



SEGUNDO INFORME DE ESTATUS

Convenio de Desempeño 2015

Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de los principales recursos pesqueros nacionales, 2016:

Sardina austral X Región

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Julio 2016



SEGUNDO INFORME DE ESTATUS

Convenio de Desempeño 2015
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de los principales recursos pesqueros nacionales, 2016:

Sardina austral X Región

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Julio 2016

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA
Y EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**
Subsecretaría de Economía y EMT
Natalia Piergentili Domenech

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP
Director Ejecutivo
Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación Pesquera
Claudio Bernal Larrondo

JEFE DE PROYECTO

Elson Leal Faúndez

AUTORES

Elson Leal Faúndez
Cristián Canales Ramírez
María José Zúñiga Basualto

COLABORADORES

Antonio Aranís Rodríguez
Doris Bucarey Sepúlveda
Alejandra Gómez Aguilera
Marlene Ramírez Escárate
Juan Carlos Saavedra Nievas



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	i
RESUMEN EJECUTIVO	iii
1. OBJETIVOS	1
2. ANTECEDENTES	2
3. DATOS E INFORMACI3N	5
3.1 Desembarques	5
3.2 Parámetros biológicos	7
3.3 Estructura de longitudes	9
3.4 Análisis de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	12
3.5 Cruceros de evaluaci3n acústica	24
4. METODOLOGÍA DE TRABAJO	28
4.1 Definici3n del peso relativo de la informaci3n	29
4.2 Escenario de modelaci3n	30
5. RESULTADOS	33
5.1 Desempeño del modelo	33
5.2 Consistencia retrospectiva	41
5.3 Indicadores poblacionales	42
5.4 Estatus del recurso	45
5.5 Capturas sustentables y proyecciones del stock	51
6. ANÁLISIS Y DISCUSI3N DE RESULTADOS	53
6.1 Resultados de la evaluaci3n	53
6.2 Biología, ecología y estrategias de explotaci3n	54
6.3 Datos e índices usados en la evaluaci3n	56
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
ANEXOS:	
Anexo 1.	Modelos procesos, observaciones, errores. Modelo talla estructurado.
Anexo 2.	PBR en el contexto de la LGPA y su estimaci3n en las pesquerías nacionales.
Anexo 3.	Resumen Reporte: Taller revisi3n por pares sardina austral.
Anexo 4.	Base de datos – Modelo. (Incluida en cd junto al texto)





RESUMEN EJECUTIVO

El presente informe contiene la actualización de la evaluación del stock y el estatus de la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en aguas interiores de la isla de Chiloé, X Región. Se utiliza un modelo talla estructurado para llevar a cabo la evaluación. La información de entrada usada para estructurar el modelo corresponde a información biológica, pesquera y del crucero de evaluación directa. Se utiliza además el desembarque total entre los años 2006 y 2015. La plataforma de estimación **ADMB** (Automatic Differentiation Model Builder) es utilizada para realizar la evaluación de stock.

Se utiliza la mejor y más reciente información disponible a nivel nacional, incluyendo los resultados (biomasa y estructura de tallas) del crucero de evaluación directa realizado entre abril y mayo de 2016. Se incorporan también al modelo de valuación, los rendimientos de la pesquería (CPUE) entre enero de 2007 y diciembre de 2015. Se utiliza la estructura de tallas de la pesquería observada hasta marzo de 2016.

De acuerdo al actual enfoque de modelación, entre los años 2006 y 2011, La biomasa del stock de sardina austral en aguas interiores de la X región, disminuyó desde 221 hasta 100 mil toneladas (t). Luego se observa un incremento, alcanzando 160 mil t. el año 2015 y 135 mil t. el 2016.

De acuerdo al diagrama de fases presentado en este estudio la condición del recurso alcanzó el estado de sobrepesca entre los años 2007 y 2010 y sobre-explotación entre los años 2009 y 2012. Sin embargo, la reducción de los niveles de mortalidad por pesca a partir del año 2010, permitieron al stock alcanzar la zona de plena explotación el año 2013. La mortalidad por pesca (F) ha variado en valores cercanos al Punto Biológico de Referencia (PBR) objetivo F_{60} a partir del año 2010.

Los resultados del modelo de evaluación indican un bajo riesgo para la sustentabilidad de la pesquería en el corto plazo. Esto, si las condiciones ambientales permiten reclutamientos en los valores promedios observados entre los años 2006 y 2016 y los niveles de captura se mantienen cercanos al F_{60} . Durante el año 2016, en términos de mortalidad (F), el stock se encuentra en las cercanías del objetivo de manejo, aunque con una probabilidad ($F_{2016} > F_{obj}$) de un 72% de encontrarse en sobrepesca.

Por su parte, la biomasa desovante se sitúa durante el 2016, en la zona considerada de sustentabilidad biológica. La incertidumbre asociada a la evaluación, indica una probabilidad ($BD_{2016} > BD_{obj}$) de 75% que el stock se encuentre en plena explotación.

Los antecedentes biológicos de la especie, señalan que sardina austral tendría una fecundidad baja y una maduración a longitudes avanzadas (sobre los 13 cm). Esto revela una menor productividad en comparación a otros peces pelágicos pequeños presentes en la costa de Chile. Esta característica supone una mayor sensibilidad de la especie frente a la explotación pesquera, por lo



que sus estrategias de manejo deberían ser también comparativamente más cautelosas. De la misma forma, los antecedentes sobre el rol ecológico de la sardina austral en el ecosistema marino del sur de Chile, refuerzan la idea que su pesquería debería ser administrada bajo objetivos de manejo conservadores, como el F60 o F65.

El PBR F60, como objetivo de manejo, utilizado hasta la presente evaluación como un proxy de la mortalidad por pesca que genera el Máximo Redimiendo Sostenible (Fmrs) en esta pesquería, fue propuesto el marco del proyecto sobre PBR para las pesquerías nacionales (**Anexo 2**) y analizado en el comité científico de pequeños pelágicos.



1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

Estimar la composición, abundancia y biomasa y actualizar el estatus e incertidumbre asociada de sardina austral en aguas interiores de la X Región, proveyendo toda la información y prestando la mejor asesoría a los Comités Científico Técnicos en el análisis de sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables y los niveles de riesgo involucrados, en horizontes de corto y mediano plazo.

1.2. Objetivos específicos

- Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de los recursos seleccionados con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.
- Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, incorporando la incertidumbre de estimación involucrada, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, acorde con los estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura y recomendados por los Comités Científico y Técnico respectivos.
- Brindar al Comité Científico Técnico correspondiente la asesoría técnica necesaria, proveyendo los datos, antecedentes e información necesarios para el análisis de las posibilidades de explotación y la determinación de los niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para cada uno de los recursos pesqueros considerados en este proyecto, para la siguiente temporada extractiva anual (año 2016), con su análisis de incertidumbre y riesgo asociado de mediano y largo plazo, conforme a lo dispuesto por la Ley General de Pesca y Acuicultura y en el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda.
- Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) que permita registrar la historia de las mejoras realizadas en la evaluación de stock, incluyendo el desarrollo de las recomendaciones realizadas tanto en el proceso de calificación técnica como en las revisiones por pares, cuando corresponda.



2. ANTECEDENTES

2.1 Aspectos administrativos

La actividad pesquera en Chile se ha situado como una de las áreas que ha liderado el crecimiento de la economía nacional. Dicho proceso se ha basado tanto en los niveles de producción y exportaciones de la pesca extractiva, así como también, en el rápido desarrollo de la acuicultura.

Por mandato legal, la función pública en la gestión de la actividad pesquera y de la acuicultura le corresponde a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura y al Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, instituciones responsables de fijar las políticas y establecer las medidas de regulación que tienen por objetivo conformar el marco legal y normativo para brindar las condiciones más adecuadas para el desarrollo sustentable de la actividad de la pesca y la acuicultura. Para cumplir adecuadamente ese rol resulta esencial contar con fundamentos científicos y técnicos sólidos en cuanto al conocimiento del estado de conservación de los recursos biológicos y su ambiente, así como también, del desempeño de la actividad extractiva.

Con el objeto de atender la misión y sus objetivos estratégicos, la Subsecretaría de Pesca identifica y encarga al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) ejecutar los programas de seguimiento y monitoreo de las pesquerías, así como también, la evaluación de stock y análisis de capturas recomendables para los principales recursos pesqueros, todos financiados con fondos sectoriales de asignación directa.

En esta última cartera de proyectos se integra el conocimiento científico generado en diversos estudios, otros proyectos y programas de investigación realizados sobre estos recursos y sus pesquerías, así como también, toda la información científica y técnica disponible a la fecha de ejecución, tales como los programas de seguimiento de las pesquerías, los cruceros de evaluación directa y antecedentes pesqueros que permiten actualizar anualmente el estatus de conservación de los recursos pesqueros nacionales y recomendar las Capturas Biológicamente Aceptables.

Cabe señalar que en los últimos 21 años, IFOP ha realizado anualmente las evaluaciones de stock y estimaciones de capturas totales permisibles de los principales recursos pesqueros de Chile. Esto ha servido de base biológica para las medidas de conservación que la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura ha aplicado. Las metodologías para la evaluación de stock han progresado notablemente como así mismo las capacidades de IFOP, razón por lo cual el instituto se ha consolidado a nivel nacional y latinoamericano como la única institución con la capacidad científico/técnica para desarrollar una evaluación de stock moderna en variadas especies, lo cual le ha exigido avanzar en un programa de revisión por pares independientes.

La nueva Ley de Pesca y Acuicultura estableció que sea el actual Instituto de Fomento Pesquero el ejecutor de este proyecto, mediante la asignación directa de fondos sectoriales, lo que reconoce a



dicho Instituto como el organismo que provee los insumos fundamentales para el cumplimiento de la función reguladora de la Administración Pesquera del Estado.

El establecimiento del estatus de conservación de los recursos contemplados en este proyecto se realizará empleando la mejor información científica y técnica disponible sobre estos recursos. Con ese propósito, el cálculo de los Puntos Biológicos de Referencia se realizará conforme al marco biológico de referencia definido por los Comité Científico Técnicos respectivos y esta Subsecretaría, empleando los indicadores más confiables de las variables de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidad por pesca o tasas de explotación) de cada uno de los stocks de los recursos pesqueros considerados en este proyecto, con su correspondiente análisis de incertidumbre.

Sobre esa base, se sustentará el cálculo de la Captura Biológicamente Aceptable para el año 2016 con sus respectivos análisis de riesgo, debidamente informados en tablas de decisión, además de proyecciones de mediano plazo, cuando corresponda.

En consideración a lo dispuesto en las recientes modificaciones al texto de la Ley de Pesca y Acuicultura, la ejecución de este proyecto deberá contemplar la correcta aplicación del Enfoque Precautorio en su orientación, abordando adecuadamente el tratamiento de la incertidumbre propia de estos sistemas pesqueros (FAO, 1997).

2.2 Biología, pesquería y evaluación de stock

La presencia de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) fue reconocida hasta mediados de la década de los 80' con una distribución restringida a la costa Argentina del Atlántico sur occidental, desde los 40°S hasta Tierra del Fuego incluyendo las Islas Malvinas (Whitehead, 1985; Nakamura, 1986). Sin embargo, los antecedentes indican que la especie posee una distribución circumaustral muy similar en la costa del Atlántico y Pacífico. En Chile, se encuentra presente desde el extremo sur del país, en la zona de fiordos y canales hasta el mar interior de la décima región (Radl & Culik 1999, Aranís *et al.*, 2007, Bustos *et al.*, 2008, Leal *et al.*, 2011). De acuerdo a Galleguillos *et al.* (2012), a nivel poblacional en Chile, la sardina austral conforma un único stock genético con una importante cohesión reproductiva. No obstante, la morfología de otolitos, fauna parasitaria y tamaño de los individuos, sugieren una segregación espacial, aunque con un nivel de mezcla importante, entre los individuos de X y XI Región.

Los antecedentes biológicos de la especie provienen principalmente de estudios realizados en aguas interiores de la X Región, donde se concentra la actividad pesquera de la especie. Por ejemplo, Cerna *et al.* (2014), indican que la sardina austral presenta un patrón de crecimiento y mortalidad natural característicos de los peces pelágicos de pequeño tamaño como la sardina común y anchoveta. Es catalogada como una especie de crecimiento rápido y ciclo de vida corto. Sobre su reproducción, Leal *et al.* (2011) señalan que la especie corresponde a un desovante parcial con una estación reproductiva concentrada entre septiembre y diciembre, donde las hembras desovarían a una longitud media de 13,5 cm LT. Sobre su rol ecológico, diversos antecedentes concuerdan en



destacar a la sardina austral como una especie clave en el ecosistema de fiordos del sur de Chile, ya que sirve de base para los otros eslabones de la cadena alimenticia.

En cuanto a la pesquería, solo a partir del año 2005, luego de ser identificada como una especie diferente de sardina común, comienza formalmente el monitoreo de la actividad pesquera. Se inicia la recopilación de información sobre estructura de longitudes, rendimientos de pesca y desembarques. Además, durante los años 2006, 2008, 2011 y en el periodo 2013-2016, se han llevado a cabo estudios de evaluación directa orientados a estimar la biomasa y abundancia de pequeños pelágicos en las aguas interiores de Chiloé (Castillo y Molina, 2007; Niklitschek *et al.*, 2008; Cubillos *et al.*, 2011; Cubillos *et al.*, 2013; Lillo *et al.*, 2014, 2015, 2016). Dicha información es incorporada en el informe de estatus del presente estudio.

A partir del año 2009, considerando los registros pesqueros de estructura de longitudes y pesos promedios, índice de CPUE, desembarques y cruceros acústicos, además de los parámetros biológicos de la especie señalados en algunos reportes técnicos previos, se implementó un modelo talla estructurado para describir la dinámica de la especie en aguas interiores de la X Región. El presente reporte continúa con esta línea de investigación para establecer el estatus del recurso y recomendar los niveles de captura biológicamente sustentables de sardina austral para el año 2016.

A pesar que el estudio utiliza la mejor información disponible de la especie a nivel nacional, por tratarse de un recurso con una corta historia de explotación y todavía insuficientes antecedentes documentados en literatura formal, el estándar de la información para establecer el diagnóstico puede ser considerado aún de incompleto. Esto se traduce en datos e indicadores poblacionales sujeto a una considerable incertidumbre. No obstante esta incertidumbre y las continuas mejoras que puedan ser incorporadas cada año, la información disponible actualmente y que es empleada en la presente evaluación de stock contiene señal suficiente para ser modelada a través de un modelo estadístico, cuyos resultados pueden ser usados como un “proxy” para el manejo pesquero.



3. DATOS E INFORMACIÓN

El modelo de evaluación cubrirá el período 2006-2016 y considera información en escala anual que se resume en:

1. Serie anual de desembarques 2006-2016.
2. Índice CPUE estandarizado 2007-2015.
3. Serie anual de biomاسas y estructura de longitudes obtenidas en los cruceros acústicos realizados los años 2006, 2008, 2011, 2013-2016
4. Composiciones de longitudes anuales de las capturas (enero 2006- marzo 2016).
5. Parámetros biológicos (madurez, crecimiento y peso a la talla).

Se asumirá para el año 2016 un nivel de desembarque esperado en torno a la cuota asignada inicialmente de 23 mil t.

Se utilizará, la información de estructura de longitudes de los individuos observada desde las capturas hasta marzo de 2016.

Los rendimientos de pesca (CPUE) están actualizados hasta diciembre de 2015, se asume para el año 2016 un valor idéntico al 2015.

El modelo de evaluación utiliza la información de los cruceros acústicos (biomasa y estructura de longitudes), incluyendo el estudio más reciente desarrollado por IFOP en aguas interiores de la X Región durante el mes de abril y mayo de 2016.

3.1 Desembarques

De acuerdo a las estadísticas oficiales, la captura de sardina austral aumentó desde 36 mil toneladas el año 2006 hasta cerca de 50 mil el año 2009. Durante el año 2010, los desembarques evidenciaron una importante disminución, alcanzando solo 2/3 de la cuota de 30 mil toneladas asignadas para ese año. Por su parte, el año 2011, los registros oficiales indican un valor mínimo cercano a las 14 mil toneladas. Luego se estabilizan en niveles promedio de 20 mil t. (**Figura 1**). El año 2015, los desembarques alcanzaron la captura asignada de 23,7 mil t. En cuanto a la estacionalidad, se observa un patrón con capturas concentradas en el primer semestre (**Figura 2**), aunque a partir del año 2013, los desembarques de diciembre alcanzan niveles importantes.

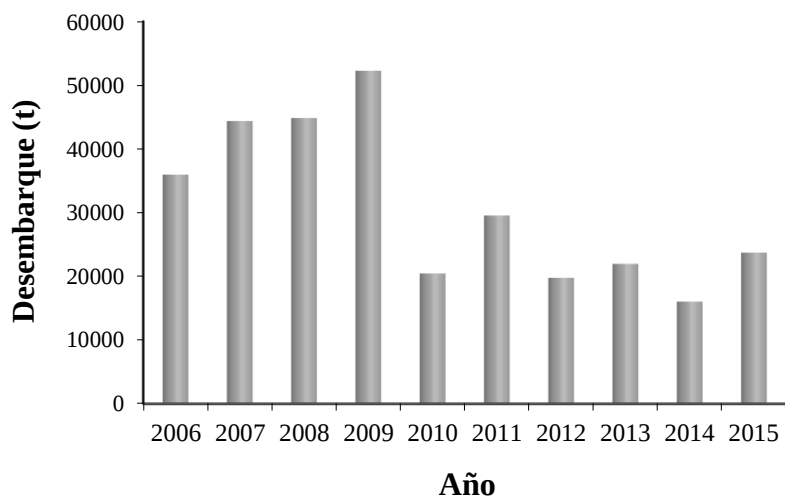


Figura 1. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2015 (fuente: Sernapesca).

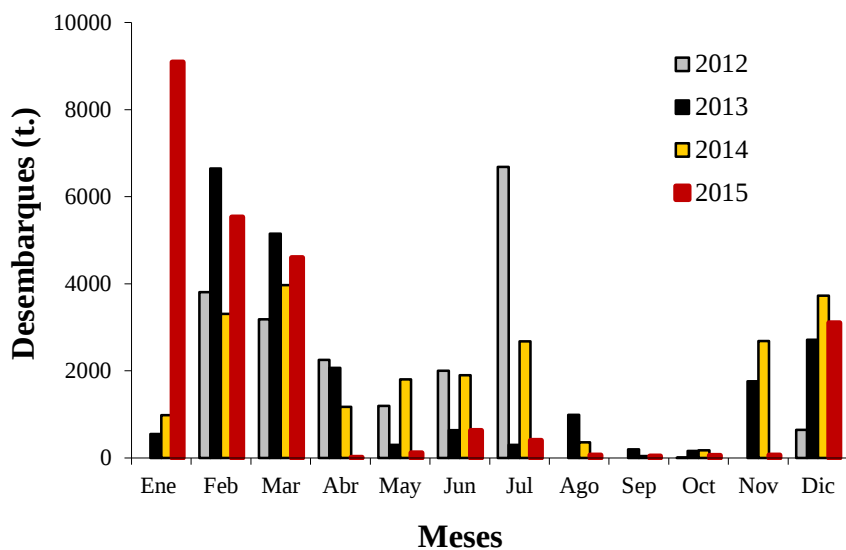


Figura 2. Variación mensual de las capturas de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2012 y 2015.



3.2 Parámetros biológicos

a) Ojiva de madurez

Para estimar la fracción desovante del stock, se utiliza la función de madurez descrita por Leal *et al.* (2011). A través de una escala microscópica de desarrollo del ovario, la ojiva de madurez se estableció a partir de las hembras obtenidas durante el periodo de mayor actividad reproductiva (agosto-diciembre) de los años 2008 y 2009. La longitud media de madurez resultó en un valor de 13.5 cm de longitud total (LT) con un intervalo de confianza al 95% entre 13,4 y 13,8 cm LT (Figura 3).

Los parámetros β_0 y β_1 que describen la ojiva de madurez en longitud para la especie alcanzaron valores de 25,87 y -1,91 respectivamente, con error estándar de 2,61 para β_0 y de 0,20 para β_1 .

El trabajo en extenso, con los detalles metodológicos puede ser descargado desde la página web de la Revista de Biología Marina y Oceanografía (www.reviolmar.cl).

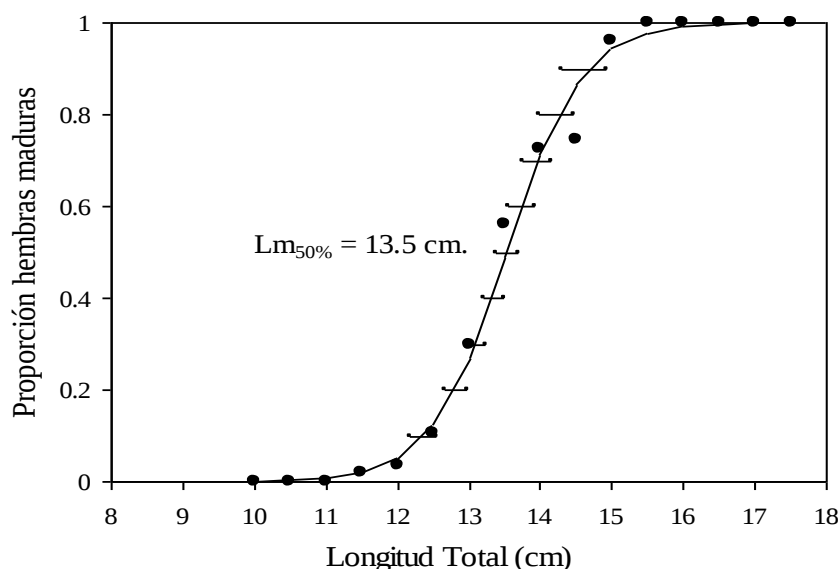


Figura 3. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la X Región obtenida a través de estados microscópicos (Leal *et al.*, 2011).



b) Crecimiento y mortalidad natural

Los parámetros de crecimiento estimados por Cerna *et al.* (2007) para sardina austral fueron: $L_{\infty}=17.7$ cm, $k=0.78$ y $t_0=-0.46$ años. La mortalidad natural en tanto, fue estimada en 0.83 año^{-1} por Canales *et al.* (2007) utilizando para su estimación los parámetros de crecimiento y madurez reportados para la especie. Esta información es la más actual disponible y es usada en el modelo de evaluación de stock. No obstante, se hace necesaria una revisión de estos parámetros, siendo deseable para su estimación, la incorporación de la lectura de edades de los individuos más pequeños de la población.

Los actuales parámetros de crecimiento muestran una problemática común en los estudios de crecimiento, sobre todo en pelágicos menores. Por un lado, sobreestiman la longitud promedio de los individuos de edad cero y por otro, describen un valor del parámetro t_0 alejado del valor teórico esperado (cercano a cero).

En el presente estudio, como una forma de avanzar en el búsqueda de una función que describa de mejor forma el crecimiento de sardina austral, se re-estiman los parámetros de crecimiento para la especie, corrigiendo el parámetro t_0 a través de la longitud de eclosión larval según lo indicado por López-Veiga (1979). Esta metodología fue también aplicada por Canales y Leal (2009) en la corrección de los parámetros de crecimiento de anchoveta de la zona centro-norte.

Los resultados del análisis se muestran en la **Figura 4** junto a la ecuación de crecimiento de sardina austral. La variación en los parámetros de crecimiento genera un efecto importante sobre la mortalidad natural (M). Por lo tanto, este parámetro fue también re-estimado de acuerdo a diferentes métodos bioanalógicos (Hewitt & Hoenig 2005; Rickhter & Efanov 1976; Pauly 1980). Se utilizó para estimar M , los parámetros de crecimiento re-estimados y la longitud de madurez reportada por Leal *et al.* (2011). De esta manera, considerando el valor promedio entre los tres métodos, la mortalidad natural de sardina austral se estimó en 1.1 año^{-1} .

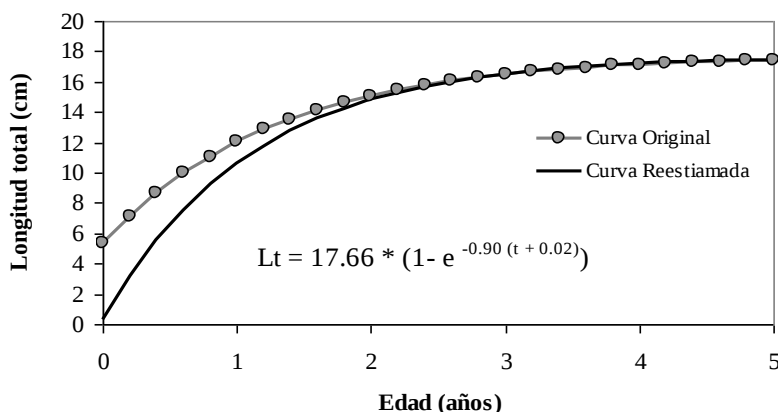


Figura 4. Curvas de crecimiento descrita por diferentes parámetros de Von Bertalanffy estimados para sardina austral.



3.3 Estructura de longitudes

La evolución mensual de la estructura de longitudes de sardina austral entre enero de 2006 y marzo 2016 en el mar interior de la X Región se muestra en las Figuras 5, 6 y 7. Aunque no se aprecia un patrón claro y persistente en el ingreso a la pesquería de la fracción recluta (menor a 12 cm), a partir del año 2007, fue posible apreciar evidencias de este proceso entre los meses de abril y mayo. Durante el año 2010 se observa también la presencia de una moda de individuos pequeños que recluta a la población a partir de abril. En los meses de febrero y marzo del año 2011 en cambio, se aprecia una pequeña fracción de individuos menores a 9 cm en las capturas. En los meses siguientes estos individuos crecen en tamaño y se transforman en la moda principal en torno a los 11 cm. Esto revela una alta proporción de individuos reclutas en la población durante el primer semestre del año 2011. La misma situación se aprecia durante el primer semestre del año 2012. La información recopilada durante el año 2013 revela en cambio, una escaza presencia de ejemplares pequeños en las muestras analizadas. Por el contrario, los primeros meses del 2014, la información de las capturas reveló una importante presencia de reclutas. Esto no se observó los años 2015 y 2016, excepto en septiembre de 2015.

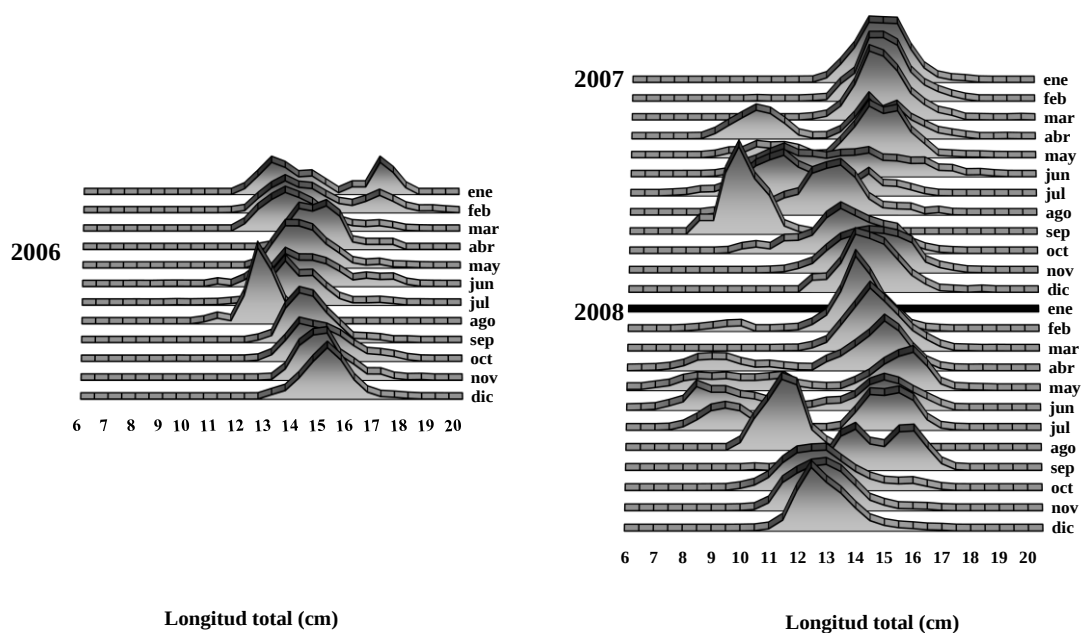


Figura 5. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (septiembre 2005 – diciembre 2008), en aguas interiores de la X Región.

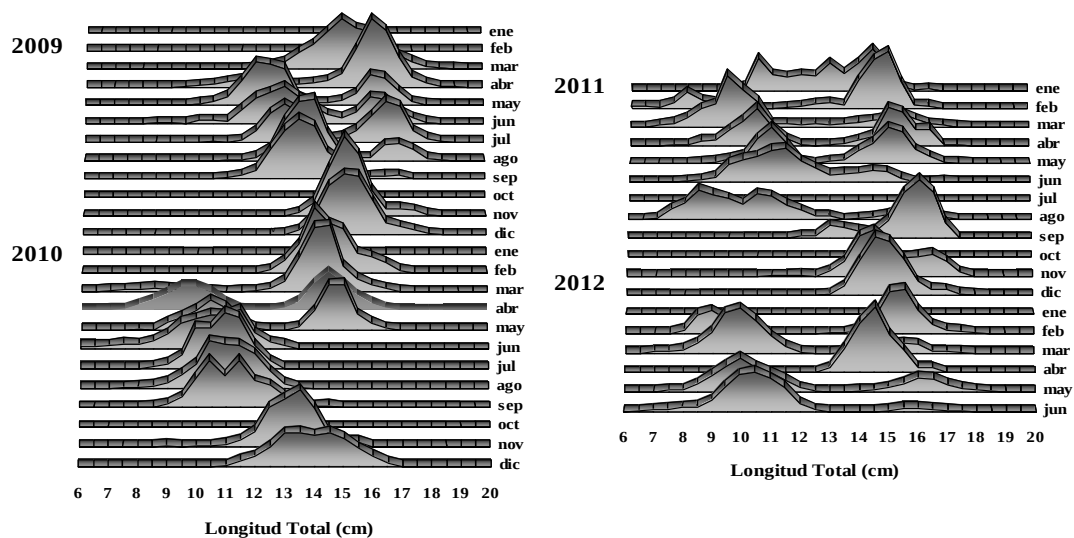


Figura 6. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2009 –junio 2012), en aguas interiores de la X Región.

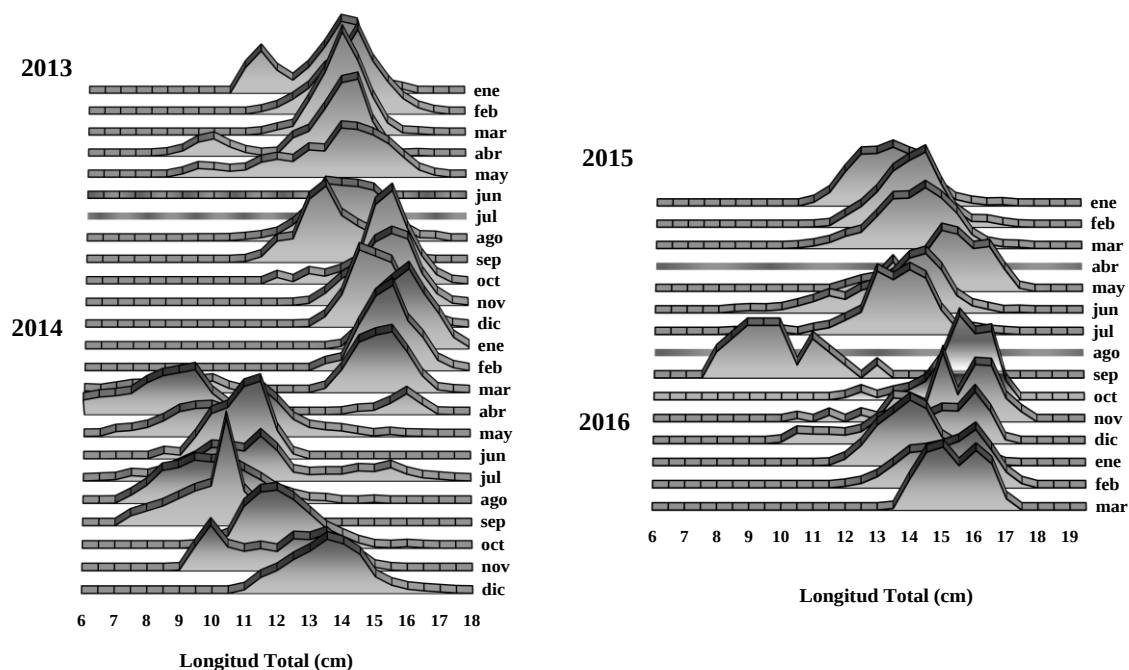


Figura 7. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2013 –marzo 2016), en aguas interiores de la X Región.



La **Figura 8** muestra un análisis comparativo de la estructura de longitudes observada desde la flota los primeros meses del año y la obtenida en los cruceros de evaluación directa. El año 2014, ambas fuentes de información coinciden en advertir una importante presencia de reclutas. El año 2015 en tanto, solo el crucero advierte la presencia de reclutas en el área. La información de la flota recopilada hasta el mes de mayo indica una estructura unimodal con una mayor presencia de ejemplares entre los 13 y 14.5 cm, y ausencia de los individuos menores a 10 cm LT. Algo similar se aprecia el presente año, aunque el crucero observó una mayor proporción de ejemplares menores a 11 cm LT y la flota una importante moda entre los 14 y 16 cm LT. Sin embargo, esto debe complementarse con la información de abril y mayo, a la fecha de entrega del presente informe aún no se cuenta con la información de la flota para estos meses.

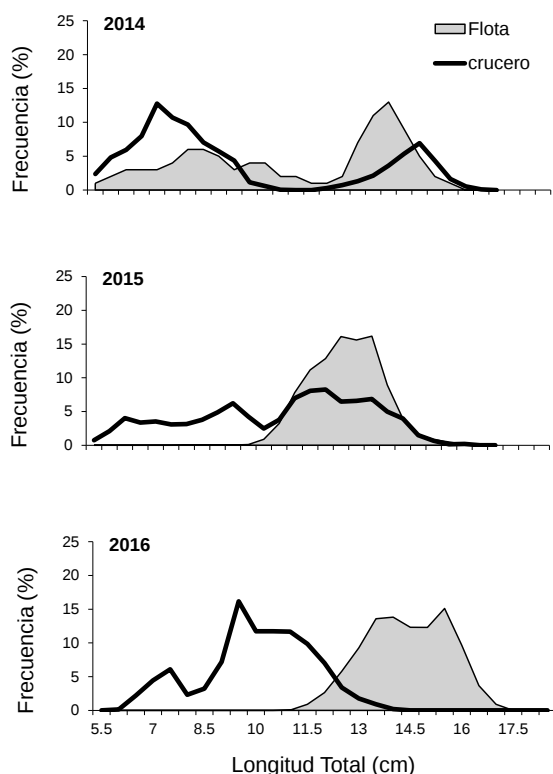


Figura 8. Estructura de tallas de sardina austral obtenida desde la flota acumulada hasta mayo 2014-2015 y marzo de 2016 (zona sombreada). Se sobrepone en cada figura la estructura de longitudes observada por el crucero de evaluación directa de mayo de 2014 y abril-mayo de 2015 y 2016 (línea), en aguas interiores de la X Región.



3.4 Análisis de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

A continuación se presentan los resultados del análisis de las tasas de capturas siguiendo una metodología idéntica a la utilizada en el proyecto previo. Sin embargo, durante la ejecución del siguiente estudio, los resultados de este análisis, serán ampliados y complementados de acuerdo a los comentarios realizados por el evaluador externo y aquellos indicados en la revisión por pares (anexo 3).

Utilizando modelos lineales generalizados (GLM), se realiza la estandarización de las tasas de captura de sardina austral para la flota artesanal que operó en aguas interiores de la X Región entre los años 2007 y 2015. La información provino de las naves que participaron de la pesca de investigación a cargo de IFOP hasta el primer semestre de 2012. Luego se utilizan las bases de datos del Programa de seguimiento de las pesquerías pelágicas centro-sur (Bitácoras de pesca IFOP). La base de datos estuvo conformada por observaciones de capturas, en donde los rendimientos son expresados como toneladas de sardina austral por "viaje de pesca"

En los modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989), la CPUE es predicha como una combinación lineal de variables explicatorias y el principal objetivo es estimar el efecto anual. Existen varias alternativas para modelar las tasas de captura (CPUE) a través de un GLM y su uso depende de las características de la variable a modelar. En este caso, se evaluaron los modelos Delta log-normal y Delta-gamma (Pennington, 1983; Ortiz & Arocha, 2004), que permiten modelar separadamente las tasas de captura exitosas y el número de éxitos de captura. De esta manera, valor anual de la CPUE, es obtenido como el producto entre la proporción de éxitos de pesca, obtenido a partir de un modelo Binomial y el índice estimado para las tasas de captura con pesca (modelo log-normal y gamma).

Se consideró además, una aproximación que utiliza una distribución Poisson-compuesta para modelar la CPUE (Dunn & Smyth, 2005; Shono, 2008a; Tascheri *et al.*, 2010). Esta aproximación permite modelar de forma conjunta las tasas de captura y la proporción de éxito de pesca.

La elección del modelo que describe de mejor manera la variabilidad en las tasas de capturas, se basó en los supuestos de distribución de la variable respuesta y sus residuos y en el porcentaje total de varianza explicada en cada caso.

El modelo de regresión general para las tasas de captura tiene la siguiente forma:

$$\ln(CPUE)_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l}, \quad (\text{Log-normal})$$

$$CPUE_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l} \quad (\text{Gamma, Poisson-compuesta})$$



Donde

μ : media general o intercepto
 α_i : factor año
 β_i : factor mes
 γ_i : factor zona
 τ_l : factor capacidad de bodega CTG
 $\epsilon_{i,j,k}$: error aleatorio con media cero y varianza (σ^2) constante.

El análisis consideró como año de partida el 2007 debido a que la información de la procedencia de los lances de pesca comenzó a ser registrada a partir de ese año. De acuerdo a las cuadrículas señaladas por Aranís *et al.* (2008) (**Figura 9**), la zona de estudio fue dividida en zona norte=Z1 (A, B,C), centro=Z2 (D,E,F) y sur=Z3 (G,H,I) de manera de incorporar el factor espacial en la estandarización de las tasas de captura. Para modelar el tamaño de las embarcaciones como fuente de variabilidad, se utilizaron de manera arbitraria, 6 categorías de capacidad de bodega (CTG): ≤ 30 m³, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70 y ≥ 70 m³. Se realizó un análisis preliminar de la información con el objetivo de determinar la mayor fuente de variabilidad intra-anual (mes o trimestre).

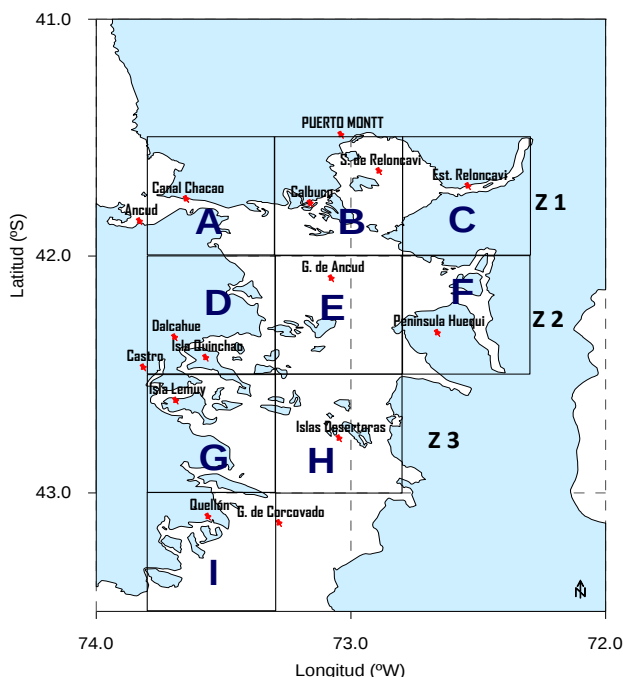


Figura 9. Áreas de Pesca de la captura sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé señaladas por Aranís *et al.* (2014).



El análisis de la información entre los años 2007 y 2012, indica que el número de viajes totales disminuyó considerablemente desde cerca de 2 mil el año 2009 hasta alrededor de 0,8 mil el 2011 y 0,7 mil hasta junio del 2012 (**Tabla 1**). A partir del año 2013, el número de registros disminuyó considerablemente debido a que el monitoreo de la actividad extractiva se realiza a través del programa de seguimiento de la pesquería centro-sur (Aranis *et al.*, 2013). El programa solo registra la información de las naves que al llegar a puerto (Calbuco) reportan la captura de sardina austral. Por el contrario, entre los años 2006 y 2012, los registros provenían de la pesca de investigación donde gran parte de las naves autorizadas, estaban inscritas en la pesca y ellas estaban obligadas a informar recalada, captura y permitir actividades de toma de información biológico-pesquera por parte de IFOP.

Tabla 1.
Número de registros por zona de pesca de las embarcaciones que capturaron sardina austral en las aguas interiores de la X Región (2006–2014).

AÑO	norte	centro	sur	TOTAL
2007	768	672	186	1626
2008	1090	477	22	1589
2009	1629	295	0	1924
2010	1141	109	24	1274
2011	576	116	133	825
2012	240	442	31	713
2013	15	46	30	91
2014	97	52	14	163
2015	60	95	3	158

La actividad de la flota en las diferentes zonas de pesca (**Figura 10**) muestra que los lances, se concentran principalmente en la zona norte (Z1) del área de operación. Sin embargo, los años 2012 y 2013, los lances se realizaron mayoritariamente en la zona centro (Z2). En la zona sur (Z3) en tanto la actividad es menor, aunque el año 2011 el número de lances superó a los realizados en la zona centro. A partir del año 2013, la información no es totalmente comparable con los años previos, ya que solo corresponde a información parcial. Sin embargo, el año 2014, se aprecia la misma dinámica observada hasta el año 2011, donde la mayor actividad de la flota, se registra en la zona norte del área de estudio. Esto podría ser considerado un indicio que la actividad de pesca se realiza mayoritariamente en zonas más cercanas al principal puerto de desembarque (Calbuco). Este patrón no se repitió el año 2015, este último año, al igual que los años 2012 y 2013, la mayor cantidad de información fue registrada en la zona centro (Z2).

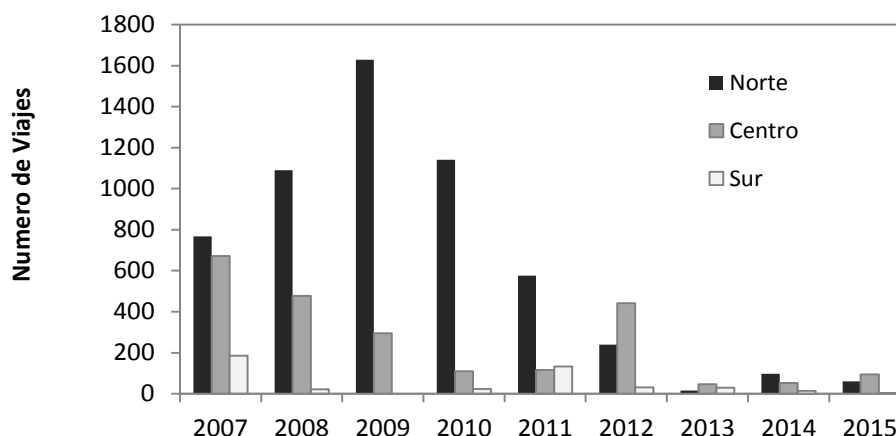


Figura 10. Número de viajes totales registrados por zona de pesca, de la flota que operó sobre sardina austral entre enero de 2007 y diciembre de 20145.

Al interior del año, el análisis de la información agrupada en escala mensual, indica que los viajes tienden a concentrarse entre febrero y junio, disminuyendo considerablemente entre julio y octubre (**Figura 11**). Esta dinámica está asociada al agotamiento de la cuota y a la veda reproductiva que se fija entre septiembre y octubre. Además, hacia final de año, generalmente se asigna un remanente de cuota que se captura en los meses de noviembre y diciembre.

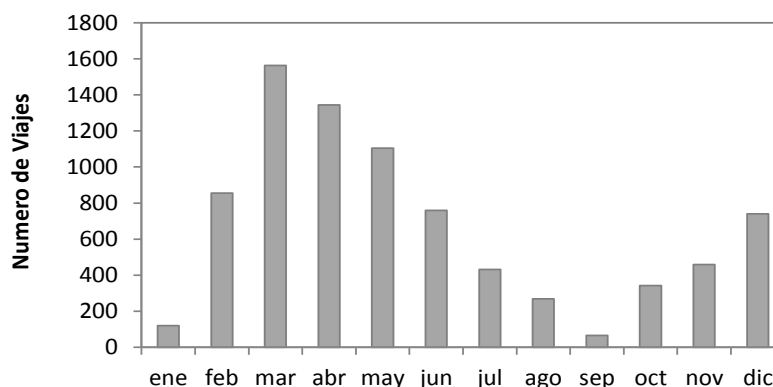


Figura 11. El número de viajes por mes contabilizados desde la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2015.

El análisis de los rendimientos de pesca nominales, indica que durante los años 2014 y 2015, la mediana alcanzó valores en torno a las 40 toneladas por viaje con pesca (t/vcp), por sobre niveles observados al principio de la serie, aunque los cuartiles de dispersión también son más amplios (**Figura 12**).

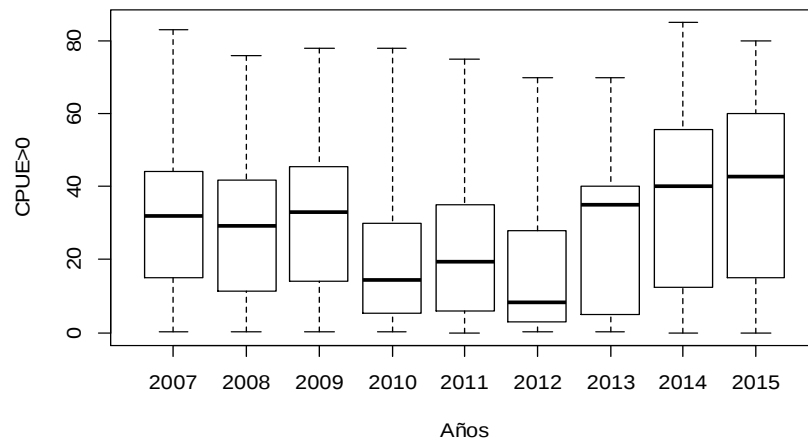


Figura 12. Variabilidad de los rendimientos de pesca nominales obtenidos por la flota que oper3 sobre sardina austral entre los a1os 2007 y 2015.

El an3lisis por zona: norte (1), centro (2) y sur (3), muestra que durante los a1os 2014 y 2015, en la zona 2, los rendimientos de pesca fueron los mayores observados durante el periodo analizado (**Figura 13**). En la zona 3, hasta el a1o 2014, los escasos registros pesqueros dan cuenta de rendimientos medios comparativamente m3s altos, seguidos de la 2 y 1 respectivamente (**Figura 14**).

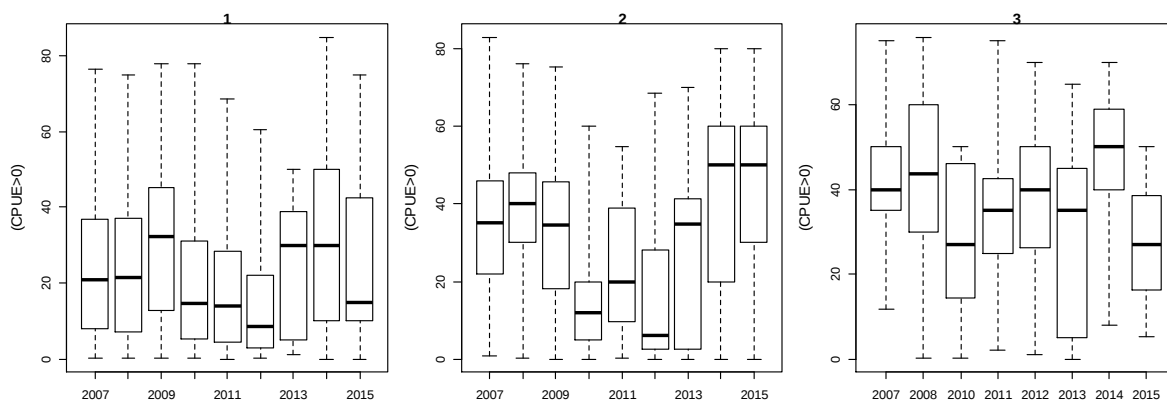


Figura 13. Variabilidad media en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca y a1o, obtenidos por la flota que oper3 sobre sardina austral entre los a1os 2007 y 2015.

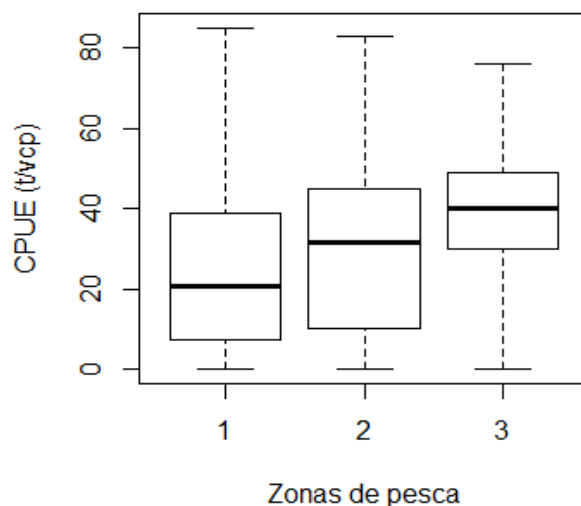


Figura 14. Variabilidad media total en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca, obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2015.

4.4.1 Resultados de la estandarización de las tasas de capturas (CPUE)

El análisis gráfico preliminar, realizado para establecer el tipo de distribución de la variable respuesta, indica que la CPUE de los viajes totales (**Figura 15a**) y de los viajes con pesca (**Figura 15b**), difieren de una distribución normal en su escala logarítmica. Esta condición, supone que la modelación de la CPUE a través de una aproximación log-normal, no sería apropiada. Tal supuesto, se confirma al analizar la distribución de los residuos. Cuando se modeló la CPUE asumiendo una aproximación log-normal, el histograma de los residuos evidenció una asimetría positiva en relación a la distribución esperada. El gráfico qq-plot también revela una divergencia entre la distribución esperada y la observada (**Figura 16**). En el caso de los modelos Gamma y Poisson compuesta (tweedie), su estructura ofrece mayor independencia del tipo de distribución de la variable respuesta. En efecto, el análisis residual en ambos casos demuestran, en comparación al modelo log-normal, más similitud entre los valores observados y los predichos (**Figura 17**). De esta manera, en el presente análisis, solo son presentados los resultados de los modelos Delta-Gamma y Poisson compuesta.

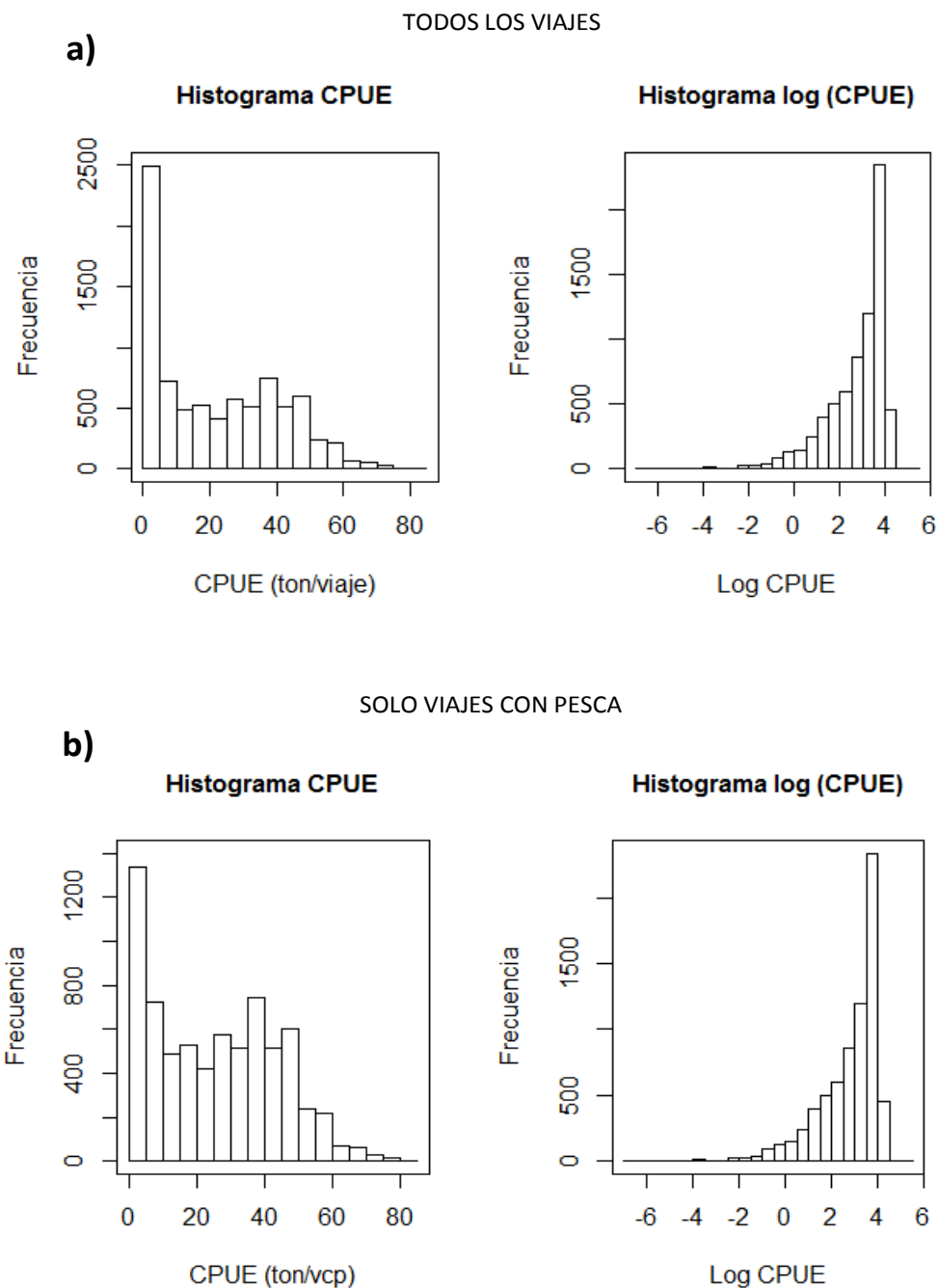


Figura 15. Distribuci3n de frecuencia de la CPUE en escala real y logarítmica. **a).** Total de viajes registrados. **b).** Solo viajes con pesca.

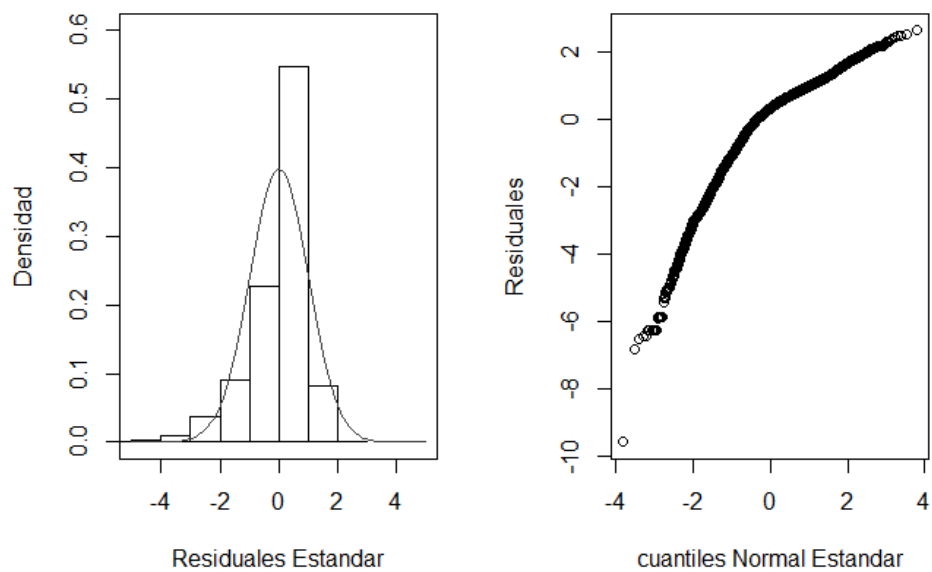


Figura 16. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo log-normal.

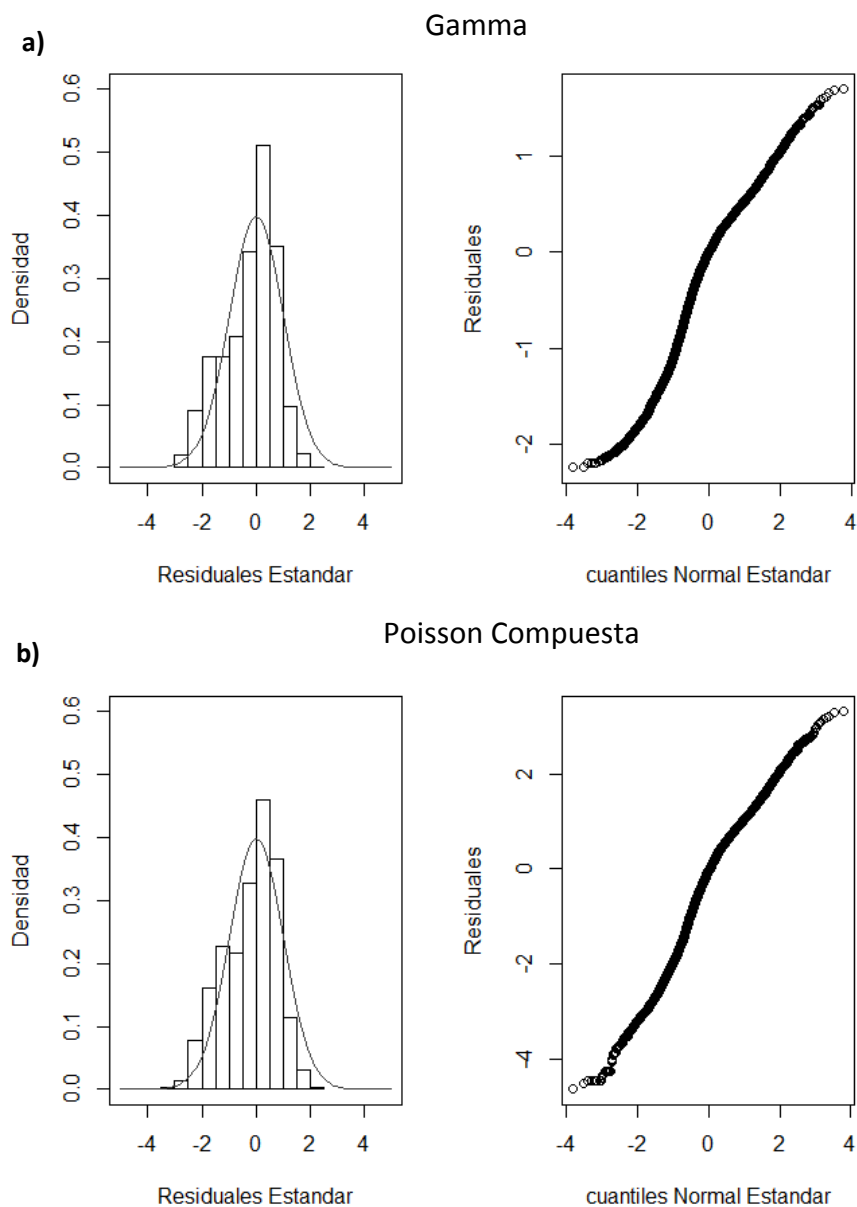


Figura 17. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo Gamma a) y Poisson compuesta b).



Los resultados de los modelos Delta Gamma (Binomial+Gamma) y Poisson compuesta, muestran amplia similitud en sus tendencias, no así en su magnitud. La tendencia de ambos modelos, es concordante con la señal que muestra el índice nominal. Durante la mayoría de los años, la CPUE nominal se encuentra dentro del intervalo de confianza de ambos índices estandarizados, excepto el año 2013. Luego de permanecer relativamente estable entre los años 2007 y 2009, la CPUE disminuyó sostenidamente hasta el año 2012. El año 2013 en tanto, se observó un incremento en los rendimientos de pesca, el que se confirma el año 2014, donde se observan los valores más altos de la serie (**Figura 18**). El Año 2015 en cambio, muestra diferencias entre el índice estandarizado y la CPUE nominal. Mientras los modelos de estandarización señalan una disminución en el rendimiento de pesca del último año, la CPUE nominal muestra un nuevo incremento respecto del año 2014.

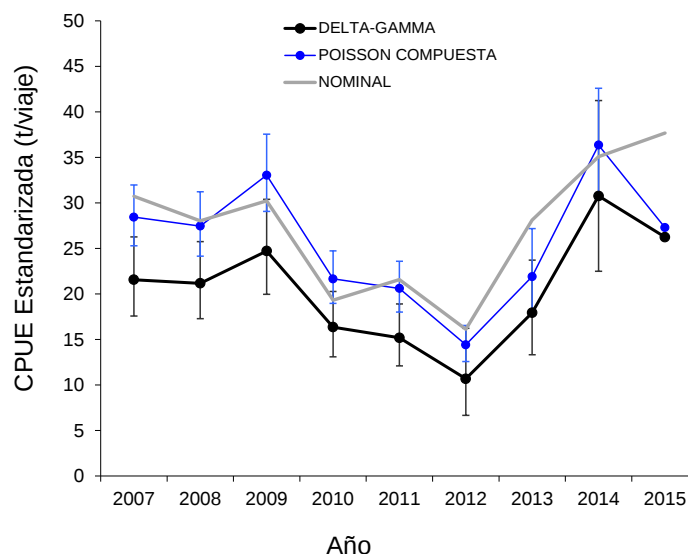


Figura 18. CPUE nominal y estandarizada por dos Modelos Lineales Generalizados con sus respectivos errores de estimación, en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la X Región.

El análisis de devianza del GLM (**Tabla 2**) indica que los modelos Gamma y Poisson compuesta, explican un 14,5% y 16% de la variabilidad total respectivamente. De los predictores considerados en la estandarización (rangos de capacidad de bodega, mes, año y zona), en cada caso, el factor año aporta con el mayor grado de explicación de la CPUE, con alrededor de un 45% de la devianza total.



El análisis de distribución de los residuos, así como el porcentaje de devianza explicada, indican que el modelo más apropiado para describir la CPUE de sardina austral, considerando la información analizada y los factores incluidos en la estandarización corresponde el modelo Poisson compuesta (Tweedie).

Tabla 2.
Tabla de análisis para el GLM de los datos de captura de sardina austral.

Factor	G.L.	Delta-Gamma	Poisson-Compuesta
		R ² : 14,5 %	R ² : 16 %
Año	8	44%	45%
Mes	11	19%	23%
CB	5	21%	23%
Zona	2	16%	18%

Se considera que el modelo Poisson compuesta podría representar actualmente, de mejor manera las variaciones en las tasas de captura y es usado como calibrador en el modelo base de evaluación de stock. Para este modelo, la variabilidad de cada factor y su comportamiento sobre la media de las tasas de captura, se muestra en la **Figura 19**. Las tasas de captura a nivel del factor mes muestran valores altos durante el primer semestre y una reducción entre el sexto y el noveno mes, evidenciando la estacionalidad en las capturas. En el caso de los rangos de capacidad de bodega (6 categorías) se aprecia un incremento en las tasas de captura con el aumento en la capacidad de bodega de las naves. El factor año en tanto, muestra una fuerte reducción entre año 2010 y el 2012 y un incremento el año 2013, aunque por debajo del valor promedio e importante incremento durante el último año de análisis. Por último, el factor zona indica que los mayores rendimientos promedios se obtienen hacia el sur del área de operación de la flota.

A pesar que los residuos tienden a la normalidad y linealidad en el plano ortogonal (gráfico qq-plot), cada año se continúa explorando variadas aproximaciones para modelar la CPUE. Se considera que la actual aproximación, permite explicar de manera general la variabilidad en las tasas capturas en la pesquería de sardina austral en aguas interior de la X región y es consistente con la tendencia de los desembarques e índice acústico. De la misma manera, el modelo seleccionado refleja adecuadamente el incremento en los rendimientos de pesca nominal (sin estandarizar) y la eficiencia de la flota en capturar la totalidad de la cuota asignada durante el año 2013, 2014 y 2015.



Durante el periodo de ejecución del siguiente estudio, serán analizadas las recomendaciones realizadas por los expertos internacionales en el ámbito de la revisión por pares de la evaluación de stock (Ernst *et al.*, 2015). Por ejemplo, en relación a la CPUE, los revisores internacionales indican que: “La metodología utilizada para el análisis de CPUE, tratando de tener en cuenta el efecto del impacto de varios factores, más allá del año, de manera de evitar efectos espurios en el análisis de la CPUE, es considerada razonable”. Sin embargo, el panel de revisión también sugiere mejoras a la metodología, como incluir interacciones entre factores, puntos de quiebre alternativos para las covariables y criterios alternativos para la selección del modelo de error a usar.

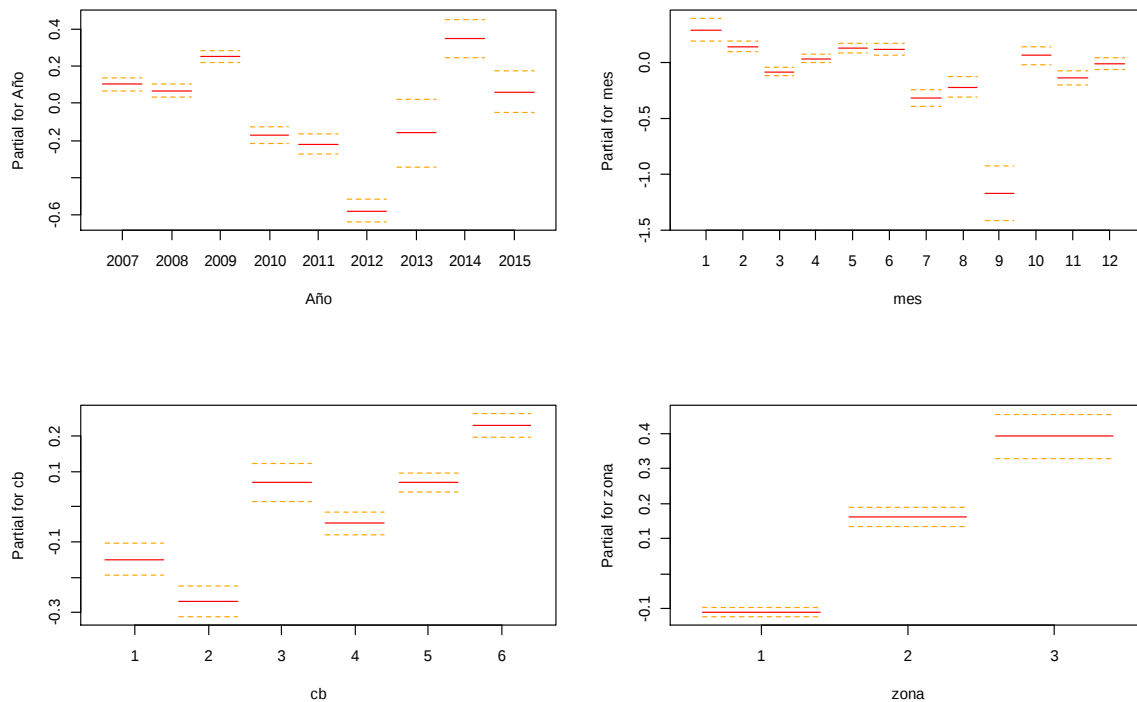


Figura 19. Resultados de los principales efectos del modelo de las tasas de capturas sardina austral para el modelo Tweedie.



3.5 Cruceros de evaluación acústica

Entre los años 2006 y 2016 se han realizado en la zona del mar interior de Chiloé, 7 cruceros de evaluación directa, donde se estima la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina. El último estudio realizado entre abril y mayo de 2016, está aún en la etapa de análisis, sin embargo, los resultados preliminares indican para el último año un incremento respecto del año 2015, alcanzando un valor cercano al promedio observado entre los años 2008 y 2014.

Los primeros dos estudios tuvieron dificultad operativa en estimar adecuadamente el parámetro de “fuerza de blanco” (TS) de sardina austral. Dicho parámetro se utiliza para transformar la señal acústica en estimados de biomasa. Por lo tanto, los niveles de biomasa informados inicialmente estuvieron basados en la relación talla-fuerza blanco (TS) asumida similar al de sardina común. El año 2009, Niklitschek *et al.* (2009) recalculan los estimados de abundancia y biomasa sustentado en una nueva relación TS específica para sardina austral. La nueva relación TS se basa en estudios similares realizados por otros investigadores en *Spratus spratus* del mar Báltico y es considerada más adecuada para los cálculos de Biomasa. De esta manera hasta el reporte previo (índices de biomasa hasta el año 2011), se usaron las estimaciones de biomasa basado en la TS reportada por Niklitschek *et al.* (2009). Durante el desarrollo del último estudio (Cubillos *et al.*, 2013), reestimaron el valor de la fuerza de blanco (TS) específico para sardina austral a través de mediciones en sistemas controlados. Se reportó para este parámetro un valor de TS = 66.58. Este valor difiere del reportado previamente por Niklitschek *et al.* (2009) quienes habían indicado un valor de 67.8. Al utilizar este nuevo valor de TS, los valores estimados de biomasa directa disminuyen alrededor de un 25%. Los valores de biomasa, estimados con los 2 TS se resumen en la **Tabla 3**.

Hasta el actual enfoque de modelación, se continúa utilizando el escenario de biomasa acústica más optimista. Es decir, aquella estimación que resulta del valor de TS reportado por Niklitschek *et al.* (2009) y que ha sido usada por el IFOP hasta el informe final de evaluación de stock (Leal y Canales 2015) y presentado en agosto de 2015 a SUBPESCA. La variabilidad del índice acústico, se muestra en la **Figura 20**. Entre los años 2006 y 2011, se observa una disminución en el índice desde un valor cercano a las 200 mil t. hasta alrededor de 90 mil t. Los años 2013 y 2014 muestran valores cercanos a las 120 mil t. El estudio del año 2015 en tanto, muestra el menor valor estimado para la biomasa de sardina austral en la X Región con 67 mil t, aunque apreció una importante presencia de reclutas. El año 2016, la proporción de reclutas continúa siendo alta, incluso mayor al 2015, incrementando también la biomasa, la que alcanzó un valor de 106 mil t., cercano a los valores medios observados entre los años 2008 y 2014 (**Figura 21**).



Tabla 3.
Valores de Biomasa total usados en el actual modelo de evaluación de sardina austral
y los que resultarían con el valor de TS reportado por Cubillos *et al.* (2013).

Año	Fecha/periodo	Autores	Biomasa (miles t)	
			Niklitschek 2009 (TS = 67.8)	Cubillos 2013 (TS = 66.58)
2006	29 nov-7 dic	Castillo y Miolina 2007 (IFOP)	195	146
2008	18 abril-12 mayo	Niklitschek 2008 (U. Austral)	115	86
2011	3-16 dic (2010) 4-16 ene (2011)	Cubillos <i>et al.</i> (2011) (UdeC)	88	66
2013	13-31 Mayo	Cubillos <i>et al.</i> (2013) (UdeC)	125	94
2014	19 marzo-26 abril	Lillo <i>et al.</i> (IFOP)	114	85
2015	14 abril-11 mayo	Lillo <i>et al.</i> (IFOP)	67	50
2016	10 abril-01 mayo	Lillo <i>et al.</i> (IFOP)	106	80

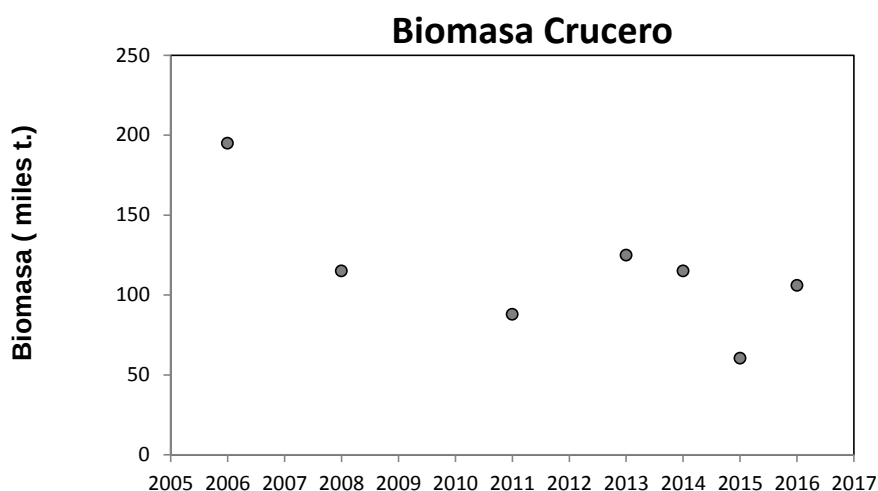


Figura 20. Biomasa total estimada de sardina austral en aguas interiores de la X Región estimada en los cruceros de evaluación directa (2006-2016).

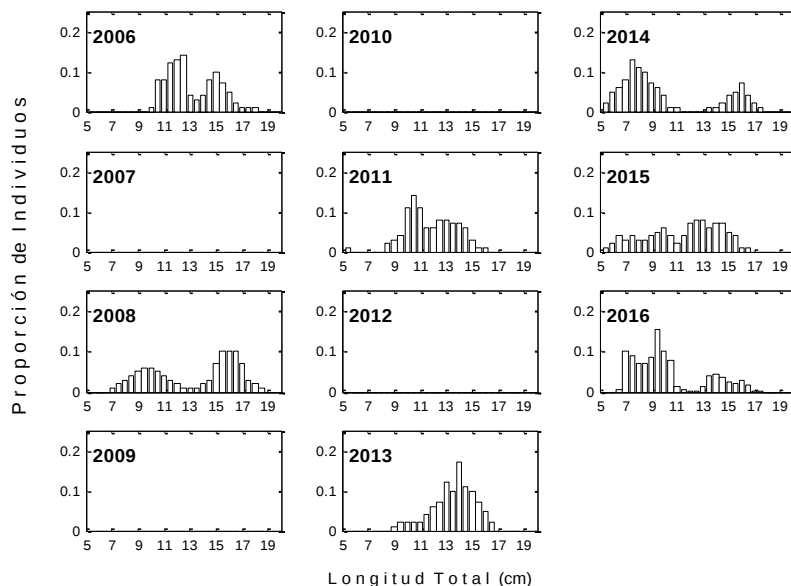


Figura 21. Estructura de longitudes de sardina austral en los cruceros de evaluaci3n directa.

La **Tabla 4** resume toda la informaci3n usada en el modelo de evaluaci3n de stock de sardina austral. La informaci3n incluye el n3mero de a3os que abarca la evaluaci3n, los valores del 3ndice ac3stico, CPUE y capturas con sus respectivos coeficientes de variaci3n, la estructura de longitudes de la flota y de los cruceros de evaluaci3n directa as3 como el vector de pesos medios y proporci3n de madurez a la talla. El archivo de base de datos y los c3digos usados en el presente estudio se encuentran contenidos en formato digital (Disco Compacto) al final del documento (**Anexo 3**).



Archivo de base de datos usado en la evaluación de stock y estimaciones de capturas sustentables 2015 de sardina austral.

27



4. METODOLOGÍA DE TRABAJO

Para la evaluaci3n del stock de sardina austral explotada en aguas interiores de la X Regi3n, se utiliza informaci3n biol3gica-pesquera de la longitud y pesos medios de los individuos entre enero de 2006 y marzo de 2016, la CPUE en el periodo 2007-2015. La estructura de longitudes y el índice de biomasa de los cruceros desarrollados los años 2006, 2008, 2010-2011, 2013-2016. El desembarque total anual entre los años 2006 y 2016 (el 2016 asume un valor de 23 mil t.).

El modelo es usado para realizar el diagnóstico del recurso, cálculo de indicadores y Captura Biológicamente Sustentable de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n. Se estiman además los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) que generan niveles de reducci3n de la Biomasa desovante virginal de 75%, 55% y 45%. Estos PBRs fueron propuestos en el marco del proyecto “Revisi3n de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” (**Anexo 2**) y definidos por los comités científicos nacionales (Acta N°5/2014).

El enfoque de evaluaci3n corresponde al propuesto por Sullivan *et al.* (1990) quien modela la abundancia anual en funci3n de la probabilidad de crecer de una talla a otra, de la mortalidad por pesca (F) y natural (M), de la distribuci3n en tallas de los reclutas y la magnitud de los reclutamientos. Se utiliza como plataforma de estimaci3n la herramienta estadística **ADMB** (Automatic Differentiation Model Builder).

Los modelos de los procesos, observaciones y errores, así como su codificaci3n en **ADMB** se resumen en términos generales en el **Anexo 1** y ellos se sustentan en los siguientes supuestos generales:

- La poblaci3n constituye una unidad de stock.
- La poblaci3n es cerrada y por lo tanto las pérdidas se explican por captura y mortalidad natural.
- El crecimiento de los individuos es del tipo von Bertalanffy.
- El crecimiento es estocástico, es decir, basado en la probabilidad de que los individuos crezcan de una longitud a otra.
- La distribuci3n de tallas del reclutamiento es estocástica y constante entre años.
- La mortalidad por pesca es el producto de un coeficiente talla específico y de la mortalidad por pesca anual.
- La mortalidad natural es constante entre años y entre clases de tallas.
- La CPUE corresponde a un índice relativo de la biomasa media vulnerable.
- La biomasa estimada por el crucero es proporcional a la Biomasa total a inicios de cada año.



4.1 Definición del peso relativo de la información

4.1.1 Coeficientes de variación (CV)

Los coeficientes de variación empleados en los distintos índices de abundancia reflejan el nivel de desviación que el investigador supone tienen los datos respecto del valor central observado como parte del error de observación. Comúnmente se asignan menores niveles de incertidumbre a la información de los desembarques y mayores a la CPUE y cruceros, esto por el hecho que los desembarques son mediciones “observables” directas y no así la CPUE y biomasa del crucero, debido a que los últimos índices están sujetos a variados criterios y consideraciones en sus estimaciones, llevando a suponer entonces que ellos tienen mayor incertidumbre.

Francis (2011) propone la idea de aproximarse de manera gradual a una medida del error, comenzando con un suavizador de los datos, que considere un coeficiente de variación teórico en torno a la tendencia central de las observaciones. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluación de stock sino de la variabilidad de los datos.

En el caso de la sardina austral se realizaron análisis para estimar el valor medio de los CVs de la CPUE e índice acústico ajustando una recta a los datos observados. Los resultados arrojaron valores de 28% como CV para la CPUE e índice acústico (**Figura 22**). Se usaron finalmente valores de 15% y 20% respectivamente para ambos índices.

De esta manera, el enfoque de modelación contempló, para la ponderación de la información, un escenario base que entrega mayor valor estadístico a la información de desembarques (cv= 10%) por sobre el índice de abundancia relativo (CPUE) (cv= 15%) e índice acústico (cv= 20%).

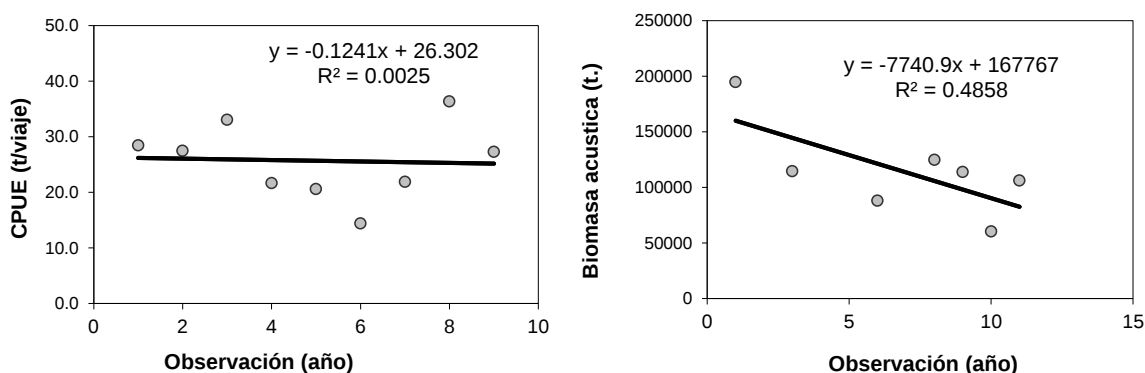


Figura 22. Ajuste a los datos de CPUE y cruceros respectivamente para la estimación del coeficiente de variación teórico inicial de ambos índices.



4.1.2 Tamaños de muestra efectivo

Otro factor relevante a emplear en la evaluación de stock es el ponderador asociado con las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros. Estos ponderadores son asociados con el tamaño de muestra efectivo dado que la función de probabilidad empleada es multinomial.

El procedimiento empleado para estimar un tamaño de muestra corresponde a un cómputo iterativo según lo señala Francis (2010) y Maunder (2011) y el cual comenzó con el valor empleado por defecto en el anterior reporte ($n=25$). Como estimador se empleó el tamaño de muestra propuesto por Gavaris y Ianelli (2002):

$$nm^* = \frac{\sum_l \hat{p}_l (1 - \hat{p}_l)}{\sum_l (p_l - \hat{p}_l)^2}$$

Luego de sucesivos ajustes del modelo con los tamaños de muestras sugeridos por el estimador, no se alcanzaron valores estables. Esto probablemente debido al bajo número de años con información. Finalmente, se utilizó como caso base un tamaño de muestra (nm) =25 para la información de la flota y de $nm=15$ para información de los cruceros. Esto supone una mayor ponderación a la información obtenida desde la flota. Con estos valores, se logró un buen equilibrio en el ajuste de todas las piezas de información y representa además un valor similar a los usados en la evaluación de otros peces pelágicos.

A pesar del análisis realizado, este es un tema que aún está en desarrollo y forma parte de las continuas mejoras que pueden ser incorporadas en los sucesivos estudios.

4.2 Escenario de modelación

La **Tabla 5** muestra la configuración del modelo base en el presente análisis. La palabra “prior” entre paréntesis (prior), indica que el valor fue usado como un punto de partida para ser estimado dentro del modelo. Por su parte y tal como se entiende, la palabra “fijo” se refiere a que el parámetro permanece fijo en el proceso de optimización. La actual configuración proviene de sucesivos ensayos para buscar el mejor nivel de ajuste del modelo a la información empleada en la evaluación de stock.

Un aspecto relevante, es el referido al coeficiente de capturabilidad (q) del crucero acústico. Hasta la recomendación de capturas sustentables del año 2012, se utilizó un valor de $q=1$. Esto supone que el crucero observa toda la biomasa presente en el área (índice absoluto). En el presente análisis, el parámetro q , al ser estimado, representa una hipótesis más plausible, sugiriendo la biomasa estimada por crucero como un índice de abundancia relativo. El parámetro ingresa al modelo con un



valor prior = 0.65, es decir que el crucero estarí3 observando un poco m3s de la mitad de la biomasa total. El valor a posteriori, luego del ajuste, result3 en un valor de $q = 0.80$.

Por su parte, el valor inicial para el coeficiente de variaci3n talla-específico (β_p) empleado en la matriz de transici3n, proviene del valor usado para modelar la variabilidad en el crecimiento de otro pelágico pequeño como lo es la anchoveta. El valor a posteriori que arroja el modelo de evaluaci3n es de 0.15.

Tabla 5.
Configuraci3n del modelo estadístico usado en la
evaluaci3n de stock de sardina austral (base 2015).

Var/par	Base 2015
cv_desemb	0,1
cv_cpue	0,15
cv_acus	0,20
nm_f	25
nm_c	15
q	0.65 (prior)
sel_f	logist
sel_c	logist
β_p	0.2 (prior)
K	0.78 (fijo)
Linf	17.7 (fijo)

Los parámetros que estima el modelo y los valores a priori usados en la evaluaci3n de stock (en escala log) se resumen en la **Tabla 6** y consiste principalmente en estimar:

- Coeficiente de capturabilidad (q crucero), de la biomasa total del crucero y coeficiente de capturabilidad de la CPUE (q CPUE).
- Parámetro de posici3n (L50%) y dispersi3n (Δ) que describen la selectividad de la flota y crucero.
- Longitud modal del reclutamiento (L_r) y su desviaci3n (S_r), el reclutamiento medio (R_{med}) y los desvíos anuales ($desv_{R_t}$).
- Los desvíos de N_0 y la mortalidad por pesca (F) para cada ańo.
- Coeficiente de variaci3n del crecimiento individual (B_p).



Tabla 6.

Parámetros que estima el modelo y los valores a priori (en escala log), usados en la última evaluaci3n de stock de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n.

Parámetro	Prior	numero de parámetros
q crucero	$\log(qc) \sim N(\log(0.65), 0.1)$	1
q CPUE	$\log(qc) \sim U(-\infty, +\infty)$	1
Selectividad (flota y crucero)	$\log L50 \sim U(1.6, 2.7)$	4
	$\log \delta \sim U(0, 1.6)$	
R medio	$\log R_m \sim U(-\infty, +\infty)$	1
Desvíos anuales de R	$\log_{\text{desv}} R_t \sim U(-10, +10)$	11
Desvíos de No	$\log_{\text{desv}} N_o \sim U(-10, +10)$	4
F anual (mortalidad por pesca)	$\log F \sim U(-6, 1.39)$	11
Lr (longitud modal Reclutas)	$\log L_r \sim U(1.6, 3)$	1
Sr (desviaci3n de Lr)	$\log s_r \sim U(-2.3, 1)$	1
Bp (cv del crecimiento en Lt)	$\log b_p \sim U(-2.3, -0.69)$	1



5. RESULTADOS

5.1 Desempeño del modelo

Los resultados muestran que el modelo recoge la variabilidad general de las señaes poblacionales sugeridas por la informaci3n empleada, ajustando de mejor manera la serie de desembarques por sobre el índice de biomasa directa y CPUE (**Figura 23**). El nivel de ajuste del modelo a los índices, est3 determinado por el coeficiente de variaci3n asignado en cada caso. En el ajuste de la CPUE se aprecian sobre y sub-estimaciones, el modelo recoge la variabilidad media del índice. En el caso de la biomasa acústica, el modelo tiende a subestimar los valores observados, excepto el año 2015.

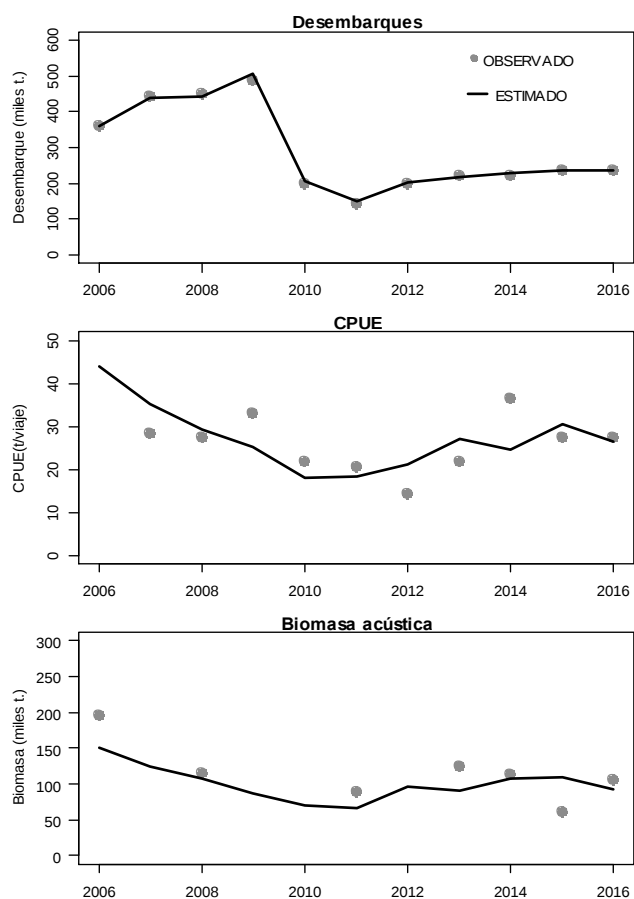


Figura 23. Ajuste de los desembarques, CPUE e índice de biomasa directa de sardina austral en el mar interior de la X Regi3n. Puntos (datos observados), líneas (modelo ajustado).



Una forma gráfica de evaluar la bondad/calidad del ajuste del modelo, es a través de los gráficos cuantil-quantil (qqplot). Estas figuras permiten evaluar dos distribuciones de probabilidades, que en este caso corresponden a la teórica (modelo) versus la empírica (los datos). Si el set de datos proviene de la distribución teórica, entonces los puntos deberían ubicarse en las proximidades de una línea recta. Esto significa, que el supuesto de normalidad y varianza es adecuado para los datos analizados. En la **Figura 24**, se observa una linealidad general en la escala log en todos los índices. Sin embargo, se corrobora, en la serie de CPUE una mayor variabilidad y lejanía relativa respecto del valor teórico.

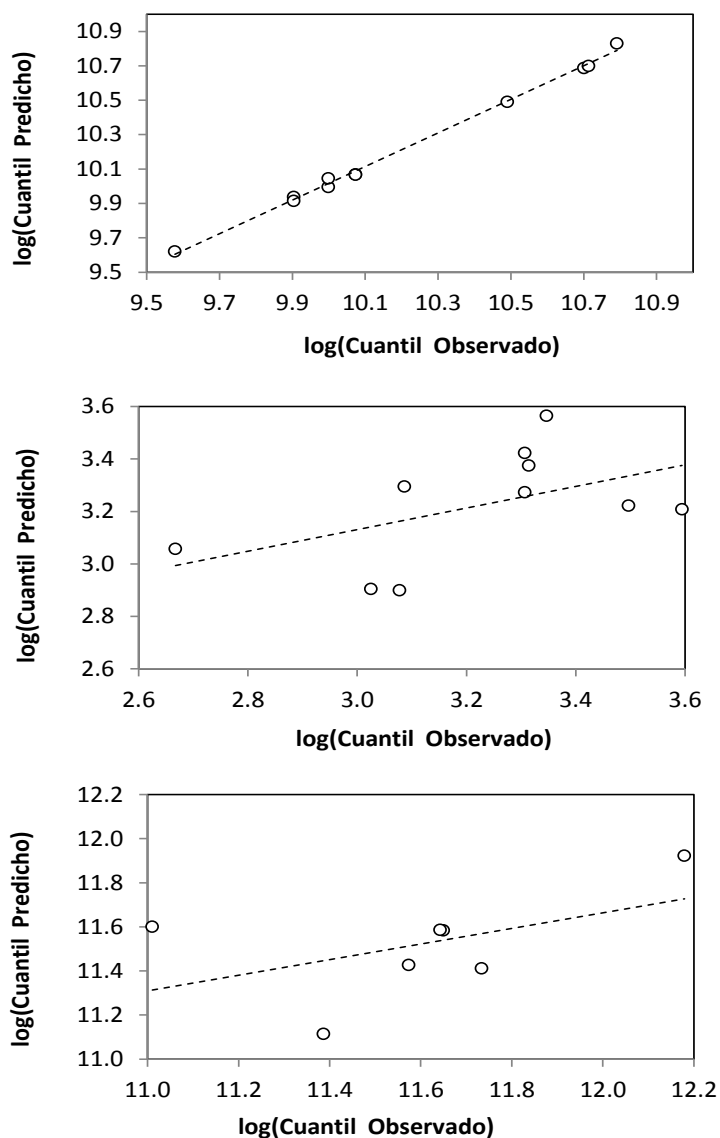


Figura 24. Diagrama Q-Q para los ajuste a la información de desembarques, índice acústico y CPUE.



En la **Figura 25**, el análisis de los residuales indica, en el caso de los desembarques, el amplio nivel de convergencia entre las observaciones y el ajuste del modelo. En este caso, cuando el ajuste no es total, los datos observados se encuentran levemente por debajo de los valores predichos. La CPUE y biomasa acústica muestran mayor dispersión de los datos en relación a las predicciones. En este último caso aunque se evidencia una mayor convergencia entre las series, el modelo tiende a subestimar los valores observados, excepto durante el último año donde aprecia la amplia diferencia entre el valor observado y el predicho por el modelo. Esto se relaciona con la variabilidad anual del índice y el coeficiente de variación (cv) asignado. De esta manera, de acuerdo al peso relativo asignado a cada fuente de información, el modelo reproduce de mejor forma la serie de desembarques por sobre índice de biomasa acústico y CPUE.

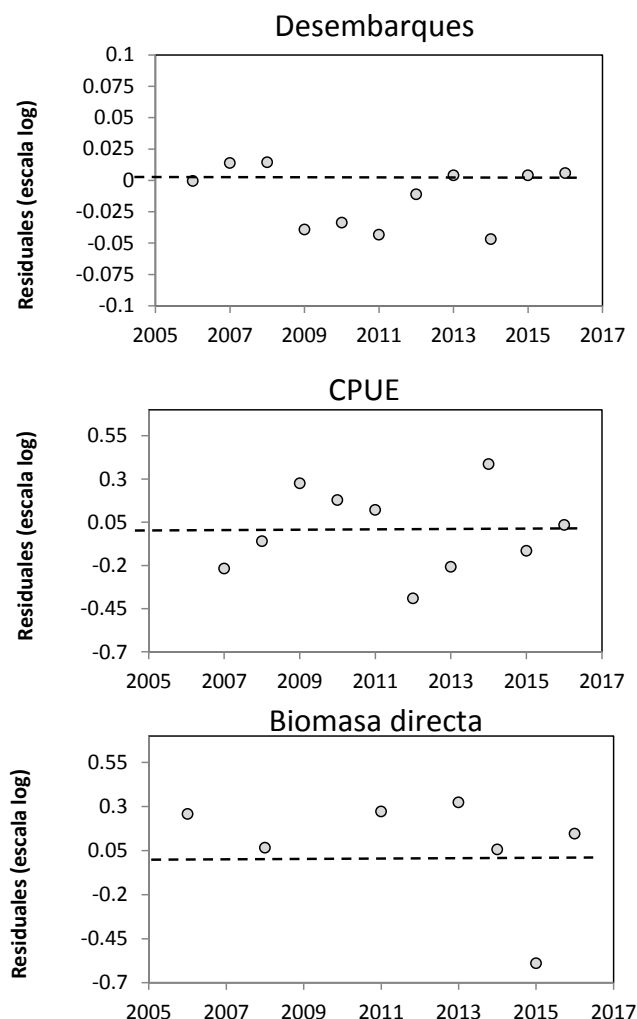


Figura 25. Residuales del ajuste a la información de desembarques, CPUE y Biomasa directa.



Las estructuras de longitudes de la flota (**Figura 26**) y cruceros acústicos (**Figura 27**), son medianamente reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general. Es probable que el supuesto de invariabilidad interanual en los patrones de explotación como medida de parsimonia, genere los desajustes que se observan durante algunos años en las composiciones de longitudes de ambas fuentes de información. Sin embargo, no se aprecia algún patrón de cambios en la composición de tamaños de la población que permitan sugerir una selectividad variable entre años o periodos. La **Figura 28** muestra que el patrón de selectividad del crucero estaría ampliamente desplazado hacia individuos de menor tamaño en relación a la flota.

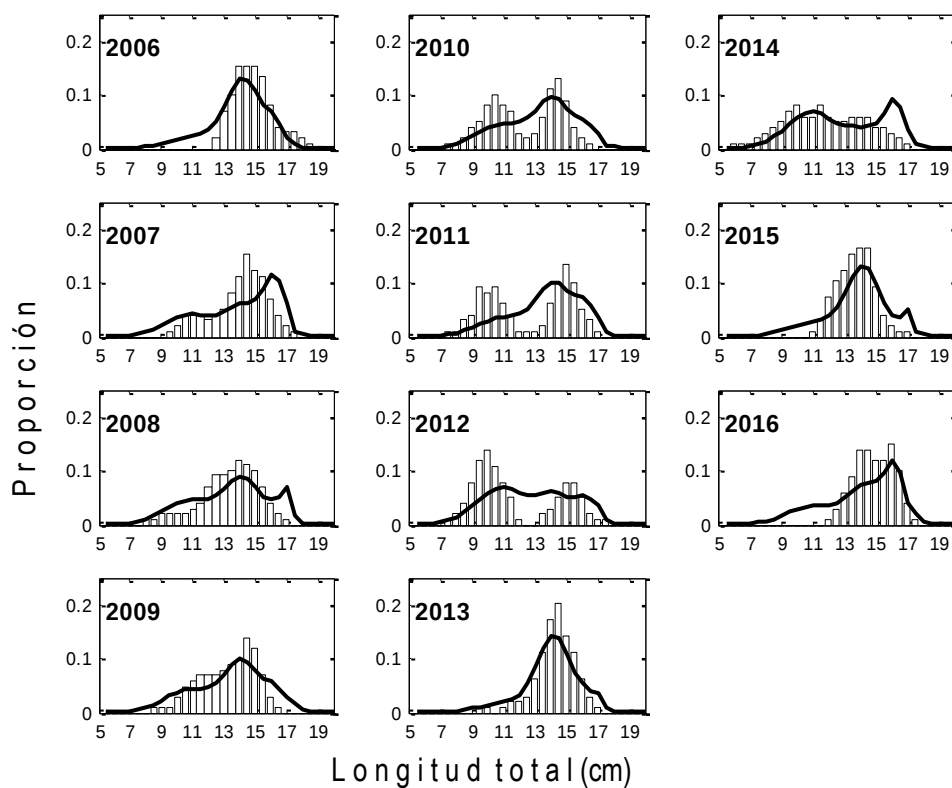


Figura 26. Ajuste de las estructura de longitudes de la flota en la pesquería de sardina austral en el mar interior de la X Región. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

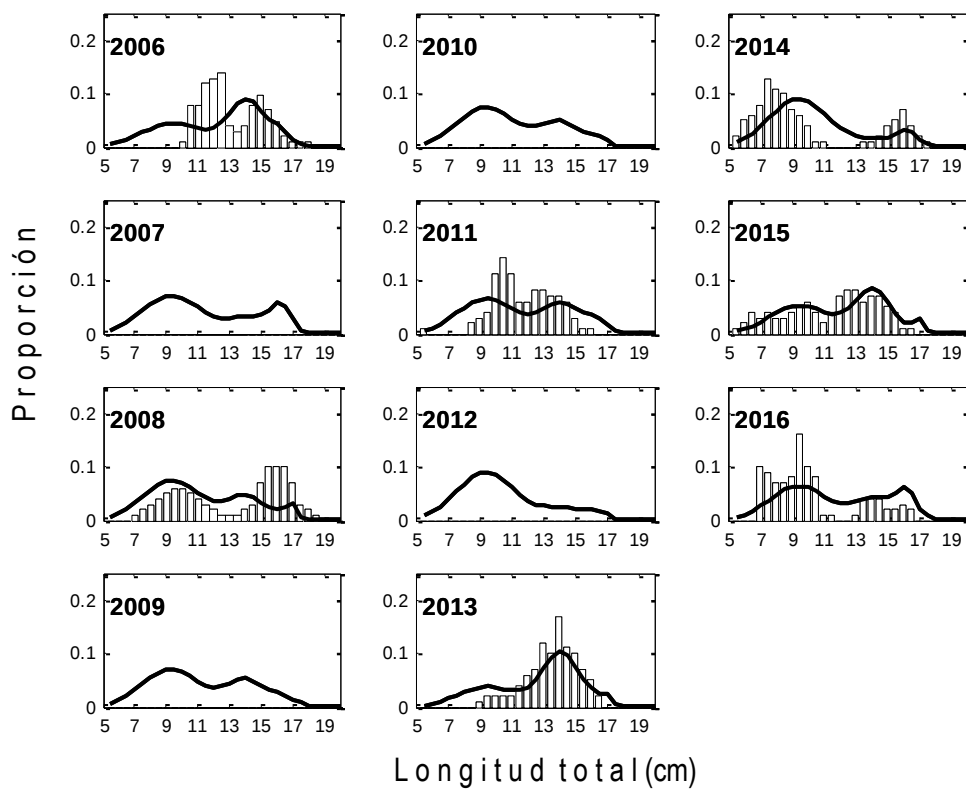


Figura 27. Ajuste de las estructura de longitudes de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la X Región. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

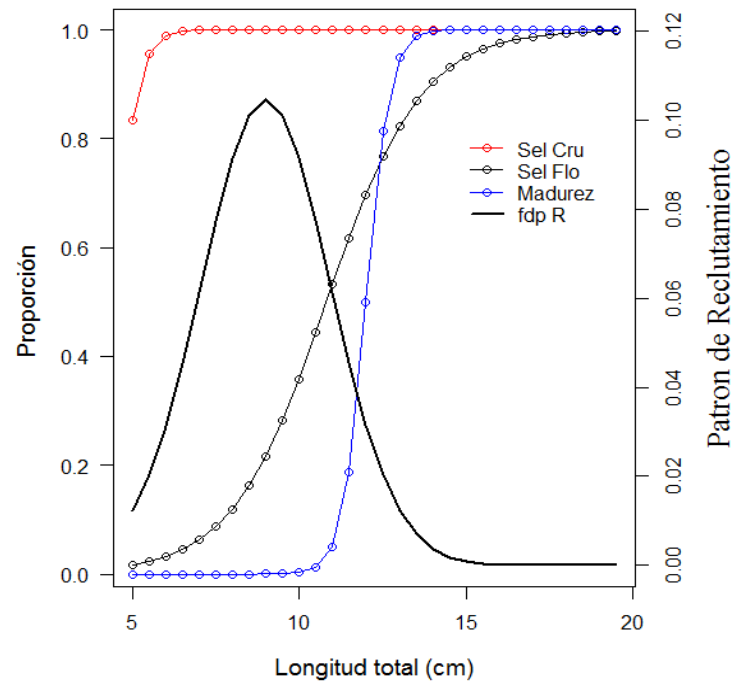


Figura 28. Patrones de selectividad de la flota (psf), crucero (psc) y función de distribución de probabilidad (fdp) del reclutamiento estimado por el modelo de evaluación. Se presenta también la ojiva de madurez usada para estimar la biomasa desovante.

En términos de la bondad de ajuste se entrega el cuadro de residuales por longitud de las capturas y los cruceros (**Figura 29**) junto a los diagramas QQ (**Figura 30**). El comportamiento de los residuales sugieren, en la información de la flota, ciertos patrones que reflejan una tendencia a la subestimación en el rango de longitudes de 14 y 15 cm. En los diagramas qq-plot en tanto, se aprecia una tendencia general a la linealidad en ambas fuentes de información.

A pesar de no lograr aún ajustes totalmente satisfactorios en las composiciones de longitudes, el nivel de convergencia del modelo a las piezas de información empleadas, sugiere que los indicadores poblacionales de biomasa, abundancia y reclutamientos así como la mortalidad por pesca del stock, estarían siendo reproducidos apropiadamente por el modelo de evaluación. Un resumen con los parámetros estimados en el proceso de optimización del modelo de evaluación de stock se presenta en la **Tabla 7**.

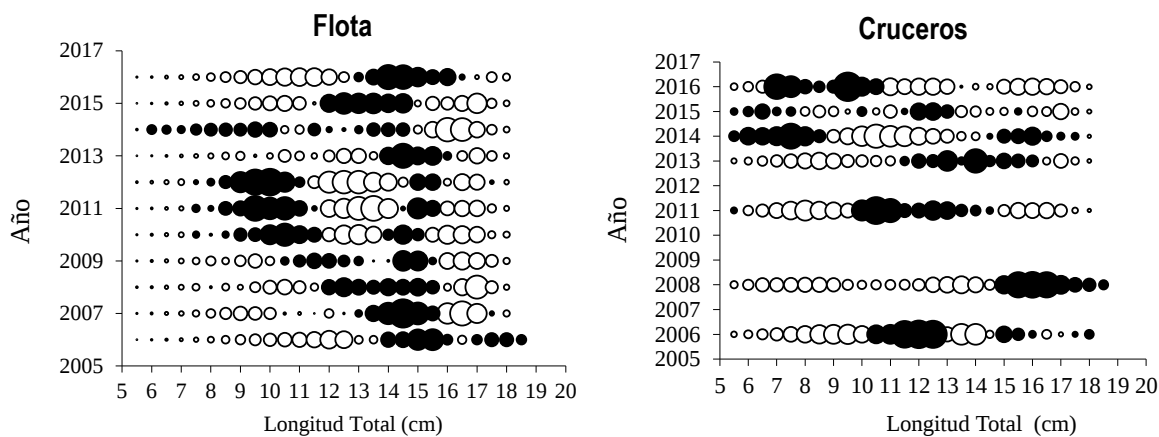


Figura 29. Residuales del modelo para las composiciones de longitudes de las capturas y cruceros de evaluación directa de sardina austral.

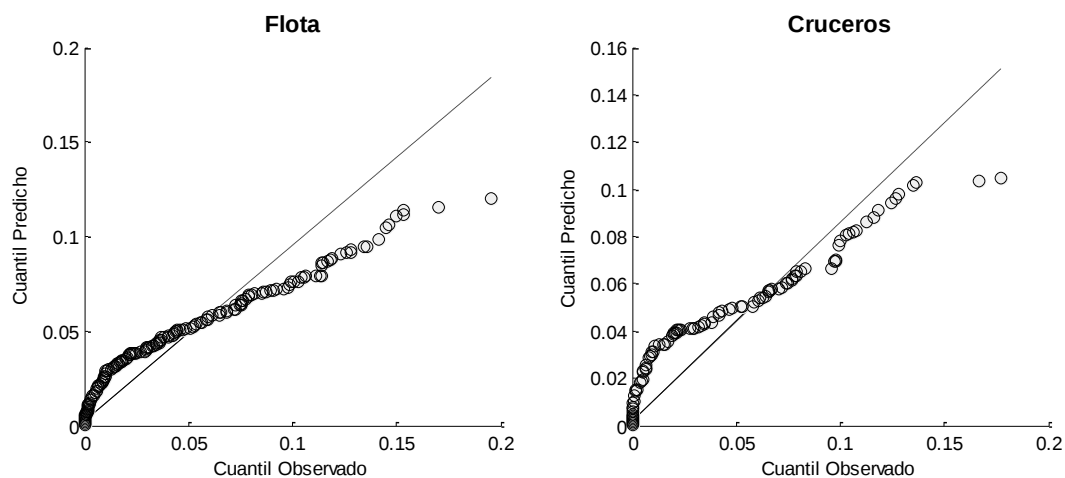


Figura 30. Diagrama qq-plot del modelo para las composiciones de longitudes de las capturas y cruceros de evaluación directa de sardina austral.



Tabla 7.

Principales parámetros en escala log, estimados en el modelo de evaluación de stock de sardina austral.

# Number of parameters = 28 Objective function value = 658.963 Maximum gradient component = 5.45959e-007									
l50_flota:									
2.04854958									
Δ _flota									
2.20E-07									
l50_crucero									
1.98617376									
Δ _crucero									
6.94E-07									
Rmed:									
9.30946853									
log_desv_No:									
-1.56249722223 1.32719287000 0.166865565646 0.0684387865810									
log_desv_Rt:									
-0.0617053356540 0.307768104894 0.305223517929 -0.0501725763846 -0.124309928076 -0.320868029925 -0.0559357527841									
log_F:									
-1.36874729969 -0.855687573543 -0.678962939647 -0.442022700669 -1.21736758714 -1.57069861974 -1.16764265263									
log_M:									
-0.284									
log_qCrucero:									
-0.23118918									
log_qCPUE:									
-8.65062138									
log_Lr:									
1.6607991									
log_sr:									
-2.16117566									
log_k:									
-0.41									
log_bp:									
-1.163757									



5.2 Consistencia retrospectiva

El análisis retrospectivo es una herramienta útil para evaluar la robustez del modelo frente a nuevas piezas de información y a su vez también permite validar el modelo de análisis. Se trata de una validación cruzada de naturaleza sistemática en la que es removido secuencialmente el último año de información y se evalúa su impacto en las tendencias poblacionales. En el caso de sardina austral, la escasa cantidad de años con información disponible (serie temporal), no permite aún evaluar de manera robusta la consistencia del modelo (sobre o subestimación de variables) a través de este análisis. De esta manera, cuando fue extraído más de un año de información, el modelo tiende mostrar desajustes importantes a las piezas de información. No obstante, se presentan los resultados del modelo cuando se quita sólo la información del año 2015. La **Figura 31** muestra alta consistencia en los estimados poblacionales de biomasa y reclutamientos. Este análisis representa solo una aproximación preliminar y será más consistente a medida que la serie temporal se extienda.

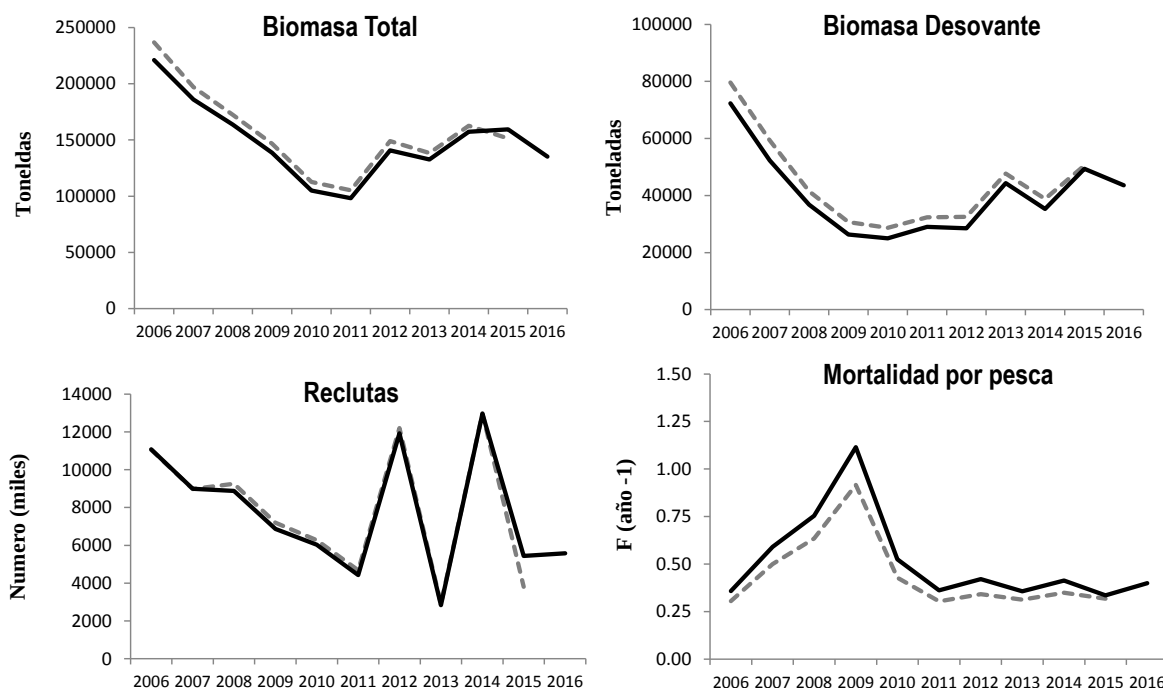


Figura 31. Análisis retrospectivo del modelo sobre la biomasa total, desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca.



5.3 Indicadores poblacionales

De acuerdo a los resultados del modelo de evaluación, el stock de sardina austral presente en aguas interiores del mar de Chiloé (X Región), habría mostrado una persistente reducción, desde 221 mil toneladas de biomasa total (BT) el año 2006 hasta 98 mil toneladas el año 2011. Esta disminución, coincide hasta el año 2009, con un importante incremento en la mortalidad por pesca (F) y una tendencia a la reducción en los reclutamientos. El año 2012, como consecuencia del aumento en el reclutamiento, el modelo evidencia un cambio en la tendencia decreciente de la BT, estimando un valor central de 140 mil toneladas. La biomasa desovante (BD) en tanto, habría disminuido desde 72 mil t el año 2006 hasta valores entre 24 y 29 mil t. entre los años 2010 y el 2012. Durante el 2015, se observa un incremento en la BD como consecuencia del fuerte reclutamiento del año previo. (**Tabla 8**). Los años 2015 y 2016 en cambio los reclutamientos disminuyen y se estabilizan en valores cercanos, aunque por debajo de la media histórica de 7728×10^6 individuos. La mortalidad por pesca, luego de aumentar sostenidamente entre el año 2006 y 2009, muestra una reducción importante los años siguientes, alcanzando valores estables, aunque por sobre el PBR objetivo (0.34 año^{-1}). Para el año 2016 el modelo estima un valor de 0.40 año^{-1} .

Considerando la actual configuración del modelo y la base de datos hasta el presente informe, la biomasa desovante virginal (BDo) es estimada en un valor de 71,4 mil t. Así, la biomasa desovante objetivo (Bmrs), se estima en 39,3 mil t. Esto, considerando como objetivo de manejo el 55%BDo, presentado en la sección 5.4 sobre los Puntos biológicos de referencia.

A partir de las estimaciones previas, se presentan también otros indicadores de la condición del stock, como la reducción anual de la BD respecto de BDo (BD/BDo) y respecto de la Biomasa del máximo rendimiento sostenible (BD/Bmrs). Esto mismo se muestra en términos de la mortalidad por pesca (F/Fmrs). Además se indican los niveles de tasa explotación anual referidos a la biomasa (Y/BT).

**Tabla 8.**

Indicadores poblacionales de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n (2006-2015).

Año	Y (t)	BT (t)	BD (t)	R (x10 ⁶)	F (año ⁻¹)	BD/BDo	F/Fmrs	BD/Bmrs	Y/BT
2006	35961	220927	72304	11079	0.36	1.01	1.06	1.84	0.16
2007	44388	185909	52268	8991	0.59	0.73	1.74	1.33	0.24
2008	44953	163589	36794	8874	0.75	0.52	2.22	0.94	0.27
2009	48589	138510	26349	6869	1.12	0.37	3.28	0.67	0.35
2010	20000	105072	24983	6035	0.53	0.35	1.54	0.64	0.19
2011	14433	98241	29022	4424	0.36	0.41	1.07	0.74	0.15
2012	20000	140631	28478	11921	0.42	0.40	1.24	0.73	0.14
2013	22000	132550	44381	2834	0.36	0.62	1.05	1.13	0.17
2014	22000	157256	35315	12963	0.41	0.49	1.22	0.90	0.14
2015	23700	159345	49346	5440	0.34	0.69	0.99	1.26	0.15
* 2016	23000	135166	43624	5582	0.40	0.61	1.17	1.11	0.17

* se espera que se complete la cuota de 23 mil t. asignadas inicialmente.

En la **Figura 32** se muestra la variabilidad de los estimados poblacionales obtenidos en el presente análisis. El último año de la evaluaci3n contiene una mayor incertidumbre debido a que corresponde a informaci3n parcial. Se muestra la incertidumbre (intervalo de confianza al 95%) asociada a las estimaciones de Biomasa total y desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca. La biomasa desovante muestra un nivel por sobre el objetivo de manejo (BDmrs) con una probabilidad $p(BD > BD_{mrs})$ que alcanza un valor de 0.75. Esto indica una condici3n positiva del stock, en relaci3n a los niveles observados entre los años 2009 y 2012.

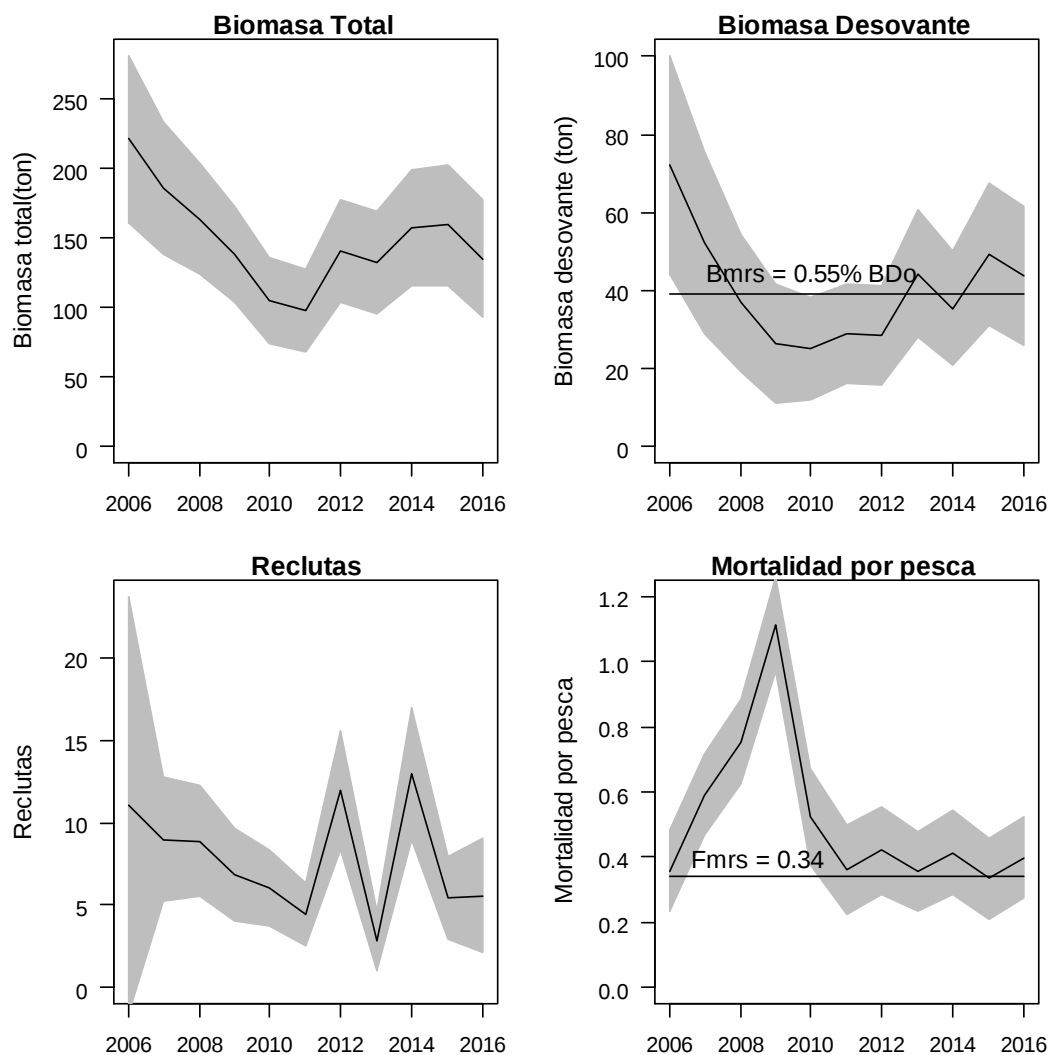


Figura 32. Tendencias de la Biomasa, mortalidad por pesca y reclutamientos estimados para sardina austral en el mar interior de la X Región. Para el caso de la BD y F, se presentan en línea horizontal los referentes BDrms y Frms.



5.4 Estatus del recurso

5.4.1 Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Es importante señalar en relación a los PBRs, en el marco de la nueva Ley de Pesca que se han realizado esfuerzos paralelos a nivel del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) para estimar los niveles de referencia para el manejo de los recursos pesqueros en Chile.

En este sentido, la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) considerando las características biológicas de los recursos explotados, para lo cual exige, se estimen los niveles de biomasa y mortalidad por pesca (o tasa de explotación) en el RMS, así como también, los niveles límites que definen el agotamiento o colapso. Por lo tanto, la estimación de puntos biológicos de referencia límite y aquellos basados en el RMS cobran importancia fundamental en la asesoría científica y en el proceso de toma de decisiones para el manejo.

Payá *et al.* (2014), proponen los referentes, límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2014. Los análisis exploratorios indican como puntos biológicos de referencias en peces pelágicos pequeños, niveles de reducción de la biomasa desovante virginal en torno al 55% como límite y del 60% como objetivo.

Al respecto, en el informe sobre: “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” (**Anexo 2**), se propone usar, como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que genera un 55% (F55) de reducción en la biomasa desovante virginal (55%BD0) en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la X Región. Tal nivel de Reducción corresponde a un 60% en la Biomasa desovante por recluta (60%BDPR0). Este PBR coincide con el valor propuesto como objetivo en este recurso hasta el reporte previo.

Respecto de la región o área donde se define la **plena-explotación**, en reuniones de trabajo realizadas en el marco de los comités científicos nacionales (Acta N°5/2014), existió acuerdo que esta debería ser referida considerando los siguientes límites:

- **Límite bajo** el objetivo de manejo = 10% Bajo Brms

Este criterio tiene como objetivo establecer una banda estrecha en torno al MRS de tal manera que este, sea considerado como un punto biológico de referencia límite y no objetivo, conforme a las recomendaciones de manejo señaladas en la literatura.

- **Límite sobre** el objetivo de manejo = 75% B0 (o 35% sobre Brms).

Este criterio rescata el enfoque ecosistémico asociado a especies de forraje planteado recientemente por Pickitch, *et al.*, (2012).



El Comité aplicó para la definición de los rangos de CBA año 2015 en las pesquerías de pequeños pelágicos, los PBRs que se presentan en la **Tabla 9**. Estos mismos niveles serán usados para las estimaciones del año 2016.

Tabla 9.
Puntos de Referencia objetivo y límites para recursos pelágicos
que definen su estado y criterio de explotación.

RECURSO	Fmrs proxy	Bmrs proxy	Blim
Anchoveta XV-II Regiones.	F55% _{BDR}	55% BDR (ó 50%B0)	25% B0
Anchoveta III y IV Regiones.	F60% _{BDR}	60% BDR (ó 55 %B0)	27.5% B0
Anchoveta V a X Regiones.	F60% _{BDR}	60% BDR (ó 55 %B0)	27.5% B0
Sardina Común V a X Regiones.	F60% _{BDR}	60% BDR (ó 55 %B0)	27.5% B0
Sardina Austral X Región.	F60% _{BDR}	60% BDR (ó 55 %B0)	27.5% B0

Considerando los parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para la especie, los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la región de Los Lagos fueron estimados a partir de un modelo de Biomasa Desovante Por Recluta (BDPR). Se utiliza el vector de pesos promedios históricos y la selectividad estimada en la evaluación de stock. La distribución de tallas del reclutamiento (estimada en el modelo) es proyectada en el tiempo sujeto a valores constantes de mortalidad total y considerando el crecimiento contenido en la matriz de transición.

Se estimaron los valores de F que generan niveles de reducción de la Biomasa Desovante Virginal del 75%Bo (80%BDPR), 55% (60%BDPR) y 45% (50%BDPR) (**Figura 33**). Tales rangos definen la zona de plena explotación y resultaron en valores de 0.14; 0.34; y 0.47 año⁻¹ respectivamente. Hasta el presente análisis, se utiliza el F60 (0.34 año⁻¹) como un proxy del MRS (F60 = Fobj) y es utilizado para el análisis de recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y las proyecciones del stock.

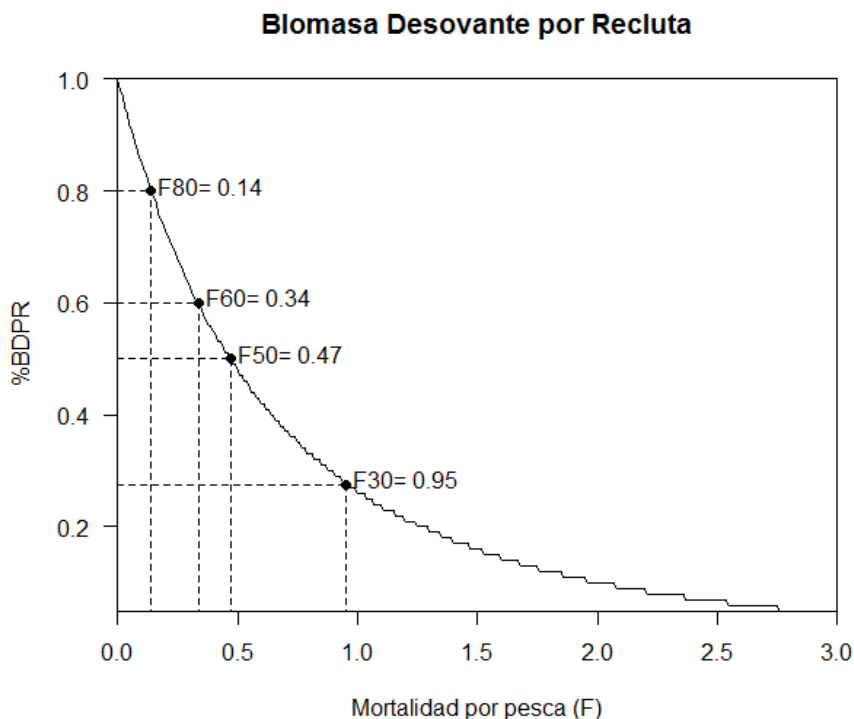


Figura 33. Reducci3n del stock desovante virginal el stock de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n para distintos niveles de mortalidad por pesca (F).

Los resultados del an3lisis previo, se resumen en la **Tabla 10**. Los niveles de captura del recurso habrían excedido el PBR F_{55} a partir del a3o 2007, alcanzando un valor m3ximo de 1.12 a3o^{-1} el a3o 2009. A partir del 2010, considerando la disminuci3n en los niveles de captura, la mortalidad por pesca disminuy3 hasta alcanzar valores cercanos, aunque por sobre el objetivo F_{60} (**Figura 34**). De acuerdo al valor de F del a3o 2016 (0.40 a3o^{-1}), el stock presentar3a una probabilidad $p(F > F_{ms})$ de 0.72 de encontrarse en sobrepesca.

Tabla 10.
Puntos biol3gicos de referencia sardina austral.

PBR	F (1/a3o)
F_{2016}	0.40
$F_{80\%BDR}$	0.14
$F_{60\%BDR}$	0.34
$F_{50\%BDR}$	0.47

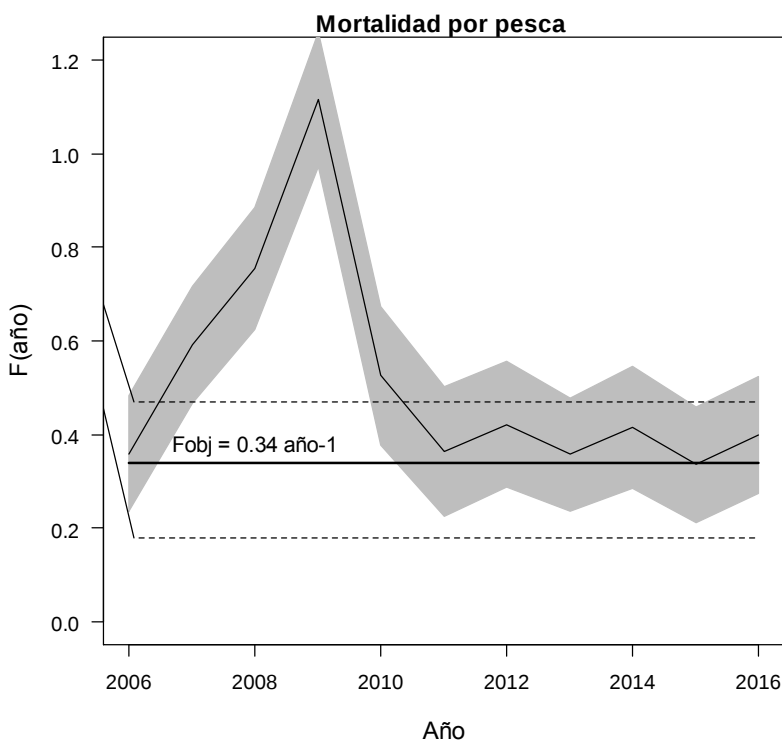


Figura 34. Variación anual (2006-2016) de la mortalidad por pesca (F) de sardina austral y su incertidumbre (zona sombreada) en relación al F objetivo (F_{60}) definidos en el marco de los comités científicos de pequeños pelágicos.

5.4.2 Razón del Potencial Desovante (RPD) y fases explotación

En los talleres para la estimación de los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) en las pesquerías nacionales (Anexo 2), se consideró que un punto de referencia de biomasa “estático” (RPR eq) es más apropiado, ya que cualquier medida $BD_t/Bobj$, reflejará la dinámica de la BD observada en el stock. Se enfatiza en el hecho que $Bobj$ es el punto de referencia de biomasa desovante, que en general, será una aproximación más que provenir de un cálculo formal. Las elecciones específicas para los stocks pueden depender del nivel de incertidumbre, del valor asignado en los servicios de los ecosistemas y del nivel de riesgo que los administradores y la sociedad deseen asumir (Payá *et al.*, 2014).

La Razón del Potencial Reproductivo (RPR_{eq}), muestra un sostenido descenso desde el inicio de la serie alcanzando, entre los años 2009 y 2012, valores por debajo del rango considerado como de



plena explotación. Sin embargo, influenciado por la disminución en la mortalidad por pesca (**Figura 35**) y el incremento de los reclutas durante el 2012, el índice alcanzó el PBR objetivo el año 2013. Durante el año 2014 en tanto, vuelve a disminuir, aunque se mantiene dentro de la plena explotación. Los años 2015 y 2016, el valor medio del índice muestra valores de 69% y 61% respectivamente.

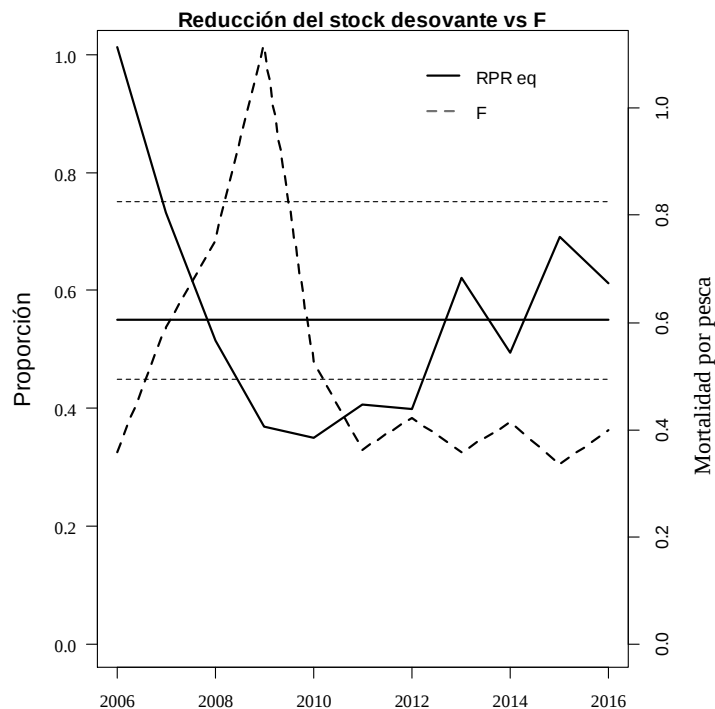


Figura 35. Mortalidad por pesca anual de sardina austral y reducción del stock desovante en relación a BDo. Nivel de reducción que define la zona de plena explotación (líneas segmentadas horizontales).

Diagrama de Fases

En este informe se utiliza como marco de referencia biológica los PBRs definidos en el marco de los comités científicos, es decir, 55%BDo como proxy de B_{RMS} , $F_{55\%BDo}$ como proxy de F_{RMS} y $B_{límite} = 27.5\%BDo$ (**Tabla 11**).



Tabla 11.
Marco de referencia para el establecimiento de las fases en el diagrama
que define el estado de la pesquería

PBR	valor	Definición
BD obj superior	75% BDo	
BD objetivo	55% BDo	Plena explotación
BD obj inferior	45% BDo	
BD Limite	27.5% BDo	Agotamiento

Cabe señalar que no siempre un bajo nivel de la RPD se relaciona con elevados valores de F y viceversa. La sobrepesca ($F > F_{obj}$) habría ocurrido, en sardina austral, de acuerdo al diagrama de fases propuesto en el presente reporte, entre los años 2007 y 2010 y alcanzó la sobre-explotación ($BD < BD_{obj}$) entre el 2008 y 2012. Dicha condición, estuvo influenciada por la reducción en los reclutamientos y los crecientes niveles de mortalidad por pesca hasta el año 2009. El año 2013, la biomasa desovante del recurso incrementó por sobre el objetivo de manejo y el 2014, se sitúa en las cercanías del límite inferior de la zona de plena explotación. Los años 2015 y 2016, permanece en la zona de plena explotación, con valores de reducción de BD de 69% y 61% respectivamente.

La **Figura 36**, corresponde la diagrama de fases, que muestra la trayectoria de la BD/BDo (RPR eq) en relación a cada nivel de F . El diagrama, incluye la incertidumbre en el valor del último año para ambos indicadores (RPR eq y F). El valor central de BD/BDo, se encuentra dentro del rango definido como de plena explotación, existiendo una baja probabilidad (0.25) de riesgo que el stock se encuentre en sobre-explotación ($p(BD < BD_{obj})$). En términos de mortalidad por pesca, el valor medio del año 2016, se encuentra por sobre el objetivo de manejo. De esta manera, el riesgo de encontrarse en sobrepesca alcanza el 72% ($p(F > F_{obj} = 0.72)$).

Los resultados indican que luego de permanecer en un estado de sobre-explotación entre los años 2008 y 2012, actualmente el recurso se encuentra, en términos de biomasa, por sobre el objetivo de manejo, dentro de la zona considerada como de sustentabilidad biológica. Los actuales niveles de mortalidad por pesca y de biomasa desovante, hacen prever un bajo riesgo para la sustentabilidad de la pesquería en el corto plazo. Esto siempre y cuando se observen reclutamientos en torno al valor promedio observado y los niveles de captura sean cercanos al objetivo de manejo.

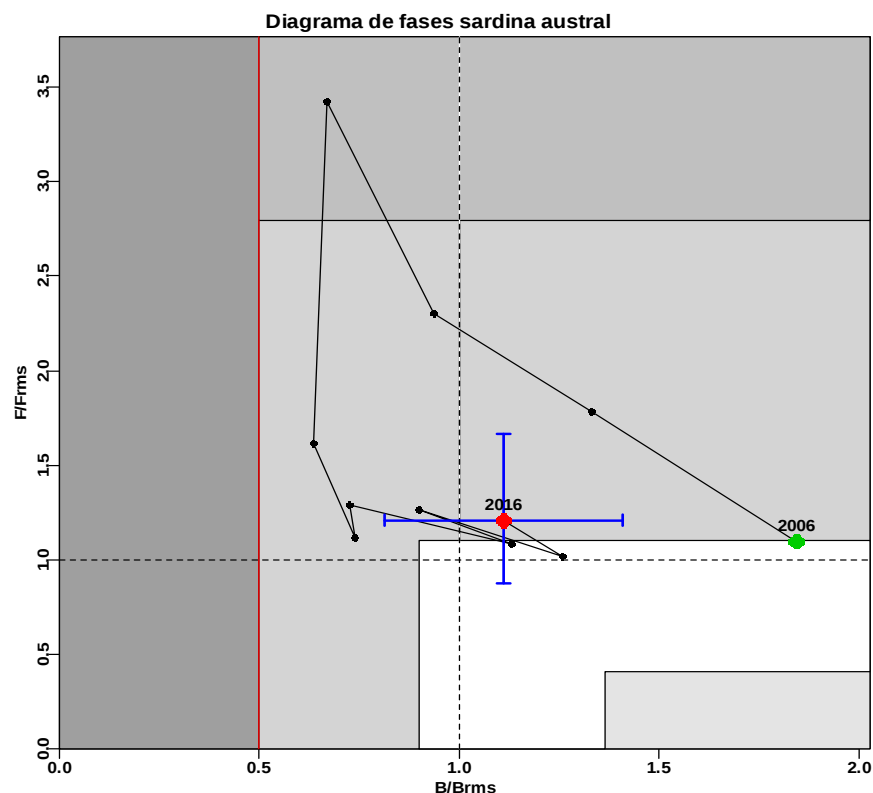


Figura 36. Diagrama de fases de explotación de sardina austral en aguas interiores de la X Región, basado en mortalidad por pesca (F) y Biomasa desovante (BD/BD₀).

5.5 Capturas sustentables y proyecciones del stock

5.5.1 Capturas sustentables

La Estimación de las Capturas sustentables se realizó a través de un análisis de estrategias de explotación, que considera un régimen de mortalidad por pesca constante, es decir, la remoción por pesca es proporcional a los cambios de abundancia del stock. Para ello se consideró la incertidumbre de la evaluación de stock y como año de inicio, el 2016. El criterio de explotación se basa en el punto biológico de referencia (PBR) F60, propuesto, hasta el presente análisis como un proxy del nivel de mortalidad por pesca que genera el MRS.

Bajo un escenario de reclutamiento para el año 2016 en valores próximos al promedio histórico y una estrategia de explotación F60 (0.34 año⁻¹), sujeta a niveles de riesgo entre 10% y 50% de sobrepasar dicha estrategia, la captura de sardina austral en aguas interiores de la X Región para el año 2016, podría situarse entre 15.4 mil t y 20.5mil t. (**Tabla 12**).

**Tabla 12.**

Captura Biológicamente Aceptable (CBA) en toneladas de sardina austral en aguas interiores de la X Región para el año en curso (2016) bajo diferentes niveles de riesgo de sobrepasar la estrategia de manejo.

Criterio	Riesgo de sobrepasar la estrategia de manejo				
	10%	20%	30%	40%	50%
F50 (0.47)	20363	22666	24326	25745	27071
F60 (0.34)	15357	17113	18380	19462	20474
Flast (0.40)	17720	19737	21191	22433	23594

5.5.2 Proyección de la biomasa desovante bajo la estrategia de explotación F₆₀

La proyección de la biomasa se basa en los resultados del modelo de evaluación hasta el año 2016 y bajo un escenario de reclutamientos constantes, estimados considerando el promedio observado durante la serie analizada. La biomasa desovante bajo la estrategia de explotación F₆₀ (50% de riesgo), que corresponde al objetivo de manejo, presentarían una disminución el año 2017 (**Figura 37**), alcanzando el valor objetivo (B_{mrs}). Lo anterior, siempre y cuando las condiciones ambientales generen un escenario de reclutamiento de individuos en torno al promedio observado entre los años 2006 y 2016. La estabilización en los niveles de reclutas del presente año, explican también la escasa variación en la biomasa desovante proyectada al año 2017. Los siguientes años de la proyección son solo referenciales, ya que la dinámica de estos recursos, donde los reclutamientos modelan en gran medida las variables poblacionales, dificultan realizar una proyección del stock más allá de un año.

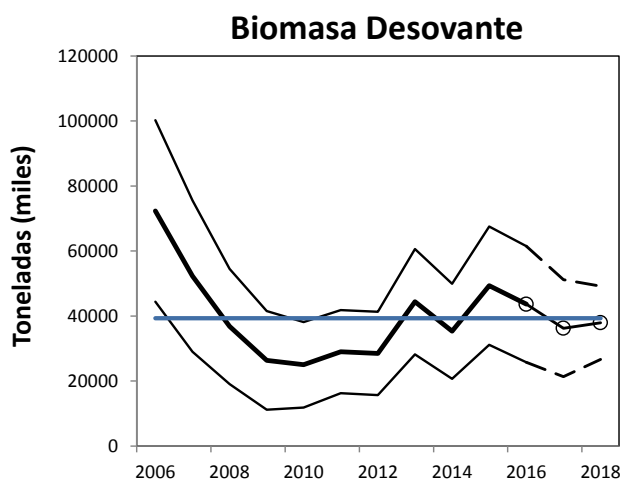


Figura 37. Stock desovante de sardina austral, banda de confianza (líneas segmentadas) y su proyección hasta el año 2018, bajo la estrategia de explotación F₆₀ (objetivo de manejo). La línea horizontal corresponde a la biomasa objetivo (B_{mrs}).



6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1 Resultados de la evaluación

Los resultados de la evaluación de stock ajustada a las piezas de información utilizadas, indican que el stock de sardina austral presente en aguas interiores de la X Región sería de un menor tamaño en comparación con los otros stocks de peces pelágicos de pequeño tamaño presentes en la zona centro-sur y norte de Chile. Su valor más alto de biomasa total durante el periodo de tiempo analizado, se habría observado el año 2006 con niveles cercanos a las 221 mil toneladas (t). Desde el inicio de la serie, se observa una reducción hasta el año 2012, en donde alcanza un nivel mínimo de 98 mil t. Hasta el año 2015, la biomasa total muestra un incremento, alcanzando un valor central de 160 mil t. El año 2016 en tanto muestra una nueva reducción hasta las 135 mil t. Esta disminución relativa en los valores de biomasa, observada durante el último año, se asocia a una reducción en los reclutamientos del año 2015.

El índice acústico también es consistente en sugerir una disminución en la biomasa del recurso en aguas interiores de la X región entre los años 2006 y 2011. Durante el año 2013, el incremento en la biomasa acústica, concuerda con el aumento en los rendimientos de pesca medidos a través de la CPUE. El año 2014 en tanto, la biomasa acústica se mantiene en valores cercanos a los estimados el 2013, aunque con una mayor presencia de reclutas durante el último año. El análisis de la información recopilada en el último crucero (abril-mayo de 2016), indica un incremento importante respecto del año 2015, estimando un valor cercano a las 106 mil t. Sin embargo, el modelo ajustado muestra escasa variación en los valores estimados en los últimos 2 años, ya que este no recogió la disminución observada durante el año 2015.

La biomasa desovante ha mostrado una reducción desde 77 mil t el año 2006 hasta valores cercanos a las 28 mil t. entre los años 2010 y 2012. El año 2016 alcanza un valor de 44 mil t. La condición del recurso durante el último año posee una mayor incertidumbre, ya que la evaluación trabaja en base a supuestos sobre los desembarques y CPUE, además considerar solo información parcial de las estructuras de longitudes.

Entre los años 2009 y 2012, la Razón del Potencial Reproductivo (RPR) se situó en niveles por debajo del 55% propuesto por Paya *et al.* (2014) como un Punto de Referencia Límite para sardina austral (RPR) y alcanzó un valor mínimo de 40% el año 2012. Por el contrario, el año 2013 llega a valores por sobre el objetivo de manejo. El año 2016 en tanto, el índice se sitúa en la zona de plena explotación, considerada de acuerdo al presente análisis como una zona de sustentabilidad.

La RPR presentó una relación inversa y proporcional a los niveles de mortalidad por pesca (F) aplicados sobre la pesquería. El indicador, mostró valores por sobre el objetivo Biológico de Referencia F_{60} entre los años 2007 y 2009 y en torno él, a partir del año 2010.



El 3ndice de abundancia relativo (CPUE), luego de mostrar estabilidad, con valores cercanos a las 30 toneladas por viaje con pesca (t/viaje) entre los a3os 2007 y 2009, manifiesta una fuerte reducci3n hasta 15 t/viaje el 2012. El a3o 2013 present3 un incremento hasta las 22 t/viaje y el a3o 2014 mostr3 el mayor valor de la serie con 36 t/viaje. El a3o 2015 en tanto disminuy3 hasta las 27,3 t/viaje.

El an3lisis de la actividad de la flota evidencia un incremento en el n3mero de naves y en la capacidad de bodega de las mismas hasta el a3o 2012, generando as3 un incremento en el esfuerzo de pesca. Un aspecto positivo es que se observ3 una reducci3n en la proporci3n de lances sin pesca durante el a3o 2012. Durante el a3o 2013 el bajo n3mero de registros, no permiti3 llevar a cabo un an3lisis m3s detallado y complementario a la CPUE. Es importante que en el futuro se mejore la capacidad de fiscalizaci3n sobre las naves que operan en la pesquer3a, haciendo exigible el reporte de la captura y su procedencia. Esto tambi3n permitir3 el registro de mayor informaci3n biol3gico-pesquera por parte de IFOP.

La disminuci3n de la CPUE, es consistente con la reducci3n en los niveles de desembarques. A pesar de estar regulados por cuotas, los desembarques oficiales durante los a3os 2010 y 2011, no alcanzaron la cuota asignada. A partir del a3o 2012 en tanto, la cuota ha sido capturada en su totalidad.

De acuerdo a la informaci3n biol3gico-pesquera analizada y actualizada hasta marzo de 2016 (crucero ac3stico abril-mayo de 2016) y los resultados del modelo de evaluaci3n, el stock de sardina austral, en aguas interiores de la X Regi3n, presentar3a una condici3n de sobrepesca. En t3rminos de biomasa en tanto, el stock se encontrar3a en la zona considerada considerada como de sustentabilidad biol3gica (plena explotaci3n).

Los resultados anteriormente descritos indican que la reducci3n en la mortalidad por pesca a partir del a3o 2010, habr3a permitido al stock de sardina austral cambiar la tendencia a la reducci3n en los niveles poblacionales observada, hasta el a3o 2011. Esto sugiere que la pesca tiene un efecto importante sobre la din3mica del stock. Los altos niveles de captura registrados entre los a3os 2006 y 2009, sumado a una disminuci3n en los reclutamientos, habr3an provocado la reducci3n de la poblaci3n. Durante ese periodo, las capturas estuvieron por sobre los niveles recomendables para el tama3o del stock y representan un escenario de riesgo para la sustentabilidad de la pesquer3a.

6.2 Biolog3a, ecolog3a y estrategias de explotaci3n

En cuanto a su biolog3a, aunque se han realizado importantes esfuerzos por describir los principales procesos biol3gicos de la especie como crecimiento y reproducci3n, se desconocen a3n algunos antecedentes importantes. Diversos estudios indican que los organismos que habitan ambientes fr3os, tienden a favorecer el tama3o de los huevos por sobre la cantidad. En este sentido, es



probable que, debido a las características del hábitat donde se distribuye esta especie, posea una fecundidad baja en beneficio de huevos de mayor tamaño tendiente a favorecer la sobrevivencia de los estados planctónicos. Landaeta *et al.* (2011) confirman un mayor tamaño del huevo de sardina austral en aguas interiores de la X región en comparación a lo informado por Herrera *et al.* (1982) para sardina común en la zona centro sur. Por otro lado, de acuerdo a la ojiva madurez descrita para esta especie, la sardina austral tendería a desovar tardíamente, es decir a longitudes avanzadas (sobre los 13 cm) (Leal *et al.*, 2011). Estas características (baja fecundidad y madurez tardía) revelan un menor potencial reproductivo de la especie en comparación a sardina común en la zona centro sur. Esta condición, supone una mayor sensibilidad de la especie frente a la explotación pesquera. Por lo tanto, las estrategias de explotación deberían ser también comparativamente más cautelosas. De esta manera, se sugiere utilizar puntos biológicos de referencias (PBR) conservadores en esta pesquería (F_{60}). Es importante recordar también, que las poblaciones de peces pelágicos, además de los factores relacionados a la explotación pesquera, están fuertemente influenciados por factores ambientales, pudiendo presentar amplias variaciones interanuales en su abundancia dependiendo de las condiciones del hábitat (Bakun & Parrish, 1982; Cushing, 1990; Cubillos, *et al.* 2002).

Por otro lado, está ampliamente documentado que las especies forrajeras, como sardinas y anchovetas, cumplen un rol clave en el ecosistema marino, siendo la base alimenticia de mamíferos, aves y peces de mayor tamaño (Pikitch *et al.*, 2012). La sardina austral, en el ecosistema de fiordos del sur de Chile, no es la excepción. Diversos antecedentes concuerdan en destacar a la especie, como un componente relevante de la trama trófica marina. Neira *et al.* (2014) indican que sardina austral es presa significativa de otros recursos pesqueros como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado.

Los antecedentes previos, sumado a la incertidumbre de algunos procesos biológicos (relación stock-recluta) y de la evaluación de stock, refuerzan la idea que la pesquería de sardina austral debería ser administrada bajo objetivos de manejo conservadores, como el F_{60} o F_{65} . Para ello, es necesario continuar con una explotación regulada a través de cuotas y mantener los objetivos de manejo dentro de la zona de sustentabilidad, definidos en este reporte como la zona de plena explotación.

Para peces pelágicos de pequeño tamaño, con nivel de conocimiento e información pesquera intermedia, Pikitch *et al.* (2012), sugieren como regla de control, niveles de F menores a la mitad de M ($F_{obj} < 0.5 \cdot M$) o cercanos a la mitad de F_{mrs} ($F_{obj} < 0.5 \cdot F_{mrs}$). Esto concuerda con el objetivo sugerido en el presente estudio ($F_{obj} = 0.34 \text{ año}^{-1}$), ya que M y F_{mrs} han sido estimados en 0.86 años^{-1} (Cerna *et al.*, 2007) y 0.77 año^{-1} (Canales *et al.*, 2013) respectivamente.

Por último, en pesquerías de desarrollo incipiente, donde se cuenta con información limitada, es recomendable el uso del Enfoque Precautorio para el manejo del recurso, evitando alcanzar los Puntos Biológicos de Referencia Límites (Caddy & Mahon 1995).



El PBR F60, propuesto en el presente informe como un objetivo de manejo, fue propuesto el marco del proyecto sobre PBR para las pesquerías nacionales (**Anexo 2**) y analizado en el comité científico de pequeños pelágicos.

6.3 Datos e índices usados en la evaluación

Aunque existen diversas metodologías para describir la variabilidad de la CPUE, su estimación para el caso de la sardina austral, posee algunos sesgos que podrían ser considerados de relevancia. Ya sea por los supuestos involucrados (homogeneidad espacial, orientación del lance), por las características de operación de la flota, por el número de registros o simplemente por las complejidades documentadas para su utilización en pesquerías de pequeños pelágicos.

En cuanto a las características de la operación de la flota, existen antecedentes informales que indican el uso de luces para atraer el recurso durante los lances de pesca nocturnos, aumentando su capturabilidad. Su uso no sería homogéneo en el tiempo, ni entre zonas, incorporando por lo tanto, una fuente de incertidumbre extra en los rendimientos estimados.

El número de datos con el cual se construye el índice varió entre los 2000 y 700 registros entre los años 2006 y 2012 respectivamente. Sin embargo, el año 2013 este número disminuyó de manera considerable hasta cerca de 100 registros, afectando la robustez del índice.

Por último, el factor ambiental en la dinámica de los peces pelágicos de pequeño tamaño, ya ha sido indicado como de amplia importancia (Bakun & Parrish, 1982; Cushing, 1990; Cubillos, *et al.*, 2002), afectando su capturabilidad y por lo tanto, muchas veces enmascara la verdadera variabilidad del índice. Por ejemplo, la agregación del stock de peces por distintos factores (preferencia por un determinado hábitat o reproducción) podría incrementar su capturabilidad aun cuando la abundancia total dentro de un área es la misma o incluso menor (Maunder *et al.*, 2006).

En relación al índice acústico, los estudios hasta ahora realizados, han sido ejecutados por diversas instituciones (IFOP, UACH, UDEC), cada una con un diseño de muestreo particular, cubriendo diferentes zonas y en diferentes meses del año. De la misma manera, el valor del parámetro de “fuerza de blanco” (TS) tuvo, en los primeros estudios, dificultades operativas en su estimación. De las estimaciones disponibles de TS, aún no existe acuerdo técnico para adoptar un único valor para convertir la señal acústica en un estimado de biomasa. Asimismo, las particularidades geográficas del área de distribución del recurso, dificulta la prospección afectando las estimaciones.

El desembarque, aunque corresponde a un valor directo, que no proviene de una estimación como el índice acústico o CPUE, presenta una problemática común a otras pesquerías. Esta se relaciona con el subreporte (cuando no se declara la captura) y/o “blanqueo”, que consiste en declarar una especie cuando en realidad es otra. Esto genera diferencias, a veces importantes, entre las capturas reales y el valor del desembarque oficial que se utiliza finalmente para calibrar el modelo de evaluación de



stock. El desembarque, por lo general y como ocurre en este caso, es usado con mayor ponderación que los otros índices dentro de la modelación.

A pesar de las razones anteriormente descritas en relación incertidumbre en los índices usados para calibrar el modelo, estos han sido concordantes en su variabilidad general, disminuyendo desde el inicio de la serie hasta el año 2012 y evidenciando una recuperación los últimos dos años.

La estructura de longitudes de la flota, aunque está construida con un número de registros suficientemente amplio, con una apropiada cobertura espacial y temporal a lo largo del año, no ha contado con un contraste permanente desde los cruceros acústicos. Esto puede ocasionar un sesgo en la estimación de los reclutamientos. Durante el 2012 por ejemplo, la información de la flota sugiere un incremento en la fracción recluta, que podría obedecer a una variación espacial en la procedencia de la información. Los resultados de diferentes estudios (Cubillos *et al.*, 2011; Galleguillos *et al.*, 2012) señalan una diferenciación espacial en la estructura de tamaños de la población, apareciendo hacia el sur los ejemplares más pequeños. En efecto, durante el primer semestre del año 2012, la mayoría de los lances de pesca provienen de la zona centro del área de estudio y no de la zona norte como en años anteriores. Así, el alto reclutamiento del año 2012, podría ser espurio, en el sentido de no reflejar adecuadamente la estructura de longitudes del stock en toda la zona que abarca la evaluación. Esto se suma al hecho, que durante el año 2012 no se realizó un crucero de evaluación directa que pudiera confirmar o complementar la estructura de longitudes observada desde la pesquería.

De esta manera, se considera que la información utilizada en el modelo de evaluación de sardina austral, contiene un nivel de incertidumbre importante. Esto sumado a los supuestos en torno a los parámetros de historia de vida (crecimiento, mortalidad, madurez), el error de proceso inherente a los modelos de evaluación y la corta historia de la pesquería. Lo anterior se traduce en datos e indicadores poblacionales sujetos a una considerable incerteza.

Sin embargo, y tal como lo señala el mandato de la nueva ley de pesca, el estudio utiliza la mejor información disponible de la especie a nivel nacional. De la misma manera y a pesar de las continuas mejoras que puedan ser incorporadas cada año, la información disponible actualmente y que es empleada en la evaluación de stock de sardina austral, contiene señal suficiente para ser modelada a través de un modelo estadístico, cuyos resultados pueden ser usados como un “proxy” para el manejo pesquero.

El enfoque de modelación con el cual se determina el estatus del recurso, cálculo de indicadores y captura biológicamente aceptable (CBA), fue analizado detalladamente por revisores expertos internacionales en un taller abierto realizado durante el mes de diciembre de 2014. Dicho taller dio origen a una serie de recomendaciones técnicas (**Anexo 3**), que serán consideradas durante el desarrollo del presente estudio. Hasta ahora se propone continuar utilizando el modelo talla-estructurado y explorar algún enfoque de modelación alternativo con el objetivo de corroborar las tendencias en las señales poblacionales sugeridas por el actual modelo.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aranis A., Meléndez R., Pequeño G., & Cerna F. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). *Gayana* 71 (1): 102 – 113.
- Aranis A., S. Mora, M. González, A. Gómez, L. Caballero, F. Cerna & G. Muñoz. 2008. Monitoreo de anchoveta y sardina en las aguas interiores de la X Región 2007. Pesca de Investigación. Informe Final IFOP/SUBPESCA. 202 pp.
- Aranis A., A. Gómez & M. Ramírez. 2012. Informe quincenal n°05 (01 al 15 marzo, 2012) Actividad 1: Recursos Pelágicos Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur 2012. 6 pp.
- Aranis A., S. Mora, M. González, A. Gómez, L. Caballero, F. Cerna & G. Muñoz. 2013. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Pelágicas Zona Centro-Sur, 2013. Convenio I: Asesoría Integral para la Pesca y Acuicultura, 2013. Informe Final Subsecretaría de Economía y EMT. 260 pp + anexos.
- Bakun A. & R.H. Parrish. 1982. Turbulence, transport, and pelagic fish in the California and Peru current systems. *Rep. Calif. coop. oceanic Fish. Invest.*, 123: 99-112.
- Caddy J.F & R. Mahon. 1995. References point for fisheries management. *FAO, Doc.Téc.Pesca.* (347): 65 pp.
- Canales C., I. Payá, R. Tascheri, C. Contreras, M.J. Zúñiga, M. Canales, J.C. Quiroz, E. Leal, F. Espíndola, C. Montenegro & D. Bucarey. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014. PBR y Marco Biológico de Referencia 2014. Informe de Avance. Convenio II. pp 17.
- Canales, MT., J. Castillo, F. Cerna & A. Aranís. 2007. Análisis de la pesquería de sardina austral en las aguas interiores del mar de Chiloé y estimación de ctp 2007. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) – Reporte Técnico – Pesquería de Sardina austral - Águas Interiores - X Región. 14 pp.
- Canales C., A. Sepúlveda, M. Arteaga, C. Gatica, M.J. Zúñiga, R. Serra, R. Cubillos, V. Espejo & A. Órdenes. 2012. Evaluación de Stock y Estrategias de Explotación Recursos Pelágicos. Comité Científico Pequeños Pelágicos. Reporte 1era reunión. 12 pp.
- Canales C. 2012. Sobre el uso de modelos operativos para la validación de modelos de evaluación de stock. 24 PP.



- Canales T.M. & E. Leal. 2009. Parámetros de historia de vida de la anchoveta *Engraulis ringens* Jenyns, 1842, distribuida en la zona centro norte de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 44(1): 173-179.
- Castillo J. & E. Molina. 2007. Evaluación Hidroacústica de Pequeños Pelágicos en el Mar Interior de Chiloé (X Región), año 2006. En Informe de Avance Proyecto de Investigación. 48 pp + Anexos.
- Cerna F., J. Quiroz, A. López & A. Aranís. 2007. Edad y Crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*, Jenyns, 1842) en el Mar Interior de la Isla Chiloé, Pacífico Sur-Este frente a Chile. XXVII Jornadas Ciencias del Mar. Iquique – Chile.
- Cerna F., E. Leal, A. López & G. Plaza. 2014. Age, growth and natural mortality of the Patagonian sprat *Sprattus fuegensis* (Jenyns, 1842) in Chiloé inland sea, southern Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(3): 580-587.
- Cubillos L., A. Hernández, A. Sepúlveda & D. Arcos. 2002. Equilibrium yield-curve analysis through an analytic age-structured production model: A sensitivity study for Chilean jack mackerel fishery. Fisheries Research 54 (2002):395 – 407.
- Cubillos L., C. Castillo, J. Paramo & A. Rodríguez. 2011. Estimación de la abundancia, Biomasa y distribución espacial de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones y su relación con algunas variables ambientales, año 2010. Informe Final. 339 pp.
- Cubillos L. & M. Pedraza. 2013. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2013. Informe preliminar de cruce Proyecto FIP 2013-11. 24 pp.
- Cushing D.H. 1990. Plankton production and yearclass strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. Adv. Mar. Biol., 26: 249-293.
- Dunn P. K. & G. Smyth. 2005. Series evaluation of Tweedie exponential dispersion model densities. Statistics and Computing. 15: 267-280.
- Francis R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124 -1138.
- Galleguillos R., S. Ferrada, C. Canales, C. Hernández, M. Oliva, M.T. González, L. Cubillos, E. Niklitschek & P. Toledo. 2012. "Determinación de unidades poblacionales de sardina austral entre la X y XII regiones de Chile": Proyecto FIP 2010-17. Informe Final. 171 pp.



- Gavaris, S & J.N. Ianelli. 2002. Statistical Issues in fisheries' stock assessments. Scand. J. Statist. 29: 245-271.
- Hewitt D. & J.M. Hoenig. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. Fishery Bulletin 103: 433-437.
- Landaeta M.F., C. Bustos, P. Palacios-Fuentes, P. Rojas & F. Balbontín. 2011. Distribución del ictioplancton en la Patagonia austral de Chile: potenciales efectos del deshielo de Campos de Hielo Sur. Latin American Journal of Aquatic Research. 39(2): 236-249.
- Leal E. & C. Canales. 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Peces pelágicos: sardina austral. Informe final. Convenio IFOP- Subpesca. 41 pp + anexos.
- Leal E., T.M. Canales, A. Aranís & M. González. 2011. Actividad reproductiva y longitud de madurez de sardina austral *Sprattus fuegensis*, en el mar interior de Chiloé, Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 46 (1): 43-51.
- Leal E & C Canales. 2015. Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2015. Sardina austral año 2015. Segundo Informe. Convenio IFOP-SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO. 51 pp + anexos.
- López-Veiga E.C. 1979. Fitting von Bertalanffy growth curves in short – lived fish species. A new approach. Investigaciones Pesqueras 43: 179-186.
- McCullagh P. and J. Nelder. 1989. Generalized linear models. Chapman and hall. London. 511 pp.
- Maunder M.N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. Fisheries Research. 169:311-319.
- Nakamura I. 1986. Important fishes trawled off Patagonia. JAMARC. Tokyo, Japan. 369 pp.
- Neira S., H. Arancibia, M. Barros, L. Castro, L. Cubillos, E. Niklitschek y R. Alarcón. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Pre-Informe Final Proyecto FIP 2012-15 (mayo). Universidad de Concepción, 220 págs.
- Niklitschek E., J. Cornejo, E. Hernández, C. Herraz y P. Toledo. 2008. Identificación y Evaluación Hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones. Informe de Avance Proyecto FIP 2007-05. 50 pp.



- Niklitschek E., J. Cornejo, E. Hern3ndez, P. Toledo, R. Merino, A. Lafon, y A. Meza. 2009. Evaluaci3n Hidroac3stica de *Sprattus fueguensis* en los canales interiores de la X Regi3n. Informe Final. 31 pp.
- Ortiz M. and F. Arocha. 2004. Alternative error distribution models for the standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. *Fisheries Research*. 70: 275-297.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *International Council for the Exploration of the Sea* 39(2):175-192.
- Pennington M. 1983. Efficient estimators of abundance for fish and plankton surveys. *Biometrics* 39:281-286.
- Pikitch E., P. Boersma, I. Boyd, O. Conover, P. Cury, T. Essington, S. Heppell, E. Houde, M. Mangel, D. Pauly, E. Plag3nyi, K. Sainsbury y R. Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp.
- Punt A. & R.B. Kennedy. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 967-980.
- Restrepo V.R., G. Thompson, P. Mace, W. Gabriel, L. Low, A. MacCall, R. Methot, J. Powers, B. Taylor, P. Wade, & J. 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. July 17, 1998.
- Rickhter VA & VN Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries .Research Document*. 76/VI/8: 1-12.
- Shono H. 2008 a. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. *Fish. Res.* 93, 154–162.
- Tascheri R., J.C. Saavedra-Nievas, R. Roa-Ureta. 2010. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile. *Fish. Res.* 105, 200–214.



- Sullivan P. J., H.L. Lai & V.F. Gallucci.1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 184-198.
- Thompson W.F. & F.H. Bell. 1984. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. Effect of changes in intensity upon total yield an yield per unit of gear. Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm., (8): 49 pp.
- Whitehead P.J.P. 1985. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. FAO Fisheries Synopsis, 125 (7), part 1: I – x + 1-303.

A N E X O S

A N E X O 1

Modelos de los procesos de
observación y error de sardina austral



MODELOS PROCESOS – OBSERVACIONES - ERRORES

Modelo de los Procesos

El crecimiento medio es descrito por el modelo von Bertalanffy (VB) puede ser expresado según:

$$\overline{\Delta}_l = (L_\infty - l^*)(1 - e^{-k})$$

Donde, L_∞ y k son parámetros de la función VB, l^* corresponde al punto medio del intervalo de talla l .

La distribución gamma es utilizada para representar la variación en el crecimiento, ya que permite describir de mejor forma los patrones de crecimiento para peces de tallas muy pequeñas y muy grandes. La distribución gamma puede ser expresada en términos de dos parámetros α_l y β_p , lo $ND_{l,t}$ s cuales se relacionan entre si según:

$$\alpha_l = \frac{\overline{\Delta}_l}{\beta_p},$$

Donde, α_l corresponde a la varianza (es función de L_∞ y k) proporcional a la media, β_p corresponde al coeficiente de variación el que permite incorporar la variabilidad de los individuos en la población. Con ello la proporción de ejemplares que crecen o se mueven de un intervalo a otro queda descrito por:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^\alpha \exp(-\frac{l' - l}{\beta_p})}{\beta_p} dl$$

Donde, $T_{ll'}$ corresponde a la matriz de transición que modela el crecimiento entre l y l' (Sullivan *et al.*, 1990).

El reclutamiento se plantea separable en un componente anual y uno talla-específico que se expresa según:

$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l-\mu)^2}{\sigma^2}\right] dl$$

Donde, μ y σ corresponden a la media y desviación de una distribución normal constante entre años.

La abundancia $N_{l,t}$ de los ejemplares de talla l , a comienzos del año t , queda entonces representada por:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l,t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t,$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número de peces de talla l , en el año $t-1$, $Z_{l,t}$ es mortalidad total para peces de talla l en el año $t-1$; $T_{ll'}$ es la matriz de transición de crecimiento entre la talla l y l' , Pr_l es el vector de distribución de reclutamiento y R_t corresponde al reclutamiento anual.



Siguiendo la hipótesis Doubleday's (1976), la mortalidad por pesca se descompone en el producto de un coeficiente talla específico s_l y una tasa de mortalidad por pesca anual F_t según:

$$F_{l,t} = s_l F_t$$

Donde, el coeficiente s_l se construye dependiendo del modelo considerado, para el caso de la sardina austral se utiliza una función logística modelada a través de la reparametrización de Punt & Kennedy (1997) como sigue:

$$s_l = \left(1 + \exp \left(-\ln(19) * \frac{L_{50\%} - l}{L_{50\%} - L_{95\%}} \right) \right)^{-1},$$

Donde, s_l es el coeficiente de selección a la talla, $L_{50\%}$ y $L_{95\%}$ corresponde a la longitudes donde un 50% y 95% de los peces son retenidos por el arte de pesca.

Donde, l_m es la talla media y l_s corresponde a la desviación estándar.

Estimación de PBR

Considerando los parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para la especie, los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) son estimados a partir de un modelo de Biomasa Desovante por Recluta (BDR). El modelo proyecta en el tiempo la distribución de tallas del reclutamiento sujeto a valores constantes de mortalidad total (Z) y considerando el crecimiento contenido en la matriz de transición (Sullivan *et al.*, 1990). Este análisis se realiza usando los modelos basados en Thompson & Bell (1984) y supone que el desove es a inicios de septiembre:

$$BPR = \sum N_l P_l w_l e^{\left(-\frac{8}{12}(M+F_l) \right)}$$

Donde:

- P_j = Proporción de individuos maduros a la longitud l , (8/12 asume que el desove ocurre en septiembre).
- F_l = Mortalidad por pesca sobre los individuos de longitud l .
- W_l = Peso medio de los individuos de longitud l , estimada desde la relación longitud-peso: $W = a \cdot L^b$.
- M = Mortalidad Natural.
- N_l = Proporción de sobrevivencia de individuos, a la longitud l en cualquier instante de tiempo t viene estimada por la ecuación:

$$N_{l,t} = T_{ll} N_{l,t-1} \exp(-Z_l)$$

$$N_{l,0} = p r_l$$



Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al n3mero de peces de talla l en el instante de tiempo t , Z_l es mortalidad total para peces de talla l $T_{ll'}$ es la matriz de transici3n de crecimiento entre la talla l y l' descrita previamente en el modelo de los procesos y pr_l es la distribuci3n de los reclutas a la talla supuesta normal con par3metros estimados en la evaluaci3n de stock.

Los PBR F60, F40 corresponden a la tasa de mortalidad por pesca a la cual la biomasa del stock desovante por recluta, se reducen hasta un 60% y 40% respectivamente (Caddy & Mahon, 1996). Se estiman resolviendo las ecuaciones:

$$BPR_{(F_{40\%})} = BPR_{(F=0)} * 0,6$$

$$BPR_{(F_{60\%})} = BPR_{(F=0)} * 0,4$$

Modelos de las observaciones

Variable	Forma	Notaci3n
Captura comercial	$\hat{Y}_t = \sum_{l=\min}^{l=\max} N_{l,t} w_l \frac{s_{l,t} F_t (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	$N_{l,t}$: abundancia en la talla l, y a3o t. w_l : peso de un individuo de talla l $s_{l,t}$: patr3n de explotaci3n de la flota para individuos de talla l en el a3o t F_t : mortalidad por pesca para individuos reclutados en el a3o t $Z_{l,t}$: mortalidad total para individuos reclutados de talla l en el a3o t.
CPUE	$CPUE_t = q \left[\sum_{l=\min}^{l=\max} s_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right]$	q : coeficiente de capturabilidad
Biomasa Crucero	$\hat{B}_t = q_c \sum N_l w_l$	Bt: biomasa hidroac3stica estimada Nt: Abundancia a la longitud l a principios de cada a3o. wl peso a la talla l qc la capturabilidad del crucero
Estructura de tallas en las capturas	$C_{l,t} = N_{l,t} \frac{F_{l,t} (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	$C_{l,t}$: captura de los individuos de talla l , en el a3o t



Modelos de los errores

Variable	Forma	Notaci3n
Proporci3n de tallas de la captura	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\bar{p}_{l,t})$ $\hat{p}_{l,t} = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$	$\bar{p}_{l,t}$, proporci3n predicha a la talla l y a3o t . $p_{l,t}$: proporci3n estimada a la talla l y a3o t . $\hat{C}_{l,t}$: captura predicha a la talla l y a3o t .
Desembarques hist3ricos	$L = -\frac{0.5}{\sigma_y^2} \sum_t \left(\ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	Y_t : captura estimada en el a3o t $\hat{Y}_t$: captura predicho para el a3o t
CPUE	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \left(\ln \frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$: captura por unidad de esfuerzo estandarizada. $\hat{CPUE}_t$: captura por unidad de esfuerzo predicha.
Biomasa Crucero	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{Bt}^2} \sum_t \left(\ln \frac{B_t}{\hat{B}_t} \right)^2$	CV : para el 3ndice ac3stico (σ_{Bt}) fue fijado en 0,15 para todo el per3odo B_t biomasa obsrvada $\hat{B}_t$ a la biomasa total estimada.

A continuaci3n se presentan los c3digos utilizados en la plataforma de an3lisis estad3sticos ADMB para llevar a cabo la evaluaci3n de stock de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n.

```

TOP_OF_MAIN_SECTION
armblsize=300000; //
gradient_structure::set_GRADSTACK_BUFFER_SIZE(30000000);
gradient_structure::set_CMPDIF_BUFFER_SIZE(50000000);
gradient_structure::set_MAX_NVAR_OFFSET(1000);

```

```

DATA_SECTION
// se leen los datos contenidos en *.dat. Se define si es matriz, vector,
// entero o numero
init_int nanos
init_int ntallas
init_matrix indices(1,nanos,1,7)
init_vector Tallas(1,ntallas)
init_matrix CI(1,nanos,1,ntallas)

```



```
init_matrix Nlcruceros(1,nanos,1,ntallas)
init_vector Wmed(1,ntallas)
init_vector msex(1,ntallas)
// ahora leo controles y opciones desde el archivo _opt.dat
!! ad_comm::change_datafile_name("model_Saustral.ctl");
init_vector cvar(1,4)
init_vector nmus(1,2)
init_number dt1
init_number dt2
init_int opt_qCrucero
init_int opt_qCPUE
init_int opt_Sel1
init_int opt_Sel2
init_int opt_Sel3
init_int opt_Sel4

init_vector parbiol(1,7)
init_int opt_VB1
init_int opt_VB2
init_int opt_VB3
init_int opt_VB4
init_int opt_M

init_int opt_Rmed
init_int opt_devR
init_int opt_F
init_int nanos_proy
init_vector Fpbr(1,4)

INITIALIZATION_SECTION
// defino un valor inicial de log_reclutamiento promedio (factor de escala)
log_Rmed 10.30
// log_A50f_one 2.54
// log_A50R_one 2.54
// log_Df_one 0
// dev_log_A50f 0
// dev_log_Df 0
//log_sf -0.69
// log_sr 0.37
// log_Lr 2.07
// log_bp -2.41
```



PARAMETER_SECTION

//Se acota el dominio de cada parametro

// Parametric selectivities

// parametros selectividad

init_bounded_number log_A50f_one(1.6,2.7,opt_Sel1)

init_bounded_number log_Df_one(0,1.6,opt_Sel1)

// desvios de los parametros selectividad flota

init_bounded_vector dev_log_A50f(1,nanos,-5,5,opt_Sel2)

init_bounded_vector dev_log_Df(1,nanos,-5,5,opt_Sel2)

// parametros selectividad doble normal

init_bounded_number log_muf(1.6,2.7,opt_Sel3)

init_bounded_vector log_sf(1,2,-0.7,10,opt_Sel3)

// parametros selectividad Cruceros

init_bounded_number log_A50R_one(1.6,2.7,opt_Sel4)

init_bounded_number log_DR_one(0,1.6,opt_Sel4)

// Recruits and F mortalities

// parametros reclutamientos y mortalidades)

init_number log_Rmed(opt_Rmed)

init_bounded_dev_vector log_desv_No(1,4,-10,10,opt_devR)

init_bounded_dev_vector log_desv_Rt(1,nanos,-10,10,opt_devR)

init_bounded_vector log_F(1,nanos,-6,1.39,opt_F) // log mortalidad por pesca por flota

init_bounded_number log_M(-2.3,0.69,opt_M)

// capturabilidades

init_number log_qCrucero(opt_qCrucero)

init_number log_qCPUE(opt_qCPUE)

// crecimiento

init_bounded_number log_Lr(1.6,3,opt_VB1)

init_bounded_number log_sr(-2.3,1,opt_VB2)

init_bounded_number log_k(-1.6,0.18,opt_VB3)

init_bounded_number log_bp(-2.3,-0.69,opt_VB4)

//Defino las variables de estado

vector sem(1,nanos)

vector Desemb(1,nanos)

vector Desemb_pred(1,nanos);



```
vector Bcrucero(1,nanos)
vector Bcrucero_pred(1,nanos);

vector CPUE(1,nanos)
vector cv1(1,nanos)
vector cv2(1,nanos)
vector cv3(1,nanos)
vector Unos_tallas(1,ntallas)
vector Unos_sem(1,nanos)
//vector Reclutas(1,nanos)

//vector Bsem(1,nanos);
vector Bv(1,nanos);
vector Bcru(1,nanos);
vector prior(1,7);
vector CPUE_pred(1,nanos);

vector Neq(1,ntallas);
vector likeval(1,10);
vector SDo(1,nanos);
vector Scru_1(1,ntallas);
vector Scru_2(1,ntallas);
vector log_A50f(1,nanos)

vector log_Df(1,nanos)
vector log_A50R2(1,nanos)

vector log_DR2(1,nanos)

vector Lesp(1,ntallas)
vector sigmaL(1,ntallas)

matrix No(1,10,1,ntallas);
matrix Sflo(1,nanos,1,ntallas)
matrix Scru(1,nanos,1,ntallas)
matrix F(1,nanos,1,ntallas)
matrix Z(1,nanos,1,ntallas)
matrix S(1,nanos,1,ntallas)
matrix N(1,nanos,1,ntallas)
matrix Nv(1,nanos,1,ntallas)
matrix Cl_pred(1,nanos,1,ntallas)
matrix Nlcruceros_pred(1,nanos,1,ntallas)
matrix pobs(1,nanos,1,ntallas)
matrix ppred(1,nanos,1,ntallas)
matrix pobs_cru(1,nanos,1,ntallas)
```



```
matrix ppred_cru(1,nanos,1,ntallas)
matrix T(1,ntallas,1,ntallas)

number suma1
number suma2
number suma3
number suma4

number Linf
number k
number Lr
number sr
number M
number qprior

vector pre(1,ntallas)
vector delta(1,ntallas)
vector alfa(1,ntallas)
number bp
vector dL(1,ntallas);

sdreport_vector SD(1,nanos) //
vector SA(1,nanos) //Biomasa adultos (desovantes al principio)
sdreport_vector RPR(1,nanos) //
sdreport_vector RPRlp(1,nanos)
sdreport_vector Reclutas(1,nanos) //
sdreport_vector Bsem(1,nanos)
sdreport_number SSBo

likeprof_number qacu

// los arreglos usados en la proyeccion
vector Np(1,ntallas)
vector Sp(1,ntallas)
vector Fp(1,ntallas)
vector Zp(1,ntallas)
vector CTP(1,ntallas)
vector CTPac(1,ntallas);
sdreport_vector YTPac(1,4);

sdreport_matrix YTP(1,nanos_proy,1,4)
sdreport_matrix Bp(1,nanos_proy,1,4)
matrix nproy(1,nanos_proy,1,ntallas)

objective_function_value f
```



PRELIMINARY_CALCS_SECTION

// leo la matriz de indices

```
sem=column(indices,1);// asigno la 1 columna de indices a "semestres"  
Bcrucero=column(indices,2);  
cv1=column(indices,3);  
CPUE=column(indices,4);  
cv2=column(indices,5);  
Desemb=column(indices,6);  
cv3=column(indices,7);  
T=0;
```

```
Unos_sem=1;// lo uso en operaciones matriciales con el año  
Unos_tallas=1;// lo uso en operaciones matriciales con el año
```

RUNTIME_SECTION

```
maximum_function_evaluations 200,1000,5000  
convergence_criteria 1e-3,1e-5,1e-6
```

PROCEDURE_SECTION

// para comentar mas de una linea /*.....*/

```
Eval_Trans_talla_talla();  
Eval_selectividad();  
Eval_mortalidades();  
Eval_abundancia();  
Eval_capturas_predichas();  
Eval_deinteres();  
Eval_logverosim();  
Eval_funcion_objetivo();
```

```
if(last_phase){  
Eval_CTP();}
```

FUNCTION Eval_Trans_talla_talla

```
Linf=parbiol(1);  
k=parbiol(2);  
bp=parbiol(5);  
  
if(active(log_k)){k=mfexp(log_k);}  
if(active(log_bp)){bp=mfexp(log_bp);}
```

```
int i, j;
```



```
// matriz de transicion modelo normal

delta=(Linf-Tallas)*(1-mfexp(-k));// incremento en tallas
Lesp=Tallas+delta; // talla esperada luego del crecimiento
sigmaL=delta*bp;

for (i=1;i<=ntallas;i++){
    T(i)=exp(-0.5*square((Lesp(i)-Tallas)/sigmaL(i)));
    T(i)(1,i)=0;
}

for (j=1;j<=ntallas;j++){

    if(delta(j)<0){
        T(j)=0;
        T(j,j)=1;}
}

T(ntallas,ntallas)=1;

for (j=1;j<=ntallas;j++){
    T(j)/=sum(T(j));
}

FUNCTION Eval_selectividad
int i;

log_A50f=log_A50f_one+dev_log_A50f;
log_Df=log_Df_one+dev_log_Df;

/*
cout<<log_A50f<<endl;
cout<<log_Df<<endl;exit(1);

*/

// Selectividad logística flota

for (i=1;i<=nanos;i++)
{Sflo(i)=elem_div(Unos_tallas,(1+exp(-1.0*log(19)*(Tallas-exp(log_A50f(i)))/exp(log_Df(i)))));
}
```



```
// cout<<Sflo<<endl;exit(1);

// parametros selectividad doble normal

if (opt_Sel3>0){
  // selectividad doble_normal unica
  for (i=1;i<=nanos;i++){
    Sflo(i)=mfexp(-1/(2*square(exp(log_sf(1))))*square((Tallas-exp(log_muf))));
    for (int j=1;j<=ntallas;j++){
      if(Tallas(j)>exp(log_muf)){
        Sflo(i,j)=mfexp(-1/(2*square(exp(log_sf(2))))*square(-1.*(Tallas(j)-exp(log_muf))));}
      }}}
}

// Selectividad cruceros

Scru=1.0;

if (opt_Sel4>0){//
  for (i=1;i<=nanos;i++)
  {Scru(i)=elem_div(Unos_tallas,(1+exp(-1.0*log(19)*(Tallas-exp(log_A50R_one))/exp(log_DR_one))));}
}

FUNCTION Eval_mortalidades

M=parbiol(6);
if (active(log_M)){M=mfexp(log_M);}

F=elem_prod(outer_prod(mfexp(log_F),Unos_tallas),Sflo);
Z=F+M;
S=mfexp(-1.0*Z);

FUNCTION Eval_abundancia
int i, j;

Lr=parbiol(3);
sr=parbiol(4);

if (active(log_Lr)){Lr=mfexp(log_Lr);}
if (active(log_sr)){sr=mfexp(log_sr);}

// genero la composicion de tallas del reclutamiento
pre=exp(-0.5*square((Tallas-Lr)/sr));
```



```
pre/=sum(pre);

// genero una estructura inicial de equilibrio en torno a Z del primer año;
Reclutas=mfexp(log_Rmed+log_desv_Rt);
Neq=pre*Reclutas(1);

for (j=1;j<=4;j++)
{Neq=elem_prod(Neq,exp(-1.*Z(1)))*T+pre*exp(log_Rmed+log_desv_No(j));}

// genero la poblacion en equilibrio virginal de LP;
No(1)=pre*mfexp(log_Rmed);
for (j=2;j<=10;j++)
{No(j)=(No(j-1)*exp(-1.*M))*T;}

// dinamica anual

N(1)=Neq;// primer año

for (i=2;i<=nanos;i++)
{N(i)=elem_prod(N(i-1),S(i-1))*T+pre*Reclutas(i);} //
// {N(i)=elem_prod(N(i-1)*T,S(i-1))+pre*Reclutas(i);} //

FUNCTION Eval_capturas_predichas

// matrices de capturas predichas por talla y año
Cl_pred=elem_prod(elem_div(F,Z),elem_prod(1.-S,N));

// matrices de cruceros predichas por talla y año
Nlcruceros_pred=elem_prod(elem_prod(N,exp(-dt1*Z)),Scru);

// matrices de proporcion de capturas por talla y año
pobs=elem_div(Cl,outer_prod(rowsum(Cl),Unos_tallas));
ppred=elem_div(Cl_pred,outer_prod(rowsum(Cl_pred),Unos_tallas));

// Cruceros
pobs_cru=elem_div(Nlcruceros,outer_prod(rowsum(Nlcruceros),Unos_tallas)+1e-5);
ppred_cru=elem_div(Nlcruceros_pred,outer_prod(rowsum(Nlcruceros_pred),Unos_tallas)+1e-5);

// vectores de desembarques predichos por año
Desemb_pred=rowsum((elem_prod(Cl_pred,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));
```



FUNCTION Eval_deinteres

```
// Rutina para calcular RPR
Nv(1)=N(1);// solo para empezar los calculos

for (int i=2;i<=nanos;i++)
{Nv(i)=(Nv(i-1)*mfexp(-1.*M))*T+pre*Reclutas(i);}

Bsem=rowsum((elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));
Bcru=rowsum((elem_prod(Nlcruceros_pred,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));// biomasa al crucero
RECLAS a inicio de cada semestre
Bv=rowsum(elem_prod(elem_prod(N,Sflo),outer_prod(Unos_sem,Wmed)));

qacu=parbiol(7);

if (active(log_qCrucero)){qacu=mfexp(log_qCrucero);}

Bcrucero_pred=qacu*Bcru;

CPUE_pred=mfexp(log_qCPUE)*Bv;

SD=rowsum(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.58*Z)),outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SDo=rowsum(elem_prod(Nv*exp(-0.58*M),outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SSBo=sum(elem_prod(colsum(No)*exp(-0.58*M),elem_prod(Wmed,msex)));
SA=rowsum(elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));

/*
SD=rowsum(elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SDo=rowsum(elem_prod(Nv,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SSBo=sum(elem_prod(colsum(No),elem_prod(Wmed,msex)));
*/

RPR=elem_div(SD,SDo);
RPRlp=SD/SSBo;

FUNCTION Eval_logverosim
// esta funcion evalua el nucleo de las -log-verosimilitudes marginales para
// series con datos 0.
int i;

suma1=0; suma2=0;
for (i=1;i<=nanos;i++)
```



```
{
  if (Bcrucero(i)>0){
    suma1+=square((log(Bcrucero(i))-log(Bcrucero_pred(i)))/cv1(i));}
  if (CPUE(i)>0){
    suma2+=square((log(CPUE(i))-log(CPUE_pred(i)))/cv2(i));}
}
```

FUNCTION Eval_funcion_objetivo

```
int i,j;
```

```
// se calcula la F.O. como la suma de las -logver
```

```
// lognormalgraf
```

```
likeval(1)=0.5*suma1;//Cruceros
```

```
likeval(2)=0.5*suma2;//CPUE
```

```
likeval(3)=0.5*norm2(elem_div(log(Desemb)-log(Desemb_pred),cv3));//Desembarques
```

```
// multinomial flota
```

```
likeval(4)=-1.*nmus(1)*sum(elem_prod(pobs,log(ppred)));
```

```
// multinomial cruceros
```

```
likeval(5)=-1.*nmus(2)*sum(elem_prod(pobs_cru,log(ppred_cru)));
```

```
// Priors
```

```
prior(1)=0.5*norm2(log_desv_Rt)/square(cvar(1));
```

```
if (active(log_k)){// si estima k
```

```
prior(2)=0.5*square((log_k-log(parbiol(2)))/cvar(2));}
```

```
if (active(log_qCrucero)){
```

```
prior(4)=0.5*square((exp(log_qCrucero)-parbiol(7))/cvar(3));}
```

```
if (active(dev_log_A50f)){
```

```
prior(6)=0.5*norm2(dev_log_A50f)/square(cvar(4));}
```

```
f=sum(likeval)+sum(prior);
```

FUNCTION Eval_CTP

```
for (int j=1;j<=4;j++){
```

```
  Np=N(nanos);
```

```
  Sp=S(nanos);
```

```
// CTP año en curso
```

```
  Fp=Sflo(nanos)*Fpbr(j);//
```



```
Zp=Fp+M;
Sp=mfexp(-1.*Zp);

CTPac=elem_prod(elem_div(Fp,Zp),elem_prod(Np,(1-exp(-Zp))));
YTPac(j)=sum(elem_prod(CTPac,Wmed));

for (int i=1;i<=nanos_proy;i++){

  Np=elem_prod(Np,Sp)*T+pre*mfexp(log_Rmed);
  Bp(i,j)=sum(elem_prod(elem_prod(Np,exp(-0.58*Zp)),elem_prod(Wmed,msex)));

  // Bp(i,j)=sum(elem_prod(Np,elem_prod(Wmed,msex)));

  Sp=mfexp(-1.*Zp);

  CTP=elem_prod(elem_div(Fp,Zp),elem_prod(Np,(1-Sp)));
  YTP(i,j)=sum(elem_prod(CTP,Wmed));

  nproy(i)=Np;

}}
```

REPORT_SECTION

```
// si quiero que este proceso lo haga despues de la hessiana, no tendre IC
// Bsem=rowsum((elem_prod(N*Prob_talla,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));
```

```
report << "Cruceros_obs" << endl;
report << Bcrucero << endl;
report << "Cruceros_pred" << endl;
report << Bcrucero_pred << endl;
report << "Y_obs" << endl;
report << Desemb << endl;
report << "Y_pred" << endl;
report << Desemb_pred << endl;
report << "CPUE_obs" << endl;
report << CPUE << endl;
report << "CPUE_pred" << endl;
report << CPUE_pred << endl;
report << "Reclutas" << endl;
report << Reclutas << endl;
report << "Desvios" << endl;
report << log_desv_Rt << endl;
report << "Btot " << endl;
report << Bsem << endl;
report << "$B adultos " << endl;
```



```
report << SA << endl;
report << "Bio_desov " << endl;
report << SD << endl;
report << "RPR_dinamico" << endl;
report << RPR << endl;
report << "RPR_largoplazo " << endl;
report << RPRlp << endl;
report << "Tallas " << endl;
report << Tallas << endl;
report << "pre " << endl;
report << pre << endl;
report << "p_obs " << endl;
report << pobs << endl;
report << "p_pred " << endl;
report << ppred << endl;
report << "pcruceros_obs " << endl;
report << pobs_cru << endl;
report << "pcruceros_pred " << endl;
report << ppred_cru << endl;
report << "N " << endl;
report << N << endl;
report << "F" << endl;
report << F << endl;
report << "Sflo" << endl;
report << Sflo << endl;
report << "Scruceros " << endl;
report << Scru << endl;
report << "log-like " << endl;
report << "Crucero CPUE Desemb Pflota Pcrucero " << endl;
report << likeval << endl;
report << "Parametros poblacionales " << endl;
report << "Loo k Lr Sr Bp q_crucero M Ro"<<endl;
report << " "<< Linf << " "<< k << " "<< Lr << " "<< sr << " "<< bp << " "<< qacu << " "<<M<<"
"<<exp(log_Rmed)<<endl;
report << "Matriz_T " << endl;
report << T << endl;
report << "Proyecciones Biomasa año/pbr " << endl;
report << Bp << endl;
report << "Proyecciones Capturas año/pbr " << endl;
report << YTP << endl;
report << "Crecimiento y reclutas " << endl;
report << "k Bp Sr Lr M q" << endl;
report << k << " "<< bp << " "<< sr << " "<< Lr << " "<< M << " "<< qacu <<endl;
report << "CTP año en curso " << endl;
report << YTPac << endl;
```

A N E X O 2

PBR en el contexto de la LGPA y su
estimación en las pesquerías nacionales



Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA.

La nueva Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) define en el Título I, Artículo 1°B: “*El objetivo de esta ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos*”. Asimismo, en el Artículo 1°C inciso g) se señala como objetivo “*procurar evitar o eliminar la sobreexplotación y la capacidad de pesca excesiva*”. Estos elementos constituyen el marco sobre el cual se elabora el diagnóstico de los recursos y sus pesquerías.

Normas y definiciones internacionales

A nivel internacional el enfoque precautorio fue establecido en el ANEXO II del acuerdo de las Naciones Unidas sobre stocks altamente migratorios y transzonales (Rosemberg y Restrepo 1995), es aplicado seguido por el NMFS de los EEUU (Restrepo *et al.*, 1998) y el ICES de Europa (ICES 2001). Los lineamientos principales del enfoque precautorio son:

Puntos biológicos de referencia:

- *Un punto biológico precautorio es un valor estimado mediante un procedimiento de acuerdo científico, el cual corresponde al estado del recurso y de la pesquería, y el cual puede ser usado como una guía para el manejo de las pesquerías.*
- *Dos tipos de puntos precautorios de referencia deben ser usados: punto de referencia de conservación o límite y punto de referencia de manejo u objetivo. Los puntos de referencia límites están orientados a restringir la pesca a los límites de seguridad biológica, dentro del cual los stocks pueden producir el máximo rendimiento sostenido. Los puntos de referencia objetivos están orientados a alcanzar los objetivos de manejo.*
- *Los puntos de referencia deben ser stock-específicos para dar cuenta, entre otros, de la capacidad reproductiva, la resiliencia de cada stock y las características de la pesquería que explota el stock, así como también de otras fuentes de mortalidad y las mayores fuentes de incertidumbre.*

Cuando la información para determinar los puntos de referencia para una pesquería es escasa o inexistente, se deben establecer puntos de referencia provisionales. Los puntos de referencia provisionales pueden ser establecidos mediante analogía con stocks similares y mejor conocidos. En tales situaciones, la pesquería debería estar orientada a mejorar el monitoreo así como a revisar los puntos de referencia provisionales a medida que aumente la disponibilidad y la calidad de la información.



Acciones de manejo

- *Las acciones de manejo deben buscar mantener o recuperar poblaciones de stocks explotados y donde sea necesario las especies asociadas o dependientes, a niveles consistentes con los puntos de referencia precautorios previamente acordados. Tales puntos de referencia deben ser usados para gatillar acciones de manejo y conservación. Las estrategias de manejo deberían incluir medidas, que puedan ser implementadas cuando el sistema se acerque a un punto de referencia.*
- *Las estrategias de manejo pesquero deberían asegurar que el riesgo de exceder los puntos de referencia límites sea bajo. Si un stock cae por debajo del punto de referencia límite o está en riesgo de caer por debajo del tal punto de referencia, acciones de manejo y conservación deberían iniciarse para facilitar la recuperación del stock. Las estrategias de manejo deberían asegurar que en promedio los puntos de referencia objetivos no sean sobrepasados.*

Rendimiento Máximo sostenido

- *La tasa de mortalidad por pesca que genera el rendimiento máximo sostenido, debería ser considerada como un estándar mínimo para los puntos de referencia límites. Para los stocks que no están sobrepescados, las estrategias de manejo deberían asegurar que la mortalidad por pesca no exceda la que corresponde al rendimiento máximo sostenido, y que la biomasa no caiga por debajo de un umbral pre-definido. Para los stocks sobrepescados, la biomasa, que produce el rendimiento máximo sostenido, puede servir como el objetivo de recuperación.*

No obstante estas definiciones, la nueva LGPA de pesca chilena define el enfoque precautorio de una forma más restringida a través de la letra b del Artículo 1° C, donde se indica que al aplicar el principio precautorio en la administración y conservación de los recursos hidrobiológicos y la protección de sus ecosistemas, se debe entender como tal:

- i) Ser más cauteloso en la administración y conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta, y
- ii) No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración.

Además establece, en la letra C del artículo 3°, el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como punto biológico de referencia objetivo empleado para la determinación de la cuota global de captura, entendiéndose así la declaración "Mantener o llevar a la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenible considerando las características biológicas de los recursos explotados". Aquí es explícito el hecho que la principal diferencia entre el enfoque precautorio definido en la LGPA y el enfoque



precautorio en ciencia pesquera, es que en la LGPA chilena se considera el RMS como un objetivo de administración y no como un límite, lo cual vuelve menos precautorio el enfoque chileno.

Estados de explotación

Los estados de explotación que han sido acordados por los Comités Científicos en Chile distinguen claramente la diferencia entre sobre-explotado y sobre-pesca. La primera de estas se relaciona con el estado de la biomasa por debajo de una referencia límite, mientras la segunda dice relación con la posición de la mortalidad por pesca por sobre un valor considerado límite. Ambos estados pueden coexistir de manera que un recurso puede estar sobre-explotado con o sin evidencias de sobrepesca, donde esta última se entiende como una situación transitoria mientras no se reduzcan las capturas, en tanto la primera puede tomar muchos años dependiendo de la resiliencia del recurso. Del mismo modo, en la mayoría de los recursos se han considerado valores “proxys” al RMS como objetivos de manejo donde la plena explotación se ubica en torno a este.

En términos analógicos, en la LGPA se pueden identificar cuatro estados de un recurso: sub-explotación, plena explotación, sobre-explotación y colapso y sus alcances se detallan en los puntos 58), 59) y 60) de la misma. Las definiciones corresponden a:

58) Punto biológico: *valor o nivel estandarizado que tiene por objeto evaluar el desempeño de un recurso desde una perspectiva de la conservación biológica de un stock, pudiendo referirse a: a) biomasa, b) mortalidad por pesca, o c) tasa de explotación.*

La determinación de estos puntos se deberá efectuar mediante decreto del Ministerio, según la determinación que efectúe el Comité Científico Técnico.

59) Estado de situación de las pesquerías:

Pesquería subexplotada: *aquella en que el punto biológico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.*

Pesquería en plena explotación: *aquella cuyo punto biológico está en o cerca de su rendimiento máximo sostenible.*

Pesquería sobreexplotada: *aquella en que el punto biológico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible, la que no es*



sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.

Pesquería agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biológico límite que se haya definido para la pesquería, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independientemente del esfuerzo de pesca que se ejerza.

60) Rendimiento máximo sostenible: *mayor nivel promedio de remoción por captura que se puede obtener de un stock en forma sostenible en el tiempo y bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes.*



Revisión de los puntos biológicos de referencia en las pesquerías nacionales

Informe del tercer taller internacional realizado en Viña del Mar por IFOP, Agosto de 2014

Resumen

En agosto 2014, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) realizó un taller de una semana, para completar el trabajo del proyecto de estimación de los puntos biológicos de referencia en las principales pesquerías chilenas. En este taller, se escogió un límite superior de la mortalidad por pesca F_{LIM} como la tasa que reduce la biomasa reproductora a B_{LIM} . La incertidumbre en las estimaciones de la condición actual del stock (mortalidad por pesca y la biomasa reproductora o la biomasa total) fueron obtenidas de la evaluación de cada stock (basado en los errores estándar asintóticos de la Hessiana inversa o la salida de simulación MCMC). Los diagramas de fase (i.e. diagramas de estado de los stocks) fueron preparados para todos los stocks. Este informe corresponde al tercero, y último, de una serie de tres talleres; los informes de los tres talleres deben leerse en conjunto (IFOP 2013, IFOP 2014 y el presente informe).

Introducción

El Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), desde el 11 al 15 agosto 2014, convocó a un taller en Viña del Mar, para la estimación de los puntos biológicos de referencia (PBR). Este fue el tercero (y último) de tres talleres, que en conjunto tienen la intención de revisar, definir y calcular los puntos de referencia para las principales pesquerías chilenas en conformidad con la Ley de Pesca de Chile de 2012. La ley prescribe al F_{RMS} (o un proxy) y B_{RMS} (o un proxy) como la tasa de mortalidad por pesca y nivel de biomasa desovante objetivos para la administración.

En el primer taller, se especificaron los métodos para estimar los F_{MRS} y B_{MRS} objetivos para todos los stocks, con el método utilizado en función de la disponibilidad de los datos y de la evaluación de stock para cada población. Los métodos también se adoptaron para el cálculo de un nivel mínimo de biomasa reproductora B_{LIM} . En el segundo taller, se calcularon los valores reales de los objetivos y B_{LIM} . Las principales tareas del tercer taller fueron (i) estimar un límite superior de mortalidad por pesca F_{LIM} para cada población, (ii) elegir los métodos para la determinación de la incertidumbre en las estimaciones de los puntos de referencia y de la situación del stock en relación con ellos, sobre todo para el año más reciente, y (iii) elaborar diagramas de fase (i.e. diagramas de estado de stock) para cada stock, que dé cuenta de los niveles estimados de mortalidad por pesca y biomasa (desovante) en relación con los puntos de referencia objetivos para los años cubiertos por la



evaluación del stock, y la incertidumbre del estado actual de la población en relación con los puntos de referencia objetivos. Los términos de referencia, la agenda y los asistentes al tercer taller se presentan en el Apéndice A.

En el tercer taller, científicos chilenos y siete científicos internacionales examinaron e hicieron una recomendación sobre el método de cálculo de F_{LIM} para los diferentes grupos de pesquerías. Luego, se implementaron métodos para calcular F_{LIM} para cada una de los 24 stocks (IFOP, 2013). El taller examinó también diagramas de fase y su aplicación en diversas jurisdicciones de todo el mundo, así como también propuestas de diagramas para representar los requisitos previstos en la legislación chilena. Se analizan distintos métodos para representar la incertidumbre en la biomasa y la mortalidad por pesca del estado del stock en el último año. Se desarrolló un diagrama de fase estándar que muestra la trayectoria histórica de la biomasa y de la mortalidad por pesca relativa a los puntos de referencia objetivos, y se implementaron varios métodos para visualizar la incertidumbre del último año para los diferentes resultados de la evaluación. Se produjeron ejemplos de gráficos de fase para cada una de los 24 stocks, con la expectativa de que los valores cambiarán en el futuro a medida que evolucionen las evaluaciones de stocks e ingresen nuevos datos a los cálculos. Es probable que los métodos persistan en la mayoría de los casos, pero las cifras reales cambien. Los stocks que utilicen un método de nivel inferior pueden ascender a un nivel más alto cuando se disponga de más datos.

Especificación de F_{LIM}

El segundo taller ya había determinado un límite inferior para la biomasa reproductora (B_{LIM}) para cada población, y la primera tarea del tercer taller fue determinar un límite superior a la mortalidad por pesca (F_{LIM}). La biomasa objetivo es generalmente B_{RMS} o un proxy, comúnmente un $B_{40\%}$ (es decir, $0,4 \times B_0$, donde B_0 denota SSB en el equilibrio de largo plazo sin pesca), y B_{LIM} es la mitad del punto de referencia objetivo, es decir, $B_{RMS}/2$ o $B_{20\%}$; para algunos stocks pelágicos, la biomasa objetivo es superior a $B_{40\%}$ pero aun así B_{LIM} se fijó en $B_{20\%}$. Para todas los stocks, la tasa de mortalidad por pesca objetivo es aquella en la cual la biomasa de equilibrio es la biomasa objetivo, es decir F_{RMS} para B_{RMS} y $F_{45\%}$ para $B_{40\%}$. Formalmente, la mortalidad por pesca asociada a un SSB equilibrio igual a $B_{40\%}$ es $F_{B40\%}$, pero su valor depende del tipo y pendiente de la curva de stock-reclutamiento; el uso de $F_{45\%}$ (es decir, $F_{45\% SPR}$) se basa en el hecho de que, para una amplia gama de valores de la pendiente, el rendimiento de equilibrio a largo plazo correspondiente al $F_{45\%}$ es similar a la obtenida bajo una estrategia de captura basado en mantener el SSB en $B_{40\%}$. Esta conclusión fue discutida y acordada en el segundo taller (IFOP, 2014). De acuerdo con el tratamiento de los puntos de referencia objetivos, el grupo decidió establecer F_{LIM} a la tasa de mortalidad por pesca en que la biomasa de equilibrio es B_{LIM} , entonces de $B_{LIM} = B_{20\%}$, se obtiene que $F_{LIM} = F_{B20\%}$.

Al igual que con $F_{B40\%}$, el valor del $F_{B20\%}$ depende de la pendiente de la relación stock-recluta, la cual es desconocida para la gran mayoría de los stocks. El panel central izquierdo de la fig.1 muestra el equilibrio relativo de la biomasa reproductora ($pS = S / S_0$) como una función de la pendiente típica del historial en peces bentónicos y una serie de puntos de referencia objetivos de mortalidad por



pesca, incluyendo $F_{27\%}$ y $F_{30\%}$. Al considerar una pendiente con rango (0.5, 0.95), manteniendo igual peso en todos los valores de los resultados de rango en un punto medio de equilibrio SSB de $B_{18\%}$ en $F_{27\%}$ y $B_{21\%}$ en $F_{30\%}$. Cuando los valores de equilibrio SSB se ponderan por la distribución de probabilidad de la pendiente de Shertzer y Conn (2012), los promedios son $B_{19\%}$ en $F_{27\%}$ y $B_{23\%}$ en $F_{30\%}$.

Un método diferente para llegar a $F_{B20\%}$ consistió en extraer muestras de inclinación de la distribución Shertzer-Conn (2012) y calcular los valores correspondientes de $F_{B20\%}$ para obtener una muestra grande de los valores de F_{B20} . Los valores de inclinación extraídos de la distribución Shertzer-Conn (2012) fueron truncados a estar por encima de 0,5 y por debajo de 0.95, esto, en base a la recomendación anterior sobre un rango plausible de inclinación (Fig. 2). La media de la muestra de valores de $F_{B20\%}$ se produjo a $F_{27\%}$ (Fig. 3).

El taller tuvo una extensa discusión para el caso de adoptar $F_{27\%}$ o $F_{30\%}$ como proxy para $F_{B20\%}$. Cabe señalar que el objetivo es obtener un equilibrio SSB que aproxima a $B_{20\%}$ para un amplio rango de valores de inclinación. En favor de $F_{27\%}$ se tiene que, es el mejor punto de estimación en general cuando el resultado promedio se calcula utilizando las probabilidades de inclinación Shertzer-Conn (2012). En cambio $F_{30\%}$ es una mejor estimación cuando se calcula un promedio no ponderado (es decir, cuando todos los valores de inclinación se les asigna el mismo peso), es un número redondo, y no reduce las poblaciones menos resistentes a cerca de cero como lo haría $F_{27\%}$ (véase el panel central izquierda de la Fig. 1). Como una cuestión práctica no hay razón fuerte para preferir uno sobre el otro. Al final, el grupo optó por $F_{30\%}$.

Para los stocks en donde se ha estimado F_{RMS} , F_{LIM} corresponde a la tasa de mortalidad por pesca en donde la biomasa reproductora de equilibrio es $B_{RMS}/2$. Para estimar F_{RMS} se requiere conocer (o suponer) un valor de pendiente; por lo tanto, F_{LIM} se puede calcular exactamente (no se necesita aproximación).

Hasta ahora la discusión se refiere principalmente a los stocks en el Tier 1 (para lo cual hay un modelo de evaluación estructurado de edad o talla y, por lo tanto, una consideración explícita de reclutamiento). En el Tier 2 y Tier 3 los stocks que utilizan un modelo de dinámica de biomasa, los puntos de referencia derivados es directa, es decir, en el modelo de Schaeffer $B_{RMS} = K / 2$, $F_{RMS} = r / 2$, $B_{LIM} = B_{RMS} / 2$, y $F_{LIM} = 1.5F_{MSY}$.

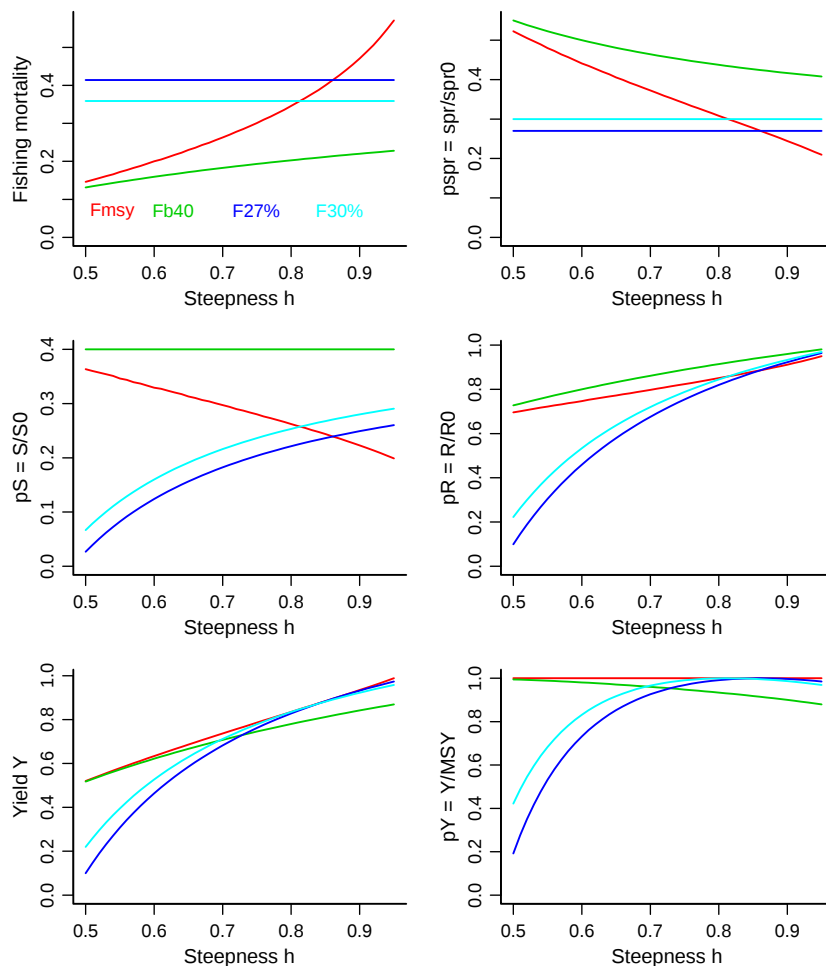


Figura 1. Rendimiento de diversas tasas de mortalidad por pesca objetivo en función de la inclinación (suponiendo una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt). En particular, el panel central de la izquierda muestra la biomasa reproductora relativa en función de la inclinación de $F_{27\%}$ y $F_{30\%}$.



Steepness prior (Shertzer and Conn, 2012), $\text{beta}(5.94, 1.97)$, truncated $0.5 < h < 0.95$

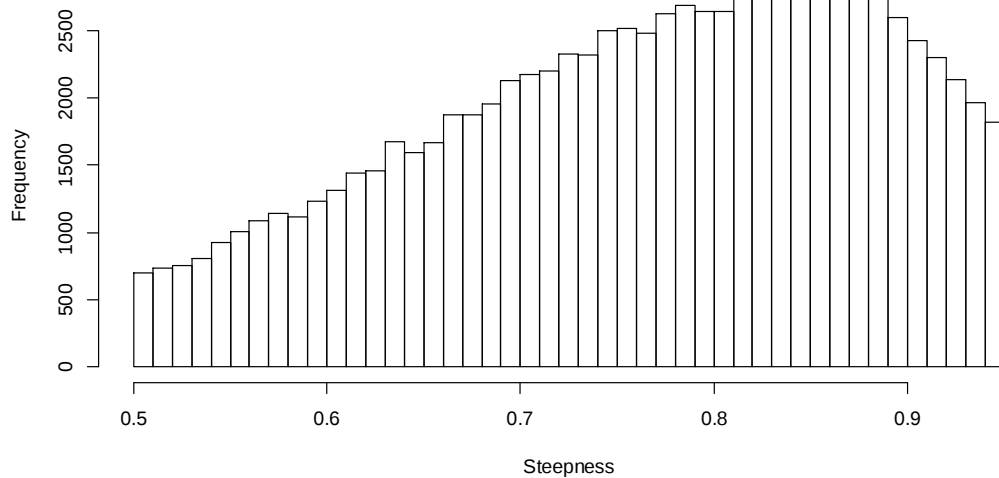


Figura 2. Distribuci3n Shertzer-Conn (2012) truncado de inclinaci3n 0,5-0,95.

SPR at B20% for Beverton-Holt SRR

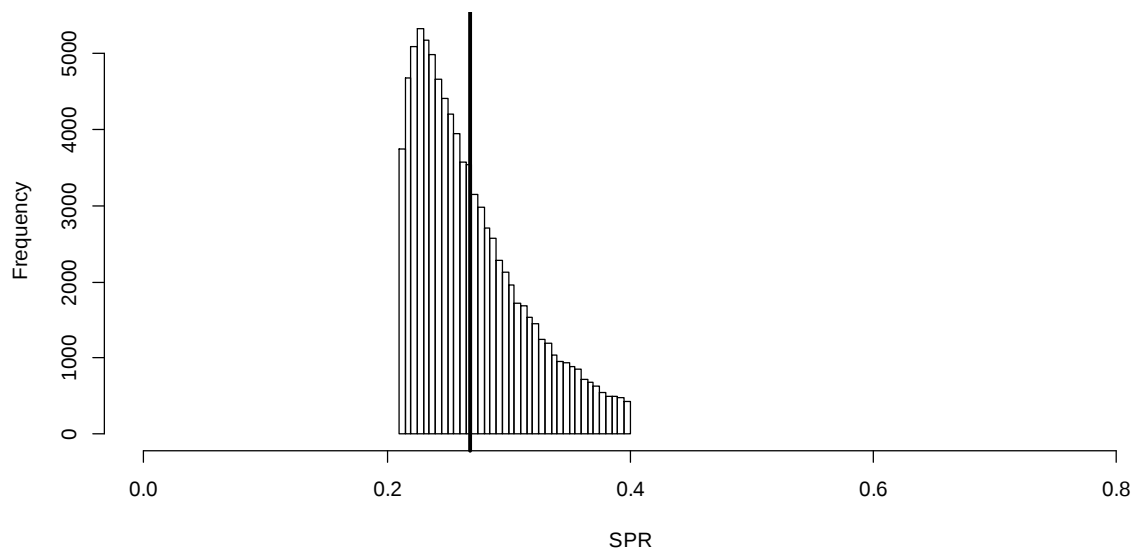


Figura 3. Distribuci3n de SPR correspondiente al $B_{20\%}$, a partir de simulaciones. La lnea vertical continua indica la media de la distribuci3n ($= 0,269$).



Estimación de la incertidumbre

Las estimaciones de las cantidades elegidas como puntos de referencia biológicos son calculadas en parte de los resultados de evaluación de stocks (por ejemplo, las estimaciones de reclutamiento y selectividad) y en parte de la información fuera de la evaluación (mortalidad natural, tiempos de madurez y crecimiento, que son en la mayoría de los casos tratados como datos de entrada fijos en la evaluación del stock). Todos estos valores contienen incertidumbre (error estadístico), lo que significa que las estimaciones de los puntos de referencia también contienen incertidumbre, la cual necesita ser estimada y mostrada junto con los valores de los puntos. Un objetivo importante es el de estimar la incertidumbre asociada con el par (F_T / F_{RMS} , SSB_T / B_{RMS}), donde F_T y SSB_T denotan las estimaciones de F y SSB en el año de evaluación final. Un tratamiento adecuado de la incertidumbre en las estimaciones de los puntos de referencia, junto con la incertidumbre en las estimaciones de la actual condición del stock (mortalidad por pesca y la biomasa reproductora) en relación a los puntos de referencia objetivos, requiere que la evaluación de la población sea configurada para ese propósito. Pocas de las evaluaciones chilenas están en la actualidad configuradas de esta manera (a pesar de que debería ser posible modificar el código de evaluación de la población para hacer esto), por lo que para efectos de este taller, se decidió presentar sólo la incertidumbre de la actual condición del stock en relación con los valores (estimadores) puntuales de los puntos de referencia; en otras palabras, durante el taller, se calculó la incertidumbre en (F_T / F_{RMS} , SSB_T / B_{RMS}) suponiendo valores fijos de F_{RMS} y B_{RMS} , mientras que la incertidumbre en (F_T , SSB_T) se obtuvo como una salida de la evaluación del stock. Si bien esto es una simplificación, su impacto no será demasiado grande: muchas de las evaluaciones de stocks suponen como fijos un M conocido, tiempo de madurez y crecimiento, y estiman una selectividad constante a través de los años (lo que implica que la incertidumbre en la selectividad, según las estimaciones de la evaluación de la población, es por lo general pequeña). Teniendo en cuenta este tipo de supuestos, la incertidumbre en torno a la F_{RMS} y B_{RMS} , o aproximados, según las estimaciones de la evaluación del stock, en muchos casos, es probable que sea pequeña. No obstante, esto es, por supuesto, en casos específicos, y la mejor manera de avanzar sería configurar el código de modelo de evaluación de manera que F_{RMS} , B_{RMS} , F_T / F_{RMS} y SSB_T / B_{RMS} sean salidas directas.

La variación de las cantidades estimadas en una evaluación de la población se estima por lo general mediante la inversión de la matriz Hessiana en el punto de máxima verosimilitud. El método inverso Hessiano se basa en una aproximación normal, y en la mayoría de los casos proporciona una caracterización útil de la incertidumbre. Un método alternativo usando MCMC se basa en la distribución posterior y tiene varias ventajas, aunque la verificación de convergencia de la cadena MCMC puede ser difícil. A diferencia del método de Hessiano inverso, el MCMC no se limita a los contornos elípticos para la forma de cualquier distribución bi-variente [e.g. (F_T , SSB_T) o ($\ln(F_T)$, SSB_T)], y puede producir salidas más realistas y mejores aproximaciones a la probabilidad de que, por ejemplo, (F_T / F_{RMS} , SSB_T / B_{RMS}) se encuentre en una región determinada en un diagrama de fase. Para el informe del taller, las estimaciones MCMC se presentan como un ejemplo para el único stock Tier 1 (merluza de cola) y para los que se dispone actualmente (Figura 4), en todos los demás casos de data-ricos, sólo los intervalos de confianza asintóticos fueron incluidos.

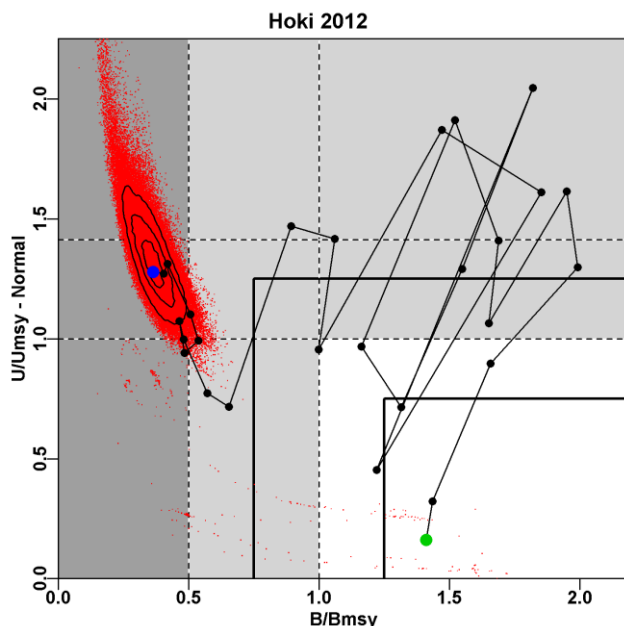


Figura 4 Ejemplo de diagrama de fase para la merluza de cola mostrando muestras MCMC de F y SSB en el año de evaluación final (2012). Las líneas de contorno indican los percentiles 0.2, 0.5, 0.8 de la distribución bivariada de U / U_{MSY} (tasas de captura anuales) y SSB / B_{RMS} en el año más reciente.

Diagrama de fase

Un diagrama de fase (o diagrama de estatus del stock) es una representación gráfica que resume la situación del stock actual e histórico. Es una trayectoria de dos dimensiones de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en el tiempo. El stock de biomasa y las estimaciones de mortalidad por pesca de la evaluación del stock se utilizan para calcular, para cada año, la relación de F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} . Estas estimaciones posteriormente se trazan, y los puntos de referencia biológicos se muestran como líneas horizontales y verticales localizadas en 1.

Para la evaluación de stock con selectividad variable en el tiempo, el taller consideró apropiado visualizar F/F_{RMS} en los diagramas de fase basado en valores F_{RMS} -año específico, en el que el F_{RMS} en un año determinado corresponde con el patrón de selectividad de ese año. En unos pocos casos B_{RMS} es específica del año. Esto ocurre con la selectividad variable en el tiempo cuando el B_{RMS} real (basado en una relación stock-recluta) se utiliza como el punto de referencia de la biomasa en lugar de utilizar un proxy constante para B_{RMS} ; también puede ocurrir cuando se considera un B_0 dinámico. Cuando B_{RMS} es específica del año, el taller consideró que se debía mostrar SSB/B_{RMS} en base a los valores anuales de B_{RMS} . El jurel es un ejemplo de ello (véase la sección pelágicos más adelante en este informe). Cuando F_{RMS} y/o B_{RMS} son año-específico, lo mismo sucede con F_{LIM}/F_{RMS} y B_{LIM}/B_{RMS} . Cuando este es el caso, se optó por calcular estas relaciones para cada año y luego tomar el



promedio (de las relaciones) sobre los a1os y mostrar la media simple como una l3nea (horizontal o vertical) en el diagrama de fase.

Si bien se muestra el per3odo hist3rico completo incluido en la evaluaci3n de stock, el enfoque principal del diagrama es el estado en el a1o en curso. En consecuencia, la incertidumbre en la biomasa del stock y la mortalidad por pesca se muestra s3lo para el a1o m3s reciente.

La ubicaci3n de los puntos de referencia y las zonas definidas en el diagrama de fase se visualizan en la Figura 5. Las l3neas verticales indican los puntos de referencia B_{RMS} y B_{LIM} . La l3nea horizontal muestra el punto de referencia F_{RMS} . La zona blanca es donde el estado de la pesquer3a se define como subexplotado, el 3rea sombreada de color gris claro sobreexplotado, y el 3rea sombreada de color gris oscuro empobrecido (agotado o colapsado), de acuerdo con la Ley de Pesca (Tabla 1).

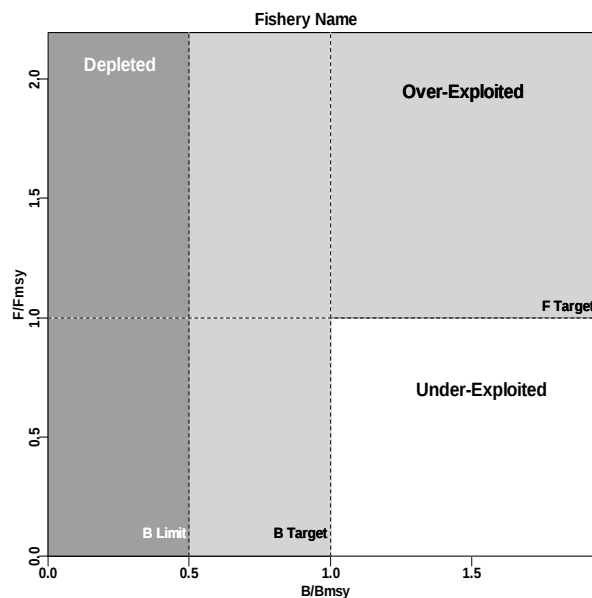


Figura 5. Estructura del diagrama de fase. El cociente de biomasa anual (SSB / B_{RMS}) se representa en el eje horizontal y la tasa de mortalidad por pesca anual (F / F_{RMS}) se representa en el eje vertical. Las l3neas verticales indican los puntos de referencia de B_{RMS} (B objetivo) y B_{LIM} . La l3nea horizontal muestra el punto de referencia F_{RMS} (F objetivo). La zona blanca es donde se define el estado de la pesca como subexplotado, el 3rea sombreada de color gris claro se refiere a sobreexplotadas, y el 3rea sombreada de color gris oscuro se define como agotado o colapsado.



Tabla 1. Definiciones de estado de la pesca de acuerdo con la Ley de Pesca chilena. Reproducido de IFOP_BRP2013: DOC 2, página 7.

Estado de la pesquería	Definición
Subexplotado	Nivel en el que el punto biológico actual o real es más alto, en el caso en que se considera los criterios de biomasa, o inferior en el caso de que sean considerados los criterios de la tasa de explotación de la mortalidad por pesca, que el valor esperado del rendimiento máximo sostenible, y en relación con lo que potencialmente se puede obtener un mayor rendimiento.
Completamente explotado	Nivel en el que el punto biológico ha alcanzado o está entorno a su máximo rendimiento sostenido.
Sobreexplotado	Nivel en el que el punto biológico actual o real está por debajo, en el caso que se considera los criterios de biomasa, o superior, en el caso en que el criterio del tipo de explotación o la mortalidad por pesca, que el valor esperado del rendimiento máximo sostenible, que no es sostenida en el largo plazo, y no tiene el potencial para un mayor rendimiento, y con el riesgo de agotamiento o colapso.
Agotado o Colapsado	Una pesquería en la que la biomasa de los stocks está bajo la biomasa apropiada al punto límite biológico establecido para la pesquería, que es incapaz de ser sostenible y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independiente del esfuerzo pesquero aplicado.

El estado de la pesquería en plena explotación se define en la Ley de Pesca como "un nivel en el que el punto biológico ha alcanzado o está entorno a su máximo rendimiento sostenido". Debido a la variabilidad natural en las condiciones ecológicas y ambientales, un stock capturado en F_{RMS} no será estático, y fluctuará alrededor de B_{RMS} . Para reconocer esta variabilidad, se adopta una definición operativa para la región de plena explotación la cual se extiende a ambos lados de los puntos de referencia de RMS (Figura 6).

La región plenamente explotada (o plena explotación) fue ampliamente debatida durante el taller. Una vista general del grupo es que, idealmente, sería stock- específico y tomaría en cuenta la variabilidad natural del stock (debido a las características biológicas y ambientales) y la incertidumbre de la evaluación. Normalmente no tendrá la misma anchura en la dirección F que en la dirección SSB , porque el SSB está sujeto a variabilidad natural (en el reclutamiento y otros parámetros biológicos) y F no (aunque la variabilidad natural también puede hacer que el actual F difiera del F destinado en un pronóstico a corto plazo); es fácil imaginar que las especies de vida corta, en las que la biomasa del stock está estrechamente vinculada (muy variables), el reclutamiento normalmente varía a través de una región más amplia en torno al valor central de B_{RMS} que las especies de vida más larga en donde se esperaría menos variabilidad en SSB . También se observó que estando "cercano al RMS" (por ejemplo, en la región en la que al menos el 90% o el 95% de equilibrio RMS se puede lograr) podría ser otro posible criterio a tener en cuenta al definir la



regi3n en plena explotaci3n. Sin embargo, este concepto ser3a m3s f3cil de implementar cuando el FRMS real y los valores de B_{RMS} (calculado en base a una relaci3n espec3fica de stock-reclutamiento) son utilizados que cuando estos puntos de referencia se definen bas3ndose en proxies robustos (como se ha propuesto para muchos stocks chilenas).

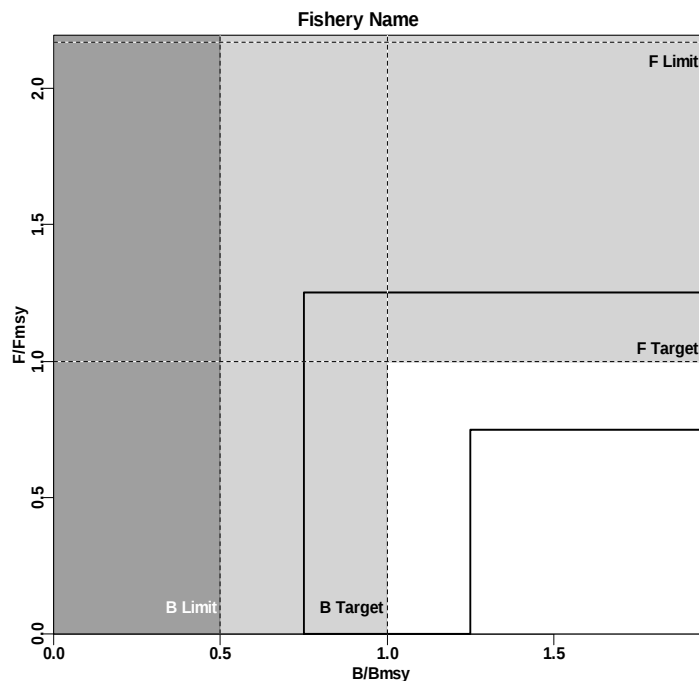


Figura 6. Estructura de diagrama de fase que muestra la definici3n operativa de la regi3n en plena explotaci3n, que es la regi3n dentro de las l3neas continuas en ambos lados del F objetivo (F_{RMS}) y B objetivo (B_{RMS}). En este ejemplo, el l3mite inferior de la regi3n de la biomasa plenamente explotada se encuentra a medio camino entre la B objetivo (B_{RMS}) y B L3mite (B_{LIM}), y la regi3n es sim3trica alrededor de B_{RMS} ; en t3rminos de F, la regi3n est3 entre $0,75 \times F_{RMS}$ y $1,25 \times F_{RMS}$. Una l3nea horizontal se ha a3n3dido para indicar el l3mite F.

Si bien el grupo fue capaz de identificar los factores que deben tenerse en cuenta al definir una regi3n en plena explotaci3n, para proponer una definici3n t3cnica defendible apropiado para cada poblaci3n es necesario m3s trabajo de an3lisis. Este trabajo adicional podr3a tomar la forma de experimentos de simulaci3n en donde se eval3en los factores que subyacen a la variabilidad en el tama3o del stock, tales como la mortalidad natural, la edad de madurez, variabilidad en los recluta y la auto correlaci3n en el reclutamiento. Adem3s, el an3lisis podr3a tener en cuenta la evaluaci3n de la incertidumbre, y, en principio, cualquier otro tipo de incertidumbre que se considere importante.

Los diagramas de fase en este informe utilizan una regi3n en plena explotaci3n que para F va de $0,75 \times F_{RMS}$ a $1,25 \times F_{RMS}$, para SSB va de B_{RMS} a el punto medio entre B_{RMS} y B_{LIM} y es entonces sim3trico alrededor de B_{RMS} (como se ilustra en Figura 6). El prop3sito de estos ejemplos fue escoger una regi3n en plena explotaci3n razonable para el grupo, pero no se recomienda que estos



rangos sean adoptados por el comit3 científico t3cnico sin antes discutirlo e idealmente con un trabajo adicional de an3lisis. La figura 7 muestra un ejemplo de diagrama de fase.

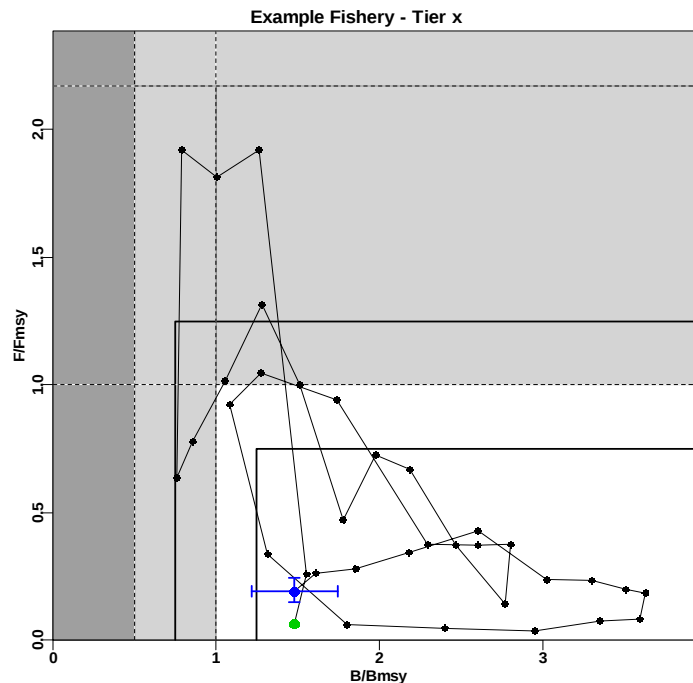


Figura 7. Ejemplo de diagrama de fase, con una trayectoria estimada del stock. El punto verde indica el primer a3o en el per3odo evaluado. El a3o m3s reciente (el 3ltimo a3o en la evaluaci3n) se indica a trav3s del punto azul, y los puntos negros vinculados indican sucesivos a3os intermedios. Las l3neas azules corresponden a los intervalos con un 80% de probabilidad (dejando fuera a 10% de probabilidad a cada lado) para F/F_{RMS} y SSB/B_{RMS} en el 3ltimo a3o. Esta poblaci3n se estima actualmente como subexplotada, con una biomasa por encima de B_{RMS} y la mortalidad por pesca muy por debajo de F_{RMS} . La mortalidad por pesca excedi3 F_{RMS} y/o SSB se encuentra por debajo de B_{RMS} , por lo que en los a3os 3-10 y 21 la poblaci3n ten3a un estatus de sobreexplotado, pero s3lo super3 la regi3n de Plena Explotaci3n en los a3os 3-5 y 9. La poblaci3n nunca ha estado en la regi3n agotada.



La incertidumbre en la condición de la población en relación con los puntos de referencia se muestra en el diagrama de fase sólo para el año más reciente. Idealmente, el cálculo de la incertidumbre y la visualización correspondiente dentro del diagrama se basa en muestras MCMC de la distribución posterior. Una alternativa adecuada cuando las muestras MCMC no están disponibles es mostrar intervalos (que contengan 80% de probabilidad) para F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} por separado (sin tomar en cuenta cualquier correlación entre las estimaciones de estas cantidades). El resultado de esto es la cruz azul mostrada en la Figura 7, utilizada en la mayoría de los diagramas de stocks en las siguientes secciones. El punto medio de la cruz corresponde a la estimación de un solo punto y es la mediana (es decir, 50% de probabilidad en cada lado) de las distribuciones de F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} .

El taller consideró que es más adecuado hacer los gráficos de fase en términos relativos: i.e. F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} , en lugar de trazar el diagrama basado en los valores absolutos de F , SSB , F_{RMS} y B_{RMS} . Los valores absolutos son estimaciones a partir de las evaluaciones de stocks y, como tales, están sujetos a incertidumbre/error de estimación. Por lo general, las estimaciones de los coeficientes de F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} son más robustos y cambiarán menos cuando se lleva a cabo una nueva evaluación de las estimaciones de F , SSB , F_{RMS} y B_{RMS} . Además, la relación de F / F_{RMS} y SSB / B_{RMS} , son las cantidades clave para capturar el estado del stock en relación con los puntos de referencia.

Al igual que en el caso de los puntos de referencia biológicos, se espera ocurran cambios en los gráficos de fase que aquí se presentan para los stock chilenos cuando se tenga a lugar nuevas evaluaciones de stocks; esto es porque la nueva evaluación cambiará (en un grado mayor o menor) los valores utilizados para construir el diagrama. Es probable que los métodos persistan en la mayoría de los casos, pero las cifras reales cambiarán. Además, es muy conveniente que se realice un examen cuidadoso de estos gráficos de fase por parte de expertos en evaluación de stock chilenas antes de hacer uso de ellos en un contexto práctico.

Reglas de Control de captura

En muchas jurisdicciones, los diagramas de fase se utilizan en asociación con las reglas de control de captura. Un diagrama de fase sólo muestra el registro histórico de la mortalidad por pesca y la abundancia relativa de los puntos de referencia hasta el año pasado en la evaluación, y no indica cómo el stock debe ser gestionado en el futuro. Este es el propósito de las reglas de control de captura, que son un elemento necesario de cualquier sistema para la gestión sostenible de las poblaciones de peces. Aunque estas reglas no fueron consideradas como parte de los trabajos de este taller, el grupo quisiera, destacar su importancia en la gestión de los recursos pesqueros en virtud de la Ley de Pesca de Chile. Las reglas de control de la captura son un conjunto predefinido de acciones de gestión utilizadas en respuesta a los cambios en el estado del stock con respecto al punto objetivo y puntos de referencia límite. Hay varios tipos de reglas de control de captura utilizados en distintos países, pero la variedad más simple impone una tasa de mortalidad por pesca



constante por sobre un nivel de biomasa (desovante), y reduce la mortalidad por pesca de forma lineal por debajo de ese umbral (por ejemplo, se utilizan en Australia, a menudo en Europa, y por algunos consejos regionales en los Estados Unidos). Las reglas de control de la captura pueden formar una parte importante de la estrategia de gestión y su desarrollo en el contexto chileno sería un paso natural.

Stocks pelágicos - anchoveta y sardina

En el segundo taller (IFOP, 2014) se llegó a la conclusión de que no hay base científica para hacer una recomendación firme con respecto a la elección del método más adecuado para la selección de un punto de referencia F_{RMS} (o proxy) para especies de vida corta. Se observó que los valores adecuados probablemente estén en el rango $F_{60\%}$ a $F_{45\%}$ (donde $F_{x\%}$ denota el valor de F que corresponde a $x\%$ SPR), y que las opciones específicas de los stocks pueden depender del nivel de incertidumbre (sobre la biología del stock y la dinámica, la evaluación de stocks, datos, etc.), del valor atribuido a los servicios de los ecosistemas, el nivel de los gestores de riesgos y lo que la sociedad desee asumir. Hubo una discusión detallada de los problemas relevantes en los "stocks pelágicos" del segundo informe del taller (IFOP, 2014). En resumen, los principales temas tratados fueron: la fuerte sensibilidad de los valores de $F_{45\%}$ y $F_{60\%}$ en la posición relativa y la distancia entre las curvas de selectividad de madurez y de la pesca (y, por lo tanto, el impacto de la incertidumbre o sesgos en las estimaciones de estas curvas); y el hecho de que estas especies son de vida corta y, esencialmente, sólo tienen dos clases anuales en la población en cualquier punto en el tiempo, lo que significa que, por ejemplo, dos reclutamientos pobres consecutivos podrían tener un fuerte impacto negativo en la población. Debido a esta alta dependencia del reclutamiento (que también está altamente influenciada por las condiciones ambientales) y su papel como especies forrajeras en el ecosistema, las especies de vida corta a menudo son manejados en otras jurisdicciones con un objetivo principal de garantizar que una biomasa de escape permanezca siempre en el mar y, una vez que se asegura eso, permitir que una fracción del "exceso de biomasa" sea capturado por la pesquería. Estas estrategias de gestión también se consideran a menudo estar en línea con el concepto de RMS, en el sentido de que tienen por objetivo proporcionar rendimientos altos y sostenibles durante largos períodos de tiempo, en vez de adaptar el concepto de RMS a un formato que sea apropiado para la biología de especies de vida corta. Los participantes del taller consideraron que estas estrategias también podrían ser útiles en el contexto chileno y se sugirió tenerlas en cuenta en los próximos años. Tal exploración podría incluir análisis de evaluación de estrategias de administración, es decir, una simulación para probar el rendimiento de cualquier norma de control de capturas propuesto en términos de la sostenibilidad de los recursos y otros aspectos relacionados con el desempeño de las pesquerías.



En el tercer taller (agosto de 2014), se pidió al grupo de trabajo de stocks pelágicas hacer una propuesta (en el rango $F_{60\%}$ a $F_{45\%}$ indicado en el segundo taller) que podría servir como un valor de trabajo para el punto de referencia proxy de F_{RMS} . Se consideró que haciendo una propuesta de este tipo, a pesar de las dificultades observadas en el segundo taller, sería muy útil para avanzar con el uso de puntos biológicos de referencia RMS en esta etapa. También se señaló que la ley chilena permite la posibilidad de revisar los puntos de referencia dentro de unos años, por lo que habrá oportunidades para mejorar en esto como conocimiento y experiencia práctica con el nuevo sistema de gestión por desarrollar.

El grupo de trabajo de stocks pelágicos, por tanto, re-examinó el caso para ponerse de acuerdo sobre una propuesta adecuada de $F_x\%$. Esto implicó varias discusiones, donde los científicos internacionales, científicos locales y otros participantes intercambiaron conocimientos y puntos de vista. Se concluyó que, para una pesquería de reciente desarrollo o reciente, que todavía no ha tenido la oportunidad de acumular una cantidad importante de información, el uso de un $F_{60\%}$ más cautelosa sería apropiado. El uso de un F mayor (i.e. un valor $\%SPR$ inferior) se debe basar en tener un cuerpo más importante de información y tendría que ser justificada, por ejemplo, tomando en cuenta cómo un stock se ha desarrollado con el tiempo en las intensidades de pesca a las que ha sido objeto. El análisis más adecuado sería un estudio de simulación de pruebas cuidadosamente diseñado para evaluar los riesgos que el recurso caiga por debajo de los puntos de referencia biológicos bajo diferentes estrategias de pesca, pero esto es una tarea mucho más grande de lo que era posible durante el taller, y tendría que estar estrechamente vinculado a cómo se utilizarán los puntos de referencia en la administración (i.e. la norma de control de la captura para ser utilizado en la administración, la cual no fue definida en el taller o considerada como parte de las tareas del taller).

El informe del segundo taller comentó sobre los valores de F históricamente experimentados por los stocks, y la dinámica de los stocks observados. La Tabla 2 (también presentada en el segundo taller) entrega los valores históricos de la mediana de F (segunda columna de la derecha), según las estimaciones de las evaluaciones de stocks; En otras palabras, se estima que F ha estado históricamente el 50% del tiempo debajo y por encima de los valores de esa columna. La columna más a la derecha de la Tabla 3 entrega el $\%SPR$ correspondiente a la mediana histórica F .

**Tabla 2.**

$F_{45\%}$ y $F_{60\%}$ bajo dos supuestos de selectividad diferentes (el caso base y una prueba de sensibilidad), mediana hist3rica F (seg3n las estimaciones de la evaluaci3n de stock), y %SPR que corresponde a la mediana hist3rica F . Las cuatro primeras columnas son de la Tabla 3 del informe del segundo taller (con una peque1a correcci3n en el valor de $F_{60\%}$ del caso base para la sardina del sur).

	Selectividad de evaluaci3n (Caso Base)		Selectividad = Madurez (Prueba de sensibilidad)		Mediana hist3rica F	% SPR en mediana F hist3rica
	$F_{45\%}$	$F_{60\%}$	$F_{45\%}$	$F_{60\%}$		
Anchoveta XV-II <i>Los valores en la escala semestral</i>	1.23	0.5	0.47	0.26	0.82	51
Anchoveta III-IV <i>Basado en longitud</i>	0.92	0.54	0.85	0.5	0.63	56
Anchoveta V-X	0.84	0.44	0.46	0.26	1.32	35
Sardina Com3n V-X	0.57	0.34	1.45	0.72	0.32	62
Sardina austral X <i>Basado en longitud</i>	0.6	0.35	0.59	0.35	0.35	60

Se estima que los dos stocks de sardina se han capturado hist3ricamente muy cerca de $F_{60\%}$; la sardina com3n V- X ha tenido muy buenos reclutamientos y una tendencia al aumento de la biomasa durante la3ltima d3cada, mientras que la sardina austral X tiene una historia muy corta de la explotaci3n y la evaluaci3n del stock s3lo se inicia en 2006, por lo que la cantidad de informaci3n disponible es a3n peque1a. El stock de la anchoveta en XV-II ha sido explotado hist3ricamente en torno al $F_{50\%}$ y ha habido una cierta disminuci3n en la abundancia del stock en los3ltimos 10 a1os (este stock se discutir3 en detalle m3s adelante), mientras que el stock de la anchoveta III-IV ha sido explotado en torno $F_{55\%}$ y el reclutamiento del stock y la biomasa han sido bastante estables. Para la anchoveta V-X, la mediana F hist3rica corresponde al 35% SPR, un valor SPR% considerablemente inferior a la de los otros stocks; los niveles de reclutamiento y biomasa de este stock han sido muy bajo en los3ltimos cinco a1os.

Bas3ndose en esta informaci3n, se sugiri3 primero que $F_{55\%}$ podr3a ser en la actualidad, una aproximaci3n razonable para el punto de referencia de proxy F_{RMS} para todos estos stock. La3nica excepci3n fue el stock de sardina austral X, para el cual fue sugerido un $F_{60\%}$, basado en la corta historia de la pesquer3a (menor informaci3n disponible), y las caracter3sticas biol3gicas de la poblaci3n (por ejemplo, una talla de primera madurez comparativamente mayor y una fecundidad baja, se espera que resulten en una menor productividad).



Sin embargo, despu3s de esta primera propuesta, se plante3 la cuesti3n de que, a menos que hubiera informaci3n clara o argumentos que indiquen que un enfoque alternativo ser3a mejor, mantener la mortalidad por pesca cercano a lo que se ha producido en el pasado crear3a menos interrupciones en la administraci3n y operaci3n de pesca en todos los stocks. Esto llevar3a a proponer valores de %SPR cercanos a los de la 3ltima columna de la Tabla 3 (con la excepci3n de la anchoveta V-X, en donde el %SPR hist3rico es considerablemente inferior a la de las dem3s stocks y, como se indic3 anteriormente, el reclutamiento y biomasa de la poblaci3n han sido muy bajos en los 3ltimos 5 a3os. por lo tanto, un valor %SPR mayor debe ser utilizado para el punto de referencia de este stock). La mayor3a de los participantes del taller consideraron esto como un avance apropiado, por lo tanto, durante el taller se gener3 la propuesta en la Tabla 4. Se observa que todos los valores de %SPR en la Tabla 4 est3n dentro del rango 50%SPR a 60%SPR y, por tanto, dentro del rango de 45% a 60% identificado como factible en el segundo taller.

De los stocks en la Tabla 3, la anchoveta en XV-II, es la 3nica en donde se supone una selectividad variable en el tiempo. La Figura 8 muestra al $F_{50\%}$ y $F_{30\%}$ calculado para cada semestre, basado en la selectividad de ese semestre (por "semestre" se refiere a seis meses. El modelo de evaluaci3n de esta acci3n tiene un paso de tiempo semestral). $F_{50\%}$ ha variado en general, entre 0,8 y 1, mientras que $F_{30\%}$ ha sido en su mayor3a entre 3 y 7. Los valores presentados en la Tabla 3 (0,88 y 4,62) se calcularon con una selectividad promedio aproximado proporcionado por expertos de IFOP de ese stock, y est3n claramente dentro del rango de valores que se muestran en la figura. Los valores de $F_{50\%}$ y $F_{30\%}$ por semestre ser3n utilizados en el diagrama de fase (como se ha explicado en la secci3n general sobre gr3ficos de fase). Sin embargo, para los pron3sticos a corto plazo (i.e. para proporcionar asesoramiento en la captura) parece apropiado calcular $F_{50\%}$ basado en la selectividad m3s probable que se mantenga durante el a3o pronosticado. En la mayor3a de los casos, suele ser una selectividad media de un per3odo reciente (3 a3os m3s recientes).

Tabla 3. Los puntos de referencia biol3gicos propuestos (B_{RMS} , B_{LIM} y F_{LIM} se discutir3n m3s adelante en esta secci3n). Notas: (1) No todos los stocks tienen la misma unidad de biomasa (para cada stock las unidades corresponden a los resultados de la evaluaci3n del stock proporcionados por expertos de IFOP, sin embargo, las unidades son siempre consistentes dentro del stock, por lo que no existen problemas de inconsistencia); (2) Los valores de PBR se basan en los mismos resultados de la evaluaci3n de stocks utilizados para el segundo taller y se esperar3an algunos cambios en los valores al momento de desarrollar nuevas evaluaciones de stocks.

	F_{MSY} (proxy)		B_{MSY} (proxy)	B_{LIM}	F_{LIM}
	Basis	Value		$B_{20\%}$	$F_{30\%}$
Anchoveta XV-II Semestral	$F_{50\%}$	0.88	1 850	820	4.62
Anchoveta III-IV Basados en la talla	$F_{55\%}$	0.66	210 000	85 000	1.56
Anchoveta V-X	$F_{55\%}$	0.55	630 000	250 000	1.70
Sardina com3n V-X	$F_{60\%}$	0.34	750 000	270 000	0.91
Sardina Austral X Basados en la talla	$F_{60\%}$	0.35	110 000	41 000	1.00

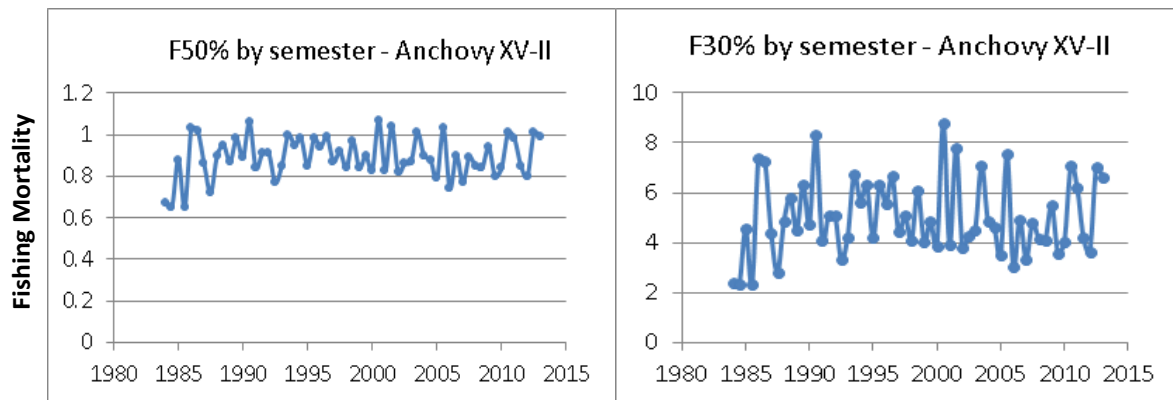


Figura 8. Anchoveta en XV-II: $F_{50\%}$ y $F_{30\%}$ calculado para cada semestre, basado en la selectividad de ese semestre.

De los valores de proxy F_{RMS} propuestos en la Tabla 3, la elecci3n de la anchoveta XV-II gener3 mayor debate, siendo el tema principal en discusi3n cual $F_{50\%}$ y $F_{55\%}$ ser3a m3s apropiado. La Figura 9 muestra los valores de %SPR estimados (seg3n la evaluaci3n de stock) que correspondan con los valores de F hist3ricamente ocurridos por semestre.

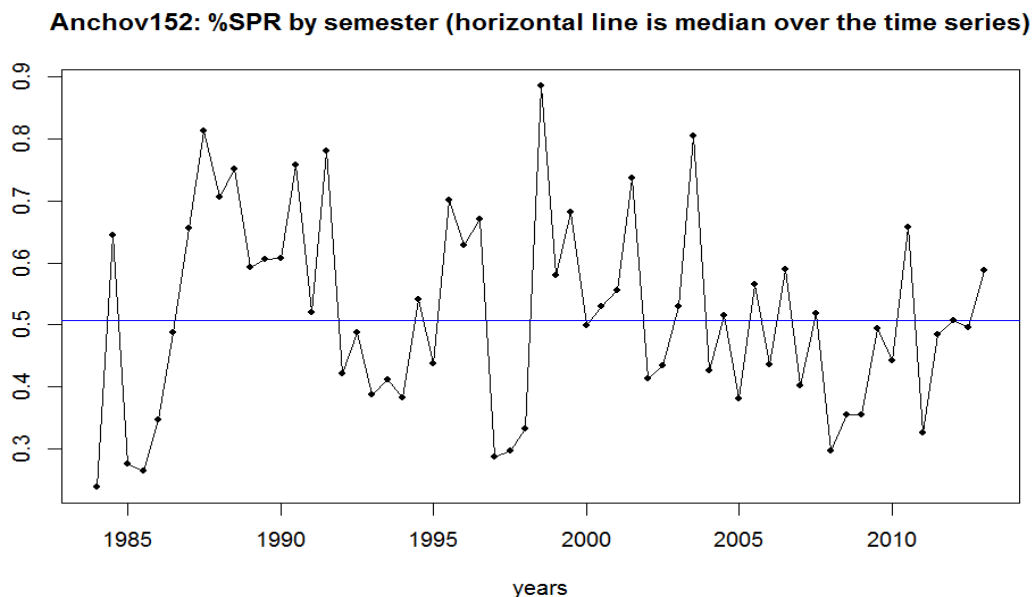


Figura 9. Anchoveta en XV-II: Valores de %SPR correspondientes a las F s ocurridos por semestre (seg3n las estimaciones de la evaluaci3n de stock); la figura utiliza el F y patr3n de selecci3n de cada semestre y calcula la %SPR a la que corresponde F (con su correspondiente patr3n de selecci3n).



La figura 9 muestra que, en promedio, los F_s estimados para ese stock, corresponden a aproximadamente al 50% (tenga en cuenta que desde el 2005, el %SPR ha estado en su mayoría levemente por debajo del 50%, mientras que el %SPR promedio antes de 2005 era ligeramente superior a 50%). La abundancia de la población ha mostrado una cierta tendencia a la baja durante los últimos 10 años; esta disminución no es muy fuerte y podría ser el resultado de las influencias ambientales sobre el stock (no se observó una clara relación stock-reclutamiento, ver Figura 10). Con la información disponible, no es posible dar una respuesta bien definida para elegir entre $F_{50\%}$ y $F_{55\%}$ en términos estrictamente científicos, y se considera que esto es principalmente una decisión administrativa, que por un lado se entregue mayor estabilidad a la pesquería en los próximos años o bien, si se considera más relevante, incluir una precaución adicional. Una precaución adicional puede incluir cuánto se considera del rol de la especie en el ecosistema y de la alta variabilidad del stock. La elección también puede estar influenciada por la forma en que se utilizará el punto de referencia para la administración (para cualquier valor dado del punto de referencia, algunas reglas de control de las capturas serán más preventivas que otras).

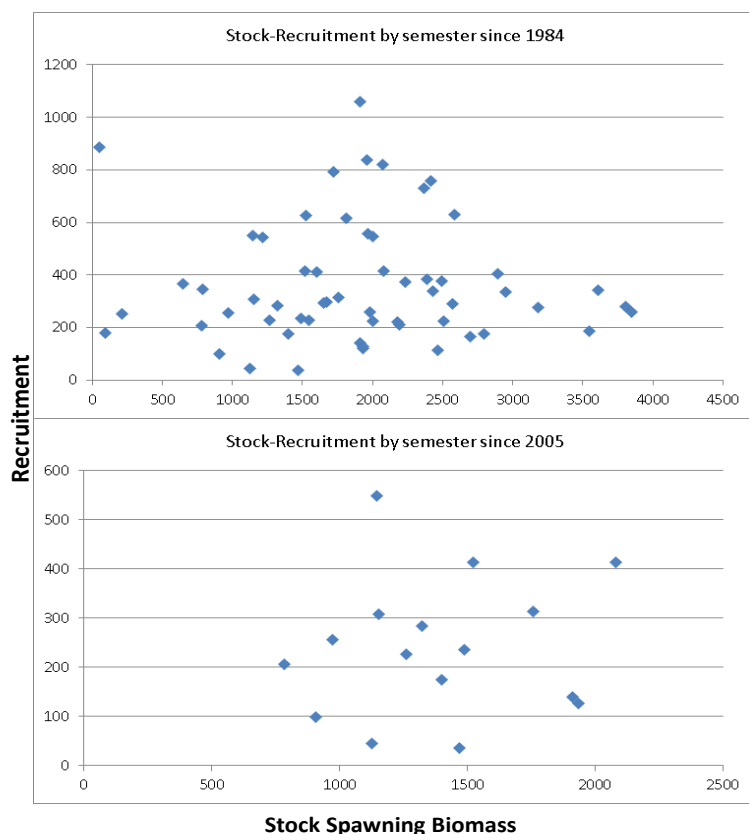


Figura 10. Anchoveta en XV-II: SSB y estimaciones de reclutamiento de la evaluación del stock (el panel superior pertenece a toda la serie temporal utilizada en la evaluación, y el panel inferior es el reciente período de descenso del stock).



Como parte de la discusión del proxy F_{RMS} para el stock de anchoveta XV-II, se señaló que el crecimiento es incierto y que algunos estudios indican un crecimiento más rápido que el utilizado / estimado en la evaluación del stock (que es la base de los cálculos actuales de los puntos de referencia). Considerando que el crecimiento más rápido sugiere, en principio, una mayor productividad y, por lo tanto, que los stocks puedan ser más resistentes a la explotación pesquera que lo supuesto en la actualidad, es difícil saber cómo los diversos efectos potenciales (peso, madurez, selectividad, mortalidad natural) puedan interactuar uno con el otro. Por lo tanto, el taller no consideró oportuno adivinar/especular acerca de lo que el efecto de un crecimiento más rápido (si esto se confirma) podría causar en los puntos de referencia.

El método propuesto para derivar B_{RMS} (en realidad, un proxy) proviene desde el proxy F_{RMS} elegido y las estimaciones históricas de SSB y F de la evaluación del stock. El método fue ideado durante el segundo taller y se explica en el informe del segundo taller (IFOP, 2014). Algunos detalles técnicos del método no se definieron completamente en el segundo taller y se completaron en el tercer taller. Para mayor claridad, el método se repite aquí, ligeramente reformulado y con la notación ligeramente diferente, para facilitar la lectura.

1. Encontrar un (preferiblemente largo) período histórico en el que SSB, según las estimaciones de la evaluación de stock, esté más o menos en un equilibrio dinámico (i.e. no un equilibrio determinista). El valor por defecto sería tomar toda la serie temporal histórica utilizada en la evaluación, a menos que haya una razón clara para escoger algo diferente. Dejar que SSB_{media} y $F_{mediana}$ denoten la media SSB y la F mediana de las estimaciones de evaluación durante el período seleccionado. [Nota: La razón por la cual se escogió la SSB media por F mediana es porque se espera que la distribución de F esté cerca de log-normal mientras que la distribución de SSB esté cercana a lo normal; Además, el objetivo es encontrar valores individuales de F y SSB que correspondan entre sí (aproximadamente) en equilibrio, por lo que un valor de la mediana de F , que efectivamente sobrepase la influencia de grandes valores de F en la serie de tiempo histórico, es de esperar, se asocie con mayores valores de SSB en equilibrio (la media a menudo tiende a ser mayor que la mediana).
2. Calcular $\%SPR (F_{mediana})$ y $\%SPR (F_{RMS})$.
3. Restar 5% (= 0.05) de $\%SPR (F_{mediana})$ y $\%SPR (F_{RMS})$ para obtener una aproximación al $\%SSB$ (donde $\%SSB$ denota SSB/B_0) al que corresponden $F_{mediana}$ y F_{RMS} . Como un ejemplo, si $\%SPR (F_{mediana}) = 0.35$, el $\%SSB$ correspondiente ($F_{mediana}$) se toma como 0.30, y si $\%SPR (F_{RMS}) = 0.55$, el $\%SSB (F_{RMS})$ correspondiente se toma como 0.50.
4. La relación $SSB_{media} / \%SSB (F_{mediana})$ proporciona una estimación de B_0 , y constituye la base para el cálculo de B_{RMS} (paso 5) y B_{LIM} (paso 6).
5. Calcular B_{RMS} ("proxy") como $\%SSB (F_{RMS}) \times SSB_{media} / \%SSB (F_{mediana})$.
6. Calcular B_{LIM} (seleccionado como $B_{20\%}$ para todos los stocks de sardina y anchoveta) como $0.20 \times SSB_{mean} / \%SSB (F_{median})$.



Los valores de B_{RMS} y B_{LIM} reportados en la Tabla 3 corresponden a los resultados para los stocks de anchoveta y sardina, obtenidos al seguir estos pasos. Los a1os considerados en el paso 1 del m3todo corresponden a toda la serie temporal utilizada en la evaluaci3n de todos los stocks, excepto para la anchoveta V- X; para esta poblaci3n, se utiliz3 la serie de tiempo hasta el a1o 2008 (es decir, antes de la ca3da).

Por 3ltimo, la columna m3s a la derecha de la Tabla 3 proporciona los valores F_{LIM} calculados durante el taller. Se calcula como $F_{30\%}$, de acuerdo con la aproximaci3n explicada anteriormente en este informe.

A N E X O 3

Taller de revisión experta de sardina
austral (*Sprattus fuegensis*)



PROGRAMA ANUAL DE REVISIÓN EXPERTA A LA ASESORÍA CIENTÍFICA DE LAS PRINCIPALES PESQUERÍAS NACIONALES, AÑO 2013: SARDINA AUSTRAL (*Sprattus fuegensis*)

1. Introducción

Una revisión externa, independiente y por pares de la evaluación de stock de sardina austral3 (*Sprattus fuegensis*) de aguas interiores de la Isla de Chiloé fue realizada en Valparaíso, Chile entre diciembre 10 y 12 del año 2014. La evaluación de stock revisada corresponde a la realizada durante el año 2013 para proveer asesoría científica sobre capturas para el año 2014. Vale decir, la evaluación revisada (CTP 2014) ya había sido usada para recomendar niveles de captura para el año 2014.

El panel de revisión estuvo compuesto por Dr. Owen Hamel y el Dr. Juan Valero. La coordinación estuvo a cargo del Dr. Billy Ernst y Nicole Mermoud de la Universidad de Concepción, Chile. Los revisores fueron provistos de reportes de la evaluación de stock, código de modelos y materiales relacionados mediante un sitio web y correo electrónico dos semanas antes de la reunión de revisión.

El formato de la reunión incluyó presentaciones a cargo de investigadores del IFOP, la Universidad de Concepción y la SUBPESCA, interrumpidas/seguidas de preguntas y discusión abierta a todos los participantes. Durante la reunión, todas las presentaciones fueron distribuidas a los revisores. Material adicional así como también archivos de resultados de modelos requeridos por los revisores también fueron distribuidos a los revisores durante la reunión. La reunión contó con la participación y asistencia de una interprete simultánea (Milka Rubio).

2. Actividades de revisión

La primera sesión de la reunión de revisión el día miércoles fue una descripción del formato y organización de la reunión así como aspectos logísticos presentados por el coordinador de la reunión (Dr. Billy Ernst, UDEC). A continuación el Sr. Víctor Espejo (SUBPESCA) presentó aspectos de la historia y situación actual legal y administrativa de la pesquería de sardina austral. Las motivaciones para la revisión incluyen el hecho que la pesquería de sardina austral es relativamente nueva, sin embargo representa el 90% de los desembarques y biomاسas estimadas para los pelágicos menores de la región. Por otro lado el modelo de evaluación de stock no ha cambiado sustancialmente desde su implementación en el año 2009. SUBPESCA espera que la revisión sea útil para identificar los puntos fuertes y débiles del enfoque actual para poder guiar mejoras en la evaluación y manejo, así como también ayudar a disminuir conflictos entre usuarios. Otro de los puntos mencionados como parte de la actual gestión es la práctica de evaluar la posibilidad de corregir los niveles de cuota en función de resultados sobre el reclutamiento provenientes del crucero hidroacústico realizado en otoño. El panel de revisión recomienda evaluar vía simulación las ventajas, desventajas y riesgo asociado a esta práctica



El Sr. Antonio Aranís (IFOP) presentó un resumen de la historia de la pesquería, características de la flota pesquera y su distribución espacial. El panel de revisión sugirió crear figuras para mostrar la distribución espacial de las capturas con círculos proporcionales a la magnitud de la captura. Varios factores han contribuido a subreporte y reportes erróneos en los desembarques de sardina austral, incluyendo cambios en la metodología de muestreo y el régimen de reporte, problemas en la identificación de las especies pelágicas (particularmente entre sardina austral y sardina común) ya sea por falta de familiaridad en la identificación correcta de especies o por incentivos a reportes erróneos dado cambios en los límites de captura. Los revisores recomendaron formas alternativas de trabajar en este problema, como por ejemplo revisar hacia arriba los valores oficiales de desembarque.

El Dr. Cristian Canales-Aguirre (UDEC) presentó una reseña de la información disponible sobre potencial estructura poblacional en la sardina austral en las Regiones X a XII. Investigaciones fueron presentadas y discutidas sobre historia de vida, morfología, parásitos, microquímica de otolitos, ADN mitocondrial y nuclear. Pareciera no haber evidencias, o evidencia débil, que apoyen hipótesis de estructura poblacional para la mayoría de los métodos revisados, con la excepción del método de microquímica de otolitos que sugiere tres stocks ecológicos y pesqueros con niveles variados de mezcla.

El Sr. Francisco Cerna (IFOP) presentó resultados de investigaciones sobre edad y crecimiento. La validación de las marcas en otolitos fue realizada a través de monitoreo de la fracción de otolitos con borde hialino a lo largo del año y análisis de microincrementos, aunque solo para individuos menores a los 7 cm, o a lo largo del primer año de vida. El panel de revisión sugirió discutir la posibilidad de marcas otoñales y primaverales, así como también el potencial de marcas de eventos reproductivos. Diferencias en fechas de nacimiento entre áreas fueron presentadas, junto a estimaciones de diferencias de crecimiento entre Regiones X y XI. Los revisores sugirieron ser cautos con la interpretación de diferencias en fechas de nacimiento y diferencias potenciales de crecimiento entre áreas dado el periodo limitado de muestreo y diferencias en fechas y plataforma de muestreo entre las dos regiones. Distribuciones de edad y talla fueron presentadas y los revisores pidieron copias de las claves de talla-edad así como distribuciones de edad disponibles.

En la última presentación de la sesión de la mañana del miércoles, el Dr. Sergio Neira (UDEC) presentó resultados de un proyecto FIP sobre el rol ecosistémico de la sardina austral e impactos de su explotación sobre otros stocks. Se ha encontrado solo superposición moderada entre la sardina austral y sus presas, por lo cual se ha inferido que otros factores deben ser responsables de su distribución espacial. El panel de revisión indagó sobre información disponible sobre potencial canibalismo sobre huevos de sardina austral, como ocurre en otras sardinias y porque pudiera afectar supuestos de curvas potenciales de relación stock desovante y reclutas (e.g. Beverton-Holt vs Ricker), sin embargo no hay información al respecto. La composición de dieta indica que Merluza de cola es el predador principal de la sardina austral por peso. Se dijo que los resultados de análisis de isótopos estables sugieren que la sardina austral es una presa secundaria.



para peces predadores. Sin embargo no fue clara para los revisores la evidencia de contradicción entre la señal isotópica observada y lo que hubiera sido esperado en Merluza de cola si la sardina austral fuera la presa principal, dada la señal isotópica de sardina austral. Los revisores preguntaron sobre información adicional oceanográfica o climática durante el periodo de aparición y preponderancia de la sardina austral en las Regiones X a XII que pudiera haber contribuido a los cambios observados, pero no hay información disponible al respecto. La última parte de esta presentación fueron resultados de un enfoque de simulación con Ecopath/Ecosim para explorar niveles alternativos de explotación para sardina austral en un contexto multiespecífico. Se presentó como resultados del ejercicio de simulación que la estrategia usada actualmente (F60%) parece ser agresiva y que niveles más precautorios podrían ser más apropiados. Sin embargo, el panel de revisión tuvo varias preguntas e inquietudes, incluyendo la falta de vinculación trófica entre sardina austral y Merluza de cola (su principal predador) en la figura de interacciones tróficas presentada, la discrepancia entre los modelos usados en el trabajo de simulación para describir la dinámica y la simulación de la evaluación de stock (estructurados a la edad) en comparación con el usado por IFOP (basado a la edad), así como también sobre el resultado aparentemente contra intuitivo de proyecciones de incremento en la biomasa de Merluza de cola con el incremento en la explotación de sardina (su principal presa).

La primera presentación del día jueves en la tarde estuvo a cargo del Sr. Elson Leal (IFOP) y se focalizó en la historia de vida de la sardina austral. El desove ocurre entre agosto y diciembre, con un máximo en octubre. La estimación de madurez a la talla está basada en datos colectados en la fecha de desove máxima (septiembre/octubre). Los revisores notaron que si bien la metodología parece correcta, su uso en el modelo de evaluación puede ser problemático dadas las diferencias en el momento del año cuando composiciones de talla son colectadas y el momento en que la madurez fue estimada. Esta diferencia puede resultar en estimaciones erróneas de la biomasa reproductiva calculadas en un modelo anual. Los revisores recomendaron formas alternativas de combinar los métodos utilizados para la estimación externa de mortalidad natural que es usada en la evaluación de stock.

El Sr. Antonio Aranís (IFOP) presentó una reseña de los programas de monitoreo de sardina austral. El panel de revisión puntualizó los problemas para interpretar resultados de cruceros acústicos realizados bajo distintos objetivos, por diversas instituciones, con diferentes diseños y plataformas de muestreo, y en distintos momentos del año. La cobertura de muestreo de IFOP disminuyó de manera marcada desde el año 2012.

El Sr. Sergio Lillo (IFOP) presentó la historia, diseños y resultados de cruceros acústicos disponibles para sardina austral. La batimetría de las regiones X a XII presenta desafíos para el desarrollo de las campañas. Las plataformas de muestreo son inadecuadas para realizar lances de identificación de media agua, por lo cual estos se realizan mediante redes de cerco que solo son efectivas en los 0-40 metros superiores de la columna de agua o 8 m (en botes más pequeños). El panel de revisión comentó varias discrepancias entre presentaciones y documentos sobre las fechas reportadas de



ocurrencia de los cruceros acústicos. No solamente los meses en que ocurrieron los cruceros han variado de año a año, sino también los objetivos y diseños de los cruceros. Los revisores realizaron preguntas sobre que supuestos fueron utilizados para amplificar las observaciones al área total, particularmente cuando hay diseños de muestreo distintos de año a año. Diseños alternativos podrían ser utilizados para cubrir mejor áreas donde la sardina austral es más probable de ocurrir. Se recomendó que un diseño en zigzag a lo largo de la costa junto a un análisis geoestadístico (e.g. kriging) podría generar un mejor índice.

En la última presentación de la sesión de la tarde del miércoles el Dr. Luis Cubillos (UDEP) presentó resultados del crucero acústico del año 2013. Este crucero siguió un diseño adaptativo y generó estimaciones de biomasa, composiciones de talla y edad. La estimación de edad fue realizada por un grupo distinto del que ha realizado dicho trabajo para IFOP en años anteriores, no ha habido trabajos de comparación entre distintos grupos que hacen determinación de edad para sardina austral. Mientras que los análisis de cruceros anteriores utilizaron valores de fuerza de blanco acústica de la sardina común, en este crucero se utilizaron valores de fuerza de blanco acústica estimados para sardinas australes vivas en un experimento in-situ.

Al final del primer día de reunión, el panel de revisión pidió una serie de ejercicios que se detallan en el Apéndice 3 del informe original.

La primera presentación de la sesión matinal del jueves estuvo a cargo del Sr. Elson Leal (IFOP) quien presentó el modelo utilizado en la evaluación de stock para sardina austral realizada en el año 2013. El modelo es estructurado a la talla, tiene una sola área, los sexos están combinados, y con una escala temporal anual entre los años 2006 y 2013. El modelo es esencialmente el mismo que ha sido usado desde el año 2009 cuando fue implementado por primera vez para sardina austral, basado en un modelo usado previamente para la Anchoeta. Las fuentes de datos principales utilizadas por el modelo en la evaluación de stock son capturas, composiciones de talla de pesquería y cruceros de investigación, CPUE de la pesquería y un índice acústico de abundancia relativa. Los revisores recomendaron explorar estructuras alternativas de modelos como modelos estructurados a la edad, a escalas temporales de mes, y patrones alternativos de selectividad. Los revisores sugirieron mejoras al tratamiento presente de los datos en la evaluación de stock, tales como evaluar asignar distintos años a los cruceros de investigación en el modelo anual (dependiendo de en qué mes o estación del año se realizaron), explorar formas alternativas en el tratamiento de las composiciones de tallas, incorporar escenarios con historias de captura realistas incluyendo niveles probables de subreporte. Los revisores recomendaron que datos actualmente disponibles pero no utilizados en la evaluación (composiciones de edad, edad condicionada a la talla, tallas por mes, datos disponibles antes del año 2006) debieran ser explorados en modelos alternativos o al menos discutidos en los informes de evaluación las razones por las cuales no son incluidos. El panel de revisión también sugirió explorar ponderaciones alternativas de los distintos tipos de datos, particularmente de los CVs utilizados en los índices de abundancia y los números efectivos de muestra para las composiciones de tallas. Los revisores recomendaron mejoras en el reporte de evaluación, tales como incluir explícitamente todas las distribuciones previas utilizadas en la



estimación y proveer tablas de todos los parámetros del modelo, tanto estimados como fijos, con nombres fáciles de interpretar.

El Sr. Elson Leal continuó en la sesión matinal del día jueves presentando los análisis de la estandarización de la CPUE. Varios factores fueron utilizados en la estandarización: zona, mes, año, tamaño de barco. Los revisores recomendaron evaluar el número y tamaño de las categorías usadas en cada factor así como incluir interacciones. Los revisores puntualizaron que los datos correspondientes a los años 2012 y 2013 debieran ser tratados con especial cuidado ya que reflejan solo parte del año y también el periodo de transición en el cambio de régimen desde pesca de investigación (marcada reducción en el número de viajes y cambios de los lugares principales de pesca). El panel de revisión también recomendó incluir un factor de no-proporcionalidad entre el índice comercial y la biomasa (hiper-estabilidad vs. hiper-agotamiento).

La última presentación del día jueves fue a cargo del Sr. Elson Leal y cubrió puntos de referencia biológicos y medidas de riesgo usadas en la sardina austral. El panel de revisión sugirió separar la ciencia (la incertidumbre) de los niveles de riesgo. En los reportes disponibles y la presentación, el riesgo es definido como riesgo de sobrepesca (probabilidad de exceder F_{60}). Esto es similar al uso de P^*/σ en USA. El panel de revisión recomendó que σ aquí debiera incluir el efecto de la variabilidad en el reclutamiento. En cuanto al análisis de reducción de la biomasa desovante, el método de equilibrio pareciera ser una alternativa mejor. Con alta variación en el reclutamiento, el enfoque dinámico puede indicar un estado de sobrepesca cuando la reducción está por encima del límite inferior (55%), y vice versa. Probablemente no sea recomendable permitir seguir pescando a F_{60} cuando el stock declina a niveles bajos debido primariamente a reducciones de reclutamiento, lo cual sería permitido por el método dinámico.

Al final de las presentaciones del día jueves los revisores pidieron continuar con el trabajo en los pedidos del día anterior y solicitaron corridas del modelo con escenarios alternativos (Apéndice 4). El día viernes fue utilizado para revisar resultados de corridas pedidas por los revisores, seguido de discusión sobre los resultados preliminares de la reunión de revisión y recomendaciones del panel de revisión. La reunión fue formalmente terminada luego del mediodía.



REVISIÓN POR PARES SARDINA AUSTRAL (diciembre 2014)

Resumen principales recomendaciones realizadas en el Taller de Revisión Por Pares

Alcance temporal: C= corto plazo (inmediato); M = mediano plazo (durante el transcurso del informe 2016= junio 2016)

Sugerencias del evaluador externo e independiente		Alcance temporal
Enfoque de evaluación de stock		
Frecuencia temporal	* Implementar un modelo a una escala temporal menor al año (semestral, trimestral). Se podría usar este modelo para estimar crecimiento dentro de él (mejorar visualización de los cambios modales). * Se recomienda relajar la serie temporal que se usa, e iniciar antes el modelo con las capturas alternativas y con la información de composiciones de tallas disponibles previo al 2006.	M
Condición virginal	Se asume que el modelo arranca en condiciones virginales, y también se ha especificado que existe un error en la identificación de la sardina previo al año 2006. Es necesario implementar algo que refleje que las capturas han comenzado antes, es muy importante dado a que la sardina posee pocos años de vida, en un pelágico 4 años es casi todo su periodo de vida.	M
Grupo plus	Se indica que sería conveniente incluir el grupo plus para hacer más generalizado el modelo y además que podrían haber individuos más grandes.	M
Función de selectividad	Explorar funciones de selectividad alternativas a la logística. Otro escenario con curvas de selectividad variables en el tiempo (explorar un random walk). Incluir análisis gráfico de sensibilidad de las selectividades	M
Composiciones de edades	Se sugiere utilizar en la modelación o en un modelo alternativo, la información de la composición de edades de la captura y de los cruceros con que se cuente.	M
Parámetros historia de vida		
Mortalidad natural	Revisar estimación de M. dudas con el σ usado para estimar promedio ponderado. (M tiene un efecto importante en la evaluación).	M
Parámetros de crecimiento	Se menciona que podría existir más de un ajuste de los parámetros de crecimiento dependiendo de la fecha de nacimiento de los individuos. Se podrían realizar algunas pruebas para estimar los parámetros dentro del modelo	M



Informaci3n utilizada en la evaluaci3n y su peso relativo		
Crucero acústico	* Discutir los problemas que trae el tener un diseño que va cambiando de año a año y que distintas entidades sean las responsables de ejecutar el crucero, con objetivos distintos. Se debe tener un crucero de investigaci3n estandarizado con los mismos objetivos. * El CV, debieran reflejar variaciones año a año del índice. Por ejemplo entre los años 2010 y 2012 hay cruceros distintos y podría verse mejor representado de acuerdo a CV año específicos	M
Captura total	Expandir los desembarques oficiales a una serie de desembarques alternativos, que refleje una posici3n más realista respecto a la falta de identificaci3n correcta de Sardina Austral previo al año 2006 (una fracci3n importante de SC haya sido SA). Al respecto se recomienda tomar el porcentaje del primer año en el cual se identifica correctamente SA y llevarlo hacia atrás, hasta el 2001.	M
CPUE	Se sugiere modificar la CPUE a una escala temporal menor, para que el índice refleje la estructura de talla que hubo en un determinado mes. Respecto al peso estadístico asociado, éste no debiera estar dado por la cantidad de años, sino que por el número de muestra utilizado para la composici3n de tallas.	M
Proporciones talla	En el lugar de tener una distribuci3n de talla y un índice (CPUE) por año, al desagregar la informaci3n podría haber 12 distribuciones de tallas por año y quizás un índice por año. Esto no necesariamente significa que debe haber más peso estadístico para las distribuciones de tallas: se puede tener el mismo peso estadístico dividiendo el peso de la muestra por 12. Lo que la escala temporal va a ayudar a resolver son temas asociados al crecimiento, y además, poner los índices en los momentos indicados del año en que ocurren. La desagregaci3n mensual va a permitir obligatoriamente un mejor uso de los datos.	M
	Se recomienda permitir que los CV cambien por año para las composiciones de tallas o eventualmente para las composiciones de edades cuando las incorporen. La idea es tener CV que demuestre el distinto esfuerzo muestral, de manera que en los años que exista un mejor esfuerzo muestral posean más peso que en aquellos años que no.	M



Cruceros acústicos: selectividad y capturabilidad		
Capturabilidad	* Se sugiere que al momento de presentar los resultados sería importante incluir escenarios con distintos valores de capturabilidad, de manera tal que la incertidumbre real no es solamente la considerada por el modelo que se está revisando, ya que depende mucho de los valores de la prior. El riesgo de suponer un q que parezca razonable es que se puede estar mostrando un nivel de incertidumbre que no es representativo con la realidad, sobre todo en pesquerías con muy poca data. *Se debiera hacer una discusión más específica respecto a los supuestos de capturabilidad y la construcción de la prior asociada.	M
Representación de la incertidumbre en las estimaciones del modelo de evaluación de stock y proyección		
Incetidumbre	La incertidumbre está presentada en el reporte de una forma en que se asume que el modelo que se está usando es el correcto y la incertidumbre asociada a la estimación de los parámetros con esa se queda el modelo. Se recomienda realizar una discusión respecto a la incertidumbre estructural del modelo.	M
Capturas totales	Construir escenarios para explorar el efecto de sobre o sub-reportes (sustitución de SA por SC, algunos años se observan cambios sospechosos en la proporción de especies)	M
Implementación del modelo de Evaluación		
Codificación y documentación	Estar seguro de que todo en el documento este reflejado basado en el modelo de evaluación. En términos de documentación deben mostrar todas las salidas, para ayudar a la interpretación del documento, funciones de selectividad por ejemplo.	C
	Revisión cuidadosa del código, los archivos de entrada y los resultados para garantizar la ejecución apropiada de las modificaciones y las ejecuciones.	C

A N E X O 4

Base de datos – Modelo
Sardina austral 2015.
(Se entrega junto al CD del Texto)



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl