Aron (1992) como parte del proyecto "Diagnóstico de la cojinoba (*Serioletta violacea*) y de la palometa (*Seriola mazatlana*) en la IV" Región. Informe Final. Primera Etapa. Universidad Católica del Norte. Sede Coquimbo, 72 p.
- Wolff, M. 1994. A trophic model for Tongoy Bay a system exposed to suspend scallop culture (Northern Chile). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 182: 194-168.
- Wolff, M., H.J. Hartmann & V. Koch. 1996. A pilot trophic model for Golfo Dulce: a fjord-like tropical embayment. Costa Rica. Rev. Biol. Trop., 44 Suppl. 3: 215-231.
- Yáñez. E. R., A. González y M.A. Barbieri. 1995. Estructura térmica superficial del mar asociada a la distribución espacio-temporal de sardina y anchoveta de la zona norte de Chile entre 1987 y 1992. Invest. Mar. Valparaíso, 23: 123-147.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS Modelos ecosistémicos espectros de tamaño

- Ahrens, M. A. & R. H. Peters. 1991. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1967-1978.
- Baldock, B. M., Baker, J. H., & M. A. Sleight. 1980. Laboratory growth rates of six species of freshwater *Gymnamoebia*. *Oecologia* 47: 156-159.
- Bamstedt, U., & H. R. Skjoldal. 1980. RNA concentration of zooplankton: relationship with size and growth. *Limnol. Oceanogr.* 25: 304-316.
- Banse, K. 1976. Rates of growth, respiration and photosynthesis of unicellular algae as related to cell size - a review. *J. Phycol.* 12: 135-140.
- Banse, K. 1979. On weight dependence of net growth efficiency and specific respiration rates among field populations of invertebrates. *Oecologia (Berl.)* 38: 111-126.
- Banse, K. 1982. Mass-scaled rates of respiration and intrinsic growth in very small invertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 281-297.
- Banse, K., & S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.* 50: 355-379.
- Beers, J. R., Reid, F. M. H., & G. L. Stewart. 1982. Seasonal abundance of the microplankton population in the North Pacific Central Gyre. *Deep-Sea Res.* 29: 217-245.
- Bianchii, G., Gislason, H., Graham, K., Hill L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Payá, I., Sainsbury, K., Sánchez, F., & K. Zwanenburg. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 558-571.
- Blanco, J. M., Quiñones, R. A., F. Guerrero & J. Rodriguez. 1998. The use of biomass spectra and allometric relations to estimate respiration of planktonic communities. *Journal of Plankton Research* 20 (5): 887-900.
- Blueweiss, L., Fox, H., Kudzma, V., Nakashima, D., Peters, R., & S. Sams. 1978. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia (Berl.)* 37: 257-272.
- Borgmann, U. 1982. Particle-size conversion efficiency and total animal production in pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 669-674.

- Borgmann, U. 1983. Effect of somatic growth and reproduction on biomass transfer up pelagic food web as calculated from particle-size-conversion efficiency. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (11): 2010-2018.
- Borgmann, U. 1985. Predicting the effect of toxic substances on pelagic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 44: 111-121.
- Borgmann, U. 1987. Models on the shape of, and biomass flow up, the biomass size-spectrum. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44(suppl.2): 136-140.
- Borgmann, U. & D. M. Whittle. 1983. Particle-size-conversion efficiency and contaminant concentrations in Lake Ontario biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40; 328-336.
- Borgmann, U., Shear, H., & J. Moore. 1984. Zooplankton and potential fish production in Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1303-1309.
- Boudreau, P. R. & L. M. Dickie. 1989. Biological model of fisheries production based on physiological and ecological scalings of body size. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 (4): 614-623.
- Boudreau, P. R., & L. M. Dickie. 1992. Biomass spectra of aquatic ecosystems in relation to fisheries yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (In Press).
- Boudreau, P. R., Dickie L. M. & Kerr, S. 1991. Body-size spectra of production and biomass as system-level indicators of ecological dynamics. *J. Theor. Biol.* 152: 329-339.
- Calder, W. A. III. 1984. Size, function and life history. Harvard University Press.
- Cammen, L. M. 1980. Ingestion rate: an empirical model for aquatic deposit feeders and detritivores. *Oecologia (Berl.)* 44: 303-310.
- Capriulo, G. M. 1982. Feeding of field collected tintinnid micro-zooplankton on natural food. *Mar. Biol.* 71: 73 - 86.
- Denman, K. L., Freeland, H. J., & D. L. Mackas. 1989. Comparisons of time scales for biomass transfer up the marine food web and coastal transport processes. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 108: 255-264.
- Dickie, L. M., Kerr, S. R., & P. R. Boudreau. 1987a. Size-dependent processes underlying regularities in ecosystem structure. *Ecol. Monogr.* 57: 233-250.
- Dickie, L. M., Kerr, S. R., & P. Schwinghamer. 1987b. An ecological approach to fisheries assesment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2): 68-74.

- Ebenman, B. & L. Person [eds.]. 1988. Size structured populations: Ecology and Evolution. Spring-Verlag, Berlin. 284p.
- Echevarría, F., Carrillo, P., Jimenez, F., Sanchez-Castillo, P., Cruz-Pizarro, L., & J. Rodriguez. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in an oligotrophic, high mountain lake (La Caldera, Sierra Nevada, Spain). *J. Plankton Res.* 12 (2): 415-422.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Mc Millan.
- Fenchel, T. 1974. Intrinsic rate of natural increase: The relationship with body size. *Oecologia* 14: 317-326.
- Gaedke, U. 1992. The size distribution of plankton biomass in a large lake and its seasonal variability. *Limnol. Oceanogr.* 37(6): 1202-1220.
- Gaedke, U. 1993. Ecosystem analysis based on biomass size distributions: A case study of a plankton community in a large lake. *Limnol. Oceanogr.* 38: 112-127.
- Gasol, J. M., Guerrero, R., & C. Pedrós-Alió. 1991. Seasonal variations in size structure and prokaryotic dominance in sulfurous Lake Ciso. *Limnol. Oceanogr.* 36 (5): 860-872.
- Gilabert, J., Rodriguez, J., & F. Jimenez-Gomez. 1990. The planktonic size-abundance spectrum in an oligotrophic, hypersaline coastal lagoon, the Mar Menor, Murcia, Spain. Pages 18-27, In: M. Barnes & R. N. Gibson [Eds.]. *Trophic relationships in the marine environment*. Proc. 24th Europ. Mar. Biol. Symp. Aberdeen University Press.
- Gislason, H., & H. Lassen. 1997. On the linear relationship between fishing effort and the slope of the size spectrum. ICES: CM 1997/DD:05.
- Gislason, H. & J. C. Rice. 1998. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 362-370.
- Glover, H. E., Smith, A. E., & L. Shapiro. 1985. Diurnal variations in photosynthetic rates: comparisons of ultraphytoplankton with a larger phytoplankton size fraction. *J. Plankton Res.* 7 (4): 519-535.
- Gordon, D. C. Jr., P. D. Keizer, G. R. Daborn, P. Schwinghamer and W. L. Silvert. 1986. Adventures in holistic ecosystem modelling: the Cumberland Basin ecosystem model. *Neth. J. Sea Res.* 20:325-335.
- Greze, V. N., Bileva, O. K., Kovalev, A. V., & A. A. Shmeleva. 1986. Size and trophic structure of zooplankton in the Mediterranean Sea. *The Soviet Journal of Marine Biology* 11 (6): 303-309.

- Griesbach, S. , Peters, R. H. & S. Youakim. 1982. An allometric model for pesticide bioaccumulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 727-735.
- Haedrich, R. L. 1986. Size spectra in mesopelagic fish assemblages. *Unesco Technical Papers in Marine Science* 49: 107- 111.
- Harvey, P. H. & G. M. Mace. 1982. Comparison between taxa and adaptative trends: problems of methodology. Pages 343-361, In King's College Sociobiology Group (eds.) . *Current problems in sociobiology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hemmingsen, A. M. 1960. Energy metabolism as related to body size and respiratory surfaces, and its evolution. *Reports of the Steno Memorial Hosp.* 9 (part 2), 110 p.
- Hobbie, J. E. 1979. Activity and bacterial biomass. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 12: 59-63.
- Ikeda, T. 1977. Feeding rates of planktonic copepods from a tropical sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 29: 263-277.
- Jimenez, F., Rodriguez, J., Bautista, B., & V. Rodriguez. 1987. Relations between chlorophyll, phytoplankton cell abundance and biovolume during a winter bloom in Mediterranean coastal waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 105: 161-173.
- Jimenez, F., Rodriguez, J., Jimenez-Gomez, F., & B. Bautista. 1989. Bottlenecks in the propagation of a fluctuation up the planktonic size-spectrum in Mediterranean Coastal waters. *Scient. Mar.* 53 (2-3): 269-275.
- Keizer, P. D., D. C. Gordon, Jr., P. Schwingamer, G. R. Daborn and W. Ebenhöh. 1987. *Cumberland Basin Ecosystem Model: Structure, Performance and Evaluation*. Can. Tech. Report Fish. Aquat. Sci. No. 1547.
- Kerr, S. R. 1974. Theory of size distribution in ecological communities. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 1859-1862.
- Minns, C. K., Millard, E. S. , Cooley, J. M., Johnson, M. G., Hurley, D. A., Nicholls, K. H., Robinson, G. W., G. E. Owen & A. Crowder. 1987. Production and biomass size spectra in the Bay of Quinte, a eutrophic ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (suppl. 2) : 148-155.
- Murawski, S. A. & J. S. Idoine. 1989. Multispecies size composition: A conservative property of exploited fishery systems?. *NAFO SCR Doc.* 89/76.
- Nival, P. & S. Nival. 1976. Particle retention efficiencies of an herbivorous copepod. *Acartia clausi* (adult and copepodite stages). Effects on grazing. *Limnol. Oceanogr.* 21: 24-38.

- Peters, R. H. 1983a. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge.
- Peters, R. H. 1983b. Size structure of the plankton community along the trophic gradient of Lake Memphremagog. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1770-1778.
- Peters, R. H. 1985. Seasonal and trophic effects on size structure of the planktonic communities in four lakes of Northern Italy. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 43: 91-104.
- Peterson, I. & J. S. Wroblewski. 1984. Mortality rate of fishes in the pelagic ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1117-1120.
- Platt, T. 1985. Structure of the marine ecosystem: Its allometric basis. Pages 55-64, In: R. E. Ulanowicz & T. Platt [eds.]. *Ecosystem theory for biological oceanography*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 213.
- Platt, T. & K. Denman. 1977. Organization in the pelagic ecosystem. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 30: 575-581.
- Platt, T. & K. Denman. 1978. The structure of pelagic ecosystems. *Rapp. P-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* 173, p.60-65.
- Platt, T., Mann, K.H., & R.E. Ulanowicz. 1981. *Mathematical models in biological oceanography*. UNESCO Press, Paris.
- Platt, T., Lewis, M. & R. Geider. 1984. Thermodynamics of the pelagic ecosystem: Elementary closure for biological production in the open ocean. Pages 49-84, In: M. J. R. Fasham [ed.], *Flows of Energy and Materials in Marine Ecosystems*. Plenum Publishing Corporation.
- Pope, J. G., Stokes, T. K., Murawski, S. A. & S. I. Iodine. 1988. A comparison of fish size-composition in the North Sea and on Georges Bank. Pages 146-152, In: W. Wolff, C. J. Soeder and F. R., Drepper [eds.]. *Ecodynamics: Contributions to theoretical ecology*. Springer Verlag, Berlin. 352 p.
- Powell E. N. & R. J. Stanton Jr. 1985. Estimating biomass and energy flow of molluscs in palaeo-communities. *Palaeontology* 28(1): 1-34.
- Quiñones, R. A. 1992. Size-distribution of planktonic biomass and metabolic activity in the pelagic system. Ph. D. Thesis, Dalhousie University, Halifax, Canada.
- Quiñones, R.A. 1994. A comment on the use of allometry in the study of pelagic ecosystem processes, p. 11-16. In Rodríguez, J. and Li, W.K.W. [eds.], *The size structure and metabolism of the pelagic ecosystem*. *Sci. Mar.* 58 (1-2): 11-16.

- Quiñones, R.A., Blanco, J.M^a, Echevarría, F., Fernández-Puelles, M.L., Gilabert, J., Rodríguez, V. and Valdés, L. 1994. Metabolic size spectra at a frontal station in the Alborán Sea, p. 17-29. In Rodríguez, J. and Li, W.K.W. [eds.], The size structure and metabolism of the pelagic ecosystem. *Sci. Mar.* 58 (1-2): 53-58.
- Rice, J. C. 2000. Evaluating fishery impact using metrics of community structure. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 682-688.
- Rice, J. C. & H. Gislason. 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J. Mar. Sci.* 53: 1214-1225.
- Roa, R. & R. A. Quiñones. 1998. Theoretical analysis of the relationship between production per unit biomass and animal body size. *Oikos* 81 (2): 161-167.
- Rodríguez J. & M. Mullin. 1986a. Relation between biomass and body weight of plankton in a steady state oceanic ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 31 (2): 361-370.
- Rodríguez, J & M.Mullin. 1986b. Diel and interannual variation of size-distribution of oceanic zooplanktonic biomass. *Ecology* 67: 215-222.
- Rodríguez, J., Jimenez F, Bautista, B., & Rodríguez, V. 1987. Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. *J. Plankton Res.* 9: 1183-1194.
- Rodríguez, J., Echevarría F., & F. Jimenez-Gómez. 1990. Physiological and ecological scalings of body size in an oligotrophic, high mountain lake (La Caldera. Sierra Nevada, Spain). *J. Plankton Res.* 12 (3): 593-599.
- Schmidt-Nielsen, K. 1984. *Scaling: Why is animal size so important?*. Cambridge University Press.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- Seim, E. and B. E. Saether. 1983. On rethinking allometry: which regression model to use?. *J. Theor. Biol.* 104: 161-168.
- Sheldon, R. W., Prakash A. and W. H. Sutcliffe, Jr. 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnol. Oceanogr.* 17: 327-340.
- Sheldon, R. W., W. H. Jr. Sutcliffe, and A. Prakash. 1973. The production of particles in the surface waters of the ocean with particular reference to the Sargasso Sea. *Limnol. Oceanogr.* 18: 719-733.

- Sheldon, R. W. , W. H. Jr. Sutcliffe, and M. A. Paranajape. 1977. Structures of pelagic food chain and relationship between plankton and fish production. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 2344-2355.
- Sheldon, R. W., Nival, P., and F. Rassoulzadegan. 1986. An experimental investigation of a flagellate-ciliate-copepod food chain with some observations relevant to the linear biomass hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 31 (1) : 184-188.
- Silvert, W. 1988. Generic Models of Continental Shelf Ecosystems. Proc. "Ecodynamics" Workshop on Theoretical Ecology, Jülich, Oct. 1987. Springer-Verlag "Lecture Notes in Physics".
- Silvert, W. 1993. Size-structured models of continental shelf food webs, p. 40-43. In V. Christensen and D. Pauly (eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings No. 26, 390 p.
- Silvert, W. 1994. Size-Aggregation in Models of Aquatic Ecosystems. *The Science of the Total Environment* 183: 107-114.
- Silvert, W. and T. Platt. 1978. Energy flux in the pelagic ecosystem: a time dependent equation. *Limnol. Oceanogr.* 18: 813-816
- Silvert W. and T. Platt. 1980. Dynamic energy-flow model of the particle size-distribution in pelagic ecosystems. Pages 754-763, In: W.C.Kerfoot [ed.]. *Evolution and ecology of zooplankton communities*. The University Press of New England, Hanover, New Hampshire, USA.
- Smith, R. J. 1984. Allometric scaling in comparative biology: problems of concept and method. *Am. J. Physiol.* 246 (Regulatory Integrative Comp. Physiol. 15) : R152-R160.
- Sprules, W. G. and R. Knoechel. 1984. Lake ecosystem dynamics based on functional representations of trophic components. Pages 383-403, In: Meyers, D.G. and Strickler, J.R. [eds.]. *Trophic interactions within aquatic ecosystems*. Westview Press, Boulder, CO.
- Sprules, W. G. and M. Munawar. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size, and perturbation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1789-1794.
- Sprules, W. G., Casselman J. M., and B. J. Shuter. 1983. Size distribution of pelagic particles in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1761-1769.
- Sprules, W. G., Munawar, M., and E. H. Jin. 1988. Plankton community structure and size spectra in the Georgian Bay and North Channel ecosystems. *Hydrobiologia* 163: 135-140.

- Sprules, W. G., Brandt, S. B., Stewart, D. J., Munawar, M., Jin, E. H. and J. Love. 1991. Biomass size-spectrum of the Lake Michigan pelagic food web. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 105-115.
- Thiebaut, M. L. & L. M. Dickie. 1992. Structure of the body-size spectrum of the biomass in aquatic ecosystems : A consequence of allometry in predator-prey interactions.
- Thomann, R. V. 1979. An analysis of PCB in Lake Ontario using a size-dependent food chain model. Pages 293-320, In: D. Scavia and A. Robertson [eds.]. *Perspectives on Lake ecosystem modelling*. Ann. Arbor Sci. Inc. Ann Arbor, MI.
- Thomann, R. V. 1981. Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 280-296.
- Vezina, A. F. 1986. Body size and mass flow in freshwater plankton: models and tests. *J. Plankton Res.* 8 (5) : 939-956.
- Warwick, R. M. 1984. Species-size distributions in marine benthic communities. *Oecologia (Berl.)* 61: 32-41.
- Warwick, R. M., & I. R. Joint. 1987. The distribution of organisms in the Celtic Sea: from bacteria to metazoa. *Oecologia* 73:185-191.
- Witek, Z., & A. Krajewska-Soltys. 1989. Some examples of epipelagic plankton size structure in high latitude oceans. *J. Plankton Res.* 11 (6) : 1143-1155.
- Zwanenburg, K. C. T. 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf. *ICES Journal of Mar. Sci.* 57: 503-509.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS Objetivo 7 (adicional ofrecido)

- Arancibia, H., J. Toro, V. Fernández & R. Meléndez (1986). Estimación de la mortalidad por depredación del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) por la merluza común (*Merluccius gayi*) en el área 35°45'S-37°10'S. In: La Pesca en Chile. P. Arana (Ed). Escuela d Ciencia del Mar, UCV: 57-67.
- Arancibia, H. & M. Fuentealba. 1993. Análisis de la alimentación de *Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848) de Chile central, en el largo plazo. Biol. Pesq. 22, 5-11.
- Arancibia, H., M. Catrileo & B. Farías (1998). Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17. Universidad de Concepción, 98 p.
- Collie, J.S. & A.K. DeLong (1999). Multispecies Interactions in the Georges Bank Fish Community. Ecosystem Approaches for Fisheries Management. Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-99-01, 187-209.
- Cubillos, L., H. Rebolledo & A. Hernández. 2002. Prey composition and estimation of Q/B for the Chilean hake, *Merluccius gayi* (Gadiformes-Merluccidae), in the central-south area off Chile (34°-40°S). Arch. Fish. Mar. Res. (manuscrito aceptado)
- Fuentealba, M. (1993). Relaciones tróficas intraespecíficas de la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1948) de Chile central. Tesis de Magíster en Ciencias con Mención en Zoología, Universidad de Concepción, Chile, 110 p.
- Gatica, C. 2002. El canibalismo como causa de mortalidad y su efecto en la evaluación de stock de la merluza común (*Merluccius gayi*) en Chile central, entre 1992 y 2000, 75 p.
- Hilborn, R. & C. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assesment, Chapman and Hall, NY, 570 p.
- Hollowed, A.B., J.N. Ianelli & P.A. Livingston (2000). Including predation mortality in stock assesments: a case study for Gulf of Alaska walleye pollock. ICES. J.Mar.Sci, 57:279-293.
- Livingston, P.A., D.A. Dwyner., D.L. Wencker., M.S. Yang. & G.M. Lang. 1986. Trophic interactions of the key fish species in the Eastern Bering Sea. Inst. North. Pacific. Fish. Comm. Bull., 47:49-65.
- Livingston, P.A. & G.M. Lang. 1996. Interdecadal comparisons of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, cannibalism in the eastern Bering Sea, p. 115-124. In U.S. Dep. Commer. NOAA Tech.Rep.NMFS 126.

- Livingston, P.A. & J. Jurado-Molina. 2000. A multispecies virtual population analysis of the Eastern Bering Sea. ICES. J.Mar.Sci, 57:294-299.
- Livingston, P.A. & R.D. Methot. 1998. Incorporation of predation into a population assesment model of eastern Bering Sea walleye pollock. In Fisheries Stock Assesment Models, Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98-01. 1998, 663-678.
- Megrey, B. A. 1989. Review and comparison of age structured stock assessment models from theoretical and applies points of view. Am. Fish. Soc. Symp., 6:8-48.
- Quinn, T.J. y R.B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dymamics. New York-Oxford. Oxford University Press, 542 p.
- Roa, R. 1993. Annual growth and maturity function of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in central Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser., 97:157-166.
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. ICES.mar. Sci. Symp, 193:12-21.
- Wespestad, V.G., L.W. Fritz, W.J. Ingraham & B.A. Megrey (2000). On relationships between cannibalism, climate variability, physical transport, and recruitment success of Bering Sea walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). ICES. J. Mar. Sci, 57:268-274.

ANEXO 1. Equipo Profesional y Técnico: Asignación de personal participante por actividad.

Objetivo Específico 1. Definir el ecosistema que será modelado, representando las interacciones tróficas más relevantes que están incidiendo en la dinámica de las poblaciones que constituyen las principales pesquerías de Chile central (V-IX regiones), considerando la definición y caracterización del ecosistema marino costero.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
S. Neira	60	15	35	35	15	160
E. Urzúa		60			16	76
C. González					77	77
Total	60	90	73	73	138	434

Objetivo Específico 2. Revisar y analizar la información disponible sobre abundancia, parámetros de historia de vida y tróficos de los componentes o grupos funcionales del ecosistema e identificar las limitaciones y necesidades de investigación sobre algunos de los componentes, tal que permitan implementar el análisis del ecosistema marino de Chile central.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
S. Neira	60	15	35	35	15	160
L. Cubillos	60	20	40	60	42	222
C. Gatica	57	34	36	36	41	204
E. Urzúa		60			16	76
C. González					77	77
Total	177	144	149	169	221	860

Objetivo Específico 3. Realizar una evaluación y descripción detallada de las diferentes metodologías existentes para el análisis ecosistémico posibles de aplicar en el área de estudio, además de un análisis de los parámetros y certeza de estimación, con una descripción detallada de sus limitaciones. Validar la metodología propuesta y simular posibles respuestas de las poblaciones explotadas, cuantificando cambios en las presas y depredadores frente a distintos escenarios en los niveles de capturas de los principales recursos pesqueros analizados.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
S. Neira	80	15	35	35	15	180
R. Quiñones	50	25	60	60	30	225
V. Christensen				50	10	60
L. Cubillos	50	20	30	36	30	166
C. Gatica	67	34	46	60	50	257
E. Urzúa		60			16	76
C. González					77	77
Total	247	169	209	279	258	1162

Objetivo Específico 4. Realizar una representación cualitativa y semi-cuantitativa de las relaciones tróficas en el ecosistema marino del norte de Chile.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
M. Medina	60	30	75	75	35	275
Total	60	45	113	113	65	396

Objetivo Específico 5. Probar la factibilidad de modelar el efecto del ambiente a través de eventos ENSO en la estructura y dinámica comunitaria del ecosistema marino de Chile central.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
S. Neira	80	20	45	45	20	210
V. Christensen				50	10	60
R. Olson				146	30	176
E. Urzúa		60		16		76
C. González					77	77
Total	80	95	83	295	167	720

Objetivo Específico 6. Simular y analizar cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros basados en información social, económica y ecotrófica de las pesquerías que operan en el área de estudio.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		15	38	38	30	121
S. Neira	120	30	65	65	36	316
V. Christensen				46	10	56
F. Arreguín				146	30	176
E. Urzúa		64		16		80
C. González					76	76
Total	120	109	103	311	182	825

Objetivo Específico 7. Construir un modelo de biomasa dinámica para la zona central de Chile incorporando la interacción entre las especies dominantes del sistema.

Nombre	Recopilación Información	Poblamiento Base datos	Procesamiento	Análisis	Taller e Informes	Total
H. Arancibia		10	22	22	30	84
L. Cubillos			40	60	30	130
C. Gatica	78	36	25	25	32	196
F. Bustos	60	30	75	75	35	275
Total	138	76	162	182	127	685

ANEXO 2

Organización de talleres

Entre los objetivos del presente proyecto se consideró la realización de un Taller teórico-práctico al sexto (6º) mes del proyecto, el que contó con la participación del Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, México) y Hugo Arancibia (Chile) como relatores, con la asistencia del señor Sergio Neira (M. Sc. en Ciencias mención Pesquerías de la Universidad de Concepción). Este taller contempló la presentación del modelo **EwE** y aplicaciones dinámicas y tuvo una duración de 2 días.

Además, se realizó un segundo taller, denominado Taller Multidisciplinario Internacional, en la etapa final del proyecto, en el cual se presentó resultados obtenidos en el desarrollo del estudio. El segundo taller tuvo como relatores al Dr. Villy Christensen (Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada), al Dr. Robert Olson (Inter-American Tropical Tuna Comisión, USA) y al Dr. Hugo Arancibia (UdeC), con la asistencia del señor Sergio Neira. El segundo taller también tuvo una duración de 2 días.

El Dr. Christensen es uno de los impulsores del enfoque ECOPATH, con una vasta experiencia en la modelación de ecosistemas acuáticos, la que se encuentra avalada por numerosas publicaciones en revistas de alto impacto internacional. El Dr. Olson se desempeña actualmente como Senior Scientist en IATTC y es parte del grupo de trabajo que integra el estudio de los efectos del clima y la pesquería en el ecosistema pelágico del Océano Pacífico Oriental. El Dr. Arreguín-Sánchez se ha destacado en la modelación de la dinámica de poblaciones y ecosistemas explotados ante cambios en las tasas de mortalidad por pesca considerando e integrando información económica, social y ecológica.

Para ambos talleres se invitó a investigadores tanto de instituciones públicas (SubPesca, SERNAPesca, IFOP), instituciones privadas (INPESCA, Consultora CEA) y universitarias (Universidad Arturo Prat, Universidad de Antofagasta-Instituto de Oceanología, Universidad del Norte-Sede Coquimbo, Universidad del Mar, Universidad de Valparaíso-Instituto de Oceanología, Universidad Católica de Valparaíso-Escuela de Pesquerías, Universidad Austral de Chile-Centro de Investigaciones Marinas y Universidad de Magallanes-Facultad de Ciencias). Los costos de traslado y estadía estuvieron a cargo de cada invitado.

Por petición de la jefa del Departamento de Pesquerías de la Subsecretaría de Pesca se efectuó también un Taller Metodológico adicional en dependencias de dicha Subsecretaría.

**PROYECTO FIP N° 2001-29 “ENFOQUE METODOLOGICO PARA EL ANALISIS
ECOSISTEMICO EN LA ADMINISTRACION DE PESQUERIAS
DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE”**

PROGRAMA TALLER METODOLOGICO

PRESENTACION

Entre los objetivos del proyecto se considera la realización de un Taller teórico-práctico al sexto (6°) mes de su ejecución, el que contará con la participación del Dr. Francisco Arreguín-Sánchez (Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, La Paz, México) y del Dr. Hugo Arancibia (Universidad de Concepción, Chile) como relatores, con la asistencia del señor Sergio Neira (Candidato a M. Sc. Mención Pesquerías de la Universidad de Concepción). Este taller contempla la presentación del modelo Ecopath con Ecosim (EwE) y aplicaciones dinámicas, y tendrá una duración de 2 días.

OBJETIVO

Entregar a los participantes conceptos clave del enfoque y paquete computacional **EwE**. Además, se introducirá a los asistentes en su utilización como herramienta práctica en la exploración del impacto de estrategias pesqueras alternativas para manejo de recursos pesqueros en el contexto del ecosistema. Se analizarán casos reales de estudio y se desarrollarán ejercicios prácticos. Se exhibirá análisis de cambios en las tasas de mortalidad por pesca considerando e integrando información económica, social y ecológica.

MATERIALES

Ecopath con Ecosim: última versión disponible desde www.ecopath.org.

FECHA DE REALIZACION

13 y 14 de Junio de 2002

PROGRAMA

Día 1

09:00-09:30 Bienvenida a los participantes.

09:30-11:00 Presentación del modelo, conceptos básicos y software **EwE**

Pausa de café

11:10-12:00 Parametrización y balance de masas

12:00-13:00 Evaluación del modelo, consistencia interna, optimización, análisis de sensibilidad

Almuerzo (por cuenta de cada participante)

14:00-18:00 Introducción a Ecosim y Ecospace (modelación en tiempo y espacio).
Conceptos básicos, aplicación y demostración. Incorporación de series de tiempo, factores forzantes, calibración. Procesos de advección, áreas marinas protegidas.

15:45-18:00 Trabajo práctico: ejemplos de la utilización de Ecosim y Ecospace para explorar políticas de manejo pesquero.

Día 2

9:00-11:00 Uso de **EwE** para fines de manejo. Explotación, impacto ambiental, conservación de la biodiversidad, recuperación de poblaciones. Optimización de estrategias de manejo. Demostración de casos reales.

Pausa de café

11:10-13:00 Revisión de casos reales (al menos tres ejemplos)

Almuerzo (por cuenta de cada participante)

14:00-16:00 Trabajo práctico

Pausa de café

16.10-18:00 Continuación trabajo práctico

18:00-18:30 Discusión y evaluación

LISTA DE INVITADOS A PARTICIPAR EN EL TALLER METODOLOGICO

Participante	Institución que representa	Correo electrónico
¹ Vilma Correa	Subsecretaría de Pesca	vilmac@subpesca.cl
¹ Darío Rivas	Subsecretaría de Pesca	drivas@subpesca.cl
¹ Rubén Pinochet	Secretaría Ejecutiva Fondo Investigación Pesquera	rpinochet@subpesca.cl
¹ Jorge Farías	Jefe División Pesquerías Instituto Fomento Pesquero	jfarías@ifop.cl
¹ Enzo Acuña	Universidad Católica del Norte, Coquimbo	eacuna@ucn.cl
¹ Marco Ortiz	Universidad de Antofagasta	mortiz@uantof.cl
Ruben Alarcon	Universidad de Magallanes, Punta Arenas	ralarco@aoniken.fc.umag.cl
*Sergio Neira	Universidad de Concepción	seneira@udec.cl
*Hugo Arancibia	Universidad de Concepción	harancibia@udec.cl
*Renato Quiñones	Universidad de Concepción	rquinone@udec.cl
*Luis Cubillos	Instituto de Investigación Pesquera	lcubillo@inpesca.cl
*Claudio Gatica	Instituto de Investigación Pesquera	cgatica@udec.cl
*Marianela Medina	Universidad Arturo Prat, Iquique	mmedina@unap.cl
² Fernando Espíndola	Programa Magister en Ciencias Mención Pesquerías, Universidad de Concepción	fespindola@udec.cl
² Mariella Canales	Programa Magister en Ciencias Mención Pesquerías, Universidad de Concepción	mcanales@udec.cl
³ Luisa Saavedra	Biología Marina, Universidad de Concepción	lsaavedr@udec.cl
³ Karen Walker	Biología Marina, Universidad de Concepción	kwalker@udec.cl

(*) Son parte del proyecto y participaron en el Taller

(1) declinaron asistir al taller por motivos de fuerza mayor.

(2) participaron como estudiantes de post-grado

(3) participaron como estudiantes de pre-grado

RESULTADOS DEL TALLER METODOLOGICO

El taller metodológico desarrollado en el marco del proyecto FIP 2001-29 “*Enfoque metodológico para el análisis ecosistémico en la administración de pesquerías de la zona central de Chile*”, tuvo como objetivo principal reunir a investigadores nacionales con alguna experiencia en la aproximación **EwE** y que, además, con su experiencia aportaran inputs importantes para los objetivos de este proyecto.

Lamentablemente, por motivos de fuerza mayor muchos colegas se excusaron de asistir debido principalmente a dificultades de financiamiento (traslados y estadía). Específicamente, los profesionales de la Subsecretaría de Pesca fueron excusados a través de la Jefe del Departamento de Pesquerías, aunque manifestando gran interés por desarrollar nuevamente el taller en dependencias de esa Subsecretaría. La ejecución de esta actividad fue coordinada directamente entre el jefe del proyecto y la señora Vilma Correa.

Un resultado destacable para el equipo de trabajo de este proyecto fue la profundización teórico-práctica en la utilización del enfoque **EwE**, como herramienta práctica en la exploración del impacto de estrategias pesqueras alternativas para el manejo de recursos pesqueros en el contexto del ecosistema. Se analizó el caso real del ecosistema marino de Chile Central, utilizando un modelo ecotrófico previamente construido por nosotros, y que es parte de publicaciones aceptadas en *Ecological Modelling*. Este análisis permitió profundizar aun más en las especies incluidas en nuestra modelación, identificando inputs principales así como vacíos de información, la que fue posteriormente contrastada. Además, se profundizó en el tipo de simulaciones que permiten analizar cambios en las tasas de mortalidad por pesca considerando e integrando información económica, social y ecológica. Una vez más, se identificó los inputs principales así como vacíos de información necesarios para implementar este tipo de análisis en este proyecto.

**PROGRAMA TALLER METODOLOGICO DIRIGIDO A PROFESIONALES S DE
LA SUBSECRETARIA DE PESCA**

OBJETIVO

Entregar a los participantes conceptos clave del enfoque y paquete computacional Ecopath con Ecosim (EwE). Además, se introducirá a los asistentes en su utilización como herramienta práctica en la exploración del impacto de estrategias pesqueras alternativas para manejo de recursos pesqueros en el contexto del ecosistema. Se analizará casos reales de estudio y se desarrollará ejercicios prácticos. Se exhibirá análisis de cambios en las tasas de mortalidad por pesca considerando e integrando información económica, social y ecológica.

MATERIALES

Ecopath con Ecosim: última versión disponible desde www.ecopath.org.

FECHA DE REALIZACION

Curso: 17 y 18 de Octubre de 2002 en la Subsecretaría de Pesca

PROGRAMA

Día 1 (Computadores instalados y programa cargado)

09:00-09:30 Bienvenida a los participantes.

09:30-11:00 Presentación del modelo, conceptos básicos y software EwE

Pausa de café

11:10-12:00 Parametrización y balance de masas

12:00-13:00 Evaluación del modelo, consistencia interna, optimización, análisis de sensibilidad

Almuerzo (por cuenta de cada participante)

14:00-18:00 Introducción a Ecosim y Ecospace (modelación en tiempo y espacio). Conceptos básicos, aplicación y demostración. Incorporación de series de tiempo, factores forzantes, calibración.

15:45-18:00 Trabajo práctico: ejemplos de la utilización de EwE para explorar políticas de manejo pesquero.

Día 2

9:00-10:45 Uso de EwE para propósitos de manejo. Explotación, conservación de la biodiversidad, recuperación de poblaciones. Optimización de estrategias de manejo.

Pausa de café

11:00-12:45 Revisión de caso real (el ecosistema marino de Chile central)

Almuerzo (por cuenta de cada participante)

15:30-17:30 Trabajo práctico

Pausa de café

18:00-18:30 Discusión y evaluación

**LISTA DE PARTICIPANTES TALLER EwE EN SUBSECRETARIA DE PESCA
17 Y 18 DE OCTUBRE DE 2002.**

Nombre Participante	Institución que representa	Correo electrónico
*Hugo Arancibia	Universidad de Concepción (UdeC)	harancib@udec.cl
*Sergio Neira	UdeC	seneira@udec.cl
Francisco Ponce	Subsecretaría de Pesca (SSP)	vilmac@subpesca.cl
Italo Campodónico	SSP	drivas@subpesca.cl
Gustavo San Martín	SSP	fponce@subpesca.cl
Silvia Hernández	SSP	rpinochet@subpesca.cl

(*) Son parte del proyecto y participan en el Taller como relatores.

PROYECTO FIP N° 2001-29

“ENFOQUE METODOLOGICO PARA EL ANALISIS ECOSISTEMICO EN LA ADMINISTRACION DE PESQUERIAS DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE”

PROGRAMA TALLER INTENACIONAL

FECHA: 14 y 15 de Noviembre de 2002.

Lugar : Sala Minera la Escondida, Edificio Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción

Día 1. Jueves 14

09:00 a 09:10 hr: Bienvenida a los participantes

09:10 a 09:30 hr: Presentación del proyecto (H. Arancibia)

Temas

- Presentación modelos ecotróficos ecosistema marino Chile central años 1992, 1998 y 2000.
- Area y período estudio
- Grupos funcionales considerados en la modelación
- Parametrización (inputs, estimaciones propias, literatura, etc.)
- Balance modelos
- Consultas y discusión

09:30 a 10:30 hr: ECOPATH with ECOSIM (EwE). An overview (V. Christensen)

10:30 a 11:00 hr: Pausa Café

- 11:00 a 11:45 hr:** Principales resultados modelos ecotróficos ecosistema marino Chile central (S. Neira)
- Diagramas de Flujo
 - Impactos tróficos combinados
 - Indices ecosistémicos
 - Comparación con otros ecosistemas de surgencias
 - Consultas y discusión
- 11:45 a 12:15 hr:** Presentación modelo ecotrófico ecosistema marino zona norte de Chile (H. Arancibia)
- Area y período de estudio
 - Grupos considerados
 - Parametrización (inputs, estimaciones propias, literatura, etc.)
 - Balance del modelo
 - Evaluación del modelo
 - Consultas y discusión
- 12:15 a 14:00 hr:** **Almuerzo** (por cuenta de cada participante)
- 14:00 a 14:45 hr:** Modelo de biomasa dinámica para Chile central (L. Cubillos & C. Gatica)
- Presentación
 - Consultas y discusión
- 14:45 a 15:30 hr:** Simulaciones en el ecosistema marino de Chile central: cambios en las mortalidades por pesca de los principales recursos pesqueros y análisis de su impacto en el ecosistema (S. Neira)
- Presentación
 - Consultas y discusión

- 15:30 a 16:00 hr:** Pausa Café
- 16:00 a 17:00 hr:** Ecosystem-based management of fisheries
Dr. Villy Christensen (Fisheries Centre, UBC, Canada)
- 17:00 a 18:00 hr:** The interactive effects of climate and fishing on the pelagic ecosystem of the eastern tropical Pacific Ocean.
Dr. Robert Olson (Inter American Tropical Tuna Commission, USA).
- Día 2. Viernes 15.**
- 09:00 a 10:00 hr:** ECOSIM Simulations (V. Christensen)
- 10:00 a 10:45 hr:** ENSO and main fishing resources off central Chile (S. Neira & R. Olson)
- 10:45 a 11:15 hr:** Pausa café
- 11:15 a 12:15 hr:** Ecosystem-scale optimization policies: the nature of the beast (V. Christensen).
- 12:15 a 13:00 hr:** Simulaciones de cambios en mortalidades por pesca considerando información económica, social y ecotrófica en pesquerías de Chile central (H. Arancibia)
- 13:00 a 14:30 hr:** Almuerzo (por cuenta de cada participante)
- 14:30 a 16:00 hr:** **Mesa Redonda**

LISTA DE INVITADOS A PARTICIPAR EN EL TALLER INTERNACIONAL

Nombre Participante	Institución que representa	Correo electrónico
¹ Vilma Correa	Subsecretaría de Pesca	vilmac@subpesca.cl
Darío Rivas	Subsecretaría de Pesca	drivas@subpesca.cl
¹ Francisco Ponce	Subsecretaría de Pesca	fponce@subpesca.cl
¹ Rubén Pinochet	Secretaría Ejecutiva FIP	rpinochet@subpesca.cl
¹ Jorge Farías	Jefe División Pesquerías, IFOP	jfarías@ifop.cl
Enzo Acuña	U. Católica del Norte, Coquimbo	eacuna@ucn.cl
¹ Marco Ortiz	Instituto de Investigaciones Oceanológicas, U. de Antofagasta	mortiz@uantof.cl
¹ Ruben Alarcón M.	Instituto de Hidrobiología, U. de Magallanes, Pta. Arenas	ralarco@aoniken.fc.umag.cl
¹ Siegfried Ziller	Depto. de Pesquería y Acuicultura, Universidad del Mar	sziller@udelmar.cl
¹ David Garland	Depto. de Administración Pesquera, Servicio Nacional de Pesca, Valparaíso	dgarland@sernapesca.cl
Eleuterio Yáñez	Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso	eyanez@ucv.cl
¹ Guillermo Valenzuela	Centro de Investigaciones Marinas, Universidad Austral de Chile	gvalenzu@uach.cl
*Hugo Arancibia	Universidad de Concepción (UdeC)	harancibia@udec.cl
*Sergio Neira	UdeC	seneira@udec.cl
*Villy Christensen	University of British Columbia	v.christensen@fisheries.ubc.ca
*Robert Olson	Int. Atl. Tropical Tunna Comission	rolson@iattc.org
*Renato Quiñones	UdeC	rquinone@udec.cl
*Luis Cubillos	Instituto de Investigación Pesquera	lcubillo@inpesca.cl
*Claudio Gatica	Instituto de Investigación Pesquera	cgatica@inpesca.cl
*Marianela Medina	Universidad Arturo Prat, Iquique	mmedina@unap.cl
² Fernando Espíndola	Post-grado Pesquerías/UdeC	fespindola@udec.cl
² Martín Cornejo	IMARPE/Post-grado Oceanografía/UdeC	mcornejo@udec.cl
² Andrés Milessi	Post-grado Oceanografía/UdeC	amilessi@udec.cl
³ Karen Walker	Biología Marina, UdeC	kwalker@udec.cl
³ Luisa Saavedra	Biología Marina, UdeC	lsaavedr@udec.cl

(*) Son parte del proyecto y participan en el Taller;

(1) declinaron asistir por motivos de fuerza mayor;

(2) participan como estudiantes de post-grado

(3) participan como estudiantes de pre-grado.

Mesa Redonda del Taller Internacional Proyecto FIP 2001-29
Viernes 15 de noviembre de 2002

- Hugo Arancibia (HA):** resume los objetivos del taller, los objetivos del proyecto y las principales presentaciones de los participantes (ver programa). HA sugiere que el diálogo se conduzca primero hacia temas básicos (edad y crecimiento, análisis de contenidos estomacales, estimaciones de abundancia indirectas y directas, estimaciones de mortalidad, etc.) y derivar luego a temas de manejo.
- Eleuterio Yáñez (EY):** señala que las interacciones interespecíficas y termodinámicas son una antigua idea propuesta hace tiempo atrás. A la vez, EY se pregunta cómo está el estado de recolección de datos para análisis ecosistémicos y cuál es la clave para este tipo de análisis. A la vez, el mismo responde que la clave está en la magnitud de la información que falta.
- Darío Rivas (DR):** él desea invertir el orden de la discusión, primero los aspectos de manejo y luego los ecológicos, fundamentando que lo importante para la Administración es el manejo.
- Robert Olson (RO):** la exposición de RO puede sintetizarse en cómo podemos mejorar estudios, métodos, data histórica, estudios de alimentación, otros. RO se refiere a la obtención de mejor información en estudios independientes que permitan alimentar la modelación ecosistémica.
- Villy Christensen (VCh):** señala que cuando se hace muestreos del contenido estomacal de peces, sus resultados señalan específicamente lo que está ocurriendo en el ambiente. Implícitamente, VCh propone generación de información básica (contenido estomacal), la que debe considerar muestreos a lo largo del año y no de manera puntual para responder "*who eats who and how much*". Además, VCh señala que la cuantificación y estudio del by-catch es largamente interesante para análisis ecosistémicos, proponiendo efectuar análisis del by-catch en diferentes cruceros para probar el modelo que se está usando.
- DR:** se pregunta qué sigue, cómo podemos evitar caídas [en la biomasa de los recursos] y búsqueda de la optimización. DR señala que no hay claros objetivos de manejo en Chile. A la vez, él agrega que en Chile debemos especificar hacia dónde debe conducir el manejo pesquero y cómo podemos mejorarlo. Posteriormente, DR termina su comentario remarcando su

presentación señalando que sería recomendable expandir la modelación ecológica a la zona norte de Chile.

- HA:** resume que son absolutamente necesarios para el manejo multiespecífico los estudios del contenido estomacal de peces (especies objetivo y del by-catch) y la cuantificación de las especies del by-catch en las principales pesquerías de Chile central.
- VCh:** señala que se debe contar con buenas estimaciones independientes de la biomasa de predadores tope o, al menos, de predadores que se alimentan de especies recursos pesquero y de aquellas especies clave en el ecosistema. Sin estudios de alimentación no se puede implementar este tipo de modelación ecosistémica.
- EY:** pregunta si existe algún ejemplo en el mundo en que se muestre el paso monoespecífico a multiespecífico en el manejo pesquero. A la vez, EY señala que “Polovina dice que todavía los modelos monoespecíficos pueden ser usados”.
- RO:** responde que con los modelos basados en el ecosistema, como EwE, no se pretende reemplazar los modelos monoespecíficos. Sin embargo, los modelos multiespecíficos son más completos porque toman en cuenta las relaciones predador-presa (incluyendo a la pesquería).
- Enzo Acuña (EA):** propone aprovechar los cruceros de investigación para la evaluación de biomasa mediante métodos directos para muestrear lo máximo posible, refiriéndose a no sólo las especies objetivo, sino que también del by-catch.
- VCh:** respondiendo a EY, él señala que en algunas partes de Australia se efectúa conservación ecosistémica, que en USA se conoce decenas de aproximaciones multiespecíficas locales, y que Namibia es un buen ejemplo donde se aplica esfuerzos de análisis multiespecíficos. En efecto, el Ministerio de Pesquerías invita regularmente al Dr. Jean Paul Roux (Lüderlitz) a discutir los posibles impactos ecosistémicos derivados de medidas de manejo.
- DR:** señala que en la Subsecretaría de Pesca cada día los profesionales se deben preguntar qué pueden hacer (con la información disponible) y cuáles son las prioridades.

Seguidamente DR pregunta si es importante el muestreo de estómagos de peces. En tal caso, se deberá analizar la factibilidad de financiamiento para estudios del contenido estomacal de peces.

- EA:** señala que el FIP podría destinar financiamiento para estudios básicos a nivel de tesis de pregrado.
- EY:** expone dos puntos, a saber: a) una crítica: cómo los investigadores definimos el ecosistema, responder que se pesca y, luego, proceder a modelar. EY señala que se debe reconocer la existencia del ecosistema y no formalizar primero el ecosistema en términos pesqueros; b) paradigmas: estudiar pesquerías, estudiar el ecosistema, incorporar al clima en las investigaciones.
- DR:** pregunta cuáles son las principales interacciones entre los grupos (especies objetivo) para mejorar las utilidades multiespecíficas en términos económicos; qué significa alta presión sobre pelágicos pequeños y medianos y, en definitiva, qué es mejor para el ecosistema en términos de manejo.
- RO:** pregunta cómo decides que es mejor y presenta dos cosas. a) decidir qué tipo de estudios se quiere apoyar y b) usar indicadores tal como especies clave de predadores, especies claves de presas, otros.
- HA:** señala que no podemos esperar que otros agentes formulen preguntas multiespecíficas de manejo si faltan los objetivos de manejo mono específicos. Nosotros debemos formular y difundir tales preguntas multiespecíficas.
- DR:** señala que el sistema nacional [pesquero] se mueve hacia la optimización de utilidades, en términos económicos, y que, en consecuencia, necesitamos saber cómo mejoramos las utilidades en las diferentes pesquerías.
- VCh:** señala que la pregunta debe ser si las utilidades serán en el corto plazo o sostenibles en el tiempo.
- HA:** señala que un buen ejemplo es si la pesquería de jurel en Chile central ha sido sostenible.

- EY:** señala que los ecosistemas cambian y pregunta cuánto del cambio se debe a la naturaleza, al efecto antrópico y a los aspectos biológicos-espaciales (en la distribución) de los recursos pesqueros. En los ecosistemas pueden ocurrir cambios drásticos, dramáticos y se debe explicar los cambios en el ecosistema para conocerlos.
- VCh:** señala que la modelación no mejora nada, *per se*. Pero puede ayudarnos a entender mucho. A la vez, pregunta cómo podemos utilizar los modelos, quién es el responsable de la caída en la abundancia de mucha especies objetivo. Claramente, muchos son los casos en que el responsable ha sido la sobrepesca.
- DR:** desea conocer sobre la validación del modelo EwE que el modelo FIP 2001-29 está haciendo y pregunta si el modelo puede reproducir la historia de las pesquerías.
- HA:** responde que se está analizando la información y que se presentará los resultados en el informe final. Aunque existe buenos ajustes multiespecíficos a la historia monoespecífica para la trayectoria de la biomasa de jurel, merluza de cola, merluza común adulta y juvenil, y parcialmente para pelágicos menores (en el informe final se explica esto último).
- VCh:** responde que en el Mar Báltico se aplicó análisis de población virtual multiespecífico (MSVPA) y Ecopath con Ecosim (EwE), señalando que con 32 años de datos, funcionó mejor EwE para reproducir la historia de la biomasa de los recursos pesqueros. Sin embargo, para Chile se necesita generar todavía información de base, por ejemplo, unos días atrás estuvimos trabajando con investigadores de este proyecto para predecir la productividad primaria utilizando anomalías de temperatura superficial del mar, lo que necesitamos probar.
- DR:** propone crear un grupo de trabajo de manejo basado en ecosistemas (Working Group in Ecosystem-Based Management).
- HA:** agradece la asistencia de investigadores de otras instituciones y de la Universidad de Concepción y resume los principales aspectos de esta discusión.

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Anexo 3. Matrices de impactos tróficos combinados entre los grupos tróficos considerados en la modelación ecotrófica del ecosistema marino de Chile central, años 1992, 1998 y 2000.

Matriz de impactos tróficos combinados en el ecosistema marino de Chile central, año 1992. Se omite los impactos menores a 0.001.

Grupo que impacta	Grupo impactado																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1. cetáceos	- 0.521	- 0.447	- 0.004	- 0.008	0.052	-	- 0.010	- 0.003	- 0.012	- 0.002	- 0.001	- 0.024	0.007	- 0.026	0.017	0.007	- 0.001	0.001	0.029	- 0.069	- 0.044	0.335	- 0.037	- 0.049	0.019	- 0.006	0.001	- 0.003	-	0.019	
2. lobo marino	0.043	- 0.106	0.009	0.016	- 0.106	-	0.020	0.007	0.025	0.002	0.003	0.050	- 0.013	0.054	- 0.034	- 0.015	0.002	- 0.003	- 0.058	0.140	0.090	- 0.670	0.075	0.099	- 0.038	0.014	- 0.002	0.006	-	- 0.038	
3. aves marinas	- 0.003	- 0.007	- 0.018	- 0.041	- 0.008	0.005	0.004	- 0.030	- 0.008	- 0.008	-	0.009	0.001	0.004	- 0.003	0.002	-	-	0.011	0.012	0.012	0.009	0.007	0.012	- 0.003	- 0.001	-	-	- 0.003		
4. merluza (j)	0.015	0.088	- 0.003	- 0.189	- 0.046	- 0.147	- 0.116	- 0.370	- 0.038	- 0.011	- 0.010	- 0.046	- 0.007	0.057	-	0.031	0.031	0.015	- 0.091	- 0.021	- 0.094	- 0.101	- 0.040	- 0.097	0.013	- 0.024	0.007	- 0.009	0.008	0.013	
5. merluza (a)	0.002	0.064	- 0.063	- 0.308	- 0.409	0.008	- 0.132	0.038	- 0.154	- 0.017	0.003	- 0.359	- 0.045	- 0.408	0.162	- 0.015	0.038	0.006	- 0.300	- 0.583	- 0.335	- 0.158	- 0.280	- 0.348	0.104	0.017	0.001	0.006	0.003	0.104	
6. sardina (j)	0.020	0.030	0.027	0.076	0.005	- 0.098	- 0.071	- 0.070	- 0.076	0.032	0.019	- 0.011	- 0.001	- 0.001	0.003	- 0.066	- 0.067	- 0.032	- 0.018	- 0.012	- 0.015	- 0.020	0.004	- 0.016	0.003	0.058	- 0.009	0.018	- 0.007	0.003	
7. sardina (a)	0.033	0.069	0.044	0.057	0.047	- 0.084	- 0.074	- 0.067	- 0.077	0.033	0.008	- 0.037	- 0.006	- 0.031	0.014	- 0.052	- 0.048	- 0.024	0.043	- 0.052	- 0.038	- 0.060	- 0.018	- 0.039	0.010	0.043	- 0.009	0.014	- 0.009	0.010	
8. anchoveta (j)	0.016	0.033	0.299	0.148	0.009	- 0.056	- 0.050	- 0.103	- 0.040	0.010	- 0.006	- 0.020	- 0.003	- 0.001	0.005	- 0.010	- 0.008	- 0.004	- 0.028	- 0.021	- 0.028	- 0.035	- 0.016	- 0.029	0.005	0.002	- 0.005	- 0.001	- 0.010	0.005	
9. anchoveta (a)	0.023	0.027	0.122	-	0.051	- 0.087	- 0.074	- 0.048	- 0.086	0.038	0.015	- 0.034	- 0.004	- 0.034	0.014	- 0.067	- 0.064	- 0.032	- 0.033	- 0.053	- 0.033	- 0.023	- 0.014	- 0.035	0.010	0.058	- 0.009	0.019	- 0.008	0.010	
10. calamar	0.076	- 0.078	- 0.017	- 0.068	0.007	- 0.018	- 0.040	- 0.019	- 0.044	- 0.420	- 0.289	0.006	0.005	- 0.003	0.001	0.069	0.038	0.032	0.011	- 0.007	0.002	0.104	0.058	0.001	0.003	- 0.072	- 0.002	0.087	- 0.005	0.003	
11. peces mesops.	0.066	- 0.103	0.114	- 0.059	0.006	0.030	0.012	0.018	0.009	0.276	- 0.274	- 0.003	- 0.006	- 0.010	-	- 0.175	0.007	- 0.037	0.028	0.005	0.009	- 0.032	- 0.157	0.011	- 0.004	0.186	0.008	- 0.238	0.015	- 0.004	
12. l. colorado (j)	-	0.008	- 0.006	- 0.005	0.050	- 0.003	- 0.015	- 0.006	- 0.014	- 0.002	-	- 0.068	- 0.034	- 0.068	0.002	-	0.004	0.001	- 0.052	- 0.048	- 0.045	- 0.032	- 0.030	- 0.059	- 0.027	0.001	-	-	0.001	- 0.027	
13. l. colorado (a)	- 0.001	-	-	0.005	- 0.001	- 0.001	- 0.001	- 0.002	-	-	-	- 0.023	- 0.080	- 0.042	- 0.240	-	-	-	0.048	0.057	0.233	- 0.022	- 0.034	0.140	- 0.022	-	-	-	-	- 0.022	
14. lamarillo	-	0.001	- 0.001	- 0.007	0.010	-	- 0.002	0.001	- 0.003	-	-	- 0.019	- 0.021	- 0.031	- 0.183	-	0.001	-	- 0.015	- 0.023	- 0.002	0.008	- 0.008	0.003	- 0.012	-	-	-	-	- 0.012	
15. camarón nailon	-	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	- 0.002	- 0.012	- 0.019	- 0.276	-	-	-	- 0.002	- 0.002	- 0.004	0.001	0.001	- 0.003	- 0.003	-	-	-	-	- 0.003	
16. jurel	0.035	0.057	- 0.029	- 0.039	- 0.009	- 0.048	- 0.029	0.001	- 0.041	0.014	- 0.102	0.004	- 0.007	- 0.001	- 0.004	- 0.315	- 0.287	0.093	0.012	0.024	0.020	- 0.136	- 0.124	0.022	- 0.009	- 0.669	0.039	- 0.202	- 0.006	- 0.009	
17. merluza de cola	- 0.053	0.033	- 0.038	0.027	- 0.008	- 0.040	- 0.012	- 0.003	- 0.018	- 0.261	- 0.114	0.002	-	0.006	- 0.002	- 0.094	- 0.151	0.187	- 0.004	0.007	0.002	- 0.021	0.008	0.002	- 0.001	0.094	0.002	0.007	- 0.002	- 0.001	
18. albacora	0.003	- 0.005	0.005	-	0.001	0.006	0.002	-	0.003	0.020	0.015	-	-	-	- 0.024	- 0.058	- 0.520	-	- 0.002	- 0.001	0.008	0.005	- 0.001	0.001	0.023	- 0.002	0.009	-	0.001		
19. congrio negro	-	0.002	0.002	0.006	- 0.017	-	0.004	-	0.005	0.001	-	0.019	- 0.019	0.020	0.005	-	- 0.001	-	- 0.020	- 0.003	- 0.022	- 0.009	- 0.012	- 0.022	0.005	-	-	-	-	0.005	
20. pejerata	- 0.001	- 0.002	0.001	0.005	- 0.013	-	0.003	-	0.004	-	-	0.015	- 0.038	0.030	0.015	-	- 0.001	-	- 0.047	- 0.028	- 0.052	- 0.017	- 0.031	- 0.052	0.016	- 0.001	-	-	-	0.016	
21. lenguado	-	0.002	0.001	0.006	- 0.013	-	0.003	- 0.001	0.004	-	-	0.014	- 0.095	0.006	0.027	-	- 0.001	-	- 0.039	- 0.016	- 0.071	- 0.006	- 0.031	- 0.053	0.006	- 0.001	-	-	-	0.006	
22. besugo	0.001	0.050	0.002	0.002	- 0.015	0.001	0.004	0.001	0.004	-	-	0.033	0.034	0.033	- 0.001	- 0.002	- 0.002	- 0.001	- 0.040	- 0.022	- 0.015	- 0.062	- 0.011	- 0.023	0.020	0.002	-	- 0.002	-	0.020	
23. blanquillo	- 0.002	- 0.008	0.001	- 0.056	- 0.005	0.011	0.011	0.027	0.005	0.001	- 0.001	0.027	0.028	0.020	-	- 0.006	- 0.006	- 0.003	- 0.024	- 0.021	- 0.011	- 0.012	- 0.014	- 0.018	0.015	0.006	-	- 0.005	- 0.001	0.015	
24. rayas	-	- 0.004	0.003	0.012	- 0.024	-	0.005	- 0.002	0.006	0.001	-	0.024	- 0.065	0.005	0.019	0.001	- 0.001	-	- 0.062	- 0.019	- 0.082	- 0.012	- 0.061	- 0.078	0.005	- 0.001	-	-	-	0.005	
25. poliquetos	- 0.002	- 0.004	0.002	-	- 0.020	0.002	0.006	0.003	0.006	0.001	-	- 0.078	- 0.066	- 0.073	- 0.039	-	- 0.002	-	- 0.051	- 0.053	- 0.049	- 0.030	0.003	- 0.050	- 0.096	-	-	-	-	- 0.096	
26. gelatinosos	0.001	0.002	-	-	-	0.001	0.001	0.002	0.001	- 0.001	- 0.005	-	-	-	-	0.013	- 0.007	0.001	-	-	-	- 0.003	- 0.003	-	-	-	- 0.016	- 0.009	- 0.004	0.003	-
27. copépodos	- 0.023	- 0.080	- 0.158	- 0.116	- 0.040	- 0.238	- 0.263	- 0.255	- 0.259	0.009	0.115	0.036	0.003	0.022	- 0.013	0.019	0.054	0.018	0.052	0.053	0.045	0.033	- 0.032	0.047	- 0.012	0.039	- 0.517	- 0.090	- 0.367	- 0.012	
28. eufáusidos	0.039	0.057	0.006	0.058	0.005	- 0.072	- 0.046	- 0.038	- 0.052	0.024	0.171	0.006	0.021	0.013	0.005	0.474	0.359	0.204	- 0.047	- 0.036	- 0.030	0.263	0.425	- 0.036	0.017	- 0.511	- 0.092	- 0.344	0.016	0.017	
29. fitoplancton	0.095	0.128	0.359	0.218	0.081	0.429	0.480	0.472	0.468	0.132	0.227	- 0.067	0.001	- 0.041	0.028	0.115	0.072	0.047	- 0.107	- 0.114	- 0.094	0.047	0.185	- 0.100	0.028	0.375	0.296	0.367	- 0.317	0.028	
30. detrito	0.013	0.022	- 0.013	- 0.002	0.114	- 0.009	- 0.035	- 0.019	- 0.033	- 0.004	-	0.451	0.381	0.419	0.224	- 0.001	0.009	0.002	0.294	0.304	0.282	0.170	- 0.020	0.288	0.554	0.002	0.001	-	0.001	-	

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Matriz de impactos tróficos combinados en el ecosistema marino de Chile central, año 1998. Se omite los impactos menores a 0.001.

Grupo que impacta	Grupo impactado																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1. cetáceos	- 0.520	- 0.473	- 0.001	- 0.008	0.027	0.004	0.004	- 0.004	0.001	- 0.004	- 0.010	- 0.018	- 0.003	- 0.012	0.008	0.020	- 0.008	0.003	- 0.008	- 0.018	- 0.023	- 0.020	- 0.017	- 0.020	0.005	- 0.019	0.001	- 0.006	- 0.001	0.005	
2. lobo marino	0.043	- 0.059	0.001	0.016	- 0.056	- 0.011	- 0.007	0.005	- 0.003	0.006	0.022	0.037	0.006	0.025	- 0.017	- 0.041	0.016	- 0.006	0.016	0.038	0.046	0.042	0.035	0.041	- 0.011	0.040	- 0.002	0.012	0.001	- 0.011	
3. aves marinas	- 0.009	- 0.003	- 0.026	- 0.012	- 0.007	- 0.071	- 0.009	- 0.054	- 0.002	- 0.012	0.001	0.005	0.002	0.003	- 0.003	0.002	-	-	0.003	0.006	0.007	0.007	0.006	0.007	- 0.002	0.001	0.002	0.002	0.004	- 0.002	
4. merluza (j)	0.035	0.171	0.091	- 0.066	0.035	- 0.060	- 0.048	- 0.022	0.018	0.010	- 0.001	- 0.066	- 0.103	0.020	0.068	- 0.015	- 0.002	- 0.004	- 0.118	- 0.127	- 0.101	- 0.120	- 0.110	- 0.135	0.025	0.019	0.004	- 0.011	0.004	0.025	
5. merluza (a)	- 0.015	- 0.007	- 0.115	- 0.524	- 0.401	- 0.136	- 0.027	- 0.258	0.004	- 0.011	0.003	- 0.385	- 0.033	- 0.282	0.164	- 0.006	- 0.005	- 0.003	- 0.128	- 0.365	- 0.470	- 0.355	- 0.347	- 0.398	0.109	0.014	0.007	- 0.013	0.009	0.109	
6. sardina (j)	0.051	-	0.175	- 0.011	0.003	- 0.060	- 0.057	- 0.054	- 0.055	0.003	- 0.013	- 0.001	0.001	- 0.001	-	- 0.010	- 0.007	- 0.004	- 0.005	-	-	- 0.008	- 0.011	-	-	- 0.015	- 0.017	- 0.017	- 0.033	-	
7. sardina (a)	0.022	0.045	0.069	0.008	0.003	- 0.109	- 0.163	- 0.081	- 0.163	0.008	- 0.008	- 0.002	- 0.001	- 0.001	0.001	- 0.008	- 0.003	- 0.003	- 0.018	-	- 0.001	- 0.005	- 0.033	- 0.001	0.001	- 0.007	- 0.011	- 0.010	- 0.020	0.001	
8. anchoveta (j)	0.032	- 0.002	0.108	- 0.015	0.010	- 0.028	- 0.024	- 0.026	- 0.023	0.009	- 0.006	- 0.006	-	- 0.005	0.002	- 0.002	- 0.001	- 0.001	- 0.004	- 0.005	- 0.007	- 0.007	- 0.010	- 0.006	0.002	- 0.004	- 0.004	- 0.003	- 0.008	0.002	
9. anchoveta (a)	0.011	0.011	0.032	-	- 0.009	- 0.117	- 0.206	- 0.076	- 0.229	0.008	- 0.002	0.004	- 0.002	0.002	-	-	0.001	-	0.080	- 0.007	- 0.006	- 0.006	0.148	- 0.007	- 0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	- 0.001	
10. calamar	0.082	- 0.089	- 0.007	- 0.007	0.025	- 0.074	- 0.031	- 0.111	- 0.015	- 0.380	- 0.187	- 0.017	- 0.003	- 0.011	0.008	0.024	0.028	0.019	- 0.009	- 0.017	- 0.020	0.014	- 0.019	- 0.018	0.005	- 0.023	-	0.060	0.002	0.005	
11. peces mesops.	0.027	- 0.097	0.116	- 0.128	- 0.096	0.003	0.008	-	- 0.003	0.304	- 0.179	0.072	0.028	0.037	- 0.039	- 0.138	0.016	- 0.026	0.045	0.082	0.090	- 0.046	0.076	0.089	- 0.022	0.150	0.011	- 0.246	0.015	- 0.022	
12. l. colorado (j)	-	0.005	- 0.007	- 0.018	0.053	- 0.014	- 0.004	- 0.023	-	- 0.001	-	- 0.234	- 0.191	- 0.192	- 0.023	- 0.001	-	-	0.141	- 0.033	0.047	- 0.040	- 0.039	- 0.109	- 0.183	0.002	0.001	- 0.001	0.001	- 0.183	
13. l. colorado (a)	0.001	0.002	0.002	0.016	- 0.008	0.001	-	0.003	-	-	-	- 0.048	- 0.144	- 0.130	- 0.438	-	-	-	0.065	0.085	0.277	- 0.003	- 0.003	0.178	- 0.050	-	-	-	- 0.050		
14. Lamarillo	-	-	-	- 0.002	0.001	-	-	-	-	-	-	-	- 0.013	- 0.042	- 0.051	- 0.177	-	-	-	0.013	- 0.006	- 0.018	- 0.002	- 0.002	0.126	- 0.012	-	-	- 0.012		
15. camarón nailon	-	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	- 0.012	- 0.032	- 0.037	- 0.143	-	-	-	- 0.006	- 0.003	- 0.012	0.001	0.001	- 0.012	- 0.013	-	-	-	- 0.013		
16. jurel	0.024	0.071	- 0.056	- 0.070	- 0.074	0.029	0.008	0.042	- 0.007	- 0.103	- 0.383	0.054	0.018	0.030	- 0.029	- 0.249	- 0.261	0.114	0.031	0.060	0.067	- 0.030	0.055	0.065	- 0.016	- 0.738	0.038	- 0.173	- 0.014	- 0.016	
17. merluza de cola	- 0.029	-	0.008	0.030	0.022	0.007	0.004	0.012	0.005	- 0.124	0.083	- 0.017	- 0.006	- 0.009	0.009	- 0.260	- 0.318	0.107	- 0.010	- 0.019	- 0.021	0.008	- 0.017	- 0.021	0.005	0.255	- 0.011	0.052	0.002	0.005	
18. albacora	- 0.001	- 0.007	0.005	0.005	0.006	- 0.003	- 0.001	- 0.004	-	0.015	0.033	- 0.004	- 0.001	- 0.002	0.002	- 0.059	- 0.011	- 0.517	- 0.002	- 0.005	- 0.005	0.002	- 0.004	- 0.005	0.001	0.058	- 0.003	0.014	0.001	0.001	
19. congrio negro	0.003	0.001	0.024	0.108	- 0.125	0.030	0.008	0.055	- 0.007	0.002	- 0.001	0.064	- 0.044	0.030	0.004	0.001	0.001	0.001	- 0.012	0.042	0.049	0.046	0.043	0.039	- 0.014	- 0.003	- 0.001	0.003	- 0.002	- 0.014	
20. pejerrata	-	-	-	0.001	- 0.001	-	-	0.001	-	-	0.001	- 0.020	0.005	0.010	-	-	-	-	- 0.010	- 0.010	- 0.014	- 0.008	- 0.008	- 0.012	0.001	-	-	-	-	0.001	
21. lenguado	-	- 0.001	-	- 0.003	- 0.001	-	-	-	0.001	-	-	- 0.001	-	- 0.060	0.012	0.031	-	-	-	- 0.013	- 0.013	- 0.027	- 0.006	- 0.006	- 0.019	0.005	-	-	-	0.005	
22. besugo	-	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.001	-	- 0.001	-	-	- 0.003	- 0.003	- 0.003	- 0.003	- 0.003	- 0.003	-	-	-	-	-	
23. blanquillo	- 0.001	- 0.001	- 0.001	0.008	- 0.009	0.013	0.020	0.011	- 0.071	- 0.001	-	0.007	0.011	0.008	- 0.010	-	-	-	- 0.067	- 0.056	- 0.051	- 0.057	- 0.071	- 0.053	- 0.003	-	-	-	-	- 0.003	
24. rayas	-	-	-	0.001	- 0.001	-	-	-	0.001	-	-	-	0.003	- 0.019	- 0.041	0.019	-	-	-	- 0.011	- 0.010	- 0.014	- 0.008	- 0.008	- 0.018	0.001	-	-	-	0.001	
25. poliquetos	-	- 0.002	0.002	0.001	- 0.014	0.004	0.001	0.006	-	-	-	- 0.206	- 0.176	- 0.175	- 0.065	-	-	-	- 0.063	- 0.013	- 0.087	0.013	0.013	- 0.054	- 0.220	- 0.001	-	-	-	- 0.001	
26. gelatinosos	-	-	-	-	-	0.001	-	0.001	-	- 0.001	- 0.003	-	-	-	-	0.004	- 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	- 0.005	- 0.003	- 0.001	0.001	-
27. copépodos	- 0.036	- 0.040	- 0.112	- 0.027	- 0.029	- 0.235	- 0.188	- 0.261	- 0.185	0.047	0.161	0.021	0.008	0.012	- 0.012	- 0.026	- 0.002	- 0.006	- 0.006	0.026	0.029	- 0.004	- 0.012	0.029	- 0.006	0.102	- 0.508	- 0.057	- 0.341	- 0.006	
28. eufáusidos	0.042	0.133	0.025	0.311	0.277	- 0.091	- 0.035	- 0.122	0.018	0.039	0.130	- 0.203	- 0.073	- 0.109	0.109	0.387	0.265	0.160	- 0.122	- 0.229	- 0.253	0.135	- 0.212	- 0.249	0.061	- 0.429	- 0.103	- 0.298	0.020	0.061	
29. fitoplancton	0.110	0.100	0.302	0.147	0.150	0.431	0.368	0.466	0.383	0.087	0.178	- 0.110	- 0.039	- 0.061	0.059	0.194	0.146	0.084	- 0.026	- 0.128	- 0.142	0.053	- 0.044	- 0.139	0.033	0.297	0.300	0.347	- 0.319	0.033	
30. detrito	-	0.004	- 0.004	- 0.002	0.032	- 0.009	- 0.002	- 0.014	-	-	-	0.487	0.416	0.415	0.154	- 0.001	-	-	0.150	0.030	0.206	- 0.030	- 0.030	0.128	0.521	0.001	-	- 0.001	0.001	-	

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

Matriz de impactos tróficos combinados en el ecosistema marino de Chile central, año 2000. Se omite los impactos menores a 0.001.

Grupo que impacta	Grupo impactado																														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1. cetáceos	- 0.520	- 0.470	0.002	- 0.004	0.024	0.005	0.003	0.007	0.003	- 0.001	- 0.014	0.003	0.009	- 0.009	- 0.017	0.009	- 0.006	0.001	0.014	- 0.023	- 0.024	0.109	- 0.027	- 0.025	0.001	- 0.009	-	- 0.001	- 0.001	0.001	
2. lobo marino	0.044	- 0.064	- 0.005	0.009	- 0.048	- 0.011	- 0.007	- 0.014	- 0.007	-	0.030	- 0.006	- 0.019	0.018	0.036	- 0.019	0.012	- 0.001	- 0.027	0.046	0.048	- 0.215	0.056	0.050	- 0.001	0.019	- 0.001	0.002	0.002	- 0.001	
3. aves marinas	- 0.003	- 0.004	- 0.009	- 0.001	- 0.014	- 0.013	- 0.009	- 0.015	- 0.009	- 0.010	0.004	0.001	- 0.005	0.005	0.010	-	-	-	0.010	0.013	0.010	0.010	0.012	0.011	-	0.001	0.001	-	0.001	-	
4. merluza (j)	0.007	0.106	- 0.059	- 0.221	0.055	- 0.222	- 0.143	- 0.275	- 0.146	0.013	- 0.028	- 0.616	- 0.229	0.046	0.011	- 0.009	- 0.007	- 0.004	- 0.081	- 0.099	- 0.143	- 0.080	- 0.020	- 0.111	0.043	0.025	0.014	- 0.012	0.018	0.043	
5. merluza (a)	0.006	0.052	0.014	- 0.289	- 0.471	0.080	0.050	0.100	0.051	- 0.026	- 0.256	0.208	0.284	- 0.225	- 0.404	0.031	- 0.018	0.003	- 0.359	- 0.490	- 0.350	- 0.305	- 0.419	- 0.380	0.002	- 0.039	- 0.005	0.051	- 0.011	0.002	
6. sardina (j)	0.038	0.083	0.181	0.057	- 0.008	- 0.165	- 0.190	- 0.147	- 0.189	0.020	- 0.009	- 0.045	- 0.021	0.008	0.010	- 0.011	- 0.005	- 0.004	- 0.002	0.005	-	- 0.025	0.001	0.003	0.003	- 0.009	- 0.013	- 0.015	- 0.027	0.003	
7. sardina (a)	0.008	0.025	0.047	0.016	- 0.003	- 0.081	- 0.097	- 0.069	- 0.097	- 0.007	- 0.003	- 0.012	- 0.006	0.003	0.003	- 0.004	- 0.003	- 0.002	-	0.002	0.001	- 0.008	- 0.001	0.002	0.001	- 0.004	- 0.006	- 0.007	- 0.011	0.001	
8. anchoveta (j)	0.028	0.060	0.123	0.040	- 0.003	- 0.073	- 0.081	- 0.067	- 0.081	0.029	- 0.003	- 0.031	- 0.014	0.005	0.005	- 0.003	-	-	- 0.003	0.001	- 0.002	- 0.016	0.003	-	0.002	-	- 0.002	- 0.003	- 0.005	0.002	
9. anchoveta (a)	0.009	0.021	0.047	0.015	- 0.004	- 0.081	- 0.097	- 0.069	- 0.097	- 0.007	- 0.004	- 0.012	- 0.006	0.003	0.004	- 0.005	- 0.004	- 0.002	0.001	0.003	0.001	- 0.007	- 0.001	0.002	0.001	- 0.006	- 0.007	- 0.008	- 0.014	0.001	
10. calamar	0.093	- 0.109	0.036	- 0.040	- 0.001	- 0.019	0.021	- 0.054	0.021	- 0.314	- 0.041	0.031	0.012	- 0.003	- 0.002	0.001	0.035	0.016	0.009	0.003	0.004	0.035	0.005	0.002	- 0.002	- 0.001	- 0.002	0.012	0.001	- 0.002	
11. peces mesops.	0.042	- 0.058	0.123	- 0.134	0.081	0.044	0.032	0.052	0.033	0.034	- 0.145	0.102	0.070	- 0.042	- 0.067	- 0.127	0.044	- 0.019	- 0.042	- 0.070	- 0.038	- 0.133	- 0.211	- 0.046	- 0.004	0.136	0.007	- 0.210	0.010	- 0.004	
12. l. colorado (j)	-	0.002	- 0.001	0.010	0.002	- 0.003	- 0.002	- 0.004	- 0.002	-	- 0.001	- 0.050	- 0.044	- 0.031	- 0.035	-	-	-	- 0.002	0.022	0.003	- 0.002	- 0.001	- 0.010	- 0.041	-	-	-	-	- 0.041	
13. l. colorado (a)	-	0.001	-	0.006	- 0.002	- 0.002	- 0.001	- 0.002	- 0.001	-	0.001	- 0.054	- 0.139	- 0.135	- 0.086	-	-	-	0.090	0.095	0.252	- 0.002	- 0.002	0.176	- 0.043	-	-	-	-	- 0.043	
14. Lamarillo	-	-	-	- 0.001	0.001	-	-	-	-	-	-	- 0.006	- 0.023	- 0.067	- 0.048	-	-	-	- 0.001	- 0.003	0.011	-	- 0.001	0.016	- 0.006	-	-	-	-	- 0.006	
15. camarón nailon	-	-	-	- 0.002	0.003	0.001	-	0.001	-	-	- 0.001	- 0.048	- 0.061	- 0.130	- 0.109	-	-	-	- 0.009	- 0.011	- 0.024	- 0.001	- 0.002	- 0.018	- 0.050	-	-	-	-	- 0.050	
16. jurel	0.027	0.003	- 0.019	- 0.040	- 0.094	0.005	0.005	0.004	0.006	0.062	- 0.154	0.035	0.023	0.032	0.066	- 0.418	- 0.352	0.052	0.071	0.092	0.079	- 0.050	- 0.068	0.080	- 0.005	- 0.566	0.038	- 0.221	- 0.007	- 0.005	
17. merluza de cola	- 0.035	0.031	- 0.020	0.031	0.004	- 0.001	- 0.010	0.007	- 0.010	- 0.183	- 0.066	- 0.025	- 0.008	0.001	- 0.001	- 0.127	- 0.165	0.177	- 0.008	- 0.006	- 0.008	0.014	0.033	- 0.007	0.002	0.124	- 0.006	0.053	-	- 0.002	
18. albacora	0.004	- 0.008	0.008	- 0.001	0.014	-	0.002	- 0.002	0.002	0.034	0.041	0.001	0.006	- 0.005	- 0.010	- 0.059	- 0.159	- 0.554	- 0.009	- 0.013	- 0.010	0.004	0.002	- 0.011	-	0.058	- 0.004	0.021	0.001	-	
19. congrio negro	-	0.001	-	- 0.009	- 0.020	- 0.003	- 0.002	- 0.003	- 0.002	0.001	0.009	- 0.006	- 0.080	0.014	0.022	- 0.001	0.001	-	- 0.018	0.010	- 0.034	- 0.008	- 0.011	- 0.027	0.004	0.001	-	- 0.002	-	0.004	
20. pejerrata	-	-	-	- 0.001	0.001	-	-	-	-	-	-	- 0.022	- 0.086	0.014	0.009	-	-	-	- 0.010	- 0.011	- 0.027	- 0.001	- 0.001	- 0.019	0.006	-	-	-	-	- 0.006	
21. lenguado	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	-	- 0.002	- 0.144	- 0.037	0.018	-	-	-	- 0.016	- 0.016	- 0.044	-	-	- 0.031	0.008	-	-	-	-	- 0.008	
22. besugo	0.001	0.025	- 0.001	0.011	- 0.022	- 0.003	- 0.002	- 0.004	- 0.002	0.001	0.010	- 0.008	0.002	0.013	0.015	- 0.002	-	-	- 0.027	0.021	- 0.026	- 0.028	- 0.028	- 0.026	- 0.001	0.003	-	- 0.003	-	- 0.001	
23. blanquillo	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	- 0.001	0.001	- 0.001	- 0.001	- 0.001	- 0.001	-	-	-	-	-	-	
24. rayas	-	-	-	- 0.001	- 0.002	-	-	-	-	-	0.001	0.004	- 0.087	- 0.046	0.013	-	-	-	- 0.012	- 0.008	- 0.030	- 0.002	- 0.003	- 0.022	0.005	-	-	-	-	- 0.005	
25. poliquetos	-	- 0.001	-	- 0.005	- 0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	-	0.001	- 0.342	- 0.298	- 0.259	- 0.294	-	-	-	- 0.031	- 0.042	- 0.099	0.002	0.002	- 0.067	- 0.350	-	-	-	-	- 0.350	
26. gelatinosos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	- 0.001	-	-	-	-	-	-	0.001	- 0.001	-	-	-	-	-	-	-	- 0.002	- 0.001	- 0.001	-	-
27. copépodos	- 0.002	- 0.101	- 0.106	- 0.082	0.016	- 0.202	- 0.173	- 0.224	- 0.174	0.140	0.158	0.064	0.031	- 0.013	- 0.017	- 0.026	0.012	- 0.002	-	- 0.010	- 0.001	- 0.003	- 0.047	- 0.005	- 0.004	0.101	- 0.509	- 0.045	- 0.341	- 0.004	
28. eufáusidos	0.032	0.081	0.015	0.153	0.227	- 0.035	- 0.023	- 0.043	- 0.024	- 0.040	0.116	- 0.129	0.038	- 0.072	- 0.156	0.390	0.282	0.164	- 0.185	- 0.227	- 0.201	0.174	0.273	- 0.203	0.015	- 0.436	- 0.107	- 0.305	0.017	0.015	
29. fitoplancton	0.099	0.153	0.314	0.152	0.131	0.405	0.371	0.430	0.372	0.121	0.178	- 0.125	0.001	- 0.036	- 0.086	0.192	0.167	0.089	- 0.115	- 0.134	- 0.122	0.046	0.128	- 0.120	0.012	0.299	0.300	0.349	- 0.318	0.012	
30. detrito	-	0.001	- 0.001	0.008	0.002	- 0.002	- 0.001	- 0.003	- 0.001	-	- 0.001	0.499	0.435	0.378	0.429	-	-	-	- 0.046	0.061	0.144	- 0.003	- 0.003	0.097	0.510	-	-	-	-	-	