



SEGUNDO INFORME

Convenio de Desempeño 2020

"Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentable de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021"

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Junio 2021



SEGUNDO INFORME

Convenio de Desempeño 2020

“Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentable de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021”

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Junio 2021

REQUERENTE
SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía y Empresas de Menor Tamaño
Julio Alberto Pertuzé Salas

EJECUTOR
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Luis Parot Donoso

Jefe (I) División Investigación Pesquera
Sergio Lillo Vega

JEFE DE PROYECTO
Juan Carlos Quiroz Espinosa

AUTORES
María José Zúñiga Basualto
Doris Bucarey Sepúlveda
María Cristina Pérez Cuesta



Índice

RESUMEN EJECUTIVO	3
1. OBJETIVOS	4
1.1. Objetivo general	4
1.2. Objetivos específicos	4
2. ANTECEDENTES	5
2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio	5
2.2. Unidades de stock y ecología	6
2.3. Pesquería	6
2.4. Reclutamiento	7
2.5. Reproducción	8
2.6. Crecimiento y mortalidad natural	8
2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)	8
3. METODOLOGÍA DE TRABAJO	10
3.1. Objetivo específico 1:	10
3.1.1. Modelo Conceptual	10
3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock	12
3.1.3. Evaluación de stock	16
3.1.4. Ajuste consistencia y error del modelo base	24
3.2. Objetivo específico 2:	26
3.2.1. Estatus	26
3.3. Objetivo específico 3:	30
3.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y proyección del stock	30
3.3.2. Incorporación del descarte en la CBA	32
3.3.3. Proyección del stock	33
3.4. Objetivo específico 4:	33
4. RESULTADOS	34
4.1. Objetivo específico 1:	34
4.1.1. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock	34
4.1.2. Descripción de los datos de entrada al modelo de evaluación de stock	35
4.1.2. Diagnóstico del modelo de evaluación de stock	41
4.2. Objetivo específico 2:	49
4.2.1. Indicadores del stock	49
4.2.2. Estado de explotación	51
4.3. Objetivo específico 3:	56
4.3.1. CBA inicial 2021 (Asesoría de Septiembre 2020 - Hito 1)	56
4.3.2. Actualización de la CBA 2021 (Asesoría de junio 2021 - Hito 2)	57
4.3.3. Proyección del stock	57
4.4. Objetivo específico 4:	61
4.4.1. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2021	61
4.4.2. Mejoras realizadas al modelo de evaluación de stock	62
4.4.3. Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos	63
5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	65
5.1. Datos de entrada actualizados	65
5.2. Indicadores del stock	65
5.3. Estado del stock	65
5.4. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)	66
5.5. Análisis crítico de los datos	66



5.6. Biología, ecología y estrategias de explotación 67

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 69

7. ANEXOS

- ANEXO I: Estandarización de la CPUE de sardina austral de la Región de Los Lagos
 - ANEXO II: Sensibilidad de la actualización de datos
 - ANEXO III: Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos



RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al informe final técnico de estatus y Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el año 2021 en la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en aguas interiores de la Región de Los Lagos. Se utiliza la información más reciente a nivel nacional año 2020, incluyendo el crucero de evaluación directa realizado en abril/mayo de 2021.

Para realizar la evaluación de stock, se utilizó una aproximación talla-estructurada con información de los desembarques totales (2002-2020), estructura de longitudes de la flota desde el año 2005 hasta el mes de diciembre del año 2020, el índice de CPUE estandarizado (2007-2020) y la estructura de tallas y biomasa del crucero de evaluación directa (2006-2021). El desembarque del año 2021 es supuesto en un valor de 12.347 toneladas, correspondiente a la CBA recomendada por el Comité Científico Técnico de Pequeños Pelágicos (CCTPP).

De acuerdo al actual escenario de modelación, los resultados de la evaluación de stock indican que la Biomasa total (BT) de sardina austral en la Región de Los Lagos, evidenció una importante reducción a partir del año 2005 (269,7 mil t), alcanzando un nivel de 98,2 mil t el 2011. Entre el 2012 al 2014 las biomassas se estabilizan en torno al promedio histórico (152,7 mil t). A partir del año 2015 comienzan a reducirse nuevamente, alcanzando los niveles más bajos entre el 2016 al 2018 (82,2 mil t, promedio), producto de los bajos niveles de reclutamiento registrados durante ese período. Los años 2019 y 2020 muestra una recuperación hasta niveles en torno a las 126,5 mil t en promedio. Para el año 2021 la Biomasa total se reduce un 14 % respecto al promedio de los últimos dos años, pero es un 32 % mayor al promedio de los años más bajo. La biomasa desovante (BD) en tanto, sigue la misma tendencia de la BT y disminuyó desde 78,4 mil t, en 2006 hasta 20 mil t los años 2017 y 2018. Para el año 2020 se observa un incremento del 59 % respecto al 2019, no obstante, para el año 2021, la BD se reduce un 12 % respecto al 2020. Al principio de la serie, el intervalo de confianza es más amplio debido a que el modelo solo utiliza los desembarques para estimar las variables poblacionales.

El diagrama de fase, los resultados muestran que el stock se encontraría, durante el año 2020 y 2021 en una condición de plena-explotación. No obstante, la condición estimada para el año 2021 es incierta debido al supuesto de captura del último año. Si se considera el año 2020 (información completa), el stock se encuentra en plena explotación.

El rango de captura actualizada para la pesquería de sardina austral durante el año 2021 en la Región de Los Lagos, podría situarse entre 12,99 mil t y 16,9 mil t. Considerando el descuento del 2,3 % de descarte, el rango se encuentra entre 12,69 mil t y 16,52 mil t.



1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

Proveer la asesoría científica necesaria para la determinación del estado de explotación y la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que deberá llevar o mantener al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), la pesquería de sardina austral Región de Los Lagos, bajo condiciones de riesgo e incertidumbre, cuantificando las distintas fuentes e integrando la mejor información científica-técnica disponible.

1.2. Objetivos específicos

1. 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.
2. Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.
3. Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.
4. Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.

2. ANTECEDENTES

La sardina austral (*Sprattus fuegensis*), es un pez pelágico de pequeño tamaño presente en el sistema de fiordos y canales del sur de Chile y en la costa sur de Argentina. Al igual que otros peces pelágicos pequeños como sardina común y anchoveta, esta especie muestra importantes fluctuaciones interanuales en su abundancia, lo que redunda en una alta variabilidad en los desembarques; presenta un corto ciclo de vida (longevidad máxima de cuatro años), un rápido crecimiento y elevada tasa de mortalidad natural. Además, cumple un importante rol trófico generando fluctuaciones en la abundancia de otras especies que predan sobre ella. Por el ambiente donde se desarrolla, posee características biológicas propias, como baja fecundidad, que la hace más sensible a la explotación pesquera en comparación con la sardina común en la zona centro-sur y anchoveta en la norte de Chile.

2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio

En la costa Pacífico, la sardina austral posee una distribución que se extiende a través del sistema de fiordos y canales del sur de Chile, desde la zona del mar interior de Chiloé hasta el extremo sur del continente (Aranis *et al.*, 2007; Cerna *et al.*, 2013) (**Figura 1**). El modelo de evaluación de stock utilizado para el cálculo de indicadores, estatus del recurso y recomendación de CBA, se restringe a la zona del mar interior de la Isla de Chiloé (41°90'S, 43°50'S). dado a que la pesquería se desarrolla mayoritariamente en esta zona y la información disponible proviene casi exclusivamente de este sector.

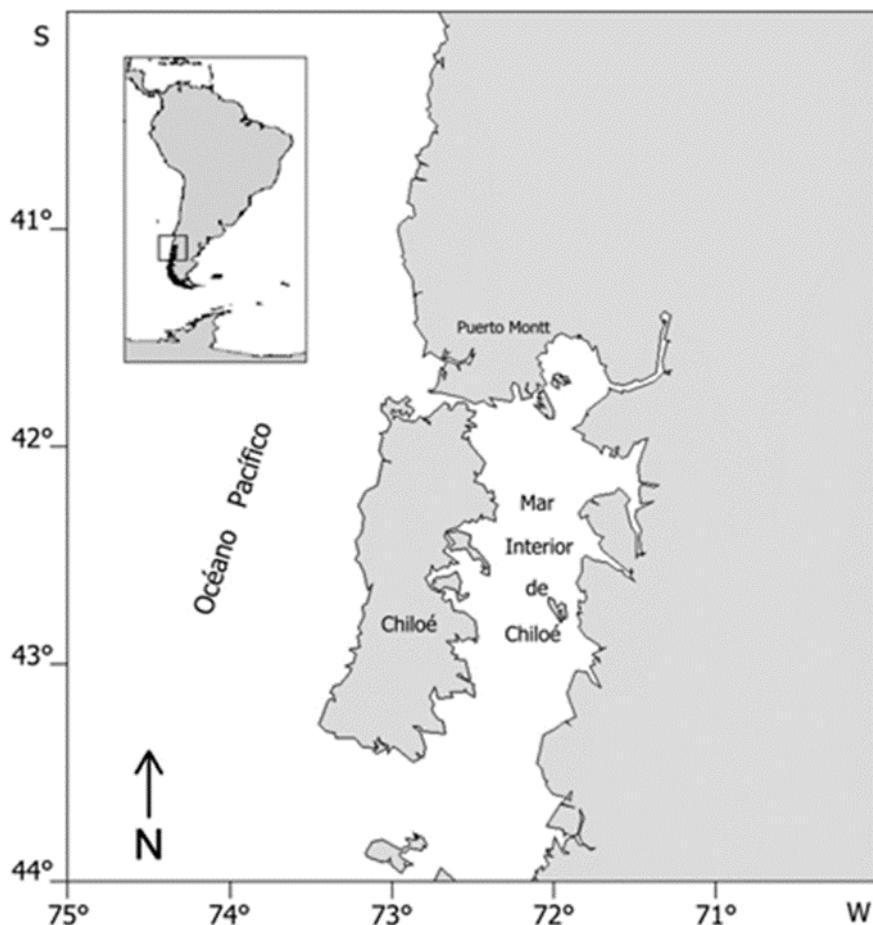


Figura 1. Distribución de *S. fuegensis* en el extremo sur de Sudamérica y focalización del área de estudio (recuadro) en el mar interior de la isla de Chiloé, Chile (41°90'S a 43°50'S).

La principal hipótesis de trabajo, que sustenta el modelo de evaluación de stock, plantea que en aguas interiores de la Región de Los Lagos, existe una población auto-sustentada que recluta, crece y se reproduce en el área. Esto a pesar que existen antecedentes de flujo de individuos entre la Región de los Lagos y la Región de Aysén (Galleguillos *et al.*, 2012; Neira *et al.*, 2014).

2.2. Unidades de stock y ecología

De acuerdo con 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 entre los individuos de la Región de Aysén y Los Lagos, aunque con un nivel de mezcla importante a nivel de los adultos (26-32 %). Sobre su rol ecológico, 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). 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. Neira *et al.*, (2014) indican que sardina austral es presa significativa de otros recursos pesqueros como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado.

2.3. Pesquería

La pesquería se encuentra bajo Régimen Artesanal de Extracción (RAE), sujeta al establecimiento de cuotas anuales de captura. La captura de sardina austral es realizada por naves cerqueras, consideradas por la legislación pesquera de Chile como artesanales, con máximo de 17,99 m de eslora o 50 toneladas de registro grueso. Entre los años 2007 y 2020 la flota ha variado entre las 27 y 38 naves operando anualmente. La pesquería se desarrolla mayoritariamente en la Región de Los Lagos y se caracteriza por presentar una fuerte estacionalidad en el desembarque, el cual ocurre principalmente durante el primer semestre.

Luego de ser identificada como una especie distinta de sardina común (Aranis *et al.*, 2007), los registros oficiales comienzan el año 2006 con capturas cercanas a las 40 mil t. Entre los años 2010 y 2016, cuando comienza la evaluación de stock a través del actual enfoque de modelación, los desembarques anuales oscilaron en torno a la cuota asignada de 20 mil t promedio (**Figura 2**). El año 2017, los desembarques disminuyeron hasta las 14 mil t y durante el año 2018, mostró el menor nivel de la serie con 8,4 mil t. A partir del año 2019 se observa una leve recuperación en las capturas, alcanzando un desembarque de 14 mil toneladas en el 2020, un 8 % menor a la cuota global establecida.

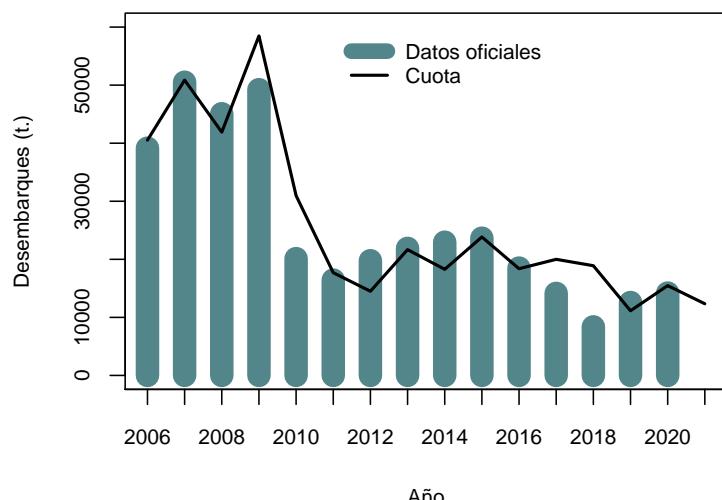


Figura 2. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2020 (fuente: SERNAPESCA).

2.4. Reclutamiento

El análisis de la estructura de longitudes mensual obtenida desde la actividad pesquera sugiere que el reclutamiento de individuos a la pesquería ocurre principalmente entre abril y junio. Desde el año 2014, esto ha sido confirmado por los cruceros de evaluación directa que reportan la presencia de reclutas en los meses de abril y mayo. No obstante, la información de la flota también ha observado una moda de ejemplares pequeños en los meses de agosto (2019), octubre (2017 y 2019) y en enero-marzo (2017) (**Figura 3**).

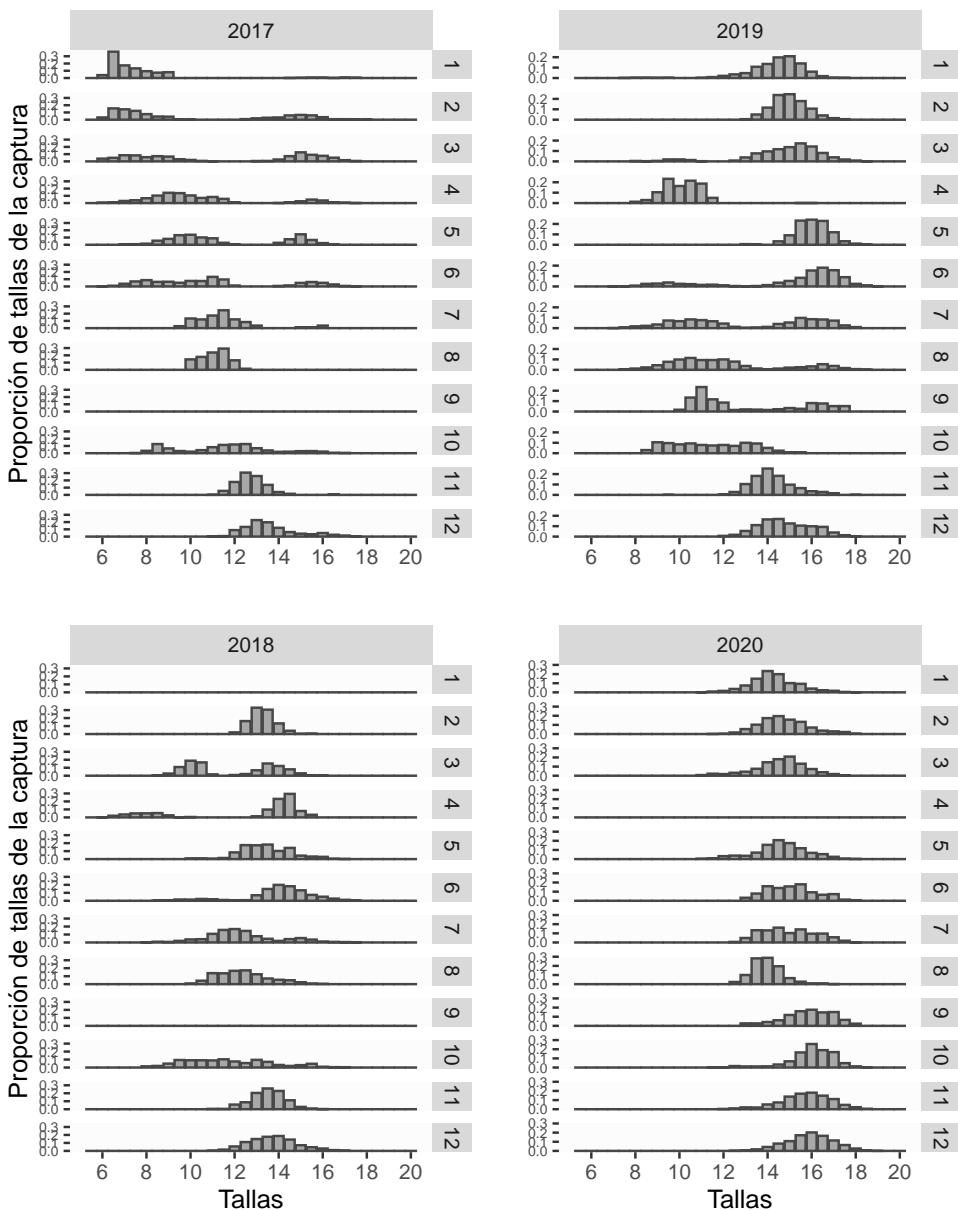


Figura 3. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2017-diciembre 2020), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.



2.5. Reproducción

Los antecedentes biológicos de la especie provienen principalmente de estudios realizados en aguas interiores de la Región de Los Lagos. Sobre su reproducción, Leal *et al.* (2011) señalan que la especie corresponde a un desovante parcial con una estación reproductiva concentrada en el segundo semestre (entre septiembre y diciembre), cuando las hembras desovarían a una longitud media de 13,5 cm LT. Los mismos autores también discuten que debido a las condiciones del hábitat de la especie, esta tendría una fecundidad baja, en beneficio de huevos de mayor tamaño. Esta hipótesis es apoyada por Landaeta *et al.*, (2011) quienes determinan un mayor tamaño del huevo de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos en comparación a lo informado por Herrera *et al.*, (1987) para sardina común (*Strangomera bentincki*) en la zona centro sur. Sobre la fecundidad, Cubillos *et al.*, (2007) reportan que *S. bentincki* en la zona centro-sur de Chile produce en promedio entre 8300 y 10400 ovocitos por tanda de desove. Estos valores son casi el doble de lo informado por Aranís *et al.*, (2014), quienes reportan una fecundidad promedio de 5300 ovocitos para *S. fuegensis* en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

2.6. Crecimiento y mortalidad natural

Cerna *et al.*, (2007), reportan los parámetros de crecimiento (**Tabla 1**) y mortalidad natural (M) de sardina austral, indicando que la especie presenta un patrón de crecimiento 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.

Tabla 1. Parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para sardina austral de la Región de Los Lagos.

Parámetro	Cerna <i>et al.</i> , (2007)
k	0.78
L _{oo}	17.71
M	0.83

2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)

De acuerdo al ciclo de manejo de esta pesquería, la recomendación de CBA comienza con el cálculo de la CBA inicial que permite al CCT-PP establecer el estatus y recomendar el rango de CBA para el año siguiente. Entre abril y mayo de cada año, el crucero de evaluación hidroacústico permite estimar la abundancia y biomasa de reclutas. Esta información junto a datos provenientes de la pesquería (del año anterior) es utilizada para la revisión de la CBA del año actual. En general en el segundo hito de revisión de CBA el CCT-PP ha recomendado mantener la CBA inicial (*statu quo*), con excepción del año 2020. En general los desembarques registrados han estado por debajo de la CBA recomendada por el CCT-PP (**Tabla 2**).



Tabla 2. Capturas biológicamente aceptables recomendadas por el CCT-PP en las distintas etapas de establecimiento de CBA, desembarque registrado y sus diferencias de sardina austral de la Región de Los Lagos.

Año	CBA inicial (t)	CBA actualizada (t)	Desembarque	Diferencia entre el desembarque y la Cuota
2014	18.750	22.790	22.951	1,01
2015	24.550	<i>statu quo</i>	23.643	0,96
2016	20.000	<i>statu quo</i>	18.495	0,92
2017	20.000	<i>statu quo</i>	14.134	0,70
2018	17.200	<i>statu quo</i>	8.355	0,49
2019	11.137	<i>statu quo</i>	11.278	1,01
2020	7.883	15.471	14.213	0,92
2021	12.347			

3. METODOLOGÍA DE TRABAJO

3.1. Objetivo específico 1:

"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."

3.1.1. Modelo Conceptual

La conceptualización del modelo biológico considera los siguientes componentes de la dinámica poblacional:

- **Estructura geográfica:** Se asume que la población de sardina austral en la Región de Los Lagos constituye una unidad de stock. Se asume un stock homogéneo al interior de la unidad de pesquería, donde el conjunto de individuos está sujeto a la misma probabilidad de crecimiento y mortalidad, y donde la migración no es importante.
- **Reproducción:** Se asume que los individuos del stock tienen un evento reproductivo discreto, que se representa a comienzos de la estación reproductiva y que con propósitos prácticos se asume en agosto.
- **Reclutamiento:** El reclutamiento ocurre a la forma de un pulso de abundancia en enero de cada año, 5 meses después del evento reproductivo.
- **Tasa de mortalidad natural:** La tasa de mortalidad natural se asume invariante y se considera $M=0,83$ por año.
- **Dinámica del crecimiento:** El crecimiento es recogido a través de la ecuación de Von Bertalanffy y se modela a través de una matriz de transición entre tallas sucesivas.
- **Interacción inter-específica:** La interacción se asume ocurre en los eventos de pesca, de tal manera que el modelo es de tipo mono-específico.

El modelo de evaluación de stock de sardina austral se basa en un análisis estadístico de la dinámica de estructuras de tallas a nivel anual, donde se incorpora información biológica y pesquera agregada en año calendario. La información que ingresa al modelo consiste en los desembarques totales obtenidos de los registros oficiales de SERNAPESCA, datos de composición de talla anual y pesos medios a la edad de la flota proporcionados por el programa de monitoreo de las pesquerías de peces pelágicos, mientras que las evaluaciones hidroacústicas, proporcionan información de biomasa vulnerable en otoño junto con sus respectivas composiciones de longitudes. En base a esta información el modelo estima las variables de estado representadas por la biomasa desovante (BD) y los niveles de mortalidad por pesca (F) que junto a los puntos biológicos de referencia (PBRs) permiten determinar el estatus y calcular la "Captura Biológicamente Aceptable (CBA) (Figura 4).

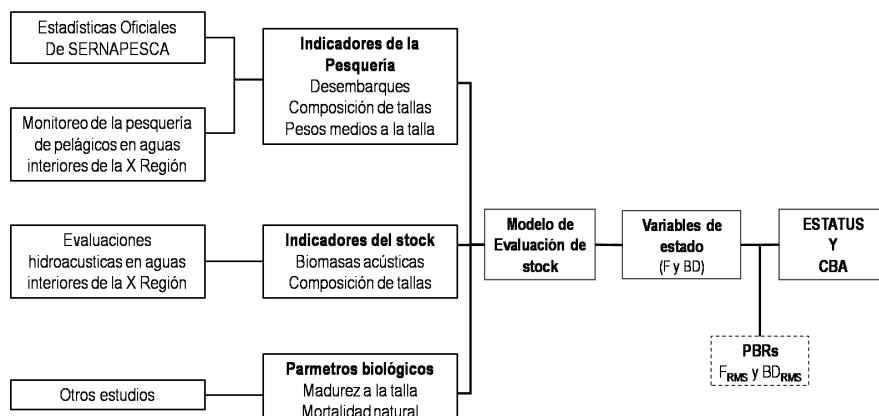


Figura 4. Procedimiento de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

En la implementación del procedimiento de evaluación de stock se utilizan protocolos científicos basados en la determinación de un sistema de niveles o “tiers” que permiten clasificar la información disponible de las especies y su pesquería, los cuales se han convertido en una herramienta de uso común en la asesoría orientada al manejo pesquero en la actualidad. Para estimar el RMS se utiliza la estrategia de niveles y de acuerdo con la clasificación del estándar de información se definen los PBR o “proxy” que serán usados para determinar el estatus del recurso. La definición de los procedimientos de cálculo de los PBR y del marco de referencia especie específicos se basan en el estudio “Revisión de los puntos Biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales” (Paya *et al.*, 2014), en cuyo primer taller se desarrolló, en conjunto con expertos internacionales, un sistema de tres niveles para derivar al RMS específico para las pesquerías en Chile (**Figura 5**). Además, para determinar el estatus de los recursos selectos, se consideró lo establecido por el Comité Científico Técnico de Pelágicos Pequeños (CCT-PP) sobre los requerimientos técnicos que define los estándares de análisis y evaluación para las pesquerías analizadas, conforme a los niveles de conocimiento, información y calidad de los datos disponibles para esos fines.

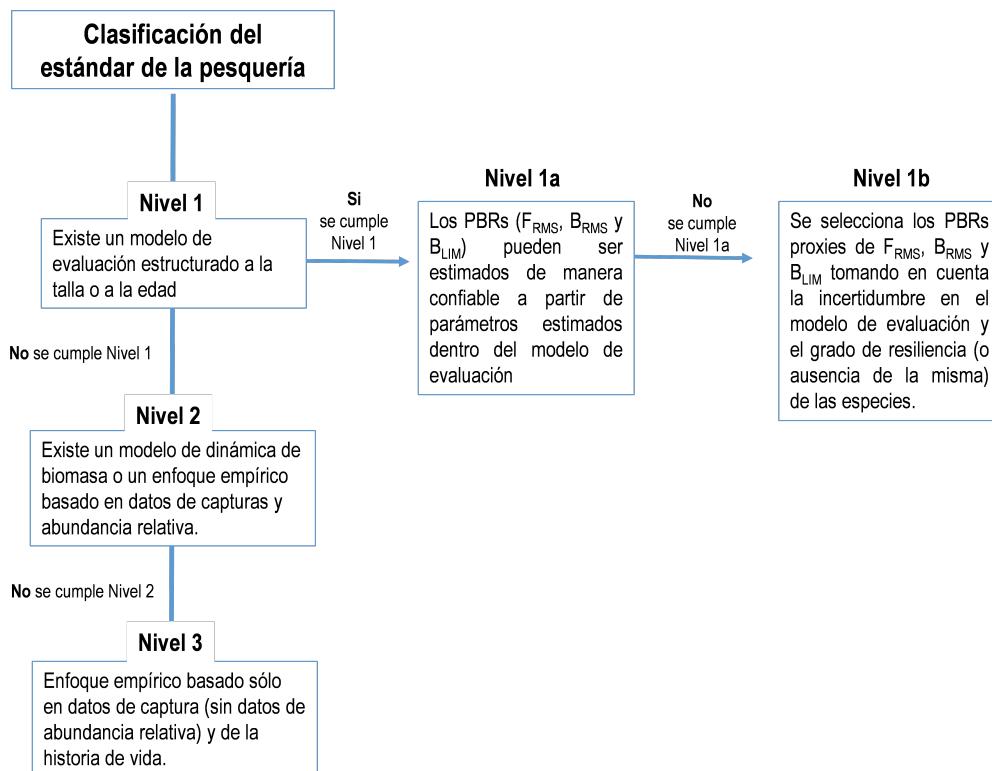


Figura 5. Sistema de niveles para la determinación de los PBRs de acuerdo a la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible y, métodos de evaluación de stock empleados en cada pesquería.

Los peces pelágicos de pequeño tamaño como sardinas y anchovetas, son especies con una mortalidad natural (M) alta (viven durante un período máximo de 4-5 años), crecen rápido y maduran tempranamente. El reclutamiento está altamente influenciado por el ambiente. El modelo de evaluación de stock tiene una frecuencia temporal anual. Tanto el modelo y los datos son estructurados a la talla. Se considera una flota comercial en el modelo de evaluación y el patrón de selectividad es asumido constante a través de los años. El modelo de evaluación de stock no incluye una relación S-R. Estos antecedentes permiten clasificar a sardina austral Región de Los Lagos en el **Tier 1b**.



3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

A diferencia del modelo usado hasta el estudio previo, que abarcó el periodo 2006-2017, la actual estructura de modelación rescata información previa y se inicia el año 2002. Esto como parte del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) y considerando las recomendaciones realizadas en la revisión por pares del estudio (Ernst *et al.*, 2015).

A continuación, se detalla y fundamenta el conjunto de datos a emplear para la estimación de los índices de abundancia, así como su forma de utilización (ejemplo, indicadores absolutos o relativos). Además, se informa la incertidumbre asociada a los indicadores de abundancia propuestos para utilizar en la evaluación de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

La evaluación de stock utiliza información del desembarque total anual de la especie en la Región de Los Lagos, proporcionada por el Servicio nacional de pesca (SERNAPESCA); información de la pesca de investigación realizada por IFOP entre los años 2005 y 2012 y del monitoreo de la pesquería (2013-2020); muestreos biológicos y de frecuencias de tallas, realizados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) en el marco del Programa de Seguimiento de la Pesquería Pelágica centro-sur (Aranis *et al.*, 2018). El modelo de evaluación, incorpora también las estimaciones de biomasa total y estructura de longitudes estimados por los cruceros hidroacústicos realizados por diferentes instituciones los años 2006, 2008, 2011 y 2013 al 2021.

a) Desembarques: Corresponde a la extracción registrada en puerto, independiente de la zona de procedencia. Tiene valor en definir la importancia relativa de los distintos puertos de descarga, por lo tanto, es de mayor interés administrativo y/o comercial de la actividad. Su propósito es cuantificar los volúmenes totales y por especie, que efectivamente se reciben en la descarga o desembarque. Las estadísticas oficiales de los desembarques son sistematizadas por Sernapesca, sobre una base mensual, por tipo de flota, puerto de desembarque y especie objetivo. Cabe señalar que en la pesquería pelágica el concepto de captura es igual al del desembarque. Para la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de los Lagos, la serie se inicia el año 2002. Los registros oficiales de desembarque de la especie comienzan el año 2006, se utilizaron entonces dichos registros entre los años 2006 y 2017. Previo al año 2006 y siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y priorizada en el CCT-PP, se utilizaron los desembarques oficiales de sardina común, asumiendo que un 70% correspondía a sardina austral. Este porcentaje es un supuesto que proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigación realizada por IFOP entre el 2006 y 2012, donde en promedio se obtiene esta proporción de especies en las capturas (Aranis *et al.*, 2012).

b) Sub-reporte: La pesquería, aunque dominada por sardina austral, es de carácter mixta, apareciendo en ocasiones junto a sardina común y anchoveta. La restricción por cuotas para sardina austral, puede motivar a los usuarios a reportar una especie por otra. Es así como se han advertido cambios importantes en la proporción de especies en los desembarques ante reducciones en la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) de sardina austral. Por ejemplo, el año 2010, se registró un incremento significativo en la proporción de sardina común en los registros.

Otro antecedente, es la escasa presencia de certificadores en la en aguas interiores de la Región de Los Lagos durante el año 2017. Esto, podría explicar, de alguna manera, la reducción en los desembarques oficiales registrados el último año respecto a los niveles esperados.

c) Descarte: Los estimadores de captura descartada son diseño-basados, y asociados a un muestreo estratificado de conglomerados bietápico, en donde la unidad de primera etapa es el viaje y la unidad de segunda etapa es el lance de pesca. La estratificación son: Espacial (región o macrozona), temporal (año o semestre) y operacional (flota) y como factor de expansión se utiliza el esfuerzo en términos de viajes de pesca anuales de la flota, información proveniente de la base de datos de desembarque de SERNAPESCA. En cuanto al número de viajes totales, se consideran solo embarcaciones mayores a cierta eslora en las cuales se realizan embarques por parte de observadores. Las capturas retenida y descartada por lance se estimaron visualmente, considerando además información proveniente de los equipos de detección del



barco y el volumen de llenado de la bodega en términos de peso (t) para el caso de la captura retenida. Cuando se observó un descarte completo desde la red en el agua, la proporción de especies se estimó de manera visual. En pocas ocasiones se pudo acceder a una muestra de la captura descartada. Cuando el descarte fue parcial, se asumió que la proporción de especies de la captura descartada, fue el mismo que los de la captura retenida.

En la **Tabla 3** se entregan observaciones generales sobre estimación de capturas y porcentaje de descarte semestral, destacándose que el descarte para el primer semestre de 2017 (30 %) sería atribuible al exceso de fauna acompañante con baja cuota (anchoveta). La imputación conjunta se aplicó solo a fines de ese año lo que regularizó esta situación. Además se observaron elevadas capturas que generaron un exceso de la capacidad de bodega. Para el segundo semestre de 2017 y también primer semestre 2018, los pescadores pierden el interés por participar en el proyecto, y hay reticencia a embarcar observadores (**Tabla 4**). El argumento basal fue que las lanchas no tenían habitabilidad y condiciones de seguridad para subir un observador. En consecuencia se comienza a implementar el ROC desde marzo de ese año (2018) pero no tuvo buenos resultados por falta de control/fiscalización de la autoridad marítima. Adicionalmente y durante el segundo semestre de 2019 se agota la cuota para lanchas grandes, mayormente salieron a pescar lanchas pequeñas de menor eslora, baja capacidad de captura y con problemas de habitabilidad.

Tabla 3. Estimación de capturas total, retenida y descartada semestrales, junto a sus respectivos coeficientes de variación (CV), para la flota artesanal de sardina austral de la Región de Los Lagos estimadas entre los años 2017 al 2020. Porcentaje de descarte, viajes muestreados, viajes totales y cobertura de muestreo

Periodo	Año	Semestre	Flota	CT (t)	CV(CT)%	CR (t)	CV(CR)%	CD (t)	CV(CD)%	Descarte (%)	Viajes obs	Nº VT	Cobertura (%)
Investigación descarte	2017	Primer semestre	Artesanal	13.685	29,9	9.637	35,6	4.048	56,1	29,58*	11	433	2,54
		Segundo semestre	Artesanal	**	**	**	**	**	**	**	0	306	0,00
	2018	Primer semestre	Artesanal	***	***	***	***	***	***	***	2	157	1,27
		Segundo semestre	Artesanal	6.464	22,4	5.988	24,3	476	63,6	7,37	14	312	4,49
	2019	Primer semestre	Artesanal	14.501	14,6	14.322	15,3	178	49,1	1,23	21	344	6,10
		Segundo semestre	Artesanal	****	****	****	****	****	****	****	8	238	3,36
Monitoreo descarte	2020	Primer semestre	Artesanal	11.156	20,8	9.681	16,1	1.475	87,1	13,22	17	228	7,46

Tabla 4. Número de viajes muestreado con observador científico por mes y año y número de viajes totales del año, junto al porcentaje de cobertura . Análisis realizado entre los años 2017 al 2019

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Viajes OC/est	Nº VT	Cob OC/estimación
2017	-	2 (7)	6 (13)	0	2 (3)	2 (2)	0	0	0	0	0	0	12 (25) / 11	739	1,62 / 1,48
2018	0	0	0	0	0	2 (10)	0	3 (8)	1 (5)	0	1 (1)	10 (37)	17 (61) / 16	469	3,62 / 3,41
2019	5 (13)	5 (14)	5 (11)	1 (1)	2 (7)	6 (17)	6 (13)	1 (3)	0	0	1 (3)	2 (2)	34 (84) / 29	582	5,84 / 4,98
2017-2018	5 (13)	5 (14)	5 (11)	1 (1)	2 (7)	8 (27)	6 (13)	4 (11)	1 (5)	0	2 (4)	12 (39)	51 (120) / 45	1.051	4,85 / 4,28
2017-2019	5 (13)	7 (21)	11 (24)	1 (1)	4 (10)	10 (29)	6 (13)	4 (11)	1 (5)	0	2 (4)	12 (39)	63 (145) / 56	1.790	3,52 / 3,12

Para la propuesta de valores de descarte utilizados para la corrección de la serie histórica de captura, no se consideraron datos del primer semestre de 2017, ya que fue el año de implementación del proyecto con alta desconfianza de los pescadores, lo que finalmente resultó en una baja cobertura (1,5%; **Tabla 5**). Además, fue un año con condiciones diferentes en cuanto a las especies presentes en las zonas de pesca (alta presencia de anchoveta). Se trabajó con datos a escala anual para incluir la mayor cantidad de información disponible y para ser consecuentes con la evaluación de stock, ya que se necesita un porcentaje de descarte en año calendario. No se consideró información de 2020, ya que son datos preliminares y no están disponibles para el año completo, de acuerdo al mismo criterio que el punto anterior. Se consideraron 45 viajes para las estimaciones de captura y porcentaje de descarte. El número de viajes totales de la flota en 2018 y 2019 alcanzó a 1.051 viajes de pesca. El análisis con datos 2018-2019 entregó un valor de descarte de sardina austral de 2,32 %. La cobertura anual observada varió entre un 3,4 % y 5,0 %, con un valor para todo el periodo de 4,3 %.

Las causas del descarte, en el periodo 2017-2019 se indican y resumen en la **Tabla 6**. Debe considerarse que la causa definida como Lance con poca pesca y Criterios de calidad están asociadas, ya que operan



Tabla 5. Valores de descarte estimados para los años 2018 y 2019, y supuesto de descarte propuesto para corregir la serie de desembarques utilizada en la evaluación de stock

Año	CT (t)	CR (t)	CD (t)	Descarte (%)	Viajes obs	Nº VT	Cobertura estimación
2018	12.877	12.251	626	4,86	16	469	3,4%
2019	23.503	23.285	219	0,93	29	582	5,0%
2018-2019	36.380	35.536	844,6	2,32	45	1.051	4,3%

en zonas de pesca alejadas, el patrón no puede volver al puerto de desembarque con baja captura (<5 t) por costos operacionales (ej. costo de petróleo). A su vez esto implica que si sigue pescando en zonas alejadas, la pesca de los primeros lance pierde calidad.

Tabla 6. Causas de descarte agrupadas para 2017-2019

Año	Causas de descarte	Frecuencia lances	Frecuencia viajes	Descarte (t)	Observaciones
2017-2019	Lance con poca pesca	5	5	6.8	Sardina austral, merluza de cola y anchoveta
	Criterios de calidad	4	4	28	Sardina austral, sardina común, anchoveta, langostino de los c.
	Captura de especies no comerciales	3	2	2.05	Langostino de los canales
	Excede capacidad de bodega	3	2	25	Sardina austral y sardina común
	Excede límite permitido de fauna acompañante	2	2	61	Sardina austral, mote, langostino de los canales
	Captura de ejemplares bajo talla comercial	2	2	53	Sardina austral, sardina comun y anchoveta
	Excede capacidad de operación o consideraciones de seguridad	1	1	25	Sardina común
	Total	20	18	200,9	-

Viajes totales con captura y datos de causas de descarte: 55

Lances totales con captura: 138

Finalmente, en base a la información previa, en la tercera sesión del CCT-PP (Acta Sesión N°3) se acordó que para la sardina austral de la Región de Los Lagos, se aplicará de forma transitoria un descarte de de 2,3 % anual para corregir la serie histórica de capturas. Este porcentaje considera la información registrada en los años 2018 y 2019, eliminando los valores del 2017 por su baja representatividad. Además, se aplicará un descarte de 2,3 % anual a la CBA máxima, de forma transitoria en el período 2021 y 2022.

d) Seguimiento de la pesquería: El monitoreo de la pesquería de sardina austral en la Región de Los Lagos es realizado por el Proyecto de Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos, que forma parte del Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales y es encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP. Este proyecto permite obtener indicadores como las estructuras de edad/talla y peso medio a la talla, bitácoras de pesca para estimación del índice de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), entre otros.

e) Composición por talla: La estructura de tallas del desembarque o captura, corresponde al número de ejemplares, por rango de talla, capturados por la flota. Los muestreos de longitudes, permiten estimar la composición en número a la talla. Estos, son ponderados a la captura del viaje, zona y mes según el procedimiento desarrollado por Saavedra (2006). El indicador se obtiene por estratos a través de la ponderación de la estructura de talla con la captura diaria o temporal evaluada de las embarcaciones.

f) Pesos medios a la talla: Desde los muestreos biológicos, los ejemplares son medidos en su longitud total (Lt) cada 0,5 cm y pesados ($\pm 0,1$ g). Esta información es usada en la estimación de la relación entre el peso y la longitud del pez (relación longitud-peso). El peso medio a la talla, es utilizado en las estimaciones de biomasa total, desovante y biomasa del crucero.



g) Captura por Unidad de esfuerzo (CPUE): Las bitácoras de pesca son utilizadas para analizar las tasas de capturas de la flota y estimar a través de modelos lineales generalizados (GLM) (McCullagh y Nelder, 1989) el índice de abundancia relativa conocido como captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Dicho índice es utilizado para ajustar del modelo de evaluación de stock junto a los desembarques y crucero de evaluación directa.

h) Cruceros de evaluación hidroacústica: Entre los años 2006 y 2020 se han realizado en la zona del mar interior de Chiloé, 11 cruceros de evaluación directa, destinada a evaluar el reclutamiento de ejemplares a la población. Se estima en este estudio la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina austral.

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 *Sprattus sprattus* del mar Báltico y es considerada más adecuada para los cálculos de Biomasa. Por su parte, Cubillos y Pedraza (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 7**. 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).

Tabla 7. Valores de biomasa total utilizado en el modelo de evaluación de stock de sardina austral de La Región de Los Lagos. Valor de TS = 67,8 reportada por Niklitschek *et al.* (2009).

Año	Fecha/periodo	Autores	Niklitschek <i>et al.</i> , (2009)
2006	29 nov - 7 dic	Castillo 2006 (IFOP)	194.719
2008	18 abril - 12 mayo	Niklitschek 2008 (U. Austral)	114.640
2011	3 - 16 dic (2010)	Cubillos <i>et al.</i> , 2011 (UdeC)	88.116
2013	4 - 16 ene (2011)	Cubillos <i>et al.</i> , 2013 (UdeC)	124.729
2014	19 marzo - 26 abril	Lillo <i>et al.</i> , 2014 (IFOP)	113.855
2015	14 abril - 11 mayo	Lillo <i>et al.</i> , 2015 (IFOP)	60.498
2016	10 abril - 01 mayo	Lillo <i>et al.</i> , 2016 (IFOP)	106.245
2017	05 - 29 abril	Legua <i>et al.</i> , 2017 (IFOP)	66.882
2018	5 - 29 abril	Castillo <i>et al.</i> , 2018 (IFOP)	20.361
2019	07 - 26 abril	Castillo <i>et al.</i> , 2019 (IFOP)	43.788
2020	20 abril - 07 mayo	Castillo <i>et al.</i> , 2020 (IFOP)	160.741
2021		Castillo <i>et al.</i> , 2021 (IFOP)	70.260

i) Parámetros de historia de vida: Para la implementación del procedimiento de evaluación, se recoge el conocimiento de otros estudios que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural (M), el crecimiento y madurez. De esta forma, el proyecto tiene un rol de integración del conocimiento y utiliza los productos de todos los programas y proyectos de investigación para modelar la dinámica del recurso.

El modelo base utiliza los parámetros de crecimiento y M reportados por Cerna *et al.*, (2007). Se utilizan también los parámetros $\beta_0=25,87$ y $\beta_1=-1.91$ de la ojiva de madurez a la talla reportada por Leal *et al.* (2011).



3.1.3. Evaluación de stock

La metodología empleada en el desarrollo del proyecto está basada en el enfoque de procesos y sistemas, entendiendo los objetivos de éste como los componentes de un sistema de información y conocimiento. Además, el enfoque metodológico se sustenta en la aplicación del método científico y los análisis se basan en el uso de la mejor información y conocimiento disponibles, consecuente con la aplicación del enfoque precautorio para la pesca (FAO, 1996). En este contexto, se implementa un proceso de evaluación de stock que considera las siguientes etapas:

- Análisis y procesos preliminares:

En esta etapa se recopilan los antecedentes y datos de la pesquería y del recurso, en conjunto con la estimación de indicadores de abundancia relativa y otras piezas de información, como las estructuras de tallas y pesos medios. Se realiza un análisis crítico de los datos e información disponibles y finalmente se determina el Estándar Metodológico para la Evaluación (EME).

- Especificación del modelo de evaluación de stock:

A partir del EME se define el modelo de evaluación de stock, que incluye la definición de supuestos, hipótesis, condiciones iniciales de la dinámica del stock, definición de los modelos de los procesos (dinámica), de las observaciones y penalizaciones. La formulación estadística del modelo se presenta en las secciones siguientes.

- Inferencia estadística:

Una vez definido el modelo de dinámica y los datos de entrada, se procede a la estimación de los parámetros y estados no observables, utilizando un enfoque de probabilidad frecuentista.

- Análisis, estatus y diagnóstico:

Luego de ajustado el modelo de evaluación de stock y obtenidas las distribuciones posteriores de los parámetros, se estiman los puntos biológicos de referencia, se analizan las variables de estado y flujo, se construye el diagrama de fases de explotación y finalmente se determina el estatus del recurso.

- Análisis prospectivos:

Con el propósito de determinar los niveles de explotación que aseguran la sustentabilidad del recurso, se proyecta el stock en el corto plazo, bajo un conjunto de tácticas y estrategias de explotación, evaluándose las probabilidades (riesgo) de no cumplir con los objetivos de administración.

- Conclusiones y recomendaciones:

Una vez concluidas las etapas anteriores, se procede a sintetizar las principales brechas del conocimiento y limitaciones, tanto de parámetros del ciclo vital de la especie, como de datos de la pesquería. Además, se realiza un análisis crítico del modelo de evaluación de stock, junto con los resultados obtenidos, para finalmente elaborar el programa de mejoramiento continuo de la calidad de la asesoría científica.

a) Descripción del modelo base

La evaluación cubre el período 2002-2021 y considera información en escala anual que se resume en la **Tabla 8**. El enfoque de modelación utilizado en este estudio, correspondió a un análisis estadístico de las estructuras de tallas de las capturas de la flota y del crucero, de los índices de abundancia directa y relativa (CPUE), y de los desembarques a una escala anual. La aproximación corresponde a Sullivan *et al.*, (1990). Se modela la abundancia poblacional en función de la probabilidad de los individuos de crecer de una talla a la siguiente, de la mortalidad natural y por pesca, del patrón y la magnitud de los reclutamientos. El modelo de evaluación de stock, se compone de: 1) un modelo de la dinámica poblacional, donde la mortalidad natural y por pesca actúan de manera conjunta sobre la abundancia, 2) un modelo de las observaciones, correspondiente a los modelos de los datos de entrada y 3) un proceso de estimación de parámetros a partir de una función objetivo, donde se contrastan estadísticamente las observaciones y estimaciones del



modelo mediante máxima verosimilitud. Se utiliza como plataforma de estimación la herramienta estadística ADMB (Fournier *et al.*, 2012).

Tabla 8. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral.

Datos de entrada	Período	Fuente de información
Desembarques totales anuales	2002 al 2020	2006-2020: Estadísticas oficiales de desembarques (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura). 2002-2005: hipótesis de proporción de especies sardina común/sardina austral.
CPUE estandarizada	enero 2007 diciembre 2020	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos (2013-2020)
Biomasa y estructura de longitudes de evaluación directa	2006, 2008, 2011, 2013-2021	Evaluaciones hidroacústicas de pequeños pelágicos en aguas interiores de la Región de Los Lagos: Proyectos de Evaluación Directa realizados por IFOP (2006, 2014-2021) antes licitados por el Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA) y realizados por la Universidad Austral (2008) y UdeC (2011, 2013)
Estructura de longitudes de la flota	junio 2005-diciembre 2020	Pesca de investigación (2005-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos. Se incorporó en este estudio la estructura de longitudes del año 2005 (incompleta) Leal <i>et al.</i> (2011)
Madurez a la Talla	Constante	Cerna <i>et al.</i> (2007)
Parámetros Crecimiento	Constante	

El modelamiento de la dinámica de sardina austral es en año calendario (enero a diciembre), por lo cual el desove al ser establecido a mediados de junio corresponde a 0,58 del año. En la actualidad el método ha sido empleado bajo un enfoque de dinámica en longitudes agrupado en año calendario, que incorpora algunos supuestos de modelación (**Tabla 9**) y si compone de los siguientes elementos:

- Modelo de dinámica poblacional estructurada por longitudes
- Modelos de las observaciones y penalizaciones a priori que permiten relacionar el modelo de dinámica con las observaciones (**Tabla 10**).
- Identificación de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas (**Tabla 11**) y
- Proceso de estimación de los parámetros desconocidos del modelo de dinámica a través de un algoritmo que minimiza la función objetivo total, contrastando las observaciones con las estimaciones deducidas del modelo de dinámica (**Tabla 12**).



Tabla 9. Resumen de los principales supuestos del modelo de evaluación anual con información en tallas asociados a los datos observados.

Datos observados	Símbolo	Supuestos
Desembarque total anual	Y_t	Representa a la captura total del período anual. Se considera continua al interior del año. Coeficiente de variación supuesto como parte del error de observación $CV_f = 0,2 - 0,1$
Biomasa total del crucero	B_t	Biomasa que ocurre en el mes del año en que se realiza el crucero, ($dt^{cv} = variable$) Coeficiente de variación supuesto como parte del error de observación $CV_B = 0,26 - 0,22$.
Captura por unidad de esfuerzo	$CPUE_t$	Índice relativo de la biomasa vulnerable a mitad de año. Coeficiente de variación supuesto como parte del error de observación $CV_{cpue} = 0,22 - 0,26$.
Proporción de la abundancia a la talla de la flota	$p_{l,t}^f$	Representa la distribución de los ejemplares que están presentes en la captura total por intervalo de longitud. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^f = 25$
Proporción de la abundancia a la talla del Crucero	$p_{l,t}^c$	Representa la distribución de los ejemplares presentes en la captura del crucero por intervalo de longitud. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^c = 15$
Peso medio a la talla	$W_l = aLT^b$	Vector de pesos medio a la talla empleado para generar estimaciones de biomasa acústica, biomasa total y desovante.

b) Dinámica base del modelo anual con información en tallas

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

$$\bar{\Delta}_l = (L\infty - l^*)(1 - e^{-k}) \quad (1)$$

Donde, $L\infty$ 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 , los cuales se relacionan entre si según:

$$\alpha_l = \frac{\bar{\Delta}_l}{\beta_p}, \quad (2)$$

Donde, α_l corresponde a la varianza (es función de $L\infty$ 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:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^a \exp(-(l' - l)/\beta_p)}{\beta_p} dl \quad (3)$$

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:



$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l-\mu)^2}{\sigma^2}\right] dl, \quad (4)$$

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:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l,t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t, \quad (5)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número de peces de talla l , en el año $t - 1$, $Z_{l,t-1}$ 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:

$$F_{l,t} = S_l F_t, \quad (6)$$

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 y Kennedy (1997) como sigue:

$$S_l = \left(1 + \exp\left[-\ln 19 \frac{(l - l_{50\%})}{\Delta} \right] \right)^{-1}, \quad (7)$$

$l_{50\%}$ corresponde al parámetro de posición, donde el 50 % de los peces son retenidos por el arte de pesca y Δ es la dispersión que determina la pendiente de la curva.

Tabla 10. Modelo de las observaciones del Modelo Anual con información en tallas.

Variable	Ecuación	Descripción
Captura estimada en número a la edad	$\hat{C}_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} N_{l,t} (1 - S_{l,t})$	$\hat{C}_{l,t}$ Captura en número estimada a la longitud l y en el año t .
Desembarques en peso	$\hat{Y}_t = \sum_l \hat{C}_{l,t} w_l$	w_l es el peso medio a la longitud l
Proporción de la captura a la longitud de la flota	$\hat{p}_{l,t}^f = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$	$\hat{C}_{l,t}$ Captura en número estimada a la longitud l .
Abundancia a la longitud del crucero	$\hat{N}_{l,t}^c = N_{l,t} e^{-dt^c Z_{l,t}} S_l^c$	dt^c es la fracción del año en la cual se realiza el crucero
Selectividad del crucero	$S_l^c = \left(1 + \exp\left[-\ln 19 \frac{(l - l_{50\%}^c)}{\Delta^c} \right] \right)^{-1}$	$l_{50\%}^c$ longitud al 50 % Δ^c rango entre la longitud al 95 % y 50 %
Biomasa total del crucero	$\hat{B}_t^c = q^c \sum_l \hat{N}_{l,t}^c w_l$	w_l es el peso medio a la longitud q^c es la capturabilidad/ disponibilidad del crucero
Captura por Unidad de esfuerzo	$CPUE_t = q \left[\sum_{l_{min}}^{l_{max}} S_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right]$	q : coeficiente de capturabilidad

**Tabla 11.** Modelo de los errores del Modelo Anual con información en tallas.

Variable	Error	Ecuación	Descripción
Desembarques	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_y^2} \sum_t \left(\ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	Y_t : Captura estimada en el año t . \hat{Y}_t : captura predicha para el año t . σ_y es la desviación estándar
Biomasa Crucero	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_{Bc}^2} \sum_t \left(\ln \frac{B_{ct}}{\hat{B}_{ct}} \right)^2$	B_{ct} : Biomasa crucero \hat{B}_{ct} : Biomasa crucero predicha σ_{Bc} es la desviación estándar.
CPUE	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \left(\ln \frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$: Captura por unidad de esfuerzo estandarizada. \hat{CPUE}_t : Captura por unidad de esfuerzo predicha . σ_{cpue} es la desviación estándar
Proporción de la captura a la talla de la flota y crucero	<i>Multinomial</i>	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\hat{p}_{l,t})$	$p_{l,t}$ corresponde a la captura a la talla de la flota. n es el tamaño de muestra efectivo.

**Tabla 12.** Parámetros y prioris empleadas en el Modelo Anual con información en Tallas

Parámetro	Nº de parámetros	Prior	Descripción
Mortalidad natural	1	$M = 0,83$ (fijo)	La mortalidad natural se asume constante entre años y edades.
Mortalidad por pesca	20	$\ln F \sim U[-10; +10]$	F_t representa el efecto anual de la mortalidad por pesca.
Selectividad de la flota y crucero	2	$\ln L_{50\%}^f \sim U[-\infty; \infty]$ $\ln \Delta^f \sim U[-\infty; \infty]$	Se asume el patrón de selectividad ($S_a^{f,c}$) talla-específica variable entre años
Reclutamiento promedio	1	$\ln R_0 \sim N[8, 8; 0, 6]$	R_0 corresponde al reclutamiento medio, es multiplicado por una perturbación anual ε_t .
Desvíos de reclutamientos (ε_t) y estructura etaria inicial (ε_a)	20 + 4	$\ln \varepsilon_t \sim U[-10; +10]$ $\ln \varepsilon_a \sim U[-10; +10]$	Se asume con un valor de partida de log(8,8)
capturabilidad del crucero	1	$\ln q^{cv} \sim N[0, 65; 0, 15]$	La capturabilidad del crucero se asume con valor de partida de 0,65 y
Longitud modal del reclutamiento (L_r)	1	$L_r \sim N[7; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 7 cm para la longitud media del reclutamiento
Desviación de la Longitud modal del reclutamiento (S_r)	1	$S_r \sim N[1, 5; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 1,5 cm para la desviación de la longitud media del reclutamiento
Coeficiente de variación del crecimiento individual (β_p)	1	$\beta_p \sim N[0, 15; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 0,15 para la variabilidad en el crecimiento.

c) Ponderadores de la información:

- Número de muestra efectivo (nm) para la estructura de longitudes de la flota y crucero

Un 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, se llevó a cabo considerando las recomendaciones emanadas el workshop sobre el tratamiento de las fuentes de información en evaluación de stock, realizados por Center for the Advancement of Population Assessment Methodology (CAPAM, 2015).

Se utilizó la metodología propuesta por McAllister y Ianelli (1997), basado en la media armónica, según:

“=tex

$$nm = \frac{\sum_l \hat{p}_{l,t} (1 - \hat{p}_{l,t})}{\sum_l (p_{l,t} - \hat{p}_{l,t})^2} \quad (8)$$



“ Donde $p_{l,t}$ es la proporción de talla (l) de la captura en el año t . El proceso se inicia con un valor arbitrario de tamaños de muestra para luego de repetidos ajustes del modelo, llegar a valores estables que son los empleados en esta evaluación de stock. A menudo es deseable verificar estas estimaciones cuando en el modelo se van integrando nuevas composiciones de tallas o como estos valores pueden variar dependiendo de cambios en los supuestos del modelo.

■ 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. El coeficiente de variación tiene relevancia en las estimaciones pues es inversamente proporcional al peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total.

Por ejemplo, como medida de referencia, para dos series de índices con igual número de observaciones, un $cv=0,1$ (ie. un IC al 95

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. 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, es decir, un análisis exploratorio que considere aquel coeficiente de variación teórico que resulta de aplicar el "mejor" modelo de tendencia central a los datos aislados. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluación de stock sino de la variabilidad de los datos

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. El nivel de credibilidad (robustez estadística) de los índices usado para ajustar el modelo, puede variar interanualmente. El análisis de los índices, sugiere que al principio (2006-2012), la CPUE es más confiable que la información aportada por el crucero de evaluación directa. Luego, a partir del año 2013, debido a cambios metodológicos y calidad de la información, la confiabilidad de cada índice se invierte. Se consideró entonces CV en bloques para la CPUE y crucero (2006-2012, 2013-2020).

d) Capturabilidad de los cruceros (q)

Se asume que el crucero representa una fracción de la biomasa disponible, siguiendo una distribución log-normal con media $\log(0,65)$ y error estándar 0,15.

e) Crucero acústico (ΔtC)

La biomasa estimada por el crucero es proporcional a la Biomasa total en el periodo del año en que se realiza el crucero (Delta t variable = ΔtC). Hasta el estudio del año 2016, se consideró invariante entre años.

f) Selectividad

Se considera un patrón de explotación de la flota y crucero de tipo asintótico y variable entre años, es decir se utilizan bloques. En el caso de la flota se utilizan tres bloques (2002-2009, 2010-2012 y 2013-2021) y para los cruceros, dos (2006-2012, 2013-2021). Esta configuración se realizó con el objetivo de mejorar los ajustes a las estructuras de longitudes sin resultados satisfactorios.



g) Configuración del modelo de Evaluación

La configuración del actual escenario, se presenta en la **Tabla 13**. Se muestran los valores de los índices (captura, CPUE y crucero) junto a sus respectivos coeficientes de variación (cv). En el caso de los desembarques, se utilizó un cv más alto (0.2) al principio de la serie (2002-2005), debido a que los valores provienen de supuesto sobre la proporción de especie. Se presentan también los tamaños de muestra para la multinomial de la flota (nm_flota) y cruceros (nm_cru) y los respectivos bloques de selectividad (Sel) para modelar la estructura de longitudes. Finalmente se muestra el valor del periodo del año en que se realizó el crucero de evaluación directa (ΔtC).

El modelo de evaluación de stock actualmente en uso consiste en estimar principalmente:

- Coeficiente de capturabilidad para la biomasa acústica (q crucero) y coeficiente de capturabilidad de la CPUE (q CPUE).
- Parámetro de posición ($L_{50\%}$) y dispersión ($\delta = \Delta$) que describen la selectividad de la flota y crucero.
- Longitud modal del reclutamiento (L_r) y su desviación (S_r), el reclutamiento medio (R_{med}) y los desvíos anuales ($desv_{RT}$).
- Los desvíos de No y la mortalidad por pesca (F) para cada año.

Tabla 13. Captura, CPUE y biomasa del crucero junto a sus respectivos coeficientes de variación (cv). Tamaños de muestra para la multinomial de la flota (nm_flota) y cruceros (nm_cru) y los respectivos bloques de selectividad (Sel). ΔtC representa el valor del periodo del año en que se realizó el crucero de evaluación directa.

Años	Captura (t)	cv	CPUE (t/v)	cv	Bcru (t)	cv	nm_{flota}	nm_{cru}	ΔtC
2002	38.974	0,2							
2003	32.843	0,2							
2004	36.545	0,2							
2005	52.569	0,2					25/Sel_1		
2006	39.146	0,1			194.719	0,26	25/Sel_1	15	0,92
2007	50.506	0,1	23,9	0,22			25/Sel_1		
2008	45.078	0,1	21,6	0,22	114.640	0,26	25/Sel_1	15	0,33
2009	49.225	0,1	28,1	0,22			25/Sel_1		
2010	20.123	0,1	19,1	0,22			25/Sel_2		
2011	16.429	0,1	16,3	0,22	88.116	0,26	25/Sel_2	15	0,08
2012	19.763	0,1	13,7	0,22			25/Sel_2		
2013	21.888	0,1	35,6	0,26	124.729	0,22	25/Sel_3	15	0,42
2014	22.951	0,1	27,7	0,26	113.855	0,22	25/Sel_3	15	0,42
2015	23.643	0,1	23,1	0,26	60.498	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2016	18.495	0,1	24,0	0,26	106.245	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2017	14.134	0,1	10,8	0,26	66.882	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2018	8.355	0,1	10,2	0,26	20.361	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2019	11.278	0,1	8,6	0,26	43.788	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2020	14.194	0,1	41,6	0,26	160.742	0,22	25/Sel_3	15	0,33
2021	12.347	0,1		0,26	66.626	0,22	25/Sel_3	15	0,33



3.1.4. Ajuste consistencia y error del modelo base

a) Ajuste del modelo a los datos

Corresponde a la presentación gráfica del ajuste del modelo a los datos observados y bondad de ajuste mediante diagrama QQ que permitirá evaluar si los valores estimados se apartan significativamente del supuesto inicial, esto es, que las observaciones con una muestra aleatoria de una distribución log-normal con media y varianza conocida. Si los datos se aproximan significativamente a la relación lineal implica entonces que el supuesto es adecuado para los datos analizados.

b) Análisis de residuos

Los residuales frente a los valores predichos son presentados para revisar si la varianza residual es constante, los residuales del modelo frente a las variables explicativas (año) para determinar si la varianza es homogénea entre los años, un histograma de los residuos para revisar normalidad y un diagrama qqplot de los residuos que indica linealidad.

c) Análisis retrospectivo empírico

Se incluirá la comparación de resultados con versiones anteriores u otros modelos para evaluar la consistencia de la evaluación presente (análisis retrospectivo empírico). Sobre la base de estos análisis, se identificarán las oportunidades de mejoras en la implementación del procedimiento de evaluación, los vacíos de conocimiento y de información, entre otros.

d) Análisis retrospectivo tradicional

Este análisis es un diagnóstico que implica correr el modelo eliminando, de manera sucesiva, años de información. Esto, para estimar el sesgo del modelo (Cadrin y Vaughn 1997; Cadigan y Farrell 2005). Este análisis permitirá evaluar la robustez de cada escenario frente a nuevas piezas de información lo que también permitirá validar el escenario “caso base”. Este análisis consiste en 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. De esta forma podemos determinar si hubo un patrón consistente de sobreestimación o subestimación en años sucesivos de las principales variables de estado utilizados en la determinación del estatus de sardina austral.

Estadístico Rho: El estadístico rho de Mohn (1999), se ha utilizado comúnmente para medir el patrón retrospectivo. Corresponde a la suma de la diferencia relativa entre los valores de la serie de tiempo reducida, estimada por el modelo y los mismos valores estimados de la serie de tiempo completa.

$$\rho = \sum_{y=1}^{npeels} \frac{X_{Y-y,tip} - X_{Y-y,ref}}{X_{Y-y,ref}} \quad (9)$$

Donde X corresponde a alguna variable de la evaluación de stock, tales como BD o F, y corresponde a los años, $npeels$ es el número de años que son disminuidos de manera sucesiva, Y es el último año de la serie de tiempo completa, tip es la estimación terminal de la serie de tiempo reducida, y ref es la serie de tiempo completa.

Este cálculo será cero cuando la serie de tiempo reducida se encuentre exactamente con la serie de tiempo completa, o cuando las diferencias entre la serie disminuida y la serie completa están en equilibrio tanto positivo como negativo. El rho de Mohn será grande, ya sea positivo o negativo, cuando hay un patrón consistente de cambio en la serie de tiempo reducida respecto a la serie completa.

e) Proceso de ajuste del modelo actualizado



Cada proceso de revisión de CBA involucra la actualización y/o supuestos de datos para evaluar el impacto en las variables de estado asociado a la incorporación incremental de piezas de información. Los análisis se presentan en **ANEXO II**.



3.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.”

3.2.1. Estatus

Variables Poblacionales

Se analiza la variabilidad en las tendencias poblacionales de la Biomasa total (BT), Biomasa Desovante (BD), Reclutamientos (R) y Mortalidad por pesca (F) del stock durante el periodo de tiempo considerado en la evaluación.

Indicadores del estado del stock

El estado del recurso se establece en base a la posición relativa de la biomasa desovante y mortalidad por pesca relacionada a la explotación pesquera v/s Puntos Biológicos de Referencia (PBR) basados en el Rendimiento Máximo Sostenido (RMS). En el contexto de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) se establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del RMS considerando las características biológicas de los recursos explotados. El RMS se produce cuando el stock desovante se reduce notablemente antes que el reclutamiento se vea impactado, en promedio, para lo cual exige, se estimen los siguientes PBRs:

- Biomasa desovante en el Rendimiento Máximo Sostenible (BD_{RMS}), bajo la cual el recurso califica en sobre-explotación.
- Mortalidad por Pesca en el Rendimiento Máximo Sostenible (F_{RMS}), sobre la cual el recurso califica en sobre-explotación.
- Biomasa desovante límite (BD_{LIM}) bajo la cual una pesquería califica de agotada o colapsada.
- Mortalidad por Pesca límite (F_{LIM}) a partir de la cual el recurso califica en sobrepesca.

Este estudio se basa en el Marco Biológico de Referencia establecido por el Comité Científico Técnico de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) en base a los avances realizados durante el 2013 y 2014 en la determinación de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) del proyecto “Revisión y estimación de los PBR (Rendimiento Máximo Sostenido) para las principales pesquerías nacionales” (Payá *et al.*, 2014). Al respecto, el reporte propone usar como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que reduce hasta un 55% (F_{55}) la biomasa desovante virginal (55% BD_0). Tal nivel de reducción corresponde a un 60% en la Biomasa desovante por recluta (60% BD_{PR_0}). Este PBR coincide con el valor propuesto como objetivo en este recurso hasta el reporte previo.

Se enfatiza en el hecho que la B_{RMS} 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).

Puntos Biológicos de Referencia

Estimación de F_{RMS}

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 (BDPR). 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 y Bell (1934) y supone que el desove es a mitad de año:



$$BDPR = \sum N_l P_l w_l e^{(-\frac{6}{12}(M+F_j))} \quad (10)$$

Donde:

- P_j Proporción de individuos maduros a la longitud l , (6/12 asume que el desove ocurre a mitad de año)
- 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: $W = a * L^b$.
- M Mortalidad natural
- N_l Proporción de supervivencia de individuos, a la longitud l en cualquier instante de tiempo t viene estimada por la ecuación:

$$N_{l,t} = T_{ll} N_{l,t-1} \exp(-Z_l) \quad (11)$$

$$N_{l,0} = pr_l \quad (12)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número 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 transición de crecimiento entre la talla l y l' descrita previamente en el modelo de los procesos y pr_l es la distribución de los reclutas a la talla supuesta normal con parámetros estimados en la evaluación de stock.

El PBR $F_{60\%}$ corresponden a la tasa de mortalidad por pesca a la cual la biomasa del stock desovante por recluta, se reducen hasta un 60 % respectivamente (Caddy y Mahon, 1995). Se estiman resolviendo la ecuación:

$$BDPR_{F_{60\%}} = BDPR_{(F=0)*0,6} \quad (13)$$

Estimación de BD_0 , BD_{RMS} y BD_{LIM}

En el informe sobre: "Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales" (Paya *et al.*, 2014), se propone usar como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que reduce hasta un 55 % la biomasa desovante virginal (55 % BD_0). Tal nivel de reducción corresponde a un 60 % en la Biomasa desovante por recluta (60 % $BDPR$). Por tanto, se utiliza el equilibrio $F_{60\%}$ del análisis de biomasa desovante por recluta ($BDPR$) como objetivo que no necesita estimación de h para actuar como un proxy de B_{RMS} . Además, se demostró que, al menos para algunas condiciones, la pesca en $F_{60\%}$ produce que un stock alcance $BD_{55\%}$ (actuando como una aproximación genérica o proxy para B_{RMS}) bajo un amplio rango de valores de steepness (h) de una relación stock-recluta de Beverton-Holt. El CCT-PP recoge dichas recomendaciones y establece los PBRs presentados en la **Tabla 14** (Acta Sesión N°5/2014).

Tabla 14. Puntos de Referencia objetivo y límites para sardina austral que definen su estado y criterio de explotación.

RECURSO	$F_{RMSproxy}$	$B_{RMSproxy}$	B_{LIM}
Sardina austral Región de Los Lagos	$F_{60\%}BDPR$	55 % B_0	27,5 % B_0



Diagrama de fases de explotación

El estado del recurso se estableció en base a la posición relativa de la mortalidad por pesca y biomasa desovante versus los puntos biológicos de referencia basado en el rendimiento máximo sostenible (RMS), tales como, F_{RMS} y BD_{RMS} . De este modo se obtienen los indicadores del estatus (F/F_{RMS} y BD/BD_{RMS}) que permiten construir un diagrama de fase, donde los puntos de referencia biológicos se muestran en las líneas verticales y horizontales en 1. Las líneas verticales indican la biomasa desovante en el rendimiento máximo sostenible (BD_{RMS}), bajo el cual el recurso califica en sobre-explotación y biomasa desovante límite (BD_{LIM}) bajo el cual una pesquería califica de agotada y/o colapsada y la línea horizontal el punto de referencia correspondiente a la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}), sobre la cual el recurso califica en sobre-explotación. La **Figura 6** muestra el diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños. 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 a su máximo rendimiento sostenido”. Debido a la variabilidad natural en las condiciones ecológicas y ambientales, F_{RMS} no es estática, pero fluctuará alrededor de BD_{RMS} . Adicionalmente, el CCT-PP incorporó el concepto de sobrepesca, precisando algunas definiciones y se pronunció respecto a la zona de plena explotación, según consta en Acta N°5 (11 al 14 de noviembre de 2014). Los aspectos más relevantes son los que a continuación se describen:

Sobrepesca: Este Comité consideró necesario diferenciar al interior de la zona de sobreexplotación definida por la LGPA, el área de sobrepesca, con el objeto de aplicar las medidas de Administración más acordes con dicha condición. En tal sentido, la sobrepesca ocurriría cuando la mortalidad por pesca F (variable de flujo y de control) exceda un valor considerado umbral o límite que en este caso, corresponde al valor superior, en mortalidad por pesca (valor relativo al objetivo), de la zona de plena explotación.

Sobreexplotado: En correspondencia con la definición anterior, la sobreexplotación ocurriría cuando la biomasa (variable de estado) cae bajo un valor umbral o límite, correspondiendo éste al valor inferior en biomasa (valor relativo al objetivo) de la zona de plena explotación.

Rango de Plena Explotación: El CCT-PP recomendó por consenso los siguientes rangos que definen la condición de Plena Explotación de los recursos pelágicos, considerando los siguientes límites en biomasa y el correspondiente par ordenado en mortalidad por pesca:

- *Límite bajo el objetivo de manejo = 10 % bajo BD_{RMS} :* Este criterio tiene como propósito el establecimiento de una banda estrecha en torno al RMS, que genere un área no deseada pequeña que en lo posible sea menor o igual al área de incertidumbre total del sistema, donde la biomasa está bajo la biomasa objetivo y a su vez, la mortalidad por pesca es mayor a la mortalidad por pesca objetivo. En consecuencia, el CCT-PP considera las numerosas recomendaciones en ciencia pesquera, respecto al riesgo de llevar a los stocks a una condición de sobreexplotación cuando se utiliza el RMS como objetivo de manejo, utiliza el concepto conforme al marco legal vigente y simultáneamente lo deja operando en la práctica, como un punto biológico de referencia límite.
- *Límite sobre el objetivo de manejo = 75 % BD_0 (o 25 % sobre BD_{RMS}):* Para estos efectos el Comité rescató elementos del enfoque ecosistémico en especies de forraje, planteado recientemente por Pickitch *et al.*, (2012).

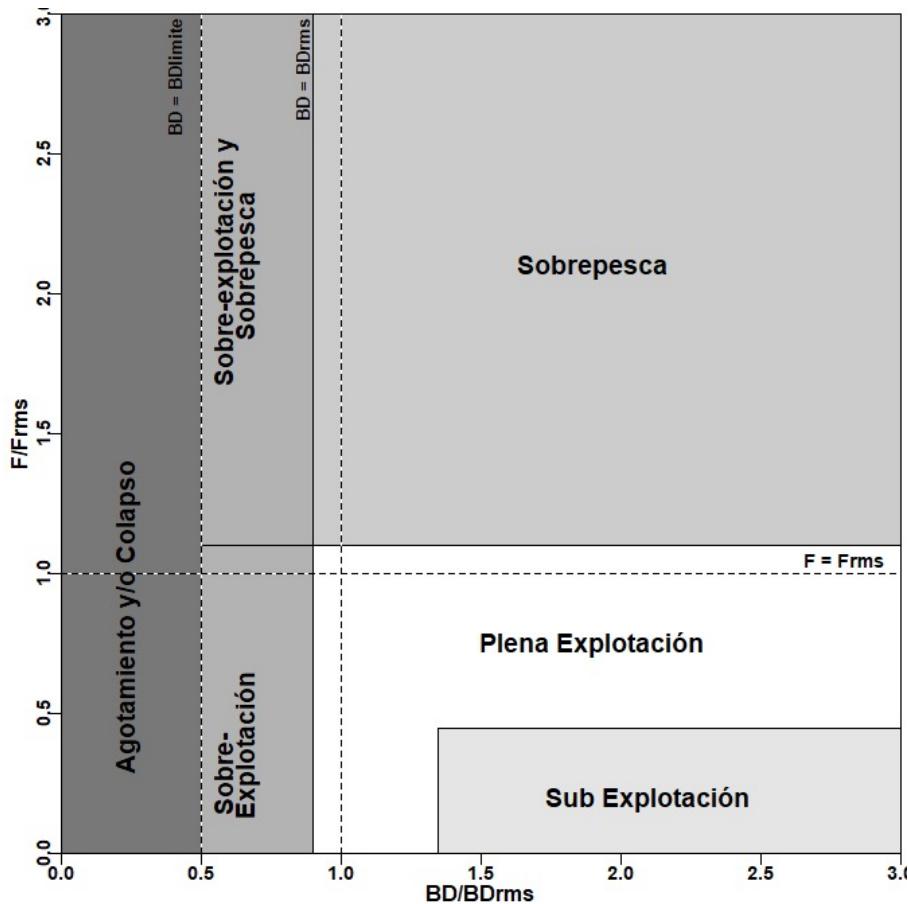


Figura 6. Diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños.

3.3. Objetivo específico 3:

“Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.”

3.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y proyección del stock

La sardina austral de la unidad de pesquería de la Región de Los Lagos ha sido manejada históricamente a través de cuotas globales de captura estimadas a partir de una evaluación de stock monoespecífica, considerando la incertidumbre asociada. El objetivo de manejo establece mantener un nivel de biomasa desovante equivalente al 55%BD₀ (biomasa desovante sin explotación), el cual es considerado un proxy del RMS. Para alcanzar este objetivo de manejo, se define como estrategia de explotación aquel nivel de mortalidad pesca que permite alcanzar dicho objetivo (F_{RMS}), el cual ha sido definido por el CCT-PP como $F_{60\%BDPR}$, para resguardar la incertidumbre en el éxito de la clase anual que reclutaría a la pesquería (Informe Técnico CCT-PP N°01/2015). Este nivel de remoción por pesca (F) es constante para todo el período de proyección, por lo tanto, proporcional a los cambios de abundancia del stock.

El ciclo de manejo de la pesquería de sardina austral comienza con un reporte entregado en el mes de septiembre de cada año, en que se estima una CBA inicial. Este reporte permite al CCT-PP (reunión de octubre) establecer el estatus y recomendar el rango de CBA para el año siguiente en base a percentiles de captura (10%-50%). Para esta estimación inicial, se considera las consecuencias de los probables estados de la naturaleza (i.e. pesimista, neutro y/o optimista). Los probables estados de la naturaleza se generan a partir de proyecciones del reclutamiento considerando un valor bajo, promedio y alto (**Figura 7**). A partir de estos escenarios, se proyecta la población para la estimación de la Captura en número y peso del año siguiente, con una estrategia de explotación que consiste en aplicar una tasa de explotación constante, equivalente a la mortalidad por pesca F_{RMS} .

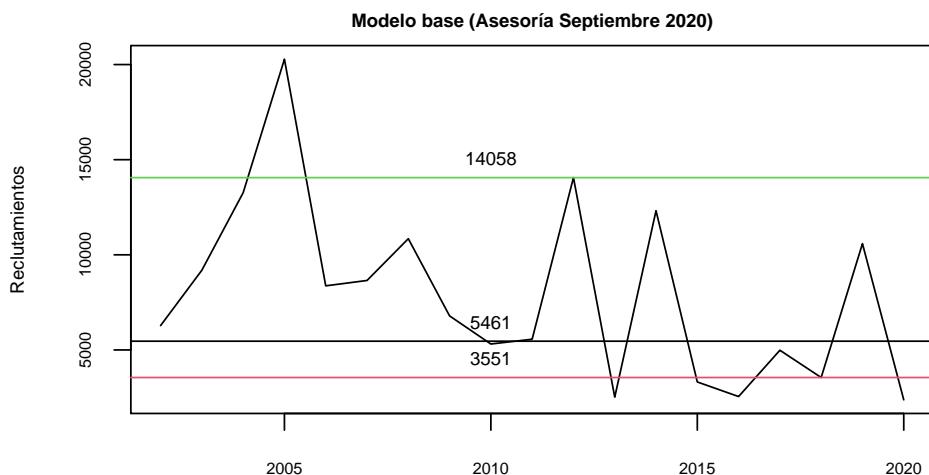


Figura 7. Serie histórica de los reclutamientos junto a los escenarios de reclutamiento promedio.
Línea roja = reclutamiento bajo, línea verde = reclutamiento altos, línea negra = reclutamiento medios

En una segunda etapa, se actualiza la evaluación de stock y se revisa la CBA. En abril/mayo de cada año, el crucero de evaluación hidroacústico permite estimar la abundancia y biomasa de reclutas. Esta información junto a datos provenientes de la pesquería (en los primeros meses del año) es utilizada en la revisión de la CBA durante el mes de junio, para el año en curso. De esta manera, el proceso de cálculo de la CBA 2021 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral (**Tabla 15**) consistirá en los siguientes pasos:

Paso 1: Estimación de la captura al RMS proyectada (Y_{pRMS}) en 1 año calendario



- Escenarios de reclutamiento proyectado (alto, medio, bajo)

Paso 2: Estimación de la captura al RMS (Y_{pRMS}) del año calendario actual

- Niveles de riesgo de exceder el objetivo de manejo $F_{RMS} = F_{60\%BDPR}$

Tabla 15. Métodos de estimación de la CBA 2021 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral.

Mes de Asesoría	Etapas de cálculo	Métodos de estimación
Septiembre 2020	$CBA_{inicial}$	$Y_{pRMS_{t+1}}$
Junio 2021	CBA_{Final}	Y_{RMS_t}

La información disponible en cada etapa de estimación de cuota se resume en la **Tabla 16** se indica que la estimación de CBA inicial contará con información parcial del año 2020, mientras que en la estimación de CBA actualizada o final, la información es completa para el año 2020 y además se incorpora la información del año 2021.

Tabla 16. Información relevante para el cálculo de CBA 2021 en las dos etapas de estimación.

Datos de entrada al modelo	CBA inicial	CBA final
Estructura temporal	2002 - 2020	2002-2021
Desembarques	2002 - 2019 + supuesto de captura 2020	2002 - 2020 + supuesto de captura 2021
CPUE	2006 - 2019	2006 - 2020
Biomasa Crucero hidroacústicos	2006 - 2020	2006 - 2021
Composición de tallas flota	2006 - 2020 (parcial)	2006 - 2020
Composición de tallas cruceros	2006 - 2020	2006 - 2021
Pesos medios a la talla	constante	constante
Madurez sexual a la talla	constante	constante
Mortalidad natural	constante	constante
Proyección del reclutamiento	1 año calendario	No se proyecta

Percentiles de probabilidad de sobrepasar el objetivo de manejo F_{RMS}

Se considera el establecimiento de un percentil entre un 10 %-50 % de probabilidad de sobreponer el objetivo de manejo igual a F_{RMS} . El percentil corresponde a una distribución de probabilidad acumulada y representa la probabilidad de estar en sobrepesca (**Figura 8**). El CCT-PP determina el rango de CBA seleccionado el percentil de probabilidad y escenario de reclutamiento proyectado. Dado la alta incertidumbre existente en el momento de definir la CBA inicial, el CCT-PP selecciona el escenario de reclutamiento más precautorio y un percentil de probabilidad inferior al 50 %. Este percentil de probabilidad es equivalente a un nivel de resguardo que se calcula a partir de la captura estimada para cada percentil de probabilidad y la captura al RMS, de este modo, se tiene un nivel de referencia de cuanto se está resguardando considerando el hito de revisión de CBA o condición del recurso.

$$\text{Resguardo} = 1 - \frac{\text{Captura}(i)}{\text{Captura}_{RMS}}, i = \text{percentil}.de.captura(10 \%...50 \%)$$

Donde la Captura(i) es la captura estimada para cada percentil de probabilidad (10 % - 50 %) y Captura_{RMS} corresponde a la media (50 % probabilidad).

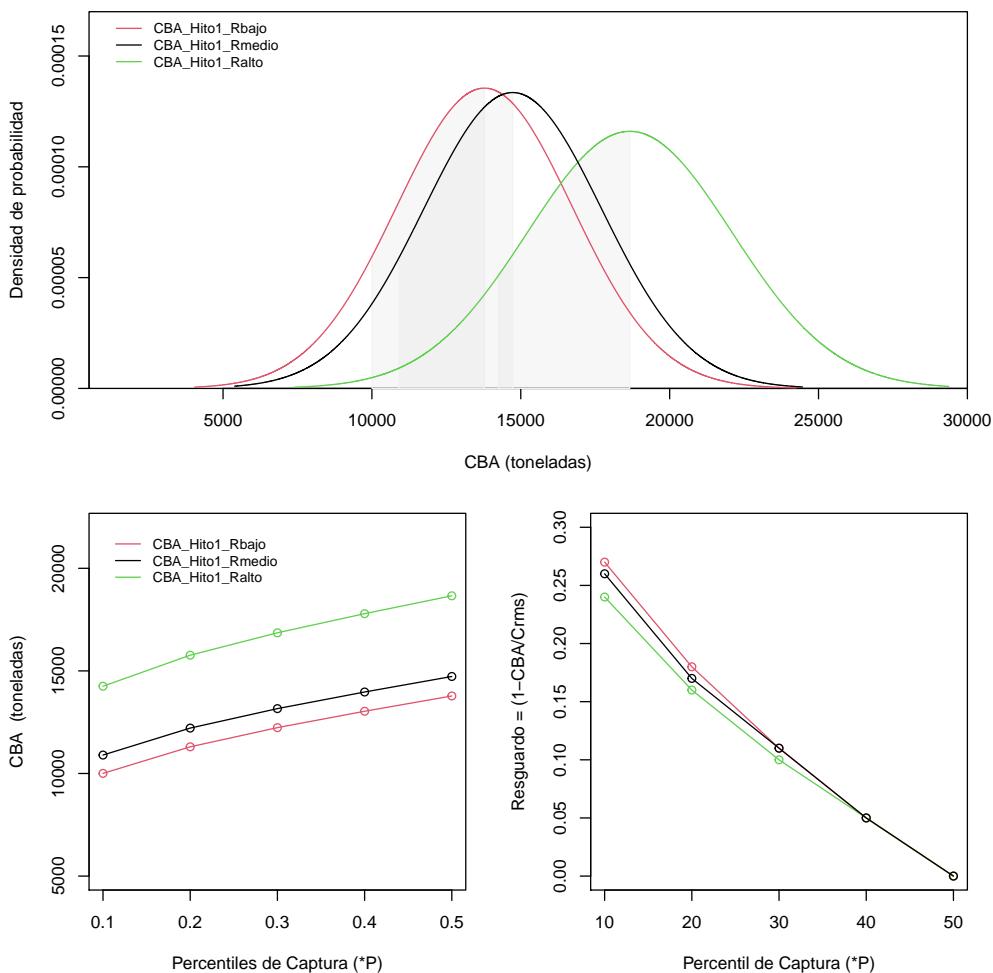


Figura 8. Distribución de probabilidad de la Captura al RMS proyectada bajo tres escenarios de reclutamiento promedios en el hito 1 (panel superior). La zona sombreada corresponde a la zona de percentiles de probabilidad de captura (*P) entre el 10 % - 50 %. En el panel inferior izquierdo se representa la CBA estimada para cada *P y en el panel inferior derecho los niveles de resguardo correspondiente a cada *P.

3.3.2. Incorporación del descarte en la CBA

La actual Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA, N° 18.892) persigue la conservación y el uso sustentable de los recursos pesqueros mediante la aplicación del enfoque precautorio y ecosistémico, garantizando el resguardo de los ecosistemas marinos. En este contexto, el Artículo 7ºB de la LGPA indica que no podrá realizarse el descarte de individuos de una especie objetivo, cualquiera sea su régimen de acceso, y su fauna acompañante, salvo que se i) haya fijado una cuota global anual de captura para la especie objetivo y, ii) que en el proceso de establecimiento de la cuota global anual de captura se haya considerado el descarte, entre otras restricciones indicadas por el citado artículo.

Para dar cumplimiento a esta normativa se estima una CBA_{total} que da cuenta de toda la mortalidad por pesca incluido el descarte. El CCT-PP debe establecer el rango de CBA que se construye a partir de una CBA máxima (CBA_{max}), es decir, el rango por ley es $(0,8 * CBA_{max}; CBA_{max})$. Esta CBA_{max} , deberá estimarse a partir de la CBA_{total} descontando el porcentaje de descarte supuesto para el año 2021 (2,3 % anual). La proporción del descarte (pd) supuesto para el año 2021 y que deberá ser descontado de la CBA_{total} para establecer la CBA_{max} .



$$CBA_{max} = CBA_{total} - pd * CBA_{total}$$

3.3.3. Proyección del stock

Finalmente, se realiza un conjunto de análisis estocásticos de las probables trayectorias de la biomasa como consecuencia de la aplicación de las diferentes estrategias, tácticas y reglas de decisión consideradas en los respectivos Planes de Manejo y/o Programas de Recuperación de las pesquerías, según corresponda, considerando la incertidumbre del estatus (e.g. matriz de correlación de variables de estado) y los posibles estados de la naturaleza a futuro (e.g. niveles probables de reclutamiento). Lo anterior debe permitir analizar los niveles de riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación en el mediano o largo plazo, considerando la incertidumbre del estatus y los probables estados de la naturaleza a futuro.

3.4. Objetivo específico 4:

“Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.”

Para el cumplimiento de este objetivo, se informan los avances alcanzados durante el desarrollo del estudio, conforme al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), elaborado para esta pesquería. Este PMCCAC se enfoca a las brechas de datos, información y conocimiento, en relación con la situación general de la pesquería acorde con los requerimientos de asesoría solicitados por la administración pesquera.

En el contexto del desarrollo metodológico del trabajo, se realiza un listado de comprobación en el que se da cuenta de todas las recomendaciones emanadas de los revisores expertos, con el propósito de verificar el cumplimiento de cada uno de las observaciones, correcciones y recomendaciones señaladas por los revisores.

A continuación, se detalla el contenido presentado la **Sección 4.4** de este informe:

- I. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2021 acordado con SUBPESCA.
- II. Mejoras realizadas al modelo de evaluación de stock actual, donde se describen los cambios realizados en el tiempo y que llevaron a la definición del actual modelo base.
- III. Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos.



4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1:

"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."

4.1.1. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

El período de análisis de la evaluación de stock abarca los años 2002 a 2021, con información completa de las piezas de información hasta el año 2020. Los índices que ajustan el modelo corresponden a la información de desembarques más descarte, captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) y biomasa del crucero (Bcru) de evaluación directa (**Tabla 17**) desarrollado por IFOP en aguas interiores de la isla de Chiloé. En la presente actualización, se usa el desembarque 2020, estructura de tallas de la flota 2020, CPUE 2020, biomasa del crucero 2021, estructura de tallas del crucero 2021 y un supuesto de captura 2021 igual a la Cuota global establecida para el año 2021.

Tabla 17. Índices usados en la evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

Años	Desembarques (t)	Descarte %	Desembarque + descarte	CPUE (t/v)	Bcru (t)
2002	38.974	2,32	39.878		
2003	32.843	2,32	33.605		
2004	36.545	2,32	37.393		
2005	52.569	2,32	53.789		
2006	39.146	2,32	40.054		194.719
2007	50.506	2,32	51.678	23,9	
2008	45.078	2,32	46.124	21,6	114.640
2009	49.225	2,32	50.367	28,1	
2010	20.123	2,32	20.590	19,1	
2011	16.429	2,32	16.810	16,3	88.116
2012	19.763	2,32	20.222	13,7	
2013	21.888	2,32	22.396	35,6	124.729
2014	22.951	2,32	23.483	27,7	113.855
2015	23.643	2,32	24.192	23,1	60.498
2016	18.495	2,32	18.924	24,0	106.245
2017	14.134	2,32	14.462	10,8	66.882
2018	8.355	4,86	8.761	10,2	20.361
2019	11.278	0,93	11.383	8,6	43.788
2020	14.194	2,32	14.523	41,4	160.742
2021	12.347	2,32	12.633	0	70.260

a) Datos actualizados

- Desembarques: La serie de desembarques utilizados para la evaluación considera información completa hasta el año 2020.
- Descarte: Se utiliza la serie de descarte acordada en la 3er sesión del CCT-PP para la corrección de la serie de desembarques.
- CPUE: Se actualiza la serie histórica de captura por unidad de esfuerzo estandarizada al año 2020. El proceso de estandarización se presenta en **Anexo I**.
- Composición de tallas flota: Se utiliza la composición de talla de la flota hasta diciembre 2020.
- Crucero acústico: Se incorpora la biomasa total y composición de tallas del crucero hidroacústico realizado en abril/mayo del año 2021.

b) Datos supuestos

- Desembarques: Se supone al principio de la serie (2002-2005) que un 70 % de los registros indicados como sardina común correspondían a sardina austral. Para el año 2021 se supone un desembarque igual a la cuota global de captura inicial establecida en 12,3 mil t.

4.1.2. Descripción de los datos de entrada al modelo de evaluación de stock

Desembarques

De acuerdo a las estadísticas oficiales, la captura de sardina austral aumentó desde 39 mil toneladas (t) el año 2006 hasta cerca de 50 mil t el año 2009. Durante el año 2010, los desembarques evidenciaron una importante disminución, alcanzando solo 2/3 de la cuota de 30 mil t asignadas para ese año. A partir de este mismo año, los registros se estabilizan en niveles promedio de 20 mil t. El año 2017, los desembarques disminuyen a 14 mil t al año siguiente la actividad de la flota disminuyó significativamente en relación con años previos. Los desembarques oficiales (8355 t) alcanzaron sólo la mitad de la cuota asignada (17200 t). Durante el año 2019, se apreció una recuperación relativa de la actividad, desembarcado oficialmente la totalidad de la cuota asignada de 11,3 mil t. Para el año 2020, se capturaron oficialmente 14 mil t, correspondiente a un 92 % de la CBA actualizada (15,5 mil t) (**Figura 9**). A mayo 2021 se han desembarcado 6,2 mil t, correspondiente a un 50 % de la CBA recomendada para el año 2021 (12,3 mil t). En cuanto a la estacionalidad, se observa un patrón con capturas concentradas en el primer semestre (**Figura 10**), aunque a partir del año 2013, los desembarques de diciembre alcanzan niveles importantes.

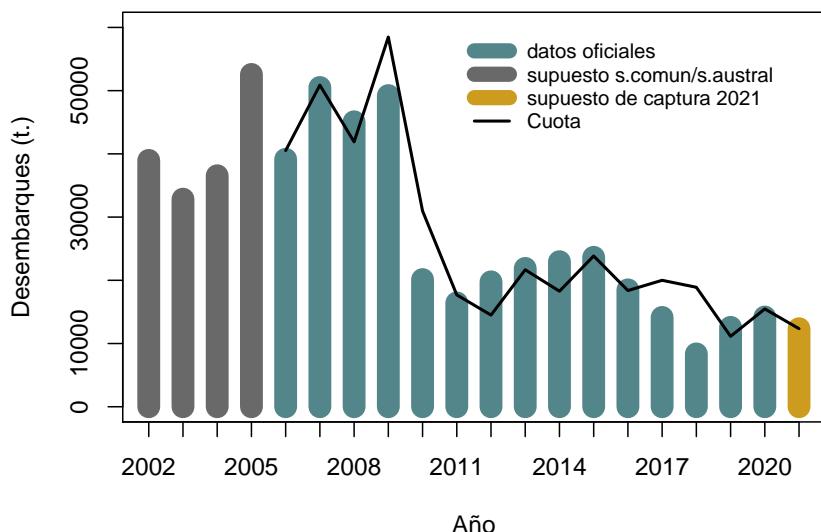


Figura 9. Serie de desembarques utilizada en la evaluación de stock de junio 2021. Las barras grises al inicio de la serie corresponden a un supuesto de proporción de especies (sardina común/sardina austral). Las barras azules a los desembarques oficiales en el período 2006-2020 y la barra amarilla, el supuesto de captura 2021. La línea negra corresponde a la cuota de captura establecida anualmente.

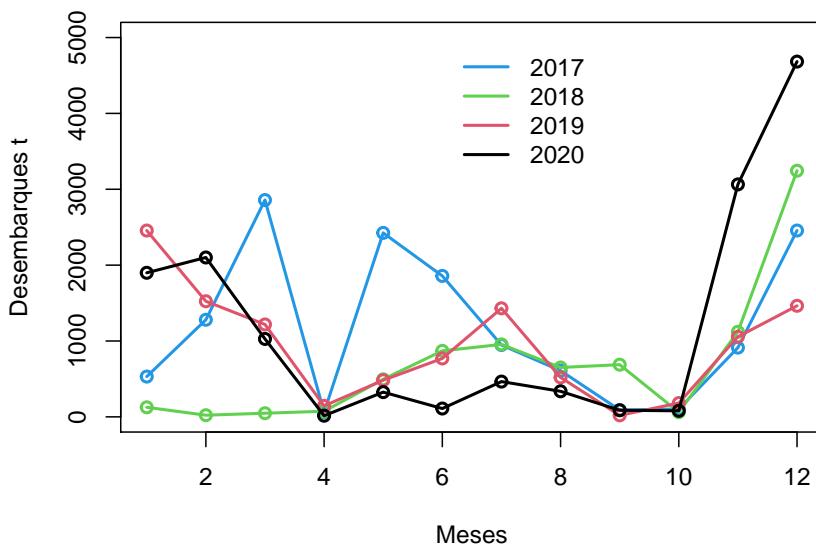


Figura 10. Variación mensual de las capturas de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2017 y 2020.

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

El análisis de esta pieza de información, sugiere que el modelo con interacciones podría representar, actualmente, de mejor forma la variabilidad de la CPUE considerando el mayor nivel de explicación de la desvianza. En la **Figura 11**, se muestra la variabilidad del índice estandarizado a través del modelo tweedie con y sin interacciones. La fuerte reducción en el índice los últimos dos años es también coherente con la disminución observada en los desembarques y en el crucero de evaluación directa.

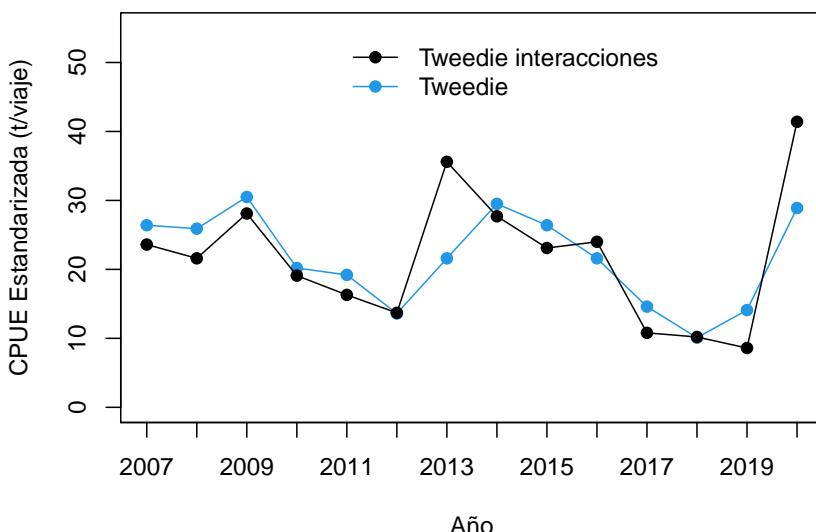


Figura 11. CPUE estandarizada por Modelos Lineales Generalizados (tweedie original y con interacciones), en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la isla de Chiloé.

Cruceros de evaluación acústica

La variabilidad del índice acústico, se muestra en la **Figura 12**. Sin considerar el año 2006, donde se estiman 196 mil toneladas, la biomasa de sardina austral varía en torno a un nivel promedio de 95 mil toneladas entre los años 2008 y 2017. Sin embargo, los estudios realizados los años 2018 y 2019 mostraron los valores más bajos de toda la serie, estimando 20361 y 44738 toneladas de biomasa total respectivamente, en la zona del mar interior de Chiloé. El año 2020, el crucero de evaluación directa (abril/mayo 2020), evidenció un incremento significativo en la biomasa acústica, alcanzando el segundo valor más alto con 160 mil toneladas, sostenida principalmente por la fracción adulta ($>13,5$ cm LT). No obstante, el último crucero disminuye en torno a un 56 % respecto al año previo.

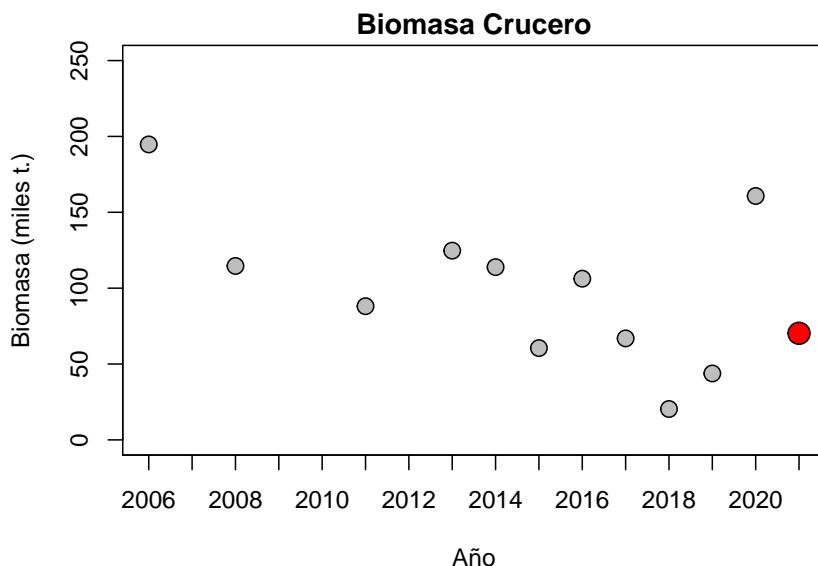


Figura 12. Biomasa total de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos estimada en los cruceros de evaluación directa (2006-2021). Se destaca en círculo rojo de mayor tamaño el último valor obtenido en abril del año 2021.

Estructura de longitudes

Las **Figura 13 y 14** muestran las estructuras de longitudes utilizadas en la evaluación de stock, la cual es obtenida desde la flota que opera en aguas interiores de la Región de Los Lagos y del crucero de evaluación directa realizado en la misma zona. Respecto a la estructura de tallas de la flota, se observa la ausencia de la fracción juvenil durante el año 2020, lo cual se ratifica con la estructura de tallas observada por el crucero el mismo año. No obstante, para el año 2021 la biomasa acústica está sostenida por individuos juveniles y adultos.

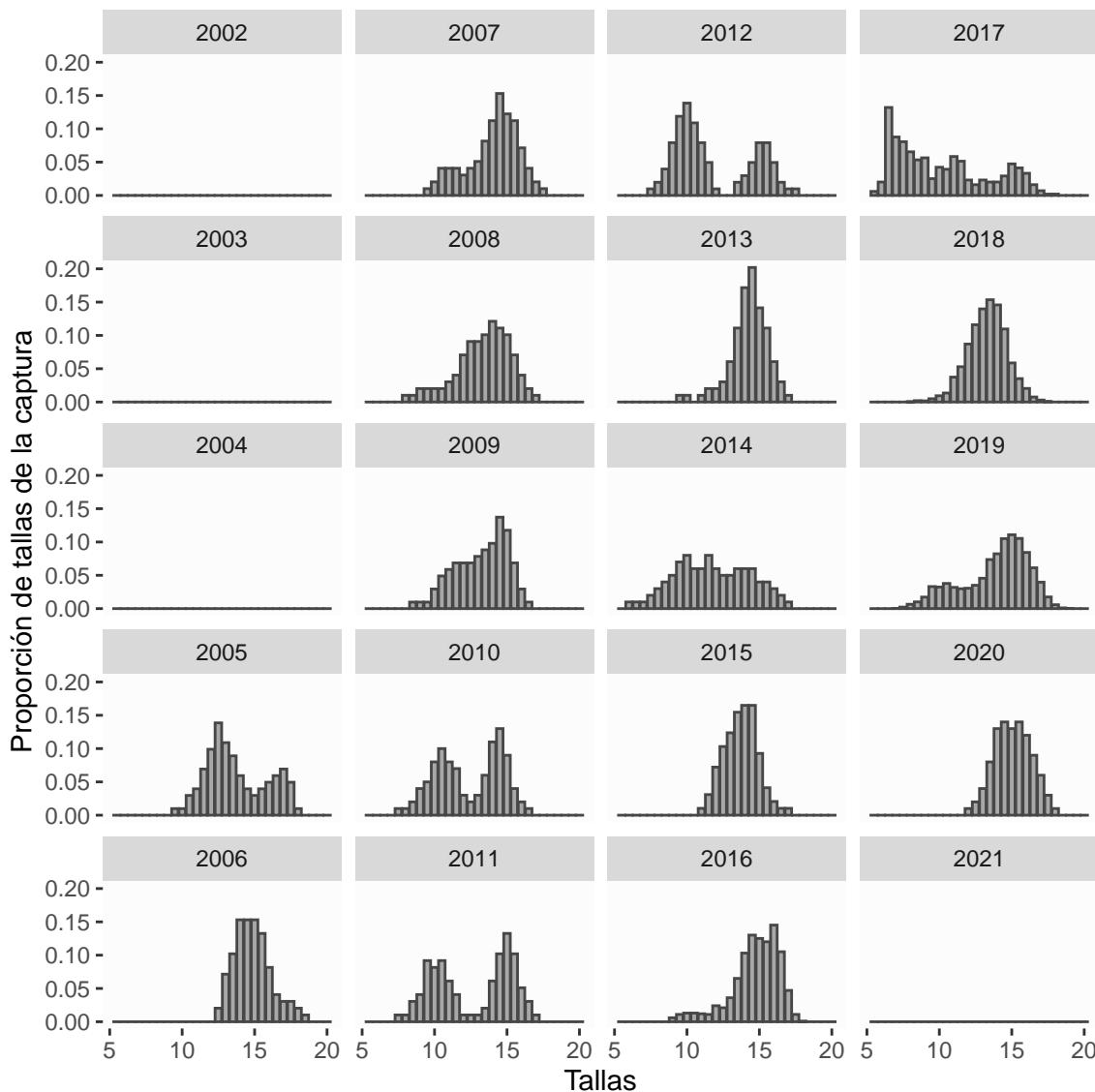


Figura 13. Estructuras de longitudes (LT, cm) anual de sardina austral obtenida desde la flota que opera en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

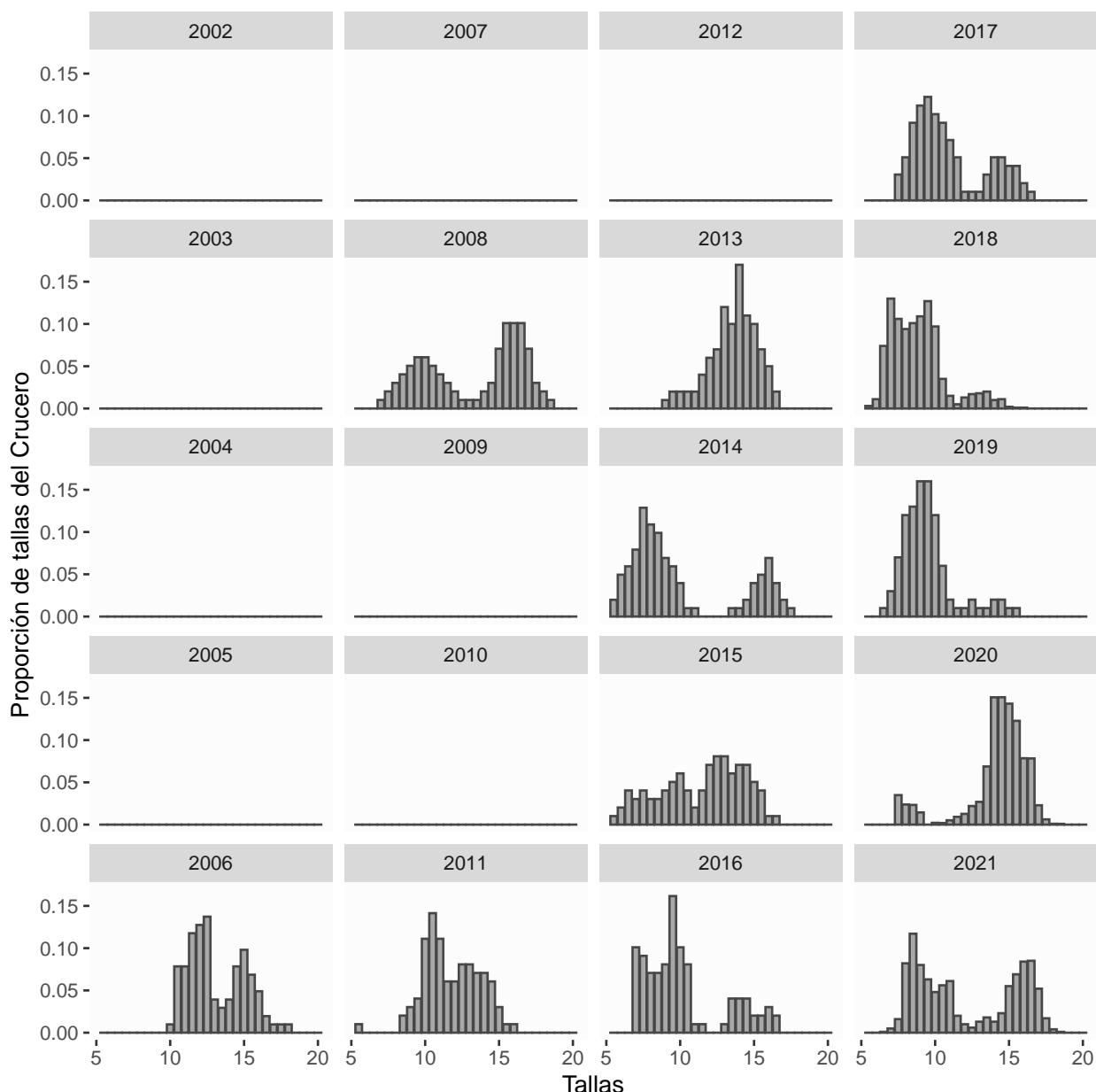


Figura 14. Estructuras de longitudes (LT, cm) de sardina austral obtenida por el crucero de evaluación directa en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

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) (**Figura 15**). 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 .

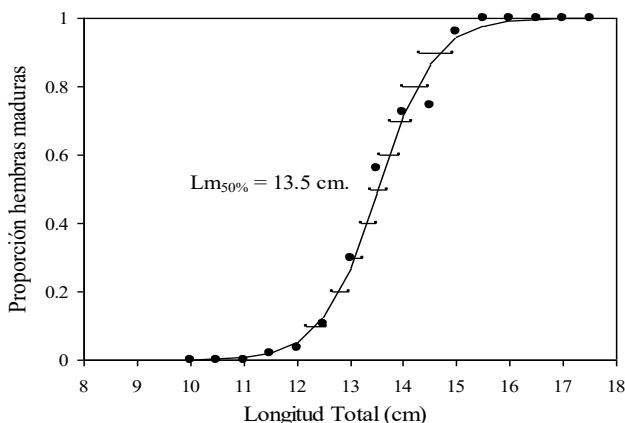


Figura 15. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos obtenida a través de estados microscópicos (Leal *et al.*, 2011).

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 (**Figura 16**). La mortalidad natural en tanto, fue estimada en 0,83 año⁻¹ por Canales *et al.*, (2007) utilizando 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.

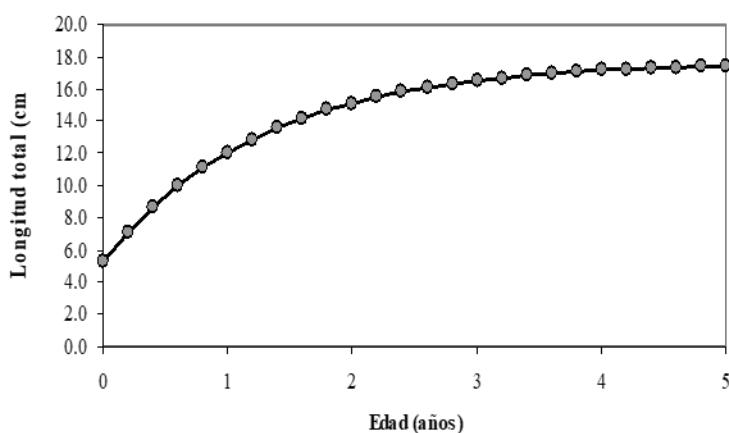


Figura 16. Función de crecimiento descrita por los parámetros de Von Bertalanffy estimados para sardina austral de la Región de Los Lagos.

4.1.2. Diagnóstico del modelo de evaluación de stock

Ajuste del modelo a los datos

Los resultados muestran que el modelo base actual recoge la variabilidad general de las señales poblacionales. Debido a que los valores de los coeficientes de variación empleados son más pequeños, el modelo ajusta de mejor manera la serie de desembarques por sobre el índice de biomasa directo y CPUE. Al respecto, los datos observados de desembarques se asumen menos sesgados y más precisos con un CV de residuos de 0,1. En el ajuste de la CPUE se aprecian sobre y subestimaciones, aunque el modelo recoge la variabilidad media del índice. En el caso de la biomasa acústica, el modelo tiende a subestimar los valores observados, excepto los años con los niveles más bajos (2015, 2018 y 2019) (**Figura 17**).

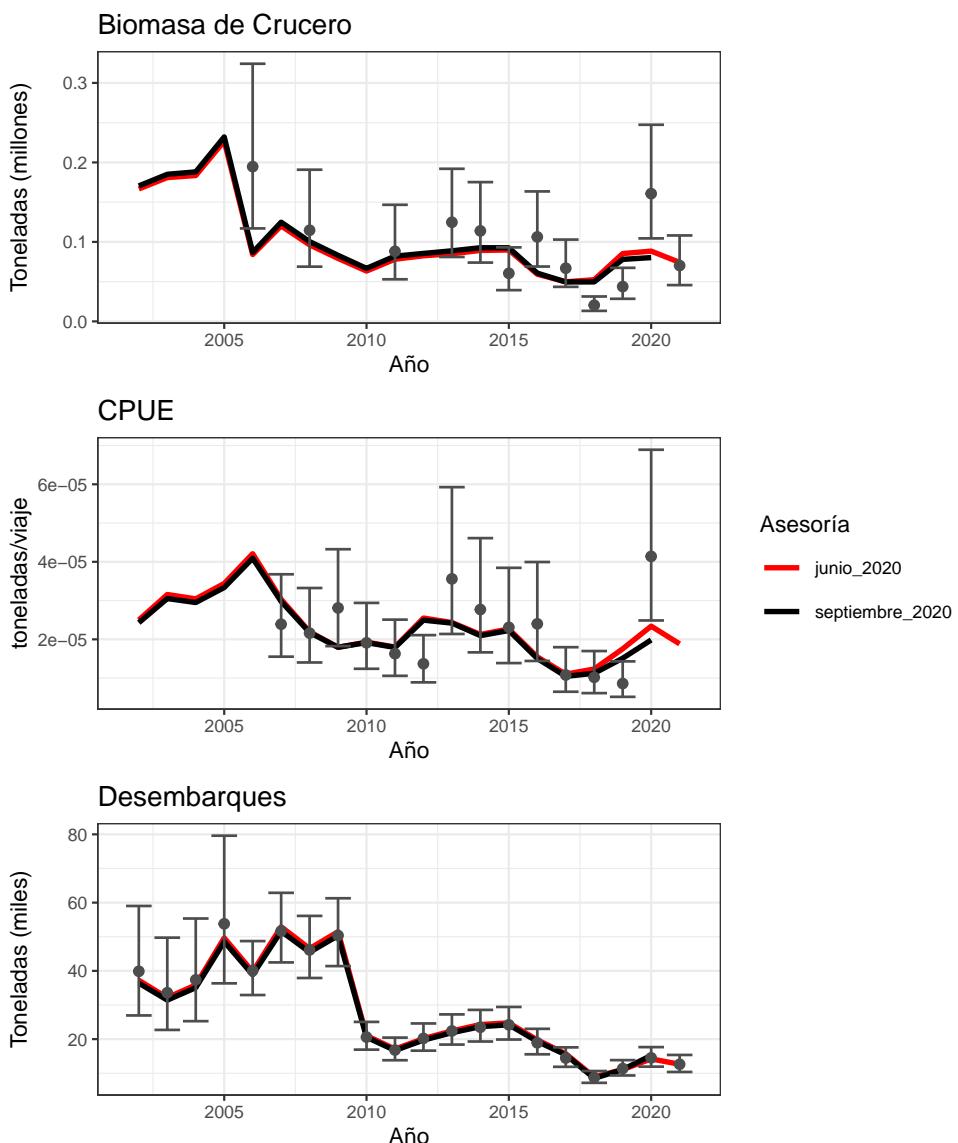


Figura 17. Ajuste del índice de la biomasa directa , CPUE y desembarques de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos. Los círculos representan los datos observados. La línea vertical sobre los puntos corresponde al error de las observaciones.

Análisis de residuos

El análisis de los residuos y gráficos qq-plot (**Figura 18**), muestra que los residuales del modelo no sugieren tendencia, se aprecia además una linealidad general en la escala log en todos los índices. Sin embargo, en el caso de los desembarques, la convergencia entre las observaciones y el ajuste del modelo es mayor. En este caso, cuando el ajuste no es total, los datos observados tienden a situarse por debajo de los valores predichos. La CPUE y biomasa acústica (crucero) muestran mayor dispersión de los datos en relación a las predicciones.

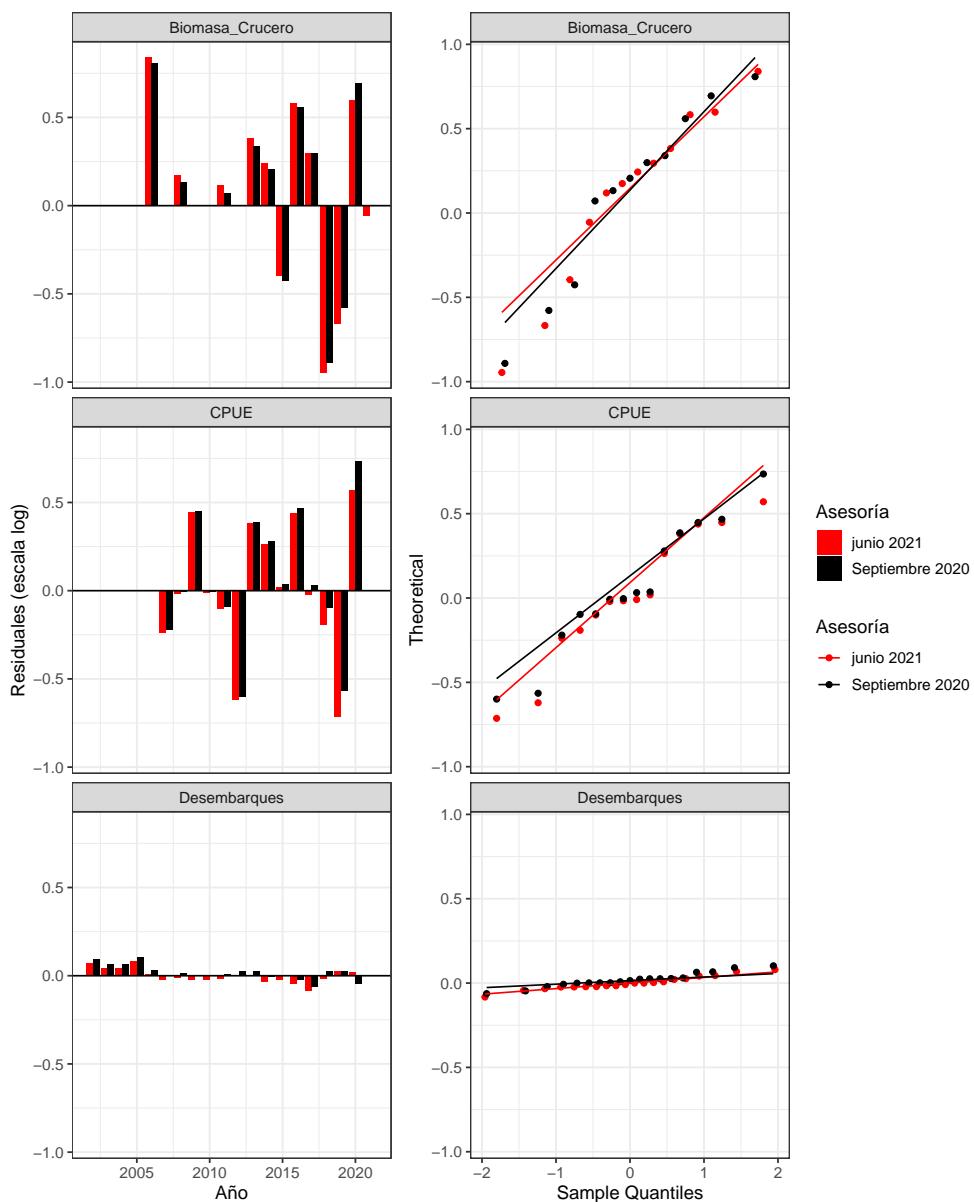


Figura 18. Análisis de residuales y diagrama Q-Q para los ajustes a la información de desembarques, CPUE y cruceros de evaluación directa.

Ajuste de las composiciones de longitudes

Las estructuras de longitudes de la flota (**Figura 19**) y cruceros acústicos (**Figura 20**), son medianamente reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general. En el caso de las capturas comerciales, el modelo reproduce de mejor manera las estructuras unimodales. En los años en que se aprecia bimodalidad (2010, 2011, 2012), el modelo no es capaz de ajustar adecuadamente la información. En el caso de los cruceros, el modelo es todavía menos eficiente en el ajuste a la información observada. El uso de patrones de explotación variables en el tiempo, aunque mejora las tallas medias predichas, no generó variaciones en los ajustes de las composiciones de longitudes respecto del modelo base previo.

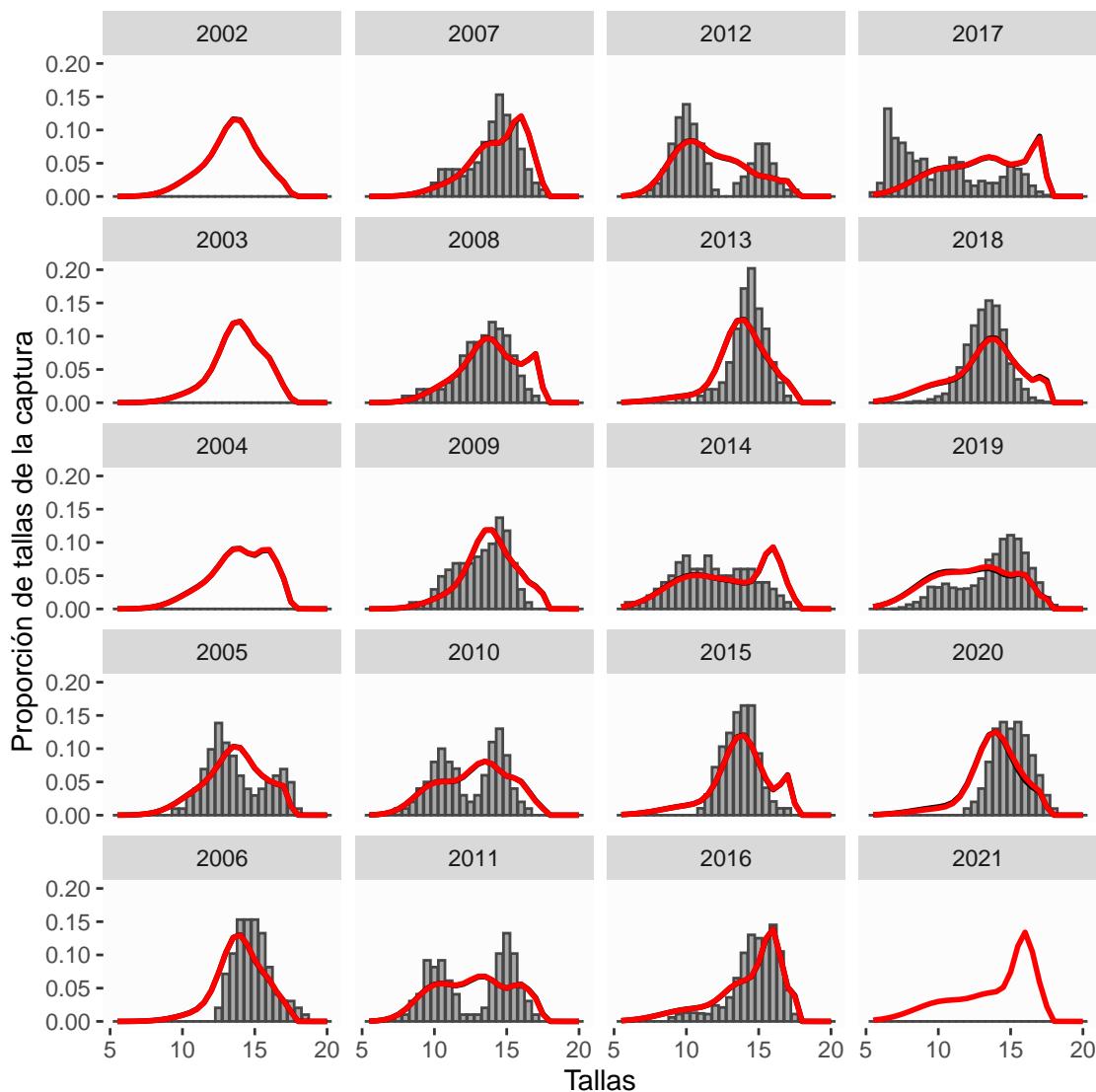


Figura 19. Ajuste de la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos, entre los años 2006 y 2020. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

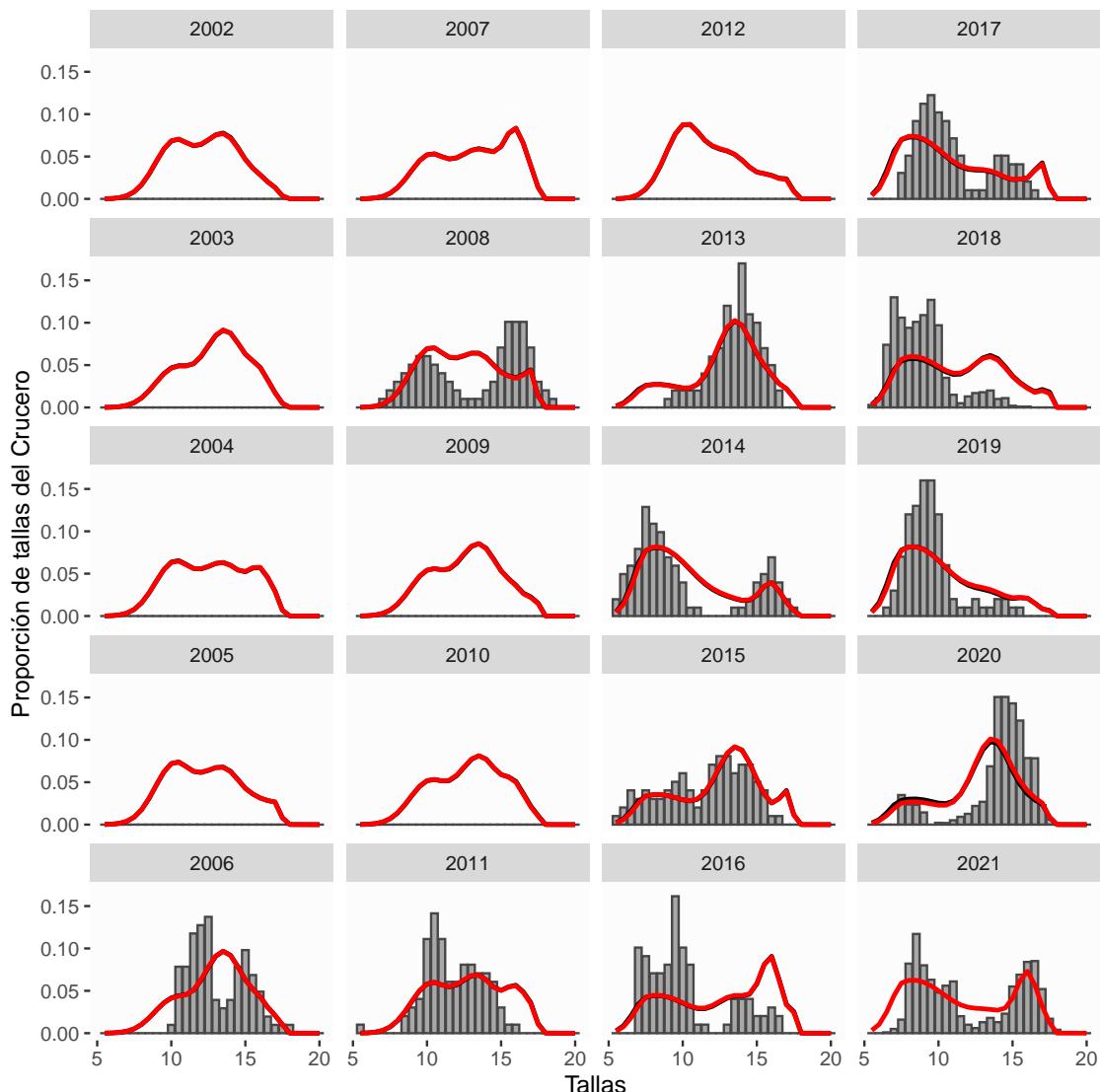


Figura 20. Ajuste de la estructura de longitud de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

Residuales de las composiciones de longitudes

En términos de la bondad de ajuste se entrega el cuadro de residuales por longitud vs los ajustes de las capturas y los cruceros. El comportamiento de los residuales sugiere, en la información de la flota y crucero, ciertos patrones que reflejan tendencia. Por ejemplo, en la flota se aprecia subestimación en el rango de longitudes de 14 y 15 cm y sobreestimación de las longitudes superiores (**Figura 21**). El análisis además confirma los inconvenientes en el ajuste de las estructuras de longitudes bimodales.

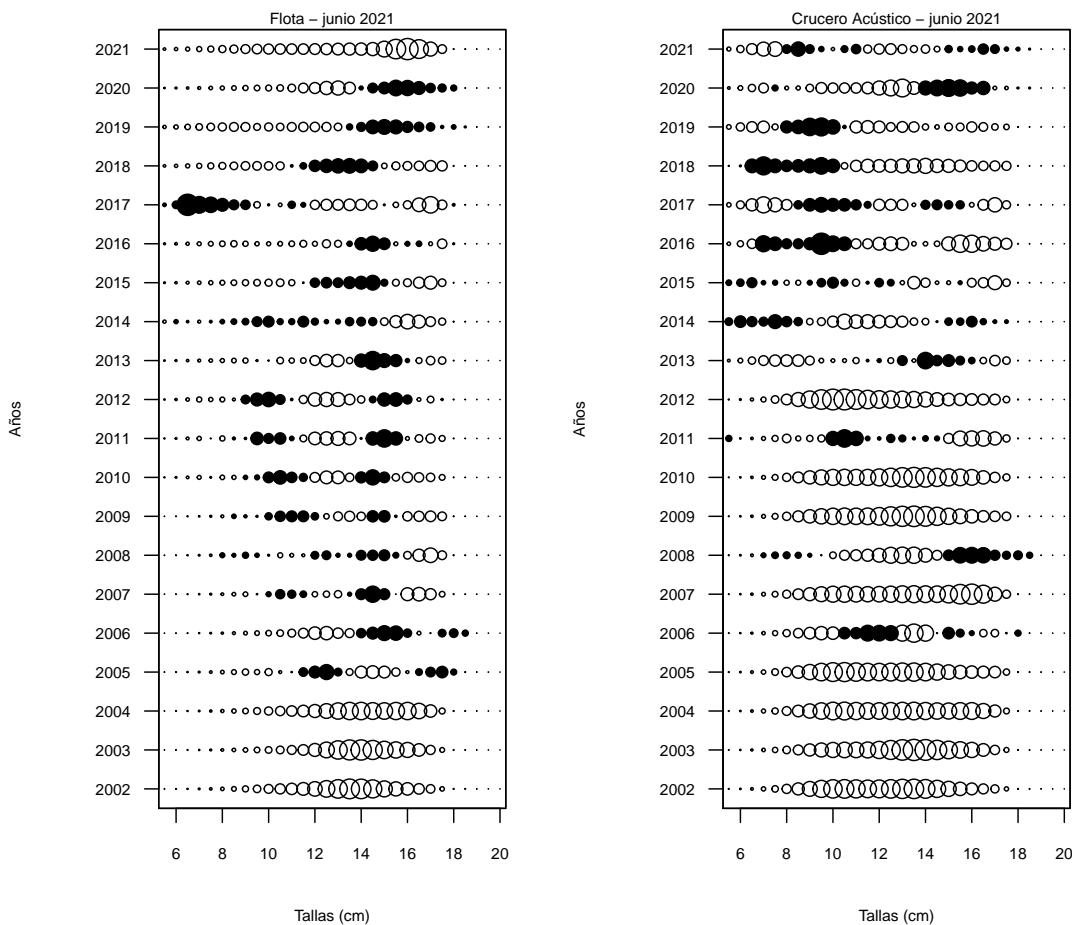


Figura 21. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos negros) y sobreestimaciones (circulo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas. Los años que muestran sólo sobreestimaciones, no cuentan con observaciones de estructuras de longitud.

Comparación con evaluaciones anteriores

Se comparan los resultados de los principales indicadores de la asesoría actual (junio 2021) con asesorías anteriores (septiembre 2020, junio 2020, septiembre 2019, junio 2019) para evaluar la consistencia de la evaluación presente. Al respecto, el desempeño retrospectivo empírico ilustra mayor incertidumbre en los tres últimos años de las series (**Figura 22**), con una tendencia a subestimar los niveles de reclutamiento y biomasa desovante y sobre-estimar los niveles de mortalidad por pesca, con excepción del año 2020, donde el nivel de mortalidad por pesca fue subestimado producto del supuesto de captura utilizado en la asesoría de junio 2020.

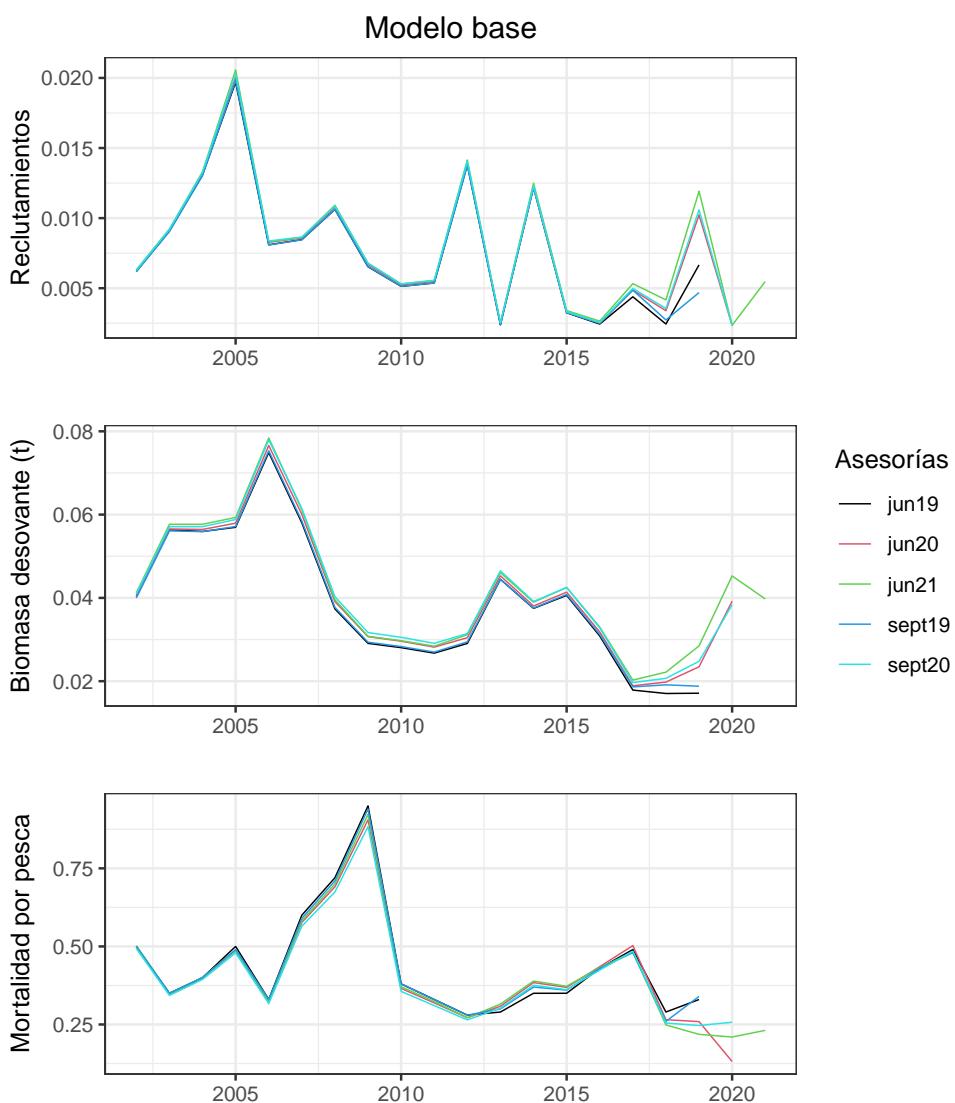


Figura 22. Análisis retrospectivo empírico de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca ($F \text{ año}^{-1}$).

Análisis retrospectivo

En la **Figura 23** se muestra el patrón retrospectivo estándar y relativo de la biomasa desovante y mortalidad por pesca para el modelo base actual (junio 2021). El análisis retrospectivo del modelo de evaluación muestra que en términos de rho (promedio de anomalías retrospectivas) la reducción de información genera un patrón de subestimación del reclutamiento ($\rho = -0.11$) y de la biomasa desovante ($\rho = -0.06$), con una sobreestimación de la mortalidad por pesca ($\rho = +0.08$). En general, las estimaciones para el último año pueden variar sustancialmente entre las sucesivas actualizaciones, mientras que para los años previos tienden a converger a valores más estables, excepto para el año 2019 debido al cambio en las tendencias de los últimos dos años de la serie.

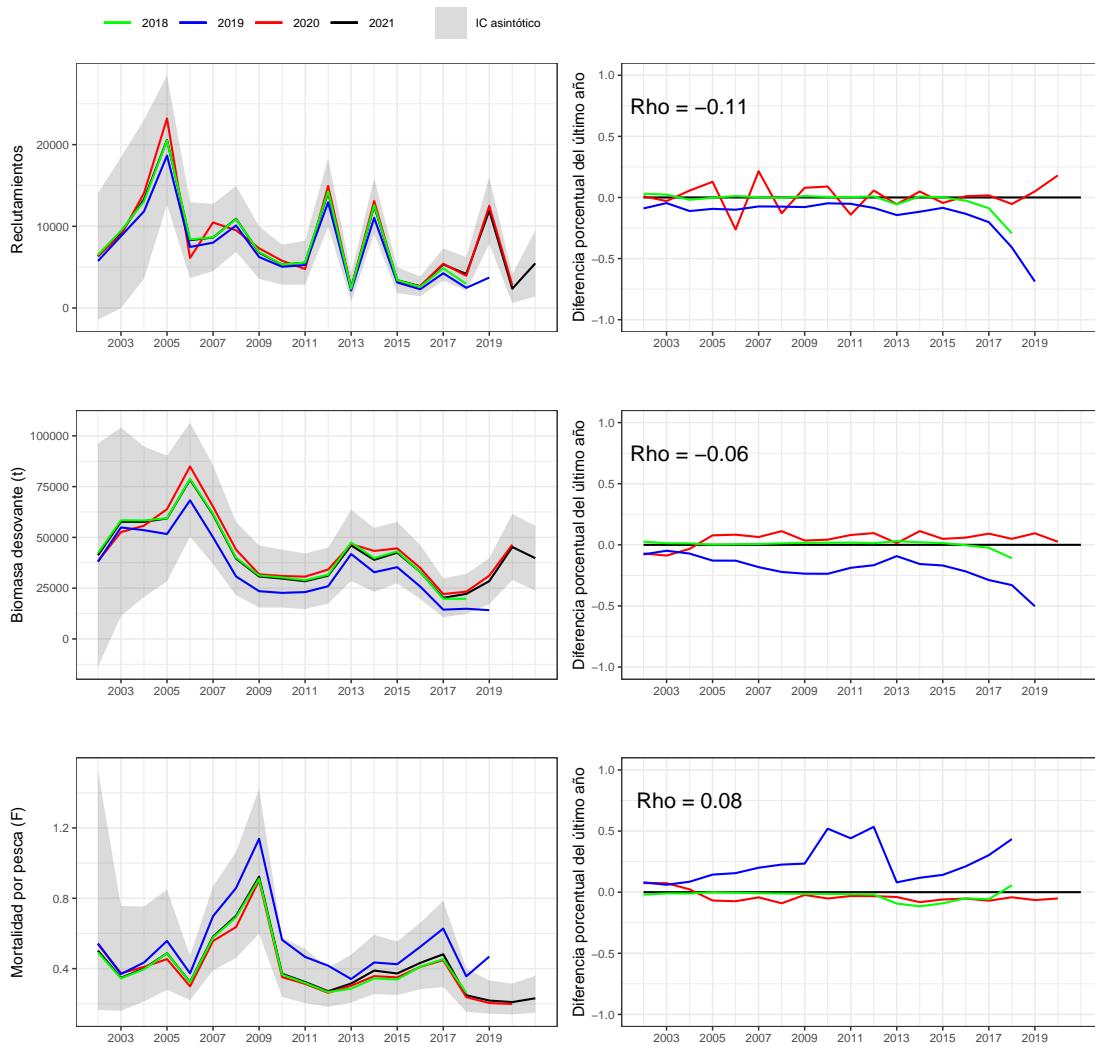


Figura 23. Patrón retrospectivo (panel izquierdo) estándar y (panel derecho) relativo de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral para la asesoría junio 2021.

Perfil de verosimilitud

La **Figura 24** muestra el perfil de verosimilitud de cada fuente de dato cuyo mínimo representa la estimación máxima a posteriori del reclutamiento medio (R_0) para cada fuente de error del caso base. Los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $\chi^2 = 1,92$ fue la biomasa y proporción de tallas del crucero (cru, procru).

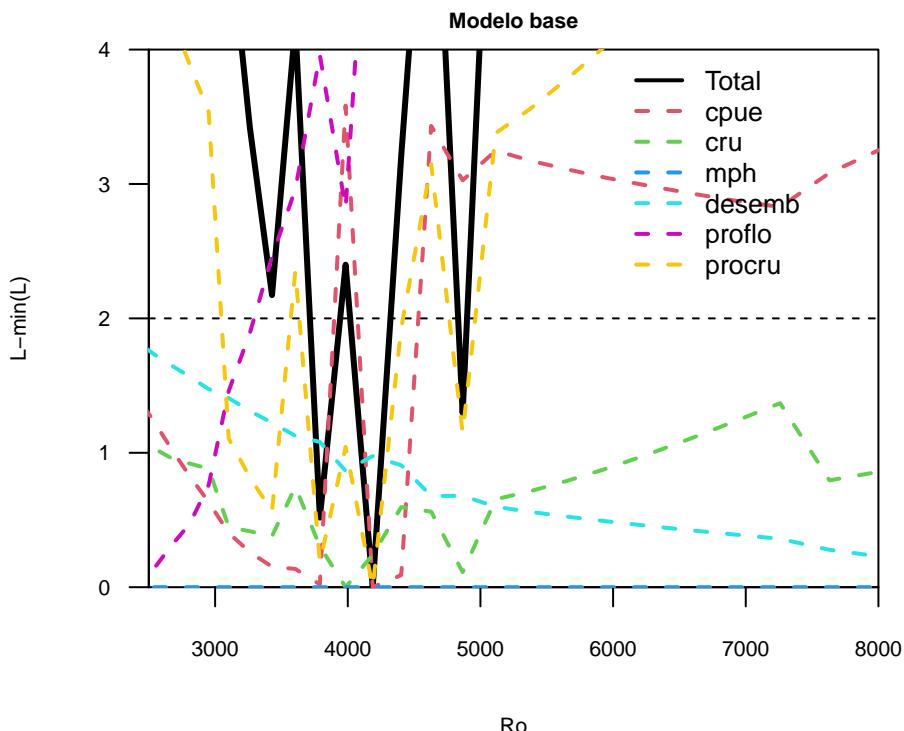


Figura 24. Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test χ^2 para la asesoría actual (junio 2021).



4.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.”

4.2.1. Indicadores del stock

Reclutamientos

El reclutamiento de sardina austral, presenta una alta variabilidad interanual (**Figura 25**). Entre los años 2015 y 2018 representa un período de bajos niveles de reclutamiento (3,89 mil millones de peces), 51 % bajo el promedio histórico (7,97 mil millones de peces), lo cual impacta de manera directa en el tamaño de la población, observando a partir del año 2015 una disminución significativa en la biomasa total y desovante. El valor estimado para el año 2019 (11,9 mil millones de peces) es tres veces mayor al promedio entre 2015 al 2018 y 1,5 veces mayor al promedio histórico. No obstante, el reclutamiento del año 2020 y 2021, disminuyeron un 80 % y 54 % respecto a lo estimado para el año 2019, retornando a los niveles bajos del período 2015-2018.

Biomassas

De acuerdo a los resultados del modelo de evaluación, la biomasa total (BT) evidenció una importante reducción a partir del año 2007 (207,6 mil t), alcanzando un nivel de 98,2 mil t el 2011. Entre el 2012 al 2014 las biomassas se estabilizan en torno al promedio histórico (152,7 mil t). A partir del año 2015 comienzan a reducirse nuevamente, alcanzando los niveles más bajos entre el 2016 al 2018 (82,2 mil t, promedio), producto de los bajos niveles de reclutamiento registrados durante ese período. Los años 2019 y 2020 muestra una recuperación hasta niveles en torno a las 126,5 mil t en promedio. Para el año 2021 la Biomasa total se reduce un 14 % respecto al promedio de los últimos dos años, pero es un 32 % mayor al promedio de los años más bajos. La biomasa desovante (BD) en tanto, sigue la misma tendencia de la BT y disminuyó desde 78,4 mil t, en 2006 hasta 20 mil t los años 2017 y 2018. Para el año 2020 se observa un incremento del 59 % respecto al 2019, no obstante, para el año 2021, la BD se reduce un 12 % respecto al 2020. Al principio de la serie, el intervalo de confianza es más amplio debido a que el modelo solo utiliza los desembarques para estimar las variables poblacionales (**Figura 25** y **Tabla 18**).

Mortalidad por pesca

La mortalidad por pesca (F) ha mostrado variaciones significativas a lo largo de la serie analizada. Entre los años 2002 y 2006 varió en valores promedio de $0,5 \text{ año}^{-1}$. Luego, incrementa de manera significativa hasta $0,92 \text{ año}^{-1}$ el año 2009. Entre los años 2010 y 2015, debido a las cuotas de capturas en valores relativamente estables, la F se mantuvo en valores cercanos al nivel de F que genera el RMS ($F_{\text{RMS}} = 0,32 \text{ año}^{-1}$). Al final de la serie, se observó una fuerte reducción en los desembarques, disminuyendo entonces hasta un valor estable en torno $0,23 \text{ año}^{-1}$ entre el 2018 al 2020. Sin embargo, dado que la F_{2021} está basada en supuestos, el estatus en términos de F_{2021}/F_{RMS} es aún incierto (**Figura 25, Tabla 18**).

Selectividad

El último bloque de selectividad de la flota indica que el recurso está próximo a su completo reclutamiento a la pesquería a la talla de 15 cm de LT, mientras que los individuos de 11,5 cm de LT son vulnerados en un 50 %. En el crucero acústico los ejemplares son completamente vulnerados a tallas sobre los 7,5 cm de LT (**Figura 26**). El patrón de selectividad de la flota indica que los individuos son capturados antes de reproducirse (**Figura 27**), lo que supone un riesgo para sustentabilidad de la pesquería.

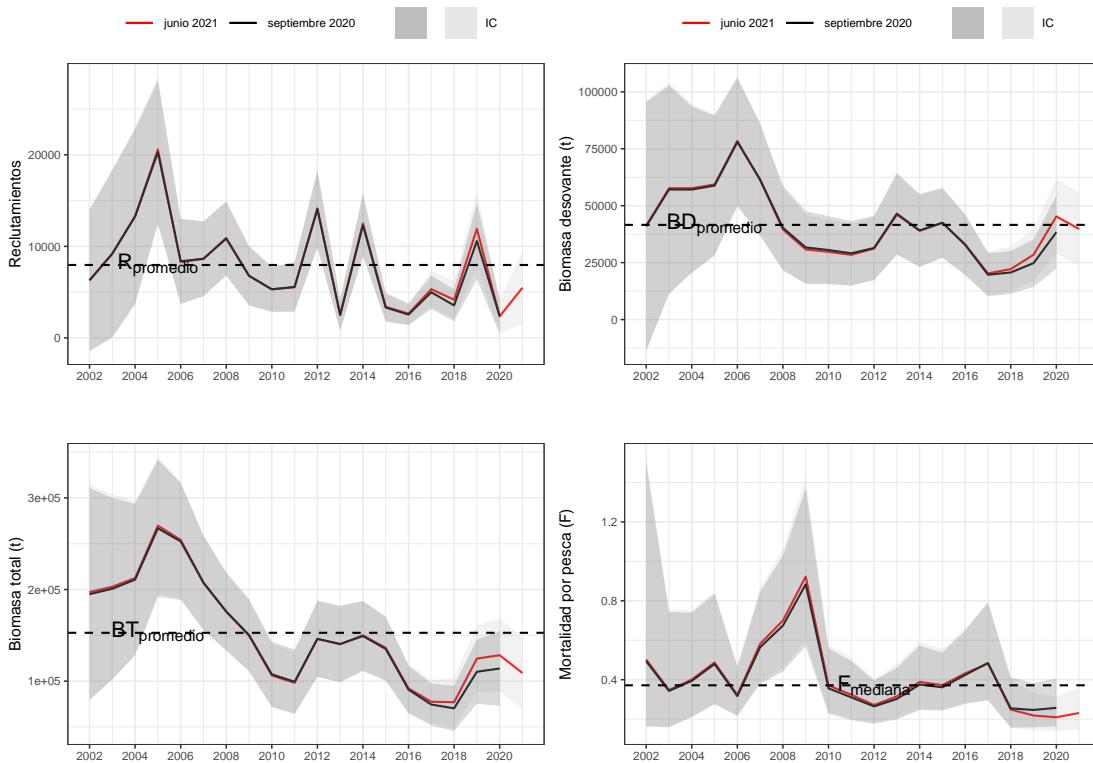


Figura 25. Estimaciones medias de los reclutamientos, biomasa total, biomasa desovante y mortalidad por pesca y su respectivo Intervalo de Confianza (IC). Las líneas segmentadas corresponden al promedio y mediana de la serie respectiva.

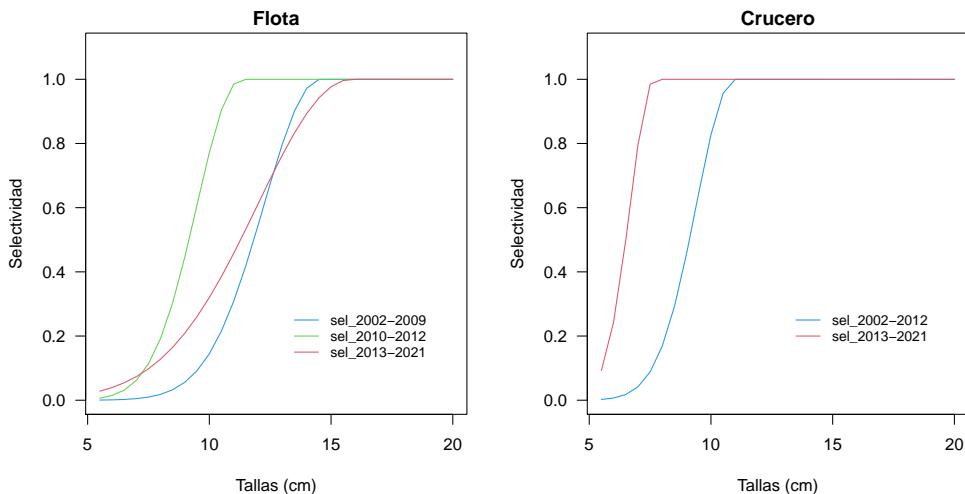


Figura 26. Patrón de explotación o selectividad de la flota (panel izquierdo) y de los cruceros acústicos (panel derecho) estimados en la asesoría de junio 2021 de la sardina austral Región de Los Lagos.



Tabla 18. Comparación de las variables poblacionales estimadas en la evaluación de septiembre 2020 y junio 2021 de sardina austral de la Región de Los Lagos.

Año	BD_{sept}	BD_{jun}	BT_{sept}	BT_{jun}	R_{sept}	R_{jun}	F_{sept}	F_{jun}
2002	40.951	41.213	194.920	197.200	6.280	6.315	0,49	0,5
2003	57.096	57.682	200.800	203.060	9.191	9.222	0,34	0,35
2004	57.102	57.678	210.790	212.490	13.264	13.307	0,39	0,4
2005	58.821	59.315	266.800	269.680	20.282	20.573	0,48	0,49
2006	77.957	78.422	252.550	254.240	8.370	8.305	0,32	0,32
2007	61.494	61.186	207.380	207.580	8.651	8.624	0,56	0,58
2008	40.283	39.547	176.060	175.740	10.848	10.919	0,67	0,7
2009	31.677	30.768	150.360	149.630	6.789	6.773	0,88	0,92
2010	30.535	29.728	107.450	106.140	5.312	5.301	0,36	0,37
2011	29.097	28.405	99.342	98.159	5.564	5.544	0,31	0,32
2012	31.432	31.171	146.180	146.100	14.058	14.146	0,26	0,27
2013	46.501	46.065	140.570	140.240	2.521	2.501	0,3	0,32
2014	39.131	38.953	149.190	150.040	12.319	12.489	0,38	0,39
2015	42.501	42.512	135.130	136.350	3.317	3.406	0,36	0,37
2016	32.793	32.993	90.698	92.081	2.550	2.649	0,42	0,43
2017	19.677	20.264	74.464	77.529	4.984	5.324	0,48	0,48
2018	20.680	22.170	70.331	76.962	3.551	4.166	0,25	0,25
2019	24.776	28.464	110.240	124.640	10.586	11.918	0,25	0,22
2020	38.349	45.275	113.800	128.280	2.378	2.356	0,26	0,21
2021		39.749		108.910		5.475		0,23

4.2.2. Estado de explotación

Puntos biológicos de referencia (PBR)

Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la pesquería de sardina austral, se estimaron a través de un modelo de Biomasa Desovante Por Recluta (BDPR) que utiliza el vector de pesos promedios históricos, la selectividad de la flota estimada en la evaluación de stock (considerando los bloques de selectividad) y la ojiva de madurez sexual para el reclutamiento virginal $R_0=1$. La distribución de tallas del reclutamiento (estimada en el modelo) es proyectada en el tiempo 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 55 % (60 %BDPR). El $F_{60\%}$ corresponde al proxy del RMS ($F_{60\%} = F_{RMS}$) y es utilizado para el análisis de recomendación de la CBA y las proyecciones del stock. La **Tabla 19**, resume los resultados de los PBRs y la probabilidad del estatus estimados en la asesoría de septiembre 2020 y junio 2021. En la asesoría actual, el valor de F del año 2021 depende del nivel de desembarque supuesto, por lo tanto, debería variar en relación al valor oficial que será reportado a final de año. La **Figura 27** muestra la curva de Biomasa Desovante Por Recluta (BDPR) calculada junto al valor de F_{RMS} y su correspondiente %BDPR.

Tabla 19. Puntos biológicos de referencia (PBRs) y probabilidad de estar bajo BD_{RMS} y sobre F_{RMS} y la probabilidad de sobre-explotación, colapso o sobrepesca calculados en la asesoría septiembre 2020 y junio 2021.

	Septiembre 2020	Junio 2021
Estatus	año 2020	año 2021
BD_0	53.725	54.592
BD_{RMS}	29.549	30.026
BD_{LIM}	14.774	15.013
F_{RMS}	0,31	0,32
$p(BD_{last} < BD_{RMS})$	0,08	0,05
$p(F_{last} > F_{RMS})$	0,19	0,04
$p(sobre - explotación)$	0,03	0,02
$p(agotado/colapsado)$	0	0
$p(sobrepesca)$	0,08	0,01

- $p(BD_{last} < BD_{RMS})$ = Probabilidad de que BD del año más reciente sea menor a BD_{RMS}
- $p(F_{last} > F_{RMS})$ = Probabilidad que la Ft del año más reciente sea menor a F_{RMS}
- Probabilidad de estar en sobreexplotación = $p(BD_{last} < 0,9BD_{RMS})$
- Probabilidad de estar en colapso = $p(BD_{last} < BD_{LIM})$
- Probabilidad de estar en sobrepesca = $p(F_{last} > 1,1F_{RMS})$

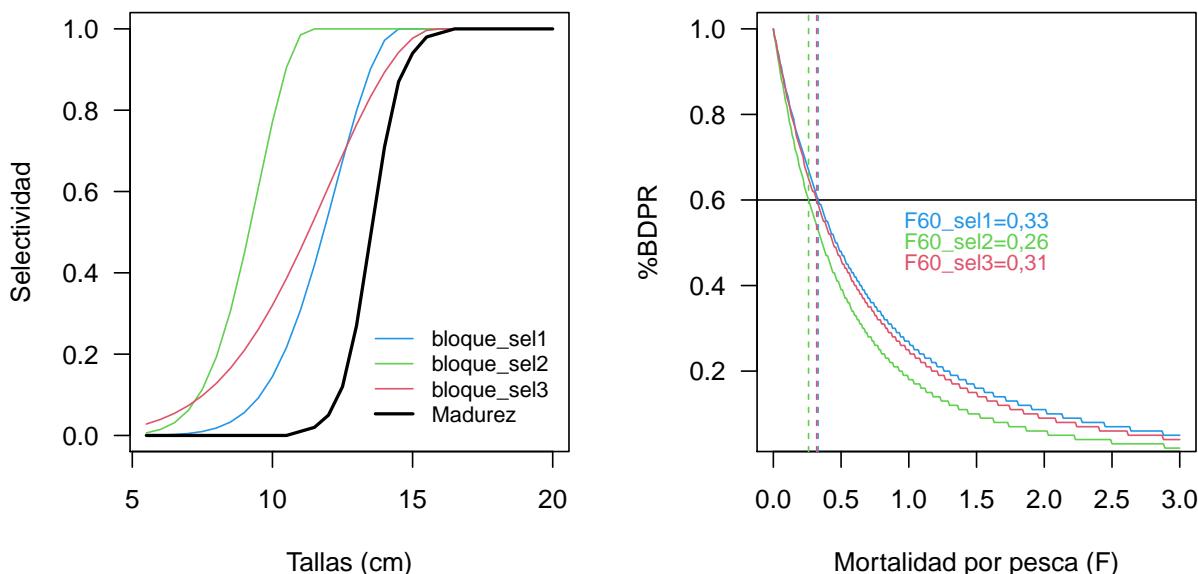


Figura 27. Madurez, selectividad por bloques (Panel izquierdo) y Curva de Biomasa Desovante por Recluta (% BDPR) de sardina austral de la Región de Los Lagos, para distintas curvas de selectividad utilizadas para estimar F_{RMS} .



Indicadores del estado del stock

El índice de reducción del stock desovante (**Figura 28**), muestra una alta probabilidad (1,0) de encontrarse, durante el año en curso, por sobre del objetivo de manejo $p(BD < BD_{RMS})$. La biomasa desovante del año 2021 alcanzó un valor de 39,7 mil t, representando un $1,3 \times BD_{RMS}$ (30 mil t). Esto indica una condición positiva del stock, ya que se encuentra fuera de la zona de riesgo para la sustentabilidad de la pesquería. Los niveles de captura del recurso, habrían excedido el PBR F_{RMS} desde el inicio de la serie, alcanzando un valor máximo de 2,9 veces el $F_{RMS}(0,32 \text{ año}^{-1})$ el año 2009 ($0,92 \text{ año}^{-1}$). Entre los años 2010 y 2015, considerando la disminución en los niveles de desembarque, la mortalidad por pesca disminuyó hasta alcanzar valores más cercanos al objetivo. De acuerdo al valor de F del año 2021, el stock presentaría una probabilidad de 0,04 de encontrarse sobre el F_{RMS} $p(F > F_{RMS})$.

La **Tabla 20**, resume la variación interanual de los indicadores de la condición del stock en términos de biomasa (BD/BD_{RMS}). Esto mismo se muestra en relación a la mortalidad por pesca (F/F_{RMS}). Además, se indican los niveles de tasa explotación anual referidos a la biomasa ($\text{textit\{Y/BT\}}$). Considerando el actual escenario de modelación y la base de datos hasta el presente informe, la biomasa desovante virginal (BD_0) es estimada en un valor de 54,6 mil t. Así, la biomasa desovante objetivo (BD_{RMS}), se estima en 30 mil t. Esto, considerando como objetivo de manejo $0,55 \times BD_0$.

Los resultados indican que, el estatus de sardina austral, en aguas interiores de la Región de Los Lagos, se desplazó desde la zona de sobreexplotación el año 2018 a la plena explotación durante el año 2019. La actual asesoría estima un incremento en los niveles de biomasa desovante 2020 y 2021, situándose por sobre el objetivo de manejo. La probabilidad que la mortalidad por pesca del año 2021 sea mayor a F_{RMS} ($p(F_{2021} > F_{RMS})$) es del 4 %. Sin embargo, se debe recordar que la información para el año 2021 es parcial y basada en supuestos de captura, por lo tanto, es más precautorio considerar el “estatus completo” hasta el año 2020, cuya estimación se basa en información observada.

Diagrama de fases de explotación

En la presente versión del modelo, los resultados muestran que el stock se encontraría, durante el año 2020 y 2021 en una condición de plena-explotación. Mostrando un cambio importante respecto del año 2018-2019 (**Figura 28**), con niveles de biomasa por sobre del objetivo y con F por debajo del valor de referencia ($F_{RMS} = 0,32 \text{ año}^{-1}$). Si se considera el año 2020 (información completa), el stock se encuentra en plena explotación, mientras que la condición estimada para el año 2021 es incierta debido al supuesto de captura del último año. Las fuertes variaciones en el estatus, son frecuentes en las pesquerías de peces pelágicos pequeños, donde los cambios interanuales en la fuerza de la clase anual reclutada tienen efectos significativos en la condición del recurso.

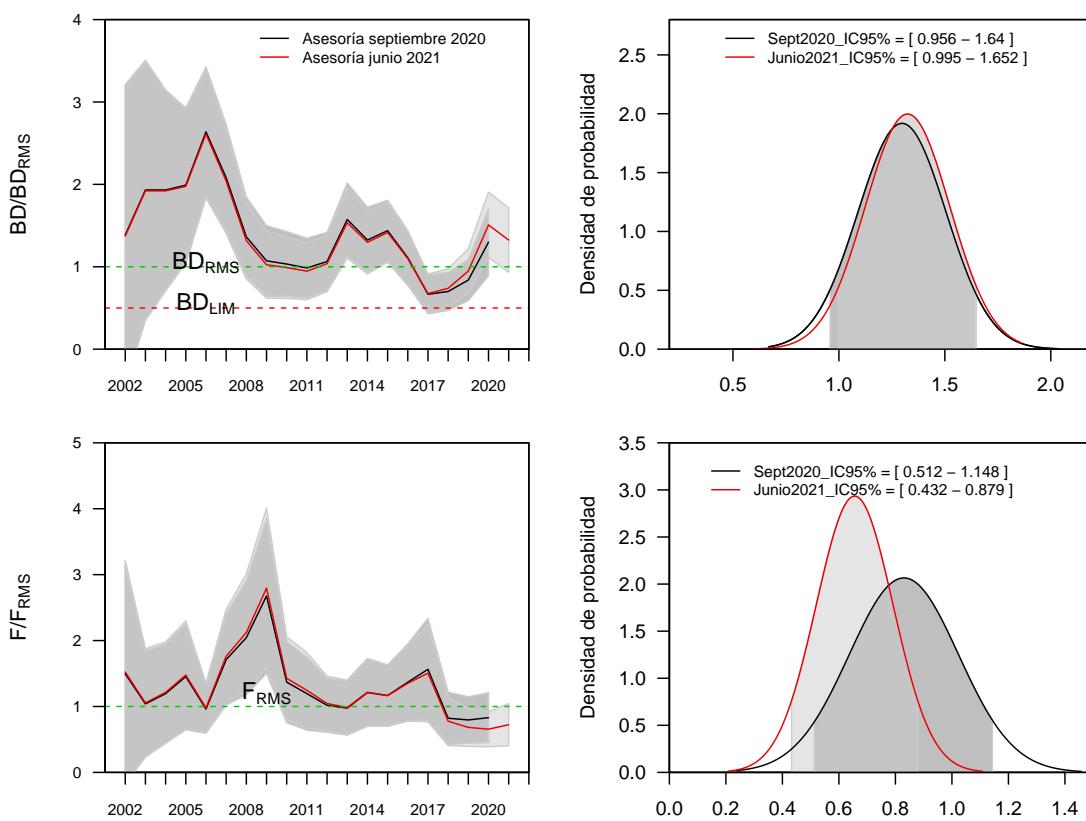


Figura 28. a) Razón BD/BD_{RMS} , b) la distribución de probabilidad de BD_{last}/BD_{RMS} , c) razón F/F_{RMS} y d) la distribución de probabilidad F_{last}/F_{RMS} .

Tabla 20. Variación interanual de F respecto de F_{RMS} (F/F_{RMS}), BD respecto de BD_{RMS} (BD/BD_{RMS}), y de las tasas de explotación referidos a la biomasa total (Y/BT) en la pesquería de sardina austral. Evaluación de stock de septiembre 2020 y junio 2021.

Año	$F/F_{RMS\,sept}$	$F/F_{RMS\,jun}$	$BD/BD_{RMS\,sept}$	$BD/BD_{RMS\,jun}$	Y/BT_{sept}	Y/BT_{jun}
2002	1,592	1,57	1,386	1,373	0,187	0,189
2003	1,106	1,087	1,932	1,921	0,157	0,158
2004	1,272	1,252	1,932	1,921	0,166	0,169
2005	1,547	1,523	1,991	1,975	0,182	0,184
2006	1,022	1,01	2,638	2,612	0,154	0,156
2007	1,822	1,818	2,081	2,038	0,249	0,255
2008	2,176	2,188	1,363	1,317	0,258	0,265
2009	2,85	2,883	1,072	1,025	0,335	0,344
2010	1,148	1,159	1,033	0,99	0,191	0,198
2011	1,002	1,012	0,985	0,946	0,168	0,174
2012	0,854	0,849	1,064	1,038	0,135	0,138
2013	0,976	0,986	1,574	1,534	0,156	0,16
2014	1,211	1,216	1,324	1,297	0,159	0,162
2015	1,166	1,164	1,438	1,416	0,179	0,182
2016	1,369	1,351	1,11	1,099	0,213	0,215
2017	1,564	1,506	0,666	0,675	0,207	0,203
2018	0,822	0,776	0,7	0,738	0,121	0,116
2019	0,796	0,683	0,838	0,948	0,101	0,089
2020	0,83	0,656	1,298	1,508	0,134	0,111
2021		0,723		1,324		0,116

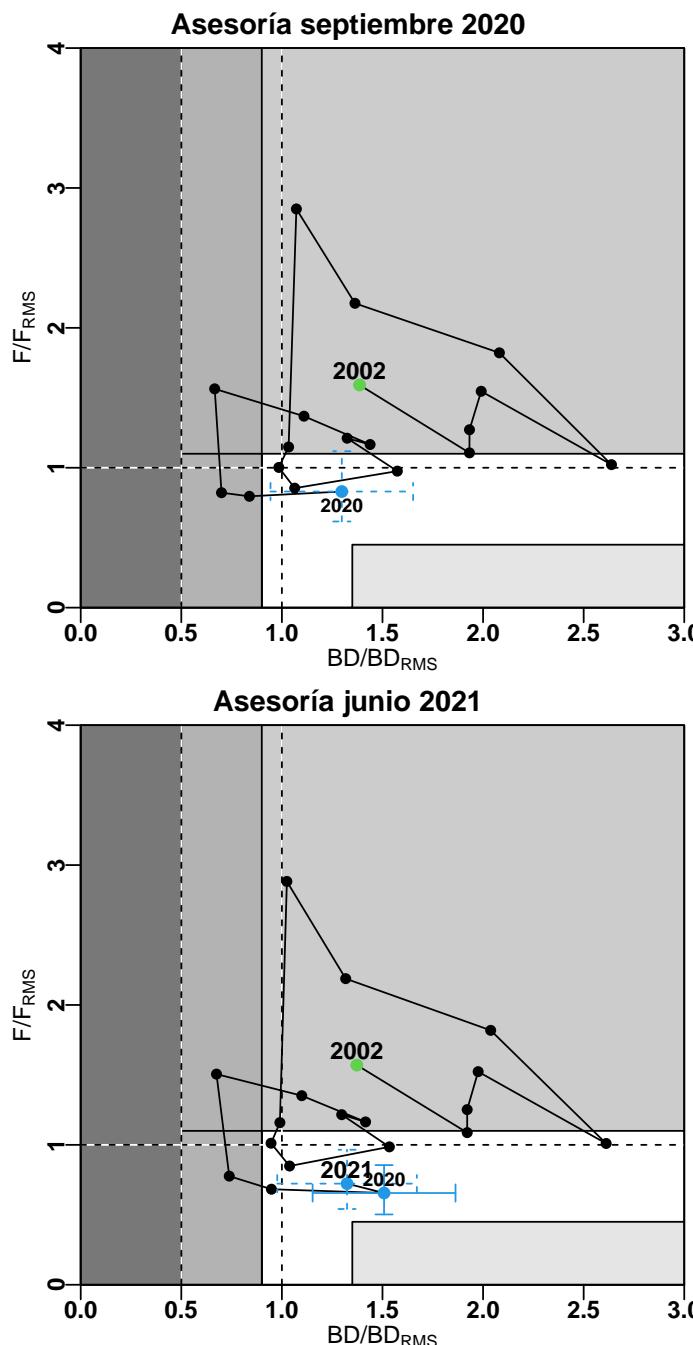


Figura 29. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación de septiembre 2020 (panel superior) y de junio 2021 (panel inferior). Los ejes están estandarizados a los valores que generan el RMS proxy. Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz segmentada corresponde a “Estatus preliminar”, la cruz continua a “Estatus completo”.



4.3. Objetivo específico 3:

“Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.”

4.3.1. CBA inicial 2021 (Asesoría de Septiembre 2020 - Hito 1)

A partir del modelo conceptual de la dinámica del stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos , se desarrolló el enfoque y modelo de evaluación que permite asesorar al Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pelágicos Pequeños (CCT-PP) en el análisis de las posibilidades de explotación del stock, considerando los parámetros e indicadores estimados por el modelo de evaluación y su incertidumbre asociada.

Se utiliza la estrategia de explotación referencial de mortalidad por pesca constantes $F=F_{RMS}$ para la cual se presentaron las capturas asociadas y los percentiles de probabilidad (10 %-50 %) de exceder el nivel de explotación objetivo. La mortalidad por pesca de referencia es aquella que permite alcanzar el rendimiento máximo sostenido, consistente con los puntos biológicos de referencia ($F=F_{RMS}$).

La CBA inicial para el año 2021, se estimó bajo tres escenarios de posibles estados de la naturaleza (reclutamiento alto, medio y bajo) y para distintos percentiles de probabilidad (**Tabla 21**). Cada percentil de probabilidad y CBA representan un nivel de resguardo (**Tabla 22**) respecto del valor de CBA al RMS.

Considerando un escenario con supuesto de captura 2020 equivalente al 80 % de la cuota recomendada para el año, el CCT-PP recomendó una CBA máxima de 12,46 mil toneladas, considerando un escenario de reclutamientos bajos, una probabilidad de sobrepasar el objetivo de manejo ($F=F_{RMS}$) del 30 %, equivalente a un 11 % de resguardo. Descontando un 0,93 % de descarte la CBA máxima inicial recomendada para el año 2021, fue de 12.347 toneladas (Acta de sesión Nº6 del CCT-PP).

Tabla 21. CBA inicial 2021 (asesoría septiembre 2020) para la pesquería de sardina austral, considerando distintos estados de la naturaleza y bajo diferentes percentiles de captura al RMS.

Percentiles de C_{RMS}	R_bajo (2018)	R_med	R_alto (2012)
10 %	10.005	10.899	14.253
20 %	11.300	12.213	15.766
30 %	12.234	13.161	16.857
40 %	13.032	13.971	17.789
50 %	13.778	14.728	18.660

Tabla 22. Niveles de resguardo para la CBA inicial 2021 para la pesquería de sardina austral, considerando distintos estados de la naturaleza y bajo diferentes percentiles de Captura al RMS.

Percentiles de C_{RMS}	R_bajo (2018)	R_med	R_alto (2012)
10 %	0,26	0,24	0,27
20 %	0,17	0,16	0,18
30 %	0,11	0,10	0,11
40 %	0,05	0,05	0,05
50 %	0	0	0



4.3.2. Actualización de la CBA 2021 (Asesoría de junio 2021 - Hito 2)

En esta etapa del proceso de asesoría se realizó la actualización de la CBA 2021 sobre la base de información pesquera actualizada al 2020, la incorporación de la biomasa del crucero 2021. Se consideró el criterio de explotación basada en el punto biológico de referencia (PBR) F_{RMS} , y sujeta a percentiles de captura al RMS, entre el 10 % - 50 %. Los resultados de la CBA 2021 actualizada se encuentra en un rango de 12,99 mil t y 16,9 mil t. Considerando el descuento del 2,3 % de descarte, el rango se encuentra entre 12,69 mil t y 16,52 mil t, para cada percentil de captura al RMS y su respectivo nivel de resguardo (**Tabla 23**).

Tabla 23. CBA actualizada 2021 (asesoría junio 2021), bajo diferentes percentiles de captura al RMS, considerando el descuento del 2,3 % de descarte y sus respectivos niveles de resguardo.

Percentiles de C_{RMS}	CBA toneladas	CBA + descarte toneladas	Resguardo de la C_{RMS}
10 %	12.987	12.688	0,23
20 %	14.334	14.005	0,15
30 %	15.306	14.954	0,09
40 %	16.136	15.765	0,05
50 %	16.912	16.523	0

4.3.3. Proyección del stock

La comparación de la estructura de tallas proyectada al 2021 en la asesoría de septiembre 2020 junto a la estructura de tallas estimada en la asesoría actual (junio 2021) con información actualizada de la flota año 2020 y crucero año 2021, evidencia un incremento de la Captura actualizada al año 2021, generada principalmente por la estimación de un mayor aporte de la fracción adulta (>14 cm LT). La distribución de probabilidad de la Captura al RMS proyectada al 2021 bajo tres escenarios de reclutamiento proyectado en el hito 1 y actualizada en el hito 2 con información de los años 2020 y 2021, se muestran en la **Figura 30**, al respecto, el rango de captura fue mayor al estimado por los escenarios de reclutamiento medio y bajo y menor al reclutamiento alto. Dado que la distribución de probabilidad es más estrecha en la estimación del hito 2, se generan niveles levemente menores de resguardo.

En relación a los indicadores poblacionales, la **Figura 31** y **32** muestran las series de la biomasa desovante, la reducción del stock (BD/BD_{MRS}) y capturas proyectadas al año 2021 (asesoría de septiembre 2020) y al año 2022 (asesoría de junio 2021), bajo tres escenarios de reclutamiento promedio (alto, medio y bajo). En la asesoría actual se corrobora la tendencia a disminuir los niveles de biomasa desovante y BD/BD_{RMS} hacia el 2021. Para el año 2022 se mantiene la tendencia a disminuir los niveles poblacionales, no obstante, la biomasa desovante se mantendría en torno al objetivo de manejo. Cabe recordar que el modelo tiene una patrón retrospectivo que genera subestimaciones en los niveles de biomasa desovante, lo que podría re-escalar los niveles sobre el objetivo de manejo.

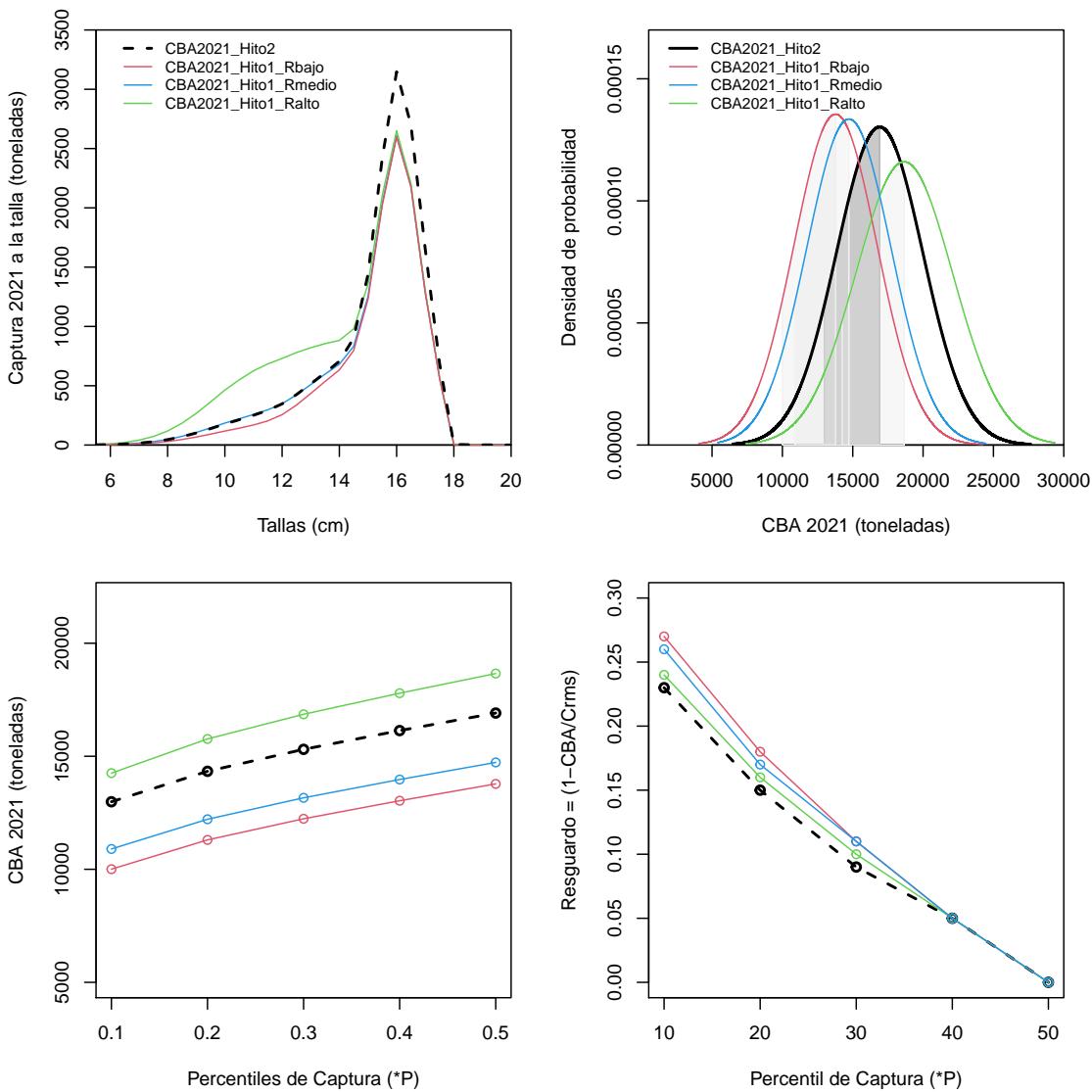


Figura 30. Captura 2021 a la talla, distribución de probabilidad de la Captura al RMS proyectada al 2021 bajo tres escenarios de reclutamiento proyectado en el hito 1 y actualizada en el hito 2 con información de los años 2020 y 2021 (panel superior). La zona sombreada corresponde a la zona de percentiles de probabilidad de captura (*P) entre el 10 % - 50 %. En el panel inferior izquierdo se encuentra la CBA estimada para cada *P y en el panel inferior derecho los niveles de resguardo correspondiente a cada *P.

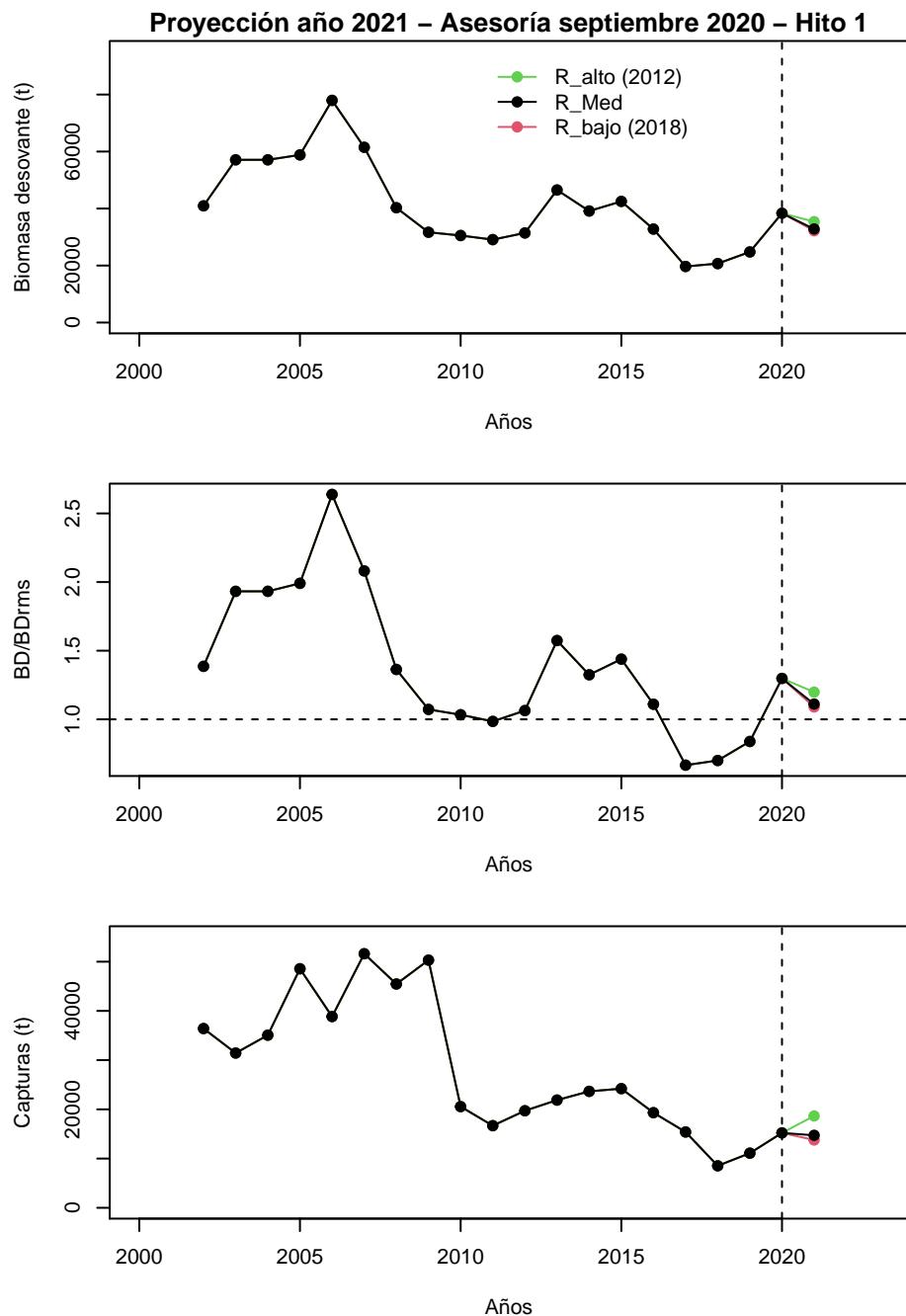


Figura 31. Comparación de la proyección de un año calendario (2021) de la biomasa desovante, razón BD/BD_{RMS} y capturas en base tres escenarios de reclutamiento proyectado. Asesoría de septiembre 2020

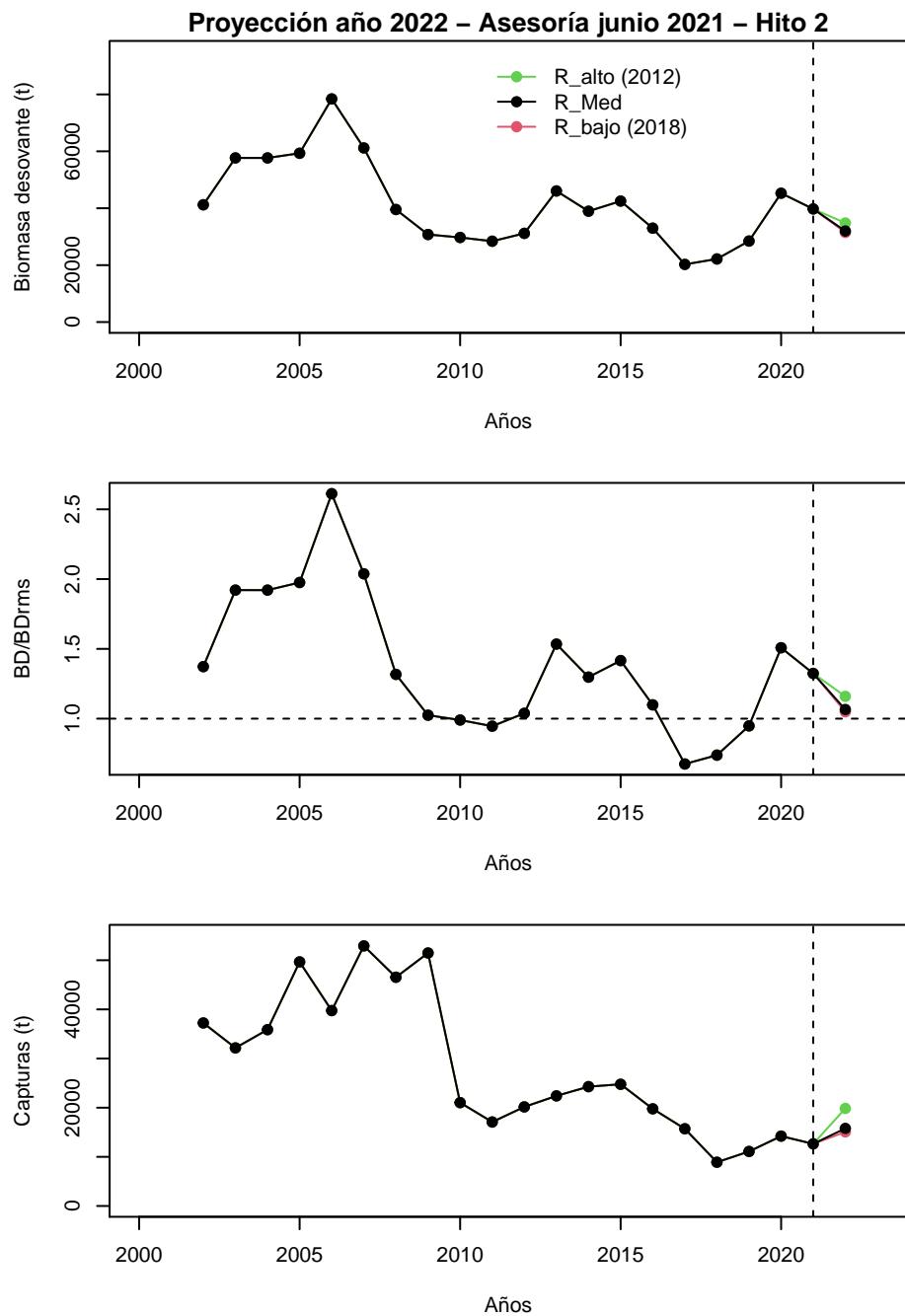


Figura 32. Comparación de la proyección de un año calendario (2022) de la biomasa desovante, razón BD/BD_{RMS} y capturas en base tres escenarios de reclutamiento proyectado. Asesoría de junio 2021



4.4. Objetivo específico 4:

“Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMC-CAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.”

4.4.1. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2021

En coherencia con los requerimientos indicados en los Términos Técnicos de Referencia (TTR) del proyecto “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020”, IFOP ha reconocido un conjunto de actividades que pueden ser desarrolladas y abordadas bajo un acuerdo de intención con SSPA. Además de los correspondientes informes técnicos, se han identificado una serie de aspectos a ser abordados en el marco de la evaluación de stock. Estos aspectos son de carácter transversal a los recursos pelágicos analizados y otros particulares en la evaluación de stock de la sardina austral Región de Los Lagos. Para ello se propone el esquema de trabajo presentado en la **Figura 33**, el cual fue discutido y consensuado con la SSPA.

El esquema de trabajo de datos y modelos consiste en los siguientes pasos:

- I) Especificación de EV(t+1) (septiembre) sobre la base de las MM(t) presentadas en la asesoría anterior, EV(t) las cuales serán presentadas y discutidas con el CCT-PP para la definición del caso base, EV(t+1), utilizado para establecer el estatus y CBA.
- II) IFOP presenta propuestas de MM(t+1) para trabajar durante el desarrollo de este proyecto que recogerán algunas de las observaciones a la EV(t) de revisores por pares (RPP) nacionales, CCT-PP y SSPA, junto a recomendaciones de la RPP internacional.
- III) Uno de los propósitos de este esquema de trabajo es que en esta instancia también se realice la revisión de datos, sin embargo, en este proyecto en particular se dará prioridad a la propuesta de MM(t+1), con el compromiso que la revisión de datos se lleve a cabo en los futuros proyectos.
- IV) En la etapa de revisión y actualización de la EV(t+2) a realizarse en junio de 2020, también se comparará con los resultados de la EV(t+1) correspondiente a la asesoría de septiembre.
- V) Finalmente, es importante señalar que la evaluación de stock del recurso es realizada separada por zonas: Los Lagos y Aysén (**sección 4.4.2**), en coherencia con los antecedentes de stock diferenciados. La actualización de la evaluación de stock EV(t+2) ha tenido en los últimos dos años retrasos en la fecha comprometida debido a dificultades operativas del crucero de evaluación directa (principal input para la actualización). Se plantea entonces, comprometer una fecha para la entrega del informe de actualización, con mayor flexibilidad y dependiente de la entrega de los resultados del crucero.

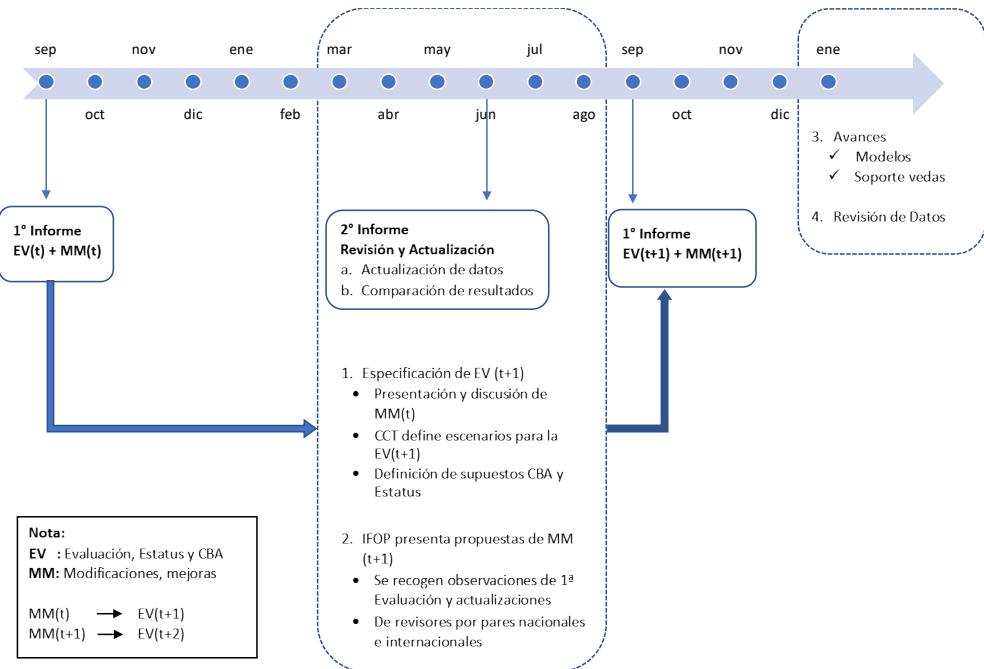


Figura 33. Esquema de trabajo de Datos y Modelos propuesto por SSPA e IFOP para la implementación de mejoras y modificaciones (MM) a la evaluación de stock (EV) durante el desarrollo del Proyecto de Estatus y CBA de las pesquerías de Pelágicos.

4.4.2. Mejoras realizadas al modelo de evaluación de stock

Bajo el entendido que los procesos de evaluación de stock son de carácter dinámico e involucran un mejoramiento continuo tendiente a facilitar la administración de los recursos pesqueros explotables, el instituto de fomento pesquero (IFOP), específicamente el departamento de evaluación de recursos (DER), mantiene un ánimo de colaboración con la administración pesquera que da espacio para la discusión de mejoras analíticas y técnicas, como también, la detección de brechas de investigación.

El análisis de escenarios alternativos al modelo de evaluación del stock de la sardina austral, considera las recomendaciones emanadas de la revisión por pares (Ernst *et al.* 2015), del evaluador externo y del taller de revisión de datos y modelo, (Acta Sesión 03/ 2018). Las modificaciones al modelo base se realizan con el objetivo de abordar la incertidumbre estructural del modelo ante cambios en parámetros y supuestos considerados conocidos.

El modelo base utilizado en la evaluación de stock de sardina austral, en aguas interiores de la isla de Chiloé, ha presentado a partir de su revisión por pares, las siguientes modificaciones:

- A partir del año 2016, según acuerdo tomado por el CCT-PP para este y otros recursos pelágicos, no se considera un valor supuesto para la CPUE para el último año de la serie temporal del modelo (Acta de Reunión N°6 de 2016).
- En estudio del año 2017, se utilizó un nuevo escenario, que recoge las recomendaciones más relevantes de la revisión por pares, comité científico y revisor externo del proyecto. Utiliza un Δ_t variable para el crucero, recogiendo la variabilidad asociada al periodo del año donde fue realizado el estudio. Utiliza además, cvs variables en el tiempo, ponderando las piezas de información al nivel de confiabilidad que se le atribuye a los índices y bloques de selectividad que predice de mejor manera la variabilidad en las tallas medias, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero.
- El estudio del año 2018, consideró una serie más larga de desembarques (desde el año 2002) y estructura de longitudes de la flota a partir del año 2005. Este escenario fue discutido y acordado



en Reunión N°4 CCTPP (julio 2018) adoptando esta nueva configuración respecto del modelo base anterior.

- En el **Anexo III** del presente informe se entregan los principales resultados del modelo de evaluación alternativo (talla/edad) actualizado con información a junio 2021.

4.4.3. Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos

En el contexto del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), se establece como tarea prioritaria el desarrollo de un modelo alternativo que describa la dinámica de la sardina austral de la Región de Los Lagos en edades. La implementación de un modelo en edad cumple con el objetivo de estandarizar las metodologías utilizadas en las especies pelágicas que hoy presentan diferentes estructuras, dificultando la interpretación de los procesos que describen la dinámica de estas especies y la comparación de sus resultados. También, permite soslayar algunas de las desventajas que podría presentar un modelo con dinámica en tallas, como por ejemplo, la confusión en las estimación de parámetros debido a la dificultad para discernir entre cohortes. En **ANEXO III** de este documento se presentan las similitudes tanto en el desempeño del modelo como en las tendencias, magnitudes de las principales variables de estado, determinación de estatus, efecto de los escenarios de reclutamiento en la proyección de CBA (Hito 1 de manejo) y en la revisión de CBA (Hito 2 de manejo). Ambos modelos utilizaron la misma información de entrada y configuración.

Al respecto, ambos modelos reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, tiene un mejor ajuste en algunos años respecto del modelo base actual. El modelo alternativo es más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos, principalmente asociado a los pulsos de reclutamiento. Ambos modelos de evaluación realizan un balance de todas las piezas de información para modelar la dinámica del stock. La reducción de los índices los años 2017 y 2019 producen un cambio de escala en los estimados poblacionales. El año 2020, tanto la información de la flota como del crucero sugieren escasos reclutamientos de individuos a la población. Así, en términos de ajuste, los modelos reconocen medianamente el incremento en la biomasa del stock estimado en la última evaluación directa. El análisis retrospectivo indica que la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices generó cambios hacia menores valores de R_0 (R_{med}) a partir del año 2018 (posible cambio de productividad).

Para ambos enfoques de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. No se descarta que un posible incremento en los índices (biomasa en acústica y CPUE) en estudios futuros, junto con un incremento en los desembarques, reescalen nuevamente la biomasa que estima el modelo hacia valores más altos. Por lo tanto, es necesario realizar un estudio que permita comprobar la hipótesis de un cambio de productividad generado por posibles cambios demográficos de la población en la zona o si estos cambios en abundancia y biomasa se deben a cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población.

Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos. Las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo no mostraron diferencias significativas, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales.

Respecto a la estimación de los puntos biológicos de referencia, el valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 10 % mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} . El nivel de F_{RMS} estimado para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0,31 modelo base y 0,30 modelo alternativo). No obstante, la utilización del supuesto de captura utilizado en cada hito de manejo genera alta incertidumbre en la condición respecto a F/F_{RMS} . Como es de esperar,



para la proyección de CBA, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura. En general, los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. De este modo, la CBA proyectada por el modelo base es un 12% mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia.

Mientras que el valor de la CBA actualizada del año 2020 (Hito 2) no muestra diferencias significativas entre ambos enfoques de modelación, la CBA actualizada para el año 2021 (Hito 2), el modelo alternativo estima una CBA 21% menor al modelo base actual, considerando el percentil del 50% como referencia. Esta diferencia se debería principalmente a la menor abundancia de peces estimada por el modelo alternativo en el rango de tallas 14,5 cm a los 17,5 cm LT (ver **ANEXO III**).



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1. Datos de entrada actualizados

El análisis contenido en el presente informe, corresponde a la actualización de la CBA de sardina austral para el año 2021. Se utilizó para el presente análisis, una serie temporal que abarca información entre los años 2002 al 2021. Se utilizó la estructura de longitudes de la flota (junio 2005-diciembre 2020), el índice de CPUE estandarizado (2007-2020), los desembarques (2002-2020) y se incorpora el descarte a la serie de desembarques. Para el año 2021, la información es incompleta, se cuenta con información de la biomasa acústica y su estructura de tallas y se utiliza un supuesto del desembarque correspondiente a la cuota global de captura inicial de 12,3 mil t.

Los resultados de la evaluación de stock, muestran que la disminución en los indicadores poblacionales entre los años 2017 y 2019, son coherentes con la reducción en todos los índices usados para ajustar el modelo. A partir del año 2017, los desembarques y la CPUE se redujeron fuertemente. La misma situación se observó en el índice acústico a partir del año 2016. Esta reducción en el índice acústico fue mayor en los años 2018 y 2019. El crucero realizado el 2020, evidenció un incremento significativo en la biomasa del recurso, alcanzando el segundo valor más alto desde el año 2006. No obstante, el 2021 se reduce un 56 % respecto al 2020.

La biomasa acústica disminuyó desde 106 mil t el año 2016 hasta 20,3 mil t en el 2018. Este último valor fue el más bajo de toda la serie. En el estudio de abril de 2019, la biomasa mostró una recuperación hasta 43,7 mil t y el año 2020, un incremento significativo hasta las 160 mil t sostenida principalmente por la fracción adulta (>13,5 cm LT). No obstante, el último crucero disminuye en torno a un 56 % respecto al año previo. El modelo de evaluación, aunque no reproduce completamente la variación del índice, rescata el incremento, estimando un alza importante en la biomasa del stock y mejorando significativamente su condición respecto de los años 2018 y 2019.

Los rendimientos de pesca (CPUE) también mostraron una importante reducción, disminuyendo desde 24 toneladas por viaje (t/v) el año 2016 hasta valores en torno a las 10 t/v a partir del año 2017. La fuerte reducción en los índices que conducen el modelo en los últimos años, produjo el cambio de escala en los niveles de biomasa hacia valores más bajos que los estimados en evaluaciones previas al 2018.

5.2. Indicadores del stock

La BT estimada por el actual modelo de evaluación, se redujo significativamente desde 270 mil t, el año 2005 hasta 77 mil t, el año 2018. De la misma manera, se apreció una reducción significativa en la BD, disminuyendo desde 78 mil t (año 2006) hasta 22 mil t (año 2018), en este mismo periodo aproximadamente. Los bajos reclutamientos observados a partir del año 2015 habrían afectado de manera significativa el tamaño de la población. La incorporación del crucero de evaluación directa 2020, tuvo un efecto importante en las variables poblacionales. El estatus del stock, se desplaza desde la sobreexplotación el año 2018 y 2019 a una condición de plena explotación, con bajos niveles de mortalidad por pesca, durante el año 2020 y 2021.

5.3. Estado del stock

La razón BD/BD_{RMS}, presentó una relación inversa y proporcional a los niveles de mortalidad por pesca (F) aplicados sobre la pesquería. El indicador, muestra una condición positiva, con valores por sobre el objetivo Biológico de Referencia BD_{RMS} hasta el 2016 y con niveles de mortalidad por pesca, cercanos al F_{RMS}, entre los años 2010 y 2016. Sin embargo, entre los años 2017 y 2019 la condición del stock se deteriora mostrando reclutamientos bajos que afectan el tamaño de la población. El año 2020, debido al fuerte incremento en la biomasa acústica la condición del stock mejora, alcanzando la plena explotación, manteniéndose hasta el año en curso. El diagrama de fase contiene una alta incertidumbre el último año de evaluación (2021), debido a que usa información incompleta. En los estudios previos (Leal, 2019 y Leal *et al.*, 2020), se corroboró que el supuesto de captura tiene un efecto significativo sobre la condición del recurso. De acuerdo al modelo base utilizado, los resultados del análisis señalan que el recurso en aguas



interiores de la Región de Los lagos, durante el año 2020 y 2021, se encontraría en una condición positiva, con valores de biomasa por sobre el objetivo ($BD > BD_{RMS}$) y en niveles de F por debajo al valor de referencia (F_{RMS}). No obstante, se ha observado que la condición del recurso puede variar significativamente entre sucesivas evaluaciones, especialmente si las condiciones ambientales mantienen niveles de reclutamientos bajos, como los observados a partir del año 2015. Por otro lado, si los reclutamientos se acercan a la media histórica y los niveles de captura se mantienen en valores cercanos al criterio de explotación F_{RMS} , la proyección de la población indica una recuperación en la biomasa del recurso. El estatus del de la pesquería, es menos incierto para el año 2020 ($1,5 \times BD_{RMS}$), ya que se basa en información completa para su determinación. Los resultados de la evaluación de stock, indican que la reducción de la mortalidad por pesca a partir del año 2010, habría permitido al stock de sardina austral cambiar la tendencia a la reducción en los niveles poblacionales observada, entre el año 2006 y 2011. Esto sugiere que la pesca tiene un efecto importante sobre la dinámica del stock. Los altos niveles de captura registrados entre los años 2006 y 2009, sumado a una disminución en los reclutamientos, habrían provocado la reducción de la población. La misma situación se volvió a observar entre los años 2015 y 2017 con un incremento de F que, junto los bajos reclutamientos habrían llevado al stock a una condición de sobrepesca entre los años 2017 y 2019.

5.4. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)

El rango de captura para el año 2021 actualizada con información pesquera del año 2020 y del crucero acústico para el año 2021 podría situarse entre 12,7 mil t y 16,5 mil t, considerando el descuento del 2,3 % de descarte. Esto, para los percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 %.

5.5. Análisis crítico de los datos

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. El factor ambiental en la dinámica de los peces pelágicos de pequeño tamaño, ya ha sido indicado como de alta importancia (Bakun y Parrish, 1982; Cushing, 1990), 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 y Langley, 2004). Además de lo anterior, la CPUE podría ser menos robusta a partir del año 2013, cuando disminuye notoriamente el número de registros. Este aspecto fue abordado dentro de la modelación considerando un escenario con un coeficiente de variación (CV) más alto para el índice desde el año 2013 en adelante. Sin embargo, es importante que en el futuro se mejore la capacidad de recolección de información desde las naves que operan en la pesquería, haciendo exigible el reporte de la captura y su procedencia. Esto también permitirá el registro de mayor información biológico-pesquera por parte de IFOP.

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. A pesar de estas limitaciones, se considera que, a partir del estudio del año 2013, el índice podría ser más robusto, representando de mejor manera los cambios en la biomasa del recurso en la zona durante el periodo de realización del crucero.

Respecto de los desembarques, la serie se inicia el año 2002. No obstante, la información previa al año 2006 proviene de los desembarques oficiales de sardina común en la zona evaluada. Siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y discutida en el CCT-PP, se estimó que



un 70 % de los registros de sardina común, correspondía a sardina austral. Este porcentaje proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigación realizada por IFOP entre el 2006 y 2012 y donde en promedio se obtiene este valor en la proporción de especie presentes en las capturas. En este periodo de la serie (2002-2005), se consideró un cv más alto (0,2) para el ajuste del desembarque en comparación al resto de la serie (cv=0,1).

En relación con la información de descarte, se debe tener en cuenta que con respecto a la metodología utilizada para la estimación de captura total, retenida y descartada, existe incertidumbre asociada al error de medición de la captura ya que es una estimación visual. La incertidumbre asociada al estimador de descarte es muy alta, sobre el 50 % de coeficiente de variación, producto que los eventos de descarte son escasos. A diferencia de las flotas industriales, en la flota artesanal de la pesquería de sardina austral no está implementado completamente el Reglamento de Observadores Científicos (ROC), por tanto, el embarque de observadores científicos sigue condicionado a la voluntad de armadores y patrones de pesca. Respecto al número de viajes totales realizados por la flota artesanal, estos variaron en torno a los 525 viajes anuales. Mientras que el número de viajes utilizado para hacer estimaciones, varió entre 16 viajes (~60 lances) y 29 viajes (~80 lances) por año. Por lo tanto, el porcentaje de cobertura de los viajes muestreados es bajo, es decir, menos del 5 % anual respecto a todos los viajes de la flota. Los problemas asociadas con la estimación de descarte son consecuencia de la naturaleza de la pesquería, es decir, el tamaño de la flota, los cambios de abundancia de las especies, cambios en la proporción de especies (alternancia entre especies) y temas administrativos (normativas, decretos y leyes). Por otro lado, los aportes de las composiciones de tamaños o edad de la captura descartada son muy difíciles de obtener en el caso de las pesquerías de cerco, debido a la dificultad de tomar muestras del copo cuando se realiza el descarte. Por lo tanto, se asume que la composición de tallas/edad de la captura descartada es igual a la de la captura retenida.

La estructura de longitudes de la flota, aunque está construida con un número de registros suficientemente, 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.

De esta manera, se considera que la información utilizada en el modelo de evaluación contiene importantes fuentes de incertidumbre, como los supuestos en torno a los parámetros de historia de vida (crecimiento, mortalidad, madurez), la incertidumbre en los índices, sumado al error de proceso inherente a los modelos de evaluación y corta historia de la pesquería, los cuales deben ser revisados en el mediano a largo plazo. Se recomienda utilizar el modelo de evaluación con dinámica en edad (modelo alternativo) que facilita el análisis de posibles cambios demográficos asociados a disminución o aumento de la talla a una misma edad.

5.6. Biología, ecología y estrategias de explotación

En cuanto a su biología, aunque se han realizado importantes esfuerzos por describir los principales procesos biológicos de la especie como crecimiento y reproducción, se desconocen aún algunos antecedentes importantes. Sin embargo, los estudios señalan que, debido a sus características reproductivas, como baja fecundidad (Aranis *et al.*, 2014) y madurez a longitudes avanzadas (Leal *et al.*, 2011), la sardina austral tendría un menor potencial reproductivo 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.

Lo anterior sugiere el uso de puntos biológicos de referencias (PBR) conservadores en esta pesquería ($F_{60\%}$ - $F_{65\%}$). Esta apreciación se refuerza por el hecho 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 y Parrish, 1982; Cushing, 1990). Asimismo, se conoce 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. Antecedentes recientes destacan 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 ($F_{obj} < 0.5 \times M$) o cercanos a la mitad de F_{RMS} ($F_{obj} < 0.5 \times F_{RMS}$). Esto concuerda con el objetivo sugerido en el presente estudio ($F_{obj} = 0.34 \text{ año}^{-1}$), ya que M y F_{RMS} han sido estimados en 1.0 año^{-1} (Cerna *et al.*, 2014) y 0.83 año^{-1} (Canales *et al.*, 2007) 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 y Mahon 1995).

El PBR $F_{60\%}$, propuesto en el presente informe como un objetivo de manejo, fue discutido en el marco del proyecto sobre PBR para las pesquerías nacionales (Payá *et al.*, 2014) y adoptado en el comité científico de pequeños pelágicos.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aranis A., A. Gómez, L. Caballero, K. Walker; M. Ramírez, G. Eisele, F. Cerna, C. Valero, A. López, C. Machuca, L. Muñoz, J. Letelier, C. Toledo, V. Valdebenito y M. Albornoz. 2018. Informe Final, Programa de Seguimiento de las principales Pesquerías Pelágicas de la Zona Centro-Sur de Chile, 2017. Subsecretaría de Economía y EMT, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile.

Aranis A., A. Gómez; S. Mora; L. Ossa; K. Walker; L. Caballero; G. Eisele; F. Cerna; A. López; C. Machuca; L. Muñoz; C. Valero; M. Ramírez; V. Valdebenito; C. Vera. 2014. Informe Final, Programa de Seguimiento de las Pesquerías Pelágicas Zona Centro-Sur, 2013. Subsecretaría de Economía y EMT, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile.

Aranis A., Mora S., González M., Gómez A., Caballero L., Cerna F., y Muñoz G. 2012. Monitoreo de anchoveta y sardina en las aguas interiores de la X Región 2011. Pesca de Investigación. Informe Final IFOP/SUBPESCA. 202 pp.

Aranis A, R Meléndez, G Pequeño y F Cerna. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). *Gayana* 71 (1): 102-113.

Bakun, A. y 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.

Cadigan NG y PJ Farrell. 2005. Local influence diagnostics for the retrospective problem in sequential population analysis. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 256-265.

Cadrin SX y DS Vaughn. 1997. Retrospective analysis of virtual population estimates for Atlantic menhaden stock assessment. U.S. National Marine Fisheries Service *Fishery Bulletin*, 95: 445–455.

Caddy J y R Mahon. 1995. References point for fisheries management. FAO, Doc. Téc. Pesca. (347): 65 pp.

Canales TM, J Castillo, F Cerna y A Aranis. 2007. Análisis de la pesquería de sardina austral en las aguas interiores del mar de Chiloe y estimación de ctp 2007. 14 pp.

CAPAM. 2015. Workshop tackles best practices in treatment of multiple data sources in stock assessments. Center for the Advancement of Population Assessment Methodology. October,2015.(https://www.nwfsc.noaa.gov/news/features/data_source_workshop/index.cfm).

Castillo J, Legua J, E Molina, F Sánchez. 2019. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2019. Informe de avance. 38 pp +anexos

Cerna, F., Leal, E., López, A., & Plaza, G. 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. doi:<http://dx.doi.org/10.3856/vol42-issue3-fulltext-15>

Cerna F, J Quiroz, A López y A Aranis. 2007. Edad y Crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*, Jenyns, 1842) en el Mar Interior de la Isla Chiloé, Pacífico Sur-Este frente a Chile. XXVII Jornadas Ciencias del Mar. Iquique - Chile.

Cubillos L, C Castillo, J Paramo y 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, A Hernández, A Sepúlveda y D Arcos. 2007. Spawning, daily egg production, and spawning stock biomass estimation for common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central southern Chile in 2002. *Fisheries Research* 86 (2007):228-240.

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.

Doubleday, G. 1976. A least squares approach to malysg catch at age data. *Res. Bull. Hnt. Com. Pdorthw. Ad. Fish.* 12: 69-81.

Ernst B, J Valero & O Hamel. 2015. Programa anual de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2013: sardina austral (*Sprattus fuegensis*). Informe Final. Proyecto N° 2013-125-FAP-20. 176 pp.

FAO. 1996. Orientaciones técnicas para la pesca responsable. N°2. Enfoque precautorio para la pesca de captura y la introducción de especies. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma. 64 pp.

Fournier, D.A., H.J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M.N. Maunder, A. Nielsen, and J. Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex non linear models. *Optim. Methods Softw.* 27:233-249.

Francis, R. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68:1124 -1138.

Galleguillos R, S Ferrada, C Canales, C Hernández, M Oliva, MT González, L Cubillos, E Niklitschek y 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.

Herrera G, E Tarifeño y M Orellana. 1987. Descripción de huevos y primeras fases larvales de sardina común (*Strangomera bentincki*) y del machuelo (*Ethmidium maculatum*). *Biología Pesquera* 16: 107-113.

Landaeta M, C Bustos, P Palacios, P Rojas y 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, MJ Zúñiga. 2020. PRIMER INFORME. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021. Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile. 80 p + Anexos.

Leal E. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2019: Sardina austral. Informe 2 Consolidado: Estatus y CBA (Junio 2019). Convenio de Desempeño 2018 Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile: 60 pág. + Anexos.

Leal E, TM Canales, A Aranis y 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.

Maunder MN y AD Langley. 2004. Integrating the standardization of catch-per unit-of-effort into stock assessment models: testing a population dynamics model and using multiple data types. *Fisheries Research.* 70: 389–395.



McAllister, M. K. and J. N. Ianelli, (1997). Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 284-300.

McCullagh P y J Nelder. 1989. Generalized linear models. Chapman and hall. London. 511 pp.

Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 473-488.

Neira S, Arancibia H, Barros M, Castro L, Cubillos L, Niklitschek E, Alarcón R. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Informe Final Proyecto FIP 2012-15 (agosto). Universidad de Concepción, 242 pp + Anexos.

Niklitschek E, J Cornejo, E Hernández, P Toledo, R Merino, A Lafon y A Meza. 2009. Evaluación Hidroacústica de *Sprattus fueguensis* en los canales interiores de la Región de Los Lagos. Informe Final. 31 pp.

Payá I, C Canales, D Bucarey, M Canales, F Contreras, F Espíndola, E Leal, C Montenegro, J Quiroz y R. Tascheri. 2014. Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales." Primer Taller internacional. Informe de Avance 1. Subsecretaría de Economía - IFOP. 32 pp.+ 4 Anexos.

Pikitch E., P. Boersma, I. Boyd, O. Conover, P. Cury, T. Essington, S. Heppell, E. Houde, M. Mangel, D. Pauly, E. Plagányi, 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. and R.B. Kennedy. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 967-980.

Sullivan P. J., H.L. Lai y 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. y Bell F. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Report Internal Fisheries (*Pacific Halibut*) Commission 8: 49.

A N E X O S

A N E X O I

Análisis de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

ANEXO I

ANÁLISIS DE LA CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE)

Índice

ANÁLISIS DE LA CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE)	2
1. Antecedentes	2
2. Metodología	2
3. Resultados de la estandarización de las tasas de captura (CPUE)	6
4. Análisis alternativo: Modelo Tweedie con interacciones	10
5. REFERENCIAS	13



ANÁLISIS DE LA CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE)

1. Antecedentes

Utilizando modelos lineales generalizados (GLM), se realizó la estandarización de las tasas de captura de sardina austral para la flota artesanal que operó en aguas interiores de la Región de Los Lagos entre los años 2007 y 2020. La información proviene de las naves que participaron de la pesca de investigación a cargo de IFOP hasta el primer semestre de 2012 y luego, de los registros obtenidos por el 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 (t) de sardina austral por viaje de pesca (v).

2. Metodología

En los modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh y Nelder, 1989), la CPUE es predicha como una combinación lineal de variables explicativas 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 (Ortiz y 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 y Smyth, 2005; Shono, 2008; 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:

$$\ln(CPUE)_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l}, (\text{Log - normal}) \quad (1)$$

$$CPUE_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l}, (\text{Gamma, Poisson - compuesta}) \quad (2)$$

Donde,

- μ = media general o intercepto
- α_i = factor año
- β_j = factor mes
- γ_k = factor zona
- t_l = factor capacidad de bodega CTG
- $\varepsilon_{i,j,k,l}$ = 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 con las cuadrículas señaladas por Aranis *et al.*, 2008 (**Figura 1**), 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.

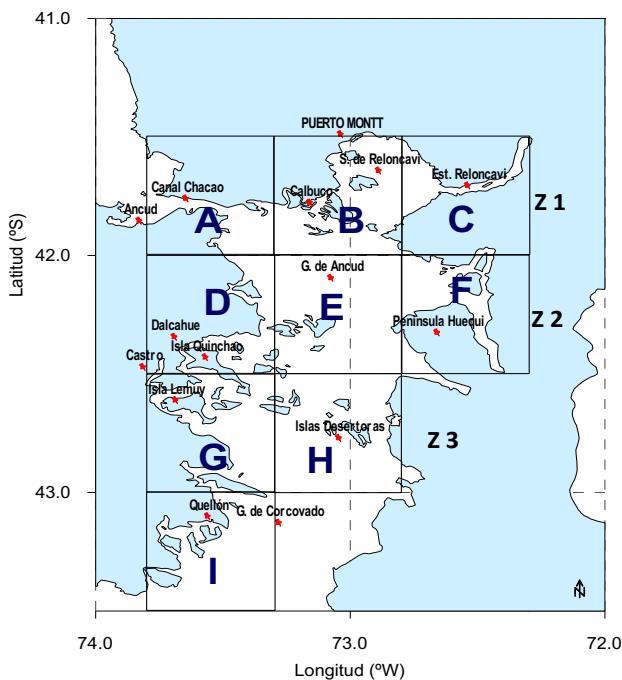


Figura 1. Áreas de Pesca de la captura sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé señaladas por Aranis *et al.*, 2014.

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.*, 2014). El programa solo registra la información de las naves que al llegar a puerto (Calbuco) reportan la captura de sardina austral (**Tabla 1**). 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 provenientes de la bitácora por año y zona, zona norte (A, B, C); zona centro (D, E, F); zona sur (G, H, I). * No se muestran los años 2005 y 2006.

Año	Norte	Centro	Sur	Total
2007	768	672	186	1626
2008	1090	477	22	1589
2009	1629	295	-	1924
2010	1141	109	24	1274
2011	576	116	133	825
2012	240	442	31	713
2013	15	46	30	91
2014	97	52	15	164
2015	60	95	3	158
2016	40	16	12	68
2017	34	12	17	63
2018	20	60	45	125
2019	19	129	60	208
2020	21	60	101	182

La actividad de la flota en las diferentes zonas de pesca (**Figura 2**), muestra que los lances se concentran principalmente en la zona norte del área de operación (Z1). Sin embargo, los años 2012, 2013, 2015 y 2019, 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, cercana al principal puerto de desembarque (Calbuco). Este patrón no se repitió los años 2015 a 2019, cuando se registró mayor información en la zona centro (Z2).

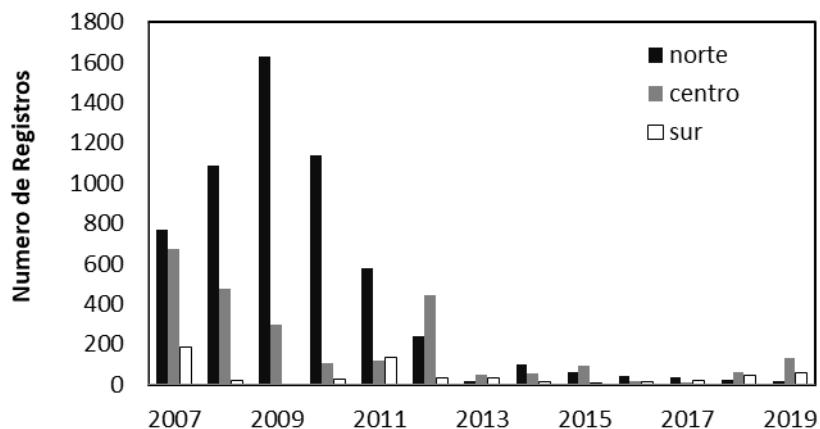


Figura 2. Número de viajes totales registrados por zona de pesca, de la flota que operó sobre sardina austral entre enero de 2007 y diciembre de 2019.

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 3**). 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.

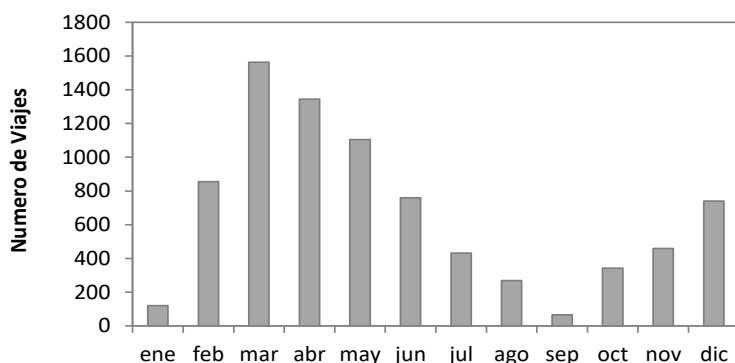


Figura 3. El número de viajes por mes contabilizados desde la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

El análisis de los rendimientos de pesca nominales (RPN), indica que, durante los años 2014 y 2015, la mediana alcanzó valores en torno a las 40 t. por viaje con pesca (t/vcp), por sobre niveles observados al principio de la serie, aunque los cuartiles de dispersión también son más amplios. A partir del año 2016, se aprecia una reducción en los rendimientos de pesca hasta el año 2018 donde se aprecian los menores valores de toda la serie, independientemente si consideran todos los viajes o solo aquellos con valores mayores a 5 t/v (Figura 4).

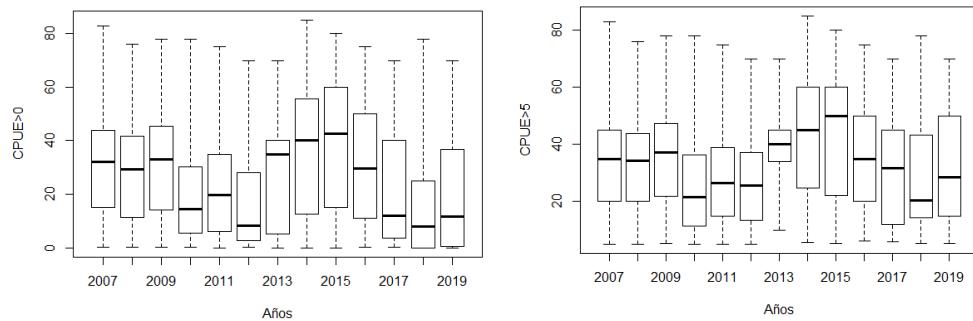


Figura 4. Variabilidad de los rendimientos de pesca nominales obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019. Todos los viajes (panel izquierdo), solo lo viajes con capturas mayor a 5 toneladas (panel derecho).

El análisis por zona: norte (1), centro (2) y sur (3), muestra que la zona 1, donde se concentran los registros, el año 2016 evidenció un incremento en el valor medio en los RPN. En la zona 2 en tanto, ocurre lo contrario. Mientras los años 2014 y 2015, fueron los mayores observados, los años 2017 y 2018 disminuyen considerablemente (Figura 5) en las tres zonas, excepto el 2017 en la zona 3. En esta misma zona, los registros pesqueros dan cuenta de rendimientos medios comparativamente más altos, seguidos de la 2 y 1 respectivamente (Figura 6).

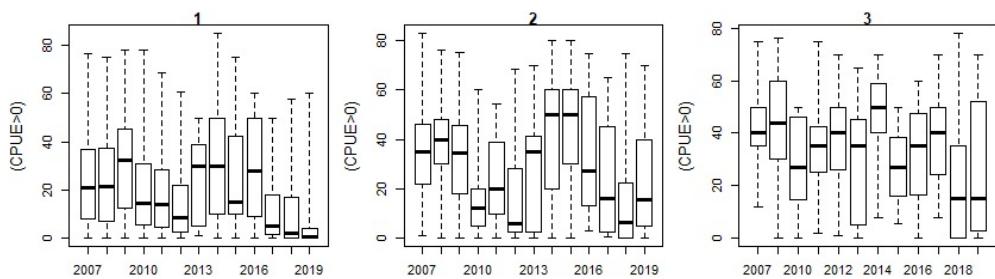


Figura 5. Variabilidad media en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca y año, obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

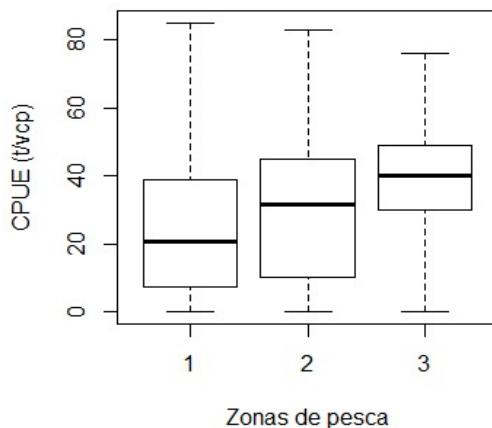


Figura 6. Variabilidad media total en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca, obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

3. Resultados de la estandarización de las tasas de captura (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 7a**) y de los viajes con pesca (**Figura 7b**), 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 8**). 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 de residuales en ambos casos demuestra, en comparación al modelo log-normal, más similitud entre los valores observados y los predichos (**Figura 9**). De esta manera, en el presente análisis, solo son presentados los resultados de los modelos Delta-Gamma y Poisson compuesta.

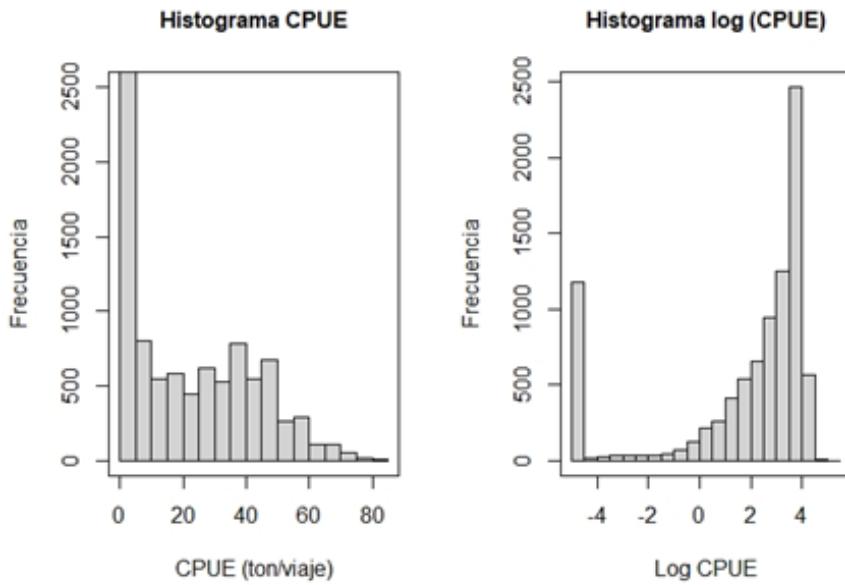


Figura 7. Distribución de frecuencia de la CPUE en escala real y logarítmica. a). Total de viajes registrados. b). Solo viajes con pesca.

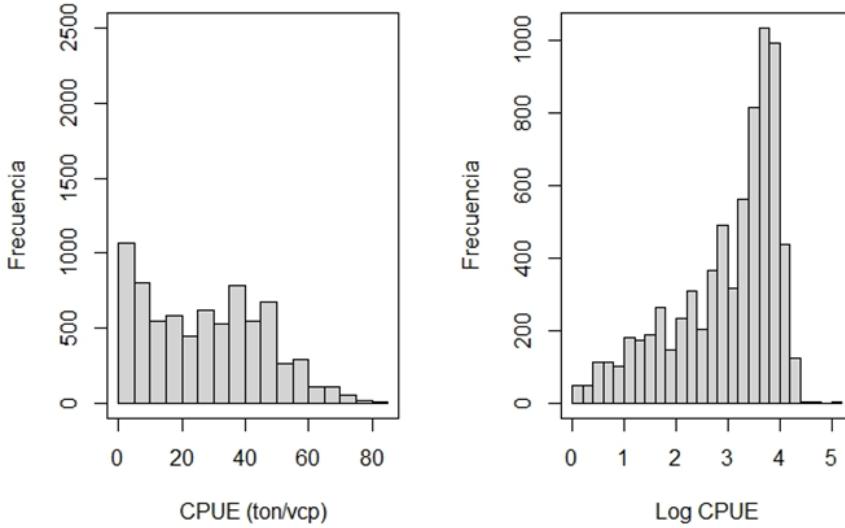


Figura 8. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo log-normal.

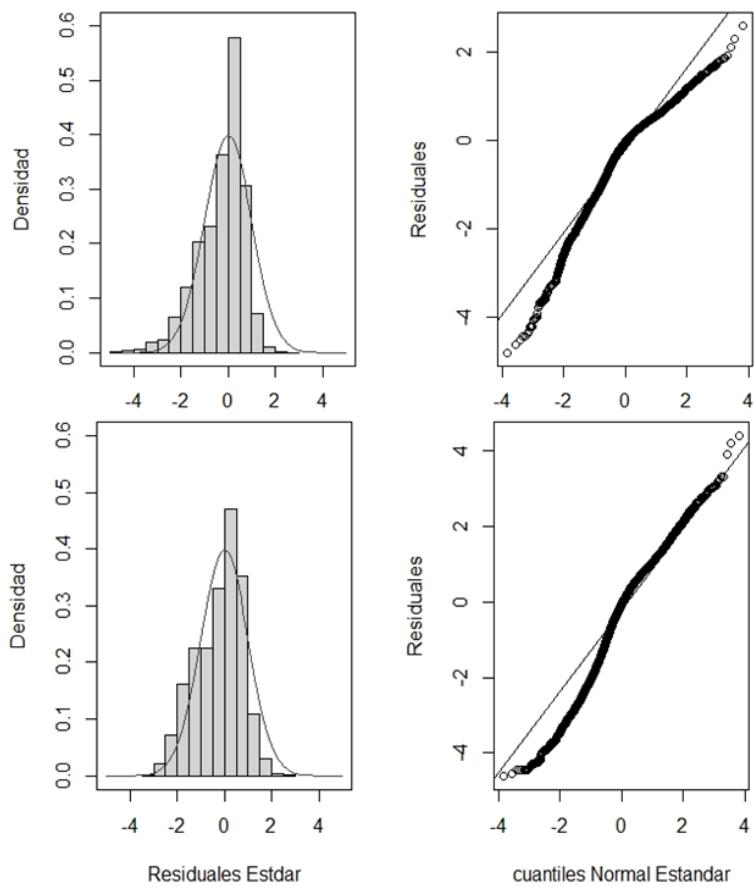


Figura 9. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través de: a) modelo Gamma y b) Poisson compuesta.

Los resultados de los modelos Delta Gamma (Binomial+Gamma) y Tweedie, muestran amplia similitud en sus tendencias y en menor grado en su magnitud. La tendencia de ambos modelos, es concordante con la señal del índice nominal, excepto el año 2015, donde la CPUE nominal muestra un incremento respecto del año 2014. El año 2016 ambas señales (nominal y estandarizadas) disminuyen y los años 2017 y 2018 muestra los valores más bajos de la serie, aunque también coinciden en un incremento relativo durante el 2019 (**Figura 10**).

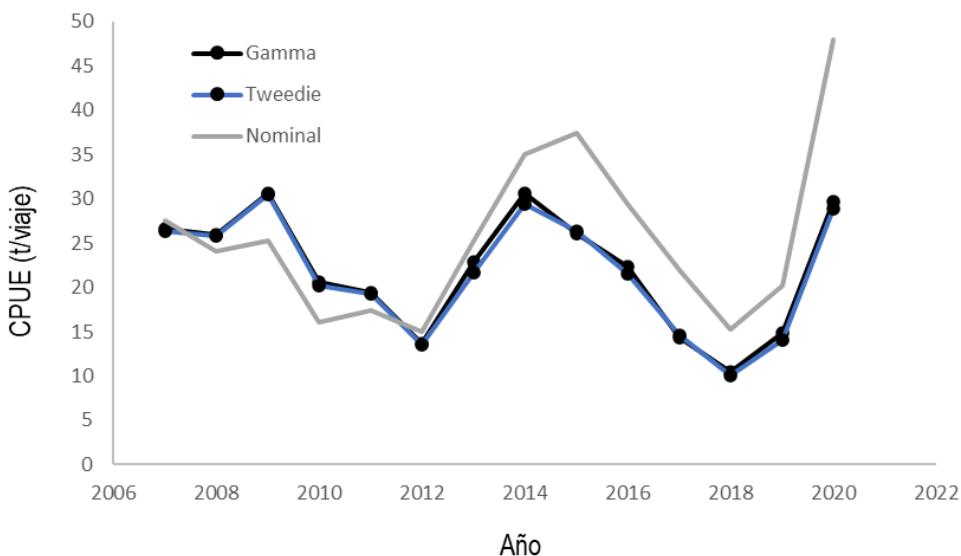


Figura 10. CPUE nominal y estandarizada por dos Modelos Lineales Generalizados en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

El análisis de devianza del GLM (**Tabla 2**) indica que los modelos Gamma y Tweedie, explican un 11,5 % y 15,7 % 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 un 5.5 % y 7.5 % 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.	Gamma R ² = 11,5 %	Tweedie R ² = 15,7 %
Año	13	5.5 %	7.5 %
Mes	11	2.2 %	2.9 %
CB	5	2.0 %	2.9 %
Zona	2	1.8 %	2.4 %

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 11**. Las tasas de captura a nivel del factor mes muestran valores altos durante el primer semestre y una reducción en 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, 2012 y 2017 y un 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.

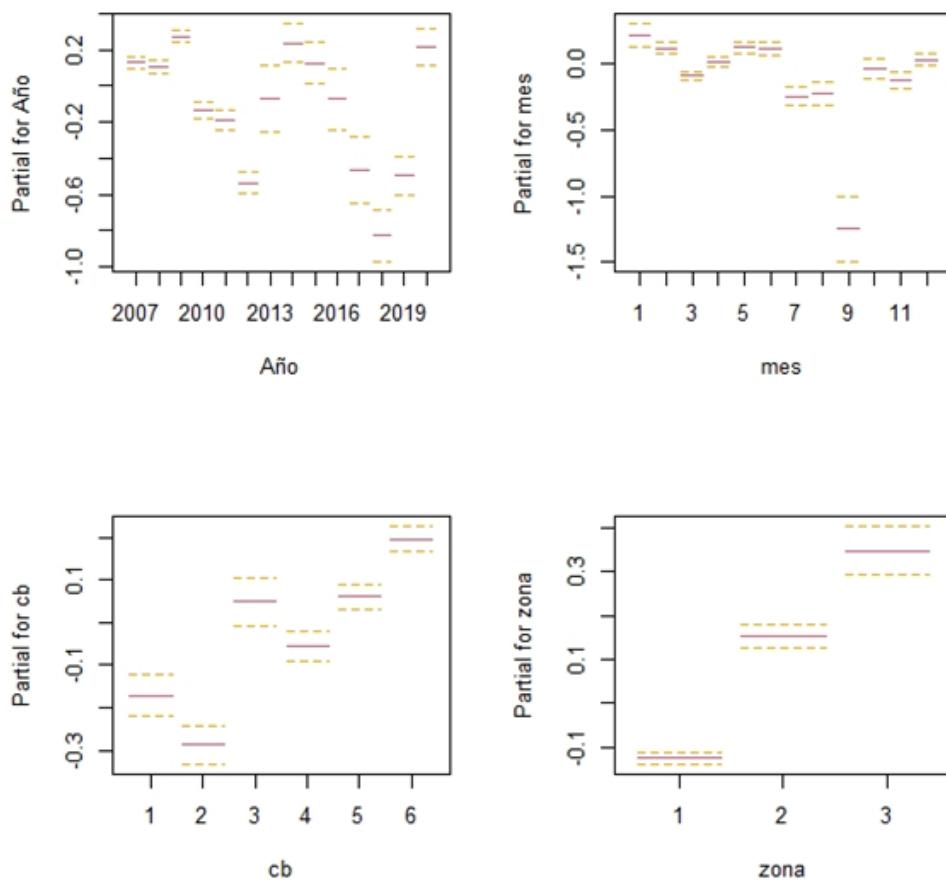


Figura 11. Resultados de los principales efectos del modelo de las tasas de capturas sardina austral para el modelo Tweedie.

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 Región de Los Lagos y es consistente con la tendencia de los desembarques e índice acústico. De la misma manera, el modelo seleccionado sigue la tendencia en los rendimientos de pesca nominales (sin estandarizar) y la eficiencia de la flota en capturar la totalidad de la cuota asignada a partir del año 2013, excepto los últimos dos años.

4. Análisis alternativo: Modelo Tweedie con interacciones

Se incorpora un segundo análisis que considera interacciones entre factores. Las interacciones aquí consideradas fueron: año/zona y mes/zona. Estos análisis provienen de las recomendaciones realizadas en el Taller de Revisión Por Pares Externa e Independiente y priorizadas en los Comités Científicos.

El análisis se realiza solo considerando la aproximación tweedie. De acuerdo al análisis previo, éste representa hasta ahora, el mejor método para modelar los rendimientos en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

Los resultados del análisis de devianza del GLM se presentan en la **Tabla 3** e indica que cuando se incluyen interacciones, el nivel de explicación incrementa desde 15,8 % hasta un 18.4 %.

Para el modelo con interacciones, la variabilidad de cada factor y su comportamiento sobre la media de las tasas de captura (**Figura 12**), no muestra diferencias evidentes con la aproximación original, sugiriendo que

el modelo con interacciones podría representar de mejor forma la variabilidad de la CPUE considerando el mayor nivel de explicación de la desvianza. En la **Figura 13**, se muestra la variabilidad del índice estandarizado a través del modelo tweedie con interacciones. La evaluación de stock de sardina austral actualizada, utiliza el índice tweedie con interacciones (**Tabla 4**) como fuente de información para ajustar el modelo. Dicho modelo no advierte el incremento relativo en el índice nominal durante el 2019 manteniéndose en un nivel bajo, en torno a las 10 t/vcp. No obstante, para el último año se registra un aumento del rendimiento estandarizado por sobre el modelo sin interacciones, en torno a las 40 t/vcp, el más alto de toda la serie analizada.

Tabla 3. Tabla de análisis para el GLM de los datos de captura de sardina austral a través de 2 configuraciones para el modelo tweedie

Factor	G.L.	Tweedie $R^2 = 15,7\%$	Interacciones $R^2 = 18,4\%$
Año	13	7.5 %	7.5 %
Mes	11	2.9 %	2.9 %
CB	5	2.9 %	2.9 %
Zona	2	2.4 %	2.4 %
mes:zona	22		1.6 %
Año:zona	25		1.1 %

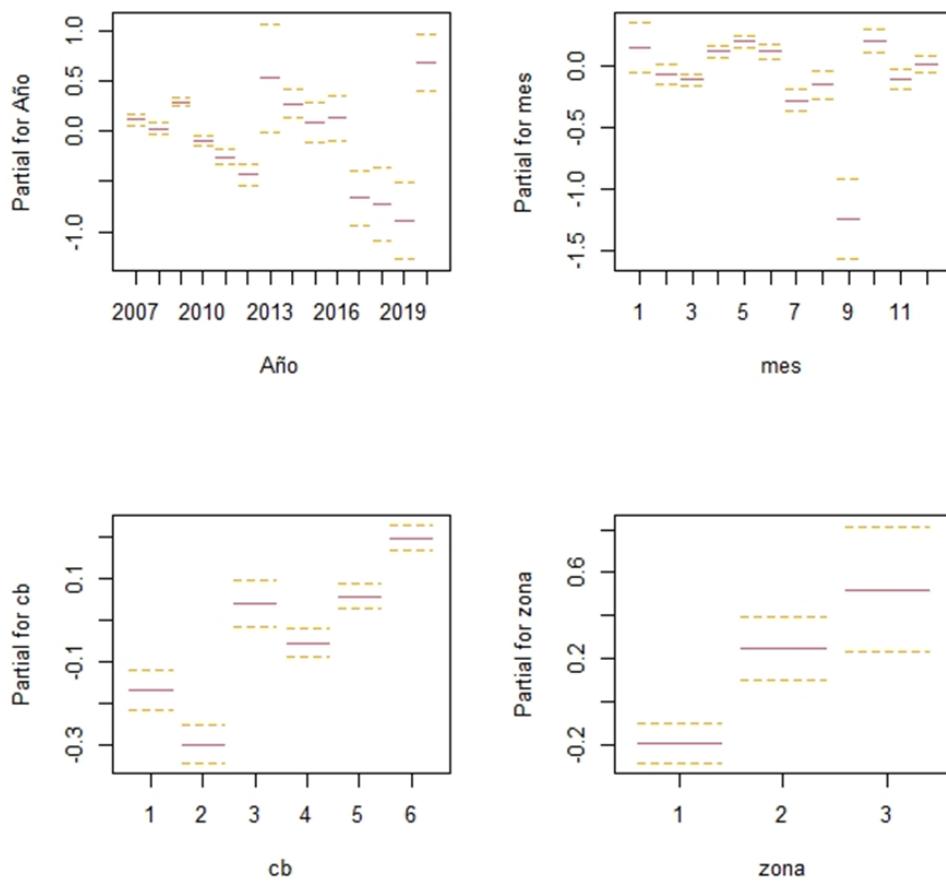


Figura 12. Resultados de los principales efectos del modelo de las tasas de capturas sardina austral para el modelo Tweedie con interacciones.

Tabla 4. Tabla de análisis estadísticos para el modelo tweedie con interacciones usado como índice en la presente evaluación de stock.

Factor	Df	Deviance	Resid. Dev	Pr (>Chi)
NULL		21063		
Año	13	1578.1	19485	< 2.2e-16
mes	11	604.52	18881	< 2.2e-16
cb	5	606.29	18274	< 2.2e-16
zona	2	508.02	17766	< 2.2e-16
mes:zona	22	345.38	17421	< 2.2e-16
año:zona	25	233.17	17188	< 2.2e-16

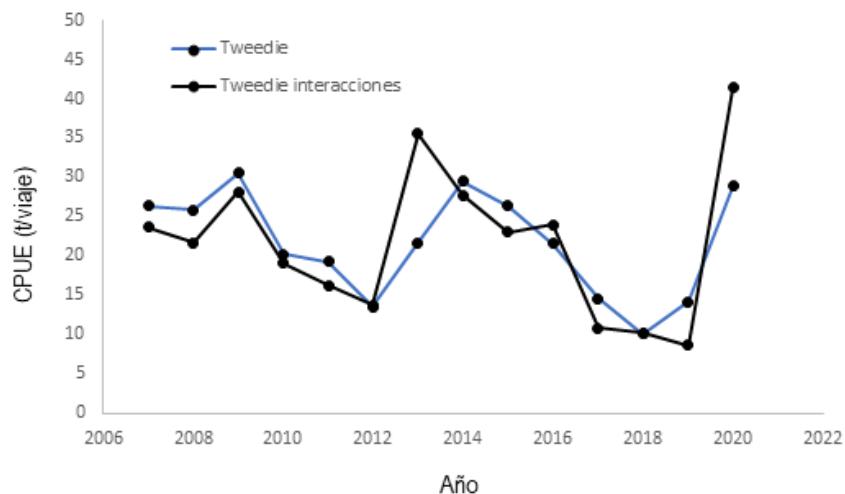


Figura 13. CPUE estandarizada por Modelos Lineales Generalizados tweedie con interacciones, en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.



5. REFERENCIAS

- Aranis A., A. Gómez; S. Mora; L. Ossa; K. Walker; L. Caballero; G. Eisele; F. Cerna; A. López; C. Machuca; L. Muñoz; C. Valero; M. Ramírez; V. Valdebenito; C. Vera. 2014. Informe Final, Programa de Seguimiento de las Pesquerías Pelágicas Zona Centro-Sur, 2013. Subsecretaría de Economía y EMT, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile.
- Dunn, P.K., Smyth, G.K. 2005. Series evaluation of Tweedie exponential dispersion model densities. *Stat Comput* 15, 267–280. <https://doi.org/10.1007/s11222-005-4070-y>
- McCullagh P y J Nelder. 1989. Generalized linear models. Chapman and hall. London. 511 pp.
- Ortiz M y 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.
- Shono H. 2008. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. *Fish. Res.* 93, 154–162.
- Tascheri R., J.C. Saavedra-Nieves, 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.

A N E X O II

Proceso de actualización de datos de entrada al
modelo de evaluación de stock

ANEXO II

Proceso de actualización de datos de entrada al modelo de evaluación de stock

Índice

1. Contexto	2
2. Actualización de datos	2
3. Descripción del modelo base y procesos involucrados en la revisión de junio 2021.	5
4. Actualización de las principales variables de estado	5



1. Contexto

Cada proceso de revisión de CBA involucra la actualización y/o supuestos de datos para evaluar el impacto en las variables de estado asociado a la incorporación incremental de piezas de información. Al respecto, la actualización de datos de la asesoría actual corresponde principalmente a la información de la flota del año calendario 2020 (desembarques, composición de tallas y CPUE). Para el año 2021 se asume una captura igual a la CBA inicial, recomendada por el CCT-PP, biomasa total y estructura de tallas estimadas por el crucero de evaluación directa 2021.

2. Actualización de datos

En la **Tabla 1** se comparan las fuentes de información utilizadas en asesoría científica realizada en septiembre del 2020 para el cálculo de la CBA inicial y la asesoría actual para actualizar la CBA (CBA final). Ambas asesorías tienen como objetivo la recomendación de captura biológicamente aceptable (CBA) para el año 2021. En términos de datos, las diferencias entre la última evaluación (septiembre 2020) y esta nueva revisión (junio 2021) corresponde a la actualización de los desembarques y estructuras de tallas provenientes de las capturas para el año 2020 y la estandarización de las tasas de capturas de la flota artesanal para el mismo año. Además, se incorporan los resultados del crucero de evaluación hidroacústico de la sardina austral de la Región de Los Lagos realizado en abril-mayo de 2021 y un supuesto de captura y descarte para el año 2021.

Tabla 1. Información relevante para el cálculo de CBA 2021 en las dos etapas de estimación.

Datos de entrada al modelo	CBA inicial	CBA final
Estructura temporal	2002 - 2020	2002-2021
Desembarques	2002 - 2019 + supuesto de captura 2020	2002 - 2020 + supuesto de captura 2021
CPUE	2006 - 2019	2006 - 2020
Biomasa Crucero hidroacústicos	2006 - 2020	2006 - 2021
Composición de tallas flota	2006 - 2020 (parcial)	2006 - 2020
Composición de tallas cruceros	2006 - 2020	2006 - 2021
Pesos medios a la talla	constante	constante
Madurez sexual a la talla	constante	constante
Mortalidad natural	constante	constante
Proyección del reclutamiento	1 año calendario	No se proyecta

La información actualizada en la presente evaluación es presentada en la **Figura 1**. El desembarque total del año 2020 fue un 6 % menor que el supuesto en septiembre del 2020. La CPUE estandarizada muestra el mayor rendimiento registrado de la flota artesanal durante el año 2020, siendo 5 veces mayor al registrado el año anterior. La composición de tallas observadas por la flota comercial durante el 2020, es actualizada con la incorporación de los ejemplares capturados durante el segundo semestre. En este caso se observa un incremento de la proporción de individuos adultos, sobre los 15,5 cm LT, disminuyendo la proporción de individuos en torno a los 14 cm LT **Figura 2**. Para el año 2021, se cuenta con los resultados del crucero de evaluación acústica desde el cual se obtiene un estimado de la abundancia y biomasa a la talla presentes durante el mes de abril-mayo. La composición de tallas muestra un rango de distribución de ejemplares entre 5,5 y 18 cm de LT, con estructura multimodal y dos modas principales en los 8,5 cm de LT y 16,5 cm LT. Modas secundarias se observan en los 11 y 13,5 cm de LT. En términos de biomasa, el crucero estimó 70 mil t de sardina austral de la Región de Los Lagos, cifra 56 % inferior respecto al año anterior, año con la segunda cifra más alta observada por los cruceros en la historia de la pesquería (**Figura 3**).

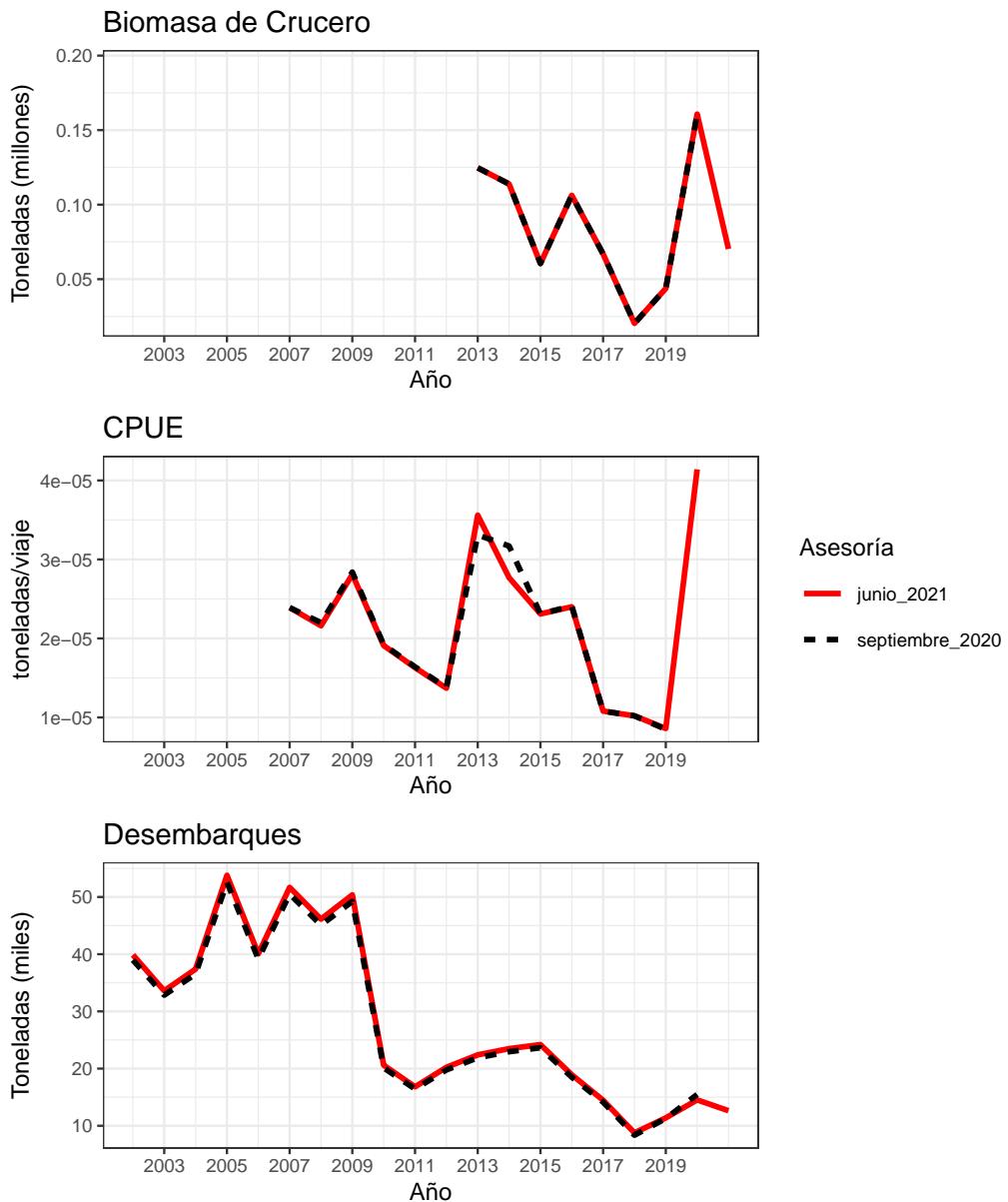


Figura 1. Comparación entre los datos utilizados en la evaluación anterior y la actual para el stock de la sardina austral de la Región de Los Lagos. Se actualiza información para el año 2020.

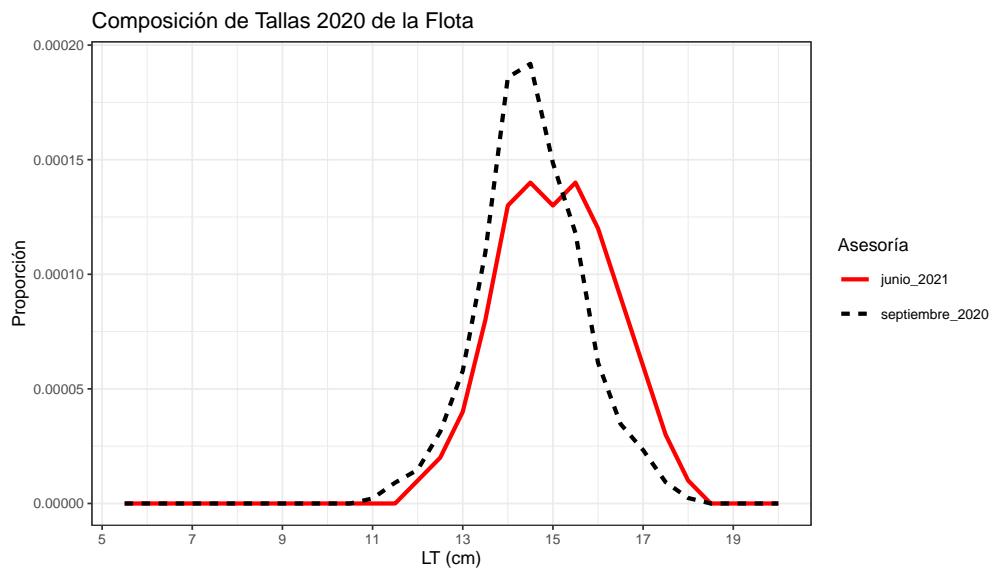


Figura 2. Composición de tallas provenientes de las capturas de sardina austral de la Región de Los Lagos, año 2020. Se compara la información utilizada en la evaluación anterior y actual.

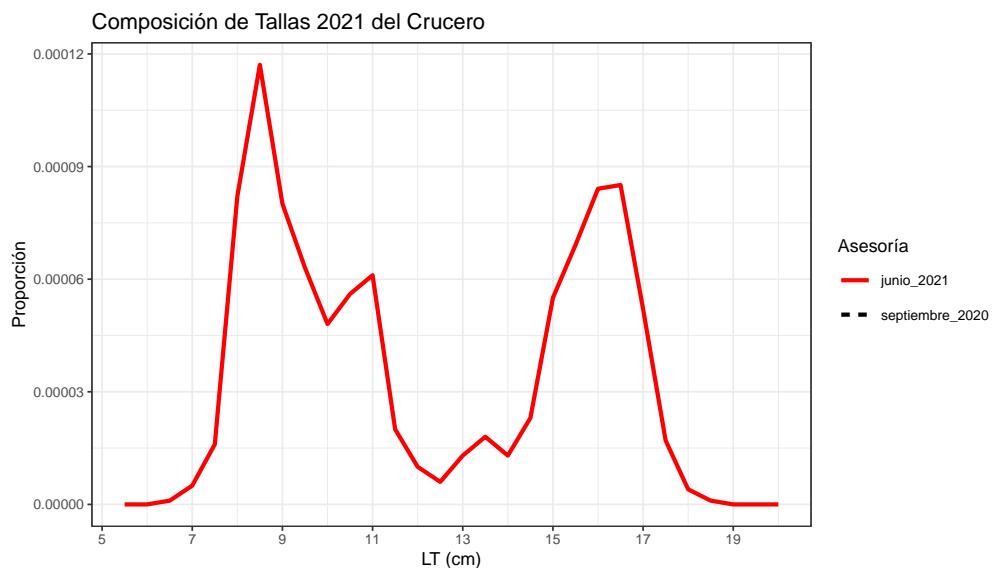


Figura 3. Proporción de las tallas observadas por el crucero acústico 2021, incorporada en la actual evaluación del stock de la sardina austral de la Región de Los Lagos.



3. Descripción del modelo base y procesos involucrados en la revisión de junio 2021.

Para mantener la consistencia en el proceso de evaluación del stock y estimación de CBA, se utilizó un modelo talla estructurado igual al usado en la evaluación anterior (septiembre 2020). Este tipo de modelo se basa en la metodología de Sullivan *et al.* (1990), donde la probabilidad que un individuo crezca de una talla a otra (matriz de transición), se define por una función de densidad de probabilidad (PDF) de tipo gamma. La abundancia anual es modelada en función de la probabilidad de crecimiento, de la mortalidad natural y por pesca, la magnitud y distribución en longitud de los reclutas. De este modo, la configuración del modelo base es la de un Modelo en escala Anual estructurado a la Talla y con información en Tallas (MTT). Los supuestos y configuración del modelo corresponden al descrito en la sección metodológica del cuerpo principal de este documento, el cuál sido discutido y consensuado por el CCT-PP. Con objeto de evaluar el impacto en las variables de estado debido a la incorporación de nuevos datos, se realizó un proceso incremental de incorporación de piezas de información de acuerdo a la (**Tabla 2**).

Tabla 2. Escenarios de que permiten evaluar el impacto de la incorporación de datos actualizados y supuestos a utilizar en el proceso de actualización

Casos	Descripción
Actualización	2020
Caso 1	Igual al caso base de septiembre 2020
Caso 2	Caso 1 + supuesto Desembarque 2020
Caso 3	Caso 2 + incorporación del descarte a la serie de desembarques
Caso 4	Caso 3 + estructura de tallas de la flota 2020
Caso 5	Caso 4 + CPUE 2020
Actualización	2021
Caso 6	Caso 5 + desembarque + descarte 2021
Caso 7	Caso 6 + biomasa acústica y estructura de tallas del crucero 2021

4. Actualización de las principales variables de estado

En la **Tabla 3** y **Figura 4** muestran el impacto de la incorporación y actualización de la información en las principales variables de estado para el modelo base. Los resultados muestran que los niveles poblaciones (Reclutamientos, BD y BD/BD_{RMS}) aumentan con la incorporación de los rendimientos estandarizados (13 % app, caso 5) y el crucero (16 %, caso 7) para el año 2020, comparado con el estimado en la asesoría de septiembre del mismo año. Por otra parte, las piezas de información que menos impactan corresponden a la actualización del desembarque 2020, incorporación del descarte y actualización de la estructura de tallas de la flota año 2020 (casos 2 al 6). La actualización del desembarque no tuvo efectos en el reclutamiento, un efecto poco significativo en el nivel de biomasa y un efecto esperable en la estimación de F, dado el cambio del supuesto de captura por la captura observada.

La incorporación de información 2020 junto al crucero en su conjunto (caso 7) muestran un impacto significativo en el nivel de biomasa (18%) y BD/BD_{RMS} (16%), con una disminución del 18% en F para el año 2020, no obstante, con la incorporación del crucero, el reclutamiento 2020 no muestra diferencias significativas, siendo un 1% menor en la evaluación actual (junio 2021).

Tabla 3. Estimaciones de las principales variables de estado para el caso base (evaluación sept 2020) comparado con los resultados según la incorporación de cada pieza de información y en su conjunto (caso 7). Se presenta el valor de estimación central y la diferencia en términos porcentuales. R= Reclutamiento, BD= Biomasa desovante, BD/BD_{RMS} = Reducción de la población y F= Mortalidad por pesca.

Casos	R	BD	BD/BD_{RMS}	F	R.diff	BD.diff	$BD/BD_{RMS}.diff$	F.diff
1	2.378	38.349	1,30	0,26				
2	2.367	38.484	1,31	0,24	0,00	0,00	0,01	-0,08
3	2.393	38.536	1,29	0,24	0,01	0,00	0,00	-0,06
4	2.337	38.377	1,26	0,25	-0,02	0,00	-0,03	-0,04
5	2.686	44.640	1,47	0,21	0,13	0,16	0,13	-0,18
6	2.685	44.629	1,46	0,21	0,13	0,16	0,12	-0,18
7	2.356	45.275	1,51	0,21	-0,01	0,18	0,16	-0,18

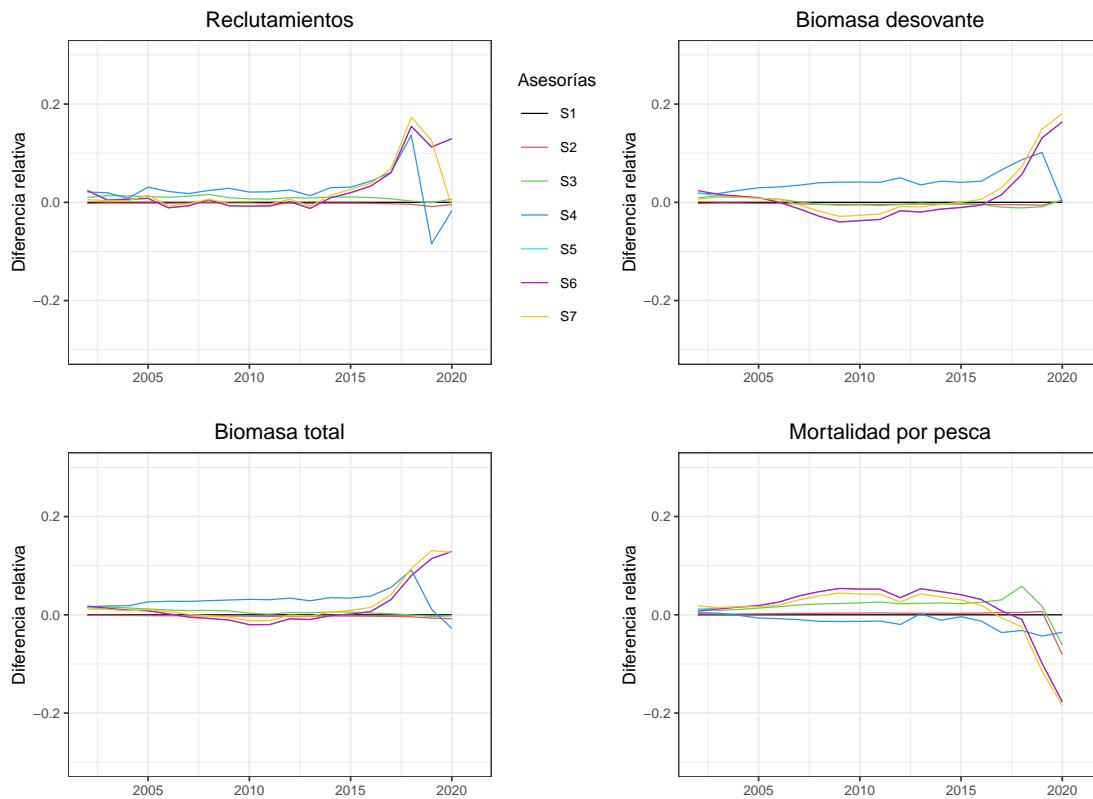


Figura 4. Diferencia relativa de las estimaciones de las principales variables de estado para el caso base (Asesoría de septiembre 2020) comparado con los resultados según la incorporación de cada pieza de información.

A N E X O III

Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla
(modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos.

ANEXO III

Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos

Índice

1. ANTECEDENTES	2
2. METODOLOGÍA	2
2.1. Matriz de transición de crecimiento talla-talla (Modelo base)	3
2.2. Clave talla-edad simulada en modelo alternativo	6
3. RESULTADOS	8
3.1.1. Comparación del ajuste y residuales del modelo base y alternativo a los datos	8
3.1.2. Comparación del análisis retrospectivo del modelo base y alternativo	8
3.1.3. Comparación de los perfiles de verosimilitud del modelo base y alternativo	8
3.1.4. Comparación de las tendencias poblacionales del modelo base y alternativo	17
3.1.5. Comparación del Estado de explotación estimado por el modelo base y alternativo	19
3.1.6. Comparación con asesorías previas	24
3.1.7. Comparación de la proyección de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA inicial - Hito 1)	25
3.1.8. Comparación de CBA calculado para el mismo año (Revisión de CBA - Hito 2)	25
4. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	32
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35



1. ANTECEDENTES

Uno de los objetivos del Proyecto “Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales” se refiere al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de Asesoría Científica (PMCCAC,) el cual se enfoca en sintetizar las brechas de datos, información y conocimiento en relación con la situación general de una pesquería y de esta forma una sistematización para el desarrollo continuo de la asesoría científica.

Una importante fuente de información, que aporta al mejoramiento, lo constituye la revisión por pares, la cual realiza una revisión de todo el proceso de evaluación de un recurso por parte de expertos externos e independientes quienes reportan una serie de observaciones y recomendaciones de corto y mediano plazo. La evaluación de stock de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) de aguas interiores de la Isla de Chiloé, fue objeto de este proceso de revisión, cuyos detalles están contenidos en el reporte técnico Ernst *et al.* (2015). Una de las recomendaciones de dicho reporte, fue considerar un modelo de evaluación alternativo al actualmente en uso.

El enfoque de modelación utilizado hasta ahora, corresponde a un modelo talla estructurado (Sullivan *et al.* 1990), quien modela la abundancia poblacional en función de la probabilidad de los individuos de crecer de una talla a la siguiente.

Como parte de las tareas de largo plazo y con el objetivo de dar respuesta a la recomendación de la revisión por pares, IFOP ha estado trabajando en la implemntación de un modelo con observaciones en tallas y dinámica en edades (Deriso *et al.* 1985), coherente con los procesos biológico-pesqueros. Lo anterior con la finalidad de generar un modelo base que pueda ser contrastado con el actual modelo en uso. Para poder realizar el contraste entre el actual modelo y el modelo alternativo se ha estado desarrollando un modelo anual con información en tallas y dinámica en edad en año calendario (MAET) para el período 2002-2021. El actual reporte resume los resultados de los talleres internos realizado por IFOP durante los años 2020 y 2021 y algunas recomendaciones del Comité científico.

2. METODOLOGÍA

El modelo alternativo propuesto, se basa en el análisis estadístico de la dinámica de estructuras de tallas anual de la flota (período 2002- 2020) y de los cruceros acústicos. Se utilizan también como índices, los desembarques totales (período 2006 - 2020), biomasa estimada por el crucero y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada. Se utilizan las mismas fuentes de información en ambos enfoques de modelación.

El modelamiento de la dinámica de la sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos, es en año calendario, vale decir que el cumpleaños ocurre a inicios de año (inicios de enero), por lo cual el desove (dt) al ser establecido a mediados de año, corresponde a un valor de 0,58. De igual manera, el crucero de evaluación directa, representa a la población en el período del año en que se realiza (dt variable). Por otra parte, el peso medio es empleado para generar las estimaciones de biomasa acústica, desembarques y biomasa total. Se mantienen los principales supuestos en ambos enfoques de modelación (modelo base con dinámica en tallas y modelo alternativo con dinámica en edad).

El método alternativo es empleado bajo un enfoque estructurado en edades que utiliza información en tallas agrupada en año calendario y que incorpora los siguientes elementos:

- Modelo de dinámica poblacional estructurada por edad.
- Modelos de las observaciones y penalizaciones a priori que permiten relacionar el modelo de dinámica con las observaciones.
- Identificación de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas.
- Proceso de estimación de los parámetros desconocidos del modelo de dinámica a través de un algoritmo que minimiza la función objetivo total, contrastando las observaciones con las estimaciones deducidas del modelo de dinámica.

Adicionalmente, la **Tabla 1** muestra la comparación de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo base actual y alternativo.



Tabla 1. Comparación de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo base actual (dinámica a la talla) y modelo alternativo (dinámica a la edad) de sardina austral Región de Los Lagos.

Estructura del modelo	Modelo base actual	Modelo alternativo
Temporalidad	Año calendario	Año calendario
Dinámica poblacional	Tallas	Edad
Composición de las capturas	Tallas	Tallas
Número de años	20	20
Años	2002 - 2021	2002 - 2021
Número de edades	-	5
Número de tallas	30	30
Rango de tallas	5,5 - 20 cm	5,5 - 20 cm
Datos y parámetros de entrada		
Desembarques	2002 - 2020	2002 - 2020
Biomasa acústica	2006,2008,2011,2013-2021	2006,2008,2011,2013-2021
Composición de tallas flota	2005 - 2020	2005 - 2020
Composición de tallas crucero	2006, 2008, 2011, 2013 - 2021	2006, 2008, 2011, 2013 - 2021
Madurez sexual	Talla	Talla
Peso medio	Talla (constante entre años)	Talla (constante entre años)
Parámetros de crecimiento	Matriz de probabilidad talla-talla	Matriz de probabilidad edad-talla
L ₀₀	17,7 cm	17,7 cm
k	0,78 año-1	0,78 año-1
l ₀	8	8
Mortalidad natural (año-1)	0,83	0,83
Supuestos del modelo		
Reclutamiento	Ro más desvíos	Ro más desvíos
Selectividad	Logística y en bloques	Logística y un bloque
Capturabilidad	Prior (0,65 y cv 0,15)	Prior (0,65 y cv 0,15)
Coeficientes de variación (CV)	Variable entre años	Variable entre años
CV desembarque	0,2 - 0,1	0,2 - 0,1
CV biomasa acústica	0,26 - 0,22	0,26 - 0,22
nm Flota	25	25
nm crucero	15	15

2.1. Matriz de transición de crecimiento talla-talla (Modelo base)

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

$$\bar{\Delta}_l = (L\infty - l^*)(1 - e^{-k}) \quad (1)$$

Donde, $L\infty$ 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 , los cuales se relacionan entre sí según:

$$\alpha_l = \frac{\bar{\Delta}_l}{\beta_p}, \quad (2)$$

Donde, α_l corresponde a la varianza (es función de $L\infty$ 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:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^a \exp(-(l' - l)/\beta_p)}{\beta_p} dl \quad (3)$$

Donde, $T_{ll'}$ corresponde a la matriz de transición que modela el crecimiento entre l y l' (Sullivan *et al.*, 1990). La **Figura 1** muestra la matriz de transición estimada por el modelo base de sardina austral de la Región de Los Lagos.

El reclutamiento se plantea separable en un componente anual y uno talla-específico. Pr_l es el vector de distribución de reclutamiento (ecuación 4). La **Figura 2** muestra el patrón de reclutamiento estimado por el modelo base.

$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l-\mu)^2}{\sigma^2}\right] dl, \quad (4)$$

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:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l,t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t, \quad (5)$$

$$\hat{C}_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} N_{l,t} (1 - S_{l,t}) \quad (6)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número de peces de talla l , en el año $t - 1$, 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. \hat{C} corresponde a la captura en número estimada sobre la base de la estimación de abundancia del número de peces a la talla. La **Figura 3** muestra la estimación de captura en número a la talla estimada por el modelo base, en la cual se evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm. Y se observa una talla media principal en torno a los 13,5 cm LT.

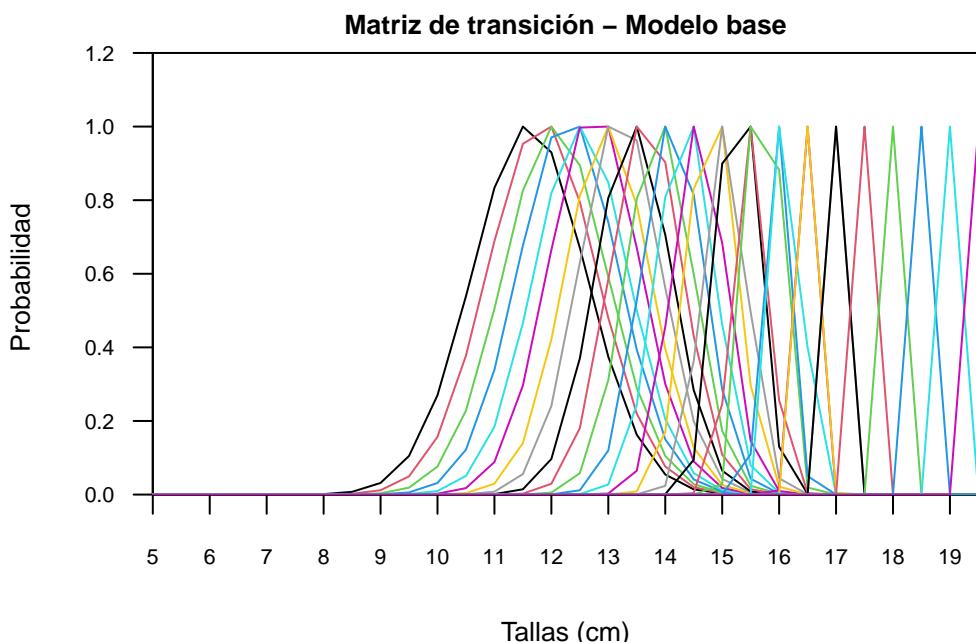


Figura 1. Matriz de transición de crecimiento talla a talla.

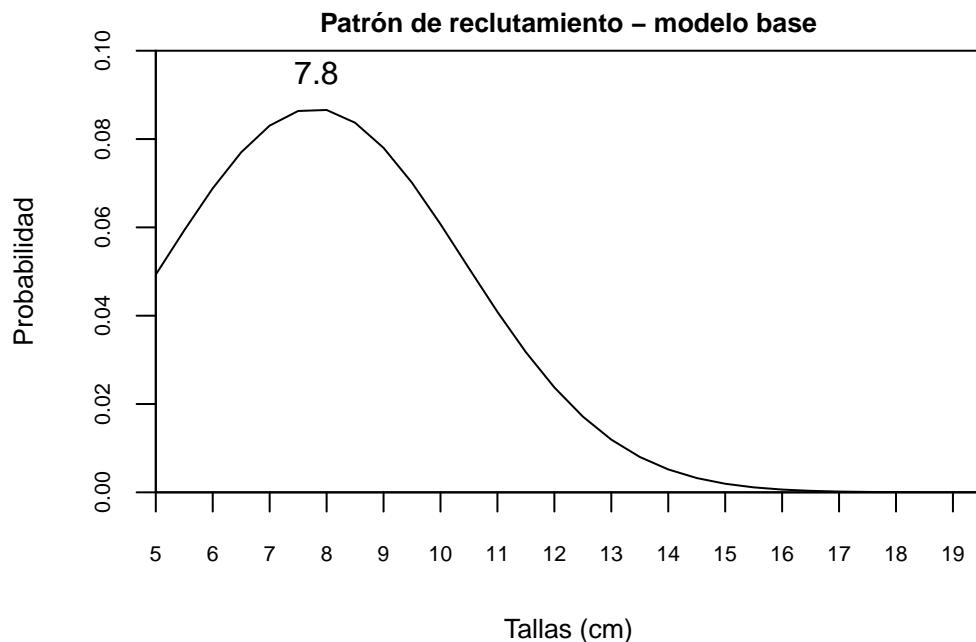


Figura 2. Distribución de probabilidad del reclutamiento.

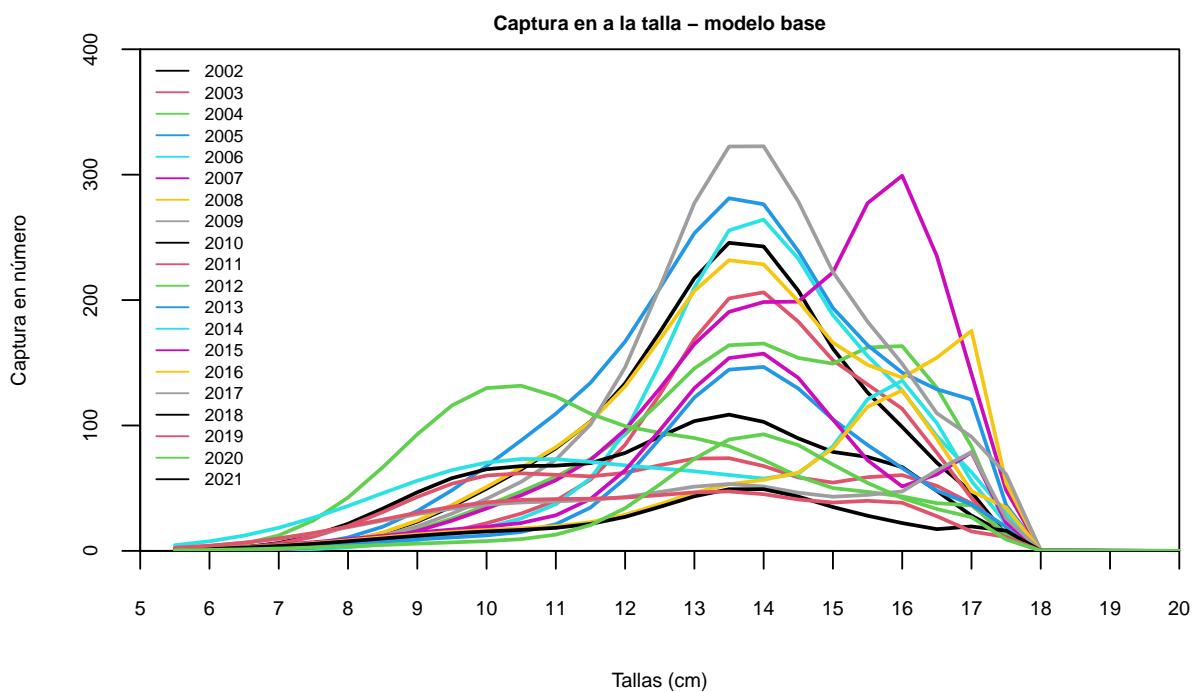


Figura 3. Captura en número estimada por el modelo a la talla utilizando la matriz de transición.



2.2. Clave talla-edad simulada en modelo alternativo

Dado que el modelo alternativo está basado en una dinámica edad-estructurada, es necesario transformar las estructuras de tallas a edades a través de una clave talla-edad simulada. Esta clave describe la probabilidad de que un individuo de talla l pertenece a una cierta edad a . De acuerdo a lo anterior, la proporción de ejemplares de edad a en un intervalo de longitud, $P_{l,a}$ es una función de la longitud promedio (l_a) a la edad (predicha por los parámetros de crecimiento) y la varianza (σ_a) de las longitudes a una edad determinada, según:

$$l_a = l_\infty (1 - e^k) + e^{-k} l_{a-1} \quad (7)$$

$$\sigma_a = cvl_a \quad (8)$$

$$P_{l,a}(l_a, \sigma_a) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_a^2}} e^{-\frac{(l-l_a)^2}{2\sigma_a^2}} \quad (9)$$

donde $P_{l,a}$ representa la matriz de distribución de probabilidad por talla l a la edad a . Y σ_a corresponde a la desviación estándar de la talla media para la edad a . La **Figura 4** muestra la clave talla-edad simulada por el modelo alternativo para obtener las capturas en número estimadas a la talla “l” y año “t”.

$$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t} \quad (10)$$

Donde $C_{a,t}$ corresponde a las capturas en número observadas a la talla provenientes de los monitoreos de la pesquería y cruceros acústicos. La **Figura 5** muestra las capturas estimadas a la talla utilizando la clave talla-edad antes descrita. Se observan dos modas principales, una en torno a los 9 cm correspondiente al grupo de edad 0 y una segunda moda en torno a los 14 cm. Se observa una bimodalidad más marcada que la captura a la talla estimada por el modelo base (**Figura 3**).

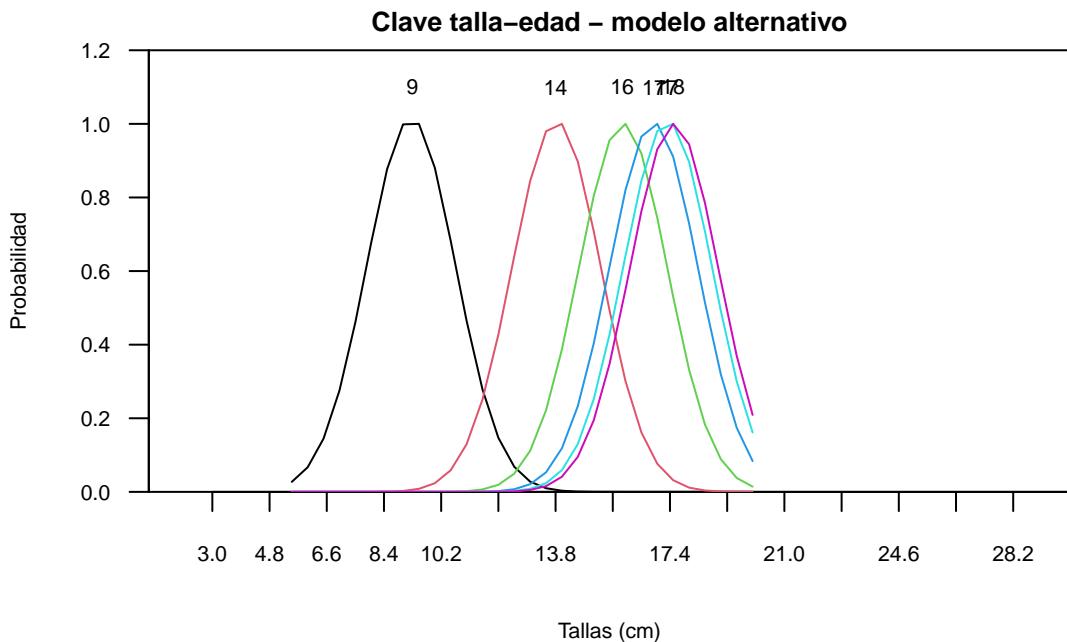


Figura 4. Probabilidad de que un individuo de talla "l" pertenece a una cierta edad "a" estimada en el modelo alternativo. Los números sobre cada curva corresponden a la longitud promedio de cada grupo de edad (edades de 0 a 5 años).

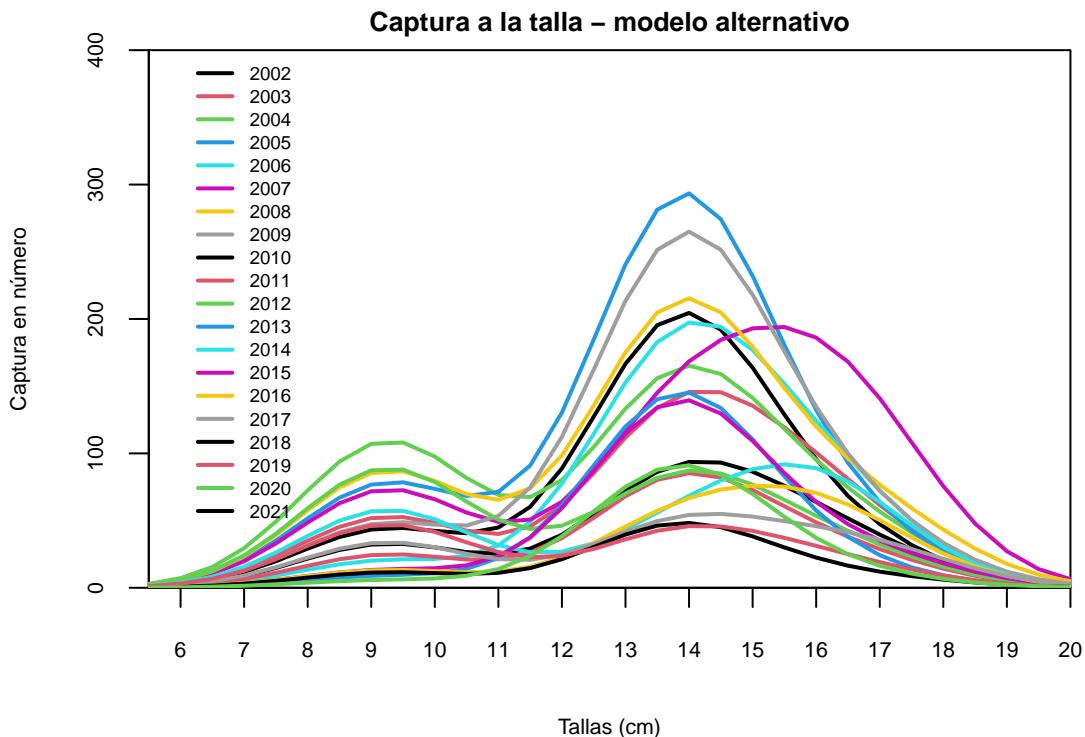


Figura 5. Captura en número estimada por el modelo alternativo utilizando clave talla-edad simulada.



3. RESULTADOS

3.1.1. Comparación del ajuste y residuales del modelo base y alternativo a los datos

Ambos modelos: Modelo base y Modelo alternativo, reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, parece ajustar de mejor manera algunos años respecto del modelo base actual (**Figura 6**). Esto queda de manifiesto en el análisis de residuos (**Figura 7**). En relación al ajuste del modelo a la información de composiciones de tallas (**Figura 8 y 9**), se observa que el modelo alternativo es más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos, representando de mejor manera los pulsos de reclutamiento. El ajuste del modelo base evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm en algunos años. Las **Figura 10** y **Figura 11** evidencian un patrón similar en los residuales de las composiciones de tallas de ambos modelos.

3.1.2. Comparación del análisis retrospectivo del modelo base y alternativo

En las **Figura 12** y **13** se muestra los patrones retrospectivos estándar y relativo de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca para el modelo base y alternativo. En el caso particular de la evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos, la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices que conducen el modelo, generó cambios hacia menores valores de R_0 (Rmed) a partir del año 2018 (cambio de productividad). Según el actual enfoque de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. Este cambio genera un conflicto en la estimación de parámetros del modelo base que impide generar estimaciones para los años previos al 2018 considerando los mismos supuestos del caso base actual. El modelo alternativo si permite generar estimaciones para los años previos al 2018 pero evidencia un cambio de productividad al parecer influenciado por la disminución abrupta registrada en los índices del modelo. Para realizar la comparación de ambos modelos, se consideran los mismos años retrospectivos para ambos modelos, este caso desde el año 2018 al 2021.

Para los cuatro últimos años, ambos modelos muestran una tendencia a subestimar los valores de reclutamientos y biomasa desovante y a sobreestimar los niveles de mortalidad por pesca. No obstante, el modelo alternativo tiene un mejor desempeño ($\text{Rho} = -0.07, -0.03$ y -0.03) que el modelo base actual ($\text{Rho} = -0.11, -0.06$ y -0.06).

Para comprobar la hipótesis de un cambio de productividad entre el 2017 al 2019 es necesario realizar un análisis de posibles cambios demográficos de la población en la zona. Otra hipótesis a evaluar es el efecto de cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población. Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos en años previos al 2018.

3.1.3. Comparación de los perfiles de verosimilitud del modelo base y alternativo

Las **Figura 14** y **15** muestran el perfil de verosimilitud de cada fuente de dato cuyo mínimo representa la estimación máxima a posteriori del reclutamiento medio (R_0) para cada fuente de error del modelo base y alternativo. El perfil de la verosimilitud total del modelo base muestra un mínimo en los 4100 aprox, con una tendencia a buscar tres mínimos bajo y sobre el R_0 estimado. Mientras que el modelo alternativo encuentra sólo un mínimo en torno a los 5000 millones de peces. Para el modelo base los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$ fue la proporción de tallas del crucero (procru), al parecer la proporción de tallas de la flota indicaría un menor nivel de Ro en ambos modelos. Si bien, el modelo alternativo muestra un mejor perfil de la verosimilitud total, ambos modelos muestran mucho ruido en los perfiles de verosimilitud de los datos de entrada, por lo tanto, es necesario revisar las hipótesis antes señaladas para corregir posibles errores de procesos producto de mala especificación de algunos supuestos empleados.

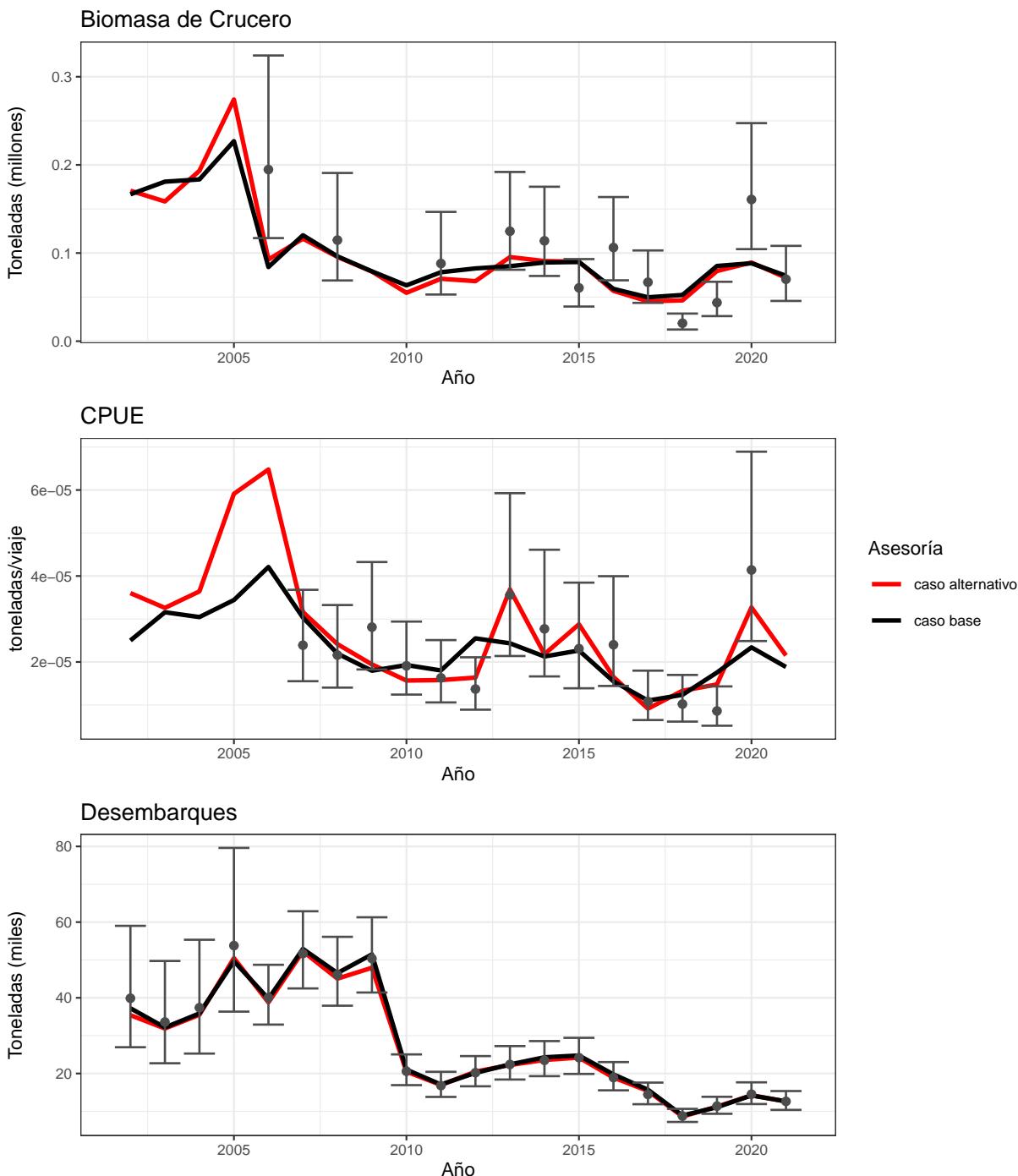


Figura 6. Ajuste del modelo base y alternativo a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de sardina austral Región de Los Lagos. Las barras corresponden al intervalo de confianza asintótico y el círculo al valor del estimador central.

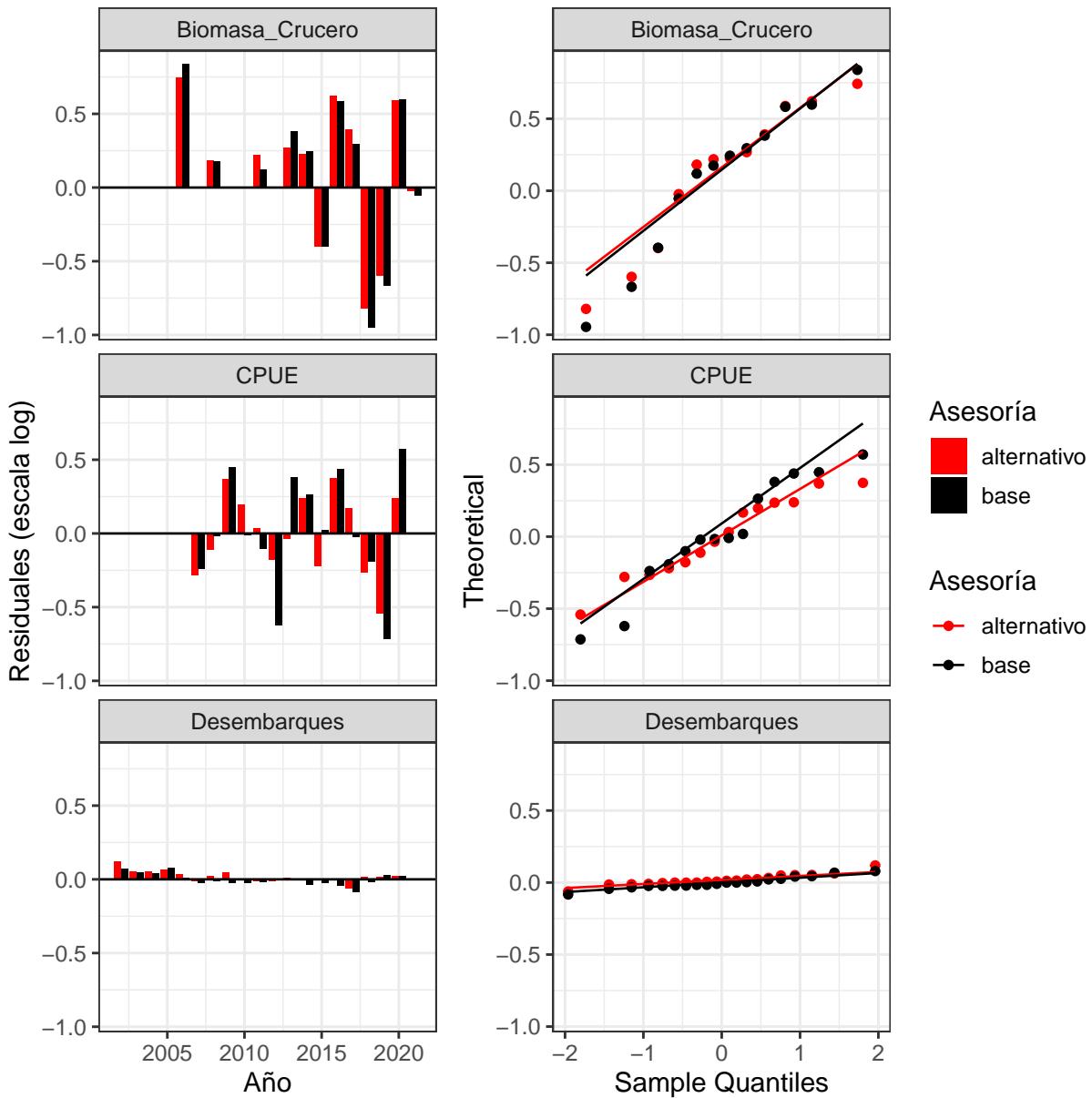


Figura 7. Análisis de los residuos para cada índice del modelo base y alternativo a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de sardina austral Región de Los Lagos.

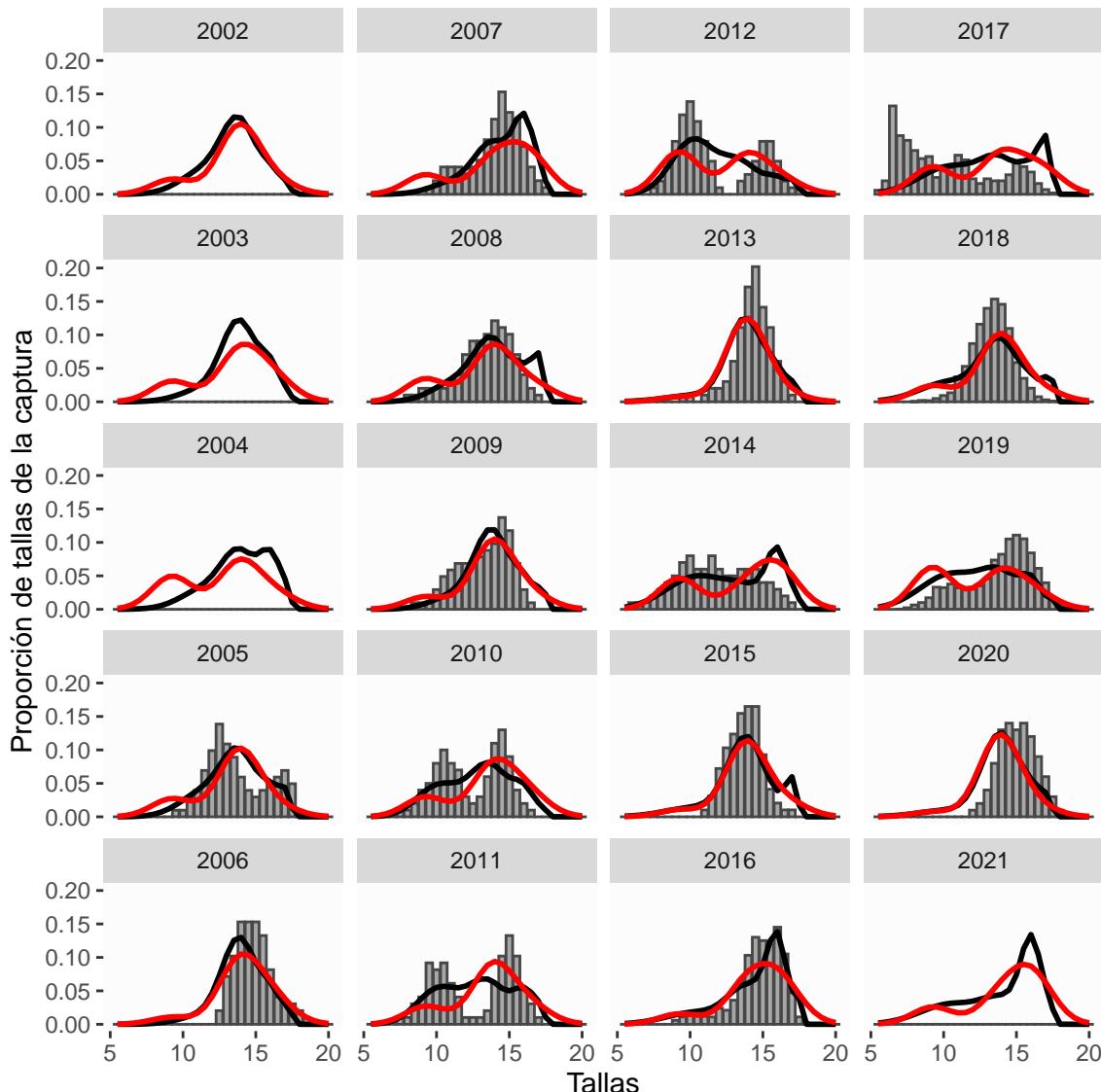


Figura 8. Ajuste del modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja) a la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos, entre los años 2006 y 2020. Barras (datos observados), líneas negra y roja (modelo ajustado).

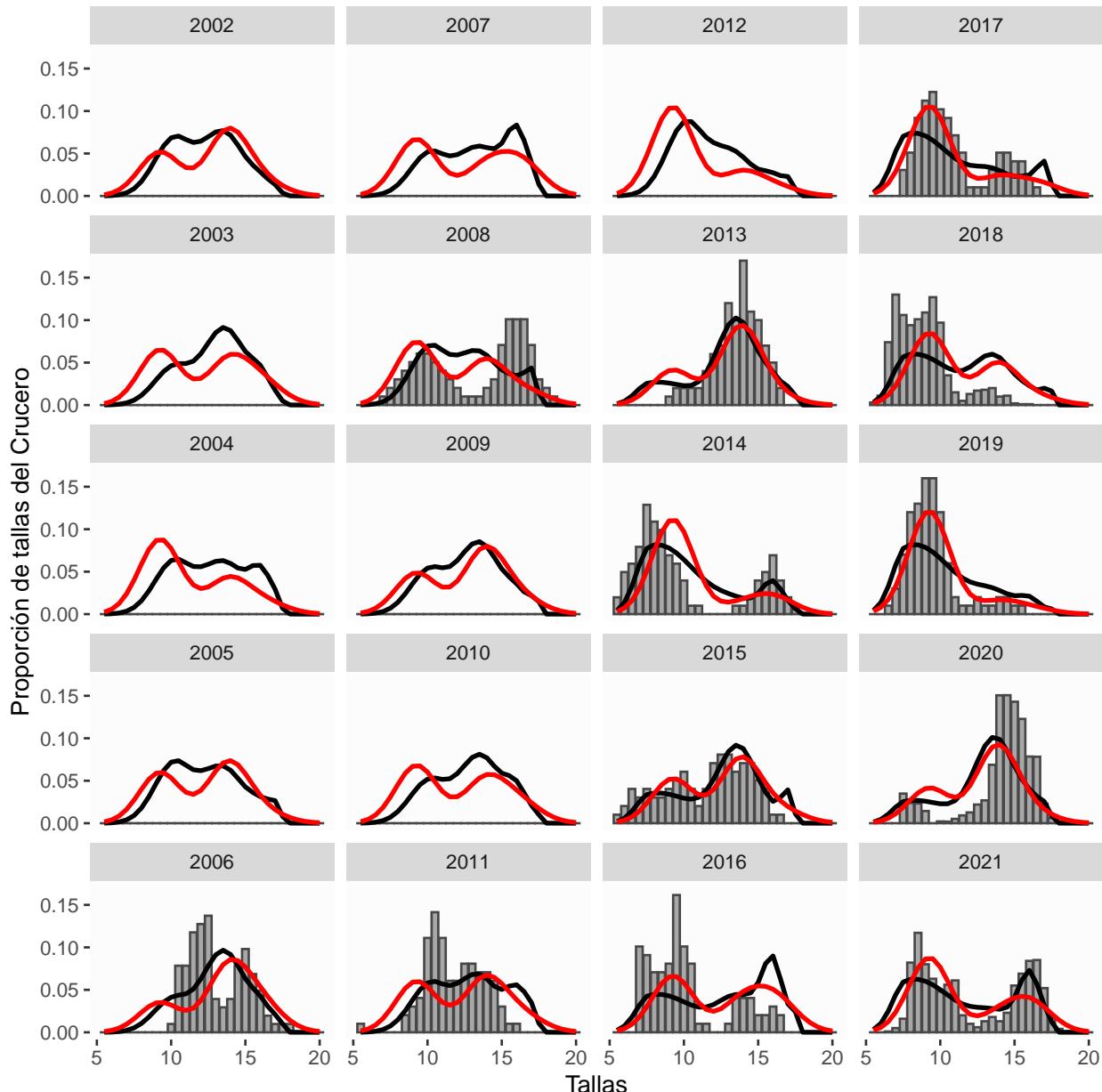


Figura 9. Ajuste del modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja) a la estructura de longitud del crucero de evaluación hidroacústica de sardina austral de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas negra y roja (modelo ajustado).

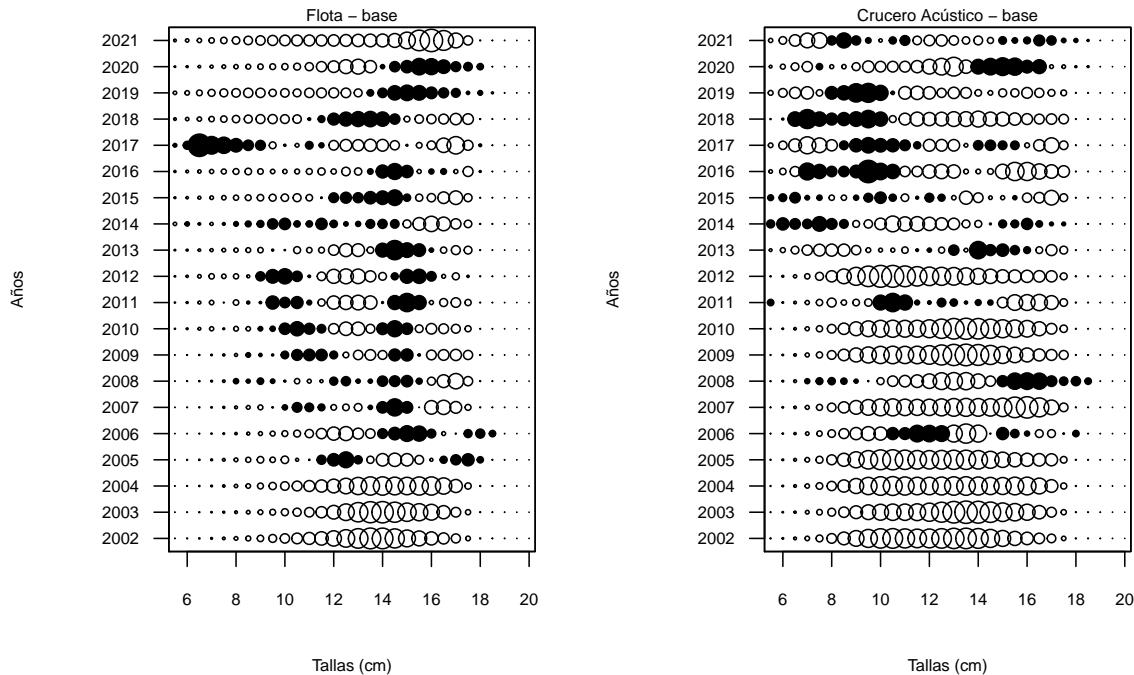


Figura 10. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos negros) y sobreestimaciones (circulo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas. **Modelo base.**

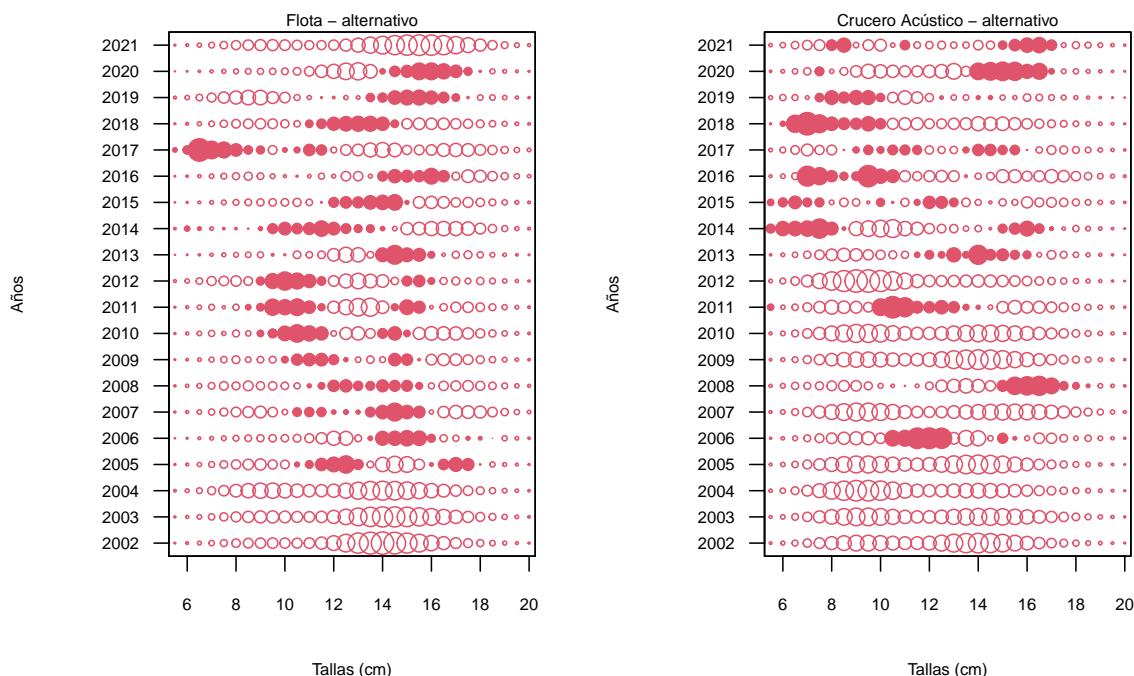


Figura 11. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos rojos) y sobreestimaciones (circulo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas. **Modelo alternativo.**

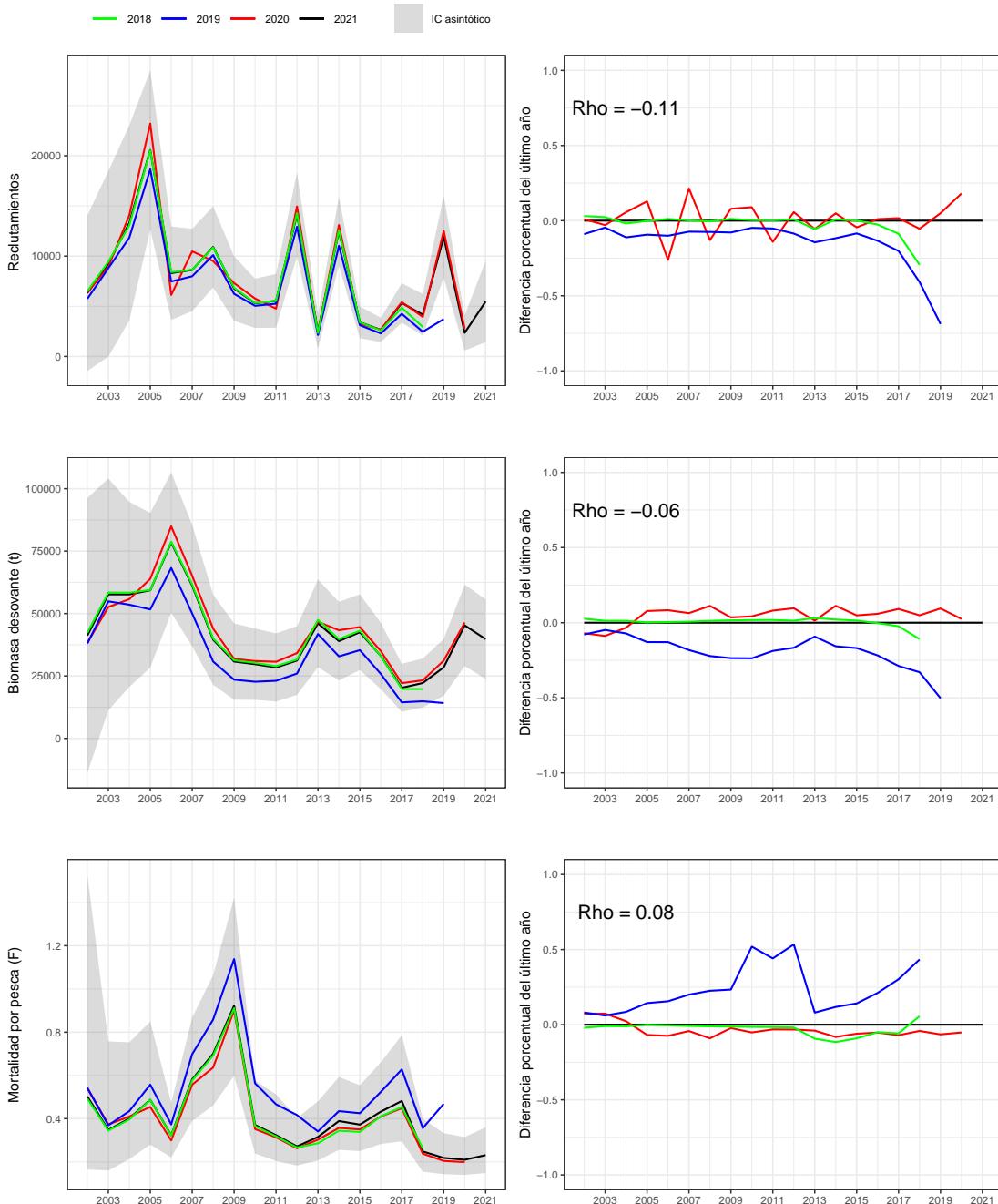


Figura 12. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral de la Región de Los Lagos. **Modelo base.**

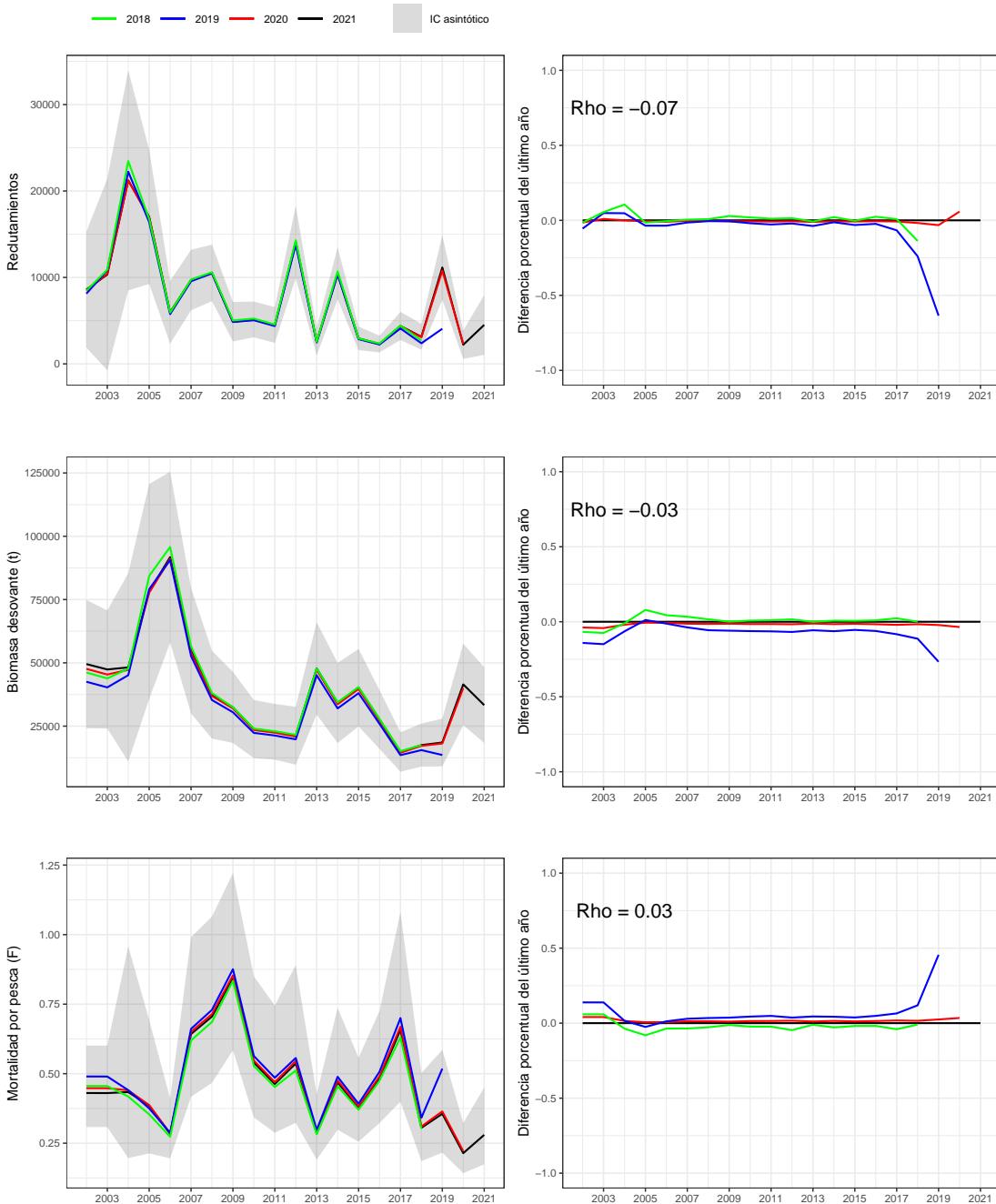


Figura 13. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral de la Región de Los Lagos. **Modelo alternativo.**

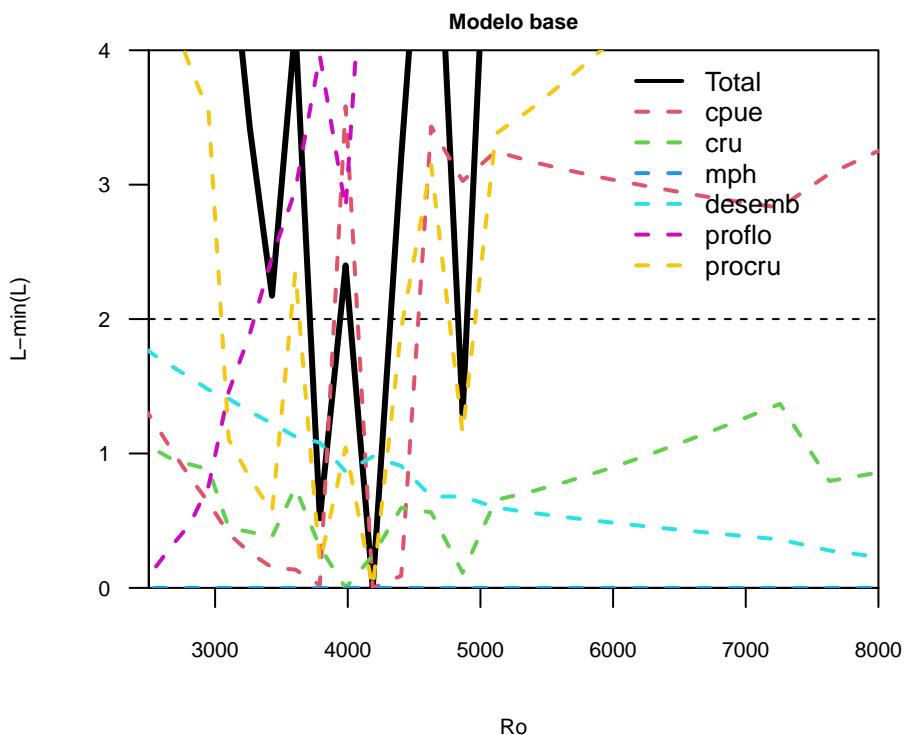


Figura 14. Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test χ^2 .
Modelo base.

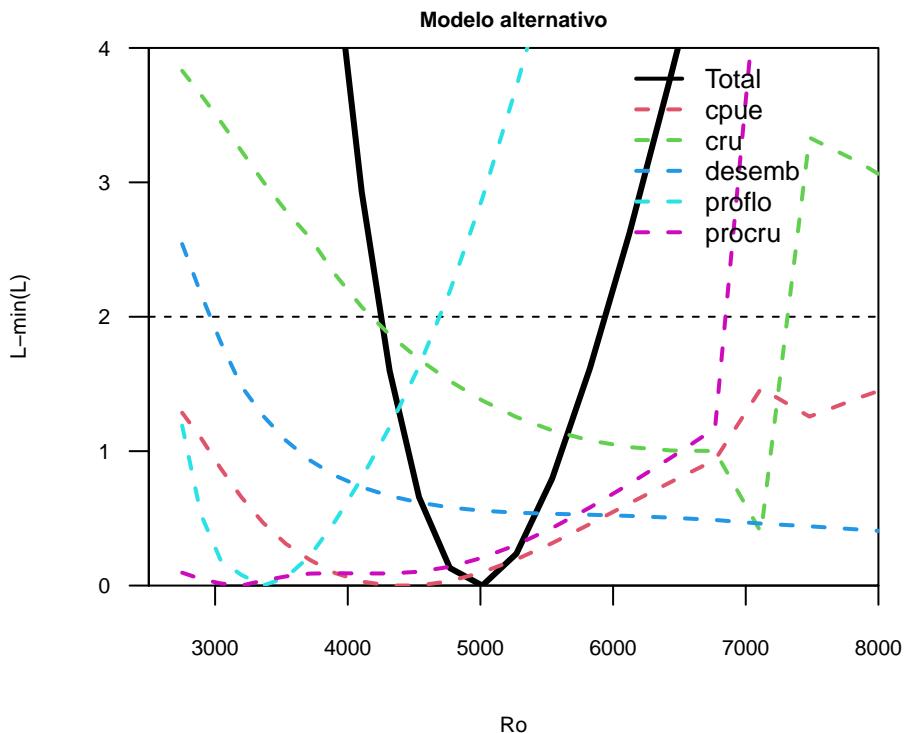


Figura 15. Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test χ^2 .
Modelo alternativo.

3.1.4. Comparación de las tendencias poblacionales del modelo base y alternativo

La **Figura 16** muestra las estimaciones de las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo. No se observan diferencias significativas entre ambos modelos, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales. Las principales diferencias se observan en la estimación de la mortalidad por pesca, donde el modelo alternativo presenta mayor variabilidad interanual que el modelo base. La **Figura 17** muestra el patrón de explotación estimado a la talla por el modelo base y estimado a la edad por el modelo alternativo. En el caso del modelo base se consideran tres bloques de selectividad cuyo objetivo fue predecir de mejor manera la variabilidad y bimodalidad en las estructuras de tallas, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero. El modelo alternativo no reconoce cambios en la selectividad de la flota aunque se utilice el mismo supuesto de bloques del modelo base, por lo tanto, no se consideran bloques de selectividad para la flota. Mientras que la selectividad del crucero ambos modelos estiman cambios en la selectividad a partir del año 2013.

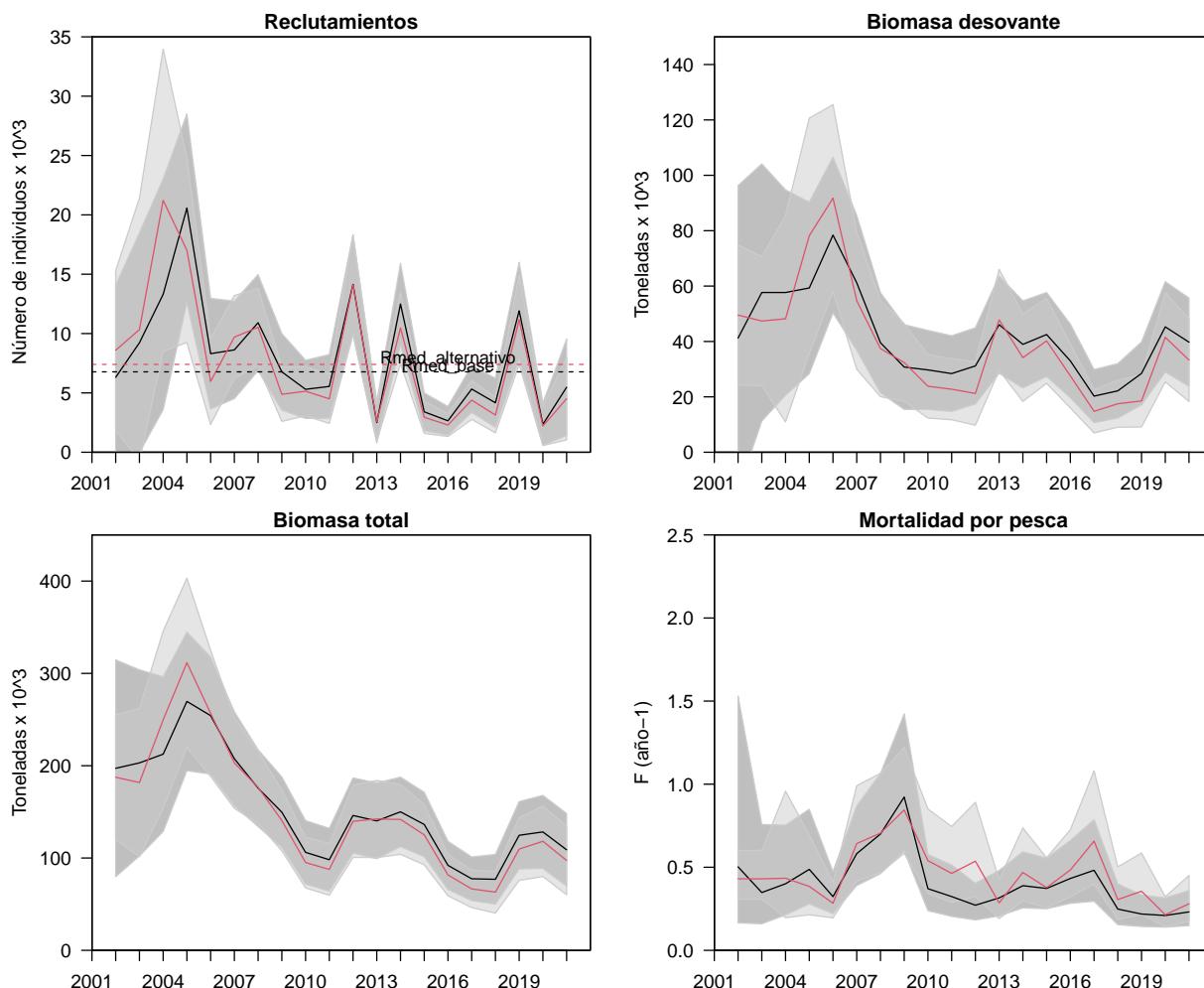


Figura 16. Comparación de los reclutamientos, mortalidad por pesca, biomasa total y desovante entre el modelo base y alternativo de sardina austral Región de Los Lagos. Línea negra (modelo base), línea roja (modelo alternativo), región sombreada corresponde al Intervalo de Confianza respectivo de cada modelo (IC).

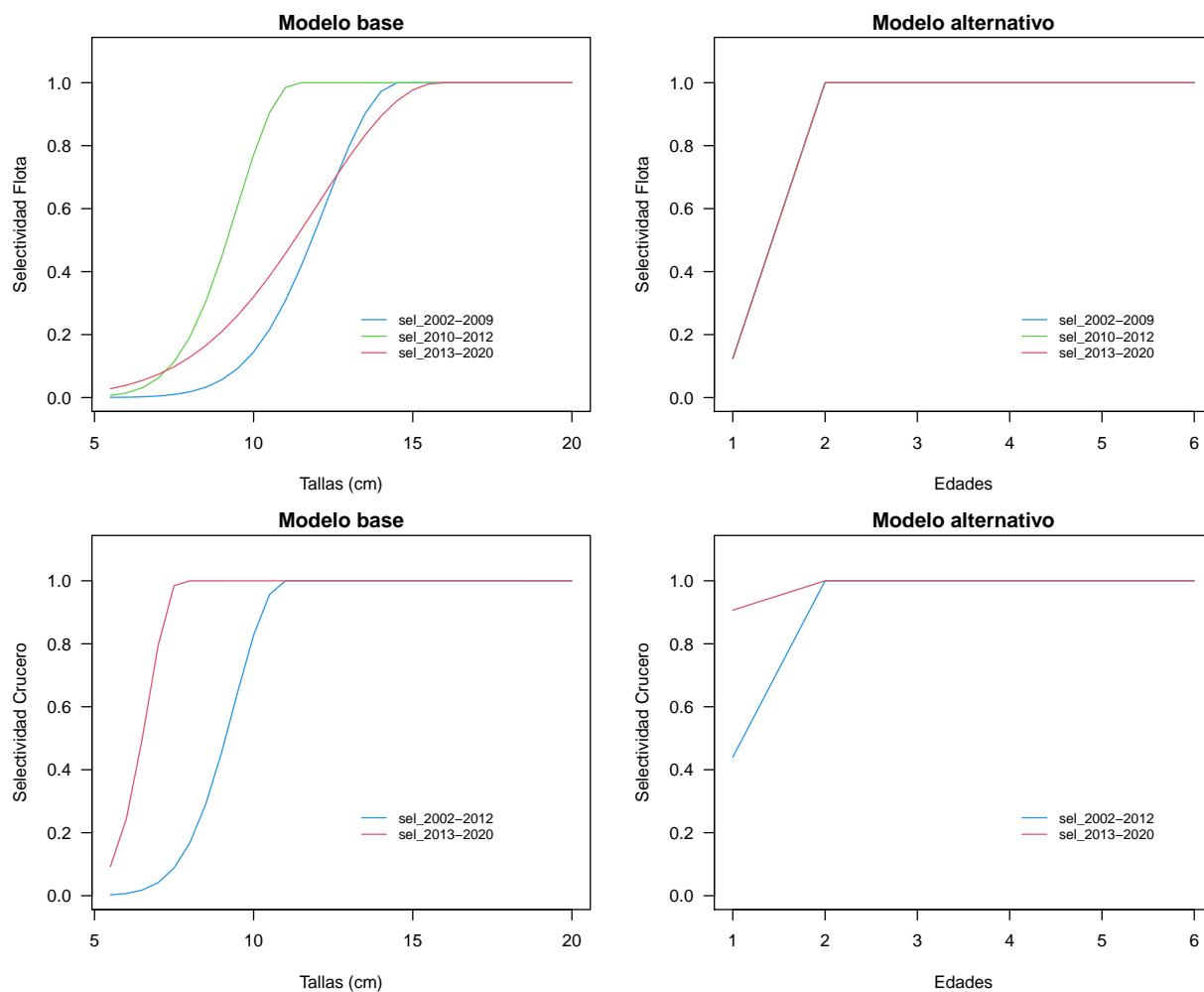


Figura 17. Patrón de explotación o selectividad de la flota (panel superior) y de los cruceros acústicos (panel inferior) estimados por el modelo base y alternativo de la sardina austral Región de Los Lagos.



3.1.5. Comparación del Estado de explotación estimado por el modelo base y alternativo

Los PBRs fueron estimados a partir de un análisis de rendimiento y biomasa por recluta, dado el patrón de selectividad de la flota, pesos medios y madurez sexual a la edad, se estima el nivel de mortalidad por pesca (F_{RMS}) asociado a la proporción de la Biomasa Desovante virginal (BD_0) considerada objetivo o un proxy basado en la literatura (Clark, 1993; Mace y Sissenwine, 1993). Cabe señalar que la biomasa desovante se calcula al mes de agosto y considera el efecto edad específico de la mortalidad (natural y por pesca). En este análisis se identifica el nivel de referencia biológico 60 %BDPR que se supone debería minimizar el impacto de la pesca sobre el stock, permitiendo el escape en torno al 55 % de BD_0 , valor que existiría en ausencia de explotación pesquera (**Tabla 2** y **Figura 18**). El valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 10 % mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} (**Figura 19**). No obstante, el nivel de F_{RMS} para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0,31 modelo base y 0,30 modelo alternativo), no obstante, la mayor variabilidad estimada por el modelo alternativo en la mortalidad por pesca también genera diferencias en la serie de F/F_{RMS} . (**Figura 19**).

Respecto a la condición del stock, ambos modelos posicionan al sardina austral de la Región de Los Lagos en una condición de plena-explotación para los años 2020 y 2021 (**Figura 20 y 21**), no obstante, el modelo alternativo muestra una mayor probabilidad de estar en una condición de sobreexplotación (26 %) que el modelo base actual (2 %) (ver **Tabla 2**).

Tabla 2. Puntos Biológicos de Referencia (PBRs) y probabilidades de estar bajo BD_{RMS} y sobre F_{RMS} y en sobreexplotación, colapsado o sobrepesca, calculados por el modelo base y alternativo.

	M. Base	M. Alternativo
BD_0	54.592	59.815
BD_{RMS}	30.026	32.898
BD_{LIM}	15.013	16.449
F_{RMS}	0,320	0,299
$p(BD_{2020} < BD_{RMS})$	0,050	0,470
$p(F_{2020} > F_{RMS})$	0,040	0,390
$p(sobreexplotación)$	0,020	0,260
$p(agotado/colapsado)$	0,000	0,000
$p(sobrepesca)$	0,010	0,240

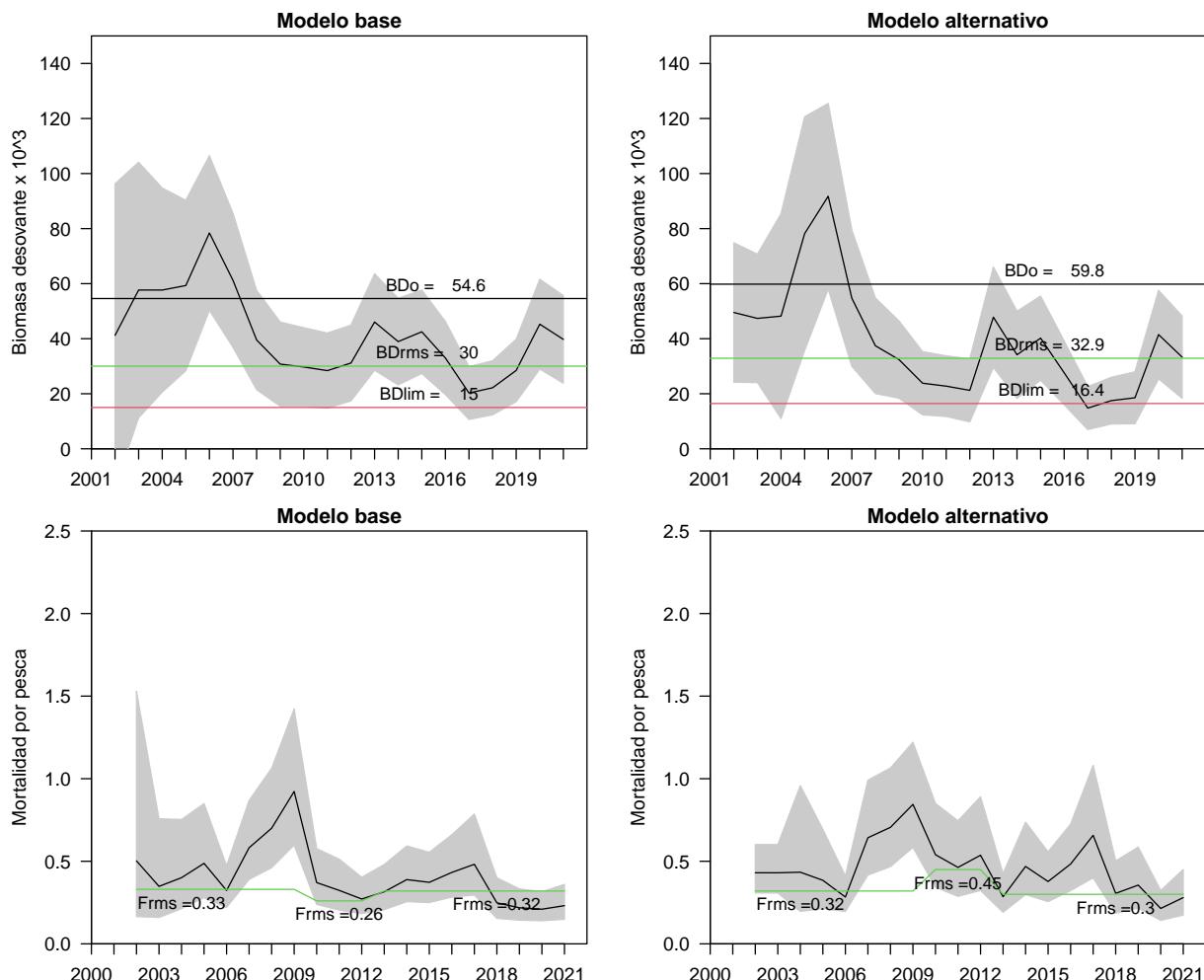


Figura 18. Serie de biomasa desovante y mortalidad por pesca junto a los PBRs correspondientes. las líneas horizontales corresponden a los siguientes PBRs: línea negra es BD_0 , línea verde es BD_{RMS} y F_{RMS} y línea roja es BD_{LIM} calculados por el modelo base (panel izquierdo) y modelo alternativo (panel derecho).

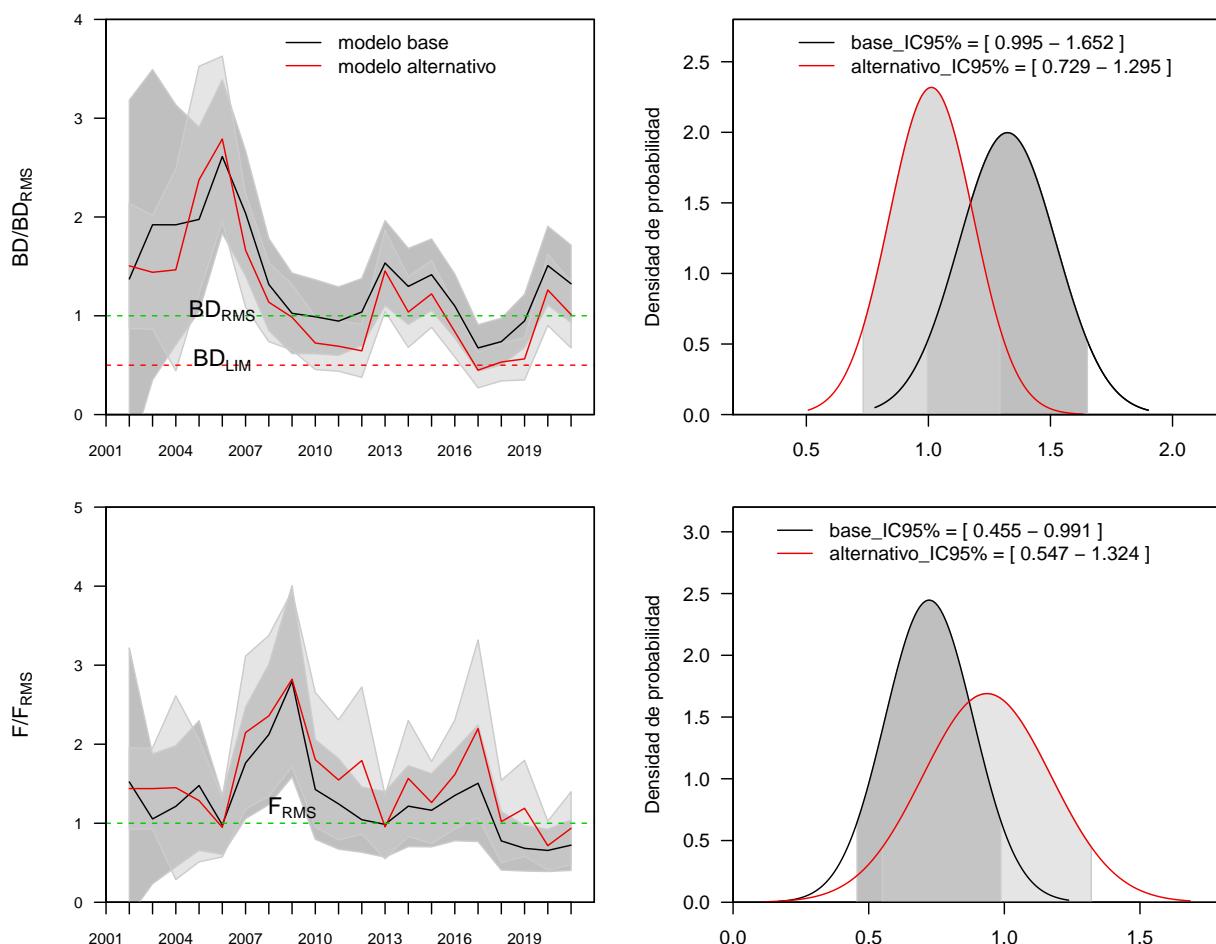


Figura 19. Comparación de la razón BD/BD_{RMS} , distribución de probabilidad de BD_{2021}/BD_{RMS} . Razón F/F_{RMS} y la distribución de probabilidad F_{2021}/F_{RMS} . Modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja).

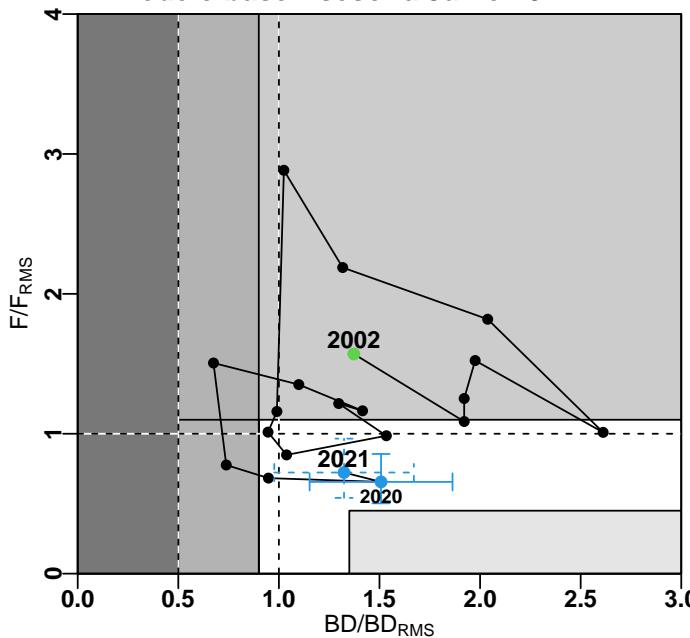
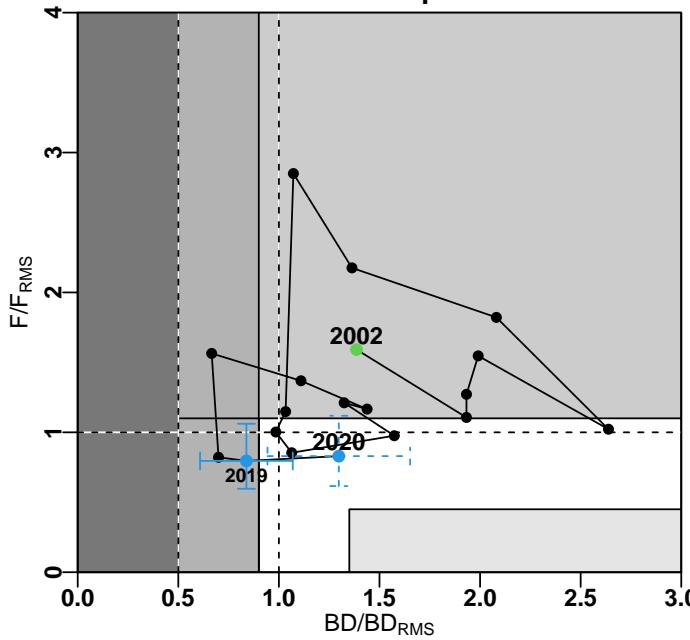
Modelo base Asesoría Junio 2021

Modelo base Asesoría Septiembre 2020


Figura 20. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación del modelo base para la asesoría de junio 2021 (panel superior) y septiembre 2020 (panel inferior). Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz continua corresponde a "Estatus completo" y la cruz con línea discontinua a "Estatus preliminar"

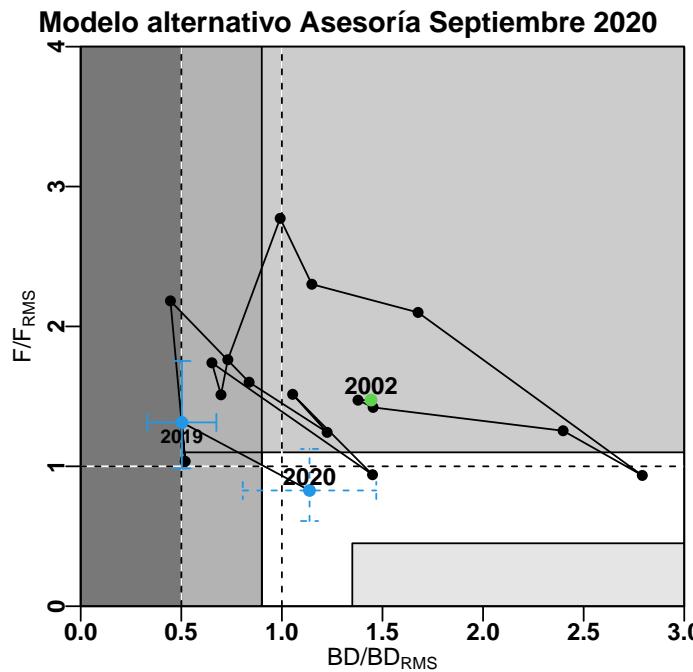
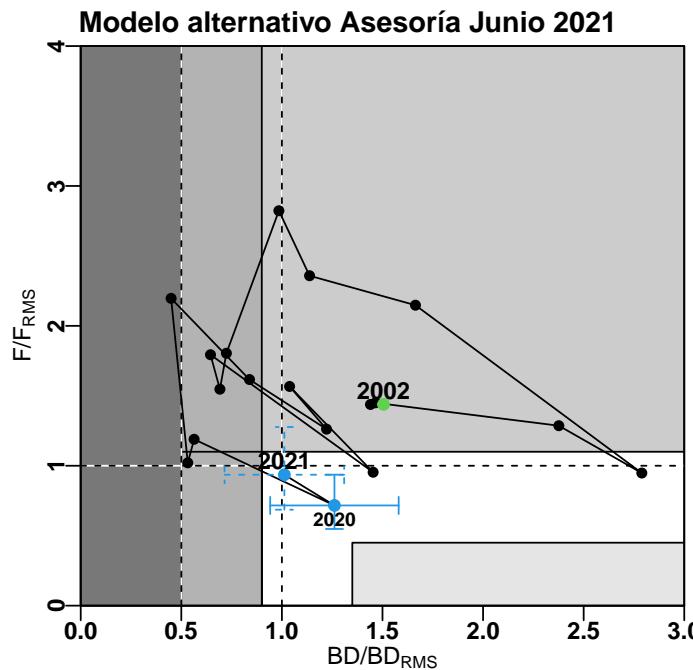


Figura 21. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación del modelo alternativo para la asesoría de junio 2021 (panel superior) y septiembre 2020 (panel inferior). Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz continua corresponde a "Estatus completo" y la cruz con línea discontinua a "Estatus preliminar".

3.1.6. Comparación con asesorías previas

Se comparan los resultados de los principales indicadores de estado para el modelo base y alternativo para asesorías previas (septiembre 2020, junio 2020, septiembre 2019, junio 2019) y actual (junio 2021) para evaluar la consistencia de cada modelo. El desempeño histórico se ilustra en la **Figura 22**, en las cuales se observa un adecuado nivel de convergencia histórica. Las diferencias ocurren en los tres últimos años (2018, 2019 y 2020), observándose una tendencia a subestimar los niveles de reclutamientos, biomasa desovante y sobreestimar las mortalidades por pesca, excepto para la asesoría de junio 2020, donde el supuesto de captura para el año 2020 menor al utilizado en asesorías posteriores. En general, el modelo alternativo genera menores diferencia entre asesorías que el modelo base actual.

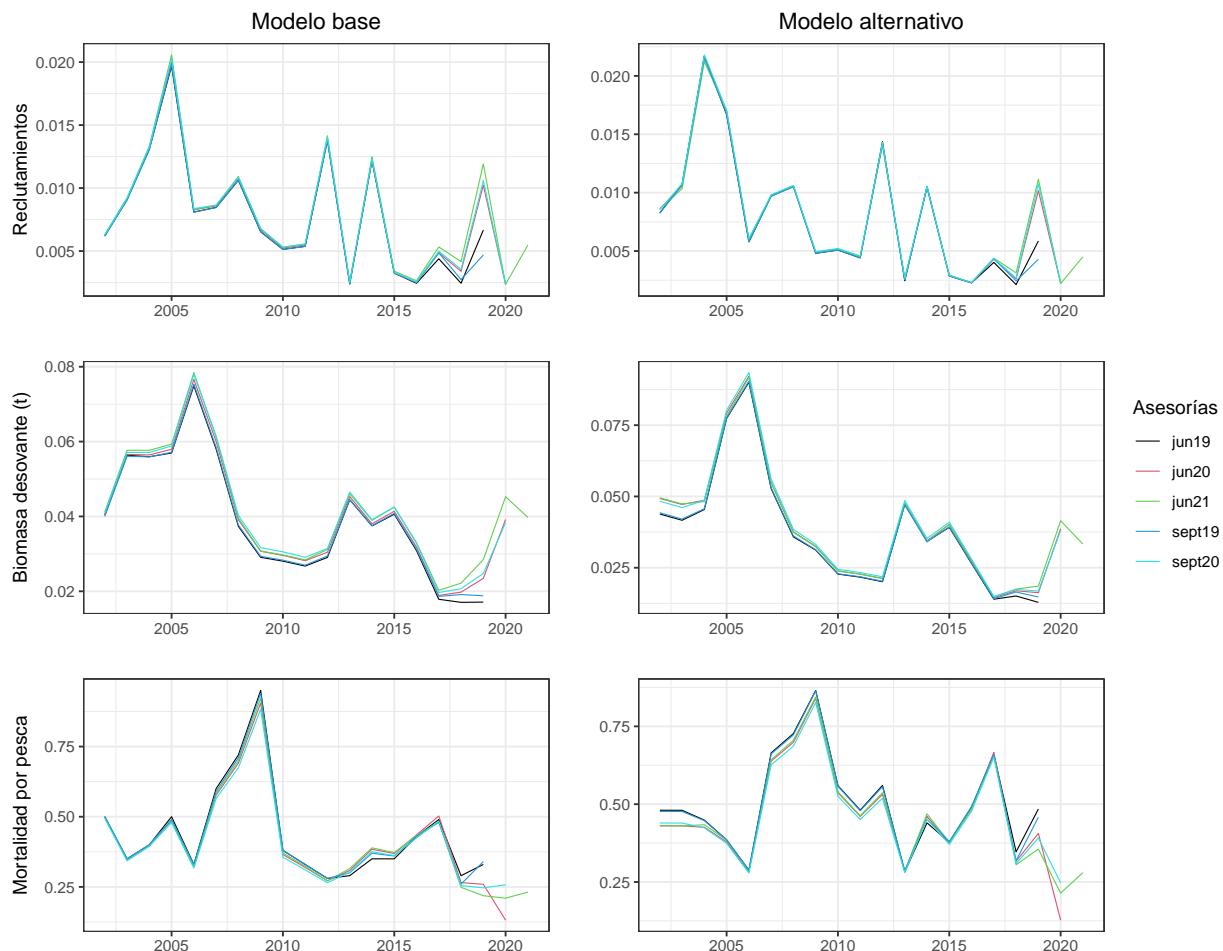


Figura 22. Comparación de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca estimadas en asesorías anteriores por el modelo base (panel izquierdo) y modelo alternativo (panel derecho).



3.1.7. Comparación de la proyección de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA inicial - Hito 1)

La CBA inicial es estimada bajo tres escenarios de posibles estados de la naturaleza (reclutamiento alto, medio y bajo) y para distintos percentiles de probabilidad en el primer hito de determinación de CBA (septiembre de cada año). La **Figura 23** muestra los escenarios de reclutamiento utilizados para el cálculo de CBA 2020 y 2021 estimada por el modelo base y alternativo. La **Tabla 3** muestran los valores de CBA proyectada para el año 2020 y 2021 por el modelo base y alternativo bajo los tres escenarios de reclutamiento y percentiles de probabilidad de captura entre el 10 % y 50 %. Al respecto, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura, siendo el modelo base quien estima los mayores niveles. Al respecto, Las **Figura 24** y **25** muestra el efecto del escenario de reclutamiento sobre la estructura de tallas vulnerada, reflejando que los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura en el escenario de reclutamiento alto. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y en segundo lugar por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. Las **Figura 26** y **27** indican que la CBA proyectada por el modelo base es un 12 % mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia.

3.1.8. Comparación de CBA calculado para el mismo año (Revisión de CBA - Hito 2)

El valor de CBA actualizada para el año 2020 y 2021 resultante desde el modelo base y alternativo se muestra en la **Tabla 4**. En el caso de la CBA actualizada del año 2020, se aprecian mínimas diferencias entre ambas aproximaciones, siendo tales diferencias estadísticamente no significativas. La densidad de probabilidad de la CBA 2020 para el percentil del 50 % muestra coincidencia entre ambos enfoques de modelación (**Figura 28**). La diferencia gráfica para cada percentil de probabilidad es también mínima. No obstante, en el caso de la CBA actualizada para el año 2021 (**Tabla 4**), el modelo alternativo estima una CBA 21 % menor al modelo base actual, considerando el percentil del 50 % como referencia. Esta diferencia se debería principalmente a la menor abundancia de peces estimada por el modelo alternativo en el rango de tallas 14,5 cm a los 17,5 cm LT (**Figura 29**).

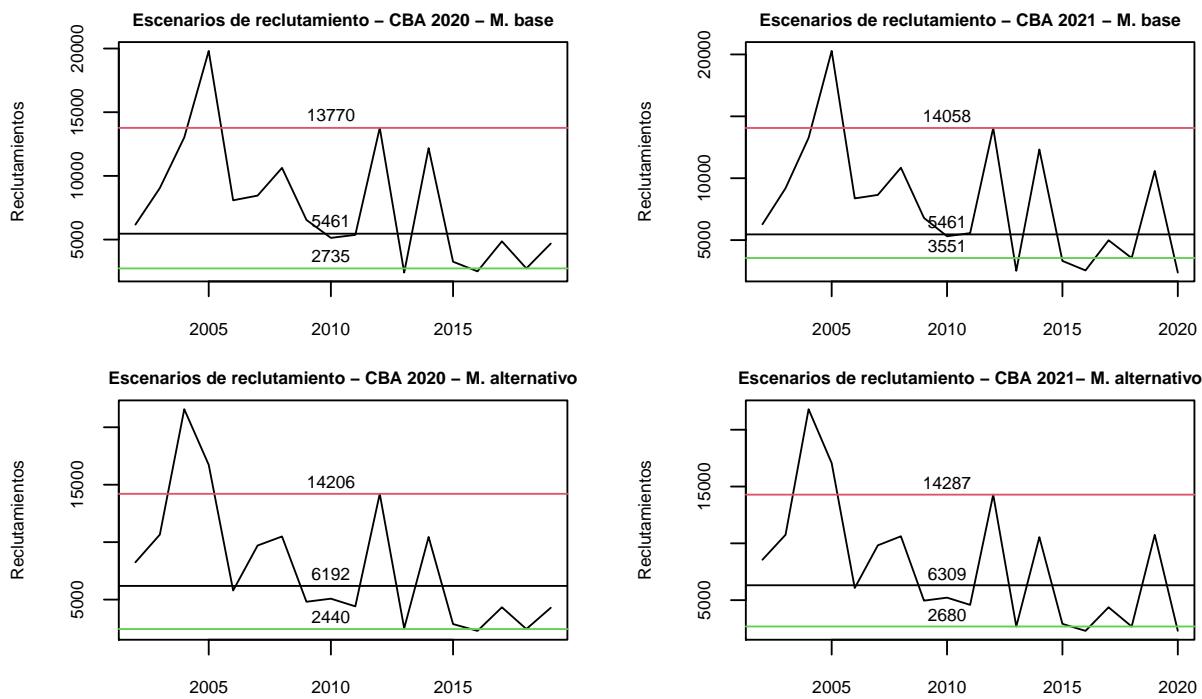


Figura 23. Comparación de los escenarios de reclutamientos utilizados para la proyección de CBA 2020 y 2021 calculada por el modelo base (panel superior) y alternativo (panel inferior). Línea roja es Ralto, línea negra es Rmed y línea verde es Rbajo.

Tabla 3. CBA proyectada para el año 2020 (Asesoría de septiembre 2019) y CBA proyectada para el año 2021 (asesoría septiembre 2020) para percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 % y bajo tres escenarios de reclutamiento, utilizando el modelo base y alternativo.

Modelo	Año proyección	Percentil de probabilidad de captura	Reclutamiento medio	Reclutamiento alto	Reclutamiento bajo
M. base	CBA 2020	10 %	7415	10716	6142
		20 %	8432	11952	7154
		30 %	9166	12842	7883
		40 %	9793	13604	8506
		50 %	10379	14315	9089
M. alternativo	CBA 2020	10 %	6107	7415	5425
		20 %	7149	8526	6459
		30 %	7901	9328	7204
		40 %	8543	10012	7841
		50 %	9143	10652	8436
M. base	CBA 2021	10 %	10899	14253	10005
		20 %	12213	15766	11300
		30 %	13161	16857	12234
		40 %	13971	17789	13032
		50 %	14728	18660	13778
M. alternativo	CBA 2021	10 %	8932	9961	8451
		20 %	10294	11364	9799
		30 %	11277	12377	10771
		40 %	12116	13242	11601
		50 %	12900	14050	12377

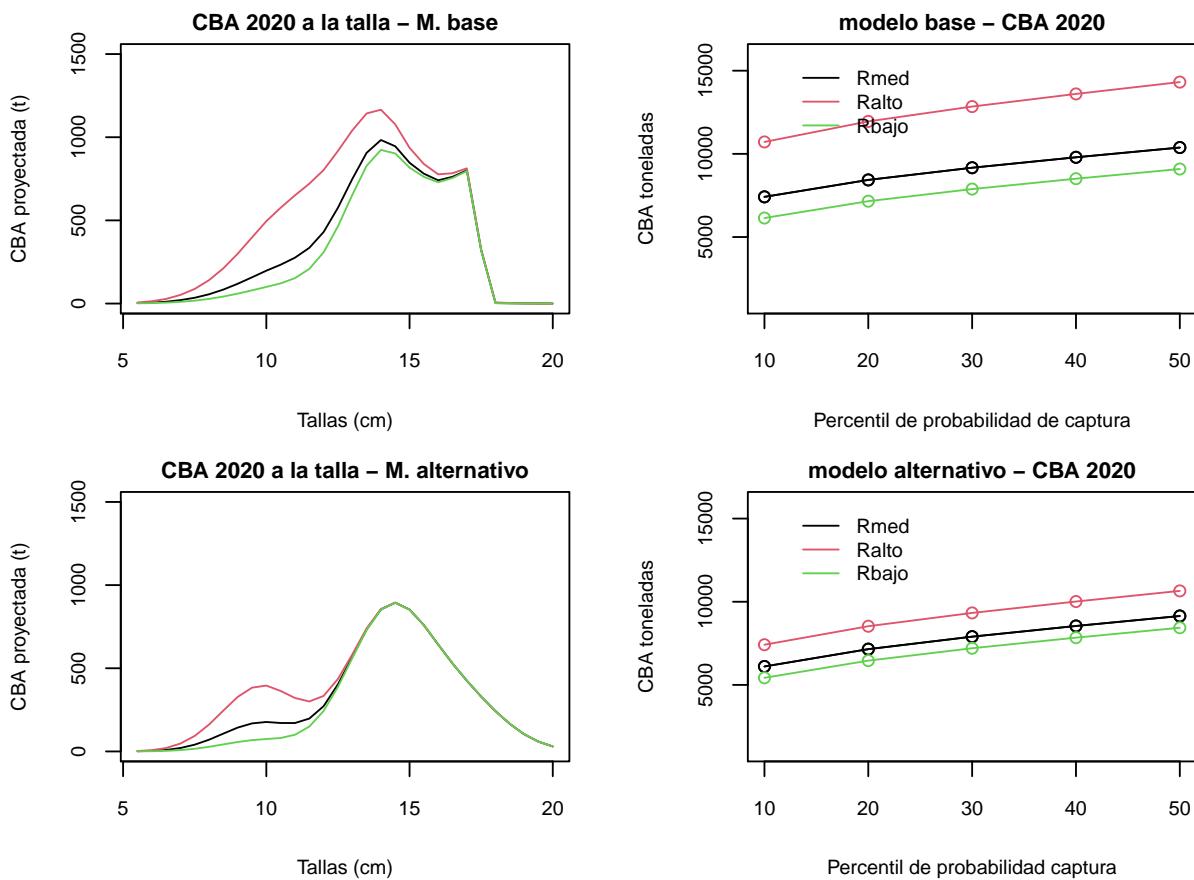


Figura 24. CBA proyectada al 2020 estimada a la talla (panel izquierdo) y para cada percentil de captura (panel derecho). Estimaciones realizadas bajo los tres escenarios de reclutamiento por el modelo base y alternativo.

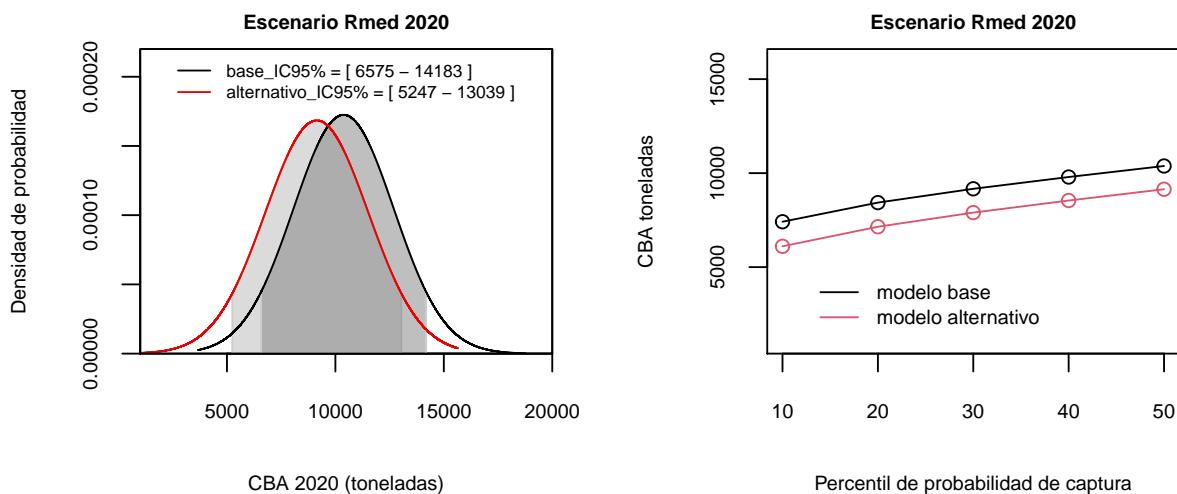


Figura 25. Distribución de probabilidad de la CBA proyectada para el año 2020 (panel izquierdo) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad de captura (10% - 50%) estimada con el modelo base y alternativo.

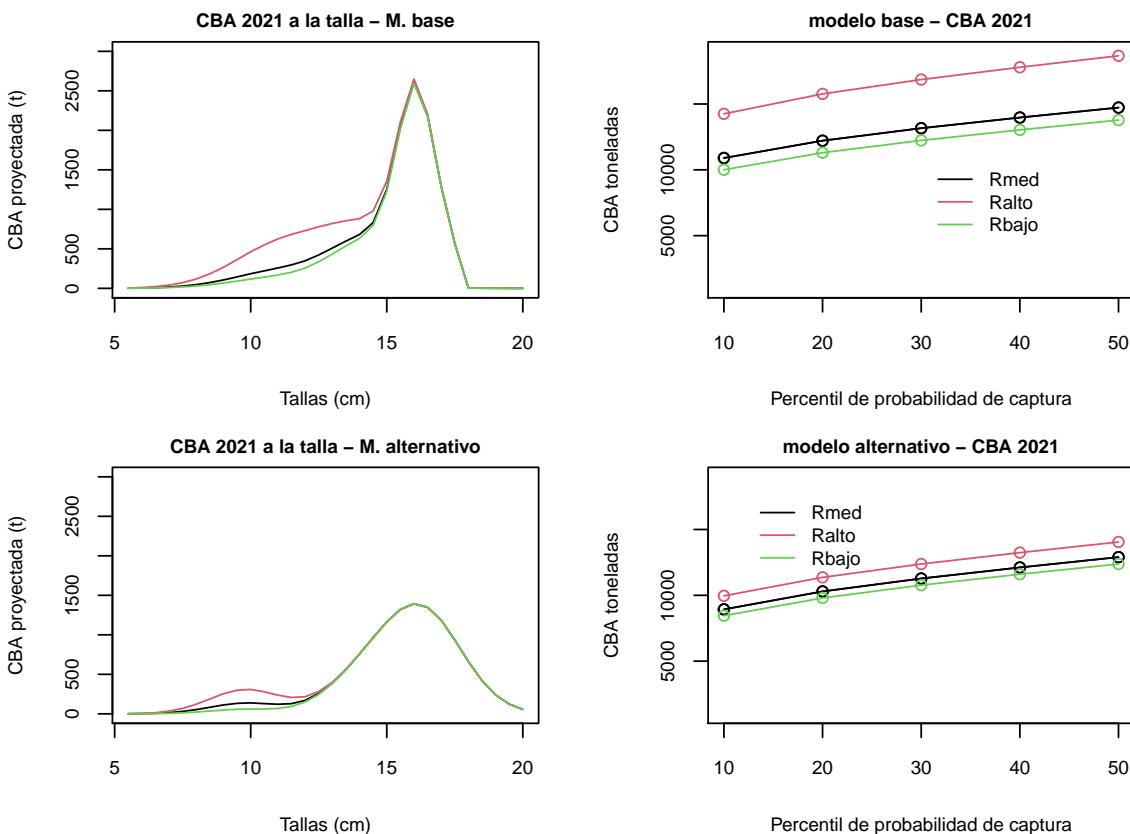


Figura 26. CBA proyectada al 2021 estimada a la talla (panel izquierdo) y para cada percentil de captura (panel derecho). Estimaciones realizadas bajo los tres escenarios de reclutamiento por el modelo base y alternativo.

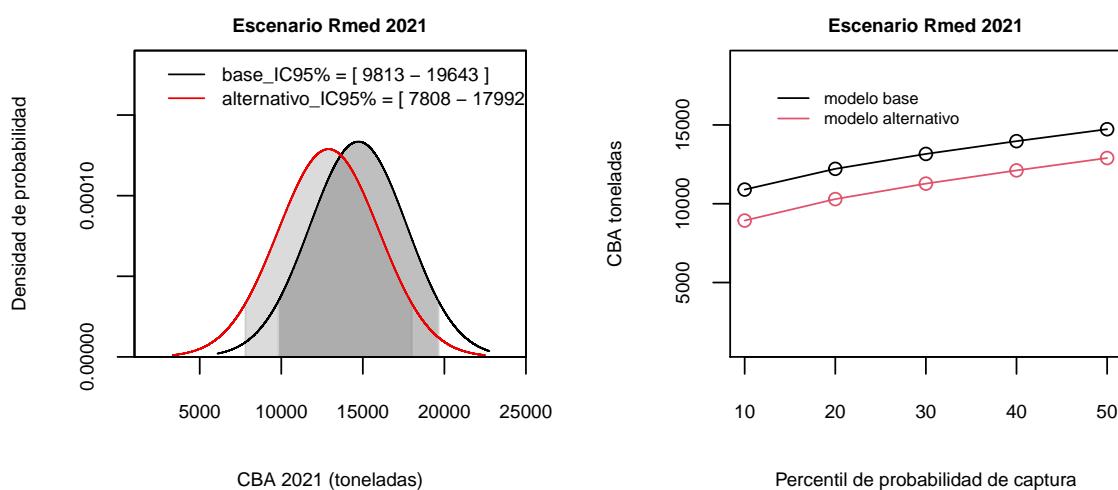


Figura 27. Distribución de probabilidad de la CBA proyectada para el año 2021 (panel izquierdo) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad de captura (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.



Tabla 4. Actualización de la CBA 2020 (Asesoría de junio 2020) y la CBA 2021 (Asesoría de junio 2021) para percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 % y niveles de resguardo respectivo, utilizando el modelo base y alternativo.

Modelo	Año	Percentil de probabilidad	CBA	Resguardo
M. base	CBA 2020	10 %	12.898	0,25
		20 %	14.393	0,17
		30 %	15.471	0,10
		40 %	16.391	0,05
		50 %	17.252	0,00
M. alternativo	CBA 2020	10 %	12.391	0,28
		20 %	14.011	0,18
		30 %	15.179	0,11
		40 %	16.178	0,05
		50 %	17.111	0,00
M. base	CBA 2021	10 %	12.987	0,23
		20 %	14.334	0,15
		30 %	15.306	0,09
		40 %	16.136	0,05
		50 %	16.912	0,00
M. alternativo	CBA 2021	10 %	9.922	0,26
		20 %	11.117	0,17
		30 %	11.980	0,11
		40 %	12.716	0,05
		50 %	13.405	0,00

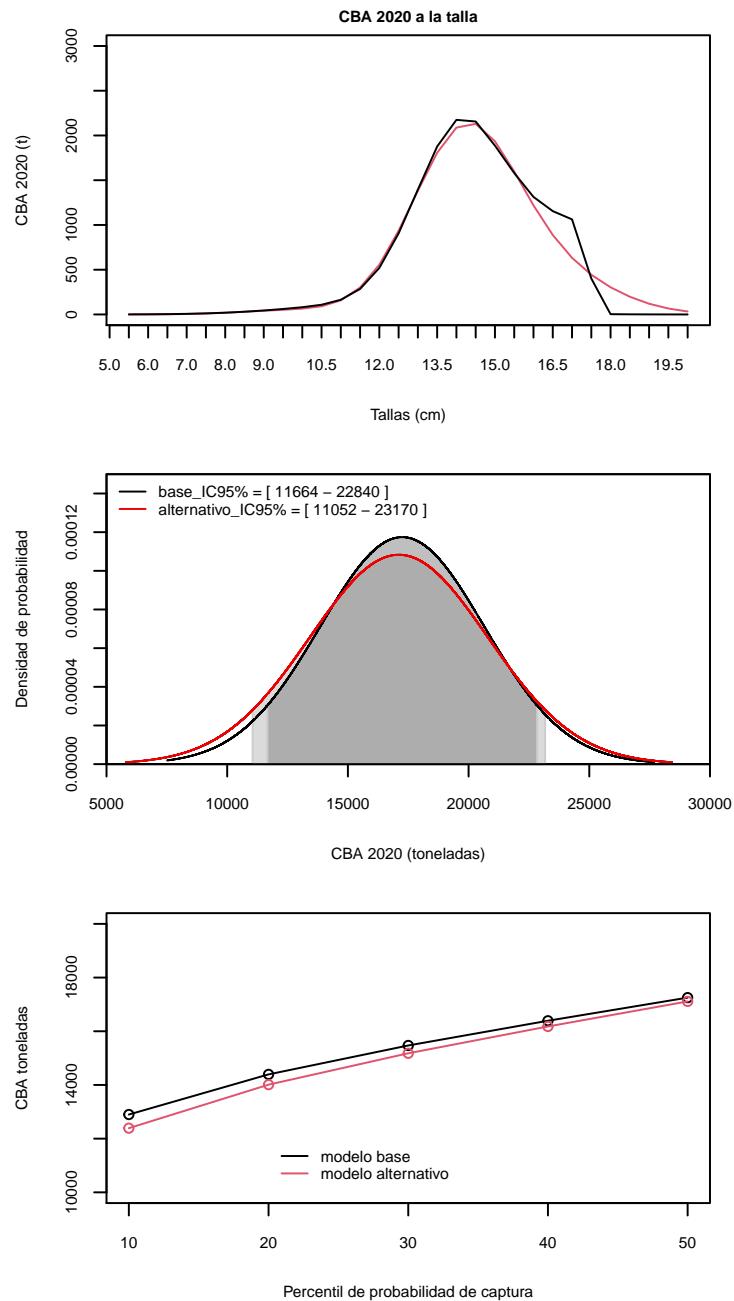


Figura 28. Actualización de CBA 2020 estimada a la talla (panel superior). Distribución de probabilidad de la actualización de CBA 2020 (panel central) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.

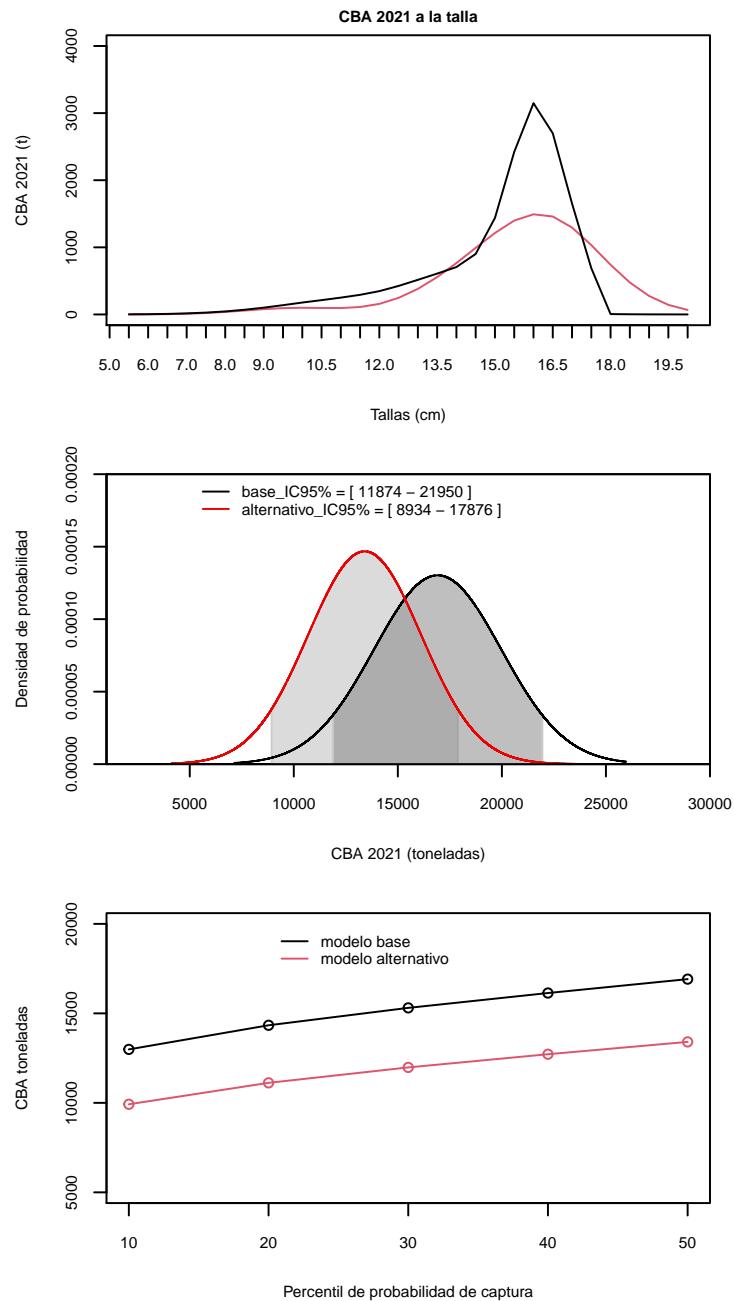


Figura 29. Actualización de CBA 2021 estimada a la talla (panel superior). Distribución de probabilidad de la actualización de CBA 2021 (panel central) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.



4. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En el contexto del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), se establece como tarea prioritaria el desarrollo de un modelo alternativo que describa la dinámica de la sardina austral de la Región de Los Lagos en edades. La implementación de un modelo en edad cumple con el objetivo de estandarizar las metodologías utilizadas en las especies pelágicas que hoy presentan diferentes estructuras, dificultando la interpretación de los procesos que describen la dinámica de estas especies y la comparación de sus resultados. También, permite soslayar algunas de las desventajas que podría presentar un modelo con dinámica en tallas, como por ejemplo, la confusión en las estimación de parámetros debido a la dificultad para discernir entre cohortes (Punt *et al.*, 2013).

Se desarrolló un plan de actividades que incluyó la presentación al CCT-PP, de estados de avance y resultados comparativos entre el modelo base en tallas y el modelo en edad, estos avances fueron reportados en Leal & Zúñiga (2020) y Zúñiga *et al.*, (2021). En este documento se presentan las similitudes tanto en el desempeño del modelo como en las tendencias, magnitudes de las principales variables de estado, determinación de estatus, efecto de los escenarios de reclutamiento en la proyección de CBA (Hito 1 de manejo) y en la revisión de CBA (Hito 2 de manejo). Ambos modelos utilizaron la misma información de entrada y configuración.

Al respecto, ambos modelos reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, ajusta de mejor manera algunos años respecto del modelo base actual. El modelo alternativo es más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos, principalmente asociado a los pulsos de reclutamientos. El ajuste del modelo base evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm en algunos años. No obstante, ambos modelos evidencian un patrón similar en los residuales de las composiciones de tallas de ambos modelos.

A partir del año 2017, los desembarques y la CPUE se redujeron fuertemente. Los rendimientos de pesca (CPUE) también mostraron una importante reducción, disminuyendo desde 24,1 toneladas por viaje (t/v) el año 2016 hasta valores en torno a las 10 t/v a partir del año 2017. La misma situación se observó en el índice acústico a partir del año 2016. Esta reducción en el índice acústico fue mayor en los años 2018 y 2019, provocando un cambio de escala en los niveles de biomasa del stock respecto de evaluaciones previas al año 2018. La biomasa acústica disminuyó desde 106 mil t el año 2016 hasta 20,3 mil t en el 2018. Este último valor fue el más bajo de toda la serie. No obstante, en el estudio de abril de 2019, la biomasa mostró una recuperación hasta 43,7 mil t y el año 2020, un incremento significativo hasta las 160 mil t. alcanzando el segundo valor más alto desde el año 2006. Los años 2017 y 2018, las cifras de desembarques oficiales de sardina austral en la Región de Los Lagos no alcanzaron a completar la cuota asignada. En el 2017 el desembarque oficial alcanzó 14 mil t para una cuota de 20 mil t. El año 2018 en tanto, el desembarque oficial fue de 8,35 mil t para una cuota de 17,2 mil t y el año 2019 se completó la cuota de 11,2 mil t, y el 2020 se registraron 14,2 mil t de 15,5 mil t de cuota. Durante el año 2017 se informó sobre la escasa presencia de certificadores en esta pesquería. Esto se viene presentando de manera creciente desde el 2012 e implica una mayor incertidumbre sobre el valor real del desembarque. Este aspecto es importante debido a que dicho índice representa una fuente de información relevante dentro del modelo de evaluación de stock.

Ambos modelos de evaluación realizan un balance de todas las piezas de información para modelar la dinámica del stock. La reducción de los índices los años 2017 y 2019 producen un cambio de escala en los estimados poblacionales. El año 2020, tanto la información de la flota como del crucero sugieren escasos reclutamientos de individuos a la población. Así, en términos de ajuste, los modelos reconocen medianamente el incremento en la biomasa del stock estimado en la última evaluación directa.

De este modo, el análisis retrospectivo indica que la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices que conducen a ambos modelos (base y alternativo), generó cambios hacia menores valores de R_0 (Rmed) a partir del año 2018 (posible cambio de productividad). Para ambos enfoques de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. Este cambio de escala genera un conflicto en la estimación de parámetros del modelo



base que impide generar estimaciones para los años previos al 2018 considerando los mismos supuestos del caso base actual. El modelo alternativo si permite generar estimaciones para los años previos al 2018 pero evidencia un cambio de productividad influenciado por la disminución abrupta registrada en los índices del modelo (Zúñiga *et al.*, 2021).

Para realizar la comparación de ambos modelos, se consideran los mismos años retrospectivos para ambos modelos, este caso desde el año 2018 al 2021. Al respecto, para los cuatro últimos años, ambos modelos muestran una tendencia a subestimar los valores de reclutamientos y biomasa desovante y a sobreestimar los niveles de mortalidad por pesca. No obstante, el modelo alternativo tiene un mejor desempeño ($\text{Rho} = -0.07, -0.03$ y -0.03) respecto al modelo base actual ($\text{Rho} = -0.11, -0.06$ y -0.06). No se descarta que un posible incremento en los índices (biomasa en acústica y CPUE) en estudios futuros, junto con un incremento en los desembarques, reescalen nuevamente la biomasa que estima el modelo hacia valores más altos.

Por lo tanto, es necesario realizar un estudio que permita comprobar la hipótesis de un cambio de productividad generado por posibles cambios demográficos de la población en la zona. Otra hipótesis a evaluar es el efecto de cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población. Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

El perfil de la verosimilitud total del modelo base muestra un mínimo en los 4100 aprox, con una tendencia a buscar tres mínimos bajo y sobre el R_0 estimado. Mientras que el modelo alternativo encuentra sólo un mínimo en torno a los 5000 millones de peces. Para el modelo base los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$ fue la proporción de tallas del crucero (procru), al parecer la proporción de tallas de la flota indicaría un menor nivel de R_0 en ambos modelos. Si bien, el modelo alternativo muestra un mejor perfil de la verosimilitud total, ambos modelos muestran mucho ruido en los perfiles de verosimilitud de los datos de entrada, por lo tanto, es necesario revisar las hipótesis antes señaladas para corregir posibles errores de procesos producto de mala especificación de algunos supuestos empleados. Por lo tanto, es necesario revisar las hipótesis relacionadas a un posible cambio de productividad de la población o cambios en la operación de pesca. Identificar la causa de la reducción de los índices a partir del 2018 permitirá corregir posibles errores de procesos producto de mala especificación de algunos supuestos empleados. Al respecto, se recomienda utilizar el modelo de evaluación con dinámica en edad (modelo alternativo) que facilita el análisis de posibles cambios demográficos asociados a disminución o aumento de la talla/peso a una misma edad y que muestra un mejor desempeño en la estimación de la verosimilitud total.

Las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo no mostraron diferencias significativas, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales. Las principales diferencias se observan en la estimación de la mortalidad por pesca, donde el modelo alternativo presenta mayor variabilidad interanual que el modelo base. El patrón de explotación estimado a la talla por el modelo base considera tres bloques de selectividad cuyo objetivo fue predicir de mejor manera la variabilidad y bimodalidad en las estructuras de tallas, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero. El modelo alternativo no reconoce cambios en la selectividad de la flota aunque se utilice el mismo supuesto de bloques del modelo base, por lo tanto, el modelo base actualizado no considera los bloques de selectividad para la flota. Mientras que la selectividad del crucero ambos modelos estiman cambios en la selectividad a partir del año 2013.

Respecto a la estimación de los puntos biológicos de referencia, el valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 10% mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} . Sin embargo, el nivel de F_{RMS} para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0.31 modelo base y 0.30 modelo alternativo), no obstante, la mayor variabilidad estimada por el modelo alternativo en la mortalidad por pesca también genera diferencias en la serie de F/F_{RMS} . Respecto a la condición del stock, ambos modelos posicionan a sardina austral de la Región de Los Lagos en una condición de plena-explotación para los años 2020 y 2021, no obstante, el modelo alternativo muestra una



mayor probabilidad de estar en una condición de sobreexplotación (26 %) que el modelo base actual (2 %).

En relación a la comparación con asesorías previas, las principales diferencias entre hitos ocurren en los tres últimos años (2018, 2019 y 2020) observándose una tendencia a subestimar los niveles de reclutamientos, biomasa desovante y sobreestimar las mortalidades por pesca, excepto para la asesoría de junio 2020, donde el supuesto de captura para el año 2020 menor al utilizado en asesorías posteriores. En general, el modelo alternativo genera menores diferencia entre asesorías que el modelo base actual.

La proyección de CBA, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura. En general, los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura en el escenario de reclutamiento alto. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. De este modo, la CBA proyectada por el modelo base es un 12 % mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia.

En el caso de la CBA actualizada del año 2020 (Hito 2), se aprecian mínimas diferencias entre ambas aproximaciones, siendo tales diferencias estadísticamente no significativas. La densidad de probabilidad de la CBA 2020 para el percentil del 50 % muestra coincidencia entre ambos enfoques de modelación. No obstante, en el caso de la CBA actualizada para el año 2021, el modelo alternativo estima una CBA 21 % menor al modelo base actual, considerando el percentil del 50 % como referencia. Esta diferencia se debería principalmente a la menor abundancia de peces estimada por el modelo alternativo en el rango de tallas 14,5 cm a los 17,5 cm LT.



5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Clark, W. G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. Pages 233-246 in G. Kruse, R. J. Marasco, C. Pautzke, and T. J. Quinn II, editors. Proceedings of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. University of Alaska, Alaska Sea Grant College Program Report 93-02, Fairbanks.

Deriso, R., T. Quinn & P. Heal, 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Can. Fish. Aq. Sci.42: 815-824.

Ernst B, J Valero & O Hamel. 2015. Programa anual de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2013: sardina austral (*Sprattus fuegensis*). Informe Final. Proyecto N° 2013-125-FAP-20. 176 pp.

Leal E. & M.J. Zúñiga. 2020. PRIMER INFORME. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021. Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile. 80 p + Anexos.

Mace, P. M. & Sissenwine, M.P. 1993. How much spawning per recruit is enough? Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120, 110-118.

Punt, Andre E. and Huang, TzuChuan and Maunder & Mark N. 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. ICES Journal of Marine Science, Volume 70, Issue 1, January 2013, Pages 16-23, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss185>.

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.

Zúñiga M.J., D. Bucarey & J.C. Quiroz. 2021. DOCUMENTO TÉCNICO. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2022. Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile. 72 p + Anexos.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl

A wide-angle photograph of a vast ocean under a dramatic sky. The horizon is visible in the distance, where the deep blue ocean meets a sky filled with scattered clouds. A faint rainbow is visible on the right side of the frame, extending from the horizon towards the top right corner.

www.ifop.cl