



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Programa de Magíster en Ciencias con mención en Pesquerías

**Puntos Biológicos de Referencia para la Pesquería de
Merluza del Sur *Merluccius australis* con Interacción
entre Flotas**

Tesis para optar al grado de
Magíster en Ciencias con mención en Pesquerías

ALEJANDRO ANTONIO YÁÑEZ RUBIO
CONCEPCIÓN-CHILE
2016

Profesor Guía: Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción

La tesis de Alejandro Yáñez Rubio titulada Puntos Biológicos de Referencia para la Pesquería de Merluza del Sur *Merluccius australis* con Interacción entre Flotas, es aprobada por:

Profesor Guía

Dr. Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora



Dr. Billy Ernst Elizalde
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Dr. (c) Juan C. Quiroz Espinoza
PhD Program in Quantitative
Antarctic Science
University of Tasmania

Director de Programa

Dr. Luis Cubillos Santander
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

Puntos Biológicos de Referencia para la Pesquería de Merluza del
Sur *Merluccius australis* con Interacción entre Flotas

por



Alejandro Yáñez Rubio



Por que la razón de querer ser mejor te la debo a ti...

Dedicada para mi hija, Josefa.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mis agradecimientos en primer lugar a mi familia por apoyarme siempre en los momentos más complicados y estar a mi lado también en aquellos momentos felices de la vida. Ellos son todo para mi y sin ellos no hubiese logrado nada. A mi madre y a mi padre de la vida, Mireya y Eduardo. También a mi hermano Carlos.

A mi profesor guía, Dr. Luis Cubillos, quien me apoyó constantemente, me aconsejó y me brindó su ayuda en todo momento. A mis compañeros del Laboratorio de Evaluación de Poblaciones Marinas (EPOMAR) y del Laboratorio de Oceanografía Pesquera y Ecología Larval (LOPEL) por su agradable compañía que amenizaron muchas horas de trabajo y embarques juntos.

Quisiera agradecer además a la Dirección de Postgrado y al Programa Basal COPAS Sur-Austral por financiar mis estudios de Magíster durante los años 2011 y 2013 respectivamente y a Becas CONICYT por el financiamiento otorgado durante el año 2012. Además quiero agradecer a EPOMAR por financiar importantes participaciones en congresos nacionales e internacionales.

A mis compañeros de Magíster, por tantas noches en vela resolviendo ejercicios, tareas complicadas pero también disfrutando de buenos ratos y riéndonos mucho para liberar el estrés.

Agradezco de manera especial a Catalina Román, por haber estado a mi lado en momentos muy difíciles, apoyándome siempre y entregándome una palabra de aliento cuando más lo necesité, con todo su amor y comprensión.

Finalmente, a la hija más hermosa del mundo... gracias simplemente por existir y ser tú, así, tal como eres.

RESUMEN

El análisis del estado de situación de un recurso requiere de puntos biológicos de referencia objetivos y límites que sean robustos tanto a la interacción tecnológica como ecológica. En el caso de la merluza del sur, el uso del recurso por múltiples artes de pesca o flotas podría estar determinando cambios en los puntos biológicos de referencia (PBR) debido a cambios en los patrones de explotación. En este contexto, el objetivo principal de esta tesis fue identificar el grado de robustez de los PBR que se utilizan actualmente en la calificación del estado de situación de la merluza del sur, considerando la participación histórica de diferentes flotas.

Se destaca que el procedimiento de evaluación actual, no considera la proporción de participación de cada flota en la estimación de los Puntos Biológicos de Referencia, a pesar de que esta ha variado en el tiempo. En este contexto, se estimó el patrón de explotación que ejerce la flota de arrastre, espinel y palangre en tres periodos durante los cuales la influencia de cada flota fue diferente. De esta manera, la contribución de las mortalidades por pesca parciales que representan escenarios plausibles que han ocurrido a través de la historia de la pesquería, así como casos extremos que involucren a cada arte de pesca actuando por sí solo, permitieron analizar cambios en los PBR objetivos: $F_{40\%}$ y F_{MSY} ; y PBR límite: $F_{20\%}$.

El $F_{40\%}$ mantuvo siempre valores alejados del F_{MSY} por lo que no puede ser considerado como un buen proxy para este PBR. Por otra parte, al quitar la participación del espinel en la explotación del recurso y estimar los PBRs bajo este escenario, se encontraron valores mucho mayores a los PBRs estimados en los escenarios históricos, generando una mejor situación del recurso. Además, para todos los escenarios, la distribución del error del $F_{20\%}$ fue más amplia que para los otros PBRs y en el escenario más reciente, esta distribución se sobrepone a la distribución de la mortalidad por pesca del último año de evaluación, lo que aumenta la incertidumbre al momento de definir valores límites de explotación.

ABSTRACT

The status analysis of a biological resource requires of robust biological reference points either limits or target to both technological and ecological interaction. In southern hake (*Merluccius australis*), multiple gears or fleets fishing on this resource, could be determining changes in biological reference points (BRP) due to changes in exploitation patterns. From here, the main objective of this thesis was to identify the robustness of the BRP currently used when we try to define the status of southern hake, take in to account the historical participation of different fleets.

The current stock assessment does not consider the proportion of participation of each fleet in the biological reference points estimation, and how this proportion has varied over time. In this context, the exploitation pattern by the trawl, longline and small-scale longline fleets were estimated in three periods with different influence on the catch. Thus, changes in the objectives BRP such as $F_{40\%}$ and F_{MSY} and limit BPR ($F_{20\%}$) were analyzed considering the contribution of partial fishing mortalities, representing plausible scenarios that have occurred throughout the fishery history, as well as extreme cases in which just to fleets are operating in the system.

The BRP $F_{40\%}$ was always keep away from F_{MSY} values, so it can not be considered as a good proxy for this BRP. In addition, higher values in the BRPs estimates were found when the small-scale longline participation in the harvest was removed, resulting in a better resource condition. Moreover, for all scenarios, the $F_{20\%}$ error distribution was wider than other BRPs error distributions and for the last or current scenario, this error distribution is overlapped on the last year assessment error distribution of fishing mortality, increasing uncertainty when defining exploitation limit values.

TABLA DE CONTENIDO

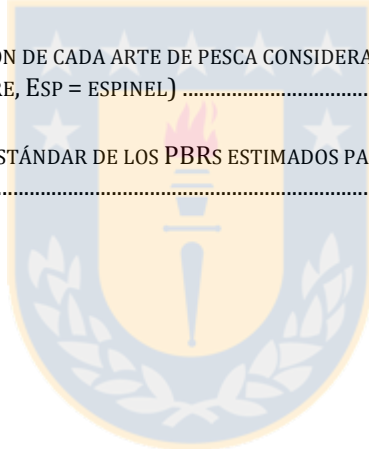
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	IV
ABSTRACT.....	V
TABLA DE CONTENIDO.....	VI
LISTADO DE FIGURAS.....	VII
LISTADO DE TABLAS.....	VIII
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
OBJETIVO GENERAL.....	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
HIPÓTESIS DE TRABAJO.....	8
METODOLOGIA GENERAL.....	9
<i>INCIDENCIA DE LA PARTICIPACIÓN DE MÚLTIPLES FLOTAS SOBRE LA SUSTENTABILIDAD DE LA PESQUERÍA DE MERLUZA DEL SUR (MERLUCCIUS AUSTRALIS) EN LA PATAGONIA CHILENA.....</i>	<i>17</i>
RESUMEN.....	17
ABSTRACT.....	19
INTRODUCCIÓN.....	20
METODOLOGÍA.....	22
RESULTADOS.....	27
DISCUSIÓN.....	37
AGRADECIMIENTOS.....	42
REFERENCIAS.....	42
DISCUSIÓN GENERAL.....	44
REFERENCIAS.....	47

LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 1. DESEMBARQUES HISTÓRICOS Y PROPORCIÓN DE PARTICIPACIÓN DE CADA ARTE DE PESCA PARA CADA ESCENARIO.	25
FIGURA 2. CURVAS DE SELECTIVIDAD OBTENIDAS DESDE EL MODELO DE EVALUACIÓN AL CONSIDERAR TRES ESCENARIOS DE PARTICIPACIÓN POR FLOTA A) 1977 - 1983, B)1984 - 1998 y c)1999 - 2011.....	28
FIGURA 3. BIOMASA DESOVANTE POR RECLUTA Y RENDIMIENTO POR RECLUTA PARA LOS TRES ESCENARIOS DEFINIDOS.	29
FIGURA 4. DIAGRAMA DE FASES PARA EL PRIMER ESCENARIO HISTÓRICO CONSIDERANDO LA PROPORCIÓN DE PARTICIPACIÓN POR FLOTA (SÓLO ARRASTRE).	32
FIGURA 5. DIAGRAMA DE FASES PARA EL SEGUNDO ESCENARIO HISTÓRICO CONSIDERANDO LA PROPORCIÓN POR FLOTA DE ARRASTRE, PALANGRE, ESPINEL.	32
FIGURA 6. DIAGRAMA DE FASES PARA EL TERCER ESCENARIO HISTÓRICO CONSIDERANDO LA PROPORCIÓN DE PARTICIPACIÓN POR FLOTA (ARRASTRE, PALANGRE, ESPINEL).	33
FIGURA 7. DIAGRAMA DE FASES PARA EL TERCER ESCENARIO SIMULANDO PARTICIPACIÓN SÓLO DE LAS FLOTAS DE ESPINEL Y PALANGRE.	33
FIGURA 8. DIAGRAMA DE FASES PARA EL TERCER ESCENARIO SIMULANDO PARTICIPACIÓN SÓLO DE LAS FLOTAS ARRASTRE Y PALANGRE.	34
FIGURA 9. COMPARACIÓN ENTRE EL VALOR DE F ESTIMADO POR EL MODELO DE EVALUACIÓN Y LAS ESTIMACIONES DE PBRs PARA CADA ESCENARIO HISTÓRICO.....	34
FIGURA 10. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDAD NORMAL PARA LA MORTALIDAD POR PESCA $F_{C_{2011}}$ Y EL PBR $F_{20\%}$	36
FIGURA 11. PERFIL DE PROBABILIDAD ESPECIFICANDO $Pr[F_{C_{2011}} > F_{20\%}]$ PARA VARIOS NIVELES DE DECISIÓN DE CONFIANZA A TRAVÉS DEL EJE X.	37

LISTADO DE TABLAS

TABLA 1. BLOQUES DE AÑOS DE SELECTIVIDAD Y ARTES DE PESCA OPERANDO EN LA PESQUERÍA DE MERLUZA AUSTRAL EN CADA BLOQUE.	9
TABLA 2. COEFICIENTES DE VARIACIÓN PARA LOS ÍNDICES DE ABUNDANCIA RELATIVOS UTILIZADOS EN LA EVALUACIÓN DE STOCK (FUENTE: QUIROZ & WIFF, 2012).	10
TABLA 3. TAMAÑO DE MUESTRA UTILIZADOS EN LAS VEROSIMILITUDES MULTINOMIALES DE LAS COMPOSICIONES DE EDAD (FUENTE: QUIROZ & WIFF, 2012).	10
TABLA 4. MADUREZ SEXUAL Y PESO A LA EDAD UTILIZADOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS PBRs EN CADA ESCENARIO. ...	23
TABLA 5. SELECTIVIDAD PROVENIENTE DEL MODELO, STEPNESS Y MORTALIDAD NATURAL UTILIZADOS EN LA ESTIMACIÓN DE LOS PBRs EN CADA ESCENARIO.	27
TABLA 6. PROPORCIÓN DE PARTICIPACIÓN DE CADA ARTE DE PESCA CONSIDERADA EN LA ESTIMACIÓN DE LOS PBRs EN CADA ESCENARIO (ARR = ARRASTRE, ESP = ESPINEL)	27
TABLA 7. VALOR MEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LOS PBRs ESTIMADOS PARA LOS TRES ESCENARIOS HISTÓRICOS Y DOS ESCENARIOS HIPOTÉTICOS.	30



INTRODUCCIÓN GENERAL

Uno de los mayores desafíos del manejo pesquero es lograr la sustentabilidad de la pesca, lo que implica considerar los principios del Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995) al momento de tomar decisiones con respecto a la explotación de un recurso (Caddy, 1996, 2002, 2004). Dentro de las herramientas disponibles para lograr una administración basada en la sustentabilidad de la pesca, se encuentran los Puntos Biológicos de Referencia (PBRs), que permiten definir tanto el estado deseable de explotación como el estado en que se pone en riesgo la sustentabilidad biológica de un recurso dado, y que se pueden expresar en términos de biomasa (B) y/o tasa de mortalidad por pesca (F) (Collie & Gislason, 2001).

El concepto de puntos biológicos de referencia fue introducido después del desarrollo de modelos de evaluación con la definición de F_{MSY} (Schaefer, 1954), F_{MAX} (Beverton & Holt, 1957) y más tarde $F_{0.1}$ (Gulland & Boerema, 1973). Desde ahí en adelante, debido a la necesidad de controlar la mortalidad por pesca y proveer de marcadores apropiados y significativos al manejo pesquero, el interés en los PBRs fue aumentando constantemente hasta el día de hoy (Ulrich, 2002).

Los modelos de estimación de un PBR, en términos de la tasa de mortalidad por pesca, pueden ser clasificados según tres categorías: (i) aquellos basados en los modelos de producción, (ii) aquellos basados en el rendimiento por recluta (YPR, del inglés Yield per Recruit), o (iii) aquellos basados en la biomasa desovante por recluta (SPR, del inglés Spawning Biomass per Recruit) (Collie & Gislason, 2001). No obstante, la teoría básica radica en la problemática de la sobreexplotación por reclutamiento, la que alude directamente a la sustentabilidad biológica a través de la relación stock-recluta (Clark, 1993; Myers *et al.*, 1994; Mace, 1994). Independiente de la forma en que un PBR sea expresado, ya sea como biomasa o tasa de mortalidad por pesca, se pueden diferenciar según la información que proveen para la toma de decisiones. De esta manera, se distinguen puntos de referencia límites (LRP, del inglés Limit Reference Points) o puntos de referencia objetivos (TRP, del inglés Target Reference Point) (Mace, 1994; Caddy & Mahon, 1995).

Se habla de TRP a un nivel objetivo o deseado de alcanzar, ya sea en términos de un nivel de biomasa deseado o una tasa de mortalidad por pesca deseada, con el propósito de mantener al stock en una condición de explotación sustentable. Un LRP establece un nivel que no debe ser sobrepasado o alcanzado, ya sea un nivel superior de F o un nivel mínimo de biomasa (Gislason, 1999). Los PBRs son determinados utilizando datos de abundancia a través del tiempo y los parámetros de historia de vida de los stocks de peces. En el caso de no contar con una data suficiente, los PBRs pueden ser estimados basándose en los parámetros de un stock de similares características (Collie & Gislason, 2001).

Uno de los desafíos importantes a ser considerados en la determinación de un PBR, radica en los procesos de interacción tecnológica y ecológica a los que están expuestos la mayoría de los recursos pesqueros. Los procesos de interacción tecnológica se refieren a la forma en que múltiples artes de pesca, a través de su interacción, determinan la mortalidad por pesca final que incide en la población, mientras que la interacción ecológica involucra las relaciones entre el recurso objetivo y otros recursos, influyendo en procesos como el crecimiento y bienestar de los especímenes a través de relaciones predador-presa como a través de la mortalidad natural (Ojeda *et al.*, 1986; Gislason, 1999; Mace, 2001; Maunder, 2002; Walters *et al.*, 2005).

En Chile, la merluza del sur, *Merluccius australis*, es un recurso explotado por varias flotas en la zona austral. Al 2013, la pesquería de merluza del sur se encuentra declarada en estado y régimen de plena explotación, lo que implica un manejo a través de cuotas de pesca. La actual Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), establece que todos los recursos pesqueros nacionales, deben ser manejados con la intención de que estos alcancen o se mantengan en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS o MSY en inglés), considerando sus características biológicas; y exigiendo que los PBR objetivos consideren los niveles de biomasa y mortalidad por pesca al MSY, así como también los niveles límite que definen el agotamiento o colapso. Además, la LGPA establece que en aquellas pesquerías que se encuentran a un 10% del MSY se activen mecanismos de licitación. Esta legislación provoca que la determinación de los PBR cobre mayor importancia al momento de definir el estatus de una población y generar proyecciones de explotación (Paya *et al.*, 2014). Estos mismos autores, mediante un proyecto transversal

para los principales recursos pesqueros del país, determinaron los PBR especie-específicos luego de haber agrupado a las especies en distintos niveles o *tiers*, de acuerdo a la información disponible en cada pesquería. De esta manera, en el caso de la merluza del sur se concluyó que no fue posible estimar el MSY directamente desde los resultados de la evaluación stock, por lo que se decidió utilizar un *proxy* del MSY para esta especie. Este se basó en la asunción de que el 40% de la biomasa desovante virginal o no explotada es un buen proxy de B_{MSY} (Biomasa en el rendimiento máximo sostenible) y desde esto derivar el nivel de mortalidad por pesca F_{MSY} basado en una relación stock-recluta, preferentemente Beverton-Holt. Como esta relación entre B_{MSY} y F_{MSY} no es conocida, Payá *et al.* (2014), a través de simulaciones determinaron como *proxy* de la mortalidad por pesca el valor de $F_{45\%SPR}$ para un amplio rango de valores de steepness (pendientes) del modelo stock-recluta.

De acuerdo con la evaluación de stock en la cual esta basado este trabajo (Quiroz & Wiff, 2012), se sugiere que el stock de merluza del sur se encuentra en un proceso de riesgo de sobre-explotación (Biomasa Desovante (B) reducida entre un 40% y 20% respecto a la Biomasa Desovante virginal (B_0), pero con bajas probabilidades de ingresar a un proceso de sobre-pesca (F alejado del PBR $F_{20\%}$) (Quiroz & Wiff, 2012). La evaluación de stock más reciente muestra una persistente reducción de la biomasa total de merluza del sur en los últimos 10 años, que en el caso de la biomasa desovante no es tan pronunciada, mostrando estabilidad en los últimos años de análisis (Quiroz, 2014). Según este mismo autor, los niveles de explotación de merluza del sur expresados en mortalidad por pesca alcanzan un nivel de 0.389/año y la biomasa desovante un valor de 105 mil de toneladas, lo cual sitúa al valor de F por encima de la región de confianza del PBR que define al F_{MSY} y a la biomasa desovante por debajo de B_{MSY} , indicando que el stock se encuentra en un estado de sobrepesca y sobreexplotación.

La merluza del sur se caracteriza por ser una especie longeva, habiéndose observado individuos de hasta 30 años para ambos sexos. Es una especie con fecundidad indeterminada, clasificado como desovante parcial con un período de desove concentrado entre los meses de julio y septiembre, sin embargo este desove se produce principalmente en agosto (Ojeda & Aguayo, 1986).

Esta especie se distribuye en el extremo sur de América desde los 36° S en el Océano Pacífico suroriental hasta los 38° S en el Océano Atlántico. En Chile, se localiza en las aguas de fiordos y canales de las regiones X a XII y en el mar exterior, en profundidades comprendidas entre los 60 y 800 m (Lillo *et al.*, 2011). Sin embargo, la unidad de pesquería de esta especie está definida a partir de los 41° 28' S. Esta unidad de pesquería se encuentra dividida, para propósitos legislativos, en dos sub-unidades: i) la Unidad de Pesquería Norte (UPN) comprendida desde el paralelo 41°28' S hasta los 47° S, y ii) la Unidad de Pesquería Sur (UPS) que abarca desde los 47° S hasta el extremo austral del país (Lillo *et al.*, 2010).

La pesquería de la merluza del sur es uno de los recursos objetivo de la pesquería de arrastre y palangre industrial y espinel artesanal. En la pesquería, otros recursos como la merluza de cola, merluza de tres aletas y congrio dorado también son objetivos, por lo que la explotación de cualquiera de estas especies podría afectar a la fauna acompañante. Esta pesquería, es desarrollada además, por distintos artes o métodos de pesca que participan en ambas unidades de pesquería, UPN y UPS: La flota artesanal, principalmente espinelera y la flota industrial, compuesta por naves arrastreras y palangreras (Quiroz & Wiff, 2012). Estos artes de pesca, diferentes entre si, afectan cada uno de manera particular al stock, provocando cambios estructurales en la población mediante la selectividad propia de cada arte que esta vulnerando diferentes sectores etarios de la población.

Collie y Gislason (2001) afirman que siempre que los parámetros poblacionales de un stock de peces permanezcan constantes o fluctúen dentro de reducidos límites, los PBRs correspondientes también se mantendrán constantes. Sin embargo, si hay cambios persistentes en estos parámetros, ya sea por cambios en la estructura de la comunidad de los peces o en el régimen ambiental, los PBRs deberán ser ajustados a las condiciones predominantes. Maunder (2002) menciona además que la edad de entrada a la pesquería, esencialmente la vulnerabilidad edad-específica al arte de pesca, puede modificar los rendimientos posibles de obtener desde un stock.

La merluza del sur ha sido vulnerada por distintos artes de pesca desde el comienzo de su explotación, pasando de ser una especie explotada sólo por flotas arrastreras en un principio, a ser vulnerada por tres artes de pesca diferentes en la actualidad (Quiroz & Wiff,

2006). Esto, indudablemente, ha provocado cambios en su estructura poblacional, afectando desde la estructura de edades de la población hasta el reclutamiento anual. Cabe señalar además, que al tratarse de artes de pesca que vulneran de diferente manera al stock, la proporción en la cual estos artes operen, debe ser considerada al momento de analizar el impacto que produce cada flota sobre el recurso, ya que esa proporción afectará la configuración de la población.

Actualmente, la pesquería de la merluza del sur se evalúa en forma monoespecífica, cuantificando la influencia de los distintos artes de pesca que operan sobre el recurso, mediante una función de selectividad genérica que se acopla a cada arte. Del mismo modo, los PBRs son estimados mediante un análisis por recluta que proviene de los resultados de la evaluación monoespecífica, empleando un patrón de explotación (derivado de la matriz de mortalidad total a la edad) que representa la acción conjunta de las tres flotas que capturan merluza del sur (Quiroz, 2014), sin embargo no se considera la participación diferenciada de cada flota en la captura total.

Es por esto que resulta interesante para la calificación del estado de un recurso como la merluza del sur, contemplar dentro de la estimación de los PBRs, si otros factores como los cambios en la proporción de participación de las flotas pesqueras en la captura, inciden en esta determinación del estado y si es conveniente considerar estos factores en futuras evaluaciones. De esta forma será posible contrastar si es que existe algún cambio significativo en los PBRs al considerar la proporción de participación diferenciada de los artes de pesca en la captura de los individuos, o si estos PBRs cambiarían al plantear diferentes escenarios en cuanto a proporción de participación.

En este trabajo se calificará la situación de la merluza del sur mediante una evaluación de stock que incorpore bloques de selectividad acorde a los cambios históricos considerados importantes por el evaluador, tomando en cuenta que la productividad de este recurso varía debido a los cambios que ocurren en los modos de explotación por efecto de la participación de distintos artes de pesca variando en el tiempo (efecto multiflota).

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño de los puntos biológicos de referencia en la calificación del estado de situación, considerando procesos de interacción entre artes de pesca.



OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar el stock de merluza del sur mediante un modelo edad-estructurado a través de un enfoque monoespecífico de acuerdo a las referencias actuales (Modelo Caso Base) e incorporar bloques de selectividad que den cuenta de diferentes etapas de la pesquería.
2. Establecer escenarios plausibles basados en los datos de captura históricos que incluyan la interacción entre flotas para el stock de merluza del sur, y evaluar el impacto en los PBRs.



HIPÓTESIS DE TRABAJO

La determinación de PBRs mediante un enfoque que involucre la interacción existente entre los artes de pesca según escenarios plausibles, resultan adecuados para determinar el estado de situación del recurso y las perspectivas de su explotación.



METODOLOGIA GENERAL

La evaluación de stock de merluza del sur actualmente es realizada por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) mediante la aplicación de un modelo edad estructurado, el cual, hasta el año 2012 no incorporaba bloques de selectividad implícitos en su estructura (Quiroz & Wiff, 2012). Utilizando como base este modelo de evaluación de stock, se incorporaron tres bloques de selectividad en la historia de la pesquería, designados de manera arbitraria en concordancia con la participación diferenciada de los tres artes de pesca que vulneran el stock de merluza austral (**Tabla 1**). Otras características y supuestos del modelo se mantuvieron exactamente iguales al modelo original, como el hecho de considerar la existencia de un único stock nacional distribuido en toda la zona económica exclusiva con una sola zona de desove de gran extensión y zonas de crianza principalmente en aguas interiores como canales y fiordos de la X y XII región.

Tabla 1. Bloques de años de selectividad y artes de pesca operando en la pesquería de merluza austral en cada bloque.

Bloque	Años	Artes de Pesca
1	1977-1983	Sólo Arrastre
2	1984-1998	Arrastre-Palangre-Espinel
3	1999-2011	Arrastre-Palangre-Espinel

La ponderación otorgada a la información que ingresa al modelo, ya sean índices de abundancia o datos de composición de tallas/edades, posee una alta importancia al momento de realizar el diagnóstico de la población, puesto que influye de manera directa en los resultados finales de cualquier evaluación de stock. En este trabajo se utilizaron los mismos ponderadores que en la evaluación de stock realizada por IFOP, la cual considera un proceso analítico para determinar los tamaños de muestra utilizados por las verosimilitudes multinomiales de las composiciones de edades. En cuanto a los coeficientes de variación de los índices de abundancia, se propusieron diferentes niveles seleccionándose aquellos que contribuían o aportaban más a la verosimilitud. Los coeficientes de variación de los desembarques son asumidos igual a 0.2, lo que corresponde

al “Caso Base” de la evaluación de IFOP del año 2012. Los coeficientes de variación de los índices de abundancia y los tamaños de muestra son presentados en las **Tabla 2** y **Tabla 3**.

Tabla 2. Coeficientes de variación para los índices de abundancia relativos utilizados en la evaluación de stock (Fuente: Quiroz & Wiff, 2012).

Año	cv arrastre	cv palangre	cv cruceros
1977			
1978	0.24		
1979	0.24		
1980	0.24		
1981	0.26		
1982	0.2		
1983	0.2		
1984	0.22		
1985	0.21		
1986	0.19		
1987	0.17	0.11	
1988	0.21	0.11	
1989	0.24	0.11	
1990	0.23	0.13	
1991	0.22	0.12	
1992	0.24	0.13	
1993	0.21	0.16	
1994	0.2	0.13	
1995	0.19	0.13	
1996	0.21	0.13	
1997	0.21	0.12	
1998	0.25	0.12	
1999	0.3	0.1	
2000	0.28	0.12	0.55
2001	0.23	0.1	0.55
2002	0.23	0.09	0.55
2003	0.22	0.11	0.55
2004	0.24	0.13	0.55
2005	0.24	0.12	0.55
2006	0.26	0.11	0.55
2007	0.25	0.12	0.55
2008	0.24	0.11	0.55
2009	0.22	0.12	0.55
2010	0.22	0.12	0.55

Tabla 3. Tamaño de muestra utilizados en las verosimilitudes multinomiales de las composiciones de edad (Fuente: Quiroz & Wiff, 2012).

Flota	n
Arrastre	10
Palangre	5
Espinel	20
Cruceros	100

Los datos de desembarque fueron obtenidos a partir de los registros oficiales del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). Para ajustar el modelo a estos datos, se utilizará la ecuación de captura de Baranov, otorgándole un $CV = 0.2$ a los desembarques en conjunto (arrastre, palangre y espinel), lo que genera que el modelo intente reproducir con mayor precisión los cambios interanuales de los desembarques en desventaja de los ajustes a los índices de abundancia

La evaluación monoespecífica del stock de merluza del sur se realizará utilizando la metodología empleada por IFOP (Quiroz & Wiff, 2012). Esta considera que no existen diferencias significativas entre los individuos que provienen de aguas interiores como exteriores, es decir; se considera la presencia de una unidad de stock homogénea en la zona sur austral.

El modelo no diferencia sexos, posee 24 grupos de edad, siendo esta última el grupo plus (24+). Se considera una única área de explotación que abarca desde los $41^{\circ}28'$ hasta los $57^{\circ} 00'$ LS y se incluye la participación de tres artes de pesca (arrastre, palangre y espinel). El modelo incorpora el crecimiento en las matrices de captura a la edad de forma implícita.

La dinámica poblacional será modelada según la recomendación científica realizada por el Comité Científico-Técnico de la Pesquería Demersal Austral, la cual sugiere la utilización del modelo de sobrevivencia de Baranov, codificado bajo la plataforma de AD Model Builder (ADMB).

Se asume que la merluza del sur se encontraba en estado virginal al comienzo del año 1977, por lo que el reclutamiento de ese año corresponde a un reclutamiento en equilibrio (R_0) proveniente de una biomasa desovante prístina (B_0). Desde 1978 en adelante, se asume que el reclutamiento esperado es dependiente del stock desovante a través de una relación stock-recluta de Beverton-Holt. De esta forma el número de ejemplares de edad a , a comienzos del año 1977 queda definido como:

$$N_{a,1980} = \begin{cases} R_0 & ; & a = 1 \\ N_{a-1,1}e^{-M_{a-1}} & & a = 2, \dots, m - 1 \\ \frac{N_{a-1,1}e^{-M_{a-1}}}{1 - e^{-M_a}} & & a = m \end{cases}$$

1)

La biomasa desovante virginal se estima por:

$$S_0 = e^{-\frac{9}{12}M} \sum_{a=1}^m N_{a,t} ms_a w_a \quad t = 1980$$

2)

donde ms_a y w_a corresponde a la proporción de hembras maduras y pesos medios a la edad a respectivamente.

Para estimar el reclutamiento se utilizará el modelo stock-recluta de Beverton y Holt con estructura de error log-normal:

$$R_t = \frac{S_{t-1}}{\alpha + \beta S_{t-1}} e^\varepsilon$$

3)

donde S_t es la biomasa desovante en el año t , ε representa el error asociado al modelo y tanto α como β son parámetros definidos de la siguiente forma:

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

4)

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

5)

La biomasa desovante es utilizada como predictor de los reclutamientos y es calculada en septiembre de cada año, mediante la ecuación 2), con la diferencia que la mortalidad que la afecta no es sólo natural sino que se considera una mortalidad total Z (ec. 7).

La abundancia de merluza del sur a la edad a en el tiempo t es modelada por:

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_{a,t} & ; & a = 1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-Z_{a-1,t-1}} & & a = 2, \dots, m-1 \\ N_{a-1,t-1} e^{-Z_{a-1,t-1}} + N_{a,t-1} e^{-Z_{a,t-1}} & & a = m \end{cases}$$

6)

$$Z_{a,t} = M + \sum_{i=1}^g S_a^i F_t^i$$

7)

¡donde M corresponde a la tasa instantánea de mortalidad natural que se asume constante a través del tiempo y las edades, m es el grupo plus y $Z_{a,t}$ es la mortalidad total edad-específica. Lo anterior plantea que la dinámica poblacional de la abundancia puede ser representada por un modelo de sobrevivencia donde las mortalidades por pesca anuales F_t^g para cada flota de pesca g se aplican en forma continua durante la estación de pesca para cada edad a de acuerdo a una ojiva de selectividad s_a^g . Esta función de selectividad al arte de pesca es representada mediante una función doble-normal para las tres flotas, definiéndose de la siguiente forma:

$$s_a^g = \begin{cases} 2^{-[(a-k_g)/\vartheta_g^l]^2}, & a \leq k_g \\ 2^{-[(a-k_g)/\vartheta_g^r]^2}, & a > k_g \end{cases}$$

8)

Se asume proporcionalidad entre los índices anuales de abundancia relativa I_t^g para cada flota g y las estimaciones de los cruceros hidroacústicos, con la biomasa vulnerable estimada a mitad del año:

$$I_t^g = q^g e^{-0.5m} \left(\sum_i \sum_a s_a^g N_{a,t} w_{a,t} \right)$$

10)

El desembarque anual por flota, \hat{Y}_t^g es estimado considerando la variabilidad interanual en el proceso de pesca, según:

$$\hat{C}_{a,t}^g = N_{a,t} w_a \frac{F_{a,t}^g (1 - \exp(-Z_{a,t}))}{Z_{a,t}}$$

11)

$$\hat{Y}_t^g = \sum_g \sum_a \hat{C}_{a,t}^g$$

12)

El error proveniente de los datos se estima mediante funciones de verosimilitud acorde al tipo de dato con el que se trabaja. De esta forma, para los índices de abundancia es conveniente utilizar una función de verosimilitud con estructura de error log-normal:

$$L_{CPUE}^g = \sum_{t=1} \log(\Phi^g \sigma_t) + \frac{1}{2} \log(2\pi) + \left[-\frac{\log\left(\frac{I_t^g}{I_t^g}\right)^2}{2\Phi^g \sigma_t^2} \right]$$

13)

Desde las proporciones a la edad, se asume un error multinomial para obtener la verosimilitud de las capturas por flota:

$$L_A^g = - \sum_t nm_g \sum_a p_{a,t}^g \log(\tilde{p}_{a,t}^g) - \sum_t nm_{cru} \sum_a p_{a,t}^{cru} \log(\tilde{p}_{a,t}^{cru})$$

14)

Los desembarques asumen error log-normal, incorporando en el modelo la verosimilitud de la forma:

$$L_Y^g = \sum_{i=1} -\log(\sigma_t) - \frac{1}{2} \log(2\pi) - \left[\frac{[\log(\hat{Y}_t^g) - \log(Y_t^t)]^2}{2\sigma^2} \right]$$

15)

Se asume que los reclutamientos presentan estructura de error normal, por lo que se incorpora una penalización en la función de verosimilitud total (función objetivo):

$$p_R = -\frac{\lambda}{2\sigma_R^2} \sum_{t=1} (\varepsilon_t^R)^2$$

16)

De esta forma, la función objetivo a minimizar es la suma de las log-verosimilitudes incluyendo la penalización del reclutamiento, lo cual se expresa:

$$L_{FULL} = \sum L_{CPUE}^g + \sum L_a^g + \sum L_Y^g + p_R$$

17)

Esto nos permitirá conocer las variables de interés que representan la condición del recurso y así proceder a determinar su estatus y las perspectivas de explotación asociadas a los Puntos de Referencia Biológicos.

Desde esta evaluación de stock se extrajeron para cada uno de los tres períodos seleccionados, la selectividad a la edad de cada arte de pesca, la cual fue utilizada para obtener los valores de los Fs parciales correspondiente a cada flota, mediante la multiplicación de un valor de F asignado proveniente de la multiplicación de la mortalidad por pesca total por un ponderador representativo de la proporción de participación de cada flota en el desembarque promedio de ese período de tiempo. La suma de estos Fs parciales entrega la mortalidad por pesca total, la cual es diferente a la utilizada en la metodología actual para la estimación de los PBRs, ya que la mortalidad por pesca total utilizada en este trabajo incorpora la proporción de participación de cada arte de pesca. Esta proporción es obtenida al promediar el desembarque anual de cada flota dentro de un período o escenario de tiempo. Luego, utilizando la función stock-recluta de Beverton-Holt, se estimaron los PBRs mediante la biomasa desovante por recluta (ver detalle mas abajo).

INCIDENCIA DE LA PARTICIPACIÓN DE MÚLTIPLES FLOTAS SOBRE LA SUSTENTABILIDAD DE LA PESQUERÍA DE MERLUZA DEL SUR (MERLUCCIUS AUSTRALIS) EN LA PATAGONIA CHILENA

A. A. Yáñez^{1,3}, L. A. Cubillos^{2,3} & J. C. Quiroz

¹Programa Magíster en Ciencias mención Pesquerías, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. *Correspondence: aleyanez@udec.cl

²Programa COPAS Sur-Austral, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

³Laboratorio Evaluación de Poblaciones Marinas (EPOMAR), Universidad de Concepción, Concepción, Chile.⁴

RESUMEN

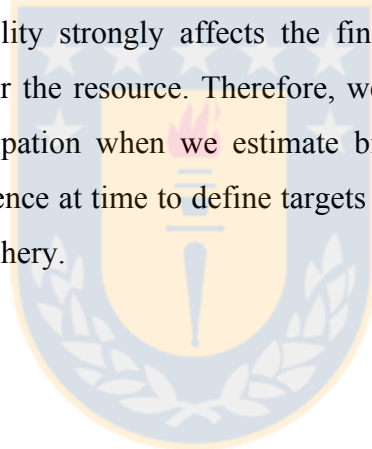
El manejo y ordenamiento de las pesquerías consiste en lograr beneficios socioeconómicos para los usuarios, manteniendo a la vez una condición sustentable del recurso en el tiempo. Para esto, existen puntos de referencia conceptuales, llamados Puntos Biológicos de Referencia, que han sido utilizados para balancear esta ecuación. La merluza del sur es vulnerada por tres artes de pesca con diferentes características cada uno, generando una remoción diferenciada de grupos de edad en el stock, y por tanto, alcanzando distintos rendimientos cada uno. A través de la historia de la pesquería, la participación de los artes de pesca no ha sido constante, provocando que la configuración de la población varíe de acuerdo a estas remociones diferenciadas en el tiempo e incidiendo directamente en la productividad del recurso. En este trabajo se determinaron los puntos biológicos de referencia incorporando la interacción existente entre flotas de características diferentes con distintos grados de participación en el tiempo. Los resultados muestran que esta variabilidad incide fuertemente en el valor final de estos puntos de referencia, diagnosticando diferentes estatus del recurso. Por lo tanto, creemos que incorporar el grado de participación de uno u otro arte de pesca en el cálculo de los puntos biológicos de referencia y por ende, en la determinación del estatus de un recurso, resulta beneficioso y

otorga mayor confianza al momento de definir objetivos y límites de explotación con miras hacia la sustentabilidad pesquera.



ABSTRACT

Fisheries management seeks to achieve socio-economic benefits for users, while maintaining a sustainable resource condition in time. For this, there are conceptual reference points, called biological reference points that have been used to balance this equation. Southern hake is exploited by three gears with different characteristics each other, creating a differentiated removal of age groups in the stock, and therefore, each reaching different yields. Through the history of the fishery, the participation of fishing gear has not been constant, causing the configuration of the population vary according to these different removals over time and directly affecting the resource productivity. In this contribution, the effects of different fishing gear combination and their degree of participation over time, on limit and target biological reference points were analyzed for the austral hake fishery. The results show that this variability strongly affects the final value of these benchmarks, establishing different status for the resource. Therefore, we believe that incorporating the degree of fishing gear participation when we estimate biological reference points, will benefit and gives more confidence at time to define targets and threshold exploitation rates looking forward sustainable fishery.



INTRODUCCIÓN

El uso de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para el manejo de las pesquerías permite contar con definiciones explícitas sobre los objetivos y límites para la explotación sustentable de poblaciones de peces. La mayoría de estos indicadores están definidos en términos de biomasa mínima aceptable o tasas de mortalidad por pesca máximas, pudiendo ser calculados a partir de parámetros demográficos y datos de abundancia histórica de un stock (Collie & Gislason, 2001). Los PBR pueden y deben ser actualizados tanto como se requiera, sin embargo el propósito fundamental es que se constituyan como marcadores fijos para medir los cambios que se producen en la mortalidad por pesca y/o en la abundancia del stock (Gislason, 1999). Si se detectan cambios persistentes en los parámetros demográficos debido a cambios en la estructura de edad, comunidad o regímenes ambientales, los PBR deben ser ajustados a las condiciones prevalentes.

En EEUU el acta Magnuson-Stevens define la sobrepesca como la tasa de mortalidad por pesca que pone en riesgo la capacidad del stock para producir el MSY (Restrepo *et al.*, 1998, *fide* Okamura *et al.*, 2014). Además, dado que los valores S-R no están disponibles para muchas especies y los análisis SPR (biomasa desovante por recluta) requieren menos datos, se recomendó utilizar $F_{x\%}$ como definición de sobrepesca (overfishing) (Restrepo *et al.*, 1998). Sin embargo, la estimación de estos PBRs no es sencilla y el manejo pesquero que utiliza estos valores requiere prestar atención a una variedad de fuentes de incertidumbre, que influyen tanto en los estimados del estatus del stock, como en los estimados de los PBRs resultantes de la evaluación de stock (Caddy & Mahon, 1995).

Una de las fuentes de incertidumbre que inciden fuertemente en la estimación de los PBR corresponde a los cambios en la composición de edades o tallas provenientes de la captura, la cual es función de la selectividad de los artes de pesca y del patrón de reclutamiento. Si la selectividad varía, la composición de edades también cambiará y si en un recurso dado existe más de un arte de pesca participando en la actividad pesquera, cada uno además con un patrón de explotación diferente, el segmento vulnerado de la población también se verá afectado de acuerdo al arte de pesca que la vulnera. En consecuencia, si la

fracción explotada de una población es definida por cierto modo de explotación y si las características del arte de pesca cambian, entonces la estructura y dinámica del stock explotado también se modificará. Una pesquería con estas características corresponde a la merluza del sur (*Merluccius australis*), recurso objetivo de una de las pesquerías multiespecíficas más importantes de Chile, identificándose la participación de tres artes de pesca con diferente selectividad: a) la flota de arrastre de fondo, b) la flota de palangre; y c) la flota artesanal de espinel de profundidad. Para el año 2011 se desembarcaron cerca de 21 mil toneladas (Subsecretaría de Pesca, 2011), mientras que desde el año 2012 en adelante las cuotas de captura resultantes de la evaluación de stock, se redujeron a la mitad de este valor debido al estado en que se encuentra el recurso (Paya *et al.*, 2014). La extracción de merluza del sur implica un 83% de captura de otras especies, ya sea como especies secundarias o como bycatch. Destaca la captura de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*) como recursos objetivos secundarios; y otras especies como el tiburón pintarroja (*Schroederichthys chilensis*), chancharro (*Helicolenus lengerichi*) o el róbalo (*Eleginops maclovinus*) (Pérez y Cortés, 2005). Además, la participación de cada arte de pesca no ha sido constante a través del tiempo, ya que las capturas muestran que la merluza del sur comienza a ser explotada por la flota de arrastre a comienzos de la pesquería, para que años más tarde se unieran la flota de espinel que opera en zonas costeras, y posteriormente la flota de palangre, conformando el actual sistema de explotación del recurso.

Para el año 2012, (Quiroz & Wiff, 2012), determinaron que la biomasa desovante (B) de la merluza del sur se encontraba en niveles de agotamiento entre 40% y 20% respecto del nivel de biomasa desovante no explotada, B_0 ; es decir, cerca de la sobreexplotación. Actualmente, (Quiroz, 2014), sitúa al recurso en un estado de **sobrepesca** y **sobreexplotación** dado que los niveles actuales de mortalidad por pesca se encuentran por sobre el nivel de confianza del PBR objetivo asociado al Rendimiento Máximo Sostenible (F_{MSY}) y por debajo de la biomasa desovante que permitiría alcanzar el rendimiento máximo sostenible (B_{MSY}). Al considerar el diagnóstico del estado de situación de la merluza del sur y comparar la mortalidad por pesca actual con los PBRs, es posible notar que éstos pueden variar según la importancia que adquiera uno u otro arte de pesca. Por

esta razón, en este trabajo se evaluó el grado de influencia que ejerce la selectividad, representando distintos patrones de explotación en el tiempo, con los distintos artes de pesca que están operando en la pesquería de merluza del sur, participando en diferentes proporciones, sobre la estimación de los PBR objetivos y límites, y se analizó las consecuencias que podrían tener al momento de calificar el estado de situación de la merluza del sur.

METODOLOGÍA

Data

Se realizó una evaluación de stock considerando el modelo de evaluación y los datos utilizados por el Instituto de Fomento Pesquero para determinar el estado actual de este recurso (Quiroz & Wiff, 2012). Estos datos consideran información de desembarque proveniente de las flotas de arrastre (1977 - 2011), espinel (1981 - 2011) y palangre (1987 - 2011). Además se cuenta con datos de captura a la edad para cada arte de pesca, captura por unidad de esfuerzo, y estimaciones directas de biomasa mediante crucero hidroacústico y su composición por edad (2000-2012). Los datos biológicos consideran la madurez sexual y pesos medios a la edad, los cuales permanecen constantes en el periodo de evaluación (**Tabla 4**).

Modelo de evaluación

El modelo supone un único stock pesquero entre los 41° 21' LS y el extremo austral de Chile y se consideran todas las capturas ocurridas entre estas latitudes ya sea en aguas exteriores como interiores. El modelo que se utilizó para realizar la evaluación corresponde a un modelo estadístico estructurado a la edad, el cual genera estimaciones de selectividad, capturabilidad, mortalidad por pesca, y abundancia minimizando una función objetivo. Esta función corresponde a la suma de funciones de log-verosimilitud negativa multinomial para

la composición de edades de cada arte y función de log-verosimilitud negativa log-normal para los índices de abundancia.

Tabla 4. Madurez sexual y peso a la edad utilizados para la estimación de los PBRs en cada escenario.

Edad	Madurez Escenario			Pesos medios Estimados
	1	2	3	
1	0.00	0.00	0.00	64
2	0.00	0.00	0.00	252
3	0.00	0.00	0.00	420
4	0.00	0.00	0.00	640
5	0.00	0.00	0.00	918
6	0.02	0.01	0.01	1221
7	0.07	0.03	0.05	1517
8	0.24	0.13	0.17	1810
9	0.47	0.26	0.35	2115
10	0.66	0.39	0.54	2396
11	0.80	0.69	0.74	2725
12	0.88	0.91	0.88	3099
13	0.93	0.97	0.95	3459
14	0.96	0.99	0.97	3779
15	0.97	0.99	0.98	4235
16	0.98	0.99	0.99	4606
17	0.99	0.99	0.99	4943
18	0.99	0.99	0.99	5249
19	0.99	1.00	0.99	5658
20	1.00	1.00	1.00	6095
21	1.00	1.00	1.00	6275
22	1.00	1.00	1.00	6601
23	1.00	1.00	1.00	7074
24	1.00	1.00	1.00	7357

La selectividad de cada arte fue estimada mediante una función doble normal definida para todo el rango de edades para los tres artes de pesca. Esta función posee tres parámetros a estimar: la edad de máxima selectividad (k), la varianza del lado derecho (v^r) y la varianza del lado izquierdo de la curva (v^l) y se representa por la ecuación (1).

$$s_a^g = \begin{cases} 2^{-[(a-k_g)/\theta_g^l]^2}, & a \leq k_g \\ 2^{-[(a-k_g)/\theta_g^r]^2}, & a > k_g \end{cases}$$

(1)

En la evaluación realizada por Quiroz & Wiff (2012), la selectividad fue asumida constante en el tiempo para cada arte de pesca. En este trabajo, el enfoque fue incorporar tres períodos considerados importantes en la historia de la pesquería. Estos períodos se basan en el grado de participación de cada flota en torno al porcentaje de desembarque total por período (1977-1983; 1984-1998; 1999-2011) (**Figura 1**). El primer período comprendió la participación de la flota de arrastre más un pequeño porcentaje de capturas realizadas por la flota de espinel artesanal. El segundo período involucra la participación de arrastre y espinel más la flota de palangre, la cual comenzó a operar el año 1987. En el año 1999 se observó un cambio en la capturabilidad del arrastre, lo cual fue usado como un quiebre para el segundo período de tiempo, resultando como período final un bloque entre los años 1999 al 2011, en el cual siguen operando los tres artes de pesca pero con distinta participación en el porcentaje final de la captura respecto al segundo período. De esta manera, la cantidad de parámetros de selectividad a ser estimados por el modelo pasan desde 3 por cada flota en el modelo base, a 9 para el arrastre, 6 para el espinel y 6 para el palangre en este mismo modelo pero modificado para este estudio.

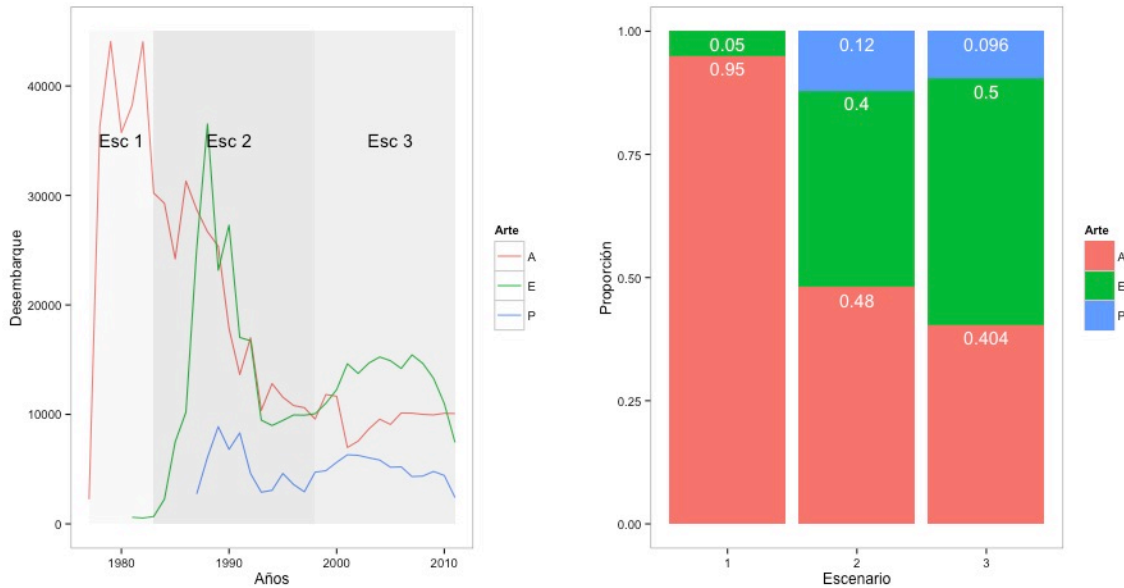


Figura 1. Desembarques históricos y proporción de participación de cada arte de pesca para cada escenario.

Estimación de Puntos Biológicos de Referencia

La estimación de los PBRs se realizó fuera del modelo de evaluación de stock con selectividad variable, para cada uno de los tres escenarios (periodos) utilizando los parámetros biológicos (**Tabla 4**). Los valores $F_{40\%}$, $F_{20\%}$ se obtuvieron mediante la disminución de la biomasa desovante por recluta (SPR), y el F_{MSY} se obtuvo combinando la SPR con la curva stock-recluta de Beverton-Holt, utilizando $M=0.21$ y steepness $h=0.5$ (**Tabla 5**).

Para cada uno de los tres escenarios, la mortalidad por pesca total (F_{total}) provino desde la suma de los valores de F 's parciales estimadas por el modelo para cada flota. El valor de F_{total} del último año de cada escenario, es utilizado para obtener, mediante su multiplicación por un ponderador (p^g) y por la selectividad a la edad (s_a), las mortalidades por pesca a la edad para cada arte (F_a^g). Estos valores de F_a^g , incluyen la proporción de participación de cada arte de pesca en el desembarque para cada escenario de tiempo. El ponderador de cada arte de pesca en cada uno de los escenarios (p^g), corresponde al promedio de la proporción de desembarque de cada arte de pesca de todos los años del escenario correspondiente (Ecuación (2)).

$$F_a^g = [F_{total} * p^g] * s_a^g, \quad \text{donde}$$

$$p^g = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n p_i^g$$

(2)

Para incorporar la incertidumbre asociada a la participación de los artes de pesca en el desembarque a las estimaciones de PBRs, la proporción de participación de cada arte de pesca (p^g) se hizo variar en torno a una distribución normal, asumiendo un 10% de desviación estándar en torno al valor medio de cada arte (para asegurar escenarios representativos), obteniéndose 1000 valores aleatorios en torno a cada proporción para obtener repetitividad de la muestra. Estas repeticiones de proporciones se utilizaron para estimar los PBRs anteriormente mencionados (50 estimaciones por PBR), desde donde se obtuvo un valor medio de cada uno de estos y su error correspondiente, distribuido normalmente en torno a valores de F desde 0 a 2, con intervalos de 0.1. Esta metodología fue utilizada para observar la distribución de los PBRs sobre valores de F en los 3 escenarios propuestos.

Se generaron además, dos casos extras para el tercer escenario o escenario actual, en donde se anuló la proporción de participación de arrastre o espinel, dejando solamente al palangre, más uno de estos dos artes de pesca actuando sobre la pesquería. Esto se logró repartiendo la proporción de participación entre los dos artes de pesca activos, con el objetivo de averiguar que sucedería con los PBRs al modificar en forma extrema la situación actual de explotación del recurso.

En resumen, se generaron 5 escenarios, de los cuales tres corresponden a escenarios congruentes con la historia de la pesquería (escenarios históricos), mientras que los dos restantes corresponden a escenarios simulados, representando situaciones hipotéticas de la pesquería (**Tabla 6**).

Tabla 5. Selectividad proveniente del modelo, stepness y mortalidad natural utilizados en la estimación de los PBRs en cada escenario.

Selectividad (s)				
Arte de pesca	Escenario	v_l	k	vr
Arrastre	1	5.13	19.308	100.013
	2	5.41	19.541	3.070529
	3	5.12	19.381	99.98398
Palangre	1	-	-	-
	2	4.04	17.486	199.9885
	3	4.52	18.367	199.9985
Espinel	1	-	-	-
	2	3.45	12.618	8.889315
	3	3.61	12.54	11.01723
Stepness (h)		Todos	0.5	
M		Todos	0.2	

Tabla 6. Proporción de participación de cada arte de pesca considerada en la estimación de los PBRs en cada escenario (Arr = arrastre, Esp = espinel)

Proporción de Participación				
Escenario	Arrastre	Palangre	Espinel	Total
1º	0.950	0.000	0.050	1
2º	0.480	0.120	0.400	1
Actual	0.404	0.096	0.500	1
Actual sin Arr	0	0.300	0.700	1
Actual sin Esp	0.654	0.346	0	1

RESULTADOS

Las modificaciones al modelo de evaluación de stock de merluza austral entregaron distintas curvas de selectividad para cada arte de pesca en los tres escenarios planteados (**Figura 2**). Se observó que el espinel presentó un mismo patrón de explotación para los tres casos (**Tabla 5**), con 13 años como la edad de máxima selectividad en los tres escenarios. El palangre, arte de pesca que no presenta desembarques en los primeros años de explotación, mostró un patrón de explotación del tipo logístico con diferentes edades de

máxima selectividad; a saber, 18 años para el segundo período y 19 años para el tercero o escenario actual. La flota de arrastre, que presenta los primeros registros de desembarques en la historia de la pesquería, quedó descrita por una función logística en el primer y tercer escenario y con una edad de máxima selectividad igual a 20 años en ambos. Sin embargo en el segundo escenario este patrón de explotación quedó representado por una función doble normal, más similar al patrón de la flota espinelera, pero con una edad de máxima selectividad de 19 años.

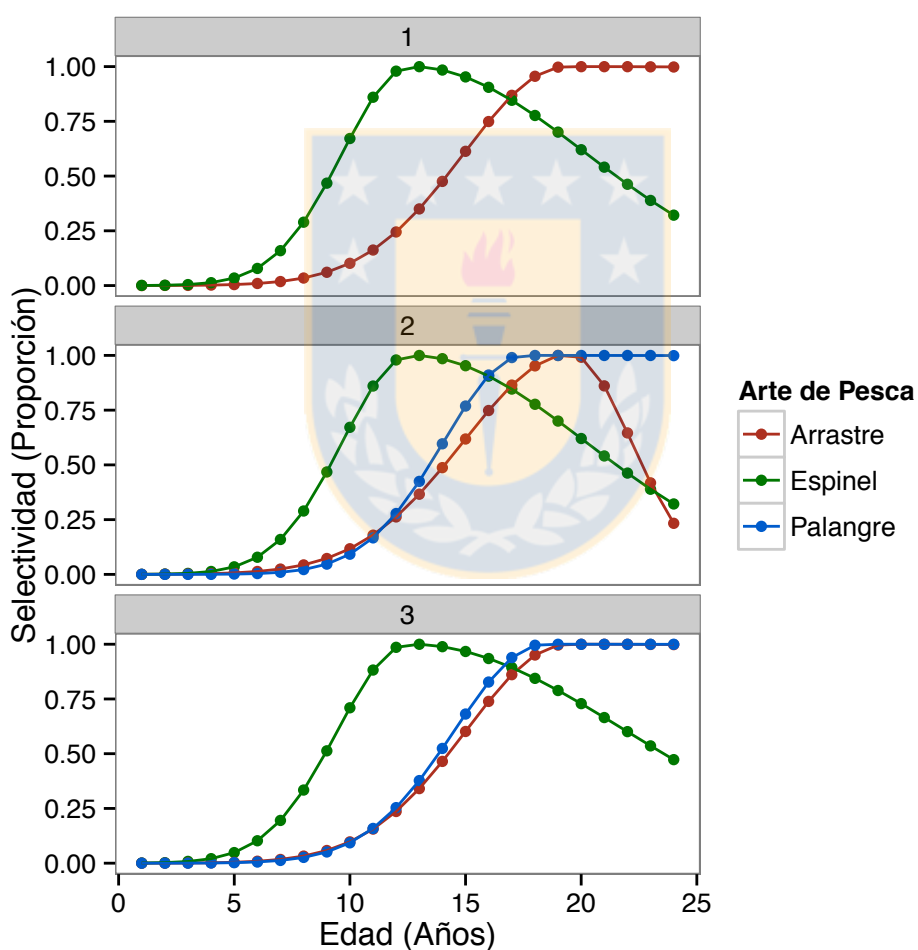


Figura 2. Curvas de selectividad obtenidas desde el modelo de evaluación al considerar tres escenarios de participación por flota a) 1977 - 1983, b) 1984 - 1998 y c) 1999 - 2011.

Para los tres escenarios se confeccionaron las curvas de *YPR* y *SPR* (**Figura 3**), y dado que estas estimaciones fueron realizadas utilizando el valor medio de la proporción de participación por flota para estimar F , se encontró similitud entre los escenarios 2 y 3 que se caracterizan porque las tres flotas están operando con proporciones de participación similares. Cuando $F = 0$, la *SPR* fue aproximadamente 2800 g, siendo los escenarios 1 y 3 los más similares (2897 y 2757 g respectivamente). Al aumentar F , se observó que el escenario 1 mostró mayor resistencia en la disminución de la biomasa a medida que aumentaba el esfuerzo pesquero (sólo arrastre), no bajando de los 600 g, mientras que los otros dos escenarios llegaban a 147 y 145 g. En cuanto al *YPR*, el escenario 1 no alcanzó a llegar a su valor asintótico con los valores de F propuestos, obteniéndose para $F = 1.4 \text{ años}^{-1}$ un valor de $YPR = 237 \text{ g}$. El escenario 2 alcanzó su máximo valor de rendimiento (260.5 g) con un valor de $F = 1.03 \text{ años}^{-1}$, mientras que el escenario más reciente en la historia de la pesquería alcanza su máximo *YPR* (262.17) con un valor de $F = 0.85 \text{ años}^{-1}$.

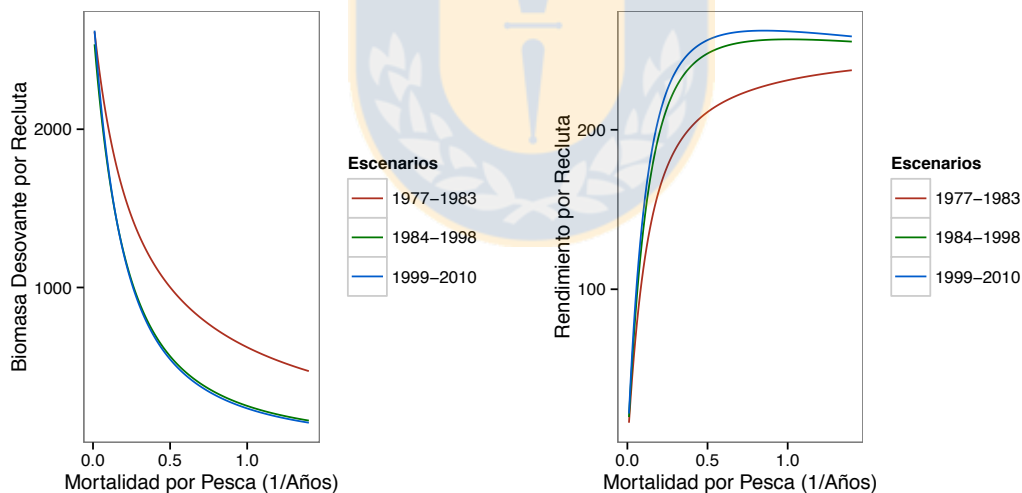


Figura 3. Biomasa desovante por recluta y rendimiento por recluta para los tres escenarios definidos.

Las estimaciones de los PBRs en los tres escenarios históricos de merluza austral pueden leerse como el transcurso de la historia de la pesquería en el tiempo (**Tabla 7**). En los primeros años de explotación (escenario 1), el valor medio proveniente de las 50

estimaciones del PBR $F_{20\%}$ es 1.5 año^{-1} disminuyendo en los siguientes dos escenarios que representan los períodos más recientes (0.53 y 0.49 año^{-1}). El PBR $F_{40\%}$ alcanza un valor promedio de 0.51 , 0.24 y 0.22 para los escenarios 1, 2 y 3 respectivamente, mostrándose alejado del F_{MSY} en todos los casos (0.26 , 0.15 y 0.14 año^{-1}). En cuanto a la precisión de las estimaciones de PBRs, es posible observar en esta misma tabla que tanto el valor de F_{MSY} como el de $F_{40\%}$ presentan una mayor cantidad de estimaciones puntuales cercanas al valor medio para los tres escenarios, en comparación con $F_{20\%}$, dificultando la determinación de un punto de referencia límite para la pesquería de este recurso. Con respecto a este mismo punto de referencia ($F_{20\%}$), podemos mencionar además que al avanzar en los escenarios propuestos, este valor disminuye a 0.49 año^{-1} , valor incluso menor al $F_{40\%}$ estimado para el primer escenario.

Tabla 7. Valor medio y desviación estándar de los PBRs estimados para los tres escenarios históricos y dos escenarios hipotéticos.

Escenario/PBR	<i>Media (Desv Est)</i>		
	F_{20}	F_{40}	F_{MSY}
1°	1.500 (0.047)	0.513 (0.011)	0.266 (0.003)
2°	0.531 (0.026)	0.243 (0.010)	0.152 (0.005)
3°	0.491 (0.022)	0.226 (0.008)	0.145 (0.004)
3° sin Arrastre	0.395 (0.004)	0.188 (0.002)	0.123 (0.001)
3° sin Espinel	1.624 (0.002)	0.529 (0.001)	0.255 (0.001)

Al analizar el tercer escenario bajo condiciones simuladas, en las cuales se anula la participación de uno u otro arte de pesca, es posible observar que los mayores cambios son observados al excluir al espinel. En este caso, el esfuerzo pesquero es realizado únicamente por las flotas industriales (palangre y arrastre), observándose que todos los valores de PBR aumentan a más del doble de la estimación obtenida en los otros casos (ver **Tabla 7**). Por otro lado, cuando el arrastre es excluido como un arte de pesca activo en la pesquería, y se considera por tanto, una explotación basada únicamente por la flota de espinel y palangre, los valores medios estimados para cada punto biológico de referencia son menores a los estimados para el escenario 3 o actual.

Los diagramas de fases muestran que durante el primer escenario histórico, **Figura 4**, la merluza austral se encontraba en una zona de explotación “sin riesgo”, en donde la mortalidad por pesca relativa al $F_{40\%}$ correspondía tan sólo al 60% de este PBR y la biomasa desovante estaba por sobre el PBR objetivo utilizado en este estudio correspondiente al 40% de S_0 . En el segundo escenario histórico, **Figura 5**, es posible observar que ya en el segundo año de este escenario, con tres artes de pesca operando de manera simultánea, la situación de la merluza austral cambia, trasladándose a una zona de alta sobrepesca alcanzando su máximo valor entre los años 1989 y 1990, para luego disminuir el valor de F manteniéndose en el límite de la sobreexplotación. En el tercer y último escenario, **Figura 6**, la merluza austral mantiene altas tasas de mortalidad por pesca, lo que la sitúan durante todo este escenario en una constante situación de sobrepesca, sin observarse sobreexplotación desde el punto de vista de la biomasa ($BD/0.4*BD_0$).

Del mismo modo, se generó un diagrama de fases para los escenarios hipotéticos o simulados, encontrando que al no considerar al arrastre como un arte de pesca operativo en el último escenario, la condición de la merluza austral no cambiaría de manera importante, manteniendo condiciones de biomasa bastante similares pero con un leve aumento en el porcentaje de las tasas de mortalidad por pesca (**Figura 7**). No obstante, el escenario en el cual el espinel no participa en la explotación del recurso (**Figura 8**), las condición de éste mejoró notablemente. La mortalidad por pesca relativa a $F_{40\%}$ permanece menor a 1 durante todo este escenario hipotético y la biomasa desovante relativa al $0.4*BD_0$ se encuentra por sobre 1, logrando una similitud a las condiciones iniciales en las que el recurso comienza a ser explotado.

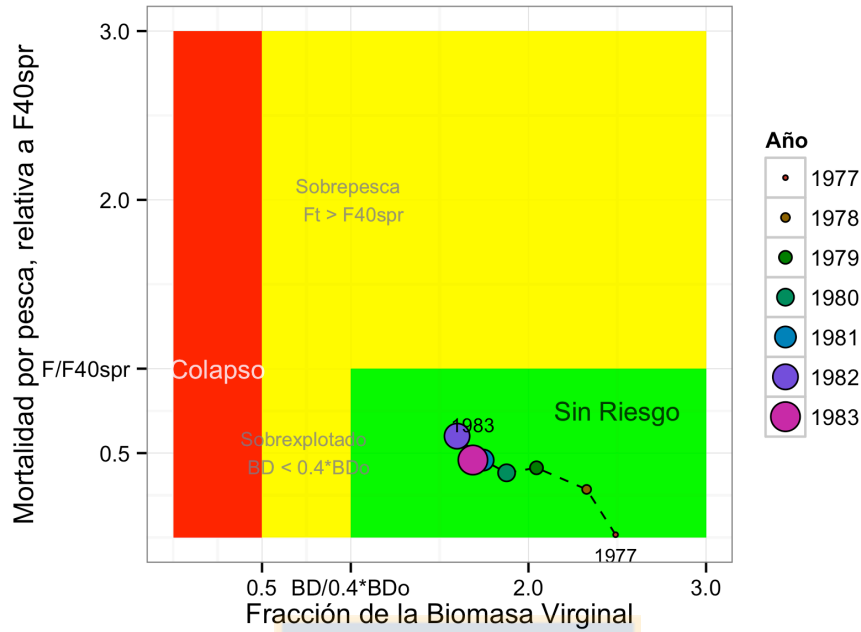


Figura 4. Diagrama de fases para el primer escenario histórico considerando la proporción de participación por flota (sólo arrastre).

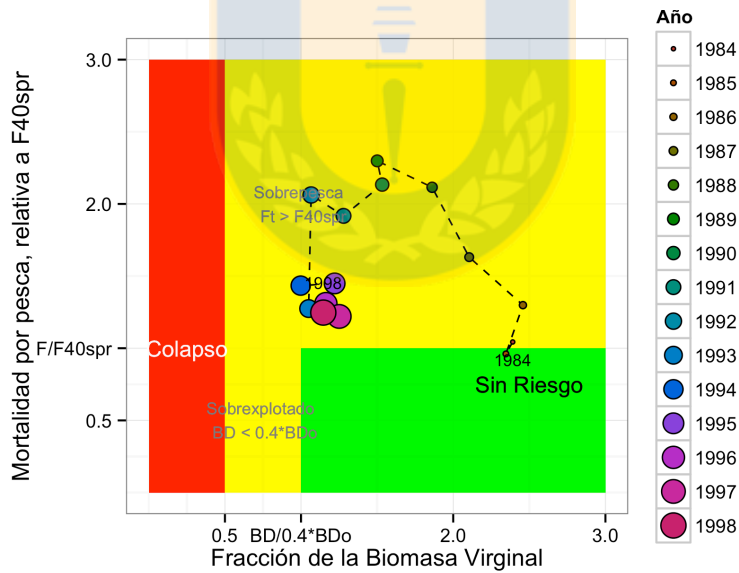


Figura 5. Diagrama de fases para el segundo escenario histórico considerando la proporción por flota de arrastre, palangre, espinel.

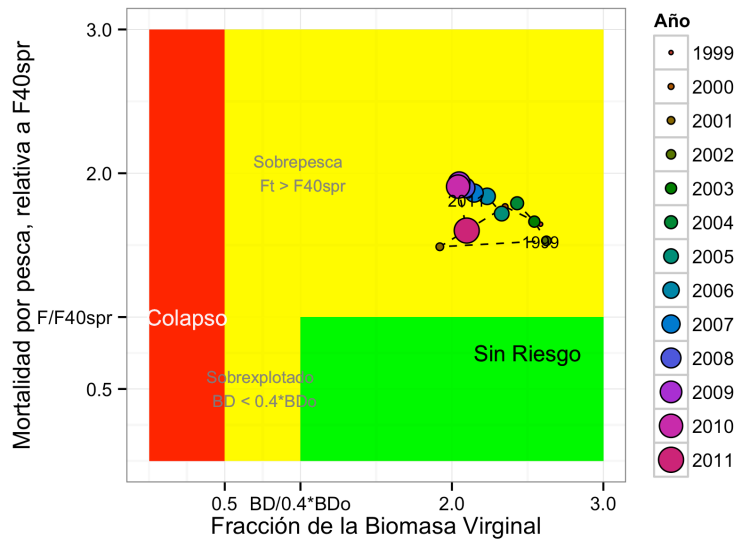


Figura 6. Diagrama de fases para el tercer escenario histórico considerando la proporción de participación por flota (Arrastre, Palangre, Espinel).

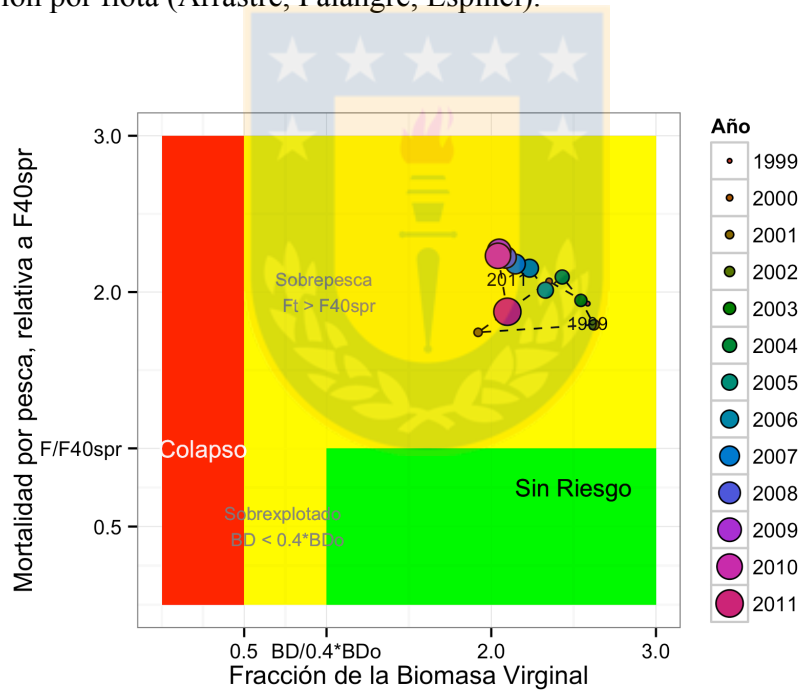


Figura 7. Diagrama de fases para el tercer escenario simulando participación sólo de las flotas de espinel y palangre.

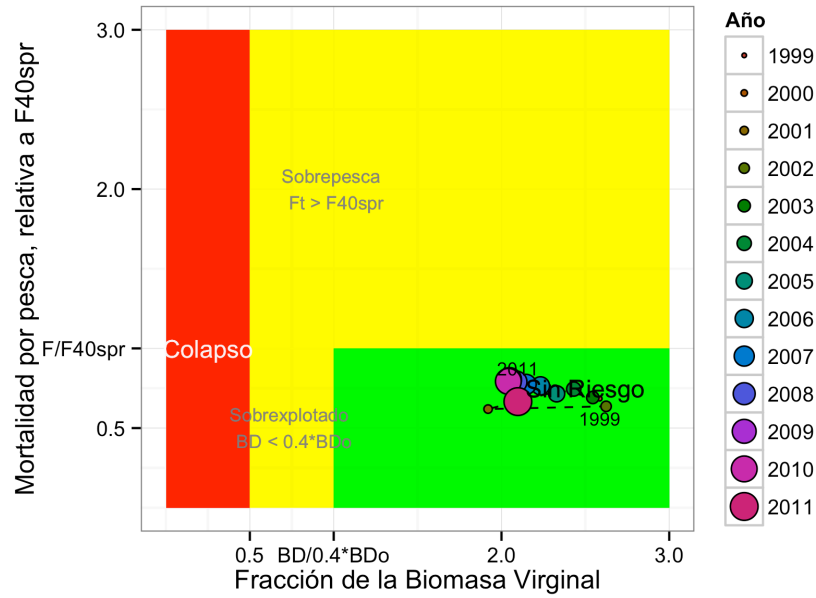


Figura 8. Diagrama de fases para el tercer escenario simulando participación sólo de las flotas arrastre y palangre.

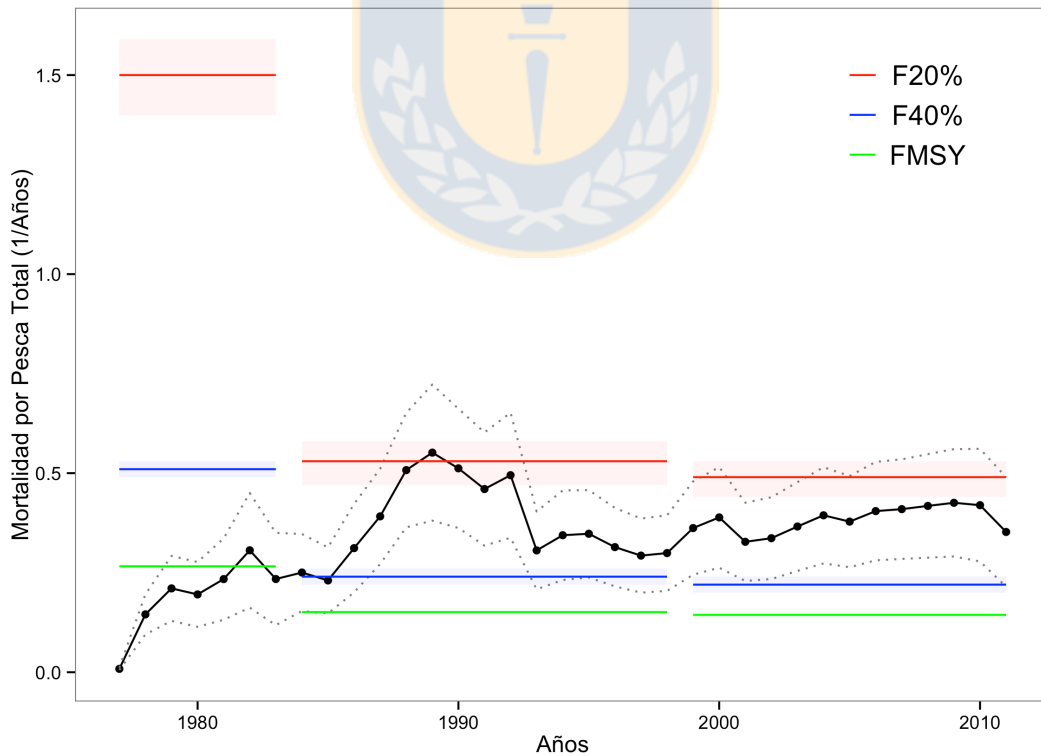


Figura 9. Comparación entre el valor de F estimado por el modelo de evaluación y las estimaciones de PBRs para cada escenario histórico.

Al colocar el valor promedio de cada estimación de PBR en su escenario histórico correspondiente, y compararlos con los valores de F obtenidos desde el modelo de evaluación (**Figura 9**), es posible observar el rápido aumento de la tasa de mortalidad por pesca hasta mediados del segundo escenario (1989), llegando a su máximo histórico cercano a 0.6 año^{-1} . Luego de esto, la mortalidad por pesca comienza a disminuir hasta 1999, para comenzar a aumentar paulatinamente hasta el año 2010.

Sólo en el primer escenario, el valor de la mortalidad por pesca ha estado cercano al valor de F que permitiría alcanzar el máximo rendimiento sostenible. A contar del año 1986 en adelante, este valor, ha estado siempre entre el PBR objetivo y el límite, llegando incluso a sobrepasar el $F_{20\%}$ en el año 1989. Previo al año 2000, el valor de F se acercó al PBR objetivo $F_{40\%}$; sin embargo, la pesquería está definida actualmente en riesgo de sobreexplotación dado las probabilidades de que F sobrepase el valor de $F_{20\%}$. En esta figura se observan además, los errores asociados a cada estimación de los PBRs y el error estimado para F proveniente del modelo. En los tres escenarios, el PBR $F_{20\%}$ presentó el mayor error de estimación, mientras que el F_{MSY} correspondía a una estimación casi puntual. Las bandas de error del PBR $F_{20\%}$ en la mayoría de los años del segundo y tercer escenario se situaron dentro de la banda de error de la mortalidad por pesca estimada por el modelo, dificultando la diferenciación entre estos dos valores de mortalidad.

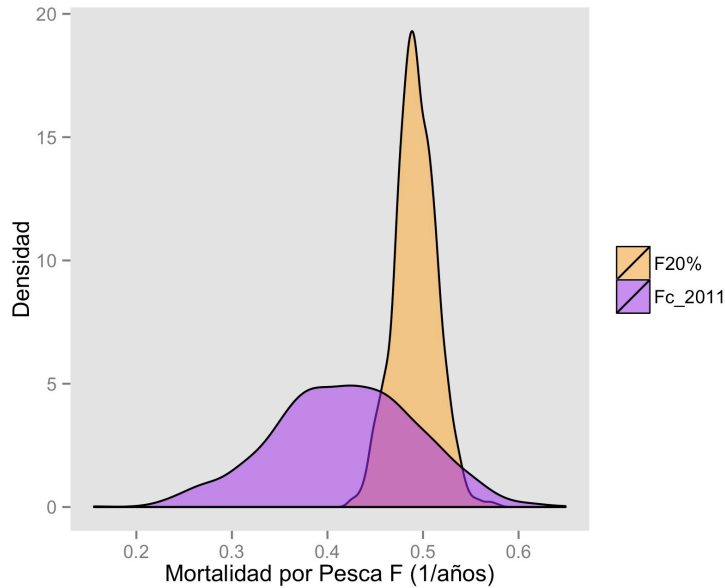


Figura 10. Distribución de probabilidad normal para la mortalidad por pesca F_{c_2011} y el PBR $F_{20\%}$.

La distribución de probabilidad de las estimaciones del PBR $F_{20\%}$ y del valor de F para el año 2011 (F_{c_2011}) permite observar que para este último año el punto biológico de referencia límite de mortalidad por pesca se sobrepone completamente dentro del rango de distribución de la mortalidad por pesca estimada por el modelo (**Figura 10**), dificultando la diferenciación puntual entre estos dos valores, o dicho de otra manera, los valores más dispersos de la mortalidad por pesca actual (2011) sobrepasan completamente la distribución completa del PBR $F_{20\%}$.

En consecuencia, el nivel de significancia que permite evaluar la probabilidad de que el valor de F_{c_2011} supere al PBR límite $F_{20\%}$ (**Figura 11**), muestra que con un nivel de confianza del 80%, se podría afirmar que existe una probabilidad igual a 0.103 de que el valor de F_{c_2011} sobrepase al PBR $F_{20\%}$.

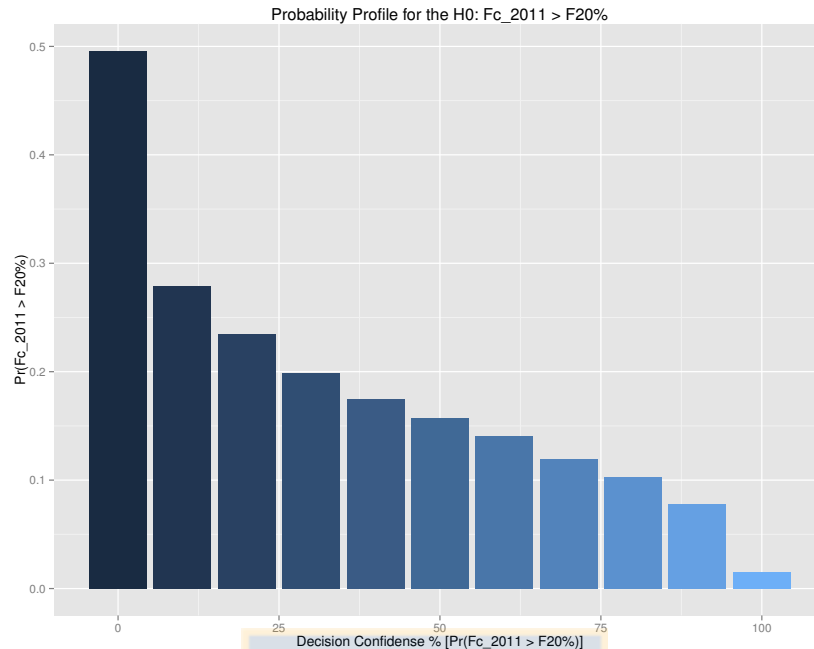


Figura 11. Perfil de probabilidad especificando $\Pr[Fc_{2011} > F_{20\%}]$ para varios niveles de decisión de confianza a través del eje X.

DISCUSIÓN

El modelo de evaluación de stock utilizado para determinar el estatus actual de merluza del sur (Quiroz and Wiff, 2012), asume una sola curva de selectividad por arte de pesca para todo el periodo, sin considerar la incidencia de los cambios de cada arte en la pesquería. En este trabajo, se modificó el modelo de evaluación de merluza del sur para obtener curvas de selectividad por bloques de años para cada arte de pesca, con el objeto de representar mejor, el grado de participación que cada flota de pesca tuvo en el tiempo.

En el escenario 1 y 3 se observó que los tres artes de pesca mantuvieron el mismo patrón de explotación, observándose que el espinel conservó, durante los tres escenarios, la misma edad de máxima selectividad (13 años). El palangre, en tanto, cambió la edad de máxima selectividad de 18 a 19 años desde el segundo al tercer escenario. La curva de selectividad, estimada por el modelo de evaluación para el arrastre durante el segundo escenario, presentó un distribución normal totalmente opuesto a lo conocido para este tipo de pesquería. Si bien es cierto, la modelación de selectividad se realizó a través de una

función doble normal, se otorgó una gran plasticidad a la varianza del lado derecho de la curva para permitir que el modelo cambiase desde una función normal a una logística si los datos así lo indicaban. No obstante, y contrario al primer y tercer escenario, la curva que definió la selectividad de arrastre en el segundo escenario correspondió a una distribución normal, insinuando que este arte de pesca vulnera principalmente individuos de 19 años mientras que para los individuos de mayor edad la selección comienza a disminuir. De acuerdo a Butterworth et al. (2014), aún con un mejor ajuste, no es fácil aceptar una selectividad en forma de domo para ninguna pesquería, a menos que existan razones que apoyen este supuesto. Razones posibles para esto podrían estar asociadas a procesos de migración de los individuos mayores a 20 años o valores de mortalidad natural inadecuados para la evaluación del recurso. En el modelo de evaluación original, (Quiroz and Wiff, 2012) asumen que a partir del año 1999 existe un cambio en la capturabilidad del arrastre, el cual estaría asociado a cambios en la distribución espacial en coherencia con cambios en la administración pesquera, sin embargo este cambio podría estar ocurriendo antes dado los resultados recién comentados arriba. Por otra parte, es importante considerar este cambio en la selectividad del arrastre para el segundo periodo evaluado aquí, puesto que una selectividad diferente entregará otros valores de PBRs que incidirían en la determinación del estatus. Esto es corroborado por Butterworth *et al.* (2014), quienes señalan que el estatus de la pesquería de bacalao del Golfo de Maine relativo a los PBRs, no era robustamente determinado al evaluarla con distintos escenarios de selectividad, por lo que no considerar lo ocurrido en el segundo período para merluza del sur podría influenciar el resultado final de la evaluación.

Para el *YPR* y la *SPR* se observó un patrón de disminución a través del tiempo ajustándose al típico comportamiento de estos valores en recursos explotados. Durante el primer escenario, los resultados son muy alentadores y a medida que se avanza en los períodos de tiempo, el valor de *YPR* asintótico se alcanza con menores tasas de mortalidad por pesca. De igual manera, estas tasas de *F* provocan en el último escenario que la *SPR* disminuya más rápido con menores valores de *F*. Lo mismo ocurre al observar las estimaciones de PBRs, en donde todos los valores medios de estas estimaciones se desplazan hacia la izquierda del eje X a medida que los escenarios se hacen más actuales. Esto se atribuye a la mayor probabilidad que tienen las edades más jóvenes de ser

vulneradas por el espinel y el palangre, lo que dependiendo del grado de participación de estos artes podría dejar menos escape de individuos viejos que contribuyan al stock desovante.

Desde el punto de vista de la evaluación de stock, una selectividad mal especificada puede afectar la percepción del estado de la población, generando condiciones excesivamente optimistas que podrían afectar la estimación de los puntos de referencia para la gestión. Por lo tanto, el uso de la selectividad invariante en el tiempo, cuando la selectividad en realidad varía a través de los años, puede afectar a las decisiones tomadas en la gestión pesquera. Crone *et al.* (2013) sugieren el uso de una función de selectividad más flexible, ya que haciendo caso omiso a los cambios temporales en la selectividad, se pueden producir estimaciones sesgadas de cantidades de ordenación y subestimar la incertidumbre. Punt *et al.* (2002), Yin & Sampson (2004) y Martell & Stewart (2014), indican que una suposición incorrecta acerca de la selectividad puede conducir a estimaciones sesgadas de la biomasa reproductora y el agotamiento. En este contexto, cuando se trata de la evaluación de stock con una mayor cantidad de datos dependientes de la misma pesquería, curvas de selectividad como la doble logística pueden generar una percepción más optimista del recurso, y a su vez podrían generar estimaciones más restrictivas para la explotación. Esto, a pesar que las propiedades selectivas del arte de pesca indiquen, por el tamaño del anzuelo, que permitiría el escape de peces más viejos. Sin embargo, cuando el grado de participación de estos tipos de arte es alta, podrían actuar como una pesquería secuencial al actuar sobre la fracción de edades más jóvenes disminuyendo la probabilidad de que los peces lleguen a edades más viejas. En estos casos, es preferible utilizar una función logística por cuanto el patrón de reclutamiento sería más importante que las propiedades selectivas del arte de pesca.

Por otra parte, la intensa explotación presenta claras señales de disminución en su abundancia, requiriéndose mayor esfuerzo para lograr el mismo rendimiento que años atrás. Sin embargo, no es posible apartar la fuerte influencia que provoca la selectividad en la determinación de los PBRs. De acuerdo a Scott & Sampson (2011), cambios sutiles en la ojiva de selectividad pueden provocar diferencias sustanciales en MSY y F_{MSY} . El nivel de MSY en una pesquería dada, dependerá de muchos factores incluyendo la selectividad del o

los artes de pesca y la distribución del esfuerzo que apliquen estos artes, por lo que diferentes métodos de pesca o diferentes distribuciones de esfuerzo entre estos métodos, producirán diferentes valores de MSY. De este modo, se espera ocurra lo mismo con otros PBRs proxies de MSY, utilizados en la merluza del sur actualmente, ya sean objetivos o límites. En este sentido, los escenarios planteados representan diferentes grados de participación de los artes de pesca en la explotación del recurso, permitiéndonos sugerir que los PBRs estimados son sensibles a estos cambios, puesto que varían notablemente entre escenarios. Incluso en los últimos dos escenarios en donde la variación en la proporción de participación es menor, también es posible observar cambios en los valores medios de los tres PBRs estimados. De acuerdo a Scott & Sampson (2011), todos los artes de pesca utilizados son talla o edad específicos en algún grado. De este modo, algunos artes de pesca pueden ser altamente selectivos y otros no tanto. Como consecuencia de esta selección por parte de los diferentes artes de pesca, Scott & Sampson (2011) plantean, que diferentes clases de talla o edades de peces no experimentarán las mismas tasas de mortalidad por pesca cuando son vulneradas por uno u otro arte de diferentes características. Es así como los niveles de producción resultantes de cada flota serán distintos y por ende los PBRs resultantes también variarán si el patrón de explotación es diferente. Esto quedó demostrado de mejor manera en la **Figura 9**, demostrando que al mantener todo constante excepto el porcentaje de participación por flota obtenemos diferentes valores de PBRs. Muy llamativa es la gran diferencia mostrada en los PBRs estimados si no se considera la participación del espinel en la pesquería. Dada la vulnerabilidad de este arte de pesca, el cual remueve mayormente individuos juveniles, el nivel de producción aumenta al resguardar estas clases de edad, permitiendo que las estimaciones de PBRs sean más altos; y por ende, mayores niveles de F como objetivo y límites.

En consecuencia, dependiendo del grado de asignación de las cuotas a las diferentes flotas participantes, se podría configurar escenarios de selectividad que podrían determinar impactos en el diagnóstico de la pesquería si no se corrigen. Por ejemplo, si la flota de arrastre se elimina, los PBR objetivo y límites serían mucho más restrictivos con una probabilidad más alta de declarar al recurso en sobreexplotación. En consecuencia, la definición de los PBR debe ser consistente con el grado de participación que tiene cada flota en la pesquería. Martell & Stewart (2014) sugieren en este trabajo, considerar el error

asociado a las estimaciones de PBRs al momento de declarar que valores se utilizarán como fijos, sobretodo en el valor límite que previene la sobreexplotación del recurso, para poder generar un nivel de confianza que permite reguardar cualquier posibilidad de exceder los límites propuestos.



AGRADECIMIENTOS

Alejandro Yáñez agradece al Programa de Magister con mención en Pesquerías de la Universidad de Concepción y a la Escuela de Graduados de la misma entidad por la oportunidad de desarrollar este trabajo. AY agradece también a CONICYT por el financiamiento otorgado durante su estadía en el programa de estudios mencionado arriba y a la beca otorgada por COPAS SUR-AUSTRAL la cual le permitió financiar parte del período de su tesis. Agradecimiento especial al apoyo constante y financiamiento del Laboratorio de Evaluación de Poblaciones Marinas (EPOMAR, www.epomar.cl) y todo el grupo de trabajo por los consejos entregados durante la realización de esta publicación.

REFERENCIAS

Butterworth, D. S., Rademeyer, R. A., and Brandão, A., Geromont, H.F & S. J. Johnston. 2014. Does selectivity matter? A fisheries management perspective. *Fisheries Research* 158, 194-204 pp.

Caddy, J. F. & Mahon, R. 1995. Reference Points for Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper. N° 347. Rome, FAO. 83pp.

Collie, J. S., & Gislason, H. 2001. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 2167–2176. 10 pp.

Crone, P., Maunder, M., Valero, J., McDaniel, J., & B. Semmens. 2013. Selectivity: theory, estimation, and application in fishery stock assessment models. Center for the Advancement of Population Assessment Methodology (CAPAM) Workshop Series Report, 1. 46 pp.

Gislason, H. 1999. Single and multispecies reference points for Baltic fish stocks. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56: 571–583. Oxford University Press. 13 pp.

Martell, S., & I. Stewart. 2014. Towards defining good practices for modeling time-varying selectivity. *Fisheries Research*, 158: 84-95.

Okamura, H., McAllister, M. K., Ichinokawa, M., Yamanaka, L., & Holt, K. 2014. Evaluation of the sensitivity of biological reference points to the spatio-temporal distribution of fishing effort when seasonal migrations are sex-specific. *Fisheries Research*, 158: 116–123. Elsevier B.V. 8 pp.

Paya, I. 2014. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014. Revisión de los puntos biológicos de

referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Informe Final. Subsecretaría de Economía y EMT. 51 pp + Anexos.

Pérez, A., & Cortés, C. 2005. Bycatch en Chile: 'Amenaza a la biodiversidad marina', Documento 11: 1-64. 64 pp.

Punt, A. E., Smith, A. D. M., & G. Cui. 2002. Evaluation of management tools for Australia's southeast fishery, 2. How well can management quantities be estimated? *Marine and Freshwater Research* 53: 631-644.

Quiroz, J. C. 2014. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014. Informe Consolidado. Subsecretaría de Economía y EMT. 154 pp.

Quiroz, J. C., & Wiff, R. 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, Año 2012. Subsecretaría de Pesca - IFOP. 192 pp.

Restrepo, V. R., Thompson, G. G., Mace, P. M., Gabriel, W. L., Low, MacCall, A. D., Methot, R. D., Powers, J. E., Taylor, B. L., Wade, P. R. & J.F. Witzig. 1998. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. 54 pp.

Scott, R. D., & Sampson, D. B. 2011. The sensitivity of long-term yield targets to changes in fishery age-selectivity. *Marine Policy*, 35: 79-84. 6 pp.

Subsecretaría de Pesca. 2011. Cuota global anual de captura de merluza del sur (*Merluccius australis*), año 2012. SUBPESCA 2011. 59 pp.

Yin, Y. S., & D. B. Sampson. 2004. Bias and precision of estimates from an age-structured stock assessment program in relation to stock and data characteristics. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 865-879.

DISCUSIÓN GENERAL

La evaluación de stock de merluza del sur entrega los principales resultados para la determinación de la Captura Biológicamente Aceptable, definida finalmente por el Comité Científico Técnico especializado, que permitirá conocer la cantidad legalmente permitida de extracción de este recurso por pescadores tanto artesanales como industriales cada año. Esta evaluación de stock presenta características similares a otras evaluaciones de stock de gadiformes en el mundo como el hecho de realizarse en un contexto monoespecífico mediante un modelo estructurado a la edad y utilizando una relación stock-recluta de Beverton y Holt (Dorn *et al.*, 2010). La selectividad del arte de pesca es un factor importante a considerar al momento de realizar una evaluación de stock, siendo la elección del modelo a utilizar una decisión importante que puede modificar las abundancias finales estimadas por el modelo. De acuerdo a Butterworth *et al.* (2014), la preferencia de utilizar un modelo de selectividad en forma de domo (distribución normal o doble normal) por sobre un modelo logístico, influirá en los resultados finales de la evaluación de stock, generando abundancias más altas y valores de F más bajos. En la pesquería de *Brevoortia tyrannus* (Atlantic Menhaden), permitir que el modelo de selectividad varíe desde logístico a normal favorece fuertemente al modelo de evaluación en términos de verosimilitud; sin embargo presenta una mayor implicancia en términos de definición del estatus de sobrepesca para este recurso. Sin selectividad en forma acampanada o de domo, el valor de F está muy por encima del valor de $F_{30\%}$ (proxy del F_{MSY}) y excede el $F_{15\%}$, el cual corresponde al límite de la sobrepesca, sin embargo, al utilizar selectividad en forma de domo, el modelo define que este recurso no se encuentra en estado de sobrepesca (ASFMC, 2012). En la merluza del sur, al modelar la selectividad con una función doble normal, se le otorga al modelo la plasticidad para definir la forma de esta curva de acuerdo a los datos de captura a la edad disponibles. No obstante, el modelo de selectividad es inducido a seguir ciertos patrones dadas las varianzas iniciales otorgadas al momento de realizar la estimación, en donde se le indica que tanto el palangre como el arrastre poseen una amplia varianza al lado derecho de la curva doble normal para que este “domo” se transforme en una selectividad con forma logística, más acorde a los patrones que estos artes de pesca acostumbran a seguir. En este trabajo, la separación en bloques de años para la selectividad,

no entregó mayores cambios con respecto al modelo de evaluación original (Quiroz, 2012) para el espinel ni el palangre. Sin embargo, en el caso del arrastre, el segundo bloque de selectividad siguió la misma forma acampanada que el espinel. Esto, de acuerdo a Butterworth *op cit*, podría estar generando abundancias más altas y valores de F más bajos que no alcanzan a ser percibidos al realizar una evaluación que no incorpora selectividad en bloques o, alternativamente, el uso de modelos “random walk” aleatorios para curvas de selectividad paramétricas tal como lo sugieren Martell & Stewart (2013). Una posibilidad a analizar, sería observar el comportamiento del estatus final del recurso si el modelo de selectividad usado fuera un modelo logístico, observando además si existirían cambios en los valores de los PBRs estimados.

Muy importante, es tomar en cuenta la característica secuencial de esta pesquería, puesto que, como se ha comentado en esta tesis, el espinel selecciona principalmente individuos de menor edad que los seleccionados por el palangre y el arrastre. Además, el área cubierta por la flota espinelera coincide con la zona de mayor distribución de individuos juveniles, mientras que la flota industrial opera en zonas más oceánicas concordante con la distribución de individuos adultos (Quiroz & Wiff, 2012). Esto le otorga a la pesquería de merluza del sur la característica de secuencialidad, generando preocupación en el manejo pesquero, dado que cualquier desajuste en la explotación de una u otra flota repercutirá años más tarde en el rendimiento de la otra. Por ejemplo, si la flota espinelera explotara con mayor intensidad a los individuos juveniles durante algún tiempo determinado, esto provocaría una disminución de la abundancia de individuos adultos disponibles para ser vulnerados por las flotas de arrastre y palangre en los años siguientes. De forma inversa, si las flotas industriales explotaran con mayor intensidad durante un período determinado, el stock desovante de merluza del sur disminuiría, por lo que el reclutamiento de los años posteriores podría verse afectado. Estos antecedentes adquieren importancia al momento de determinar las cuotas de captura para cada flota, generando la necesidad de realizar mayores investigaciones que aborden este tema.

Las consecuencias de la persistente explotación de merluza del sur a través del tiempo, pueden ser observadas en el análisis de estimación de PBRs por escenarios. Claramente, la drástica disminución del PBR $F_{20\%}$ al avanzar hacia escenarios más

recientes, es una clara señal de explotación fuera de márgenes de sustentabilidad biológica para el recurso. Con el tiempo y los actuales avances tanto en manejo pesquero como en evaluación de stock, la merluza del sur ha logrado mantenerse estable en cuanto a sus niveles de abundancia, sin embargo aún se encuentra dentro de márgenes peligrosos que podrían llevar el recurso al agotamiento.

De acuerdo a la actual ley de pesca del país, el objetivo de manejo consiste en mantener a los recursos pesqueros en torno a su máximo rendimiento sostenible. Hasta el año 2014, el PBR $F_{40\%}$ era utilizado como punto de referencia objetivo para la merluza del sur. De acuerdo a los resultados obtenidos en esta tesis, este PBR no resulta un buen proxy para el F_{MSY} , puesto que en los tres escenarios e incluso en aquellos simulados siempre se encontraban bastante alejados uno del otro. Payá *et al.* (2014), sugieren que para peces como la merluza del sur, el PBR proxy para F_{MSY} sería el valor de $F_{45\%}$, siendo este, un valor más precautorio que el $F_{40\%}$. Dentro de los resultados de esta tesis, al simular el escenario actual sin la remoción de individuos juveniles; es decir, otorgándole una mortalidad por pesca igual a cero al espinel, se observó que todos los PBRs aumentaban, lo que permitiría pescar más para alcanzar el máximo rendimiento sostenible. Goodyear (1996) asoció diferentes ojivas de selectividad con diferentes edades de máxima selectividad a la estimación en peso y número del MSY, encontrando resultados similares a esta tesis, donde una ojiva con menor edad de máxima selectividad entregaría rendimientos en peso mucho menores que aquellas ojivas que vulneran individuos más viejos. Considerando la alta proporción de participación que presentan la flota artesanal en la pesquería de merluza del sur, cabe preguntarse si la distribución de la cuota biológicamente aceptable entre flotas, y por ende entre diferentes patrones de explotación, se determinada tomando en cuenta estos factores o se requieren análisis puntuales para definir de mejor manera una proporción más precautoria que resguarde la población juvenil de merluza del sur.

REFERENCIAS

- Atlantic States Fisheries Management Council (ASFMC), 2012. Amendment 2 to the Interstate Fishery Management Plan for Atlantic Menhaden, 114 pp., Available at http://www.asfmc.org/uploads/file/atlanticMenhadenAmendment2_Dec2012.pdf
- Butterworth, D. S., Rademeyer, R. A., & Brandão, A., Geromont, H.F & S. J. Johnston. 2014. Does selectivity matter? A fisheries management perspective. *Fisheries Research* 158, 194-204 pp.
- Butterworth, D., Hughes, G., y Strumpfer, F. (1990). VPA with ad hoc tuning: implementation for disaggregated fleet data, variance estimation, and application to the Namibian stock of Cape horse mackerel *Trachurus trachurus capensis*. *South African Journal of Marine Science*, 9, 327–357.
- Caddy, J.F., y Mahon, R. (1995). Reference points for fisheries management. *FAO Fish. Tech. Pap.* N° 347.
- Caddy, J. F. (1996). Modelling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquatic Living Resources*, 9, 197–207.
- Caddy, J. F. (2002). Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fisheries Research*, 56, 133–137.
- Caddy, J. F. (2004). Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 1307–1324.
- Clark, W. (1993). The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. *Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations* (pp. 233–246).
- Collie, J., y Gislason, H. (2001). Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 2167–2176.
- Dorn, M.W., S. Barbeaux, B. M. Guttormsen, & M. Wilkins. 2010. Assessment of the walleye pollock stock in the Gulf of Alaska. In Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for Groundfish Resources of the Gulf of Alaska. Prepared by the Gulf of Alaska Groundfish Plan Team, North Pacific Fishery Management Council, P.O. Box 103136, Anchorage, AK 99510. North Pacific Fisheries Management Council, Anchorage, AK.
- FAO. Código de Conducta para la Pesca Responsable.. Roma. FAO. 1995. 41p

- Gislason, H. (1999). Single and multispecies reference points for Baltic fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 56(5), 571–583.
- Lillo, S., Molina, E., Ojeda, V., Céspedes, R., Muñoz, L., Hidalgo, H., Hunt, K., *et al.* (2010). Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur-austral, año 2009. *FIP 2009-10*, p. 296.
- Lillo, S., Molina, E., Bahamonde, R., Ojeda, V., Céspedes, R., Meléndez, R., Hidalgo, H., Muñoz, L., Lang, C., 2011. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2009. *FIP 2009-09*
- Lorenzen, K. (1996). The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 49, 627–647.
- Mace, P. (1994). Relationships between Common Biological Reference Points Used as Thresholds and Targets of Fisheries Management Strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 110–122.
- Mace, P. (2001). A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and Fisheries*, 2, 2–32.
- Martell, S., & I. Stewart. 2014. Towards defining good practices for modeling time-varying selectivity. *Fisheries Research*, 158: 84-95.
- Maunder, M. N. (2002). The relationship between fishing methods , fisheries management and the estimation of maximum sustainable yield. *Fish and Fisheries*, 3, 251–260.
- Myers, R. A., Rosenberg, A., Mace, P. M., Barrowman, N., y Restrepo, V. R. (1994). In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science*, 51, 191–205.
- Ojeda, V., y Aguayo, M. (1986). Edad y crecimiento de merluza del sur (*Merluccius australis*) (Gadiformes-Merluccidae). *Investigaciones Pesquera*, 33, 47–59.
- Ojeda, V., Peñailillo, T., y Aguayo, M. (1986). Estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural de algunas especies demersales explotadas en la zona Sur Austral de Chile (*Merluccius australis*, *Macruronus magellanicus* y *Genypterus blacodes*). *La Pesca en Chile*, pp. 121–125.
- Pauly, D. (1986). A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data and food conversion experiments. *Fishery Bulletin*, 84(4), 827–840.
- Quiroz J. C., Wiff, R., y Ojeda V. (2006). Investigación Evaluación de Stock y CTP Merluza del Sur, 2007. Informe Final. *Subsecretaría de Pesca - IFOP*. 45 pp + anexos.

Quiroz, J. C., y Wiff, R. (2012). Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, Año 2012. *TERCER INFORME FINAL*, pp. 1–192.

Subsecretaría de Pesca. (2012). Cuota global anual de captura de merluza del sur (*Merluccius australis*), año 2012. *Informe Técnico (R. Pesq.) n° 130-11*, p. 59 p.

Walters, C., Christensen, V., Martell, S., y Kitchell, J. (2005). Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 558–568.

