



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Programa de Magister en Ciencias con Mención en Pesquerías

Análisis de interacciones tróficas e impacto de la pesca en el ecosistema marino de la zona sur-austral de Chile ($42^{\circ}28,6'S$ - $57^{\circ}00'S$) entre 1980 y 2010

Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias con Mención en Pesquerías

DANETCY PATRICIA MARMOL RADA
CONCEPCIÓN-CHILE
2017

Profesor Guía: Sergio Neira Alarcón
Departamento de Oceanografía
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción

La presente tesis se realizó en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y ha sido aprobada por la siguiente Comisión Evaluadora:

Profesor Guía

Dr. Sergio Neira Alarcón
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora



Dr. Hugo Arancibia Fariás
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

M. Sc. Rubén Alarcón Muñoz
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Director del programa

Dr. Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mi profesor guía Dr. Sergio Neira, por su gran ayuda, apoyo, motivación, disponibilidad y paciencia constante. Un sincero agradecimiento al Dr. Hugo Arancibia por el tiempo y conocimiento entregado y al M.Sc. Ruben Alarcón por su disposición. También quiero dar las gracias a mis colegas del primer año del Magister, con quienes tuve la oportunidad de compartir momentos inolvidables y que ayudaron a enriquecerme como persona: María José Cuevas, Benjamín Suárez, Víctor Véliz y Fernando Goyeneche. A mis amigos de la UdeC: Camila Paz Sagua, Monica Barros, Cecilia Briceño, Josefa Pino, Ana Maria Arriagada, Pablo Rivara y Braulio Tapia, gracias por animarme cada día a terminar este proceso. Finalmente, dar las gracias a Dios por sobre todas las cosas y a mi familia que han estado siempre apoyándome y dándome todo, en especial a mi hijo Jerónimo Suárez por haber llegado en medio de este proceso y ser mi mayor motivación.

AGRADECIMIENTOS FINANCIEROS

Quiero expresar mis sinceros agradecimientos a las instituciones que hicieron posible el desarrollo de esta tesis. En primer lugar, agradezco a la dirección de Postgrado de la Universidad de Concepción por brindarme el financiamiento para realizar el Magíster. Al igual que agradezco al programa COPAS Sur-Austral CONICYT PIA PFB31, por la beca otorgada como tesista.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	ix
ABSTRACT	xi
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	7
HIPÓTESIS	8
OBJETIVOS.....	9
OBJETIVO GENERAL	9
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
CAPÍTULO I.....	10
ABSTRACT	10
1. INTRODUCTION.....	11
2. METHODS.....	14
3. RESULTS.....	16
4. DISCUSSION.....	18
ACKNOWLEDGEMENTS	20
REFERENCES.....	20
LIST OF FIGURES.....	27
LIST OF TABLES	34
CAPÍTULO II.....	42
RESUMEN.....	42
1. INTRODUCCIÓN.....	43
2. METODOS.....	46
3. RESULTADOS	51
4. DISCUSIÓN.....	52
AGRADECIMIENTOS	53
REFERENCIA BIBLIOGRAFICA	53
LISTA DE FIGURAS	58
LISTA DE TABLAS.....	65
DISCUSIÓN GENERAL	67
BIBLIOGRAFÍA	69

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPITULO I: ECOSYSTEM STATE AND CHANGES IN THE MARINE FOOD WEB OFF SOUTHERN CHILE (42°28.6'S-57°00'S) DURING THE DECADES OF THE 1980s, 1990s AND 2000s

	Page
Figure 1. Mean biomass for decade of the main species of fish in the austral south area of Chile. The error bars represent one standard deviation from the mean.....	27
Figure 2. Study area where operate fleets that integrated the fishery austral south area of Chile.	28
Figure 3. Comparison of biomass of functional groups in the austral south area of Chile for in the 1980s, 1990s and 2000s. Grey bars biomass values are entered into the model as input parameters. The white bars are estimates of the model.	29
Figure 4. Mean landings of the main resources of the austral south area of Chile for in the 1980s, 1990s and 2000s. The error bars represent one standard deviation from the mean. Key: Gray bars=1980s, white bars=1990s and black bars=2000s.	30
Figure 5. Flow diagram for the model representing the austral south area of Chile marine ecosystem in the 2000s.....	31
Figure 6. Keystoneness indicator for the functional groups representing the austral south area of Chile marine ecosystem in the 1980s, 1990s and 2000s. In the axis "x" is the relative impact and the axis "y" the key index species. Key: 1=Phytoplankton, 2=Zooplankton, 3=Benthos, 4=Pelagic fish, 5=Other groundfish, 6=Hoki (j), 7=Hoki (a), 8=Southern blue whiting, 9=Kingklip, 10=Stakes, 11=Southern hake and 12=Predators.....	32
Figure 7. Regression analysis for indicators values for the combination of 1980s-1990s, 1990s-2000s and 1980s-2000s.....	33

CAPITULO II: EVALUACIÓN DE IMPACTOS DE LA PESCA EN LA ZONA SUR-AUSTRAL DE CHILE (42°28.6'S-57°00'S) ENTRE 1980 Y 2010 MEDIANTE INDICADORES ECOSISTÉMICOS

	Pág.
Figura 1. Biomasa de las principales especies de la pesquería de la zona sur-austral de Chile desde 1980 hasta 2010. Promedio de la biomasa total para cada década 1980, 1990 y 2000.	58
Figura 2. Área de estudio desde 41°28.6'S hasta 57°00'S donde operan las flotas tanto artesanales como industriales de la zona sur-austral de Chile.....	59
Figura 3. Gráficos circulares que representan el estado del ecosistema sur-austral de Chile en tres décadas diferentes (1988-1990, 1998-2000 y 2008-2010), usando seis indicadores longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB).	60
Figura 4. Series de tiempo de indicadores normalizada que representan el estado del ecosistema sur-austral de Chile a largo plazo (1980-2010). Longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB).....	61
Figura 5. Pendientes de las regresiones lineales para las series de tiempo largo plazo (1980-2010) y corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010) usando siete indicadores de tendencia: biomasa total (B), inverso de la presión pesquera (B/C), longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) e índice de vulnerabilidad intrínseca (IVI).	62
Figura 6. Series de tiempo de indicadores normalizada a largo plazo (1980-2010) y a corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010). Las pendientes de largo plazo punteada y corto plazo línea negra.	63
Figura 7. Raking del ecosistema para cada década 1980s, 1990s y 2000s.	64

ÍNDICE DE TABLAS

CAPITULO I: ECOSYSTEM STATE AND CHANGES IN THE MARINE FOOD WEB OFF SOUTHERN CHILE (42°28.6'S-57°00'S) DURING THE DECADES OF THE 1980s, 1990s AND 2000s

Table 1.	Sources of input data for models of the south-southern Chile. Key: 1= model 1980s and 2= 2000s model. Model 1990 taken from Arancibia et al., 2010.	34
Table 2.	The Odum indicators, the Ecopath derived parameter used to evaluate them and the trends expected in stressed ecosystems.....	35
Table 3.	Input data for the Ecopath models that represent the food web of the ecosystem austral south area of Chile in the 1980s, 1990s and 2000s. Values in bold indicates Ecopath estimates.....	36
Table 4.	Diet composition of predators in Ecopath models that represent the food web of the ecosystem austral south area of Chile in the 1980s, 1990s and 2000s.....	37
Table 5.	Mortality coefficients calculated for each functional group in the austral south area of Chile from Ecopath model results. Key: Z = total mortality; F = fishing mortality; M2 = predation mortality; M0 = other mortalities, independent fishing and predation.....	38
Table 6.	Mixed trophic impacts between functional groups of the model representing austral south area of Chile marine ecosystem in the 1980s, 1990s and 2000s. In bold and underlined the highest impacts	39
Table 7.	Odum's indices to characterize stress and maturity of the austral Chile marine ecosystem during the 1980s, 1990s and 2000s.....	41

**CAPITULO II: EVALUACIÓN DE IMPACTOS DE LA PESCA EN LA ZONA SUR-
AUSTRAL DE CHILE (42°28.6'S-57°00'S) ENTRE 1980 Y 2010 MEDIANTE
INDICADORES ECOSISTÉMICOS**

- Tabla 1. Promedio de los tres últimos años por década que representan el estado del ecosistema utilizando seis indicadores ecológicos: longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB)..... 65
- Tabla 2. Tendencia (pendientes) de los indicadores en el ecosistema sur-austral de Chile para largo plazo (1980-2010) y corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010). Para siete indicadores Biomasa total (B), inverso de la presión pesquera (B/C), longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) e índice de vulnerabilidad intrínseca (IVI)..... 66



RESUMEN

La explotación de los recursos demersales de la zona sur-austral de Chile es relativamente reciente, comenzando en los años 70s. Actualmente las operaciones pesqueras se realizan desde el Canal de Chacao ($41^{\circ}28,6'S$) hasta el Paso de Drake ($57^{\circ}00'S$). En aguas oceánicas opera únicamente el sector industrial, con buques arrastreros (fondo y media agua), y espineleros (factorías y hieleros). En aguas interiores operan exclusivamente embarcaciones artesanales, que emplean espineles de fondo y de deriva. Esta pesquería es multiespecífica, capturándose las siguientes especies principales: merluza del sur (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) y rayas (*Zearaja* spp.).

En esta pesquería existen interacciones tróficas entre las especies de importancia comercial, como la depredación de la merluza austral y el congrio dorado sobre la merluza de cola y el canibalismo en esta última especie. Las principales poblaciones fueron sobreexplotadas durante los primeros años de la pesquería y desde entonces han estado por debajo de niveles máximos sostenibles. La biomasa combinada de las especies objetivo disminuyó en más del 40% en las últimas tres décadas, de 2.8 millones de toneladas en los años 80s a 1.7 millones de toneladas en cambios los años 2000s. En este trabajo se evaluó si este cambio notable en la biomasa del sistema afectó la estructura y funcionamiento del ecosistema. La(s) hipótesis son: la estructura y funcionamiento de la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile es afectada por la pesca en las décadas 1980s, 1990s y 2000s (Capítulo 1) y el impacto causado por la pesca genera cambios en el estado y tendencia del ecosistema entre 1980 y 2010 (Capítulo 2). En el Capítulo 1 se construyó y comparó los resultados de tres modelos de balance de masas que representan estados promedio durante la década de 1980s (inicio de la explotación pesquera), la década de 1990s (anterior a la sobreexplotación) y la década de 2000s (con poblaciones sobreexplotadas y agotadas). Los tres modelos tienen la misma estructura con 12 grupos funcionales, que van desde los productores primarios hasta los principales depredadores y las pesquerías, y se construyeron usando el software Ecopath with Ecosim. El énfasis se pone, sin embargo, en las especies objetivo, sus presas y depredadores. Los cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema se evaluaron usando la

producción primaria total/respiración total (P/R), producción primaria total/biomasa total (P/B), índice cíclico de Finn, el nivel trófico medio de los desembarques, índices de red como el índice Keystoneness, entre otros indicadores. Los datos de entrada se obtuvieron a partir de datos ecológicos publicados, literatura gris y estadísticas oficiales de la industria pesquera. Los resultados indican cambios en la estructura del ecosistema (por ejemplo, aumento de biomasa de especies a niveles tróficos inferiores y peces pelágicos probablemente relacionados con cascadas tróficas) y funcionamiento (por ejemplo, cambios en los indicadores de flujo de materia/energía), lo que podría indicar una transición hacia un sistema estresado y alejado del estado de madurez. En el Capítulo 2, se usan indicadores ecológicos para evaluar el estado y tendencia del ecosistema sur-austral de Chile. La pesquería sur-austral de Chile se evalúa y maneja con enfoques monoespecíficos, aunque se reconoce que se trata de una pesquería multiespecífica. El análisis de la serie de tiempo de los nueve indicadores mostró cambios negativos y significativos en la pendiente para la serie de tiempo completa (1980-2010). Sin embargo, en dos de ellos (esperanza de vida y el índice de vulnerabilidad intrínseca) las pendientes fueron positivas. Asimismo, se realizó una comparación del ecosistema a través de los años (1980, 1990 y 2000), con tendencias a corto plazo que no fueron consistentes, siendo los años 90s los más impactados por la pesca. Sin embargo, los indicadores de estado muestran que la pesca tuvo su mayor impacto para los años 2000s. Para el caso que involucra tanto el estado y como la tendencia a corto y largo plazo, los resultados fueron consistentes mostrando un sistema más impactado por la pesca en los años 2000s. Esto podría sugerir que este ecosistema aún experimenta un aumento en la presión de pesca y que las medidas de manejo no son lo suficientemente estrictas y/o que el tiempo transcurrido es insuficiente para promover la recuperación de algunas de las pesquerías (sobrexplotadas y colapsadas) y del ecosistema.

Palabras claves: enfoque ecosistémico, modelos tróficos, estructura del ecosistema, indicadores ecológicos, Ecopath con Ecosim, sur-austral Chile.

ABSTRACT

Since late 1970s, the marine austral zone off Chile (41°28.6'S to 57°00'S) has been sustaining a multispecies fishery based on demersal target fish such Southern hake (*Merluccius australis*), Hoki (*Macruronus magellanicus*), Southern blue whiting (*Micromesistius australis*), Kingklip (*Genypterus blacodes*), Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) and Skates (*Zearaja* spp.). Two fleets harvest on these fish: the industrial fleet encompassed by bottom and mid-water trawlers as well as longliners, which operates offshore, and the artisanal fleet encompassed only by small longliners operating inshore. Some target species are predators (Southern hake and Kingklip) or prey (juveniles of Hoki). The main stocks were overexploited during the first years of the fishery and have been below maximum sustainable levels ever since. The combined biomass of target species declined in more than 40% in last three decades, from 2.8 million t in 1980 to 1.7 million t in 2000. In this thesis I assess whether this noticeable change in system biomass affected ecosystem structure and functioning in this system. For that food web models and ecological indicators are built and compared. In Chapter 1 three food web models are built representing average states during the 1980s (onset of fishing exploitation), the 1990s (previous to overexploitation) and the 2000s (with overexploited and depleted stocks). Models have the same structure with 12 functional groups, ranging from primary producers to top predators and the fisheries. The emphasis is put, however, on target species, their prey and predators. Changes in ecosystem structure and functioning were assessed using total primary production/total respiration (P/R), total primary production/total biomass (P/B), Finn's cycling index, the mean trophic level of landings, network indices such the Keystoneness index, among other indicators. Models and indicators were built using the Ecopath with Ecosim software. The data input were gathered from surveys, published ecological data, grey literature, and official fishery statistics. Results indicate changes in ecosystem structure (e.g., increase in biomass of species at lower trophic levels and pelagic fish likely related to trophic cascades) and functioning (e.g., changes in indicators of matter/energy flow), which could indicate a transition towards a stressed and far from maturity state. Likewise, the P/R ratio must tend to 1 in a mature system and the results show that this ratio exceeded this value in all models with the highest value found in 2000s (P/R=27.4). The same occurs with the P/B ratio, the Finn's cycling index and the mean trophic level of landings, among other indicators.

Hoki (adults and juveniles) exhibited the highest K and IT in all periods, followed by zooplankton. Hoki juveniles became increasingly important from the 1980s to the 1990s, reaching the highest K and IT in the 2000s. We conclude that overfishing demersal species has affected the whole food web in the southern-austral zone off Chile. These changes may compromise stock recovery and the sustainability of fisheries in the region, as well as ecosystem stability and resilience. In Chapter 2, ecological indicators are used to assess ecosystem state and trends in the study area. The analysis of time series for 9 ecological indicators indicated negative changes (negative slope) in most indicators from 1980 to 2010, with the exception of life expectancy and intrinsic vulnerability with positive slopes. The comparison of short-term trends in the periods 1980s, 1990s and 2000s did not show consistency, with the decade of 1990s as the most impacted. However, state indicators indicate the period of 2000s as the most impacted. If both trends and state are considered together, results coincide in the period of 2000s as the most impacted. This could suggest that the system is still under heavy fishing pressure and that the management actions are not strong enough and/or the time period is too short as to allow for the recovery of overexploited and collapsed fisheries and the whole ecosystem.

Keywords: Ecosystem Approach to Fisheries, food web models, ecosystem structure, ecological indicators, Ecopath with Ecosim, southern-austral Chile.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Desde la antigüedad la pesca en los océanos, lagos y ríos ha constituido una fuente importante de alimento, empleo y otros beneficios para la humanidad (FAO, 2012). A medida que la población humana fue expandiéndose, la demanda de recursos pesqueros fue aumentando aceleradamente hasta alcanzar niveles de captura excesivos en relación con su capacidad de regeneración (Pauly, 2000; Watson et al., 2012). Esto originó el fenómeno de sobrepesca, que a nivel global se traduce en un 75% de stocks completamente explotados, un 14% con signos de sobreexplotación y un 8% colapsadas o agotadas (FAO, 2012).

El efecto que la sobrepesca tiene sobre los recursos marinos se refleja sobre los ecosistemas (Jackson et al., 2001; Pauly et al., 2002; Coll et al., 2008; Pinkerton and Bradford-Grieve, 2014; Geers et al., 2016; Houk, 2017). Estos efectos son diversos y complejos y dependen tanto de la pesca (por ejemplo, intensidad de la pesca, las características de operación de los artes de pesca, la dinámica de las flotas) como de factores ecológicos (e.g., biología y ecología de poblaciones explotadas, resiliencia del ecosistema) (Gunderson, 2000). A nivel comunitario, los impactos directos de la pesca han inducido cambios en la abundancia, la estructura de edad y la distribución espacial de las poblaciones explotadas. Como resultado, los hábitats marinos se han visto afectados, la biodiversidad reducida, las redes tróficas alteradas y la productividad del ecosistema deteriorada (Myers y Worm 2005; Worm et al., 2006; Corrales et al., 2015; Bentorcha et al., 2017). Además, el ambiente marino no es inerte y los factores ambientales puede amplificar en lugar de amortiguar los efectos de la sobrepesca (Cury et al., 2008; FAO, 2009; Link et al., 2010; Brander, 2010; Cheung et al., 2009, 2013; Woodworth-Jefcoats et al., 2015).

A escala global, la comunidad científica viene sugiriendo la adopción de medidas enmarcadas en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO con directrices para la minimización de los efectos de sobreexplotación de los océanos. Así, el Enfoque Ecosistémico para la Pesca – EEP se ha convertido en el eje fundamental para la utilización sostenible de las pesquerías y su ecosistema, incluyendo al ser humano como parte integrante del mismo. El EEP representa una combinación de dos perspectivas diferentes, a saber: la ordenación de los ecosistemas y la ordenación de las pesquerías (FAO, 2010). Asimismo, las

modificaciones a la Ley General de Pesca y Acuicultura de Chile realizadas recientemente, incluyen la conservación y la sustentabilidad como objetivos del manejo pesquero, lo que se debe alcanzar mediante la aplicación del enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico. Este último se define en la Ley como la interrelación de las especies predominantes en un área determinada (Ley N°20.657, 2013).

- ***Modelación ecotrófica***

Comprender y predecir los impactos de la pesca y el ambiente en los ecosistemas marinos demanda el uso de modelos matemáticos más complejos que los utilizados rutinariamente en evaluación de stock mono-específicos. Bajo esta perspectiva, el enfoque multiespecífico en la administración de pesquerías ha recibido una atención especial en las últimas tres décadas con el desarrollo y aplicación de modelos de ecosistemas en las pesquerías (Polovina 1984; Christensen y Pauly 1992; Walters et al., 1997, 1999, 2000; Pauly et al., 2002). Estos han permitido construir modelos que describen la condición de un ecosistema dado en un período determinado y su comparación con su condición actual y/o pretérita, 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. Los modelos de balance de masa, como el modelo Ecopath with Ecosim (Christensen y Pauly 1992; Walters et al., 1997; 1999; 2000), son una de las alternativas más utilizadas en la cuantificación de las interacciones tróficas en sistemas que sustentan pesquerías a través del análisis de la estructura y función del ecosistema (Walters et al., 1997; 1999; Christensen y Walters 2004; Plagányi, 2007). Por otro lado, existen modelos como ATLANTIS (Fulton et al., 2005), los cuales incluyen el impacto de la pesca y otros efectos antrópicos, y es considerado por la comunidad científica como uno de los modelos más completos (Plagányi, 2007). Sin embargo, ATLANTIS es altamente demandante de datos y además posee una interfaz de usuario poco amigable que ha hecho que sea un modelo poco difundido en comparación con Ecopath with Ecosim que es un software libre y una aplicación relativamente fácil en sistemas donde los datos puedan estar limitados (Christensen y Walters 2004; Plagányi, 2007), y que es el que se utilizará en este estudio.

Junto con los modelos ecosistémicos, el uso de indicadores ecológicos para la implementación del enfoque ecosistémico pesquero - EEP es cada vez más amplio (Rochet y Trenkel, 2003; Babcock et al., 2005; Fulton et al., 2005; Livingston et al., 2005; Cury y Christensen, 2005; Jennings, 2005; Blanchard et al., 2010; Shin et al., 2010). El grupo de trabajo IndiSeas estableció en 2005 un grupo de indicadores ecológicos con el fin de mejorar nuestra comprensión de los impactos de pesca en los ecosistemas y proporcionar apoyo a la toma de decisiones para la gestión de la pesca (Shin y Shannon, 2010; Shin et al., 2012). Estos indicadores ecológicos pueden calcularse a partir de los resultados obtenidos mediante el ejercicio de modelación ecosistémica o de manera independiente a partir de series históricas de biomasa y desembarques generadas en la zona de estudio (Shin et al., 2010a). De este modo el uso de indicadores ecológicos es de gran utilidad en ciencia pesquera, ya que permite cuantificar el impacto de la(s) pesquería(s), identificar posibles cambios de régimen ecológico causados tanto por la pesca como por la variabilidad ambiental y, también, proporcionan información sobre la evolución de los ecosistemas explotados (Jouffre et al., 2010; Woodworth-Jefcoats et al., 2015). Como, por ejemplo, en el mar de Irlanda el nivel trófico de los desembarques tuvo una disminución significativa entre 1996-2005. Por otro lado, el sistema del Mar Báltico afrontó un cambio de régimen en la década de 1980s, cuando el bacalao dejó de ser una especie dominante en el sistema y en su reemplazo dominaron los clupeidos. Esto influyó significativamente en la estructura y el funcionamiento del ecosistema, incluyendo el estado de los recursos pesqueros (Shin et al., 2010b).

Basado en los principios de sucesión ecológica, Odum (1985) propuso 17 índices para caracterizar las tendencias esperadas en los ecosistemas estresados. Cuando los ecosistemas no están sufriendo perturbaciones, la sucesión ecológica conlleva al desarrollo y madurez de los mismos. En la sucesión se esperan cambios en la energética, el reciclaje de nutrientes, así como en la estructura y función de la comunidad a medida que un ecosistema pasa de un estado joven a uno maduro (Odum, 1985). Estos índices han sido utilizados para evaluar el impacto que causa la pesca en los ecosistemas marinos, siendo objeto de investigación en muchos países alrededor del mundo, como por ejemplo Alaska, Canadá y África (Trites et al., 1999; Savenkoff et al., 2007; Gascuel, 2009; Heymans et al., 2007, 2014). En todos los casos, se modificaron los flujos de masa/energía del sistema, lo que resultó en una reducción de los flujos totales y un aumento del flujo en detritus. Además, la mortalidad por pesca

aumentó en todos los niveles tróficos y la biomasa disminuyó, lo que indica una sobreexplotación. Por lo tanto, los indicadores de Odum pueden usarse para identificar cambios en el funcionamiento de los ecosistemas causados por la presión de la pesca.

- ***Desarrollo histórico de la pesquería sur-austral de Chile***

El inicio de la explotación de los recursos demersales de la zona sur-austral de Chile tuvo lugar en 1972, con la extracción de recursos ícticos presentes en aguas oceánicas con naves arrastreras factoría de origen soviético. El Gobierno de Chile y la ex URSS, por medio de un convenio ampararon esta actividad hasta que se estableció un régimen provisional para la operación de barcos pesqueros de bandera extranjera en aguas bajo jurisdicción chilena (Decreto Ley N°500 de 1974). Luego se generaron empresas chilenas con capital extranjero o mixto, y embarcaciones debidamente nacionalizadas, matriculadas y registradas en Chile (DL N°600 de 1978; Arana, 2012).

Las operaciones pesqueras se realizan desde el Canal de Chacao (41°28,6'L.S.) hasta el paso de Drake (57°00'L.S.), al sur del Cabo de Hornos. En aguas oceánicas las faenas son realizadas únicamente por el sector industrial, donde participan buques arrastreros (fondo y media agua), y espineleros (factorías y hieleros). En aguas interiores operan exclusivamente embarcaciones artesanales, que emplean espineles de fondo y deriva.

Esta pesquería es de carácter multiespecífico, capturándose como especies principales merluza del sur (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) y rayas (*Zearaja* spp.) (Arancibia et al., 2010). En esta extensa región, la legislación define distintas unidades de pesquería para estas especies, a saber: en el caso de merluza del sur y congrio dorado existen dos unidades, la unidad de pesquería norte (41°28,6'L.S. y 47°00'L.S.) y la unidad de pesquería sur (47°00'L.S. y 57°00'L.S.). La pesquería de merluza de cola también presenta dos unidades de pesquería, una norte comprendida entre las regiones V-X y una sur entre las regiones XI y XII. En el caso de merluza de tres aletas, existe una unidad de pesquería que se extiende desde el paralelo 41°28,6'L.S. al sur. El bacalao de profundidad también cuenta con una unidad de pesquería que va desde el paralelo 47°S al sur de Chile. Para la raya existen tres unidades de pesquería, la unidad norte (NUP) que comprende el área desde la I Región hasta el paralelo

36°28'S, la unidad de pesquería (UP) que corresponde al área desde el norte de la VIII Región (36°28'S) hasta el paralelo 41°28,6'S y la unidad sur (SUP) comprendida entre el 41°28,6'S y el límite sur de la XII región.

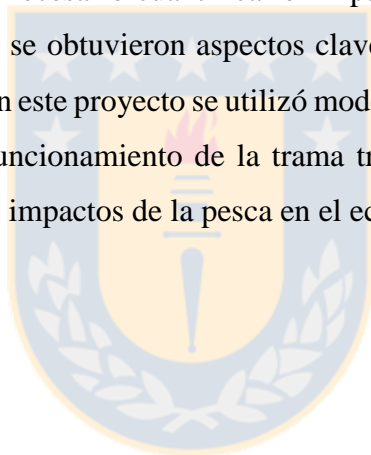
Las especies mencionadas arriba representaron en promedio el 60% y 70% de los desembarques en los años 80s y 90s respectivamente y el 27% en los años 2000 del total de peces en los desembarques de la zona sur-austral de Chile. Para este último periodo estas especies fueron reemplazadas por peces pelágicos como la sardina común (*Strangomera bentincki*), anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina austral (*Sprattus fuengensis*) y jurel (*Trachurus murphyi*). En el caso del congrio dorado y la merluza del sur, los máximos desembarques se produjeron a finales de la década de los ochenta (7 mil t y 28 mil t, respectivamente; SERNAPESCA, 2011). Esta disminución en los desembarques se explica por una disminución drástica de la biomasa total de estas especies. Por ejemplo, para el bacalao esta disminución ha alcanzado un 80% (IFOP, 2014a), pasando de 90 mil t en 1990 a 19 mil t en 2010. Luego se puede mencionar a la merluza de cola con disminución de 70% cayendo de 1.3 millones t a 404 mil t en el mismo periodo (IFOP, 2014b). En el caso de la merluza del sur la disminución alcanzó al 23%, cayendo de 555 mil t a 402 mil t (IFOP, 2014c). En conjunto, la biomasa de todas las principales especies que sustentan la pesquería demersal austral disminuyó en más del 40% (2.8 millones t en 1980 a 1.3 millones t en 2010) en las últimas tres décadas.

En esta pesquería existen interacciones tróficas entre las especies de importancia comercial, como la depredación de la merluza austral y el congrio dorado sobre la merluza de cola y el canibalismo en esta última especie (Arancibia et al., 2010). Los stocks de bacalao de profundidad, merluza de cola, merluza del sur, merluza tres aletas y raya se encuentran en condición de sobreexplotación, mientras que para el congrio dorado esta situación es aún más grave ya que se encuentra colapsado o agotado (Subpesca, 2015). Dadas las interacciones tróficas, y la condición de la pesquería, entonces es importante indagar sobre los efectos de la sobrepesca a nivel de la trama trófica y el ecosistema como un todo.

El estudio de los ecosistemas marinos y el impacto que puede causar la pesca en ellos no es un área nueva de investigación. En las últimas dos décadas ha surgido un gran interés en el EEP (Savenkoff et al., 2007; Heymans et al., 2007 y Gascuel 2009; Bundy et al., 2010; Shin y Shannon, 2010; Lassalle et al., 2013). En muchos de estos sistemas, los cambios

causados por la pesca han sido evaluados (el aumento de la mortalidad por pesca, la disminución de la biomasa y los niveles tróficos medios de captura y una reducción de los índices de madurez del ecosistema) con modelación trófica desde la década de los noventa y estos han sido documentados por Pauly et al. (1998), Trites et al. (1999), y Heymans et al. (2014) entre otros. Asimismo, se han realizado comparaciones de ecosistemas con características estructurales en común como aquellos caracterizados por la ocurrencia de surgencia costera (Coll et al., 2006 y Shin et al., 2010b). Para el caso de Chile, si bien se han realizado modelos ecosistémicos marinos para las zonas norte y centro (Neira y Arancibia, 2004; Arancibia y Neira 2005; Barros et al., 2014), aún no se han realizado estudios que especifiquen el estado del ecosistema marino de la zona sur-austral de Chile. Tampoco se ha estudiado los cambios ecosistémicos en esta zona mediante indicadores cuantitativos.

Bajo este contexto, fue necesario cuantificar el impacto de la pesca en la zona sur-austral de Chile, de este modo se obtuvieron aspectos claves y prioritarios para el manejo sustentable de las pesquerías. En este proyecto se utilizó modelos e indicadores ecosistémicos para conocer la estructura y funcionamiento de la trama trófica de la zona sur-austral de Chile, y se exploró los posibles impactos de la pesca en el ecosistema.



PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En la zona sur-austral de Chile existen pesquerías sobre peces demersales, capturándose principalmente merluza del sur (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) y rayas (*Zearaja* spp.), las que representaron, en promedio, 60% y 70% de los desembarques en los años 1980s y 1990s respectivamente, descendiendo a 27% en los años 2000s. En aguas oceánicas las faenas son realizadas únicamente por el sector industrial, donde participan buques arrastreros (fondo y media agua) y espineleros (factorías y hieleros). En aguas interiores operan exclusivamente embarcaciones artesanales, las que emplean espineles de fondo y deriva. En los años 90s la mayoría de los recursos pesqueros se encontraban en situación de plena explotación (el punto biológico está en o cerca de su rendimiento máximo sostenible, Ley N°20.657 de 2013). No obstante, en los años 2000 los mismos recursos pesqueros se encontraban en situación de sobreexplotación (el punto biológico es menor al valor esperado del rendimiento máximo sostenible, Ley N°20.657 de 2013). Si las capturas son un reflejo del estado de los recursos pesqueros, entonces podemos usarlas como antecedentes, junto a otros indicadores, de la situación de los stocks pesqueros, permitiéndonos modelar las interacciones tróficas de la trama en el ambiente marino de la zona sur-austral de Chile. Consecuentemente, se plantean las siguientes hipótesis:

HIPÓTESIS

H₀₁: La estructura y los flujos de materia y energía en la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile son iguales en los años 1980 y 2010, lo que se evidencia a través de indicadores ecosistémicos tales como biomasa, nivel de explotación y nivel trófico, entre otros.

H₁₁: La estructura y los flujos de materia y energía en la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile son distintos en los años 1980 y 2010, lo que se evidencia a través de indicadores ecosistémicos tales como biomasa, nivel de explotación y nivel trófico, entre otros.

H₀₂: Los cambios en la estructura y los flujos de materia y energía en la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile no son consistentes con las tendencias esperadas en ecosistemas alterados por la pesca (e.g., aumento en la razón producción/biomasa y respiración/biomasa, etc.).

H₁₂: Los cambios en la estructura y los flujos de materia y energía en la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile son consistentes con las tendencias esperadas en ecosistemas alterados por la pesca (e.g., aumento en la razón producción/biomasa y respiración/biomasa, etc.).

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto de las pesquerías en la trama trófica marina de la zona sur-austral de Chile ($41^{\circ}28,6'S$ a $57^{\circ}00'S$) a través del análisis de cambios en indicadores ecosistémicos y modelos tróficos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Seleccionar, aplicar y analizar indicadores ecosistémicos (e.g., biomasa, nivel de explotación y nivel trófico, entre otros) que permitan evaluar el impacto de la pesquería en el ecosistema estudiado.
- Construir tres modelos que representen la trama trófica que sustenta a especies recursos en la pesquería sur-austral de Chile en la década de 1980s (inicio de la explotación pesquera), 1990s (anterior a la sobreexplotación) y 2000s (con poblaciones sobreexplotadas y agotadas).
- Determinar posibles cambios en la estructura y flujos de materia y energía del ecosistema marino sur-austral de Chile entre 1980 y 2010, mediante el análisis de tendencia de indicadores ecosistémicos seleccionados y cambios en la magnitud de estadígrafos descriptivos de la trama trófica en ambos períodos (e.g., Keystonennes, impactos tróficos y mortalidades, entre otros).

CAPÍTULO I

ECOSYSTEM STATE AND CHANGES IN THE MARINE FOOD WEB OFF SOUTHERN CHILE (42°28.6'S-57°00'S) DURING THE DECADES OF THE 1980s, 1990s AND 2000s

Artículo enviado a Ecological Modelling

Danetcy Marmol^a, Sergio Neira^{b,c,d}, Hugo Arancibia^{b,d} and Rubén Alarcón^d

^aPrograma Magister en Ciencias con mención en Pesquerías, Universidad de Concepción, Chile

^bDepartment of Oceanography, Universidad de Concepción

^cCOPAS Sur-Austral, Universidad de Concepción

^dDoctorate Program in Management of Aquatic Living Resources, Faculty of Nature Sciences and Oceanography, Universidad de Concepción

ABSTRACT

Since late 1970s, the marine austral zone off Chile (41°28.6'S to 57°00'S) has been sustaining a multispecies fishery based on demersal target fish such Southern hake (*Merluccius australis*), Hoki (*Macruronus magellanicus*), Southern blue whiting (*Micromesistius australis*), Kingclip (*Genypterus blacodes*), Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) and Skates (*Zearaja* spp.). Two fleets harvest on these fish: the industrial fleet encompassed by bottom and mid-water trawlers as well as longliners, which operates offshore, and the artisanal fleet encompassed only by small longliners operating inshore. Some target species are predators (Southern hake and Kingclip) or prey (juveniles of Hoki), and the main stocks were overexploited during the first years of the fishery and have been below maximum sustainable levels ever since. The combined biomass of target species declined in more than 40% in last three decades, from 2.8 million t in 1980s to 1.7 million t in 2000s. In this paper we assess whether this change in system biomass affected ecosystem structure and functioning in this system, by building and comparing results from three food web models representing average states during the 1980s (onset of fishing

exploitation), the 1990s (previous to overexploitation) and the 2000s (with overexploited and depleted stocks). Models have the same structure with 12 functional groups, ranging from primary producers to top predators and the fisheries, and were built using the Ecopath with Ecosim software. Changes in ecosystem structure and functioning were assessed using total primary production/total respiration (P/R), total primary production/total biomass (P/B), Finn's cycling index, the mean trophic level of landings, network indices such the Keystoneness index, among other indicators. The data input were gathered from surveys, published ecological data, grey literature, and official fishery statistics. Results indicate changes in ecosystem structure (e.g., increase in biomass of species at lower trophic levels and pelagic fish likely related to trophic cascades) and functioning (e.g., changes in indicators of matter/energy flow), which could indicate a transition towards a stressed state far from maturity. Likewise, the P/R ratio must tend to 1 in a mature system and the results show that this ratio exceeded this value in all models with the highest value found in 2000s (P/R=27.4). The same occurs with the P/B ratio, the Finn's cycling index and the mean trophic level of landings, among other indicators. Hoki (adults and juveniles) exhibited the highest K and IT in all periods, followed by zooplankton. Hoki juveniles became increasingly important from the 1980s to the 1990s, reaching the highest K and IT in the 2000s. We conclude that overfishing demersal species has affected the whole food web in the southern-austral zone off Chile. These changes may compromise stock recovery and the sustainability of fisheries in the region, as well as ecosystem stability and resilience.

Keywords: ecosystem effects of fishing, food web models, ecosystem structure and function, Ecopath with Ecosim, southern-austral Chile.

1. INTRODUCTION

Fishing in lakes, rivers and the ocean has been important source of foods, incomes and jobs for the human kind (FAO, 2012). With the expansion of world population, the demand of fishing products increased rapidly to levels that exceeded the productive capacity of many stocks (Pauly, 2000; Watson et al., 2012). The above resulted in global overfishing, with 75% of stocks either under or fully exploited, 14% overexploited and 8% depleted or recovering (FAO 2012).

However, overfishing is also affecting ecosystems in which fisheries are embedded (Jackson et al., 2001; Pauly et al., 2002; Coll et al., 2008; Pinkerton and Bradford-Grieve, 2014, Geers et al., 2016; Houk, 2017). These effects are diverse and complex, and depend so much on fishing (e.g., intensity of fishing, operational characteristics of fishing gears, fleet dynamics) as the ecological factors (e.g., biology and ecology of exploited populations, ecosystem resilience; Gunderson, 2000). At the community level, the direct impacts of fishing have induced changes in the abundance, age/size structure and spatial distribution of exploited populations. As a result, marine habitats have been disrupted, biodiversity reduced, trophic webs altered and ecosystem productivity impaired (Myers and Worm 2005; Worm et al., 2006; Corrales et al., 2015; Bentorcha et al., 2017). In addition, the marine environment is not an inert background and environmental factors play a role that may exacerbate rather than dampen the effects of overfishing (Cury et al., 2008; Link et al., 2010; FAO, 2009; Cheung et al., 2009, 2013; Brander, 2010; Woodworth-Jefcoats et al., 2015).

The marine zone off southern Chile (41°28.6'S – 57°00'S) sustains a fishery based on demersal fish stocks. This fishery started in year 1972, and currently the artisanal and industrial fishing operations are conducted from the Chacao Channel (41°28.6'S) to the Drake's Passage (57°00'S). The industrial fleet operates exclusively in oceanic waters, using trawlers and long-liners. The artisanal fleet operates in inner waters, with small boats using bottom and vertical long-lines. This is a multispecies fishery targeting demersal fish like Southern hake (*Merluccius australis*), Hoki (*Macruronus magellanicus*), Southern blue whiting (*Micromesistius australis*), Kingklip (*Genypterus blacodes*), Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) and Skates (*Zearaja* spp.) (Arancibia et al., 2010; Jurado-Molina et al., 2016). These species represented 60% and 70% of total landings in the study area during the decades of the 1980s and 1990s respectively, but only 27% during the 2000s. Recently, demersal target fish were replaced by small pelagic fish (artisanal purse seine vessels) such common Sardine (*Strangomera bentincki*), Anchovy (*Engraulis ringens*), Falkland sprat (*Sprattus fuengensis*) and Horse mackerel (*Trachurus murphyi*). In the case of Kingklip and Southern hake, the maximum landings occurred by the end of the 1980s (7 thousand and 28 thousand t, respectively; SERNAPESCA, 2011). The decline in the landings of demersal fish is related to a drop in their biomass. For example, the biomass of Chilean seabass declined 80% from 90 thousand ton in 1990 to 19 thousand ton in 2010 (IFOP,

2014a). In turn, Hoki biomass declined 70% from 1.3 million ton to 404 thousand ton in the same period (IFOP, 2014b). In the case of Southern hake, the decline reached 23%, changing from 555 thousand t to 402 thousand t (IFOP, 2014c). The combined biomass of demersal fish targeted by the fishery declined in than 40% in last three decades, from 2.8 million t in 1980 to 1.7 million t in 2000 (Figure 1).

In this fishery, target species are interconnected by trophic links. For example, Southern hake and Kingklip feed on Hoki (mostly juveniles), while the latter species exhibits a strong cannibalistic behaviour (Arancibia et al., 2010). The stocks of Patagonian toothfish, Hoki, Southern hake, Southern blue whiting and Skates are overexploited, while the Kingklip stock is depleted (Subpesca, 2015). Considering the strong trophic interactions between these fishing target species and their exploitation status, it is interesting to inquire on the ecosystem effects of overfishing in the study area.

Based on the principles of ecological succession, Odum (1985) proposed 17 indicators to characterize the expected trends in stressed ecosystems. When ecosystems are not being perturbed, the ecological succession leads to ecosystem development and maturity. During this process, several changes occur in system energetics, nutrient cycling, as well as community's structure and function (Odum, 1985). Odum's indicators have been used to evaluate the impact of fishing on several marine ecosystems around the globe. Some examples are Alaska, Canada and Africa (Trites et al., 1999; Savenkoff et al., 2007; Heymans et al., 2007; Neira et al., 2014). In all cases, system mass/energy flows were modified resulting in a reduction in total flows and increasing flow into detritus. In addition, fishing mortality increased in all trophic levels and the biomass declined, indicating overexploitation. Therefore, Odum's indicators can be used to identify changes in the functioning of ecosystems caused by fishing pressure.

The objective of this paper is to analyze ecosystem effects of fishing in the marine zone of southern Chile in last three decades, using Odum's indicators and theory as well as other trophodynamic indicators calculated from food web models representing three ecosystem states: the 1980s represents the onset of the fishery when stocks were lightly to fully exploited, the 1990s when fisheries were developed and stocks were fully to heavily exploited, and the 2000s when overfishing was pervasive and stocks were depleted. Our

hypothesis is that the decline of demersal fish biomass by overfishing has affected both the structure and function the marine food web off southern Chile.

2. METHODS

The study area (about 290 thousand km²) corresponds to the marine zone off south Chile from 41°28.6'S to 57°00'S. The artisanal fleet operates in inner waters while the industrial fleet operates in open waters (Figure 2).

The food web in the study area was modeled using the Ecopath with Ecosim (EwE) software version 6.0 (Christensen et al., 2008). This module allows static representations of food webs based on two main equations. The first one describes the terms of biomass and production in each group, while the second one represents its energy/mass balance. The production of each group is balanced by catches, predation, biomass accumulation, migration and other mortalities as follows:

$$P_i = Y_i + B_i M2_i + E_i + BA_i + M0_i \quad (1)$$

where P_i is production rate by group i ; Y_i is total catch of i ; $M2_i$ is predation mortality of i ; B_i is total biomass of i ; E_i is the rate of migration rate of i ; BA_i is biomass accumulation of i ; $P_i (1 - EE_i) = M0_i$ is other mortalities (i.e., those independent of predation and fishing). Equation (1) can be re-expressed as:

$$B_i (P/B)_i - \sum_{j=1}^n B_j (Q/B)_i DC_{ji} - (P/B)_i B_i (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (2)$$

where $(P/B)_i$ is the production to biomass ratio of i ; $(Q/B)_i$ is the consumption to biomass ratio of i and DC_{ji} is the fraction of the prey i in the diet of predator j . The term containing the summation estimates the coefficient of predation mortality and represents the total consumption of i by all predators, then connecting the groups (prey and predators) in the system.

The second equation confirms mass balance for each functional group as follows:

$$Q = P + R + U \quad (3)$$

where Q is consumption, P is production, R is respiration and U is unassimilated food.

We compared three Ecopath models that represents three periods of the fishery in the system i) the onset of the fishery in the 1980s, ii) fully exploited fisheries in the 1990s, and iii) the recent state with overfished and depleted stocks in the 2000s. The models representing

the decades of 1980s and 2000s were built using available information for functional groups in the study area (Table 1). On the other hand, the model representing the system in the 1990s was obtained from Arancibia et al. (2010). Each model encompassed 12 functional groups, from primary producers to top predators covering all trophic levels. Functional groups were selected and grouped considering type of diet, mean individual size, production, consumption, mortality, habitat, and whether they are target species (Table 1).

The mass-balance in each functional group and model was verified considering the following thermodynamic restrictions: i) $0 < EE_i < 1$, and ii) the gross food conversion efficiency (GE_i) is in the range $0.1 < GE_i < 0.35$ (Christensen and Pauly, 1992). When these restrictions were not met, input parameters (biomass, P/B, Q/B and DC) were changed iteratively until mass balance was reached (Christensen et al., 2004).

Once the models were balanced, then we quantified their structure and function using Odum's (1985) and other indicators calculated using network routines included in EwE (Table 2). Later we compared these indicators across models, evaluating ecosystem change and whether indicator's trend was in agreement with Odum's predictions on stressed ecosystems (Odum 1969).

Mortality sources for the main target species in the three periods were approached by comparing the relative weight of the predation mortality coefficient (M_2), fishing mortality coefficient (F) and "other mortality" coefficient (M_0) to total mortality (Z), i.e., M_2/Z , M_0/Z y F/Z .

In addition, we performed a mixed trophic impact (*MTI*) analysis in each model (Ulanowicz and Puccia, 1990) as follows:

$$MTI_{ij} = DC_{ij} - FC_{ji} \quad (4)$$

where, DC_{ij} is the diet composition term expressing how much j contributes to the diet of i , and FC_{ji} is a host composition term giving the proportion of the predation on j that is due to i as a predator. When calculating the host composition, fishing fleets are also included and treated as 'predators'.

We also assessed changes in the ecological role of functional groups (Power et al., 1996) using the Keystoneness indicator (Libralato et al., 2006).

Changes in ecosystem state between the three periods (decades) were evaluated by comparing the magnitude and trend of indicators across models. In the case of Odum's

indicators we compared their trend against expected theoretical trends in stressed ecosystems (Table 2), and also performed canonical correlation and linear regression analyses using correlation and slope coefficients as indication of change. The magnitude of indicators was log-transformed and the analyses were conducted using RStudio (R Development Core Team, 2008) and Microsoft Excel © packages.

3. RESULTS

Input parameters and results of the balanced EwE models are presented in Table 3. The diet matrices of predators in the periods 1980s, 1990s and 2000s are shown in Table 4. The biomass of the functional groups (except detritus) are presented in Figure 3. The biomass of demersal fish such southern hake, kingklip and skates declined from the 1980s onwards, while the biomass of hoki (adults and juveniles) and southern blue whiting increased from the 1980s to the 1990s, and then declined in the 2000s. The same trend has been observed in the benthic biomass, small pelagics and other ground fish. Another noticeable change was the increase in the phytoplankton biomass in the 2000s, from 2,254 t km⁻² in the 1980s to 31,702 t km⁻².

The landings of the main fishing target species in the three decades covering in this study are shown in Figure 4. Landings of southern blue whiting increased from the 1980s to the 2000s (0.012 to 0.087 t km⁻²year⁻¹) changing its status from slightly to heavily exploited. The same occurred with skates with landings of 0.003 t km⁻²year⁻¹ in the 1980s and 0.009 t km⁻²year⁻¹ in the 2000s. Although, the landings of southern hake are still important in the system, they declined from 0.150 t km⁻²year⁻¹ in the 1980s to 0.097 t km⁻²year⁻¹ in the 2000s. Also, the landings of kingklip declined from 0.026 to 0.015 t km⁻²year⁻¹ between the 1980s and 2000s (Figure 4).

Mortality coefficients for each functional group across models are shown in Table 5. In hoki, skates and kingklip, other mortalities (M0) decreased from 1980s to 2000s, while fishing mortality (F) increased in hoki and skates, and predation mortality (M2) in kingklip. In the decades of the 1980s and 1990s, M2 was the main source of mortality in southern blue whiting (>90% of Z), but in 2000s M0 (72%) and F (18%) were more important (Table 5).

The flow diagram describing the main mass flows in the system in the 2000s is shown in Figure 5. The main flows in the pelagic realm involved phytoplankton and zooplankton

(1088 t km⁻² year⁻¹), and zooplankton with small pelagics (124.5 t km⁻² year⁻¹), hoki juveniles (48.10 t km⁻² year⁻¹) and southern blue whiting (1.52 t km⁻² year⁻¹). In the demersal realm the main flows involved detritus and benthos (276.1 t km⁻² year⁻¹), and hoki juveniles with hoki adults (5.9 t km⁻² year⁻¹) and southern hake (1.89 t km⁻² year⁻¹). These flows also dominated in the 1980s and 1990s.

The mixed trophic impacts among functional groups in the 2000s are shown in Table 6. Some negative and direct impacts resulted relevant, for example predators on kingklip (-0.67) and hoki (adults) on other demersal fish (-0.49) in the 1980s. In the 1990s the main direct negative impacts were caused by the fishery on skates (-0.70) and hoki adults (-0.53) while predators had a negative impact on kingklip (-0.49). Likewise, in the 2000s the main impacts were the fishery on skates (-0.82) and predators on kingklip (-0.66). Some positive impacts (direct and indirect) resulted important in the 1980s, when the main positive impacts were the fishery on other demersal fish (0.39) and hoki juveniles (0.40). In the 1990s hoki juveniles had a positive impact on southern hake (0.45), while pelagic fish impacted positively southern blue whiting (0.41). Likewise, during the 2000s the main positive impacts were caused by other demersal fish on benthos (0.53).

The keystone (K) and the relative impact (IT) indices of each functional group in the three models are shown in Figure 6. Hoki (adults and juveniles) exhibited the highest K and IT in all periods, followed by zooplankton. Hoki juveniles became increasingly important from the 1980s to the 1990s, reaching the highest K and IT in the 2000s. Demersal fish such southern hake, kingklip, southern blue whiting, and skates exhibited low K and IT in all periods.

Indicators of ecosystem structure and functioning calculated for each model are presented in Table 7. The trend of the majority of Odum's indicators is in agreement with the theoretical trends expected in ecosystems stressed by fishing (Table 2). For example, the P/R ratio must tend to 1 in a mature system and the results show that this ratio exceeded this value in all models with the highest value found in the 2000s (P/R=27.4). The same happened with the P/B ratio, the Finn's cycling index and the mean trophic level of landings, among other indicators (Table 7). The canonical correlation between the models representing the 1980s and the 1990s was 0.99 (p-value<0.05), meaning a similar ecosystem state in both periods. On the other hand, the correlation between models representing 1980s and 2000s (as well as

1990s and 2000s), took values < 1 (e.g., 0.27 and 0.32, $p\text{-value} > 0.05$ in both cases). These results indicate that the system the 2000s was different from years 1980s and 1990s. The slope between models' outputs in the 1980s and the 1990s was 0.99 ($r^2 = 0.97$), while the slopes for the 1980s versus the 2000s and the 1990s versus the 2000s were 1.13 ($r^2 = 0.62$) and 1.22 ($r^2 = 0.73$), respectively (Figure 7). However, these slopes were not significantly different from 1 ($p\text{-value} > 0.05$ in all cases).

4. DISCUSSION

Indicators obtained from the three models representing different periods in the southern Chile marine system indicate a negative change in ecosystem state from the 1980s to the 2000s. These changes are in agreement with the expected trend in stressed ecosystem and are likely related to fishing (Odum, 1969). The system in recent years (the 2000s) was in a greater level of stress compared with the 1980s and the 1990s, which is consistent with the status of the demersal stocks that are either overfished or depleted.

Odum (1969) proposed that the primary production/respiration ratio (P/R) is a functional indicator of the relative maturity of ecosystems and its value should approach the unity in mature systems. In a comparative study of 41 aquatic systems, Christensen and Pauly (1993) found that the majority of systems exhibited P/R values in the range 0.8 – 3.2, although extreme values could be as low as < 0.8 and as high as > 6.4 . The P/R values obtained from models constructed in this work for the southern austral zone of Chile were 1.002, 1.011 and 27.44 for the 1980s, 1990s and 2000s, respectively (Table 6). This may indicate a system closer to maturity in the 1980s and 1990s, and a system moving away from maturity in the 2000s. In our work, two indicators exhibited trends that disagreed with Odum's predictions: the diversity (measured as Shannon's and Simpson's diversity indices) and the respiration/biomass ratio (Table 6). System maturity is characterized by high species diversity and biomass, as well as high presence of big-sized and long-lived species. Results showed a decline in diversity and increased dominance of small-size and short-living species in the studied food web from the 1980s to the 2000s. In mature ecosystems the respiration/biomass ratio tends to be low. However, in the study area the magnitude of this ratio increased from the 1980s to the 2000s.

Mixed trophic analysis indicated noticeable direct and indirect trophic impacts in the system. For example, the highest negative impacts were the fishery on skates (Table 6) and were due to increased landings (Figure 4) and fishing mortality (Table 5) from the 1980s to the 2000s. Additionally, correlation and regression analysis showed that the system during the 2000s was in a different state compared to the 1980s and the 1990s (Figure 7). Therefore, these evidences do not support fully the hypothesis that fishing has altered the whole food web in the study. However, overfishing may have resulted in a stressed ecosystem away from maturity, i.e., low abundance of big-size and long-lived species and dominance of short-size, short-living and fast-growing species (Odum, 1969, 1985). This effect has been also observed in the upwelling system off central Chile (Neira et al., 2004; Neira et al., 2014) and in other ecosystems around the world (Savenkoff et al., 2007).

In terms of functional groups, the biomass of lower trophic levels (e.g., phytoplankton) increased in the 2000s compared to the models representing the 1980s and the 1990s. The opposite trend was found in the biomass of the main demersal fish (i.e., southern hake, skates and kingklip) (Figure 3). Nevertheless the biomass of other species such hoki (juvenile and adults) southern blue whiting and other demersal fish declined from the 1990s to the 2000s. These changes resulted in a decline in the mean trophic level of the catch from 1980s to 2000s. This ecosystem-level process is known as fishing down the food web and has been observed in the statistics of the world fisheries (Pauly et al., 1998) as well as more local fisheries system from Thailand (Christensen, 1998), Canada (Pauly et al., 2001), Chile (Arancibia and Neira, 2005), Uruguay-Argentina (Jaureguizar and Milessi, 2008), India (Bhathal and Pauly, 2008) and Brasil (Freire and Pauly, 2010). The increase in the biomass of functional groups located at intermediate and low trophic levels may have also resulted from trophic cascades in the system triggered by overfishing demersal stocks (Frank et al., 2005; Myers et al., 2007; Heithaus et al., 2008; Ritchie and Johnson, 2009; Andersen and Pedersen, 2010).

Changes in the biomass of demersal fishes between the 1980s and the 2000s affected the majority of ecosystem indicators analyzed, which is consistent with the expected impact of overfishing on ecosystem structure and function (Odum, 1969, 1985; Pauly et al., 1998). These changes may slow down and even prevent the recovery of demersal stocks exploited in southern Chile, affecting fisheries sustainability and ecosystem productivity.

Therefore, the marine system in the south-austral zone of Chile seemed to have changed from a rather stable and mature state during the 1980s and the 1990s towards a stressed state away from maturity in the 2000s. Diversity, mean size and mean trophic level have also declined, likely resulting in a system less resilient to external factors such climate change (Brander, 2007). These changes are typical effects of fishing on ecosystems, then confirming the global negative effects of fishing on ecosystems.

The quality of input data is a critical point to be considered in the construction of any ecosystem model as well as in the analysis of their results. In the case of the food web modeled here, research conducted in the study area has been rather scarce and/or directed to monitor the biomass of demersal stocks. Therefore, little is known about other functional groups in the ecosystem located at lower and higher trophic levels. On the other hand, our understanding of system's complexity (number of components and their interactions) is also far from complete. Likewise, mathematical complexity of models also has limitations. Therefore, the results of this paper need to be analyzed under these limitations that are common to any ecosystem analysis. We encourage research in these areas as to close these knowledge gaps.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank financial support from Dirección de Postgrado de la Universidad de Concepción, Chile and COPAS Sur-Austral CONICYT PIA PFB31 from Universidad de Concepción, Chile.

REFERENCES

- Andersen, K.H. and M. Pedersen. 2010. Damped trophic cascades driven by fishing in model marine ecosystems. *Proc. R. Soc. B.*, 277: 795-802.
- Arancibia, H. and S. Neira. 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Sci. Mar.*, 69: 295-300.
- Arancibia, H., S. Neira, M. Barros, C. Gatica, M. J. Zúñiga, R. Alarcón y E. Acuña. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I. Informe Final Proyecto FIP

- 2008-23. Universidad de Concepción/Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 303 p. + Anexos.
- Bentorcha A., D. Gascuel. and S. Guénette. 2017. Using trophic models to assess the impact of fishing in the Bay of Biscay and the Celtic Sea. *Aquatic Living Resources*. Volume 30, 2017
- Bhathal, B. and D. Pauly. 2008. 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950–2000. *Fish. Res.*, 91: 26–34.
- Brander, K. M. 2007. Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 19709–19714.
- Brander, K. M. 2010. Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems* 79.3 (2010): 389-402.
- Cheung, W. W. L.; Lam, V. W. Y.; Sarmiento, J. L.; Kearney, K.; Watson, R.; Pauly, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235-251.
- Cheung, W. W. L.; Watson, R.; Pauly, D. 2013. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* vol 497, 365-368.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169-185.
- Christensen, V., Pauly, D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. *ICLARM Conf. Proc.*, 26: 390 pp.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *J. Fish Biol.* 53 (suppl. A): 128-142.
- Christensen, V., C.J. Walters and D. Pauly. 2004. *Ecopath with ECOSIM: a User's Guide*. Fisheries Centre Research Reports, Volume 12, University of British Columbia, Vancouver, 154 pp.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R. 2008. *Ecopath with Ecosim 6 User Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2008 Edition, 235 pp.
- Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F. 2008. Ecosystem Overfishing in the Ocean. *PLoS ONE*: e3881. doi:10.1371/journal.pone.0003881 3(12).

- Corrales X., M. Coll, S. Tecchio, J. M. Bellido, A. M. Fernández, I. Palomera. 2015. Ecosystem structure and fishing impacts in the northwestern Mediterranean Sea using a food web model within a comparative approach. *Journal of Marine Systems*. Volume 148, August 2015, Pages 183-199.
- Cury, P. M.; Shin, Y. J.; Planque, B.; Durant, J.M.; Fromentin, J.M.; Kramer-Schadt, S.; Stenseth, N.C.; Travers, M.; Grimm, V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 338–346.
- FAO. 2009. *Climate Change implications for fisheries and aquaculture – Overview of current scientific Knowledge*. Rome, 2009.
- FAO. 2012. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2012*. Rome. 209 pp.
- Frank, K.T., B. Petrie, J.S. Choi and W.C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623.
- Freire, K.M.F. and D. Pauly. 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fish. Res.*, 105: 57-62.
- Geers T.M.; E.K. Pikitch and M.G. Frisk. 2016. An original model of the northern Gulf of Mexico using Ecopath with Ecosim and its implications for the effects of fishing on ecosystem structure and maturity. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. Volume 129, July 2016, Pages 319-331.
- Gunderson L. H. 2000. Ecological resilience—in theory and application. *Annual. Revist. Ecology. Systems*. 31:425–439 pp
- Heithaus, M.R., A. Frid, A.J. Wirsing and B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.*, 23: 202-210.
- Heymans J.J., S. Guénette and V. Christensen 2007. Evaluating Network Analysis Indicators of Ecosystem Status in the Gulf of Alaska Ecosystems (2007) 10: 488–502 DOI: 10.1007/s10021-007-9034-y
- Houk P., J. Cuetos-Bueno, A. M. Kerr, K. McCann. 2017. Linking fishing pressure with ecosystem thresholds and food web stability on coral reefs. *Ecological Monographs* Volume 87 Issue 4
- IFOP. 2014a. *SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.7: Investigación del estatus y posibilidades de explotación*

- biológicamente sustentables en bacalao de profundidad, año 2014: Bacalao de profundidad, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA/septiembre 2014
- IFOP. 2014b. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.2: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de cola, año 2014. Merluza de cola, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA/septiembre 2013
- IFOP. 2014c. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.8: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza del sur, año 2014: Merluza del sur, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA/septiembre 2013
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-637.
- Jaureguizar, A.J. and A.C. Milessi. 2008. Assessing the source of fishing down marine food web process in the Argentinean-Uruguayan common fishing zone. *Sci. Mar.* 72(1): 25-36.
- Jurado-Molina, J., C. Gatica, H. Arancibia, S. Neira and R. Alarcón 2016. A Multispecies Virtual Population Analysis for the Southern Chilean Demersal Fishery, *Marine and Coastal Fisheries*, 8:1, 350-360
- Libralato, S., V. Christensen and D. Pauly. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecol. Model.* 195(3): 153-171
- Link, J. S.; Yemane, D.; Shannon, L. J.; Coll, M.; Shin, J.H.; Hill, L. and Borges, M.F. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES Journal of Marine Science* 67, 787–795.
- Myers, R., J.K. Baum, T.D. Sheperd, S. Powers and C.H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 315: 1846-1850.

- Myers, R.A. and B. Worm. 2005. Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Proc. R. Soc. B.*, 360: 13–20.
- Neira, S., H. Arancibia and L. Cubillos. 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile in 1992 and 1998. *Ecological Modelling*, 172 (2-4): 233-248.
- Neira, S., C. Moloney, V. Christensen, P. Cury, L. Shannon and H. Arancibia. 2014. Analysing changes in the southern Humboldt ecosystem for the period 1970–2004 by means of dynamic food web modelling. *Ecological Modelling* 274 (2014) 41– 49.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*. 104: 262-270.
- Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience*, 35(7): 419-422.
- Pauly, D. 2000. Commentary: fishing down marine food webs, 195-199. En: Paul J. Harrison & T. R. Parson (Eds.). *Fisheries Oceanography: an integrative approach to fisheries ecology and management*. Blackwell Science, Oxford. 347 pp.
- Pauly, D., M.L. Palomares, R. Froese, P. Sa-a, M. Vakily, D. Preikshot and S. Wallace. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 51-62.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson and D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*. 418: 689-695.
- Pinkerton, M. H., and J. M. Bradford-Grieve. 2014. Characterizing food web structure to identify potential ecosystem effects of fishing in the Ross Sea, Antarctica. – *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1542–1553.
- Power, M.E., D. Tilman, J.A. Estes, B.A. Menge, W.J. Bond, L.S. Mills, G. Daily, J.C. Castilla, J. Lubchenco and R.T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience.*, 609-620.
- R Development Core Team, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ritchie, E.G. and C.N. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol. Lett.*, 12: 1-18.

- Savenkoff, C., D.P. Swainb, J.M. Hansonb, M. Castonguaya, M.O. Hammilla, H. Bourdagesa, L. Morissetea, D. Chabota. 2007. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: Comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). *Ecological modelling* 204 (115–128)
- SERNAPESCA (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura). 2011. Descargas Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Anuarios Estadísticos de Pesca. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=54&func=select&id=2.
- Subpesca, 2015. Estado de situación de las principales pesquerías chilenas, 2014. Departamento de pesquerías División de administración pesquera. Subsecretaría y Pesca y Acuicultura.
- Trites, Andrew W., Patricia A. Livingston, Steven Mackinson, Marcelo C. Vasconcellos, Alan M. Springer and Daniel Pauly. 1999. Ecosystem Change and the Decline of Marine Mammals in the Eastern Bering Sea: Testing the Ecosystem Shift and Commercial Whaling Hypotheses. The Fisheries Centre, University of British Columbia. ISSN 1198-6727, Vancouver, Board Canada.
- Ulanowicz, R.E. y J.S. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. *International Journal of Systems Science*, 21(2): 429-437.
- Watson, R. A.; Cheung, W. W. L.; Anticamara, J. A.; Sumaila, R. U.; Zeller, D.; Pauly, D. 2012. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries*. Doi: 10.1111/j.1467-2979.2012.00483.
- Woodworth-Jefcoats P. A., J. J. Polovina, E.A. Howell J. L. Blanchard. 2015. Two takes on the ecosystem impacts of climate change and fishing: Comparing a size-based and a species-based ecosystem model in the central North Pacific. *Progress in Oceanography*. Volume 138, Part B, November 2015, Pages 533-545
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, et al. 2006. Impacts on biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787–790.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, y R.

Watson. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314: 787-790.



LIST OF FIGURES

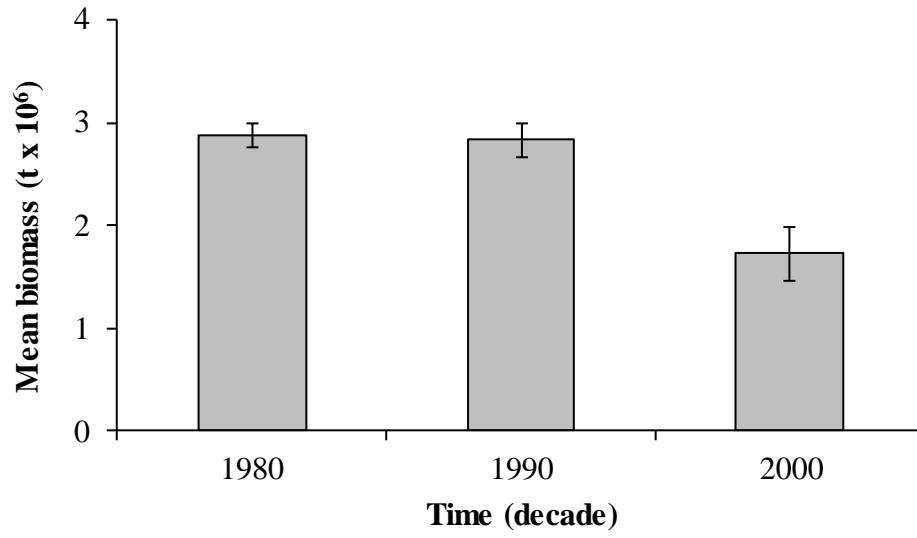
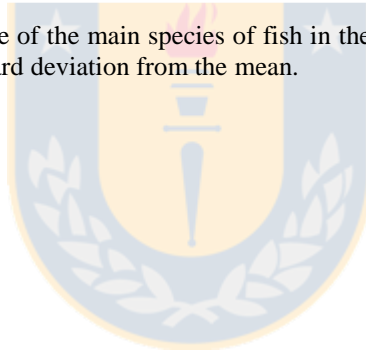


Figure 1. Mean biomass for decade of the main species of fish in the austral south area of Chile. The error bars represent one standard deviation from the mean.



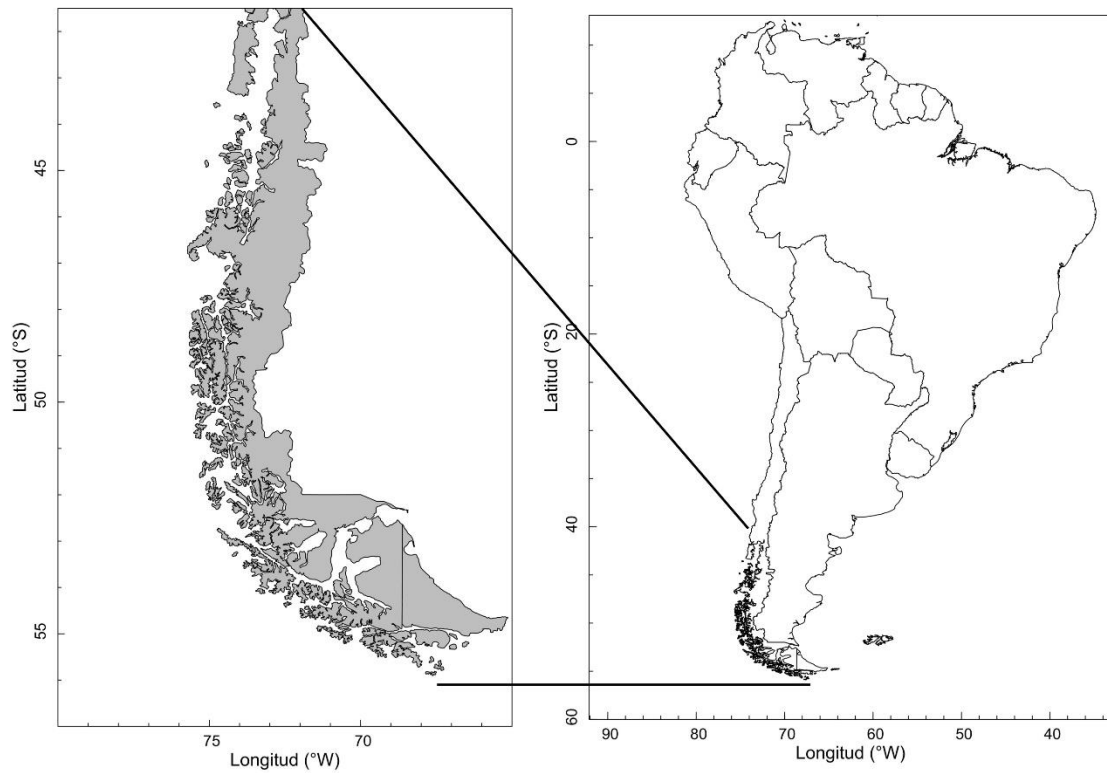
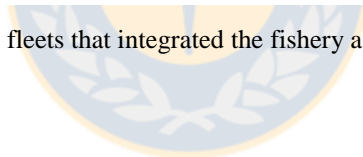


Figure 2. Study area where operate fleets that integrated the fishery austral south area of Chile.



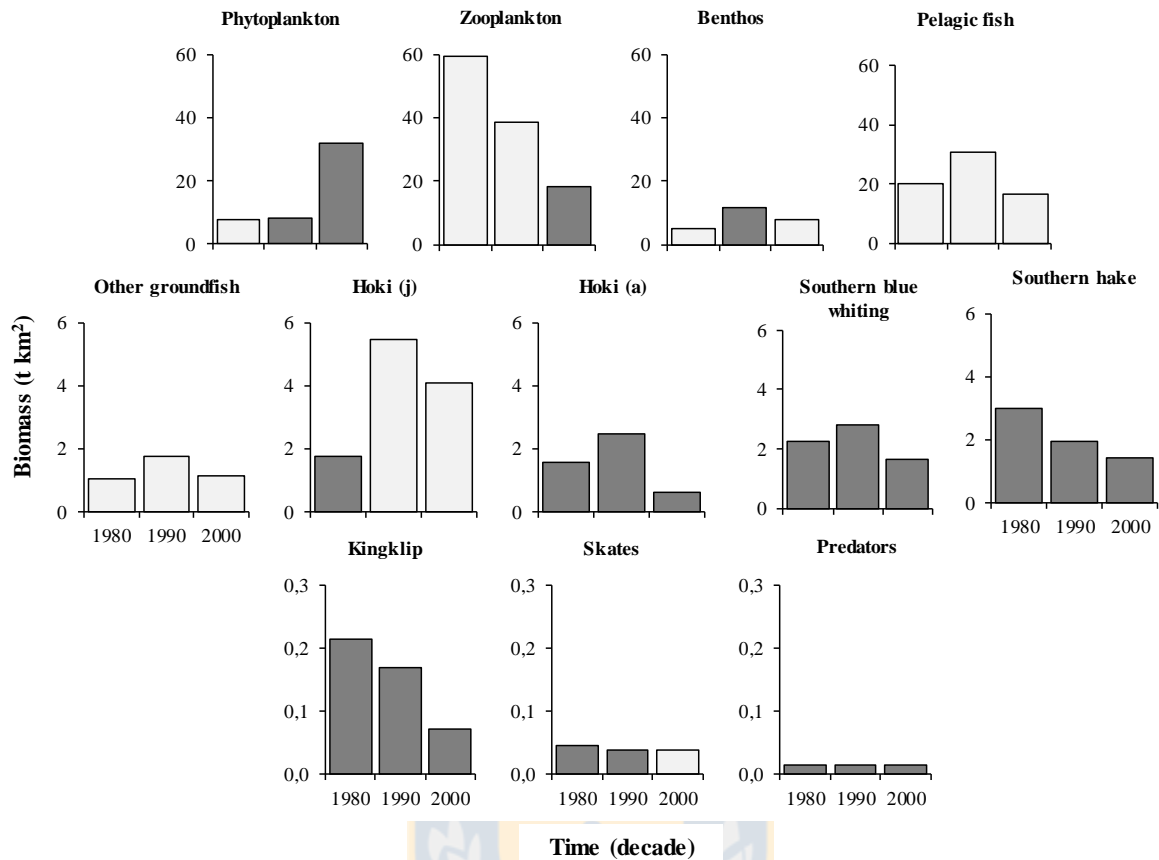


Figure 3. Comparison of biomass of functional groups in the austral south area of Chile for in the 1980s, 1990s and 2000s. Grey bars biomass values are entered into the model as input parameters. The white bars are estimates of the model.

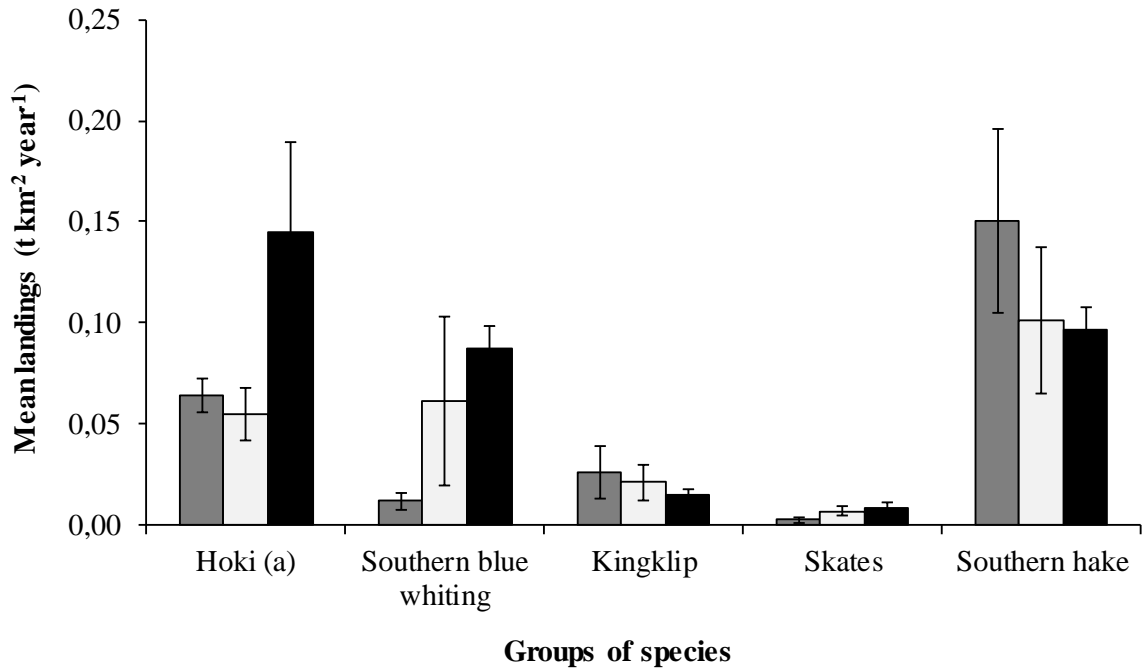
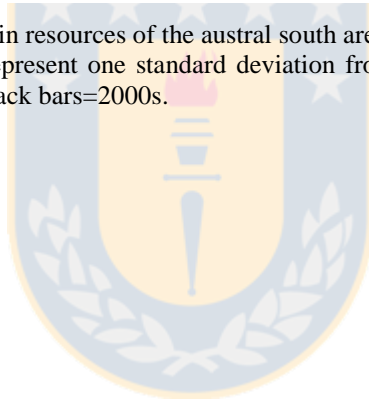


Figure 4. Mean landings of the main resources of the austral south area of Chile for in the 1980s, 1990s and 2000s. The error bars represent one standard deviation from the mean. Key: Gray bars=1980s, white bars=1990s and black bars=2000s.



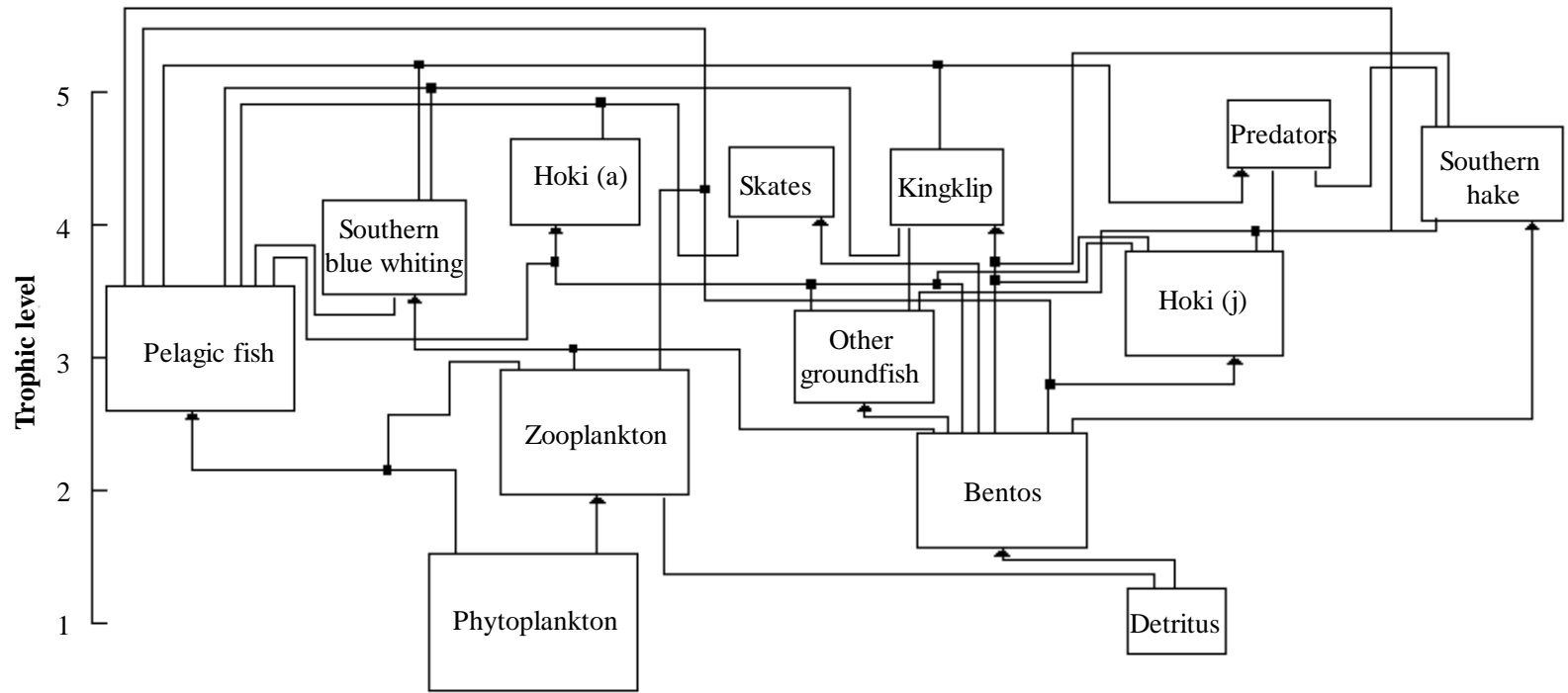


Figure 5. Flow diagram for the model representing the austral south area of Chile marine ecosystem in the 2000s.

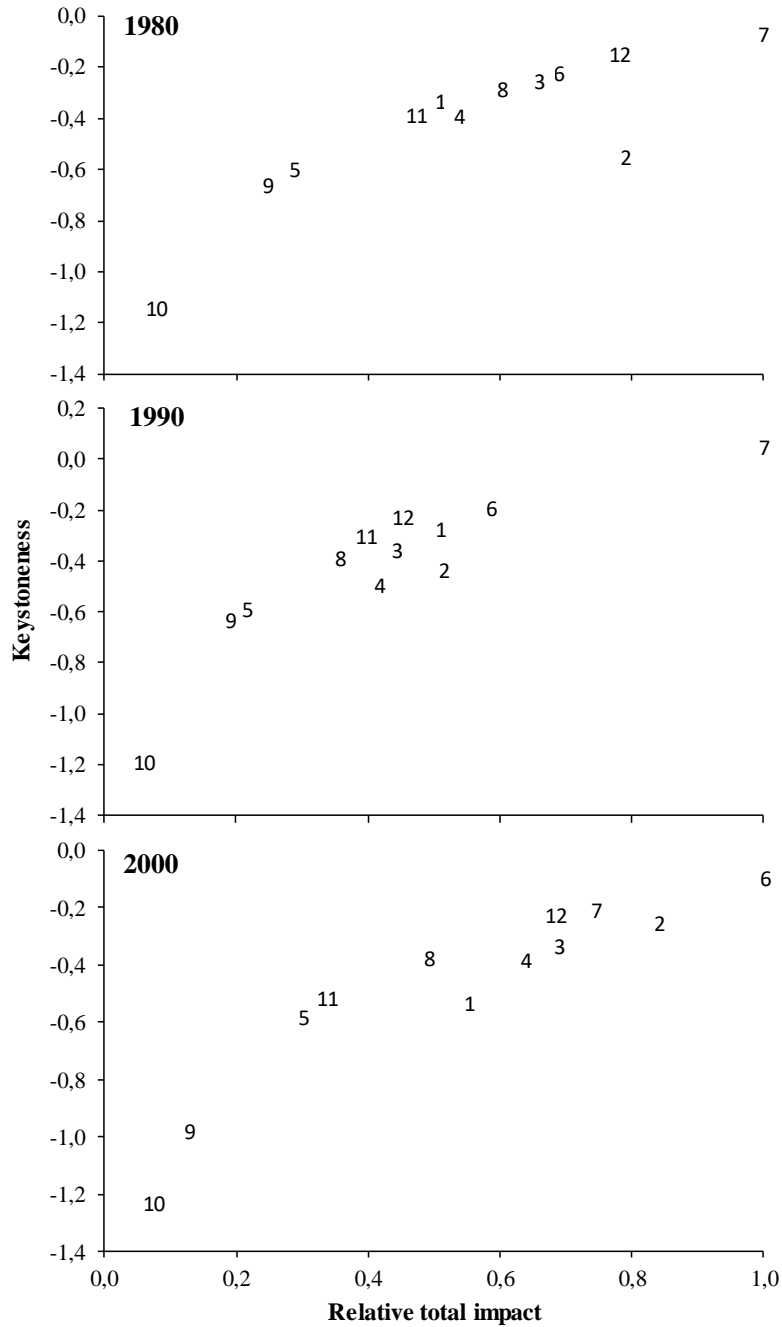


Figure 6. Keystoneness indicator for the functional groups representing the austral south area of Chile marine ecosystem in the 1980s, 1990s and 2000s. In the axis "x" is the relative impact and the axis "y" the key index species. Key: 1=Phytoplankton, 2=Zooplankton, 3=Benthos, 4=Pelagic fish, 5=Other groundfish, 6=Hoki (j), 7=Hoki (a), 8=Southern blue whiting, 9=Kingclip, 10=Stakes, 11=Southern hake and 12=Predators.

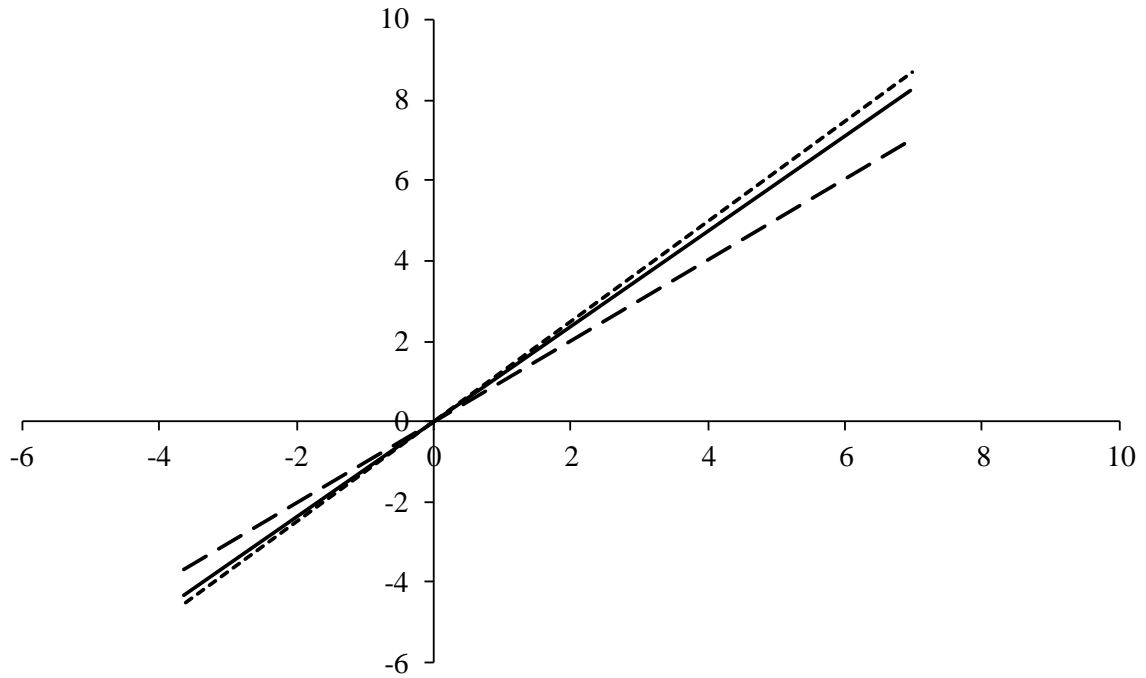


Figure 7. Regression analysis for indicators values for the combination of 1980s-1990s, 1990s-2000s and 1980s-2000s.



LIST OF TABLES

Table 1. Sources of input data for models of the south-southern Chile. Key: 1= model 1980s and 2= 2000s model. Model 1990 taken from Arancibia et al., 2010.

Group name	B_i (t km ⁻²)	P_i/B_i (yr ⁻¹)	Q_i/B_i (yr ⁻¹)	Y_i (t km ⁻² yr ⁻¹)	EE _i	DC
Phytoplankton	Gonzalo et al. (2010 y 2011) ²	Pizarro et al. (2005) ¹ Gonzalo et al. (2010 y 2011) ²	-	-	0.950 ¹	-
Zooplankton	Gonzalo et al. (2010 y 2011) ²	Hutchings et al. (1991) Gonzalo et al. (2010 y 2011) ²	Neira et al. (2004) ¹ Gonzalo et al. (2010 y 2011) ²	-	0.950 ¹	-
Benthos	-	Quiroga et al. (2005) ^{1,2}	Valiela (1995) ^{1,2} Dame (1996) ^{1,2}	-	0.950 ¹ 0.990 ²	-
Pelagic fish	-	Leal y Oyarzún (2002) ^{1,2}	Pauly (1980) ^{1,2} Pauly et al. (1989) ^{1,2}	-	0.950 ¹ 0.990 ²	-
Other groundfish	-	Neira y Arancibia (2004) ^{1,2}	Neira y Arancibia (2004) ^{1,2}	-	0.950 ¹ 0.990 ²	Pool et al. (2004)
Hoki	-	Chong et al. (2007) ^{1,2}	Pool et al. (2004) ^{1,2}	-	0.990 ²	Pool et al. (2004)
Southern blue whiting	-	Estimated using the equation $Z = F+M$ (Beverton y Holt, 1957) ^{1,2}	Pauly (1989) ^{1,2}	Statistics National Fisheries Service (SERNAPESCA) ^{1,2}	-	www.fishbase.org ¹ FIP N° 2013-13 ²
Kingclip	IFOP, 2014 ^{1,2}	Estimated using the equation $Z = F+M$ (Beverton y Holt, 1957) ^{1,2}	Pool et al. (1997) ^{1,2}	-	-	Pool et al. (1997) ^{1,2}
Skates	-	Estimated using the equation $Z = F+M$ (Beverton y Holt, 1957) ^{1,2}	P/Q = 0.2 ^{1,2}	-	0.990 ²	Koen Alonso et al. (2001) ^{1,2}
Southern Hake	-	Estimated using the equation $Z = F+M$ (Beverton y Holt, 1957) ^{1,2}	Pool et al. (1997) ^{1,2}	-	-	Pool et al. (1997) ¹ FIP N° 2006-10 ²
Predators	Guzmán et al. (1996) ^{1,2} Oporto et al. (1997) ^{1,2} Venegas et al. (2001) ^{1,2} Moreno et al. (2007) ^{1,2}	-	Kastelein et al. (2002) ^{1,2} George-Nacimient et al. (1985) ^{1,2} Costa y Prince (1987) ^{1,2}	-	-	Iñiguez y Tossenberger (2007) ^{1,2} George-Nacimient et al. (1985) ^{1,2} Arata y Xavier (2003) ^{1,2}

Table 2. The Odum indicators, the Ecopath derived parameter used to evaluate them and the trends expected in stressed ecosystems.

Index Odum	Parameter EwE	Trends in expected in stressed ecosystems
Total primary production/total respiration	Total primary production/total respiration	< 0 > 1
Total primary production /total biomass	Total primary production/total biomass	High
Total biomass/energy	Total biomass/(Net system production+Sum of all respiratory flows)	Low
Net system production	Net system production	High
Conectance index	Connectance Index	Low
System omnivory index	System Omnivory Index	Low
Sum of all flows to detritus	Sum of all flows into detritus	High
Sum of all the respiration flows	Sum of all respiratory flows	High
Sum of all the respiration flows/total biomass	Sum of all respiratory flows/total biomass	High
Finn's cycling index	Finn's cycling index	Low
Finn's mean path length	Finn's mean path length	Low
Total biomass	Total biomass	Low
Total catch	Total catch	Low
Mean trophic level of the catch	Mean trophic level of the catch	High
Total biomass/total production	Total biomass/total throughput	High
Shannon's Diversity	Shannon's Diversity	Low
Simpson's Diversity	Simpson's Diversity	Low

Table 3. Input data for the Ecopath models that represent the food web of the ecosystem austral south area of Chile in the 1980s, 1990s and 2000s. Values in bold indicates Ecopath estimates.

Group name	B_i (t km ⁻²)	P_i/B_i (yr ⁻¹)	Q_i/B_i (yr ⁻¹)	Y_i (t km ⁻² yr ⁻¹)	F_i (yr ⁻¹)	M_{0i} (por año)	M_{2i} (yr ⁻¹)	EE _i	GE _i
Model 1980									
1. Phytoplankton	7,632	137,000				6,850	130,150	0,950	
2. Zooplankton	59,494	13,000	31,707			0,650	12,350	0,950	0,410
3. Benthos	4,975	2,700	36,000			0,135	2,565	0,950	0,075
4. Pelagic fish	20,049	1,150	10,000			0,058	1,093	0,950	0,115
5. Other groundfish	1,008	0,700	3,500			0,035	0,665	0,950	0,200
6. Hoki (j)	1,741	3,000	12,710			0,048	2,952	0,984	0,236
7. Hoki (a)	1,575	0,590	7,500	0,063	0,040	0,548	0,002	0,071	0,079
8. Southern blue whiting	2,241	0,329	9,600	0,011	0,005	0,025	0,299	0,923	0,034
9. Kingklip	0,213	0,957	1,400	0,014	0,066	0,546	0,345	0,429	0,684
10. Skates	0,044	0,248	1,240	0,002	0,045	0,203		0,183	0,200
11. Southern hake	2,963	0,310	0,679	0,126	0,043	0,221	0,046	0,287	0,457
12. Predators	0,014	0,010	20,850			0,010		0,000	0,00048
13. Detritus								0,993	
Model 1990									
1. Phytoplankton	8,000	137,000				31,471	105,529	0,770	
2. Zooplankton	38,700	13,000	31,707			0,130	12,870	0,990	0,410
3. Benthos	11,641	2,700	36,000			0,373	2,327	0,862	0,075
4. Pelagic fish	30,760	1,150	10,000	0,031	0,001	0,011	1,137	0,990	0,115
5. Other groundfish	1,743	0,700	3,500	0,005	0,003	0,007	0,690	0,990	0,200
6. Hoki (j)	5,435	2,000	12,710			0,020	1,980	0,990	0,157
7. Hoki (a)	2,459	0,590	11,300	0,070	0,028	0,560	0,001	0,050	0,052
8. Southern blue whiting	2,821	0,329	9,600	0,014	0,005	0,071	0,253	0,785	0,034
9. Kingklip	0,169	0,680	1,400	0,043	0,254	0,056	0,369	0,917	0,486
10. Skates	0,038	0,248	1,240	0,004	0,105	0,143		0,424	0,200
11. Southern Hake	1,914	0,310	0,754	0,180	0,094	0,168	0,048	0,457	0,411
12. Predators	0,014	0,010	20,850			0,010		0,000	0,00048
13. Detritus	500,000							0,976	
Model 2000									
1. Phytoplankton	31,702	367,624				332,002	35,622	0,097	
2. Zooplankton	18,130	93,623	120,000			48,018	45,605	0,487	0,780
3. Benthos	7,668	2,700	36,000			0,027	2,673	0,990	0,075
4. Pelagic fish	16,602	1,150	10,000	0,205	0,0123	0,011	1,126	0,990	0,115
5. Other groundfish	1,141	0,700	3,500	0,001	0,001	0,007	0,692	0,990	0,200
6. Hoki (j)	4,054	2,000	16,950			0,020	1,980	0,990	0,118
7. Hoki (a)	0,624	0,530	11,300	0,054	0,087	0,439	0,004	0,172	0,047
8. Southern blue whiting	1,620	0,290	9,600	0,085	0,052	0,210	0,028	0,276	0,030
9. Kingklip	0,070	0,650	1,400	0,018	0,257	0,005	0,388	0,993	0,464
10. Skates	0,037	0,330	1,240	0,012	0,327	0,003		0,990	0,266
11. Southern Hake	1,388	0,640	1,560	0,099	0,071	0,482	0,087	0,247	0,410
12. Predators	0,014	0,010	20,850			0,010		0,000	0,00048
13. Detritus								0,060	

Table 4. Diet composition of predators in Ecopath models that represent the food web of the ecosystem austral south area of Chile in the 1980s, 1990s and 2000s.

Prey/predator	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Model 1980											
1. Phytoplankton	0,50		0,25								
2. Zooplankton	0,30		0,75		0,70	0,74	0,98				
3. Benthos				1,00	0,20	0,11	0,16	0,20	0,50		
4. Pelagic fish					0,10	0,39	0,74	0,10	0,50	0,33	0,17
5. Other groundfish						0,49		0,29			
6. Hoki (j)						0,28		0,40		0,82	0,36
7. Hoki (a)									0,60		
8. Southern blue whiting						0,39		0,40		0,76	0,15
9. Kingklip									0,20		0,25
10. Skates											
11. Southern Hake								0,20		0,65	
12. Predators											
13. Detritus	0,20	1,00									
Import						0,14		0,22	0,82	0,10	0,80
Model 1990											
1. Phytoplankton	0,50		0,75								
2. Zooplankton	0,30		0,25		0,70	0,71	0,10				
3. Benthos				1,00	0,20	0,13	0,16	0,20	0,50		
4. Pelagic fish					0,10	0,29	0,74	0,10	0,50	0,30	0,18
5. Other groundfish						0,48		0,29			
6. Hoki (j)						0,34		0,40		0,83	0,38
7. Hoki (a)									0,60		
8. Southern blue whiting						0,23		0,40		0,70	0,15
9. Kingklip									0,20		0,22
10. Skates											
11. Southern Hake								0,20		0,60	
12. Predators											
13. Detritus	0,20	1,00									
Import						0,14		0,22	0,82	0,10	0,84
Model 2000											
1. Phytoplankton	0,50		0,25								
2. Zooplankton	0,30		0,75		0,70		0,98				
3. Benthos				1,00	0,20	0,25	0,16	0,20	0,50	0,28	
4. Pelagic fish					0,10	0,25	0,74	0,10	0,50	0,40	0,17
5. Other groundfish						0,10		0,29		0,26	
6. Hoki (j)						0,85		0,40		0,87	0,35
7. Hoki (a)									0,60		
8. Southern blue whiting								0,40			0,14
9. Kingklip									0,20		0,90
10. Skates											
11. Southern Hake								0,20		0,33	0,16
12. Predators											
13. Detritus	0,20	1,00									
Import								0,22	0,82		0,83

Table 5. Mortality coefficients calculated for each functional group in the austral south area of Chile from Ecopath model results. Key: Z = total mortality; F = fishing mortality; M2 = predation mortality; M0 = other mortalities, independent fishing and predation.

Groups	1980			1990			2000		
	F/Z	M2/Z	M0/Z	F/Z	M2/Z	M0/Z	F/Z	M2/Z	M0/Z
Pelagic fish	0	95	5	0	99	1	1	98	1
Other groundfish	0	95	5	0	99	1	0	99	1
Hoki (j)	0	98	2	0	99	1	0	99	1
Hoki (a)	7	0	93	5	0	95	16	1	83
Southern blue whiting	1	91	8	2	77	21	18	10	72
Kingclip	7	36	57	37	54	8	40	60	1
Skates	18	0	82	42	0	58	99	0	1
Southern Hake	14	15	71	30	15	54	11	14	75



Table 6. Mixed trophic impacts between functional groups of the model representing austral south area of Chile marine ecosystem in the 1980s, 1990s and 2000s. In bold and underlined the highest impacts

Impacting / Impacted	Phytoplankton	Zooplankton	Benthos	Pelagic fish	Other groundfish	Hoki (j)	Hoki (a)	Southern blue whiting	Kingklip	Skates	Southern Hake	Predators	Detritus	Fishery
<i>Model 1980</i>														
Phytoplankton	-0,218	0,216	-0,131	0,246	-0,171	0,097	0,057	0,127	-0,075	-0,041	0,053	0,076	-0,104	0,048
Zooplankton	<u>-0,453</u>	<u>-0,532</u>	-0,258	0,161	-0,282	0,230	0,040	0,064	-0,082	-0,080	0,114	0,099	-0,235	0,076
Benthos	0,017	-0,016	<u>-0,375</u>	-0,038	<u>0,551</u>	0,059	0,064	0,018	0,146	-0,003	0,018	0,054	-0,190	0,040
Pelagic fish	0,036	-0,073	-0,009	<u>-0,339</u>	-0,118	-0,073	0,146	<u>0,380</u>	-0,138	-0,004	-0,018	0,108	0,052	0,042
Other groundfish	-0,004	0,003	-0,157	0,019	-0,196	-0,035	0,016	-0,023	0,187	-0,004	-0,024	0,034	0,049	0,002
Hoki (j)	0,004	-0,004	-0,156	0,007	-0,160	-0,167	0,002	-0,132	0,018	-0,229	<u>0,393</u>	0,285	0,053	0,222
Hoki (a)	0,011	-0,020	0,229	0,151	<u>-0,497</u>	<u>-0,406</u>	-0,143	<u>-0,362</u>	-0,158	0,001	-0,266	-0,209	-0,060	0,066
Southern blue whiting	-0,029	0,055	-0,165	<u>-0,467</u>	-0,044	0,034	-0,138	-0,284	-0,005	-0,059	0,040	0,031	0,016	0,019
Kingklip	0,001	-0,001	0,014	0,002	-0,065	0,005	-0,029	0,001	-0,190	-0,017	-0,021	0,203	-0,004	0,032
Skates	-0,001	0,001	-0,013	-0,009	0,029	0,024	-0,048	0,021	-0,002	-0,008	0,013	0,009	0,004	0,004
Southern Hake	0,000	-0,001	-0,018	0,016	0,190	-0,037	-0,242	0,036	0,015	-0,287	<u>-0,412</u>	-0,002	0,006	0,273
Predators	0,001	-0,002	0,001	0,025	0,060	-0,023	0,032	-0,043	<u>-0,670</u>	0,022	0,007	-0,176	0,001	-0,032
Detritus	-0,074	0,078	<u>0,574</u>	-0,005	<u>0,494</u>	0,105	0,072	0,031	0,130	-0,019	0,041	0,073	0,000	0,055
Fishery	-0,009	0,017	-0,195	-0,135	<u>0,364</u>	<u>0,378</u>	<u>-0,644</u>	0,295	0,016	<u>-0,853</u>	-0,039	0,157	0,051	-0,202
<i>Model 1990</i>														
Phytoplankton	-0,262	0,200	-0,080	<u>0,427</u>	-0,157	0,086	0,088	0,243	-0,099	-0,052	0,043	0,124	-0,024	0,073
Zooplankton	<u>-0,363</u>	<u>-0,449</u>	-0,182	-0,134	-0,197	<u>0,303</u>	0,016	-0,113	-0,010	-0,078	0,157	0,072	-0,088	0,063
Bentos	0,031	-0,035	<u>-0,463</u>	-0,019	<u>0,485</u>	0,038	0,047	0,027	0,129	-0,004	0,006	0,042	<u>-0,325</u>	0,035
Pelagic fish	-0,107	-0,100	0,015	<u>-0,341</u>	-0,078	-0,088	0,106	<u>0,399</u>	-0,126	-0,017	-0,047	0,117	0,028	0,055
Other groundfish	-0,007	0,008	-0,116	0,007	-0,127	-0,015	-0,002	-0,013	0,212	-0,026	-0,026	0,038	0,071	0,025
Hoki (j)	0,030	-0,021	-0,212	-0,054	-0,247	-0,145	0,036	-0,186	0,012	-0,228	<u>0,437</u>	0,289	0,142	0,217
Hoki (a)	-0,036	-0,009	0,269	0,154	<u>-0,548</u>	<u>-0,654</u>	-0,117	<u>-0,443</u>	-0,218	0,142	<u>-0,411</u>	<u>-0,331</u>	-0,166	-0,072
Southern blue whiting	0,059	0,060	-0,098	<u>-0,373</u>	-0,015	0,054	-0,089	-0,230	0,000	-0,041	0,063	0,067	0,040	0,012
Kingklip	0,002	-0,001	-0,012	-0,006	-0,002	0,045	-0,063	0,021	-0,133	-0,069	-0,025	0,202	0,008	0,082
Skates	0,002	0,000	-0,013	-0,007	0,026	0,031	-0,041	0,021	-0,001	-0,015	0,015	0,013	0,008	0,012
Southern hake	0,003	-0,001	-0,054	-0,007	0,180	0,124	-0,248	0,070	-0,037	<u>-0,335</u>	-0,287	0,048	0,035	<u>0,316</u>
Predators	-0,005	-0,003	0,015	0,025	0,005	-0,038	0,042	-0,057	<u>-0,506</u>	0,045	0,006	-0,125	-0,008	-0,051
Detritus	-0,042	0,075	<u>0,500</u>	-0,046	<u>0,446</u>	0,099	0,050	0,004	0,127	-0,019	0,037	0,057	0,000	0,048
Fleet1	0,029	0,008	-0,203	-0,127	<u>0,379</u>	<u>0,497</u>	<u>-0,616</u>	<u>0,335</u>	-0,120	-0,870	-0,085	0,190	0,125	-0,185

<i>Model 2000</i>														
Phytoplankton	-0,221	0,220	-0,152	0,259	-0,147	0,143	-0,005	0,076	-0,090	-0,123	0,038	0,104	-0,075	0,126
Zooplankton	<u>-0,458</u>	<u>-0,530</u>	-0,267	0,144	<u>-0,332</u>	0,216	0,070	0,022	-0,107	-0,090	0,090	0,109	-0,184	0,086
Bentos	0,022	-0,021	<u>-0,368</u>	-0,049	<u>0,547</u>	0,034	0,086	0,042	0,164	0,026	0,036	0,030	-0,233	0,012
Pelagic fish	0,032	-0,062	-0,073	-0,251	0,075	0,140	-0,158	0,261	-0,147	<u>-0,312</u>	-0,030	0,197	0,066	<u>0,333</u>
Other groundfish	-0,004	0,003	-0,102	0,025	-0,140	-0,039	0,035	-0,017	0,221	-0,015	-0,019	0,005	0,038	0,018
Hoki (j)	0,005	-0,001	-0,186	-0,100	<u>-0,561</u>	<u>-0,424</u>	<u>0,398</u>	-0,188	-0,070	-0,024	<u>0,326</u>	0,207	0,073	0,032
Hoki (a)	0,001	-0,003	0,207	0,064	<u>-0,320</u>	<u>-0,356</u>	<u>-0,384</u>	0,096	-0,165	-0,012	-0,235	-0,155	-0,078	0,059
Southern blue whiting	-0,019	0,035	-0,058	<u>-0,406</u>	-0,061	-0,027	0,005	-0,280	0,003	0,027	-0,019	0,018	0,001	-0,049
Kingklip	0,001	-0,003	0,002	0,027	-0,015	0,014	-0,018	-0,055	-0,061	-0,011	-0,021	0,083	0,001	0,031
Skates	0,000	0,000	-0,014	0,000	0,023	0,026	-0,041	-0,016	-0,015	-0,022	0,010	0,007	0,006	0,019
Southern Hake	0,001	-0,004	0,016	0,053	0,100	-0,047	-0,146	-0,069	-0,078	-0,138	<u>-0,314</u>	0,087	-0,004	0,131
Predators	0,005	-0,009	0,016	0,100	0,013	0,003	0,035	-0,178	<u>-0,529</u>	0,029	-0,133	-0,076	-0,001	-0,032
Detritus	-0,070	0,074	<u>0,579</u>	-0,020	<u>0,481</u>	0,077	0,100	0,047	0,143	0,008	0,054	0,052	0,000	0,029
Fishery	0,010	-0,017	-0,152	0,162	0,281	<u>0,346</u>	<u>-0,474</u>	<u>-0,497</u>	-0,168	<u>-0,914</u>	-0,075	0,054	0,069	-0,118

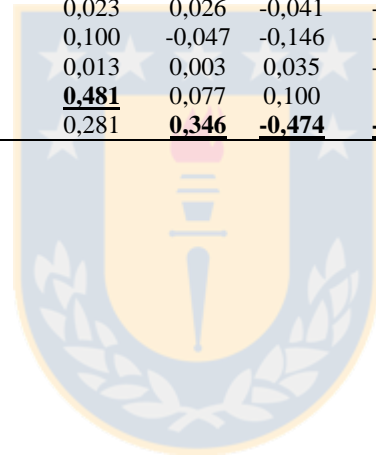
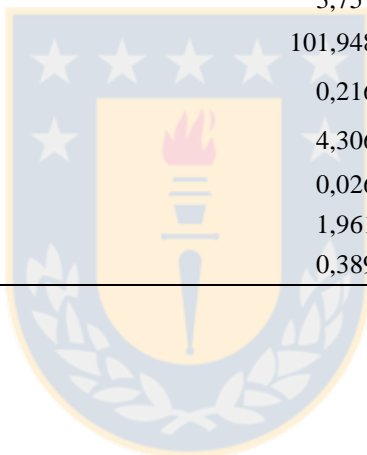


Table 7. Odum's indices to characterize stress and maturity of the austral Chile marine ecosystem during the 1980s, 1990s and 2000s

Index	1980	1990	2000	Units
Total primary production/total respiration	1,002	1,011	27,446	
Total primary production/total biomass	10,256	10,569	140,331	
Total biomass/energy	0,098	0,095	0,007	
Net system production	2,154	12,443	11.229,790	t/km ² year
Conectance index	0,257	0,257	0,259	
System omnivory index	0,229	0,204	0,192	
Sum of all flows to detritus	560,113	680,686	11.940,570	t/km ² year
Sum of all the respiration flows	1.043,435	1.083,557	424,630	t/km ² year
Sum of all the respiration flows/total biomass	10,235	10,449	5,113	/year
Finn's cycling index	27,660	18,900	4,365	% of T
Finn's mean path length	3,757	3,515	2,258	
Total biomass	101,948	103,695	83,050	t/km ²
Total catch	0,216	0,347	0,474	t/km ² year
Mean trophic level of the catch	4,306	3,973	3,700	
Total biomass/total production	0,026	0,027	0,003	
Shannon's Diversity	1,961	2,409	2,367	
Simpson's Diversity	0,389	0,251	0,245	



CAPÍTULO II

EVALUACIÓN DE IMPACTOS DE LA PESCA EN LA ZONA SUR-AUSTRAL DE CHILE (42°28.6'S-57°00'S) ENTRE 1980 Y 2010 MEDIANTE INDICADORES ECOSISTÉMICOS

Artículo en preparación

Danetcy Marmol^{a,b} y Sergio Neira^b

^aPrograma de Magister en Ciencias con mención en Pesquerías, Universidad de Concepción, Chile

^bDepartamento de Oceanografía y Programa COPAS Sur-Austral, Universidad de Concepción, Chile

RESUMEN

Los indicadores ecológicos permiten evaluar el estado y tendencia de los ecosistemas marinos, apoyando así a la implementación del Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP). La pesquería sur-austral de Chile se evalúa y maneja usando enfoques monoespecíficos, aun cuando se reconoce que se trata de una pesquería multiespecífica y que la Ley General de Pesca y Acuicultura mandata el uso del EPP. En este trabajo se utilizó un set de nueve indicadores ecológicos (biomasa, presión pesquera, nivel trófico de desembarques, entre otros) para caracterizar el estado y la tendencia de este ecosistema en las últimas tres décadas. Los seis indicadores que permiten evaluar el estado del ecosistema disminuyeron en forma gradual. En cuanto a las tendencias de cambio, las series de tiempo de los indicadores mostraron una pendiente negativa y significativa en el largo plazo (1980-2010), excepto en el indicador esperanza de vida que mostró una pendiente positiva. El análisis de las tendencias lineales estandarizadas de los indicadores mostró cambios negativos significativos en la pendiente para la serie de tiempo completa (1980-2010). Sin embargo, en dos de ellos las pendientes fueron positivas (esperanza de vida y el índice de vulnerabilidad intrínseca). El análisis comparativo entre décadas reveló que las tendencias recientes (2001-2010) en los indicadores no fueron las mismas (no todos disminuyeron). Sin embargo, se

detectó disminuciones significativas en la mayoría de los indicadores ecológicos a largo plazo (1980-2010). La comparación de la tendencia a corto plazo en el ecosistema a través de los años (1980, 1990 y 2000), no fueron consistentes, siendo los años 90 el período más impactado por la pesca. Sin embargo, el análisis del estado mostró que la pesca tuvo su mayor impacto en el período más reciente (i.e., 2000s). Para el caso que involucra tanto el estado como la tendencia a corto y largo plazo, los resultados si fueron consistentes mostrando un sistema más impactado por la pesca en los años 2000. Esto podría sugerir que este ecosistema aún experimenta un aumento en la presión y que las medidas de manejo no son lo suficientemente estrictos o no han tenido el tiempo suficiente para promover la recuperación de algunas pesquerías (sobreeplotadas o colapsadas) y el ecosistema. Se concluye que las pesquerías que se llevan a cabo en la zona sur-austral de Chile han generado cambios en el estado y la tendencia del ecosistema.

Palabras claves: Enfoque Ecosistémico Pesquero, Indicadores ecológicos, Pesquerías demersales, Sur-austral de Chile.

1. INTRODUCCIÓN

Históricamente, la pesca ha sido una de las actividades humanas más importantes en el ambiente marino. La sobrepesca ha ocasionado varios cambios en los ecosistemas marinos, dentro de los que se cuenta la disminución de organismos predadores. Este fenómeno conocido como *fishing down the food webs* (Pauly et al., 1998; Christensen et al, 2003; Arancibia y Neira, 2005), ha causado impactos tróficos directos e indirectos en los ecosistemas, alterando tanto su estructura como su funcionamiento (Jackson et al., 2001; Lotze et al., 2006).

A escala global, la comunidad científica viene sugiriendo la adopción de medidas enmarcadas en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO y recomendando directrices para la minimización de los efectos de sobreeplotación de los océanos. En este contexto, surge el Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP) como eje fundamental para resguardar el uso sostenible de los recursos pesqueros y sus ecosistemas, considerando al ser humano como integrante de los mismos. El EEP representa una combinación de dos perspectivas diferentes, a saber: la ordenación de los ecosistemas y la ordenación de las pesquerías (FAO, 2010). Este paradigma toma como base las prácticas de ordenación

pesquera actuales y reconoce más explícitamente la interdependencia entre el bienestar de los seres humanos y los ecosistemas. Por lo tanto, el EEP resalta la necesidad de mantener la integridad de los ecosistemas para producción y sustentabilidad pesquera actual y futura (García et al, 2003; FAO, 2009).

El estudio de los ecosistemas marinos y el impacto que puede causar la pesca sobre ellos comenzó en la década de los 80s (Trites et al., 1999; Savenkoff et al., 2007; Heymans et al., 2007; Gascuel 2009). Sin embargo, con la aceptación del EEP se requiere de métricas e indicadores que permitan evaluar y monitorear los ecosistemas y no sólo algunos de sus componentes. De este modo el uso de indicadores ecológicos es de gran utilidad en ciencia pesquera, ya que permite cuantificar el impacto de la(s) pesquería(s), identificar posibles cambios de régimen ecológico causados tanto por la pesca como por la variabilidad ambiental y, también, proporcionan información sobre la evolución de los ecosistemas explotados (Jouffre et al., 2010; Woodworth-Jefcoats et al., 2015). Un ejemplo de ello es la disminución significativa del nivel trófico de los desembarques en el mar de Irlanda entre los años 1996 y 2005 (Shin et al., 2010). Por otro lado, el sistema del Mar Báltico afrontó un cambio de régimen a finales de la década de los 1980s, cuando luego de la sobrepesca el bacalao dejó de ser una especie dominante en el sistema siendo reemplazado por peces clupeidos (Mollmann et al., 2009). Este cambio influyó significativamente en la estructura y el funcionamiento del ecosistema, incluyendo el estado de los recursos pesqueros (Mollmann et al., 2009). En las últimas dos décadas ha surgido un gran interés por desarrollar indicadores ecológicos para apoyar el EEP (Savenkoff et al., 2007; Heymans et al., 2007; Gascuel 2009; Bundy et al., 2010; Shin y Shannon, 2010; Lassalle et al., 2013). Una propuesta de indicadores ecológicos para evaluar los impactos de la presión de la pesca en los ecosistemas y proporcionar apoyo a la toma de decisiones bajo un enfoque ecosistémico es la del grupo Indicators for the Sea (IndiSeas; Shin y Shannon, 2010; Shin et al., 2012). Estos indicadores ecológicos pueden calcularse usando modelos ecosistémicos o a partir de series históricas de biomasa y desembarcos generadas en la zona de estudio (Shin et al., 2010a).

En la zona sur-austral de Chile (41°28,6'S a 57°00'S), la pesquería se sustenta principalmente en especies de peces demersales tales como merluza del sur (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), bacalao de profundidad

(*Dissostichus eleginoides*) y rayas (*Zearaja* spp.) (Arancibia et al., 2010; Jurado-Molina et al., 2016). En la década de los ochenta estas especies representaron, en promedio, el 70% de los desembarques totales del sistema. Sin embargo, en la última década su contribución fue de tan sólo el 27%. En este último periodo las especies demersales dominantes fueron reemplazadas por peces pelágicos como la sardina común (*Strangomera bentincki*), anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina austral (*Sprattus fuegensis*) y jurel (*Trachurus murphyi*). En el caso del congrio dorado y la merluza del sur, los máximos desembarques se produjeron a finales de la década de los ochenta, con 14 mil t y 69 mil t respectivamente (SERNAPESCA, 2011). Esta disminución en los desembarques se explica por una caída drástica de la biomasa total de estas especies. Por ejemplo, para la merluza de cola con una disminución del 70% (Figura 1a; IFOP, 2014b). Luego se puede mencionar a la merluza del sur la disminución alcanzó al 23%, (Figura 1a; IFOP, 2014c). En el caso del bacalao esta disminución correspondió al 80% (Figura 1b; IFOP, 2014a). En conjunto, la biomasa de las especies que sustentan la pesquería demersal austral disminuyó en más del 40% en las últimas tres décadas (Figura 1c). Bajo este contexto, el objetivo de este trabajo es cuantificar el impacto de la pesca en la zona sur-austral de Chile, utilizando indicadores ecosistémicos contruidos con información biológica y pesquera. La hipótesis de este estudio es que la explotación de los recursos pesqueros demersales de la zona sur-austral de Chile ha afectado el estado (situación temporal cuya condición está sujeta a cambio) y las tendencias (patrón de comportamiento durante un periodo) del ecosistema.

2. METODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a la zona sur-austral de Chile ($41^{\circ}28,6'S$ a $57^{\circ}00'S$), donde se desarrollan importantes actividades pesqueras tanto artesanal (en aguas interiores hasta las cinco millas náuticas medidas desde las líneas de base rectas) como industrial (cuyo límite corresponde a la línea imaginaria trazada a una distancia de 80 millas marinas, medidas desde las líneas de base rectas; Figura 2). En total el área de estudio comprende unos 290.000 km^2 .

2.2. Indicadores ecosistémicos

Para evaluar los efectos de la pesca sobre el estado y la tendencia del ecosistema de la zona de estudio, se utilizó la metodología planteada por el programa científico “Indicators for the Seas” (<http://www.indiseas.org>). Este grupo de trabajo evalúa los efectos de la pesca sobre el estado de los ecosistemas marinos, mediante la integración de indicadores sencillos y disponibles tales como la biomasa, la talla media de captura y el nivel trófico, entre otros. En este sentido, el supuesto es que la integración de estos indicadores refleja los procesos ecológicos, sociales o económicos que ocurren en el ecosistema y que entonces su uso permite el seguimiento de los cambios en el ecosistema que son atribuibles a la presión pesquera (Blanchard et al., 2010; Coll et al., 2010; Shin et al., 2010a). La condición es que los indicadores sean medibles o estimados de forma rutinaria, y los datos de series de tiempo históricos estén disponibles para el ecosistema marino explotado a analizar. Si estos supuestos y condiciones se cumplen, este conjunto de indicadores permite evaluar el estado (situación temporal cuya condición está sujeta a cambio) y las tendencias (patrón de comportamiento durante un periodo) de los ecosistemas explotados (Blanchard et al., 2010; Coll et al., 2010; Shin et al., 2010a). Los indicadores se expresan de forma que una disminución en su magnitud indique efecto negativo en el ecosistema.

- I. **Biomasa (B)**: Se espera que la biomasa total de peces en el ecosistema disminuya con la presión de pesca. Sin embargo, la interpretación debe realizarse con cuidado; en algunos casos, a medida que las especies son capturadas y su biomasa se reduce, otras especies podrían aumentar en abundancia y reemplazar estas especies en la trama trófica. Por ejemplo, con la remoción de los predadores tope, puede esperarse que los niveles tróficos inferiores aumenten. Este indicador no se usará para caracterizar el estado del ecosistema, aunque no todos los datos del crucero proveen estimados absolutos de biomasa, por lo que no son comparables entre especies o ecosistemas (debido a diferencias en la capturabilidad de las especies y a la cobertura espacio temporal del crucero). Entonces, la “biomasa” se usa para comparar la tendencia del ecosistema en el tiempo. Esta se obtendrá de las evaluaciones de stock para cada especie obtenidas de informes realizados por el Instituto de Fomento Pesquero IFOP. La biomasa es el producto del número de individuos existentes (N_t) por el peso promedio (w_t) que tiene cada individuo en cada momento o edad (t). Es decir, para cada instante t :

$$B = N_t * w_t \quad (1)$$

- II. **Inverso de la presión pesquera (IPP)**: se mide como el inverso nivel de explotación o la presión de pesca total sobre el ecosistema. Este indicador disminuye cuando aumenta la presión de pesca, lo que se considera negativo para el ecosistema explotado. Así como B_T , este indicador es utilizado solamente para comparar la tendencia del ecosistema, ya que como ya se mencionó los estimados de biomasa absoluta generalmente no están disponibles.

$$IPP = B/D \quad (2)$$

donde, B es la biomasa y D los desembarques.

- III. **Longitud media (\bar{L})**: se espera que disminuya bajo la presión de pesca por varias razones, a saber: (i) las especies de mayor tamaño son generalmente las primeras en ser objetivo de la pesca debido a su mayor valor económico; (ii) los artes de pesca son tamaño selectivos y a menudo diseñados para capturar peces de tamaño grande;

(iii) los peces longevos (y de gran tamaño) en la población se vuelven escasos debido a las razones anteriores y a que son más vulnerables por sus bajas tasas de reproducción y producción. La longitud media de los peces es una medida de funcionamiento en el ecosistema. Desde la perspectiva de una población la remoción de individuos de gran tamaño, que son más fecundos y producen más huevos viables que los peces pequeños, compromete su productividad. Desde una perspectiva ecosistémica, la remoción de especies de gran tamaño cambia la estructura de tamaño de la comunidad y potencialmente las interacciones predador-presa. Con este indicador se evaluará tanto el estado como la tendencia en el ecosistema y se calcula como:

$$\bar{L} = \frac{\sum_i L_i}{N} \text{ (cm)} \quad (3)$$

donde, L_i es la longitud total de cada especie i y N es el número total de las especies

- IV. **Nivel trófico (NT)**: mide el nivel trófico promedio de las especies explotadas por la pesquería y se espera que disminuya en respuesta a la pesca, ya que normalmente se captura primero las especies de mayor nivel trófico (Pauly et al., 1998). Una disminución en NT y de la captura total indica el proceso de “pesca hacia abajo en la cadena trófica” y, además, un cambio en la estructura comunitaria y potencialmente en el funcionamiento del ecosistema. El nivel trófico de especies individuales es estimado a través de la modelación de la trama trófica, o tomado desde bases de datos globales tales como Fishbase (www.fishbase.org). El NT evalúa tanto el estado como la tendencia del ecosistema y se calcula como:

$$NT_{des} = \frac{\sum_s NT_s D_s}{\sum_s D_s} \quad (4)$$

donde, D es el desembarco de cada especie s y NT es el nivel trófico.

- V. **Porcentaje predadores (%P)**: es una medida de la diversidad en la comunidad. Todas las especies de peces predadores que se han estudiado son piscívoras, o se alimentan de invertebrados que son mayores a 2 cm. El rol de los predadores es importante en el ecosistema, ya que regulan la abundancia de las especies de niveles tróficos

menores y amortiguan el efecto de la variabilidad ambiental. Este indicador se utilizará para mirar el estado y tendencia del ecosistema y su fórmula es la siguiente:

$$\%P = \frac{\text{Biomasa de peces predadores}}{\text{Biomasa total}} \quad (5)$$

VI. **Porcentaje stock sostenibles (%SS)**: refleja el éxito o fracaso del manejo pesquero y un proxy de conservación de la biodiversidad. Idealmente, bajo un enfoque precautorio las pesquerías deben estar en plena explotación para asegurar una biodiversidad sostenida y un ecosistema sustentable. El indicador %SS se usará para comparar el estado de los ecosistemas y se calcula como:

$$\%SS = \frac{NPE}{NSC} \quad (6)$$

donde, *NPE* es el número de pesquerías en plena explotación y *NPC* el número de pesquerías consideradas

VII. **Esperanza de vida (EV)**: es un proxy para la tasa media de renovación (turnover rate) de especies y comunidades, y su intención es reflejar la capacidad de resiliencia (amortiguación) de un sistema. La longevidad es un parámetro que se asume fijo por especie y, por lo tanto, la vida media de una comunidad reflejará la biomasa relativa de las especies con distintas tasas de renovación. La pesca afecta la longevidad de una especie dada (efecto directo de selección por pesca y genotipo) y entonces EV permite monitorear cambios en la composición de especies (el mismo principio de la longitud total promedio de la captura), siendo una medida de la estabilidad del ecosistema y resistencia a las perturbaciones. Se usará EV para medir el estado y la tendencia del ecosistema.

$$EV = \frac{\sum_s(\text{Edad}_{max} B_s)}{\sum_s B_s} \text{ (año)} \quad (7)$$

donde, *edad_{max}* es la longevidad de cada especie y *B* es la biomasa.

VIII. **Estabilidad de la biomasa (EB)**: refleja la estabilidad del ecosistema y se mide como el inverso del coeficiente de variación (CV) sobre los últimos 10 años. Tal como en el indicador de IPP, EB se expresa como un inverso para hacerlo coincidir con la

direccionalidad de otros indicadores. Entonces, un menor valor EB indica menor estabilidad de la biomasa. Dado que este indicador se mide sobre un periodo de 10 años, solo se usa para medir el estado.

$$EB = \frac{\bar{B}(\text{ultimos 10 años})}{DS(B \text{ ultimos 10 años})} \quad (8)$$

donde, \bar{B} es el promedio de la biomasa y B es la biomasa total

IX. **Vulnerabilidad (IVI):** El índice de vulnerabilidad intrínseca de la especie (IVIs) se basa en la historia de vida y las características ecológicas de cada especie disponibles a través de FishBase (<http://www.fishbase.org>). Algunas de estas características son: la edad a la primera madurez, la longevidad, el parámetro K de crecimiento de von Bertalanffy, la tasa de mortalidad natural y la fecundidad. El IVIs es el riesgo de extinción producido por la actividad pesquera (Cheung et al., 2005). Este índice va de 0 a 100, siendo 100 el más vulnerable. El IVI de los desembarques es la media del IVI de todas las especies desembarcadas, ponderada por la contribución de cada especie al desembarque total. Se utiliza como un indicador de tendencia.

$$IVI = \frac{\sum_s IVI_s D_s}{\sum_s D_s} \quad (9)$$

Para evaluar el estado del ecosistema con base en los seis indicadores, se determinó para cada uno de ellos los valores mínimos y máximos de la serie de tiempo completa, asignado un cero al valor mínimo del indicador y 1 al valor máximo. Conjuntamente se tomó el valor promedio de los tres últimos años de cada década (1988-1990, 1998-2000 y 2008-2010) para analizar a través del tiempo como ha ido cambiando el estado del ecosistema (Tabla 1). Se construyeron diagrama de ejes para representar cambios en el ecosistema como un todo para cada década 1980s, 1990s y 2000s (Shin et al., 2010b), por lo tanto, se espera que el área total del diagrama de ejes disminuya en los años 2000s con respecto los años 80s.

Para analizar la tendencia de los siete indicadores ecosistémicos se realizó un análisis de las tendencias lineales estandarizadas $[(Xi - \bar{X})/DS]$; donde Xi es el valor del indicador en el año i , \bar{X} es la media de los valores de xi y DS es la desviación estándar, respectivamente. Se consideró la serie de tiempo total (1990-2010) y series de tiempo de corto plazo (1981-

1990, 1991-2000 y 2001-2010) para analizar como las tendencias del sistema cambian para cada década. La hipótesis nula indica que la pendiente de la regresión es igual a cero. Para evaluar esta hipótesis se realizó una prueba estadística para la pendiente de las regresiones en las series de tiempo mencionada. Una pendiente significativa y negativa indica evidencia que la magnitud de los indicadores ha disminuido en el tiempo revelando un impacto negativo de la pesca en el ecosistema.

3. RESULTADOS

Los indicadores que permiten evaluar el estado del ecosistema muestran una disminución gradual en las tres últimas décadas. Asimismo, el %SS (67% en 1988-1990 a 11% en 2008-2010) y la estabilidad de la biomasa (26.49 mil t a 6.12 mil t) mostraron una disminución más drástica, viéndose reflejado en la disminución del área de los gráficos circulares (Figura 3). Además, en la serie de tiempo a largo plazo (1980-2010) se observa una pendiente negativa y significativa de los indicadores ecológicos, excepto la esperanza de vida que presenta una pendiente positiva y significativa ($p > 0.05$; Figura 4).

El análisis de las tendencias lineales estandarizadas de los indicadores mostró cambios significativos en la pendiente para la serie de tiempo completa (1980-2010; Figura 5). Sin embargo, solo en los indicadores esperanza de vida y el índice de vulnerabilidad intrínseca las pendientes fueron positivas (Figura 6). De igual forma se realizaron comparaciones de las pendientes de los indicadores para cada década 1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010. Para los tres periodos se observaron pendientes negativas y significativas para el inverso de la presión pesquera (Tabla 2). Todo lo contrario, sucedió para el porcentaje de predadores donde las tres décadas las pendientes fueron positivas, pero no significativas (Figura 6). No obstante, para la esperanza de vida aunque no se observó una pendiente negativa a largo plazo (1980-2010), si se observó una pendiente negativa y significativa para la década de 1981-1990 (Figura 6 y Tabla 2). Los cambios en las pendientes para la última década (2001-2010), no fueron significativos para tres de los indicadores (longitud promedio, proporción de peces predadores y esperanza de vida; Figura 5 y Tabla 2).

La clasificación del ecosistema a través de los años no fue consistente con las tendencias a corto plazo siendo la década de los años 90 el más impactado. Sin embargo, los cambios en el estado del ecosistema muestran que la pesca tuvo su mayor impacto para los

años 2000 (Figura 7). Para el caso que involucra el estado y la tendencia a corto y largo plazo los resultados fueron consistentes, mostrando un sistema más impactado por la pesca en los años 2000 (Figura 7).

4. DISCUSIÓN

El uso de indicadores ecológicos, pesqueros y ambientales pueden mejorar nuestra comprensión de la dinámica y los cambios en los ecosistemas marinos. En el ecosistema sur-austral de Chile, la explotación pesquera comenzó en la década de los años 70s, una década antes del comienzo de la serie de tiempo considerada en este estudio. Por lo tanto, los resultados podrían estar influenciados por esta restricción. El objetivo de este estudio fue identificar cambios en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile en el corto y mediano plazo, usando un set de indicadores ecológicos que son capaces de captar distintos aspectos del ecosistema (Bundy et al., 2010). El análisis comparativo entre décadas reveló que las tendencias recientes (2001-2010) en los indicadores del ecosistema sur-austral de Chile no son todos unánimes ni están disminuyendo sincrónicamente. Sin embargo, se detectaron disminuciones significativas en la mayoría de los indicadores ecológicos cuando se analizó su tendencia de largo plazo (1980-2010). Esto podría sugerir que el ecosistema aún se encuentra bajo fuerte presión de pesca y/o que las medidas de manejo (e.g., aquellas introducidas por la Ley General de Pesca y Acuicultura) no son lo suficientemente estrictos o no han transcurrido el tiempo suficiente para que se expresen a nivel del ecosistema como (e.g., recuperación de pesquerías sobreexplotadas o colapsadas; Coll et al., 2010). Se analizó el estado y la tendencia del ecosistema a corto y largo plazo, indicando diferencia a corto plazo. La duración de las series de tiempo juega un papel importante en todos los indicadores, ya que los ecosistemas cambian con el tiempo y dependen del historial de explotación y variable ambientales, por esta razón puede que no se capten las principales tendencias a corto plazo y sí a largo plazo (Blanchard et al., 2010).

Las últimas dos décadas han sido testigo de los crecientes estudios sobre cómo interactúan las pesquerías y las redes tróficas marinas, y cómo los modelos tróficos y los indicadores pueden utilizarse para fines de evaluación y gestión pesquera (Longo et al., 2015). También se ha reconocido la importancia de las interacciones complejas entre las especies, los pescadores y el medioambiente, aceptándose la necesidad de evolucionar desde

el manejo de una especie hacia un manejo ecosistémico. Las modificaciones a Ley General de Pesca y Acuicultura de Chile realizadas recientemente, incluyen la conservación y la sustentabilidad como objetivos del manejo pesquero, lo que se debe alcanzar mediante la aplicación del enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico. Este último se define en la Ley como la interrelación de las especies predominantes en un área determinada (Ley N°20.657, 2013). Los resultados de este trabajo pueden apoyar el enfoque ecosistémico pesquero en el ecosistema sur-austral de Chile ayudando así a su sustentabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer el apoyo financiero de la Dirección de Postgrado y al programa COPAS Sur-Austral CONICYT PIA PFB31 de la Universidad de Concepción, Chile.

REFERENCIA BIBLIOGRAFICA

- Arancibia, H. y S. Neira. 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Scientia Marina*, 69 (2): 295-300.
- Arancibia, H., S. Neira, M. Barros, C. Gatica, M.J. Zúñiga, R. Alarcón y E. Acuña. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I. Informe Final Proyecto FIP 2008-23. Universidad de Concepción / Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 303 p. + Anexos.
- Blanchard, J.L., M. Coll, V.M: Trenkel, R. Vergnon, D. Yemane, D. Jouffre, J.S. Link y Y.J. Shin. 2010. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 732-744.
- Bundy, A., Shannon, L. J., Rochet, M-J., Neira, S., Shin, Y-J., Hill, L., and Aydin, K. 2010. The good(ish), the bad, and the ugly: a tripartite classification of ecosystem trends. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 745–768.
- Cheung W., J. T. Pitcher, D. Pauly. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation* Volume 124, Issue 1, Pages 97-111.

- Christensen, V.; Guénette, S.; Heymans, J. J.; Waters, C. J.; Watson, R.; Zeller, D.; Pauly. 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries* 4: 1-24.
- Coll M, L.J. Shannonb, C.L. Moloneyc, I. Palomeraa y S. Tudela. 2006. Comparing trophic flows and fishing impacts of a NW Mediterranean ecosystem with coastal upwelling systems by means of standardized models and indicators. *Ecological modelling* 198: 53–70.
- Coll, M., Shannon, L. J., Yemane, D., Link, J. S., Ojaveer, H., Neira, S., Jouffre, D., et al. 2010. Ranking the ecological relative status of exploited marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 769–786.
- FAO. 2009. *Climate Change implications for fisheries and aquaculture – Overview of current scientific Knowledge*. Rome, 2009.
- FAO. 2010. La ordenación pesquera. 2. El enfoque ecosistémico de la pesca 2.2 Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca. *FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable*. No 4, Supl. 2, Add. 2. Roma, FAO. 2010. 94p.
- García, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., and Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Technical Paper*, 443. 71 pp.
- Gascuel D. 2009. Impact de la pêche sur l'écosystème marin de Guinée: modélisation EWE 1985/2005. Volume 17, Issue 4 of *Fisheries Centre research reports*. University of British Columbia. Fisheries Centre 60 pages.
- Heymans J.J., S. Guénette y V. Christensen 2007. Evaluating Network Analysis Indicators of Ecosystem Status in the Gulf of Alaska Ecosystems (2007) 10: 488–502 DOI: 10.1007/s10021-007-9034-y
- IFOP. 2014a. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.7: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en bacalao de profundidad, año 2014: Bacalao de profundidad, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / septiembre 2014
- IFOP. 2014b. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros

nacionales 2014 Proyecto 2.2: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de cola, año 2014. Merluza de cola, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / septiembre 2013

IFOP. 2014c. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.8: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza del sur, año 2014: Merluza del sur, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / septiembre 2013

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, J.M. Tegner, R.R. Warner. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-637.

Jouffre, D., M.F. Borges, A. Bundy, M. Coll, I. Diallo, E.A. Fulton, J. Guitton, P. Labrosse, K.M. Abdellahi, B. Masumbuko y D. Thiao. 2010. Estimating EAF indicators from scientific trawl surveys: theoretical and practical concerns. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 796-806.

Jurado-Molina, J., C. Gatica, H. Arancibia, S. Neira and R. Alarcón 2016. A Multispecies Virtual Population Analysis for the Southern Chilean Demersal Fishery, *Marine and Coastal Fisheries*, 8:1, 350-360.

Lassalle G., Gascuel D., Le Loc'h F., Lobry J., Pierce G. J., Ridoux V., Santos M. B., et al. An ecosystem approach for the assessment of fisheries impacts on marine top-predators: the Bay of Biscay case study, *ICES Journal of Marine Science*, 2012, vol. 69 (pg. 925-938).

Ley N°20.657. Nueva Ley de Pesca y Acuicultura, Santiago, Chile, 9 de febrero de 2013.

Longo C., S. Hornborg, V. Bartolino, M. T. Tomczak, L. Ciannelli, S. Libralato, A. Belgrano. 2015. Role of trophic models and indicators in current marine fisheries management. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 538: 257–272, doi: 10.3354/meps11502

Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., et al. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806–1809.

- Mollmann, C., Diekmann, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., and Axe, P. 2009. The reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure—a discontinuous regime shift in the central Baltic Sea. *Global Change Biology*, 15: 1377–1393.
- Pauly, D., T.J. Pitcher y D. Preikshot. 1998. *Reconstructing the Strait of Georgia Ecosystem*. The Fisheries Centre. University of British Columbia. ISSN 1198-6727, Vancouver, Board Canada.
- Savenkoff, C., D.P. Swainb, J.M. Hansonb, M. Castonguaya, M.O. Hammilla, H. Bourdagesa, L. Morissetea y D. Chabota. 2007. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: Comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). *Ecological modelling* 204 (115–128).
- Shannon, L.J., M. Coll, D Yemane, D. Jouffre, S. Neira, A. Bertrand, E. Diaz Y.J. Shin. 2010. Comparing data-based indicators across upwelling and comparable systems for communicating ecosystem states and trends. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 807–832.
- Shin, Y.J., A. Bundy, L.J. Shannon, M. Simier, M. Coll, E.A. Fulton, J.S. Link, D. Jouffre, H. Ojaveer, S. Mackinson, J.J. Heymans, y T. Raid. 2010b. Can simple be useful and reliable? Using ecological indicators to represent and compare the states of marine ecosystems. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 717–731.
- Shin, Y.J., L.J. Shannon, A. Bundy, M. Coll, K. Aydin, N. Bez, J.L. Blanchard, M.F. Borges, I. Diallo, E. Diaz, J.J. Heymans, L. Hill, E. Johannesen, D. Jouffre, S. Kifani, P. Labrosse, J.S. Link, S. Mackinson, H. Masski, C. Mollmann, S. Neira, H. Ojaveer, K. ould Mohammed Abdallahi, I. Perry, D. Thiao, D. Yemane y P.M. Cury. 2010a. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 692–716.
- Shin, Y-J., and Shannon, L. J. 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 1. The IndiSeas project. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 686–691.

SERNAPESCA (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura). 2011. Descargas Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Anuarios Estadísticos de Pesca. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=54&func=select&id=2.

Trites, A.W., P.A. Livingston, S. Mackinson, M.C. Vasconcellos, A.M. Springer y D. Pauly. 1999. Ecosystem Change and the Decline of Marine Mammals in the Eastern Bering Sea: Testing the Ecosystem Shift and Commercial Whaling Hypotheses. The Fisheries Centre, University of British Columbia. ISSN 1198-6727, Vancouver, Board Canada.

Woodworth-Jefcoats P. A., J. J. Polovina, E.A. Howell J. L. Blanchard. 2015. Two takes on the ecosystem impacts of climate change and fishing: Comparing a size-based and a species-based ecosystem model in the central North Pacific. Progress in Oceanography. Volume 138, Part B, November 2015, Pages 533-545.



LISTA DE FIGURAS

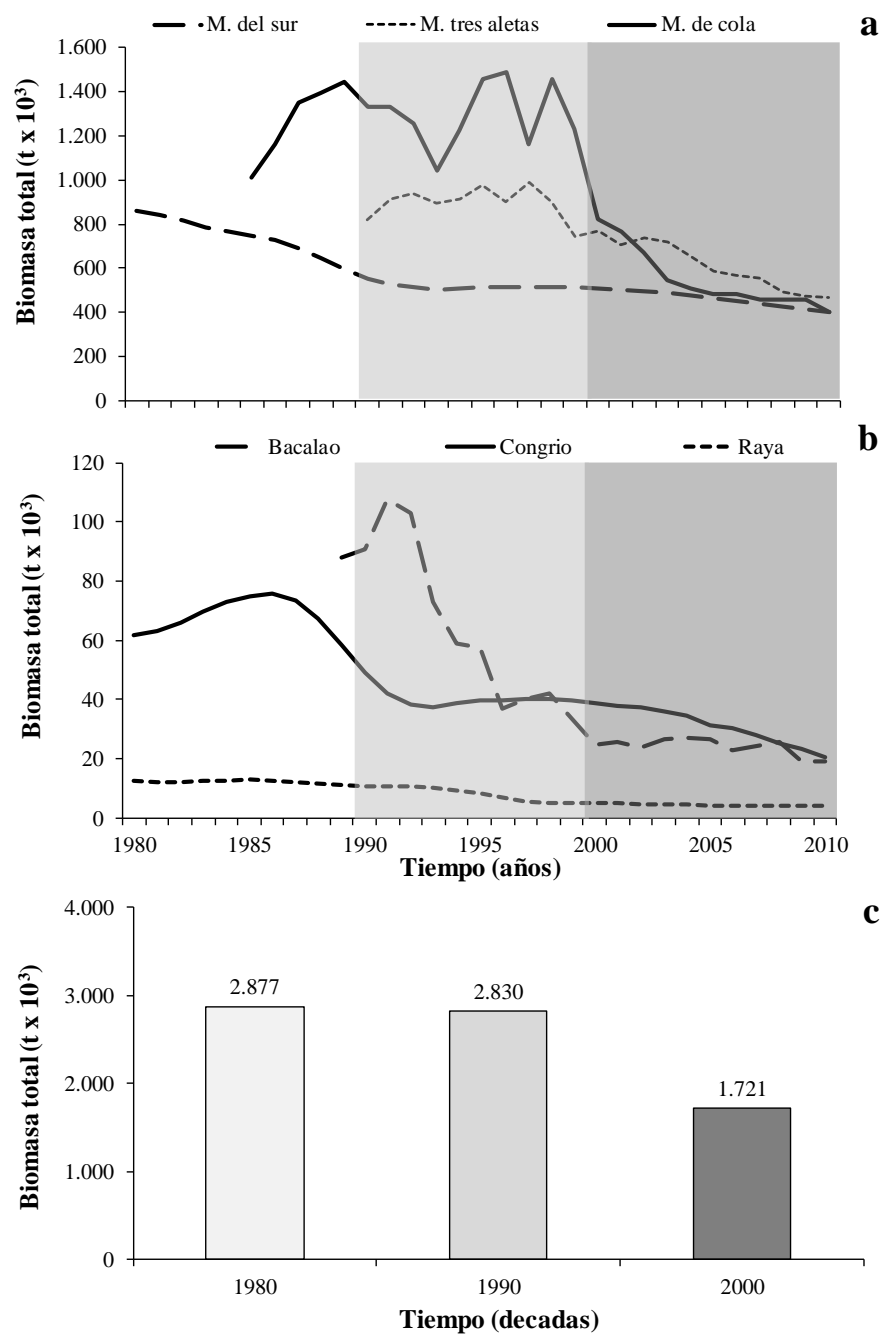


Figura 1. Biomasa de las principales especies de la pesquería de la zona sur-austral de Chile desde 1980 hasta 2010. a: merluza del sur, merluza tres aletas y merluza de cola. b: Bacalao, congrio y rayas. c: promedio de la biomasa total para cada década 1980, 1990 y 2000.

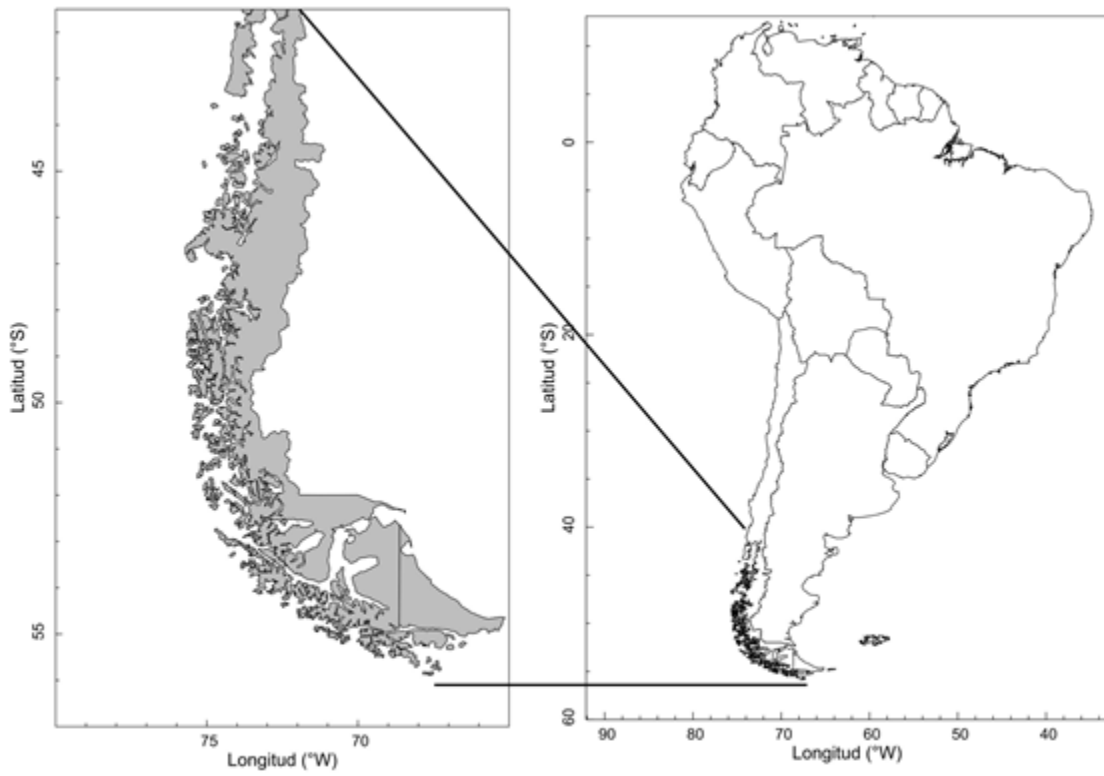
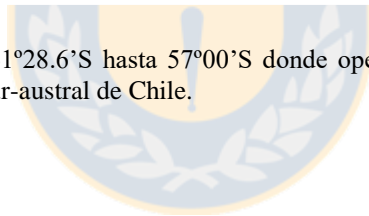


Figura 2. Área de estudio desde $41^{\circ}28.6'S$ hasta $57^{\circ}00'S$ donde operan las flotas tanto artesanales como industriales de la zona sur-austral de Chile.



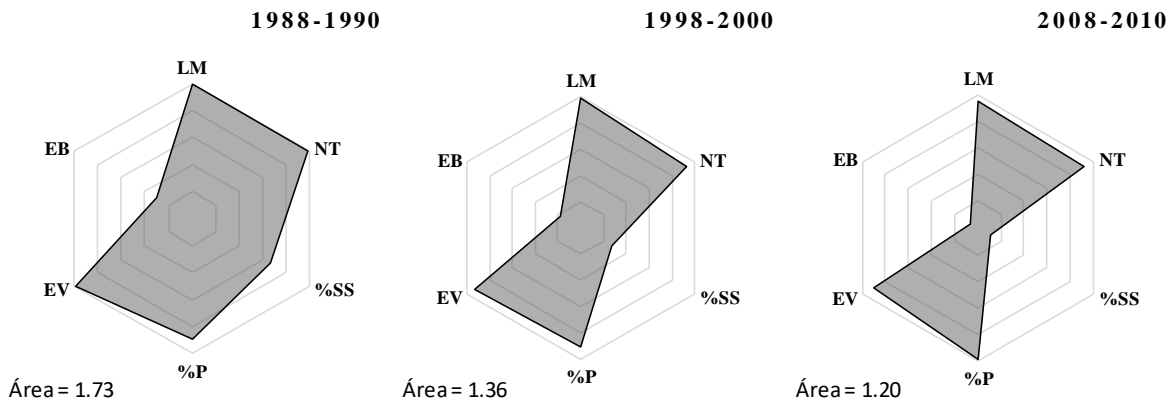


Figura 3. Gráficos circulares que representan el estado del ecosistema sur-austral de Chile en tres décadas diferentes (1988-1990, 1998-2000 y 2008-2010), usando seis indicadores longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB).



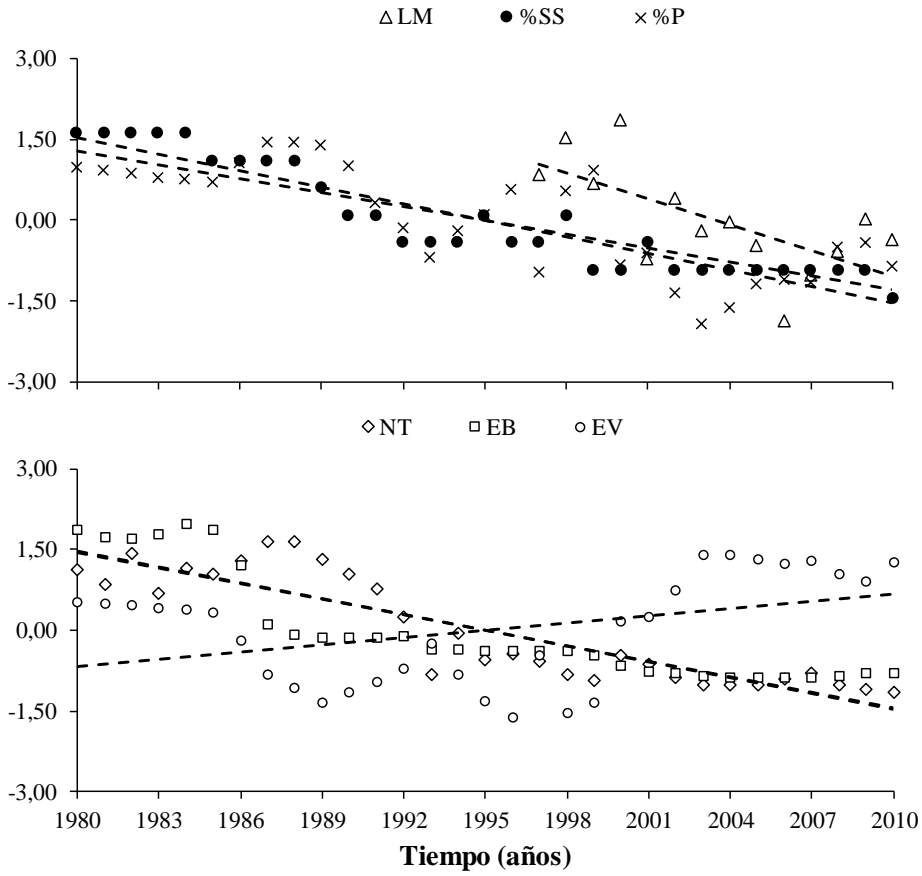


Figura 4. Series de tiempo normalizadas de indicadores que representan el estado del ecosistema sur-austral de Chile a largo plazo (1980-2010). Longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB).

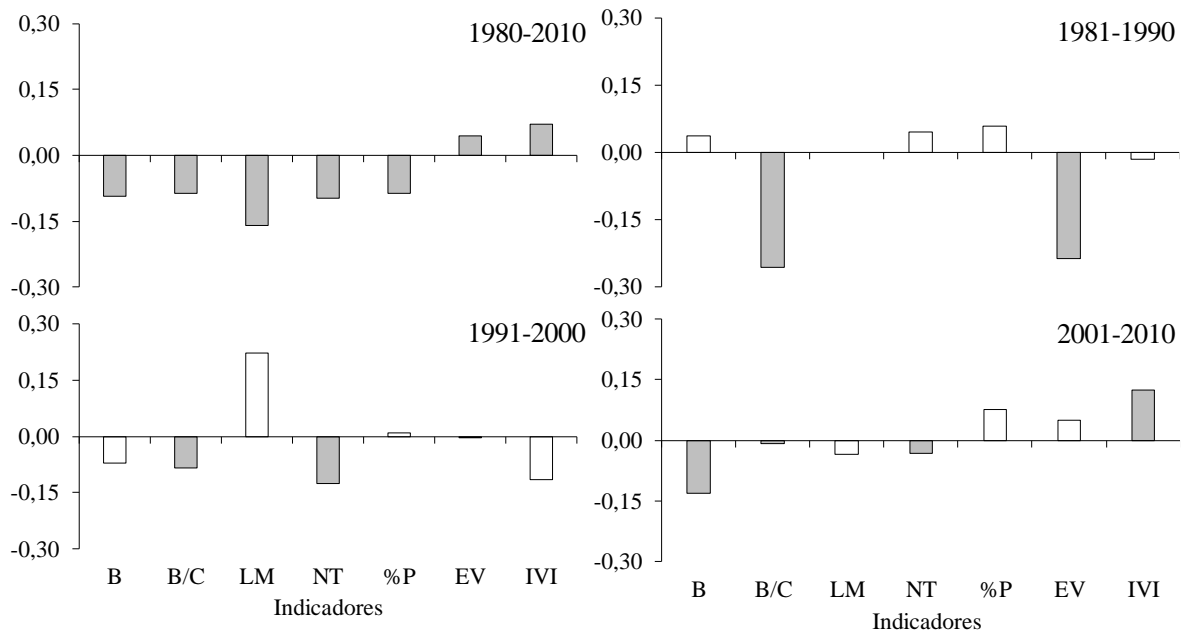
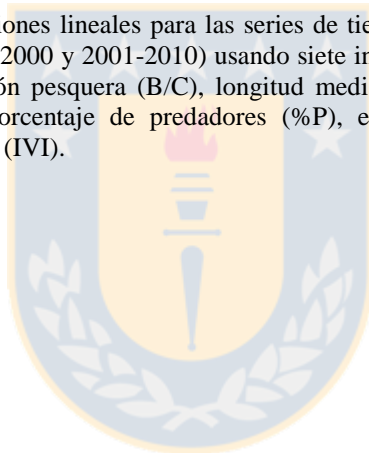


Figura 5. Pendientes de las regresiones lineales para las series de tiempo largo plazo (1980-2010) y corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010) usando siete indicadores de tendencia: biomasa total (B), inverso de la presión pesquera (B/C), longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) e índice de vulnerabilidad intrínseca (IVI).



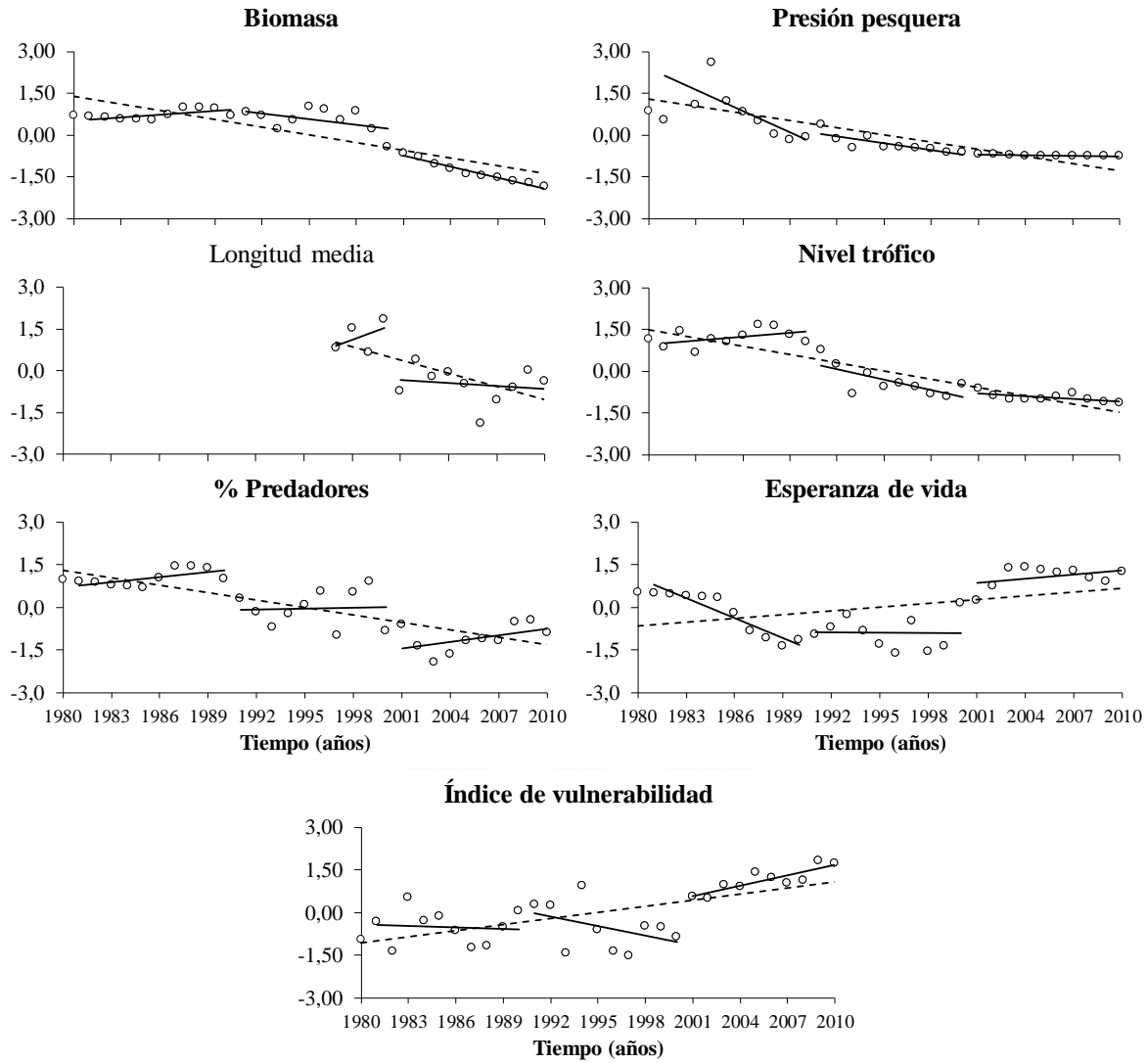


Figura 6. Series de tiempo normalizadas de indicadores de largo plazo (1980-2010) y de corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010). Las pendientes de largo plazo punteada y corto plazo línea negra.

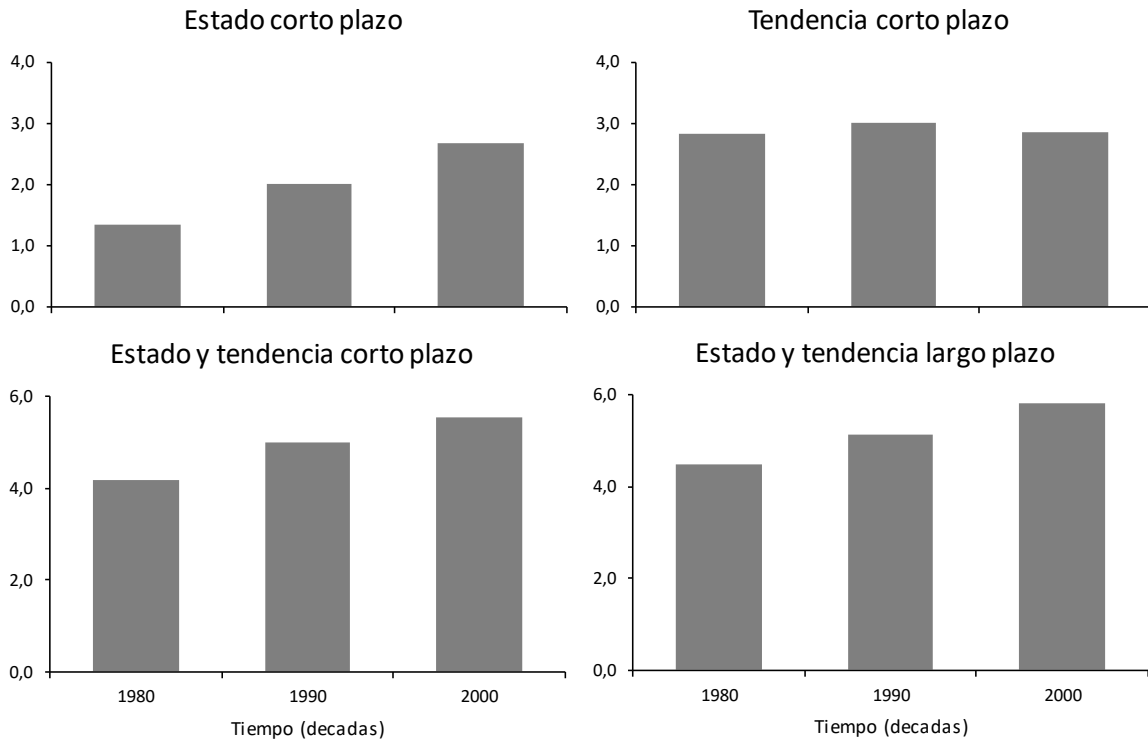


Figura 7. Ranking del ecosistema para cada década 1980s, 1990s y 2000s.



LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Promedio de los tres últimos años por década que representan el estado del ecosistema utilizando seis indicadores ecológicos: longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de las poblaciones sustentables (%PS), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) y estabilidad de la biomasa (EB).

Años	LM	NT	%SS	%P	EV	EB
1988-1990	78,34	4,65	0,67	22,49	0,72	26,49
1998-2000	77,46	4,39	0,28	22,79	0,68	15,32
2008-2010	74,58	4,34	0,11	24,88	0,65	6,12
Min	71,90	4,33	0,00	22,03	0,60	4,24
Max	78,34	4,69	1,00	25,23	0,73	87,33



Tabla 2. Tendencia (pendientes) de los indicadores en el ecosistema sur-austral de Chile para largo plazo (1980-2010) y corto plazo (1981-1990, 1991-2000 y 2001-2010). Para siete indicadores Biomasa total (B), inverso de la presión pesquera (B/C), longitud media (LM), nivel trófico de las capturas desembarcadas (NT), porcentaje de predadores (%P), esperanza de vida (EV) e índice de vulnerabilidad intrínseca (IVI).

Indicadores	Pendiente 1980-2010	Pendiente 1981-1990	Pendiente 1991- 2000	Pendiente 2001 - 2010
B	-0,093*	0,038	-0,070	-0,131*
B/C	-0,087*	-0,255*	-0,084*	-0,009*
LM	-0,159*		0,222	-0,036
NT	-0,098*	0,046	-0,126*	-0,033*
%P	-0,087*	0,060	0,010	0,076
EV	0,044*	-0,236*	-0,001	0,050
IVI	0,071*	-0,015	-0,114	0,124*



DISCUSIÓN GENERAL

En este estudio se utilizaron indicadores ecológicos y modelos de balance de masas para identificar cambios producidos por la pesca en el ecosistema sur-austral de Chile. Tanto los indicadores como los modelos de balance de masas nos pueden ayudar a comprender lo que está sucediendo en los ecosistemas marinos que son impactados por la actividad pesquera. La explotación pesquera en el sur de Chile comenzó desde los años 70s.

Los indicadores obtenidos de los tres modelos que representan diferentes períodos en el sistema marino del sur de Chile indican un cambio negativo en el estado del ecosistema desde la década de 1980s hasta la década de 2000s. Estos cambios siguen la tendencia esperada en los ecosistemas estresados sensu Odum (1969) y probablemente estén relacionados con la pesca. El sistema en los últimos años (la década de 2000) se encontraría en un mayor nivel de estrés en comparación con los años ochenta y noventa, lo que es consistente con el estado de las poblaciones demersales que están sobreexplotadas o agotadas.

Odum (1969) propuso que la relación producción/respiración primaria (P/R) es un indicador funcional de la madurez relativa de los ecosistemas y su valor debe acercarse a la unidad en los sistemas maduros. En un estudio comparativo de 41 sistemas acuáticos, Christensen y Pauly (1993) encontraron que la mayoría de los sistemas exhibían valores P/R en el rango de 0.8 - 3.2, aunque los valores extremos podían ser tan bajos como <0.8 y tan altos como >6.4 . Los valores P/R obtenidos de modelos construidos en este trabajo para la zona sur-austral de Chile fueron 1.002, 1.011 y 27.44 para los años 1980, 1990 y 2000, respectivamente. Esto puede indicar un sistema más cercano a la madurez en los años ochenta y noventa, y un sistema que se aleja de la madurez en los años 2000. En nuestro trabajo, dos indicadores mostraron tendencias que no estaban de acuerdo con las predicciones de Odum: la diversidad (medida como índices de diversidad de Shannon y Simpson) y la relación respiración/biomasa. La madurez del sistema se caracteriza por una alta diversidad de especies y biomasa, así como por la gran presencia de especies de gran tamaño y larga vida. Los resultados mostraron una disminución de la diversidad y un aumento del dominio de especies de talla pequeña y vida corta en el ecosistema estudiado desde la década de 1980

hasta la década de 2000. En ecosistemas maduros, la relación respiración/biomasa tiende a ser baja. Sin embargo, en el área de estudio la magnitud de esta relación aumentó de la década de 1980 a la de 2000.

Los cambios en la biomasa de peces demersales entre los años 1980 y 2000 afectaron a la mayoría de los indicadores de ecosistemas analizados, lo cual es consistente con el impacto esperado de la sobrepesca en la estructura y función del ecosistema (Odum, 1969, 1985; Pauly et al., 1998). Estos cambios pueden frenar e incluso prevenir la recuperación de poblaciones demersales explotadas en el sur de Chile, afectando la sostenibilidad de la pesca y la productividad del ecosistema.

Por lo tanto, el sistema marino en la zona austral de Chile habría cambiado desde un estado estable y maduro durante la década de 1980 y la década de 1990 hacia un estado de estrés alejado de la madurez en la década de 2000. La diversidad, el tamaño medio y el nivel trófico medio también han disminuido, lo que probablemente resulte en un sistema menos resistente a factores externos como el cambio climático (Brander, 2007). Estos cambios son comunes en ecosistemas explotados por pesca y especialmente en aquellos donde se practica el arrastre, por generar impactos tales como mortalidad directa de otras especies que no son objetivo, cambios en la diversidad de especies, destrucción y modificación del hábitat, resuspensión de material de fondo, provocando una alteración en los ecosistemas de tal modo que pueden ser interpretado como un estado de inmadurez.

El uso de indicadores ecológicos, pesqueros y ambientales pueden mejorar nuestra comprensión de la dinámica y los cambios en los ecosistemas marinos. En el ecosistema sur-austral de Chile, la explotación pesquera comenzó en la década de los años 70s, una década antes del comienzo de la serie de tiempo considerada en este estudio. Por lo tanto, los resultados podrían estar influenciados por esta restricción. El objetivo de este estudio fue identificar cambios en el ecosistema de la zona sur-austral de Chile en el corto y mediano plazo, usando un set de indicadores ecológicos que son capaces de captar distintos aspectos del ecosistema (Bundy et al., 2010). El análisis comparativo entre décadas reveló que las tendencias recientes (2001-2010) en los indicadores del ecosistema sur-austral de Chile no son todos unánimes ni están disminuyendo sincrónicamente. Sin embargo, se detectaron disminuciones significativas en la mayoría de los indicadores ecológicos cuando se analizó su tendencia de largo plazo (1980-2010). Esto podría sugerir que el ecosistema aún se

encuentra bajo fuerte presión de pesca y/o que las medidas de manejo (e.g., aquellas introducidas por la Ley general de Pesca) no son lo suficientemente estrictos o no ha transcurrido el tiempo suficiente para que se expresen a nivel del ecosistema como (e.g., recuperación de pesquerías sobreexplotadas o colapsadas; Coll et al., 2010). Se analizó el estado y la tendencia del ecosistema a corto y largo plazo, indicando diferencia a corto plazo. La duración de las series de tiempo juega un papel importante en todos los indicadores, ya que los ecosistemas cambian con el tiempo y dependen del historial de explotación y variable ambientales, por esta razón puede que no se capten las principales tendencias a corto plazo y sí a largo plazo (Blanchard et al., 2010).

Las últimas dos décadas han sido testigo de los crecientes estudios sobre cómo interactúan las pesquerías y las redes tróficas marinas, y cómo los modelos tróficos y los indicadores pueden utilizarse para fines de evaluación y gestión pesquera (Longo et al., 2015). También se ha reconocido la importancia de las interacciones complejas entre las especies, los pescadores y el medioambiente, aceptándose la necesidad de evolucionar desde el manejo de una especie hacia un manejo ecosistémico. Las modificaciones a Ley de Pesca y Acuicultura de Chile realizadas recientemente, incluyen la conservación y la sustentabilidad como objetivos del manejo pesquero, lo que se debe alcanzar mediante la aplicación del enfoque precautorio y el enfoque ecosistémico. Este último se define en la Ley como la interrelación de las especies predominantes en un área determinada (Ley N°20.657, 2013). Los resultados de este trabajo pueden apoyar el enfoque ecosistémico pesquero en el ecosistema sur-austral de Chile ayudando así a su sustentabilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Arana, P.M. (ed.). 2012. Recursos pesqueros del mar de Chile. Escuela de Ciencias del Mar, PUCV, Valparaíso, 308 pp.
- Arancibia, H. y S. Neira. 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Scientia Marina*, 69 (2): 295-300.
- Arancibia, H., S. Neira, M. Barros, C. Gatica, M.J. Zúñiga, R. Alarcón y E. Acuña. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I. Informe Final Proyecto FIP 2008-23. Universidad de Concepción / Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 303 p. + Anexos.

- Babcock, E.A., E.K. Pikitch, M.K. McAllister, P. Apostolaki y C. Santora. 2005. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 469-476.
- Barros, M., S. Neira y H. Arancibia. 2014 Trophic interactions in northern Chile upwelling ecosystem, year 1997. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5): 1109-1125.
- Bentorcha A., D. Gascuel. and S. Guénette. 2017. Using trophic models to assess the impact of fishing in the Bay of Biscay and the Celtic Sea. *Aquatic Living Resources*. Volume 30.
- Blanchard, J.L., M. Coll, V.M: Trenkel, R. Vergnon, D. Yemane, D. Jouffre, J.S. Link y Y.J. Shin. 2010. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 732-744.
- Brander, K.M. 2010. Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems* 79.3 (2010): 389-402.
- Cheung, W., R. Watson y D. Pauly. 2013. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* vol 497, 365-368.
- Cheung, W., V. Lam, J.L. Sarmiento, K. Kearney, R. Watson y D. Pauly. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235-251.
- Christensen V. y C.J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*. (172): 109-139.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169-185.
- Coll M, L.J. Shannonb, C.L. Moloneyc, I. Palomeraa y S. Tudela. 2006. Comparing trophic flows and fishing impacts of a NW Mediterranean ecosystem with coastal upwelling systems by means of standardized models and indicators. *Ecological modelling* 198: 53–70.
- Coll, M., S. Libralato, S. Tudela, I. Palomera y F. Pranovi. 2008. Ecosystem Overfishing in the Ocean. *PLoS ONE*: e3881. doi:10.1371/journal.pone.0003881 3(12). Steele, J. H. 1998. Regime shifts in marine ecosystems. *Ecological Applications*, 8: S33-S36.

- Coll, M., Shannon, L. J., Yemane, D., Link, J. S., Ojaveer, H., Neira, S., Jouffre, D., et al. 2010. Ranking the ecological relative status of exploited marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 769–786.
- Corrales X., M. Coll, S. Tecchio, J. M. Bellido, A. M. Fernández, I. Palomera. 2015. Ecosystem structure and fishing impacts in the northwestern Mediterranean Sea using a food web model within a comparative approach. *Journal of Marine Systems*. Volume 148, August 2015, Pages 183-199.
- Cury, P. M., Y.J. Shin, B. Planque, J.M. Durant, J.M. Fromentin, S. Kramer-Schadt, N.C. Stenseth, M. Travers y V. Grimm. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 338–346.
- Cury, P.M. y V. Christensen. 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310.
- FAO. 2009. Climate Change implications for fisheries and aquaculture – Overview of current scientific Knowledge. Rome, 2009.
- FAO. 2010. La ordenación pesquera. 2. El enfoque ecosistémico de la pesca 2.2 Dimensiones humanas del enfoque ecosistémico de la pesca. *FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable*. No 4, Supl. 2, Add. 2. Roma, FAO. 2010. 94p.
- FAO. 2012. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2012*. Rome. 209 pp.
- Fulton, E.A., A.D.M. Smith y A.E. Punt. 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62: 540-551.
- Gascuel D. 2009. Impact de la pêche sur l'écosystème marin de Guinée: modélisation EwE 1985/2005. Volume 17, Issue 4 of *Fisheries Centre research reports*. University of British Columbia. Fisheries Centre 60 pages.
- Geers T.M.; E.K. Pikitch and M.G. Frisk. 2016. An original model of the northern Gulf of Mexico using Ecopath with Ecosim and its implications for the effects of fishing on ecosystem structure and maturity. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. Volume 129, July 2016, Pages 319-331.
- Gunderson L.H. 2000. Ecological resilience—in theory and application. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 31:425–439 pp

- Heymans J.J., S. Guénette y V. Christensen 2007. Evaluating Network Analysis Indicators of Ecosystem Status in the Gulf of Alaska Ecosystems (2007) 10: 488–502 DOI: 10.1007/s10021-007-9034-y
- Houk P., J. Cuetos-Bueno, A. M. Kerr, K. McCann. 2017. Linking fishing pressure with ecosystem thresholds and food web stability on coral reefs. *Ecological Monographs* Volume 87 Issue 4
- IFOP. 2014a. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.7: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en bacalao de profundidad, año 2014: Bacalao de profundidad, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / septiembre 2014
- IFOP. 2014b. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.2: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de cola, año 2014. Merluza de cola, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013
- IFOP. 2014c. SEGUNDO INFORME – FINAL Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014 Proyecto 2.8: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza del sur, año 2014: Merluza del sur, 2014. SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, J.M. Tegner, R.R. Warner. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-637.
- Jennings, S. 2005. Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 212-232.
- Jouffre, D., M.F. Borges, A. Bundy, M. Coll, I. Diallo, E.A. Fulton, J. Guitton, P. Labrosse, K.M. Abdellahi, B. Masumbuko y D. Thiao. 2010. Estimating EAF indicators from

- scientific trawl surveys: theoretical and practical concerns. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 796-806.
- Ley N°20.657. Nueva Ley de Pesca y Acuicultura, Santiago, Chile, 9 de febrero de 2013
- Lindeman, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23: 399-418.
- Link, J. S., D. Yemane, L.J. Shannon, M. Coll, J.H. Shin, L. Hill y M.F. Borges. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES Journal of Marine Science* 67, 787–795.
- Livingston, P.A., K. Aydin, J. Boldt, J. Ianelli y J. Jurado-Molina. 2005. A framework for ecosystem impacts assessment using an indicator approach. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 592-597.
- Longo C., S. Hornborg, V. Bartolino, M. T. Tomczak, L. Ciannelli, S. Libralato, A. Belgrano. 2015. Role of trophic models and indicators in current marine fisheries management. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 538: 257–272, doi: 10.3354/meps11502
- Myers, R. A. y B. Worm. 2005. Extinction, survival or ecovery of large predatory fishes. *Phil Trans R Soc B* 360: 13–20.
- Neira, S. y H. Arancibia. 2004. Trophic interactions and community structure in the Central Chile marine ecosystem (33°S-39°S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312: 349-366.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*. 104: 262-270.
- Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience*, 35(7): 419-422.
- Pauly, D. 2000. Commentary: fishing down marine food webs, 195-199. En: Paul J. Harrison y T. R. Parson (Eds.). *Fisheries Oceanography: an integrative approach to fisheries ecology and management*. Blackwell Science, Oxford. 347 pp.
- Pauly, D., T.J. Pitcher y D. Preikshot. 1998. *Reconstructing the Strait of Georgia Ecosystem*. The Fisheries Centre. University of British Columbia. ISSN 1198-6727, Vancouver, Board Canada.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson y D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*. 418: 689-695.
- Pinkerton, M. H., and J. M. Bradford-Grieve. 2014. Characterizing food web structure to identify potential ecosystem effects of fishing in the Ross Sea, Antarctica. – *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1542–1553.

- Pitcher, T.J. 1998. "Back to the future": a novel methodology and policy goal in fisheries. págs 4-7. En: Pauly, D., T.J. Pitcher y D. Preikshot. (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.
- Plagányi, É.E. 2007 Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO, 108p.
- 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.
- Rochet, M.J. y V.M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 86-99.
- Savenkoffa, C., D.P. Swainb, J.M. Hansonb, M. Castonguaya, M.O. Hammilla, H. Bourdagesa, L. Morissetea y D. Chabota. 2007. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: Comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). Ecological modelling 204 (115–128).
- Shannon, L.J., M. Coll, D Yemane, D. Jouffre, S. Neira, A. Bertrand, E. Diaz Y.J. Shin. 2010. Comparing data-based indicators across upwelling and comparable systems for communicating ecosystem states and trends. ICES Journal of Marine Science, 67: 807–832.
- Shin, Y.J., A. Bundy, L.J. Shannon, M. Simier, M. Coll, E.A. Fulton, J.S. Link, D. Jouffre, H. Ojaveer, S. Mackinson, J.J. Heymans, y T. Raid. 2010b. Can simple be useful and reliable? Using ecological indicators to represent and compare the states of marine ecosystems. – ICES Journal of Marine Science, 67: 717–731.
- Shin, Y.J., L.J. Shannon, A. Bundy, M. Coll, K. Aydin, N. Bez, J.L. Blanchard, M.F. Borges, I. Diallo, E. Diaz, J.J. Heymans, L. Hill, E. Johannesen, D. Jouffre, S. Kifani, P. Labrosse, J.S. Link, S. Mackinson, H. Masski, C. Mollmann, S. Neira, H. Ojaveer, K. ould Mohammed Abdallahi, I. Perry, D. Thiao, D. Yemane y P.M. Cury. 2010a. Using

- indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 692–716.
- Shin, Y.J., L.J. Shannon, A. Bundy, M. Coll, K. Aydin, N. Bez, J.L. Blanchard, M.F. Borges, I. Diallo, E. Diaz, J.J. Heymans, L. Hill, E. Johannesen, D. Jouffre, S. Kifani, P. Labrosse, J.S. Link, S. Mackinson, H. Masski, C. Mollmann, S. Neira, H. Ojaveer, K. Ould Mohammed Abdallahi, I. Perry, D. Thiao, D. Yemane y P.M. Cury. 2010a. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. – *ICES Journal of Marine Science*, 67: 692–716.
- Shin, Y.-J., and Shannon, L. J. 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 1. The IndiSeas project. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 686–691.
- Subpesca, 2015. Estado de situación de las principales pesquerías chilenas, 2014. Departamento de pesquerías División de administración pesquera. Subsecretaría y Pesca y Acuicultura.
- Trites, A.W., P.A. Livingston, S. Mackinson, M.C. Vasconcellos, A.M. Springer y D. Pauly. 1999. Ecosystem Change and the Decline of Marine Mammals in the Eastern Bering Sea: Testing the Ecosystem Shift and Commercial Whaling Hypotheses. The Fisheries Centre, University of British Columbia. ISSN 1198-6727, Vancouver, Board Canada.
- Ulanowicz, R.E. y J.S. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. *International Journal of Systems Science*, 21(2): 429-437.
- Walters, C. J., D. Pauly y V. Christensen. 1999. Ecospace: predictions of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems*, 2: 539-554.
- Walters, C. J., V. Christensen y D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139–172.
- Walters, C.J., D. Pauly, V. Christensen y J.F. Kitchell. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: Ecosim II. *Ecosystems*, 3: 70-83.

- Watson, R. A.; Cheung, W. W. L.; Anticamara, J. A.; Sumaila, R. U.; Zeller, D.; Pauly, D. 2012. Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries*. Doi: 10.1111/j.1467-2979.2012.00483.
- Woodworth-Jefcoats P. A., J. J. Polovina, E.A. Howell J. L. Blanchard. 2015. Two takes on the ecosystem impacts of climate change and fishing: Comparing a size-based and a species-based ecosystem model in the central North Pacific. *Progress in Oceanography*. Volume 138, Part B, November 2015, Pages 533-545
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, et al. 2006. Impacts on biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787–790.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, y R. Watson. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314: 787-790.

