



SEGUNDO INFORME TÉCNICO

Convenio de Desempeño 2020

Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2022:

MERLUZA COMÚN

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Abril 2022



SEGUNDO INFORME TÉCNICO

Convenio de Desempeño 2021
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de
los principales recursos pesqueros nacionales, año 2022:

MERLUZA COMÚN

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Abril 2022

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretaría de Economía y EMT
Javiera Constanza Petersen Muga

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

AUTOR

Renzo Tascheri Oyaneder



RESUMEN EJECUTIVO

Se actualizó el estatus del stock de merluza común y el estado de situación de la pesquería al año 2021. Los datos en esta evaluación indirecta del stock incluyeron información de la captura total y de la composición de edades de la captura de la flota de arrastre actualizada hasta el año 2020 y la estimación preliminar de la biomasa del stock en el año 2021 realizada por el proyecto de evaluación directa de la abundancia del recurso usando métodos geoestadísticos y datos tomados en el último crucero de evaluación hidro-acústico ejecutado por ese mismo proyecto.

Este documento técnico reporta los resultados de cuatro casos de evaluación indirecta del stock que correspondieron a situaciones en las que se usaron los datos oficiales de desembarque recopilados por el Servicio Nacional de Pesca o la serie de capturas determinada por el Comité Científico Técnico de la pesquería. Las variaciones sobre estos dos casos correspondieron a situaciones en las que se tomó (o no) en consideración la correlación en los datos de composición de edades de las capturas de la flota de arrastre y del crucero de evaluación directa.

En los cuatro casos se observó una tendencia positiva de la biomasa desovante en los últimos 7 años, con valores estimados para el año 2021 de 185 mil, 235 mil, 173 mil toneladas y 215 mil toneladas en los casos 0, 1, 2 y 3, respectivamente.

El nivel de reducción de la biomasa desovante en el año 2021, con respecto de su valor en ausencia de explotación, fue estimado en 0.29, 0.35, 0.23 y 0.30 en los casos 0, 1, 2 y 3, lo que en todos los casos corresponde con una situación de **sobreexplotación**.



ÍNDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO.....	i
ÍNDICE GENERAL.....	ii
1. OBJETIVOS DEL PROYECTO	1
1.1 Objetivo General	1
1.2 Objetivos Específicos	1
2. ANTECEDENTES.....	2
2.1 Descripción del recurso	3
2.2 Pesquería	6
3. METODOLOGÍA DE TRABAJO	9
3.1 OBJETIVO 1: Detallar y protocolizar el procedimiento de manejo	9
3.2 OBJETIVO 2: Implementar el procedimiento de manejo.	11
3.2.1 Descripción del modelo y plataforma de codificación	11
3.2.2 Datos empleados en la estimación de parámetros.	13
3.2.3 Estimaciones directas de la biomasa	15
3.2.4 Composición de edades de las capturas del crucero de evaluación directa.	16
3.2.5 Captura por unidad de área de jibia	21
3.2.6 Evaluación del estatus basado en la biomasa desovante	27
3.2.7 Marco biológico de referencia.....	27
3.3 OBJETIVO 3: Evaluar bajo incertidumbre la probabilidad de alcanzar los objetivos de manejo.....	30
3.3.1 Análisis de Captura Biológicamente Aceptable	30
3.4 OBJETIVO 4: Detallar y analizar las fuentes de incertidumbre.....	30
3.5 OBJETIVO 5: Evaluación de estrategias de manejo (EEM).	33
4. Resultados.....	41



4.1	OBJETIVO 2: Implementar el procedimiento de manejo	41
4.1.1	Ajuste del modelo a los datos	41
4.1.2	Composiciones de edad de las capturas y crucero de evaluación directa	41
4.1.3	Estimaciones de los parámetros	47
4.1.4	Resumen de la evaluación de stock	59
4.1.5	Cálculo de los puntos biológicos de referencia	60
4.1.6	Estado de situación del recurso merluza común	62
4.2	OBJETIVO 3: Evaluar bajo incertidumbre la probabilidad de alcanzar los objetivos de manejo	65
4.2.1	Análisis de la Captura Biológicamente Aceptable	65
4.3	OBJETIVO 4: Detallar y analizar las fuentes de incertidumbre	69
4.3.1	Exploración de escenarios de evaluación de stock	69
4.3.2	Análisis retrospectivo y perfil de verosimilitud de R0	76
4.4	OBJETIVO 5: Evaluación de estrategias de manejo (EEM)	78
4.4.1	EM de Referencia	78
4.4.2	EM Empíricas	80
4.4.3	EM Modelo Basadas	80
5.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	2
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	7

ANEXOS:

Anexo 1. Modelo de evaluación de stock (Descripción matemática).

Anexo 2. Información de parámetros demográficos no estimados en el modelo de evaluación.

Anexo 3. Valores hipotéticos de subreporte artesanal y biomasa acústica usados en el análisis de sensibilidad.

Anexo 4. Residuales de los ajustes del modelo a los datos de composición de edades y abundancia relativa.



1. OBJETIVOS DEL PROYECTO

1.1 Objetivo General

En el marco del establecimiento de cuotas globales y anuales de captura, implementar el procedimiento de manejo vigente para la pesquería de merluza común, actualizando el estatus en base a los datos e información establecida y aplicando la regla de control de captura que corresponda según el plan de manejo o la que se determine en ausencia de este.

1.2 Objetivos Específicos

1. Detallar y protocolizar el procedimiento de manejo vigente para la pesquería.
2. Implementar el procedimiento de manejo vigente, determinando el estatus del recurso y la captura biológicamente aceptable (CBA).
3. Evaluar bajo incertidumbre la probabilidad de alcanzar los objetivos de manejo en plazos definidos bajo el procedimiento de manejo vigente.
4. Detallar y analizar las fuentes de incertidumbre relevantes asociadas a errores de observación, de modelo, de proceso, de estimación y de implementación.
5. Diseñar, desarrollar e implementar evaluación de estrategias de manejo (EEM) para la pesquería.



2. ANTECEDENTES

En su T3tulo VII, P3rrafo 1, Art3culo 92, la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) indica que, el programa de investigaci3n b3sica o permanente para la regulaci3n pesquera y de acuicultura, podr3 ser efectuado por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) y que dicho programa debe considerar la evaluaci3n de stock mediante modelamientos, con el objeto de determinar el estado de situaci3n y posibilidades de explotaci3n biol3gicamente sustentable o captura total permisible.

En este contexto y con el objetivo de atender su misi3n y objetivos estrat3gicos, la Subsecretar3a de Pesca y Acuicultura encarga al IFOP anualmente la ejecuci3n del proyecto denominado "Estatus y Posibilidades de Explotaci3n Biol3gicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales" el que constituye el sustento t3cnico fundamental para establecer los rangos de explotaci3n biol3gicamente recomendables para los principales recursos pesqueros nacionales, cuyos niveles de biomasa son regulados mediante cuotas de captura.

Este proyecto debe integrar el conocimiento cient3fico disponible a la fecha de ejecuci3n que ha sido generado por diversos estudios, proyectos y programas de investigaci3n realizados sobre estos recursos y sus pesquer3as, as3 como tambi3n, toda la informaci3n t3cnica proveniente de los programas de seguimiento de las pesquer3as y monitoreo de sus recursos, tales como los cruceros de evaluaci3n directa, as3 como otros antecedentes que permitan actualizar anualmente el estatus de conservaci3n de estos recursos pesqueros. Sobre la base de lo anterior, es posible analizar posteriormente las posibilidades de explotaci3n de esos recursos para determinar los niveles de Captura Biol3gicamente Aceptable (CBA) para cada uno de 3stos.

Los antecedentes provenientes de este proyecto son canalizados hacia el Comit3 Cient3fico-T3cnico correspondiente, el que pueden emplear este conocimiento para asesorar a las distintas instancias consultivas del proceso decisional anual de las pesquer3as nacionales y recomendar los niveles de captura apropiados, cumpliendo as3 con el mandato establecido por la LGPA.

2.1 Descripci3n del recurso

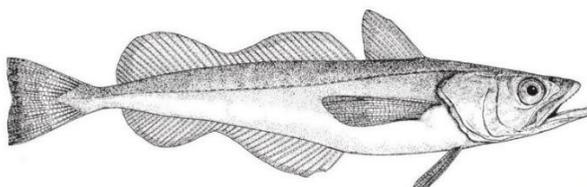


Figura 1. Merluza com3n (*Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848). Ilustraci3n: FAO.

Merluccius gayi es una especie demersal con dos sub-especies reconocidas: *Merluccius gayi peruanus*, distribuida frente a la costa peruana desde Paita 5°00'S a Huarmey 14°00'S (Cohen et al. 1990) y *Merluccius gayi gayi* (merluza com3n) que se distribuye en la costa de Chile desde Antofagasta (23°38'S) hasta el canal Cheap (47°08'S) (Mart3nez 1976) entre los 50 m y 500 m de profundidad (Aguayo 1996) pero la mayor parte de la biomasa se encuentra entre Coquimbo (29°57.2' S) y Valdivia (39°48' S) a profundidades menores a 400 m. La presencia de merluza com3n no ha sido detectada hasta una distancia de 20 millas n3uticas al oeste del veril de 500 m (Lillo et al. 2002).

Usando m3todos morfol3gicos, gen3ticos, parasitol3gicos y una comparaci3n latitudinal de la longitud media de madurez sexual, Pay3 et al. (1997) concluyeron que *Merluccius gayi* conforma una unidad de stock. Sin embargo, en este estudio se determinaron diferencias morfol3gicas significativas entre los individuos muestreados en Coquimbo y Puerto Montt (los extremos del 3rea estudiada) y una situaci3n similar fue observada en los datos de par3sitos tomados en el mismo proyecto, sugiriendo una unidad asociada a la zona de Puerto Montt y otra menos definida, asociada a la zona de Coquimbo. Estas zonas a su vez se diferenciaron de la zona de San Antonio – Talcahuano (George-Nascimento 1996, Oliva y Ball3n 2002).

Galleguillos et al. (2000), examin3 6 loci polim3rficos en muestras de Coquimbo, San Antonio, Talcahuano y Puerto Montt, sin encontrar diferencias en las frecuencias al3licas. Este resultado es consistente con la hip3tesis de un solo stock gen3tico de *Merluccius gayi gayi*.

Posteriormente se reexamin3 la variaci3n gen3tica y divergencia entre muestras de *Merluccius gayi* tomadas en Coquimbo, Valpara3so, Corral y el norte de Per3, esta vez usando ADN mitocondrial (DNAm_t) (Vidal et al. 2012). Los resultados de este estudio revelaron la existencia de al menos 3 unidades gen3ticas diferentes, asociadas a Per3 y a las 3reas de 1) Valpara3so-Coquimbo y 2) Corral.



De acuerdo con estos autores, si consideramos en conjunto los datos de DNAm y los resultados de los estudios parasitológicos (George-Nascimento 1996, Payá *et al.* 1997, Oliva y Ballón 2002), se puede plantear la hipótesis alternativa de 2 unidades de stock de *Merluccius gayi gayi*, una al sur de Talcahuano y otra al norte de esta localidad.

Los resultados de Vidal *et al.* (2012) sugieren un limitado movimiento de la merluza común en el eje norte-sur. La retención de huevos y larvas en la vecindad de las áreas de desove (Vargas *et al.* 1997, Payá y Ehrhardt 2005, Landaeta y Castro 2006) y posiblemente la fidelidad de los adultos con estas áreas (Bernal *et al.* 1997, Landaeta y Castro 2012), serían las principales causales.

Los experimentos de marcación realizados por Villegas y Saetersdal (1968) demostraron que la merluza común es capaz de realizar importantes desplazamientos latitudinales (> 350 km), sin embargo, el detalle de sus resultados revela que un 60% a 75% de los individuos marcados en su experimento permaneció cerca del lugar en que fue liberado (Tascheri *et al.* 1999, Vidal *et al.* 2012), sugiriendo que la mayor parte de la población adulta no realiza grandes desplazamientos en latitud.

La merluza común es un desovador parcial (Balbontín y Fischer, 1981; Herrera *et al.*, 1988) siendo posible encontrar hembras sexualmente maduras, huevos y larvas prácticamente en cualquier mes del año (Alarcón y Arancibia 1993, Bernal *et al.* 1997, Alarcón *et al.* 2009). Sin embargo, el examen de datos de frecuencia de estados de madurez sexual y/o de ictioplancton, permiten distinguir un período de desove principal entre julio y noviembre y un período de desove secundario entre enero y abril (Balbontín y Fischer 1981, Bernal *et al.* 1997, Alarcón y Arancibia 1993, Tascheri *et al.* 2006, Alarcón *et al.* 2009).

Los datos de ictioplancton muestran que los estadios tempranos de merluza común se pueden encontrar entre Antofagasta (23°39' S) y Chiloé (44°00' S) (Rojas *et al.* 1983, Bernal *et al.* 1997), pero desde una perspectiva histórica las principales áreas de desove se observan entre Punta Papudo (32°30' S) y San Antonio (33°35' S) y entre Constitución (35°20') y San Vicente (37°00'S) (Bernal *et al.* 1997, Vargas y Castro, 2001).

Estas áreas concuerdan bien con los datos recopilados en los cruceros de evaluación acústica de la abundancia (Braun *et al.* 1999, 2001), pero en estos datos también se pueden observar áreas de desove al norte y sur de las áreas principales. Estas últimas se han identificado también mediante el análisis de frecuencia de estadios de madurez sexual macroscópicos, observados en muestras tomadas tanto en los cruceros de evaluación directa como en las capturas comerciales (Avilés *et al.* 1979, Gálvez *et al.* 1999a).



Longitudinalmente, los huevos y larvas se distribuyen a lo largo de la costa, evidenciando un desove nerítico (Rojas y Blanco 1981; Rojas et al. 1983). El proceso de desove, con relación al ambiente físico en las principales áreas de reproducción, es caracterizado en Montecinos y Balbontín (1993) para el caso del área entre Los Vilos y Valparaíso; 31°56' - 33°02' S y en Arcos et al. (1996), Vargas et al. (1997), Landaeta y Castro (2006) y Landaeta y Castro (2012), en el caso del área comprendida entre las latitudes 36°S y 37°30' S.

La merluza común desova a media agua en frentes de surgencia (Vargas y Castro 2001), en donde los huevos y larvas se distribuyen en aguas estratificadas en y bajo la termoclina (Rojas y Blanco, 1981; Braun et al. 1999). Luego del desove los huevos y larvas en estado de preflexión, son transportados hacia la costa por corrientes sub-superficiales (Vargas y Castro 2001, Landaeta y Castro, 2012).

Como en la mayoría de las especies del género, los juveniles de merluza común se encuentran generalmente cerca de la costa, mientras que los peces más viejos tienden a estar distribuidos en aguas más profundas (San Martín et al. 2011). Este patrón de distribución se modifica durante el periodo de desove, cuando los individuos sexualmente maduros se acercan a la costa a desovar. Este movimiento es referido generalmente como migración batimétrica (Alheit y Pitcher 1995, Avilés et al. 1979, Lillo y Rojas 1999).

La merluza común también realiza migraciones nictamerales, en las que durante las horas del día forma densas agregaciones en o en las proximidades del fondo, mientras que en el atardecer y durante horas de la noche, asciende y se dispersa en la columna de agua alejándose del fondo (Vestnes et al. 1965; Guzmán et al. 1981; Lillo y Rojas 1999). Este comportamiento se inicia ya en estado larval, a una longitud de aproximadamente 7 mm y una vez que se ha formado la aleta caudal (Landaeta y Castro 2012).

Empleando datos de frecuencia de longitud de las capturas comerciales y usando una longitud total de 37 cm como criterio para la discriminación de los peces juveniles, se han descrito variaciones temporales en esta fracción del stock, las que se han interpretado como una señal de la estacionalidad de los reclutamientos. A partir de estos datos se observan reclutamientos durante todo el año con incrementos relativos en los meses de febrero y junio (Gálvez et al. 1999b), lo que es consistente con comportamiento reproductivo del recurso. Las áreas en donde se describe una mayor densidad de juveniles corresponden con las principales áreas de reproducción (Payá et al. 1995, Gálvez et al. 1999b).



2.2 Pesquería

La pesquería de merluza común se inició en 1938 en Valparaíso y San Antonio con desembarques cercanos a 10 mil toneladas (Yáñez et al., 1985). Los desembarques alcanzaron 90 mil toneladas a mediados los años 50s y luego se estabilizaron en aproximadamente 80 mil toneladas. En los años 60s la mayor parte de los desembarques de este recurso eran empleados en la elaboración de harina de pescado y se caracterizaron por exhibir grandes fluctuaciones (Saetersdal y Avilés 1968, Avilés et al. 1979). En el año 1968 la pesquería de merluza común alcanzó un primer máximo histórico en los desembarques con 128 mil toneladas (**Figura 2**). Los desembarques experimentaron luego una notable reducción en los años 70, alcanzando un valor medio de 31 mil toneladas que se mantuvo entre los años 1975 y 1987. En estos años se observa también una reducción en el rendimiento de pesca de la región de Valparaíso, un desplazamiento hacia el sur de la operación de la flota de arrastre (Pavéz 1977) y el ingreso de barcos de mayor potencia y autonomía que establecieron su puerto base en Talcahuano.

Consecuentemente, San Antonio dejó de ser un puerto importante para el desembarque industrial en el año 1980 y Talcahuano se convirtió en el principal puerto base de la flota de arrastre (Aguayo et al. 1981, Aguayo y Young, 1982). El destino de merluza común como materia prima para la industria de reducción disminuyó a partir del año 1971 y en 1974 los desembarques de este recurso prácticamente ya no eran destinados a esta línea de elaboración (Aguayo et al., 1981). De este modo y debido al pequeño mercado nacional que entonces existía para el consumo humano directo, durante los años 80s los desembarques permanecieron próximos a las 20 mil toneladas (Aguayo y Young, 1982).

La combinación de un conjunto de factores que resultaron de la política neoliberal implementada a partir de 1973 favoreció las exportaciones de recursos naturales chilenos y en particular de aquellos productos elaborados por la industria pesquera, de tal modo que a fines de los años 80s este era el sector de más rápido crecimiento de la economía nacional (Schurman1996). Es en este momento cuando se inician las exportaciones de productos congelados y fresco refrigerados de merluza común, actividad que a mediados de los años 90s fue además favorecida por el ingreso de clases anuales fuertes que impulsaron un rápido crecimiento poblacional permitiendo un aumento de los desembarques que se extendió hasta los primeros años de la década del 2000 y de este modo un segundo máximo histórico de 121 mil toneladas fue alcanzado en el año 2001 (**Figura 2**).

En los años siguientes, sin embargo, los desembarques disminuyeron rápidamente, alcanzando 74 mil toneladas en el año 2004 y 47 mil 400 toneladas en el año 2005 (**Figura 2**).



Los desembarques hist3ricos de esta pesquería siguen la tendencia del desembarque industrial, mientras que las fluctuaciones hist3ricas del desembarque artesanal estaban determinadas por los niveles de los desembarques registrados en las caletas de la V Regi3n y consecuentemente por la actividad pesquera desarrollada con espinel. En el a3o 2001 el desembarque artesanal alcanz3 un m3ximo hist3rico de 32 mil toneladas (**Figura 2**).

Luego de la transici3n al uso del enmalle que tuvo lugar entre los a3os 2003 y 2008, los desembarques en este sector se producen casi exclusivamente con este arte de pesca.

Las principales lneas de elaboraci3n de la merluza com3n son fresco-refrigerado y congelado: sin cabeza eviscerado (H&G), filete con y sin piel, pulpa y ovas, las que son destinadas principalmente a los mercados de Estados Unidos (34%), Alemania (18%), Italia (13%) entre otros (35%) (Gatica et al. 2015).

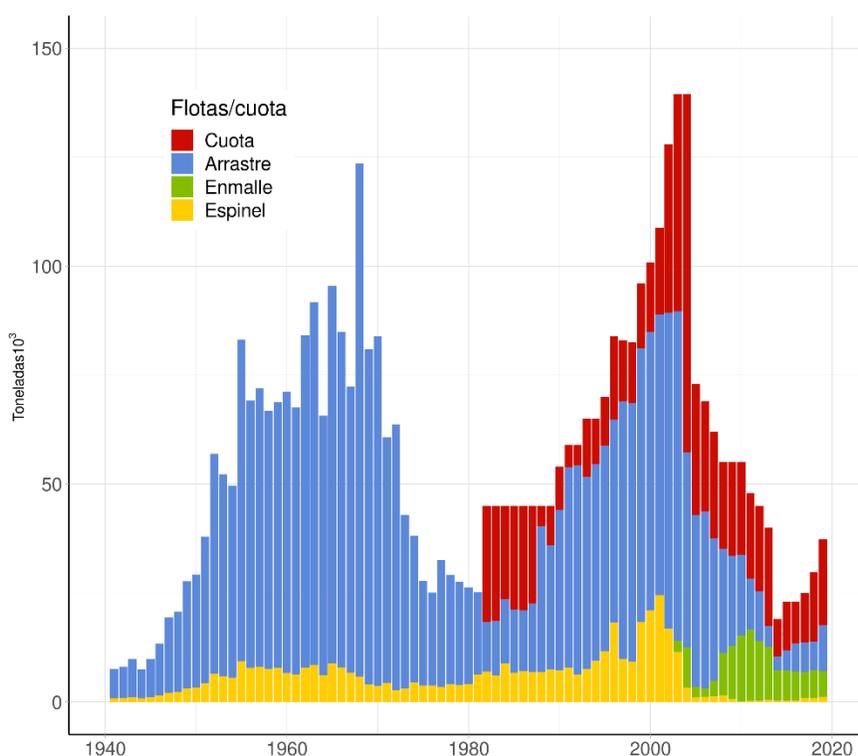


Figura 2. Desembarque de merluza com3n por arte/aparejo de pesca entre los a3os 1940 y 2020 Se incluye tambi3n el valor de la cuota global anual de captura para los a3os en los que se aplic3 esta medida.



Para fines de su administración la Unidad de Pesquería de Merluza Común está definida en el área marítima comprendida entre el límite norte de la IV Región y el paralelo 41°28,6 de latitud sur, con actividades industriales y artesanales hasta el límite Oeste correspondiente a la línea imaginaria trazada a una distancia de 60 millas marinas, medidas desde las líneas de base normales. Esta pesquería se encuentra declarada en estado y régimen de Plena Explotación (D.EX N° 354 de 1993) y sus cuotas de captura son administradas mediante Licencias Transables de Pesca para el sector industrial. La pesquería artesanal se encuentra con su acceso cerrado y sus cuotas administradas a través del Régimen Artesanal de Extracción por área, organización e individual, dependiendo de la zona y Región.



3. METODOLOGÍA DE TRABAJO

3.1 OBJETIVO 1: Detallar y protocolizar el procedimiento de manejo

El Plan de Manejo de la Pesquería de Merluza Común fue aprobado en el año 2016 (R.EX. N°1308 de 2016). En la elaboraci3n del Plan de Manejo el Comit3 de Manejo prioriz3 10 problemas clasificados en los ámbitos biol3gico, ecol3gico, econ3mico y social (Comit3 de Manejo de Merluza Común 2016). Al momento de la aprobaci3n del Plan de Manejo el problema identificado con la letra (a), en el ámbito biol3gico, era el bajo nivel de abundancia que no permite sustentar la pesquería en el tiempo (pág. 7 del Plan de Manejo).

El Plan de Manejo es consistente con la LGPA cuyo objetivo es la conservaci3n y el uso sustentable de los recursos hidrobiol3gicos, mediante la aplicaci3n del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulaci3n pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos.

La LGPA establece que en la determinaci3n de la cuota global de captura se debe mantener o llevar la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenido (RMS), considerando las características biol3gicas del recurso, y fijar su monto dentro del rango determinado por el Comit3 Científico Técnico.

El Plan de Manejo establece un conjunto de metas que buscan dar soluci3n a los problemas identificados para esta pesquería. En este contexto, la **meta N°1** es: mantener o llevar la pesquería al nivel del RMS.

Los objetivos de la administraci3n de la pesquería atienden a las metas definidas y son identificados en la página 14 del Plan de Manejo. Con relaci3n al problema (a) y la meta N°1, el Plan de Manejo hace explícitos dos objetivos:

Objetivo 1.1: Llevar el stock de merluza común a niveles de biomasa del 20% o superiores de su biomasa desovante virginal en 5 años (i.e., desde el estado de agotamiento al estado de sobreexplotaci3n).

Objetivo 1.2: Una vez superado el estado de agotamiento, llevar o mantener el stock de merluza común a niveles de biomasa del 40% de su biomasa desovante virginal en 7 años. (i.e., del estado de sobreexplotaci3n al estado de plena explotaci3n).



Un **procedimiento de manejo** es la combinación de un conjunto definido de datos de entrada con un algoritmo que provee la captura permisible (o una medida de control del esfuerzo) a partir de estos datos. Se pueden distinguir dos tipos de procedimientos de manejo:

Empírico: en donde datos originados del monitoreo del recurso (tales como estimaciones de abundancia determinadas mediante cruceros de evaluación directa) son ingresados directamente a una *regla de control* que produce la medida (e.g., un nivel de CBA). De este modo, este procedimiento no requiere de un estimador intermedio (e.g., resultados obtenidos con un modelo de evaluación de stock).

Modelo-basado: un procedimiento de manejo en donde la medida de control (e.g., un valor de CBA) es obtenida combinando un estimador (obtenido usando un modelo de evaluación del stock) con una *regla de control* (también denominada a veces regla de decisión).

El Plan de Manejo define dos reglas de control que responden a los objetivos 1.1 y 1.2. A su vez cada regla de control tiene dos formas. La forma específica de la regla depende del nivel de cumplimiento de la medida (cumplimiento de medidas de acceso, cuota, veda, entre otros; página 38 del Plan de Manejo; Comité de Manejo de Merluza Común 2016) que es informado anualmente por el Comité de Manejo en el mes de agosto de cada año.

Regla de control 1.1.1 (responde al objetivo 1.1.): Estrategia tasa de explotación constante: Si $\%B_0 < 20\%B_0$, $F = X\% * F_{RMS}$; $X\%$ se ajusta en función del nivel de cumplimiento de la medida: $X=60$ con bajo nivel de cumplimiento. $X= 75$ con alto nivel de cumplimiento. El Comité de Manejo informará anualmente durante el mes de agosto de cada año el nivel de cumplimiento de la medida con informe fundado.

Regla de control 1.1.2 (responde al objetivo 1.2.): Estrategia tasa de explotación constante: Si $\%B_0 \geq 20\%B_0$, $F=X\%*F_{RMS}$; $X\%$ se ajusta en función del nivel de cumplimiento de la medida: $X=75$ con bajo nivel de cumplimiento. $X= 100$ con alto nivel de cumplimiento. El Comité de Manejo informará anualmente durante el mes de agosto de cada año el nivel de cumplimiento de la medida con informe fundado.

De las definiciones anteriores se desprende que el procedimiento de manejo no es completamente explicitado en el Plan de Manejo de la pesquería sino sólo los objetivos y las reglas de control adoptadas para alcanzar estos objetivos. Sin embargo, combinando toda la información entregada en este informe y la definición de procedimiento de manejo entregada en esta sección, podemos ahora hacerlo explícito:



El procedimiento de manejo de la pesquería de merluza común es modelo-basado e incluye las reglas de control 1.1.1 y 1.1.2 cuya aplicación depende de estimaciones del valor de la biomasa desovante (B) presente, de la biomasa desovante de equilibrio en ausencia de explotación B_0 y de la mortalidad por pesca que produce el RMS F_{RMS} . Estas cantidades relevantes para el manejo del recurso son estimadas usando el modelo base de evaluación de stock y los datos de entrada a este modelo descritos en las secciones 3.2.1 y 3.2.2 de este informe.

Una evaluación preliminar del desempeño de las reglas de control se puede encontrar en Tascheri (2019), sin embargo, la robustez del actual procedimiento de manejo en presencia de incertidumbre no ha sido aún evaluado.

Se sigue de lo anterior que cualquier cambio en alguno de estos tres componentes (datos de entrada, modelo de evaluación y reglas de control) implica un procedimiento de manejo diferente al usado actualmente en el manejo de esta pesquería y por lo tanto debiera ser técnicamente fundamentado.

Por ejemplo, si por razones de presupuesto, ya no fuese posible conducir cruceros anuales de evaluación directa sino un crucero cada dos años, o si se hacen cambios estructurales significativos al modelo base de evaluación, estos constituirían un cambio en el procedimiento de manejo actual, requiriendo una nueva evaluación de su desempeño para demostrar su robustez en presencia de incertidumbre.

3.2 OBJETIVO 2: Implementar el procedimiento de manejo.

3.2.1 Descripción del modelo y plataforma de codificación

Los resultados informados fueron producidos utilizando el modelo base de evaluación de merluza común. Este es un modelo integrado (Maunder y Punt 2013) estructurado por edades, en donde la dinámica de la población progresa hacia el presente desde una condición inicial (establecida en el año 1940 para todos los casos incluidos en este informe y que corresponde al año de inicio de los registros oficiales de desembarque). Las ecuaciones siguen el número de individuos por edades a través de la historia de la pesquería, modelando las capturas con la ecuación de Baranov (1918) y con la mortalidad natural (M) y por pesca (F) actuando sobre 12 grupos de edad (2 a 13+).

En cada año, los reclutamientos de edad 2 son estimados como desviaciones desde un valor medio de largo plazo (las que son penalizadas para conformar a una curva stock-reclutas Ricker) (Tascheri 2021). El error aleatorio anual de los reclutamientos se asume sigue una distribución log-normal.



El crecimiento es considerado mediante el uso de pesos medios empíricos por edades (Francis 2016), disponibles para las composiciones de la captura de arrastre y de la biomasa estimada por medios acústicos. El modelo base de merluza común asume que el patrón de explotación de la pesquería está representado por la selectividad de la flota de arrastre, la que es modelada con una función paramétrica logística.

Las desviaciones de los valores esperados respecto de los observados son cuantificadas mediante la especificación de un modelo de error y una función de verosimilitud penalizada.

El modelo minimiza el negativo del logaritmo de la verosimilitud total, que corresponde a la suma ponderada de las verosimilitudes calculadas para cada componente de los datos más las penalizaciones. Las penalizaciones incluyen los desvíos del reclutamiento, un error aleatorio en el indicador de abundancia relativa de jibia (incluido para condicionar la mortalidad natural a partir del año 1999) y la capturabilidad del crucero de evaluación directa. De este modo, el error de observación es tomado en cuenta para todos los componentes de los datos.

El modelo base de merluza común fue revisado por pares en los años 2011 y 2017 (Arancibia et al. 2017, Ernst et al. 2011).

El modelo está codificado en AD Model Builder versión 12.3 (Fournier et al. 2012; <http://www.admb-project.org/>). El detalle completo de este modelo se puede encontrar en el **Anexo 1**.



3.2.2 Datos empleados en la estimación de parámetros.

Esta evaluación del stock de merluza común incluyó los siguientes conjuntos de datos:

- **Flota industrial (arrastre de fondo)**
 - Capturas/desembarques 1940 – 2020
 - Composiciones de edad 1968 – 2020.
 - Pesos medios a la edad 1968 – 2020.

- **Crucero de evaluación directa**
 - Estimaciones de biomasa 1995, 1997, 1999 - 2002, 2004 - 2020, preliminar 2021.
 - Composiciones de edad 1995, 1997, 1999 - 2002, 2004 – 2020, preliminar 2021.
 - Pesos medios a la edad 1995, 1997, 1999 - 2002, 2004 – 2020, preliminar 2021.
 - Captura por unidad de área (CPUA; kg/km²) de jibia 1999 - 2002, 2004 – 2018, 2021.

- **Capturas**
 - Serie de desembarques oficiales y serie estimada por el comité científico técnico 1940 - 2019.
 - Información de descartes y subreportes proporcionada por los proyectos de monitoreo del descarte y de la pesquería demersal centro sur

En la evaluación de stock de este recurso se hace uso de la información producida por el proyecto de evaluación directa de la abundancia, que es obtenida mediante la realización de cruceros científicos anuales de prospección acústica (Lillo et al. 2017).

Esta información incluye: la biomasa estimada para la Unidad de Pesquería de merluza común (Ley 17.913 \2012) (**Figura 3**), composiciones de edades y pesos medios por grupo de edad de la captura del crucero de evaluación directa (**Figura 4**) y de la captura de la flota industrial de arrastre (**Figura 5**), la captura por unidad de área de jibia en el área de distribución de la merluza común (**Figura 6**) e información de la madurez sexual de la merluza por clase de longitud (**Anexo 2**).

En el modelo se incluye también información de las composiciones de edades de la captura anual y pesos medios por grupo de edad de la pesca con arrastre de fondo estimadas en el contexto del proyecto de seguimiento de la pesca industrial (Gálvez et al. 2020).

La información de la captura comercial empleada en los casos evaluados para producir este reporte provino de tres fuentes: los registros de control de la cuota industrial e información de desembarque artesanal recopilada por el Servicio Nacional de Pesca (Sernapesca; <http://www.sernapesca.cl/>) y la estimación de la captura realizada por el comité de científico-técnico de los recursos pesqueros demersales de la zona centro sur (CCT-RDZCS). Información de descartes en la pesca industrial y subreporte artesanal provista por los proyectos de monitoreo correspondientes conducidos por el IFOP (Gálvez et al. 2020, Bernal et al. 2021). (**Figura 7**).



Los tama1os de muestra empleados en para los datos de composici3n de longitud y edad se entregan en la **Tabla 1**. Los tama1os de muestra y coeficientes de variaci3n empleados con los datos de composici3n de edades, capturas e 3ndice de abundancia se detallan en la **Tabla 1**

Tabla 1.

Tama1os de muestra para los datos de captura, biomasa crucero ac3stico y composiciones de edades de la flota de arrastre y crucero de evaluaci3n directa.

Flota	Datos	Verosimilitud	N	cv
Caso 0				
F. arrastre	Captura oficial	Log normal	-	0,05
F. arrastre	Edad	Multinomial	50	-
Crucero	Biomasa	Log normal	-	0,15
Crucero	Edad	Multinomial	100	-
Caso 1				
F. arrastre	Captura oficial	Log normal	-	0,05
F. arrastre	Edad	Multinomial	29	-
Crucero	Biomasa	Log normal	-	0,15
Crucero	Edad	Multinomial	2	-
Caso 2				
F. arrastre	Captura CCT	Log normal	-	0,05
F. arrastre	Edad	Multinomial	50	-
Crucero	Biomasa	Log normal	-	0,15
Crucero	Edad	Multinomial	100	-
Caso 3				
F. arrastre	Captura CCT	Log normal	-	0,05
F. arrastre	Edad	Multinomial	29	-
Crucero	Biomasa	Log normal	-	0,15
Crucero	Edad	Multinomial	2	-



3.2.3 Estimaciones directas de la biomasa

Para la merluza común existen estimaciones de la biomasa y abundancia del recurso presente entre las latitudes 29°10' S. y 42°00' S. y entre la primera milla de la costa hasta el veril de 500 m. Las estimaciones se realizan mediante la ejecución de un crucero de prospección acústica que sigue un diseño de tipo sistemático homogéneo. Este crucero científico hace uso de un sistema de eco-integración Simrad EK60 conectado a un transductor ES38B de haz dividido y utiliza una red de arrastre de fondo Engel para la obtención de muestras biológicas (Lillo et al. 2017).

Para las estimaciones de abundancia se sigue el procedimiento descrito por Rivoirard et al. (2000) i.e. la densidad media es estimada aplicando dos métodos: un estimador de razón (Cochran, 1977) y un procedimiento geoestadístico (Petitgas y Prampart 1993).

Los cruces de prospección acústica se han realizado en los años 1993, 1995, 1997, 1999 al 2002 y 2004 al 2020. Algunas versiones de estos proyectos de evaluación directa han incluido una prospección en otoño, pero todas las versiones incluyen un crucero a fines de invierno e inicios de primavera, frecuentemente entre julio y septiembre de cada año coincidiendo aproximadamente con la migración batimétrica que tiene lugar durante la temporada principal de reproducción del recurso (Avilés et al., 1979).

De acuerdo con estas evaluaciones directas, el stock de merluza común experimentó un crecimiento continuo a partir del año 1995, alcanzando 1 millón 500 mil toneladas en el año 2002. Entre los años 2004 y 2005, el tamaño del stock disminuyó rápidamente, estimándose en 224 mil toneladas en este último año. Entre los años 2006 y 2014 la biomasa fluctuó alrededor de un promedio de 274 mil toneladas con un mínimo de 209 toneladas en 2014 y un máximo de 323 toneladas en el año 2009. Entre los años 2015 y 2020 la biomasa experimentó un incremento de 68%, desde 211 mil toneladas en 2015 a 357 toneladas en 2019. En el año 2021 la biomasa total en la Unidad de Pesquería de Merluza Común fue estimada en 342 mil toneladas (**Figura 3**).

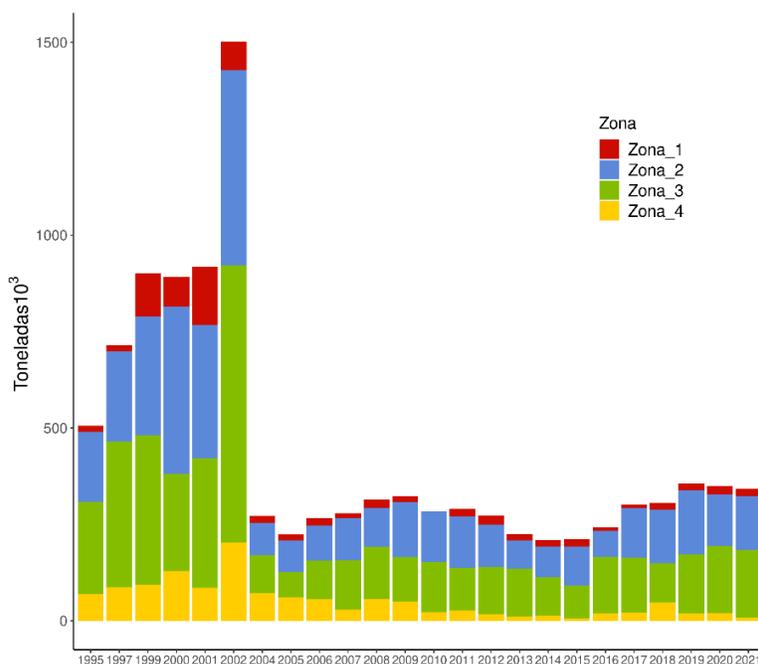


Figura 3. Serie de biomazas del stock de merluza com3n estimadas mediante el m3todo ac3stico entre los a3os 1995 y 2021. Los colores representan las 3reas del dise3o de muestreo. Fuente: IFOP.

3.2.4 Composici3n de edades de las capturas del crucero de evaluaci3n directa.

Las composiciones de edades de los cruceros de evaluaci3n directa son obtenidas desde la base de datos que mantiene la secci3n de edad y crecimiento del IFOP. Esta base de datos consiste en matrices de la captura en n3mero por clase de longitud y grupo de edad para cada sexo y zona latitudinal. Las matrices son elaboradas con los muestreos de la composici3n de longitudes realizados en los lances de identificaci3n de los cruceros cientificos anuales (Lillo *et al.*, 2017). Las frecuencias de longitud por sexo son luego expandidas a la biomasa estimada en cada zona y transformadas a edades usando claves talla-edad que son elaboradas para cada sexo mediante la lectura de edades en otolitos (Ojeda, *et al.*, 1997).

La informaci3n es luego integrada e interpretada como la abundancia por clase de edades estimada por el m3todo ac3stico. Estas matrices est3n disponibles para los a3os 1993, 1995, 1997, 1999 a 2002, y 2004 a 2019. La composici3n de edades preliminar estimada para el a3o 2020 fue tambi3n incluida en los datos utilizados en la presente evaluaci3n indirecta.

Una representaci3n gr3fica de la abundancia anual por edades estimada por el proyecto de evaluaci3n directa de merluza com3n se representa en la **Figura 4**.

En la evaluaci3n indirecta del stock de merluza com3n, el ajuste a las composiciones de edad de las capturas del crucero de evaluaci3n directa es normalmente insatisfactorio.



La precisión y exactitud de la abundancia total de las clases de edad estimadas en el proyecto de evaluación directa dependen de la precisión y exactitud de los valores estimados de las matrices de composición de longitud y de las claves talla-edad correspondientes a cada crucero. Un aspecto crítico respecto de la composición de tamaños estimada en estos proyectos es la representatividad del muestreo biológico, el que podría encontrarse afectado por la selectividad del arrastre y/o por diferencias entre las composiciones de tallas de las agregaciones de peces a media-agua muestreadas mediante acústica en horas de la noche y las agregaciones de fondo muestreadas mediante arrastres de pesca diurnos (Niklitschek 2011).

Niklitschek (2011) revisó las evaluaciones directas de merluza común de los años 1993 al 2010, concluyendo que la serie de biomásas estimadas con el método acústico cuenta con la estandarización, consistencia y cobertura adecuadas para ser incorporadas en la evaluación indirecta del stock.

Sin perjuicio de esto, la revisión recomendó obviar la información del año 2002 debido a la inconsistencia de los resultados con los estimados de años anteriores (**Figura 3**). Tomando en cuenta esta recomendación los resultados del crucero del año 2002 no son incluidos en esta evaluación. De manera similar, los resultados del crucero de 1993 tampoco son considerados en esta evaluación indirecta del stock, ya que tanto el diseño de muestreo como el arte de pesca empleado en esa versión del crucero difieren de los utilizados en las prospecciones de los años siguientes (Lillo *et al.*, 1994).

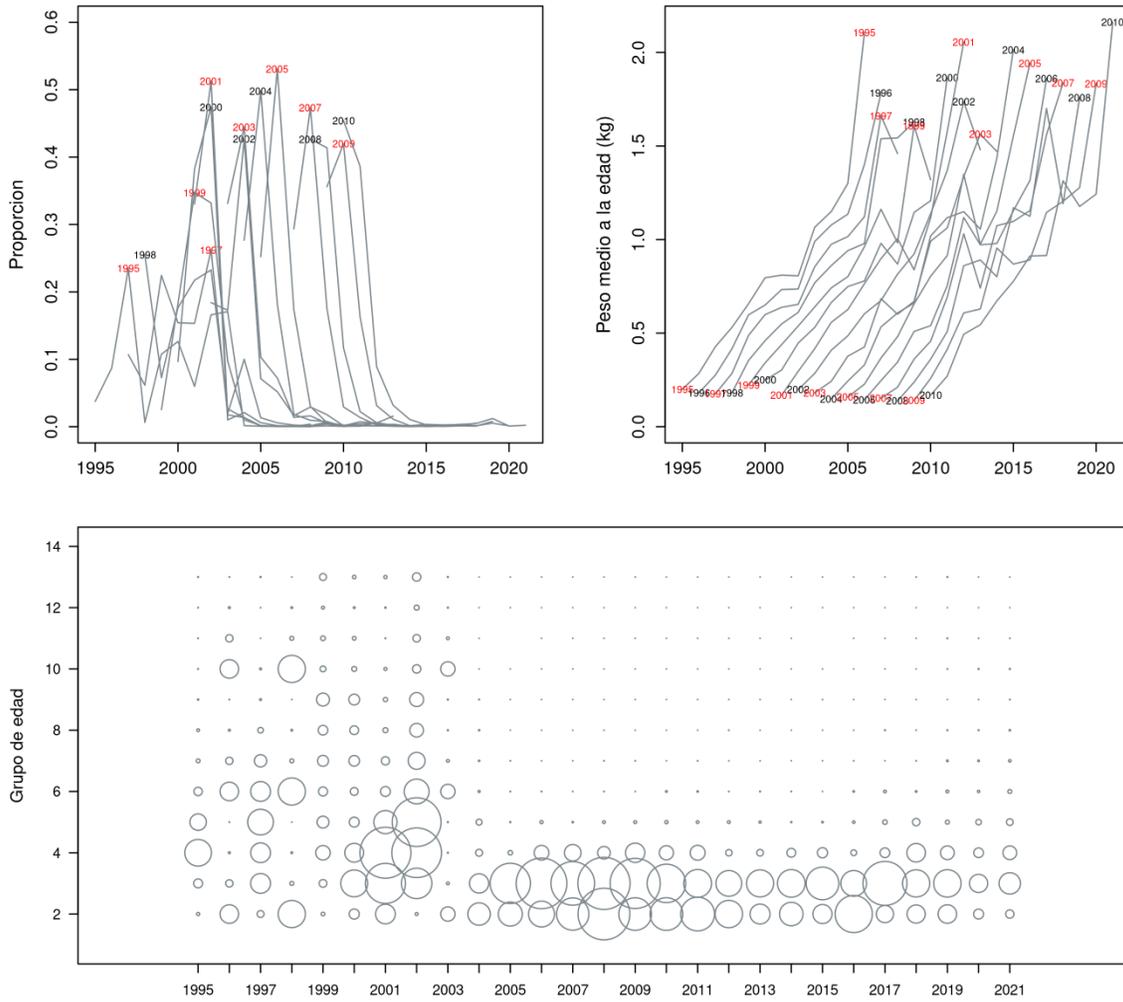


Figura 4. Representaci3n en proporci3n de individuos por grupo de edad de las cohortes completamente observadas en las capturas de investigaci3n del crucero de evaluaci3n directa de merluza com3n (panel sup. izquierdo) y en t3rminos de pesos medios (panel sup. derecho) y abundancia anual por edades estimadas en la evaluaci3n directa del stock de merluza com3n (panel inferior).



3.2.4.1 Composiciones de edad de la captura comercial con red de arrastre

Las composiciones de edades de las capturas utilizadas en la evaluaci3n de stock son obtenidas desde la base de datos que mantiene la secci3n de edad y crecimiento del IFOP (<https://www.ifop.cl/estudio-de-los-otolitos-laboratorio-edad-y-crecimiento/>). Esta base de datos consiste de matrices de captura en n3mero por clase de longitud, grupo de edad, sexo y semestre (En el caso de la pesca con arrastre la informaci3n est1 adem1s estratificada por zona latitudinal), las que est1n soportadas en muestreos regulares de la composici3n de longitudes de las capturas y son construidas expandiendo las frecuencias de longitud a los desembarques, para cada combinaci3n de sexo-semestre-zona y transformadas a edades usando claves talla-edad elaboradas por sexo y semestre. Estas 3ltimas son construidas a trav1s de la asignaci3n de edades basada en la lectura de anillos de crecimiento en otolitos (Ojeda, *et al.*, 1997, Aguayo y Ojeda 1987, G1lvez *et al.*, 2020).

La asignaci3n de los grupos de edad comprende a todos los peces nacidos en un mismo a1o (clase anual); corresponde a un n3mero entero de a1os y se basa en el n3mero de anillos observado en el otolito, el tipo de borde y la 1poca del a1o en que se obtuvo la muestra. Como fecha arbitraria de nacimiento se emplea el primero de enero (Ojeda *et al.*, 1997).

Esta informaci3n es integrada para producir la composici3n de edades anual de la captura (**Figura 5**).

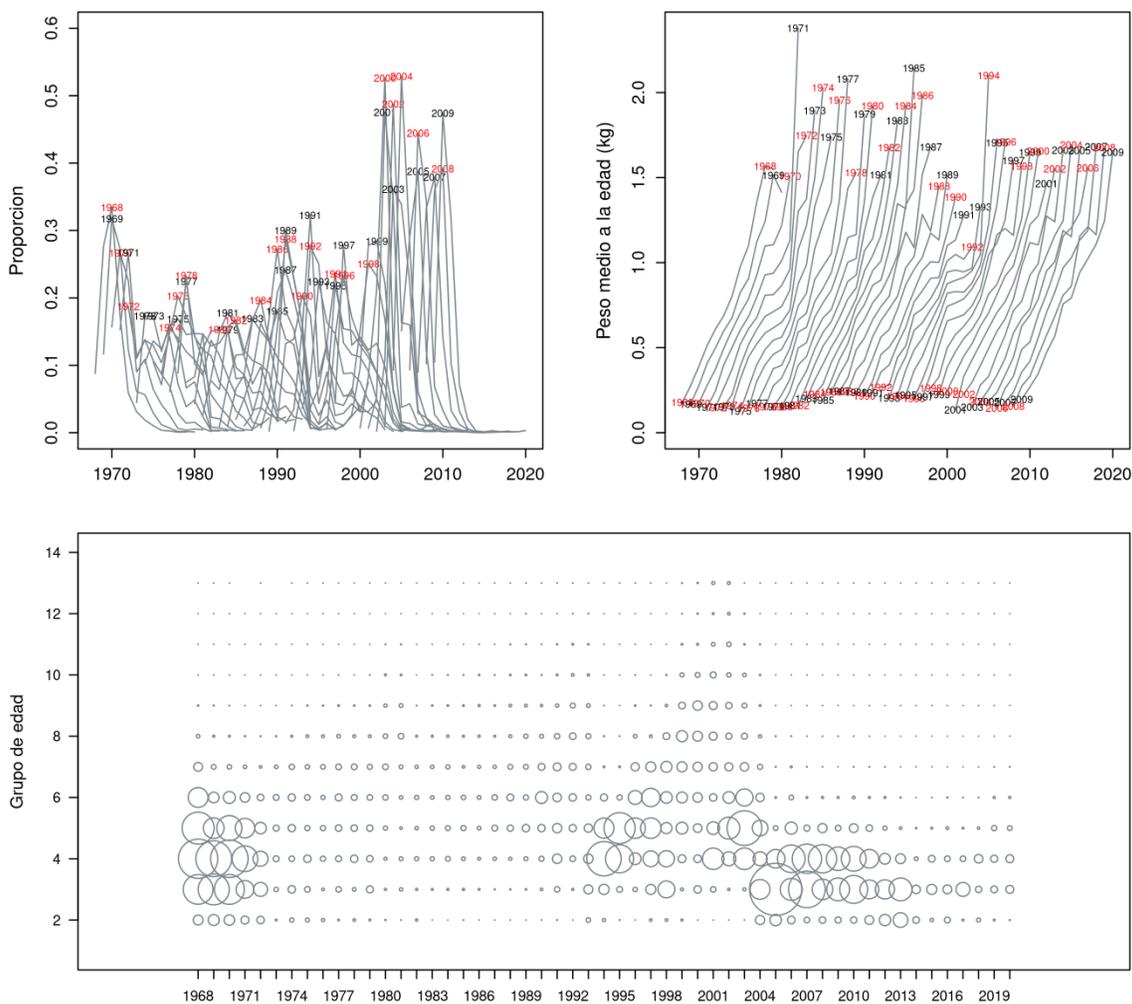


Figura 5. Representaci3n de las cohortes observadas en las capturas de arrastre en t3rminos de proporciones (panel sup. izquierdo) y en t3rminos de pesos medios (panel sup. derecho) y composici3n de edades en n3mero de las capturas anuales de la flota arrastrera (panel inferior).



3.2.5 Captura por unidad de área de jibia

La jibia (*Dosidicus gigas*) es un calamar *ommastrephido* endémico de la región Este del Océano Pacífico, distribuido verticalmente entre la superficie y los 1.200 m y con un rango geográfico comprendido entre los 40° N y los 47° S (Nigmatullin *et al.*, 2001). Es el cefalópodo más abundante en el Pacífico Sudeste y un importante eslabón trófico de este sistema (Nigmatullin *et al.*, 2001, Ibáñez *et al.*, 2015). *D. gigas* sostiene además la mayor pesquería de cefalópodos a escala mundial (Arkhipkin *et al.*, 2015).

La jibia se caracteriza por realizar masivas migraciones de alimentación en períodos de alta abundancia (Nigmatullin *et al.*, 2001) que con una periodicidad irregular se constituyen en verdaderas invasiones hacia ecosistemas localizados al norte y sur de los límites latitudinales de su rango geográfico (Nigmatullin *et al.* 2001, Holmes *et al.*, 2008).

El último evento de este tipo se observó partir del año 2000 (Field *et al.*, 2007, Keyl *et al.*, 2008) cuando la jibia extendió su rango latitudinal hasta 60° N y 50° S incrementando notablemente su abundancia frente a las costas Oeste de Estados Unidos (Zeidberg y Robison 2007, Field *et al.*, 2007), Perú (Keyl *et al.*, 2008) y Chile (Cubillos *et al.* 2004) y ocupando ampliamente el área de distribución de los stocks de la merluza del Pacífico Norte (*Merluccius productus*; Field *et al.*, 2007), merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*; Guevara-Carrasco y Leonart 2008) y merluza del Pacífico Sur o común (*Merluccius gayi*; Cubillos *et al.*, 2004).

La jibia es un depredador con una alta demanda de energía (Keyl *et al.*, 2008) y una dieta flexible (Hoving *et al.*, 2013, Ibáñez 2013), que puede consumir presas de un tamaño equivalente a más de un 25% de su longitud dorsal del manto (Keyl *et al.*, 2008). En combinación con su capacidad migratoria, estas características implican que la jibia, cuando se encuentra en abundancia, puede impactar tanto pesquerías como tramas tróficas establecidas (Hoving *et al.*, 2013). En consecuencia, que la jibia haya sido observada alimentándose activamente sobre peces del género *Merluccius* (Wilhelm 1930, Zeidberg y Robison 2007) no es algo inesperado.

Este cefalópodo habita áreas costeras donde ocurren importantes procesos de surgencia que soportan una alta productividad primaria y que la proveen con condiciones óptimas de alimentación (Rodhouse 2008). De este modo, durante eventos de expansión de su rango latitudinal, la jibia co-ocurre en estas áreas de alimentación con especies de merluzas, de tal modo que no sólo es capaz de incrementar la mortalidad natural en estos stocks de peces a través de la depredación sino también a través de su exclusión competitiva en términos de alimento y hábitat (Ibáñez 2013), esto último encuentra soporte en el bajo valor del índice de condición medido en *Merluccius gayi* (Figura 71 en Tascheri *et al.*, 2005) y *Merluccius gayi peruanus* (Guevara-Carrasco y Leonart 2008) en los años alrededor a 2004.

Tal como lo describen Zeidberg y Robison (2007), la ocupación de las regiones invadidas puede durar varias generaciones, sosteniendo una población local que no depende de nuevas invasiones para



permanecer en el tiempo. Esto también es soportado por el carácter episódico de la pesquería de jibia en Chile (Fernández y Vásquez 1995), donde los registros históricos de desembarques muestran valores importantes a mediados de los años 60's y entre los años 1991 y 1994 pero son prácticamente inexistentes entre la segunda mitad de los años 70's y en los años 80's (Rocha y Vega 2003). Sin embargo, con posterioridad al año 2000 la jibia se constituyó en un recurso pesquero de gran importancia (Ibañez y Ulloa 2014).

La longevidad de la jibia es de uno a dos años (Nigmatullin *et al.*, 2001, Ibañez *et al.* 2015), de manera que el tamaño de la población local depende casi exclusivamente del reclutamiento. De este modo, su abundancia podría estar dependiendo principalmente de los efectos ambientales que determinan el éxito de los reclutamientos (Bellido *et al.*, 2001). Esto explica las importantes fluctuaciones interanuales que pueden experimentar las poblaciones de cefalópodos que soportan actividad pesquera (Rosemberg *et al.*, 1990).

Considerando estos antecedentes, varios estudios han sugerido la depredación por jibia como un factor determinante de la declinación de la abundancia en stocks de merluza (Arancibia y Neira 2007 2008, Zeidberg y Robison 2007, Guevara-Carrasco y Leonart 2008) en combinación con otros factores, entre ellos, canibalismo (Arancibia y Neira 2008, Guevara-Carrasco y Leonart 2008), sobre-pesca (Guevara-Carrasco y Leonart 2008, San Martín *et al.*, 2013) y factores ambientales (San Martín *et al.*, 2013).

Por estas razones en los modelos de evaluación de stock de merluza común frecuentemente se incluye un factor adicional de mortalidad natural para dar cuenta de una posible interacción trófica entre las poblaciones de jibia y merluza (Payá 2005, Canales *et al.* 2008).

Para estos efectos y en la ausencia de un índice de abundancia más adecuado para la población local de jibia, un indicador objetivo de su presencia en aguas de la unidad de pesquería de merluza común y que se encuentra disponible, es la densidad de jibia registrada en los lances de identificación de los cruceros de evaluación directa del stock de merluza común (**Figura 6**). Estos cruceros son efectuados anualmente, empleando un diseño de muestreo sistemático que se ha mantenido prácticamente sin alteración en sus últimas 17 versiones cubriendo mediante transectos y una red de arrastre de fondo¹, el área de la plataforma continental comprendida entre los paralelos 29°10'S y 42°S (Lillo *et al.*, 2017).

¹ La red de arrastre de fondo no es el mejor método para capturar jibia mediante el arrastre siendo la red de media agua un método más efectivo.



El indicador de abundancia relativa en el 1rea de la pesquer1a de merluza com1n corresponde entonces a la captura de jibia por unidad de 1rea (CPUA, t/km²). Para obtener una estimaci3n de este indicador los valores nominales de CPUA de jibia por lance de pesca se asume siguen una distribuci3n Poisson compuesta, incluyendo los valores de CPUA igual a cero (Maunder y Punt 2004). Adoptando este supuesto se ajust3 un modelo de dispersi3n exponencial (Zhang 2013) incluyendo un predictor lineal con los factores siguientes: A1o (1993 a 2020), Zona (4 1reas usadas en el dise1o estad1stico del crucero de evaluaci3n directa de merluza com1n; Lillo et al. 2017) y Profundidad (6 estratos entre 0 y 600 m.) (Tascheri et al 2019; **Figura 6**). Los valores estimados del exponente p y el par1metro de dispersi3n ϕ fueron 1,61 y 7.825 respectivamente. La devianza residual del modelo correspondi3 a 18.184 con 3829 grados de libertad. AIC=10219.

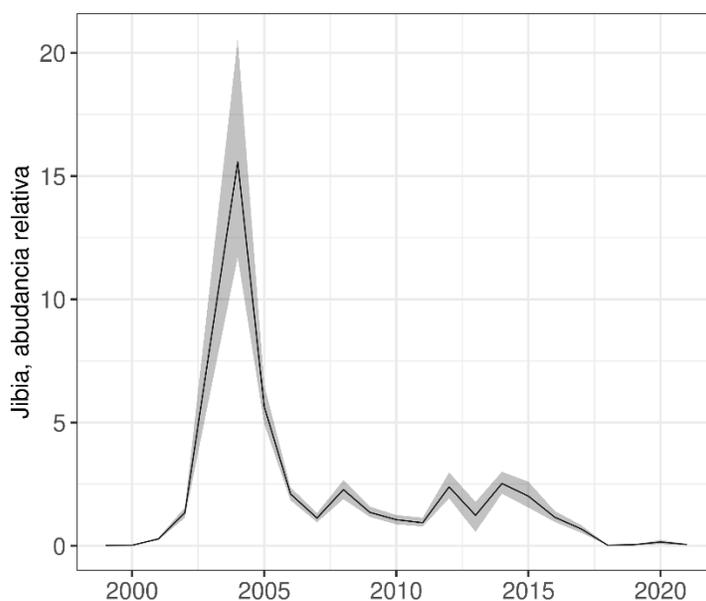


Figura 6. CPUA (t/mn²) de jibia estimada para la zona centro-sur de Chile entre los a1os 1999 a 2021. Mediana (l1nea negra) y espacio entre los cuartiles 25% y 75%.

3.2.5.1 Casos de evaluaci3n

Siguiendo la indicaciones y acuerdos tomados en la sesi3n de modelos y escenarios de evaluaci3n del CCT-RDZCS sostenida en agosto 2021, este documento t3cnico informa los resultados de cuatro escenarios de evaluaci3n de stock producidos con el modelo base de merluza com3n.

Los cuatro escenarios resultan del empleo de dos series de captura (**Figura 7**) y de tomar en cuenta las correlaciones en los datos de composici3n de edad a trav3s del procedimiento propuesto por Francis (2011).

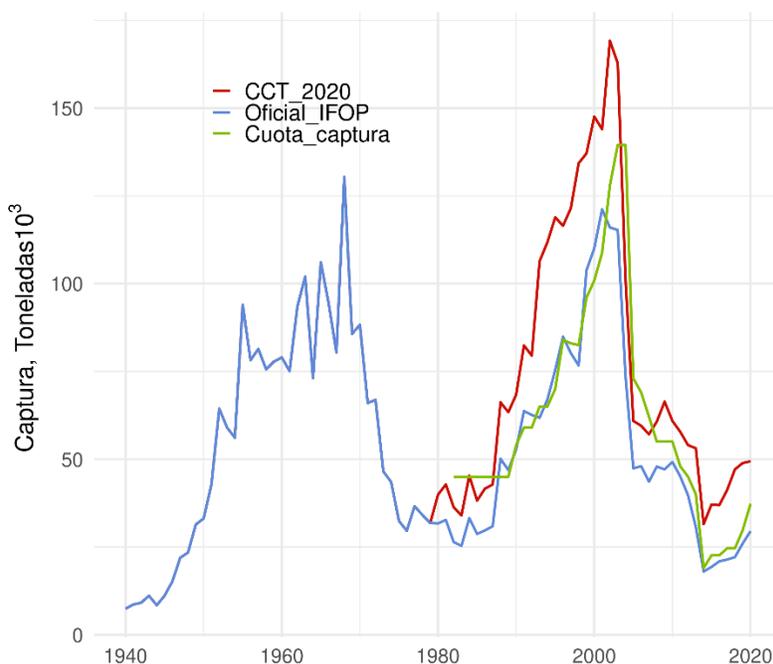


Figura 7: Captura total anual de merluza com3n entre los a3os 1940 y 2020 de acuerdo con los registros oficiales del Sernapesca y la serie estimada por el comit3 científico-t3cnico de la pesquer3a. Como referencia se incluye adem3s la serie de cuotas totales anuales de captura.

Las dos series de captura empleadas corresponden a los registros oficiales de desembarque y la serie de capturas anuales estimada por el grupo de trabajo constituido por el CCT-RDZCS y que se extiende entre los a3os 1940 y 2019. El dato de captura total del a3o 2020 corresponde a la suma de la captura industrial y artesanal obtenida luego de corregir la captura industrial para incluir los descartes (cumpliendo de este modo con lo estipulado en la Ley 20.625/2012, Art3culo 7B MINECON) y la captura artesanal para tomar en cuenta las distorsiones debido al subreporte (Galvez et al. 2021).



De acuerdo con lo anterior, los casos analizados fueron los siguientes:

Caso 0: Utiliza la serie de desembarques oficial y no considera las correlaciones en los datos de composición de edades de las capturas.

Caso 1: Utiliza la serie de desembarques oficial e incluye el procedimiento de ponderación para tomar en cuenta las correlaciones en los datos de composición de edades.

Caso 2: Utiliza la serie de capturas determinada por el CCT-RDZCS para tomar en cuenta los descartes y subreporte, pero no considera las correlaciones en los datos de composición de edades.

Caso 3: Utiliza la serie de capturas determinada por el CCT-RDZCS y el procedimiento de ponderación de los datos de composición de edades para incluir el efecto de las correlaciones en estos datos.

Para incluir el descarte, la captura oficial (captura retenida) fue llevada a captura total utilizando el factor de corrección (1,01) estimado por el programa de investigación y monitoreo del descarte (Bernal et al. 2021). Para considerar el efecto del subreporte, se empleó el factor (3,2) estimado por el proyecto de monitoreo de la pesquería demersal centro sur (Galvez et al. 2017). Es importante notar que este último factor es un valor probable, que requirió de una aproximación del factor de subreporte de la caleta de Curanipe.

La estimación del subreporte artesanal se venía realizando con información de cinco caletas (El Membrillo, Portales, Duao, Maguillines y Curanipe), sin embargo, dificultades de acceso a la toma de información durante el año 2020 no permitieron obtener la información de Curanipe y de este modo la corrección del subreporte hizo uso de una aproximación para ese puerto basada en el porcentaje de variación del año 2019 respecto de 2018, años para los cuales se dispone de información (Galvez et al. 2021).

Es también importante notar que el crucero acústico de merluza común, que provee la información directa de biomasa del recurso, en el año 2021 no prospectó completamente la zona 4 (extremo sur del diseño de muestreo del crucero; **Figura 3**), lo que hace que la estimación preliminar para este año no sea estrictamente comparable con los demás datos de la serie anual. Es de notar que una situación similar existe con la estimación del año 2010, año en que el crucero no prospectó completamente la zona 1 (extremo norte del diseño de muestreo del crucero).

Entre los años 2002 y 2005 la merluza común experimentó una drástica disminución de la abundancia y un cambio notable en la estructura de edades del stock (Tascheri 2021) que coincidió con un significativo incremento de la abundancia relativa de jibia *Dosidicus gigas* en su área de distribución (Lillo et al. 2017).

Este incremento relativo de la abundancia de jibia se observó simultáneamente a una notable expansión en la distribución de este depredador en ambos hemisferios (Keyl, et al. 2008, Ibañez y Cubillos 2007 y Arguelles et al. 2008).



De alto nivel tr3fico, r3pido crecimiento y con una gran demanda energ3tica, la jibia es un depredador oportunista que incluye recursos del g3nero *Merluccius* entre sus ítems presas, pudiendo de este modo afectar sus pesquerías al competir directamente con la pesca comercial o alterando la disponibilidad de los recursos (Arancibia y Neira 2006, Zeidberg y Robinson 2007, Field, et al. 2007, Gevara-Carrasco y Leonart 2008, Holmes, et al. 2008 y Rodhouse 2008).

Para incorporar este posible efecto en la evaluaci3n del stock se asume que a partir del a3o 1999 la mortalidad natural est3 compuesta por un efecto constante ($M=0,33$) y una fracci3n variable proporcional a la abundancia relativa de jibia en el área de la pesquería (**Figura 6**) (Payá et al. 2005, Canales et al. 2008).



3.2.6 Evaluación del estatus basado en la biomasa desovante

Los cambios en el potencial reproductivo de la población de merluza común se midieron con el índice de reducción del stock desovante (IRS):

$$IRS = \frac{B_i}{B_0}$$

Donde B_i es la biomasa desovante en el año i y B_0 es la biomasa desovante de equilibrio en ausencia de pesca estimada a partir del reclutamiento de equilibrio R_0 bajo una condición sin pesca y sin variabilidad en el reclutamiento. Esta biomasa es interpretada como una medida del potencial reproductivo máximo respecto de la cual se establece la condición en el año i .

Valores cercanos o superiores a 0,4 se consideran adecuados por encontrarse en la región de plena explotación (próximo a $0,4 * B_0$; Payá *et al.*, 2014). Valores cercanos o inferiores a 0,2 se consideran en o próximos a B_{LIM} (valor de biomasa bajo del cual el recurso se presume en proceso de sobrepesca por reclutamiento y en condición de agotamiento o colapso).

3.2.7 Marco biológico de referencia

De acuerdo con la LGPA el estatus actualizado de un recurso pesquero o *estado de situación* del recurso se debe establecer con el marco biológico de referencia (MBR) descrito en la definición 59 del Título I, Artículo 2 de la ley.

La especificación de este MBR para un recurso en particular requiere estimar los puntos biológicos de referencia (PBR) asociados al rendimiento máximo sostenible (RMS) y adoptar un nivel de biomasa, tal que este corresponda a un punto biológico límite (Def. 59, Título I Artículo 2).

El MBR representa los cambios de estado del stock con relación al nivel de explotación a través del tiempo. Este consiste en un plano cartesiano donde en el eje x se representa la razón entre la biomasa desovante en el año t respecto de la biomasa desovante que produce el RMS (B_t/B_{RMS}) y en el eje y la razón entre la mortalidad por pesca en el año t y la mortalidad por pesca que produce el RMS (F_t/F_{RMS}).



Los *estados de situación* posibles para un recurso se encuentran definidos en la LGPA y pueden ser representados en el *MBR*. Los posibles estados de situación de un recurso son:

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

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

Pesquería sobreexplotada: aquella en que el punto biológico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del *RMS*, la que no es sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.

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

En enero de 2015, el CCT-RDZCS adoptó la **categoría 1** de clasificación de los stocks (Payá *et al.*, 2014) pero optó por usar PBRs sustitutos y no los PBR del *RMS* directamente. El fundamento para esto fue la facilidad de interpretación de los PBRs sustitutos y su probada robustez y precautoriedad. De esta manera, la pesquería de merluza común fue clasificada en la categoría **1b**.

1b: Se escogen valores sustitutos para los PBRs del *RMS*. Esta elección considera la incertidumbre del modelo de evaluación y la resiliencia de la especie. (Payá *et al.*, 2014).

Consecuentemente, para la merluza común el CCT-RDZCS recomendó los PBRs siguientes:

$$B_{RMS} = 0,4B_0 \approx 0,4R_0B_{SPRO}$$

$$B_{lim} = 0,5B_{RMS} \approx 0,2B_0$$

$$F_{RMS} = F_{40\%SPR}$$

Donde:

B_{RMS} : es la biomasa desovante en el *RMS*.

B_{lim} : es la biomasa desovante límite.

B_0 : es la biomasa desovante de equilibrio en ausencia de pesca.

B_{SPRO} : es la biomasa desovante por recluta de equilibrio en ausencia de pesca.

R_0 : es el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca.

F_{RMS} : es la mortalidad por pesca en el *RMS*.



$F_{40\%SPR}$: es la mortalidad por pesca que reduce la biomasa a un 40% de la biomasa desovante por recluta de equilibrio en ausencia de pesca.

Una vez estimados los PBRs, se puede construir el MBR considerando lo establecido en la LGPA y por el CCT-RDZCS (Acta de sesi3n N° 3 – 2020, CCT-RDZCS; **Figura 8**).

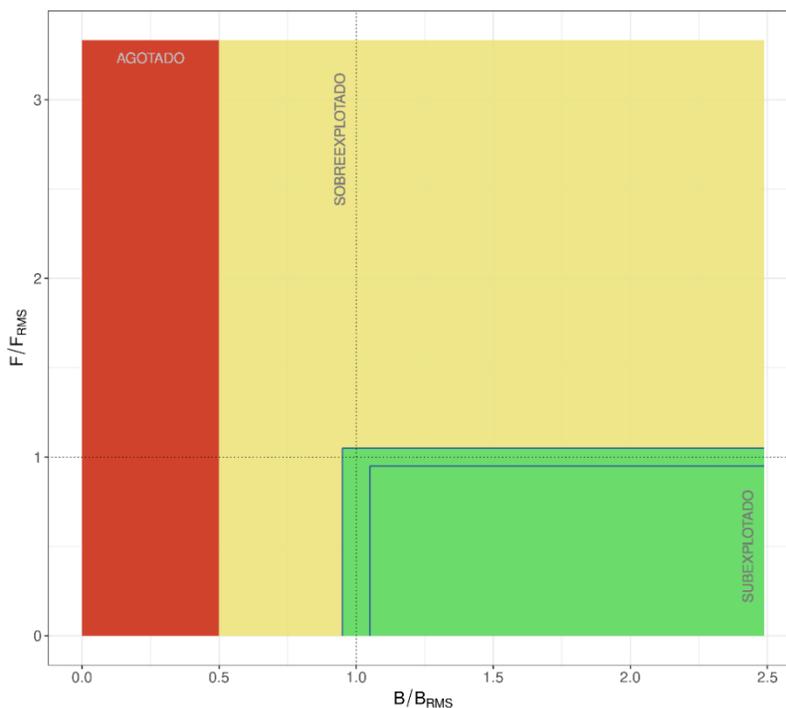


Figura 8. Marco biológico de referencia actualizado. Los límites de la zona de plena explotación fueron definidos por el CCT-RDZCS como $0,95 \cdot PBR$ y $1,05 \cdot PBR$.



3.3 OBJETIVO 3: Evaluar bajo incertidumbre la probabilidad de alcanzar los objetivos de manejo.

3.3.1 Análisis de Captura Biológicamente Aceptable

Se analizaron siete estrategias de explotación con mortalidad por pesca constante (0, 0.1, 0.2, 0.4, 0.6, 0.75 y 1 veces el valor de F_{RMS}) proyectando el stock presente en el año 2021 veinte años en el futuro. Los indicadores utilizados para juzgar el desempeño de las estrategias correspondieron a la probabilidad de que el stock se encuentre por debajo del objetivo de manejo $P(B_{2041} < B_{RMS})$ o en la región de agotamiento $P(B_{2041} < 0,5B_{RMS})$ al final de la proyección. Para cada estrategia se entrega la CBA con 5 niveles de riesgo (0.1, 0.2, 0.3, 0.4 y 0.5).

La descripción matemática del modelo de proyección se entrega en el **Anexo 1**.

3.4 OBJETIVO 4: Detallar y analizar las fuentes de incertidumbre.

La incertidumbre científica en las evaluaciones de stock surge de tres fuentes: incertidumbre de proceso, medición e incertidumbre de modelo (Francis y Shotton, 1997).

En la evaluación de merluza común, la incertidumbre de proceso es incorporada a través de errores aleatorios log-normales en el reclutamiento (opcionalmente también en la condición inicial) y el error de observación es incorporado a través de máxima verosimilitud. En la cuantificación y representación de la incertidumbre de medición se emplean (alternativamente) el método delta, perfiles de verosimilitud y MCMC (Magnusson et al. 2013).

Los métodos para evaluar el error de modelo se encuentran en general menos desarrollados (Akselrud et al. 2017). Algunas aproximaciones incluyen análisis para estudiar el error de especificación tales como análisis retrospectivo (Mohn 1999, Hurtado-Ferro et al. 2014) o la construcción de perfiles de verosimilitud (Lee et al. 2014, Wang et al. 2014) o la aplicación de múltiples modelos junto con intentos de sintetizar sus resultados (Scott et al. 2016).



En el Departamento de Evaluación de Recursos del IFOP (como en otras agencias que desarrollan este tipo de trabajo) este problema ha sido enfrentado a través de una combinación del uso de la exploración de los residuales, análisis de sensibilidad, análisis retrospectivos, la construcción de perfiles de verosimilitud y mediante el análisis de casos alternativos de evaluación (otras interpretaciones alternativas y probables de los datos disponibles).

Para los datos de composición de edades que se asume siguen una distribución multinomial, los residuales normalizados del grupo de edad a y año y son calculados del modo siguiente:

$$r_{y,a} = \frac{p_{y,a} - \hat{p}_{y,a}}{\sqrt{\hat{p}_{y,a}(1 - \hat{p}_{y,a})/n_y}}$$

Donde, p y \hat{p} son las respectivas proporciones observadas y estimadas y n el tamaño de muestra de la distribución multinomial ingresado al modelo.

Para probar la aleatoriedad de los residuales, se puede emplear la prueba propuesta en Punt y Kinzey (2009). Para este propósito se calcula la cantidad siguiente:

$$\tilde{r}_{y,a} = r_{y,a} - \frac{1}{8} \left[\sum_{y'=y-1}^{y+1} \sum_{a'=a-1}^{a+1} r_{y',a'} - r_{y,a} \right]$$

Donde, $r_{y,a}$ son los residuales para el año y y el grupo de edad a . La prueba consiste en una evaluación gráfica, en donde se calcula una distribución acumulada de $\hat{r}_{y,a}$ basada en los datos observados y otra asumiendo que los $r_{y,a}$ son variables aleatorias *iid* $N(0,1)$. Luego, se grafican ambas distribuciones para así juzgar el grado de aleatoriedad de los residuales.

Análisis retrospectivo y perfil de verosimilitud para el reclutamiento medio de largo plazo (R_0)

Los patrones retrospectivos son inconsistencias sistemáticas entre series de estimaciones del tamaño de la población basados en períodos incrementales de datos (Mohn, 1999). En la práctica la presencia de un patrón retrospectivo sugiere que una evaluación consistentemente sub o sobre estimará la biomasa desovante en el último año impactando de este modo las decisiones basadas en el modelo (Szuwalski et al. 2017).

Las posibles causas de estos patrones son inconsistencia en los datos y/o cambios temporales en procesos poblacionales que el modelo no ha tomado en consideración (Szuwalski et al. 2017).

La realización de un perfil de verosimilitud a través de un rango de valores de escala de la población permite evaluar la contribución de cada componente de los datos a la estimación de la escala de la población dada la estructura del modelo. Esta información de escala puede ser usada juntamente con



otros métodos de diagnóstico para producir un modelo que es internamente consistente y que prioriza las piezas de información que son más relevantes para los propósitos de la evaluación (Lee *et al.*, 2014).

Análisis de sensibilidad y escenarios de modelación

El estudio de la incertidumbre de modelo destaca aspectos no resueltos y las principales interrogantes, juntamente con aspectos de especial complicación para la evaluación, incluidas cuestiones relacionadas al mejor modelo, entre otras (Punt y Kinzey 2009).

La *incertidumbre de modelo*, i.e. información incompleta respecto de la dinámica de la población y del sistema del que esta forma parte (Fogarty et al. 1996), normalmente se explora estudiando la sensibilidad de las estimaciones de las variables de estado a un número de cambios en el modelo de evaluación. Estos pueden corresponder a modificaciones importantes de su estructura (e.g. en efecto un modelo diferente), el uso de conjuntos alternativos de datos (e.g. representando diferentes estados de la naturaleza) y variar los supuestos de parámetros de entrada, tales como la mortalidad natural o de las características estructurales del modelo (Harley y Maunder 2003).

La incertidumbre de modelo fue estudiada a través de 15 sub-casos alternativos de evaluación.



3.5 OBJETIVO 5: Evaluación de estrategias de manejo (EEM).

Introducción

Entre los años 2012 y 2013 el Congreso de Chile aprobó la promulgación de cuatro proyectos de ley que incorporaron nuevos aspectos para la administración pesquera a fin de alcanzar un manejo sustentable de los recursos pesqueros nacionales. Algunos de los aspectos más relevantes incluyeron la adopción del enfoque precautorio, el enfoque ecosistémico y el establecimiento del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como objetivo del manejo.

La creación de un nuevo modelo institucional (comités de manejo y comités científicos técnicos), la creación de los Planes de Manejo (PM), a fin de mantener o llevar las pesquerías hacia el RMS y la obligación de establecer programas de recuperación de pesquerías sobreexplotadas o colapsadas, también se encuentran entre las reformas más significativas (Reyes *et al.*, 2017).

Los planes de manejo hacen explícitas las medidas para alcanzar las metas y objetivos planteados a fin de mantener o llevar la pesquería al RMS (Título Párrafo 3° Ley General de Pesca y Acuicultura).

En el ámbito biológico el Plan de Manejo de la pesquería de merluza común (CCT-RDZCS 2016) incluye los siguientes objetivos:

- Llevar el stock de merluza común desde el estado de agotamiento ($BD < 0.2B_0$) al estado de sobreexplotación ($0.2B_0 \leq BD < B_{RMS}$) en 5 años (Obj 1.1 del Plan de Manejo).
- Llevar el stock de merluza común desde el estado de sobreexplotación al estado de plena explotación² en 7 años ($B_{RMS} = 0.4B_0$) (Obj 1.2 del Plan de Manejo).

La administración pesquera en general persigue mantener un sector pesquero productivo, asegurando una explotación sustentable a la vez que mantiene un ecosistema saludable. Es difícil, sin embargo, identificar una medida de manejo que satisfaga completamente todos objetivos (Punt 2015).

Los riesgos y beneficios asociados a una medida de manejo (e.g., la selección de un valor de CBA) dependen de cómo esta medida es aplicada en el futuro. Estos riesgos y beneficios pueden ser evaluados si las medidas de manejo son expresadas en términos de procedimientos (algoritmos) que determinan cuáles serán las acciones de manejo.

² La LGPA define la región de plena explotación como aquella cuyo punto biológico está en o cerca de su RMS. En su sesión N°2 del año 2014 el CCT-RDZCS estableció esta región en una banda de $\pm 25\%$ del RMS. Posteriormente, en su sesión N°3 del año 2020, el CCT acordó reducir la amplitud de esta región a una banda de $\pm 5\%$ del RMS i.e., $0,95B_{RMS} < BD \leq 1,05B_{RMS}$.



Entonces las propiedades de un procedimiento de manejo (o estrategia de manejo, EM) pueden ser exploradas simulando su comportamiento en situaciones hipotéticas.

En la sección 3.1 del informe, que detalla el procedimiento de manejo de la pesquería de merluza común, se indicó que este es del tipo modelo-basado y por lo tanto se compone de un conjunto predefinido de datos, estimadores (cuyos valores son obtenidos con un modelo de evaluación de stock) y una regla de control que utiliza estos estimadores para producir la medida (en este caso un valor de CBA).

Una EEM es un método que prueba la robustez del procedimiento de manejo en presencia de incertidumbre. Para este efecto se identifican escenarios de incertidumbre fundamentados en el conocimiento del sistema pesquero (incluyendo los aspectos biológicos y ecológicos relevantes). En cada escenario, los datos de una pesquería simulada (i.e., con un modelo operativo, MO) son generados (normalmente con una periodicidad anual) con error aleatorio y luego usados en el procedimiento establecido para determinar la acción de manejo.

El desempeño del procedimiento de manejo es luego medido con relación a un conjunto de criterios que reflejan el grado con que este logra la conservación del recurso, el grado con el que permite un nivel razonable de uso y si los límites de captura (o esfuerzo) que produce son relativamente estables. De este modo, usando un proceso iterativo de desarrollo y prueba, se persigue identificar un procedimiento de manejo con un balance adecuado en su desempeño respecto de las diferentes metas del manejo y que sea a la vez robusto a las fuentes de incertidumbre identificadas (Cooke 1999).

El proceso para implementar para este fin, que simula la dinámica del recurso, la pesquería y el impacto (retroalimentación) que las medidas de administración producidas por el proceso de manejo tienen sobre la población simulada, recibe el nombre de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM; Punt 2008).

Plataforma de análisis

Para este fin se empleó la plataforma openMSE (<https://openmse.com/>). Este es un paquete de software para construir modelos operativos (MOs), analizar datos pesqueros y conducir EEM (tanto en pesquerías pobres como abundantes en datos) y que está implementado en el lenguaje para la computación estadística y gráfica *R* (R Core Team).

openMSE emplea un modelo general espacial estructurado por edades para simular la dinámica de la pesquería. El detalle completo del modelo de dinámica poblacional que soporta este paquete de software se encuentra publicado en Carruthers y Hordyk (2018).



Siguiendo el diseño de la plataforma de software *R*, openMSE sigue el paradigma orientado a objeto. Los objetos centrales de los paquetes de software incluidos en openMSE (MSEtool, DLMtool y SAMtool) son objetos de Clase S4. Con este diseño, el investigador realiza el análisis de EEM interactuando con estos objetos mediante procedimientos y funciones estándar. Estos objetos clase S4 contienen una lista rotulada de espacios (*slots*) a través de la cual el analista accede a los diferentes tipos de información.

Manipulando los objetos *Stock* (población), *Fleet* (flota), *Obs* (observaciones) e *Imp* (implementación) y accediendo a una extensa biblioteca de objetos *MP* (procedimientos de manejo), es relativamente rápido construir un rango de objetos OM (MO) con los cuales se simula el periodo histórico de la pesquería y realizar proyecciones con retroalimentación (actualización del MO con nueva información producida con el modelo de estimación) para estudiar el comportamiento de un conjunto de EM. La librería de procedimientos de manejo comprende procedimientos basados en controles de las entradas (e.g., restricción del esfuerzo de pesca, tamaño mínimo legal), salidas (e.g., CBA) y mixtos. El software provee también una completa librería de indicadores de desempeño.

Siguiendo la filosofía de software abierto de la plataforma de software *R*, los objetos (procedimientos de manejo e indicadores de desempeño) son completamente editables, permitiendo al analista modificarlos usando el lenguaje de programación *R* a fin de adaptarlos al escenario de manejo que es de particular interés. Tanto el MO general, como la amplia biblioteca de modelos de estimación, están implementados en TMB (Kristensen et al. 2016), lo que agiliza los tiempos de ejecución.

Enfoque del análisis de EEM

En concordancia con las reglas de control definidas en el plan de manejo de la pesquería (CCT-RDZCS 2016) y usando la estructura del modelo base de evaluación de stock (**Anexo 1**), los estudios previos de EEM realizados por IFOP en esta pesquería utilizaron un modelo operativo (MO) que incluía una sola flota (Hordyk y Newman 2019, Tascheri et al. 2019, Tascheri 2020, 2021). Debido, sin embargo, a la importancia que tiene la *incertidumbre de modelo* (Francis y Shotton 1997) y a las discusiones sostenidas en las sesiones del CCT-RDZCS del año 2021 respecto de la importancia de la modelación explícita de las selectividades de las flotas artesanales e industrial que desarrollan la pesquería de merluza común, este aspecto estructural del modelo puede ser entonces considerado otro eje importante de la incertidumbre asociada con esta evaluación de stock.



De acuerdo con esto, en este estudio se repitió el análisis realizado en los años 2019 y 2020 pero en esta oportunidad empleando un MO (y modelo de estimación, ME) que consideraron explícitamente las selectividades de las flotas de arrastre, espinel y enmalle. Para este efecto se implementó un modelo estructurado por edades similar al modelo base, pero que considero explícitamente las selectividades de las pesquerías indicadas utilizando un enfoque paramétrico con selectividades logísticas y dos bloques de años para todas las flotas. En todas las flotas se consideraron los mismos bloques de años (1940-2003, 2004-2021). El modelo también incluyó la estructura de correlación de los reclutamientos. Este modelo fue codificado en ADMB y tanto los parámetros como los datos de entrada fueron usados para condicionar dos MO en openMSE.

La simulación fue implementada en un sistema Linux Pop!_OS 21.10 con un procesador Intel® Core™ i7-8850H CPU @ 2.60GHz × 12 (6 núcleos), 32 G. de memoria RAM y 782 G. de disco duro y usando R (v. 4.0.4), openMSE (v. 1.0.0), MSEtool (v. 3.4.0), SAMtool (v. 1.2.5) y DMLtool (v. 6.0.3). Con este sistema y para 300 simulaciones, el condicionamiento de cada OM tomo aproximadamente 7 minutos y la ejecución de cada escenario de EEM 20 min. aproximadamente.

Nivel cumplimiento

Los antecedentes indican que el nivel de cumplimiento en esta pesquería es bajo, en particular debido al significativo subreporte de la pesca artesanal. El MO₁ fue entonces condicionado con la serie de *captura corregida* construida por el grupo técnico conformado para este propósito por el CCT-RDZCS. El desempeño de las EM fue comparado con una situación de pleno cumplimiento MO₀ (condicionado con la serie de capturas oficial, de acuerdo con la información oficial y de control de la cuota de captura obtenida del SERNAPESCA).

Para el periodo de proyección en el MO₁ se asumió que la CTP se excedía regularmente en un 10% a 20% y que existía un sesgo de 30% en el reporte de la captura. En contraste, en el MO₀ se asumió cumplimiento perfecto.

Una vez implementados los MO, con cada uno se realizaron 300 simulaciones del período histórico de la pesquería (1940 a 2021) y se proyectó la población de merluza común 50 años en el futuro, someténdola a un conjunto de 10 EM y calculando en cada caso un conjunto de 5 indicadores de desempeño, incluyendo la probabilidad de llevar y/o mantener a la pesquería en el nivel objetivo establecido en el PM (Definido como una biomasa desovante igual o mayor a 0.95B_{RMS}).



Estrategias de manejo

Se probaron un total de 10 EM las que se pueden clasificar en las siguientes categorías: **Modelo basadas**, **Empíricas** y de **Referencia**.

EM Modelo basadas. La regla de control requiere como datos de entrada la informaci3n producida por un modelo de evaluaci3n de stock estructurado por edades (SCA).

Las EM en esta categoría fueron las siguientes:

SCA₄₀₁₀: esta EM comprende una *regla de control* (RC) tipo rampa, incluyendo un "límite duro" de $0.1B_0$. i.e., la RC entonces no contempla el cierre de la pesquería cuando la biomasa desovante (B) se encuentra por debajo del PBR límite ($B < 0.2B_0$) sino cuando ésta cruza el límite duro $0.1B_0$.

SCA₄₀₁₀:

$$F_y = \begin{cases} \mu = \text{mediana de la fdp de } F_{RMS} \text{ si } \frac{B_y}{B_{RMS}} \geq 1 \\ \mu \left(\left[\frac{B_y}{B_{RMS}} \right] - \alpha \right) / (1 - \alpha) \text{ si } \alpha < \frac{B_y}{B_{RMS}} < 1 \\ \mu = 0 \text{ si } \frac{B_y}{B_{RMS}} < \alpha \end{cases}$$

SCA_{SPH_A} y SCA_{SPH_B}: Planes de acci3n asociados a las medidas de manejo 1.1.1 y 1.2.1 detalladas en el ámbito biológico del PM de merluza común. Las mortalidades por pesca especificadas por estas RC varían según el nivel de biomasa desovante se encuentra bajo el PBR límite $0.2B_0$ o en niveles iguales o superiores a este nivel límite. De manera similar, el nivel de mortalidad por pesca aplicado en cada caso depende además del *nivel de cumplimiento* de los usuarios de la pesquería:

SCA_{SPH_A} (Bajo nivel de cumplimiento):

$$F_y = \begin{cases} 0,6F_{RMS} \text{ si } \frac{B_y}{B_0} < 0,2B_0 \\ 0,75F_{RMS} \text{ si } \frac{B_y}{B_0} \geq 0,2B_0 \end{cases}$$



SCA_{SPH_B} (Alto nivel de cumplimiento):

$$F_y = \begin{cases} 0,75 F_{RMS} & \text{si } \frac{B_y}{B_0} < 0,2 B_0 \\ F_{RMS} & \text{si } \frac{B_y}{B_0} \geq 0,2 B_0 \end{cases}$$

SCA_{75RMS}: La CBA recomendada se basa en una estrategia de tasa de explotación constante igual a 0,75U_{RMS}.

EM Empíricas. Las reglas de control empíricas se basaron en el índice de abundancia relativa solamente (i.e., no requieren de un modelo de evaluación de stock). Las RC probadas en esta categoría se basan en la pendiente de los años más recientes de la serie de abundancia relativa (Islope o NAFO_{HCR}) o en la diferencia entre el valor reciente del índice y un nivel objetivo (Itarget) (Geromont y Butterworth 2015). El punto de partida es un nivel apropiado de captura (expresado como un porcentaje de la captura media de los últimos $\chi\chi$ años). Este valor inicial es luego ajustado por el proceso de retroalimentación de la RC (i.e., si este es muy alto o bajo).

Islope:

$$CBA_{y+1} = CBA_y(1 + \lambda S_y)$$

Donde λ es un parámetro de ganancia, S_y es la pendiente del índice de abundancia relativa (el gradiente de una regresión log-lineal).

$$Islope_1 = 0,8\bar{Y}(1 + 0,4S_y)$$

$$NAFO_{HCR} = \bar{Y}(1 + S_y)$$

En el caso de Islope₁ e Islope₂ la captura media \bar{Y} es el promedio de los últimos 5 años. En el caso de NAFO_{HCR} \bar{Y} es la captura del año anterior.

En el caso de NAFO_{HCR} la RC fue sujeta además a las siguientes restricciones:

Si $CBA > 1.1$ de \bar{Y} , entonces $CBA = 1.1\bar{Y}$

Si $CBA < 0.9$ de \bar{Y} , entonces $CBA = 0.9\bar{Y}$



Itarget: EM que ajusta la CBA incrementalmente (partiendo de un nivel de referencia que corresponde a una fracción de la media de las capturas más recientes) para alcanzar un nivel objetivo (target) para el índice de abundancia relativa (Geromont y Butterworth 2015, Carruthers et al. 2015).

$$CBA_{y+1} = CBA^* = (1 - x)C^{ave}$$

Donde x se encuentra entre 0 y 1 y

$$C^{ave} = 1/5 \sum_{y=n-4}^n C_y$$

$$CBA_{y+1} = \begin{cases} 0,5 CBA^* \left[\frac{I_y^{recent} - I^0}{I^{target} - I^0} \right] & \text{si } I_y^{recent} \geq I^0 \\ 0,5 CBA^* \left[\frac{I_y^{recent}}{I^0} \right]^2 & \text{si } I_y^{recent} < I^0 \end{cases}$$

$$I^0 = 0,8I^{ave}$$

I_y^{recent} es el promedio del índice de abundancia relativa para los últimos 5 años.

I^{ave} es la media histórica del índice de abundancia relativa.

Itarget₁: $I^{target} = 1,5I^{ave}$; $CBA^* = C^{ave}$

EM de Referencia: un conjunto de EM que asumen información perfecta acerca de F_{RMS} o que definen una captura que es prácticamente cero. Estas EM sirven de referencia para juzgar el desempeño de las demás EM.

NF_{ref}: establece la captura anual en un valor igual a 0,01 para observar la variabilidad del stock en ausencia de pesca.

FRMS_{ref}: el recurso se captura aplicando una mortalidad por pesca igual al valor exacto de F_{RMS} (i.e., el valor del indicador es tomado directamente del MO).

FRMS_{ref75}: el recurso es capturado aplicando una mortalidad por pesca igual a $0,75F_{RMS}$ (i.e., el valor del indicador es tomado directamente del MO).



Indicadores de desempeño

El objetivo de manejo de la pesquería de merluza común, declarado en el PM y en concordancia con la LGPA, es alcanzar la zona de plena explotación cuyo punto biológico está en o cerca del RMS.

Sin perjuicio de esto, es también de interés conocer si el comportamiento de las EM evaluadas mantiene a la pesquería alejada de una situación de sobrepesca, tiene una probabilidad significativa de mantener al stock fuera de la región de agotamiento, y si las capturas recomendadas exhiben una variabilidad interanual aceptable y una probabilidad significativa de producir en, el largo plazo, rendimientos superiores a un determinado nivel de referencia.

En consecuencia, se calcularon los siguientes indicadores de desempeño:

PNSP: La probabilidad de no sobrepesca $P(F < F_{RMS})$.

P50: La probabilidad de que el stock se encuentre fuera de la región de agotamiento $P(B > 0.5B_{RMS})$.

P95: La probabilidad de que el stock se encuentre en el objetivo de manejo $P(B > 0.95B_{RMS})$.

AAVY: Probabilidad de que la variabilidad del rendimiento medio sea menor a 20% $P(AAVY < 20\%)$

LTY: Probabilidad de que el rendimiento medio en el largo plazo se encuentre por encima del 50% del rendimiento de referencia. El rendimiento de referencia se define como la media a través de los últimos 5 años de la proyección.



4. RESULTADOS

4.1 OBJETIVO 2: Implementar el procedimiento de manejo

4.1.1 Ajuste del modelo a los datos

En esta sección se reportan los ajustes del modelo a las diferentes piezas de información incluidas en la evaluación de stock.

Debido a que los casos evaluados no difieren en la estructura del modelo y que las principales diferencias en los resultados se relacionan con el uso del procedimiento de ponderación de los datos de estructura de edades (Francis 2011), los resultados de los ajustes se presentan solo para los Casos 0 y 1.

El propósito del procedimiento de ponderación utilizado es priorizar el ajuste del índice de abundancia relativa por sobre el ajuste de los datos de composición de edades (Francis 2011). De este modo es de interés presentar los ajustes para dos casos que solo difieren en la aplicación de este procedimiento.

4.1.2 Composiciones de edad de las capturas y crucero de evaluación directa

El ajuste del modelo a las composiciones de edades de la captura de la flota de arrastre en las condiciones del Caso 0 se presenta en la **Figura 9**. En la que se puede apreciar que el modelo subestima la frecuencia de edad modal en los años 1990, 1994-95, 2001, 2003, 2005 y 2017. En otros años como es el caso de los datos tomados en 1992 y 1998 el modelo no ajusto bien las edades menores a al grupo 5. Por el contrario, para algunos grupos de años como por ejemplo 1970-71, 1982-89, 2011-16 y 2018-2020 el ajuste fue satisfactorio (**Figura 9**).

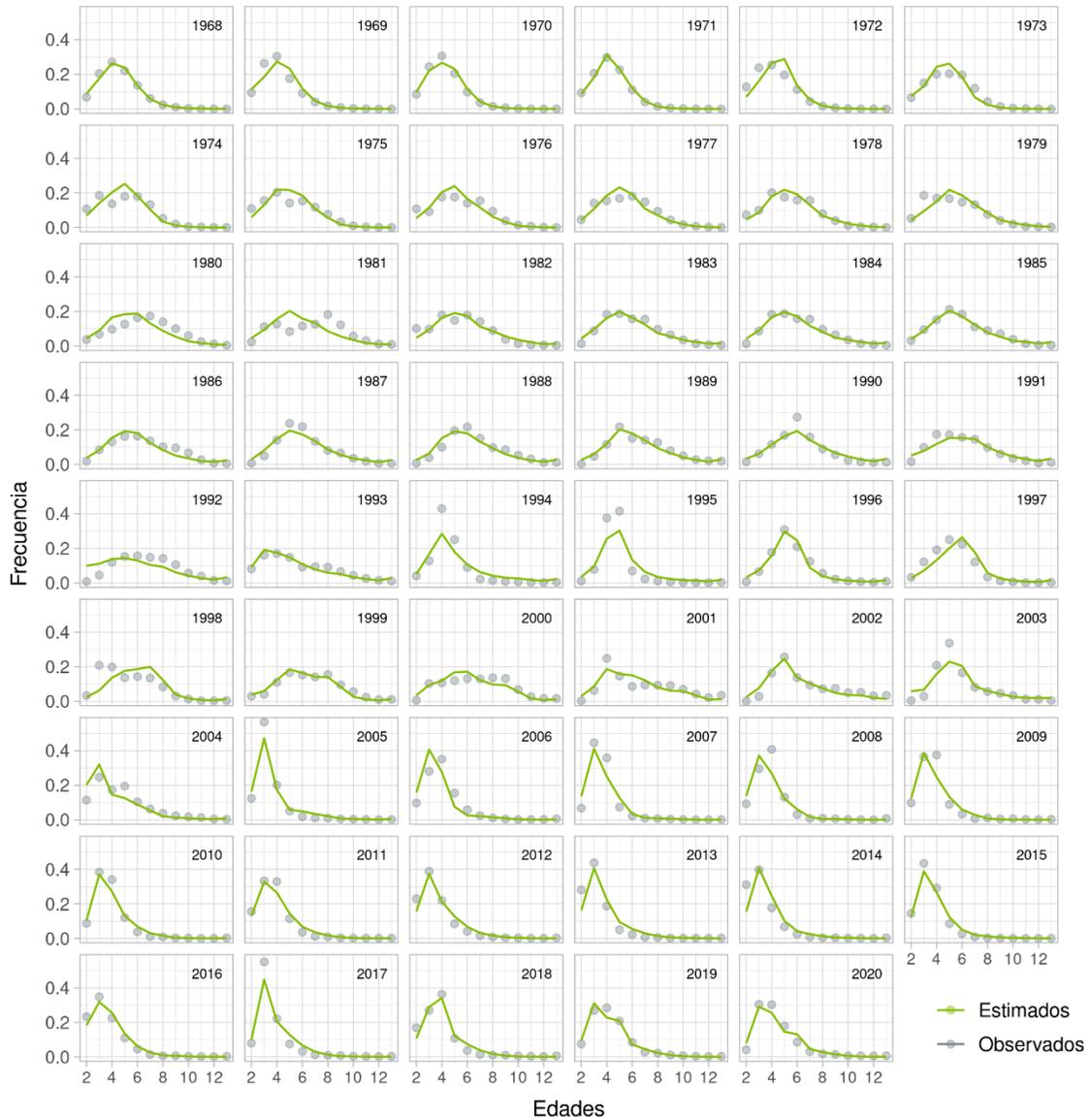


Figura 9. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de las capturas de merluza com3n extraídas por la flota arrastrera entre los ańos 1968 y 2020. Caso 0 de evaluaci3n de stock.

El modelo base de evaluaci3n frecuentemente experimenta dificultades para lograr un buen ajuste a los datos de composici3n de edades del crucero de evaluaci3n directa el que normalmente es menos satisfactoria que el observado con los datos de composici3n de las capturas de arrastre (**Figura 10**).



En este caso, el modelo subestima el grupo de edad 4 en el a1o 1995 y el grupo de edad 2 en los a1os 2008, 2011 y 2016 y el grupo de edad 3 en los a1os 2006-10 y 2017-21. El modelo sobre estima tambi3n las edades 2 y 3 en 1995 y 1999 (**Figura 10**).

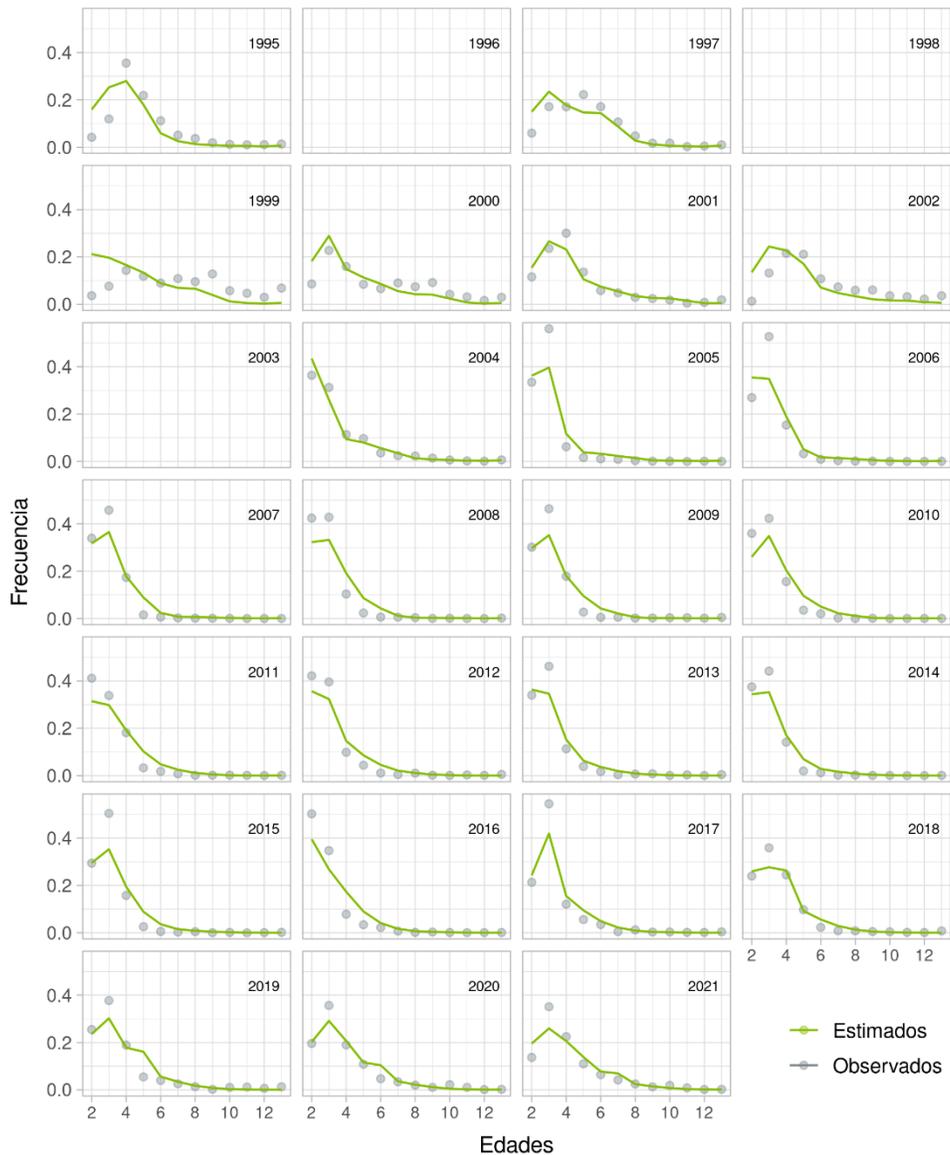


Figura 10. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de la biomasa de merluza com3n estimada mediante m3todos ac3sticos entre los a1os 1995 y 2021. Caso 0.



En el Caso 1 el ajuste del modelo a las composiciones de edades de la captura de la flota de arrastre no exhibi3 diferencias notables con el ajuste obtenido en el Caso 0, a pesar de la significativa reducci3n en la ponderaci3n de esta pieza de informaci3n aplicada en el ajuste del modelo bajo este caso (**Figura 11; Tabla 1**). De este modo bajo estas condiciones el modelo tambi3n subestim3 la frecuencia de edad modal en los a3os 1990, 1994-95, 2003, 2005 y 2017 ni tampoco ajust3 bien las edades menores a al grupo 5 en los datos tomados en 1992 y 1998 (**Figura 11**). Los ajustes de los a3os 1982-89, 2011-16 y 2018-2020, tambi3n fueron similares a los obtenidos en el Caso 0 (**Figuras 9 y 11**).

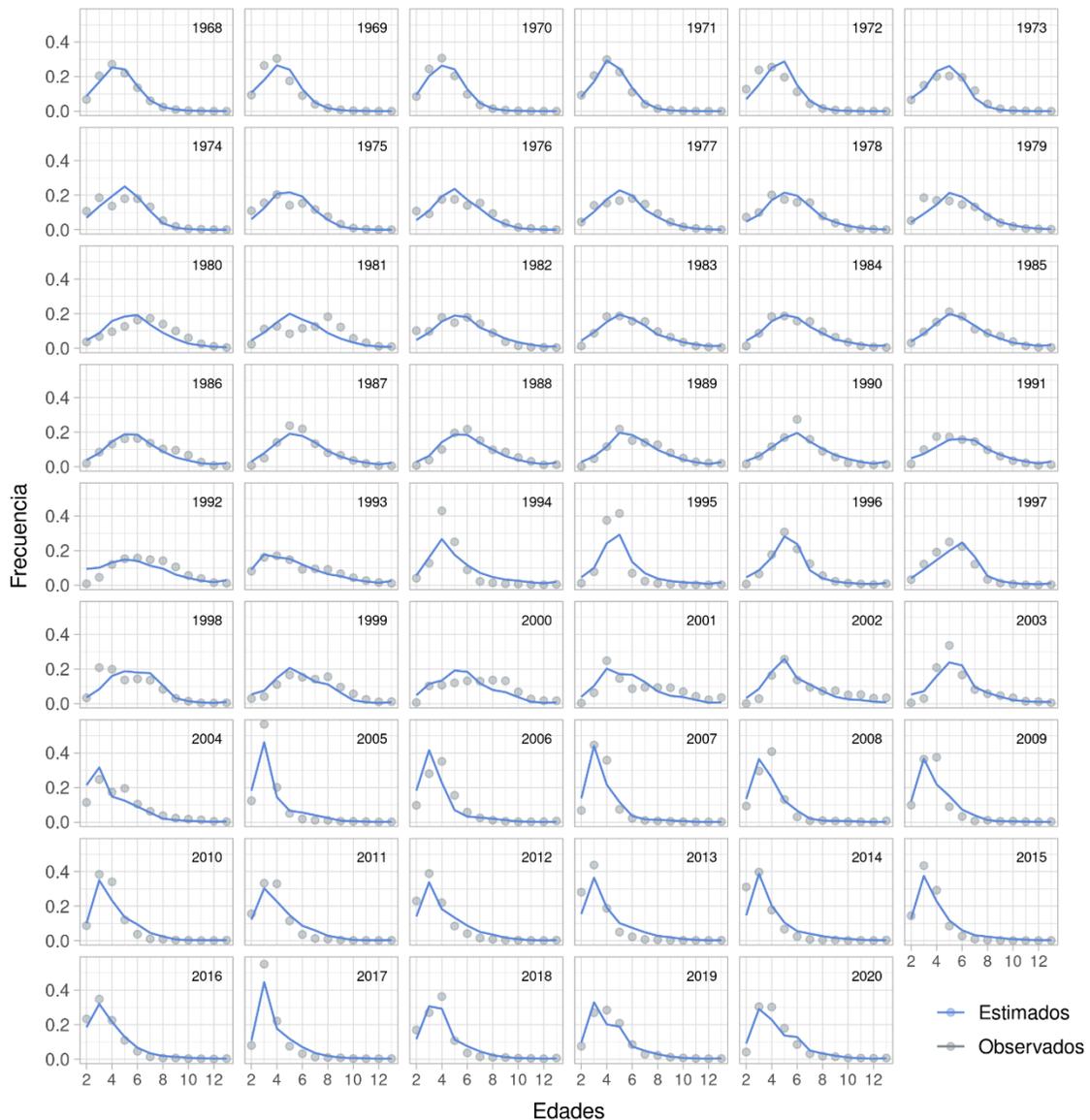


Figura 11. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de las capturas de merluza com3n extra3das por la flota arrastrera entre los a3os 1968 y 2020. Caso 1 de evaluaci3n de stock.



El ajuste de los datos de composici3n de edades de las capturas del crucero de evaluaci3n directa en el Caso 1 tampoco exhibi3 diferentes notables respecto del ajuste obtenido en el Caso 0 a pesar de la baja ponderaci3n conferida a este componente de los datos para este ajuste (**Figura 12; Tabla 1**). En particular, la diferencia m3s notable se observ3 en los datos del a3o 2021 (**Figuras 10 y 12**).

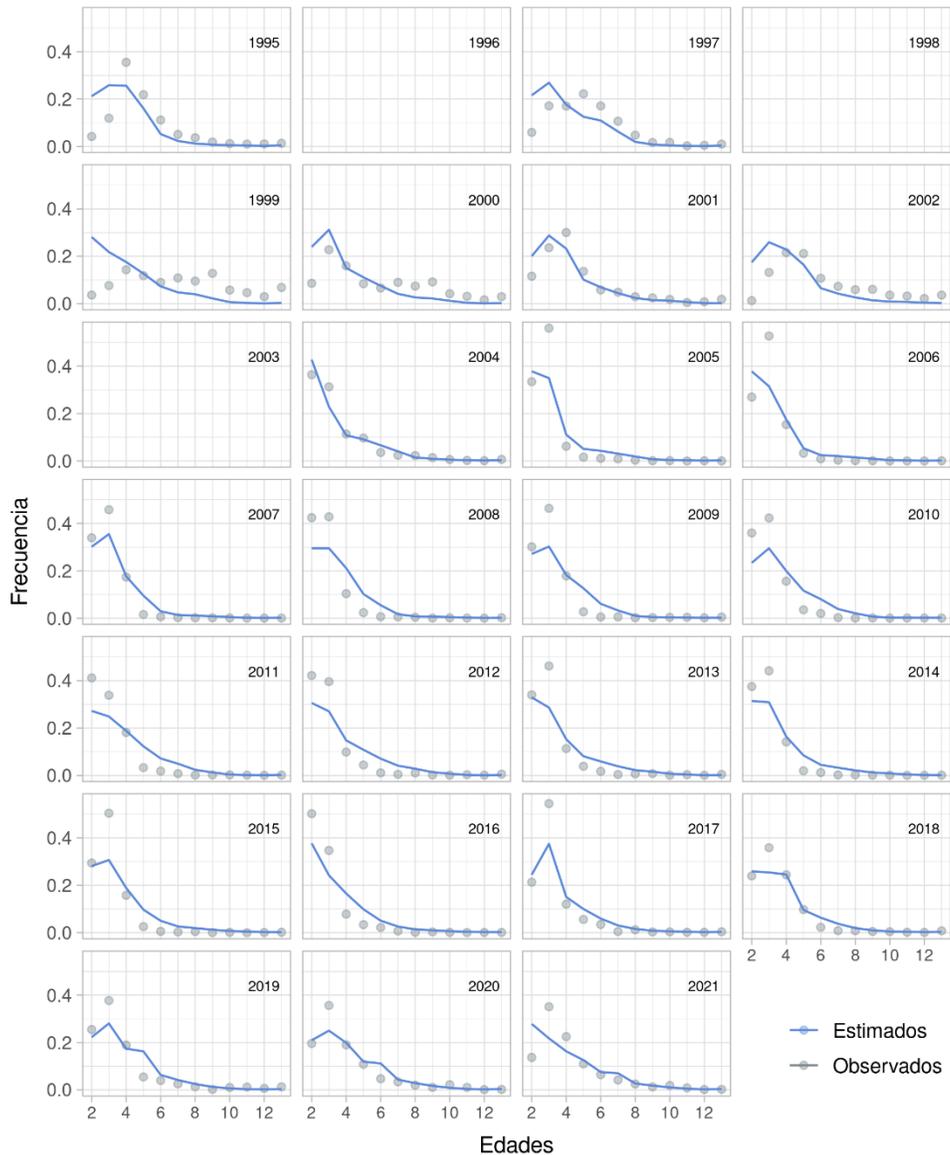


Figura 12. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de la biomasa de merluza com3n estimada mediante m3todos ac3sticos entre los a3os 1995 y 2021. Caso 1.

El ajuste a los datos de captura y al 3ndice de abundancia relativa obtenidos en los Casos 0 y 1 se presentan en la **Figura 13**. Como es de esperar los ajustes a los datos de captura son consistentes con el coeficiente de variaci3n utilizado para este componente de los datos (**Tabla 1**). Las diferencias en los ajustes obtenidos bajo estos dos casos se observan m3s notoriamente en la biomasa estimada con m3todos directos (**Figura 13**).

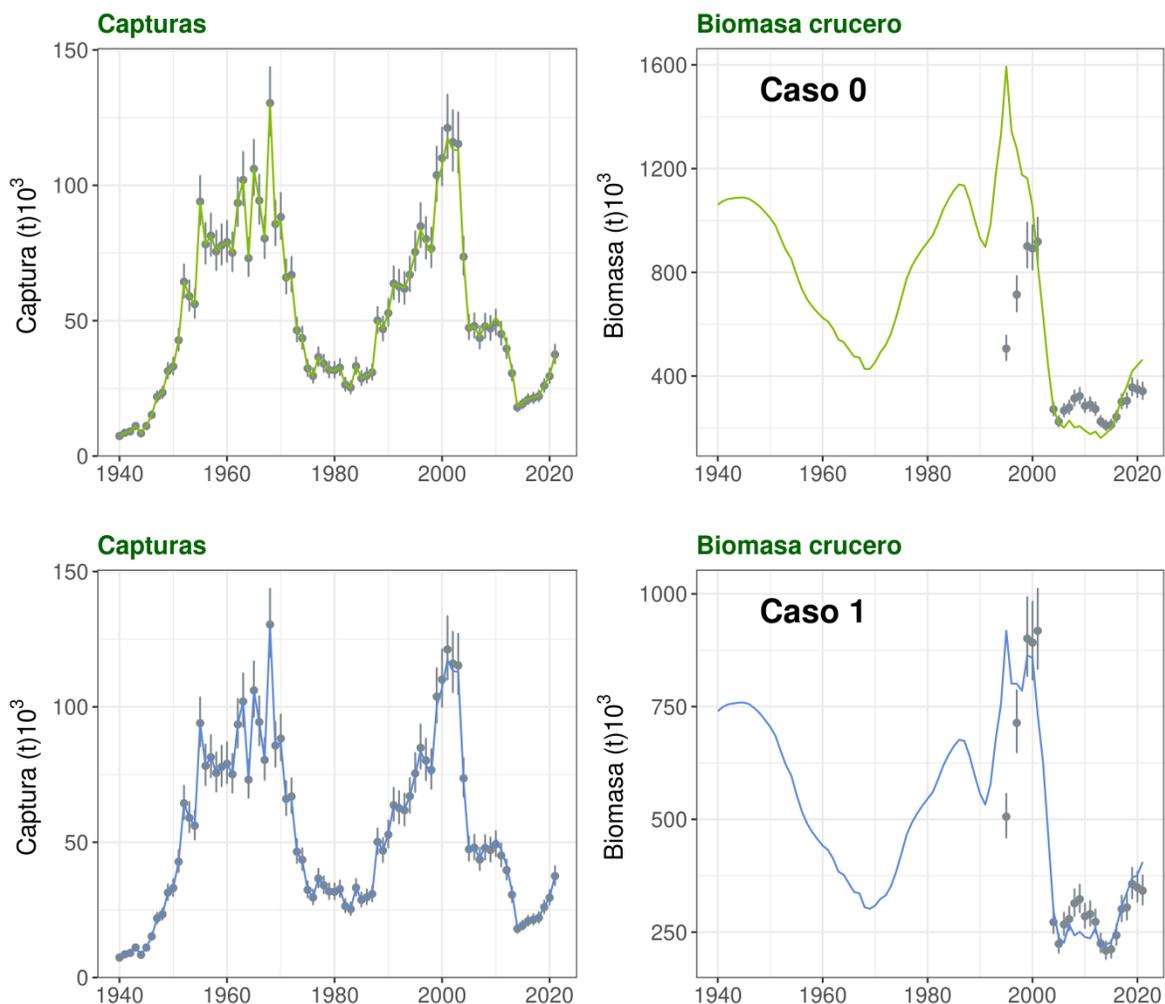


Figura 13. Ajustes de las capturas totales anuales de la pesca comercial e 3ndice de abundancia relativa (biomasa crucero ac3stico). Las barras de error representan el coeficiente de variaci3n de las observaciones asumido en el modelo. Casos 0 y 1.



La menor ponderación de los datos de composición de edades en el Caso 1 (y también en el Caso 3) busca priorizar la información de abundancia incluida en el modelo por sobre aquella aportada por los datos de composición de edades (estos datos contienen normalmente escasa información respecto de la abundancia a del recurso y más bien aportan información respecto de la selectividad y desvíos del reclutamiento; Methot 2009, Francis 2011).

Aunque el ajuste de la información de abundancia relativa del recurso fue mejor en las condiciones del Caso 1, se puede observar como el modelo experimenta dificultades para ajustar los datos de biomasa estimada por medios directos en los años 1995 y 1997 (**Figura 13**).

4.1.3 Estimaciones de los parámetros

i

Algunos de los resultados se presentan para casos seleccionados debido a que la diferencia entre casos fue mínima. Otros resultados son presentados para los cuatro casos estudiados en la evaluación solo en aquellas situaciones en donde se consideró informativo, ya sea porque las diferencias fueron particularmente notables o porque se consideró necesario para entender aspectos importantes de la evaluación y estudio del estatus del recurso.

4.1.3.1 Selectividad

En la **Figura 14** se presentan las estimaciones de las selectividades del crucero de evaluación directa y de la flota arrastrera obtenidas en el Caso 3. El modelo base de evaluación incluye dos bloques temporales en la selectividad del arrastre de fondo, uno en los años 1940-2003 y otro para el periodo 2004-2021. En la Figura 14 se representan las estimaciones para los años 2002 y 2005 a fin de mostrar con mayor claridad las estimaciones de la selectividad de la pesca con arrastre en los dos bloques de años. La edad completamente reclutada del bloque 1 fue estimada en 4,8 años y en 2,4 años para el bloque 2 (**Figuras 14 y 15**).

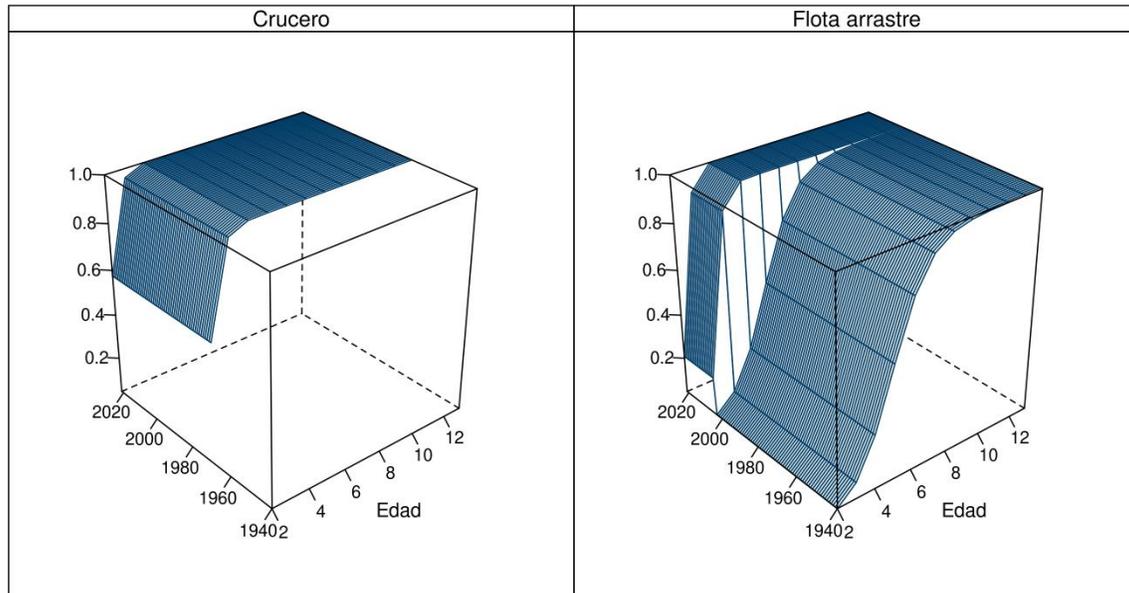
Caso de evaluaci3n 3

Figura 14. Selectividades logísticas estimadas para el crucero de evaluaci3n acústica y la flota de arrastre. La selectividad de la flota de arrastre varía a través de dos bloques de años: 1968 - 2003, 2004 - 2021. Caso 3.

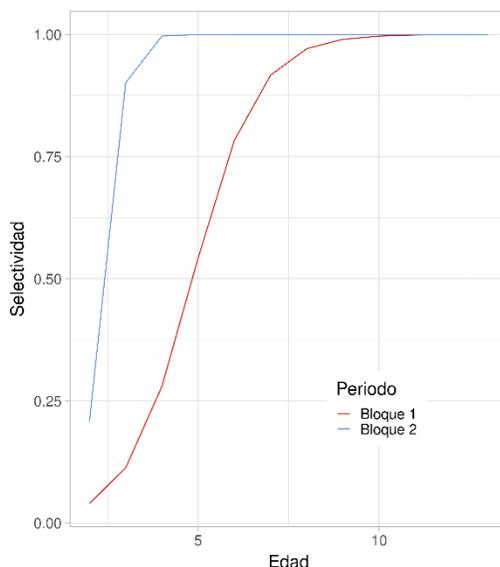


Figura 15. Selectividades asint3ticas de la flota arrastrera estimadas para los bloques de a3os 1968 – 2003 y 2004 - 2021. Caso 3.

4.1.3.2 Mortalidades

En la **Figura 16** se presentan las estimaciones de la mortalidad por pesca y del componente de mortalidad natural adicional proporcional a la abundancia relativa de jibia en el 3rea de la pesquer3a.

En esta figura se destacan una serie de caracter3sticas:

- Los valores m3ximos de mortalidad por pesca corresponden con los m3ximos valores hist3ricos de desembarque (128 mil toneladas en 1968 y 121 mil toneladas en 2001).
- La mortalidad por pesca es mayor en los casos en donde se considera el descarte y subreporte (Casos 2 y 3).
- El incremento en la mortalidad natural durante el periodo de mayor abundancia relativa de jibia en el 3rea de la pesquer3a (a3os 2000 a 2006, aproximadamente) es notablemente mayor en los Casos 0 y 1 (casos que no consideran el descarte o subreporte).
- El incremento en la mortalidad natural durante el periodo de mayor abundancia relativa de jibia es mayor en los casos que consideran las correlaciones en los datos de composici3n de edades (i.e. utilizan el procedimiento de ponderaci3n de estos datos sugerido en Francis 2011).

- Entre los a1os 2008 y 2014 la mortalidad por pesca es notablemente mayor en los casos que no consideran las correlaciones en los datos de composici3n de edades (Casos 0 y 2).
- La mortalidad por pesca estimada para los a1os 1992 y 1996 es mayor en el Caso 3 respecto de todos los dem1s casos.

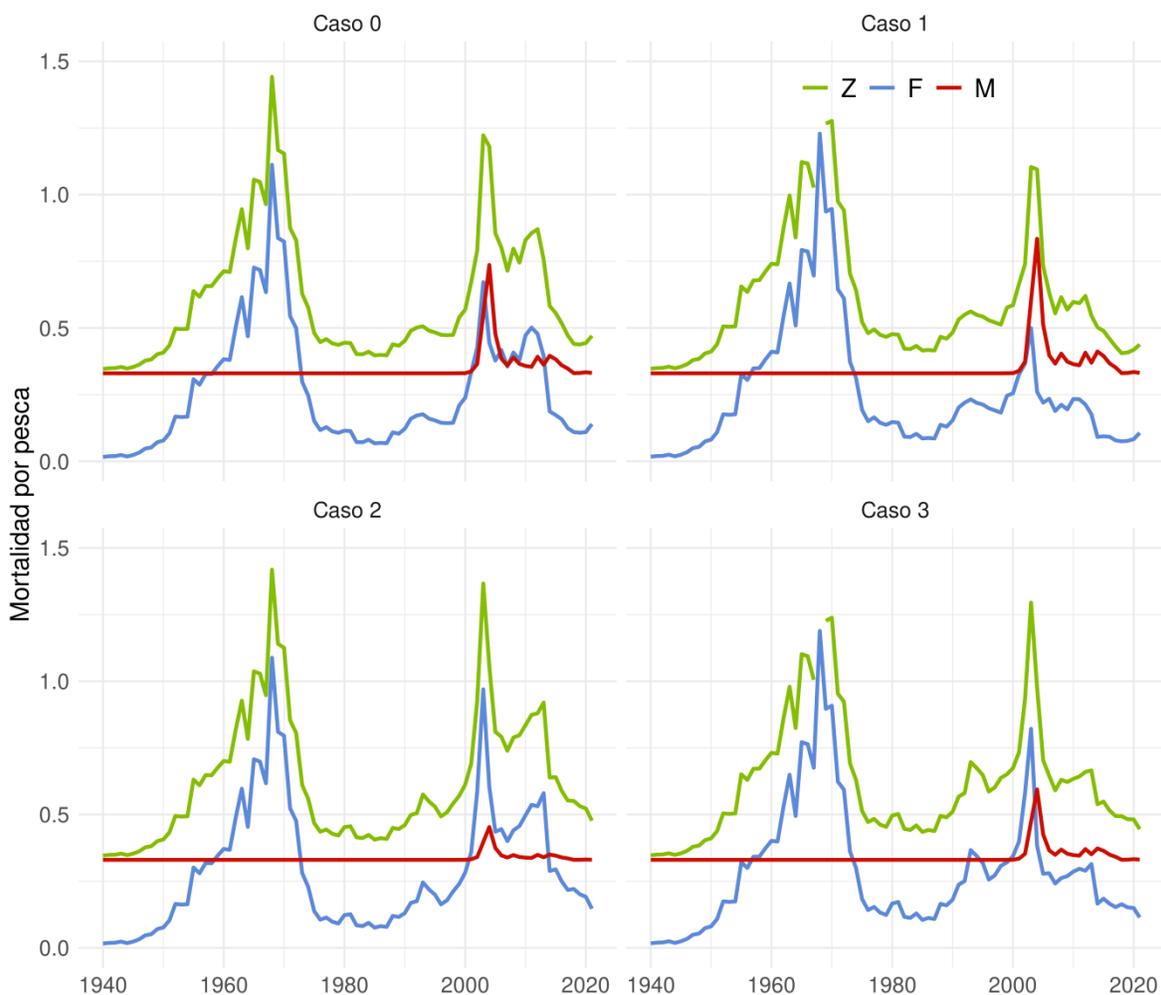


Figura 16. Mortalidades de merluza com1n: total (Z), debido a la pesca (F) y natural (M), estimadas en los cuatro casos de evaluaci3n de stock.



4.1.3.3 Reclutamientos

Una serie de observaciones relacionadas con el nivel estimado de mortalidad y al esquema de ponderación de los datos de composición de edades son también de notar con relación a las estimaciones del reclutamiento anual realizadas en los cuatro casos que se informan en este estudio (**Figura 17**).

Es importante recordar aquí, primero, que en el modelo base de evaluación los errores aleatorios del reclutamiento (desvíos) son estimados a partir del año 1968, cuando se inician los datos de composición de edades de las capturas. De este modo, el reclutamiento del periodo 1940 a 1967 corresponde al valor medio de largo plazo (R_0) (**Figura 17**).

De acuerdo con lo anterior, respecto de las estimaciones del reclutamiento se pueden realizar las observaciones siguientes (**Figura 17**):

- Los reclutamientos del periodo comprendido entre los años 1969 y 1999 corresponden con reclutamientos por sobre el valor promedio de largo plazo incluyendo los máximos históricos estimados para los años 1992 y 1993.
- Los reclutamientos estimados para el periodo comprendido entre los años 2000 y 2020 corresponden a valores menores a la media de largo plazo.
- Los reclutamientos estimados en los casos que no consideran los descartes o subreportes (i.e. las mortalidades por pesca estimadas son menores a los restantes casos; Casos 0 y 1) son menores a los estimados en los casos que incluyen una corrección de las capturas (Casos 2 y 3).
- Los reclutamientos estimados en los casos que tomaron en cuenta las correlaciones en los datos de composición de edades (Casos 1 y 3) son menores a los estimados en los casos que no consideraron esta característica de los datos (Casos 0 y 2).

Los valores estimados de biomasa desovante en los casos que no incluyeron el efecto de descartes y sureportes (Casos 0 y 1) fueron mayores a los estimados en los casos donde se aplicaron factores para dar cuenta de este efecto (Casos 2 y 3). Del mismo modo, la biomasa desovante estimada en los casos que no tomaron en cuenta la correlación en los datos de composición de edades (Casos 0 y 2) fueron menores a los estimados en los casos en los que se aplicó un procedimiento para tomar en cuenta esta característica de los datos (Casos 1 y 3; **Tablas 2 a 5**).

Un patrón general en las fluctuaciones de la biomasa desovante, observable en todos los casos, fue una reducción notable de la población desovante entre los años 1996 y 2005. Esta reducción en biomasa se corresponde con el incremento en la mortalidad por pesca que tuvo lugar en los años 90s y hasta el año 2001 (**Figura 16**) y corresponde con la posterior reducción en el nivel de los reclutamientos (**Figura 17**).

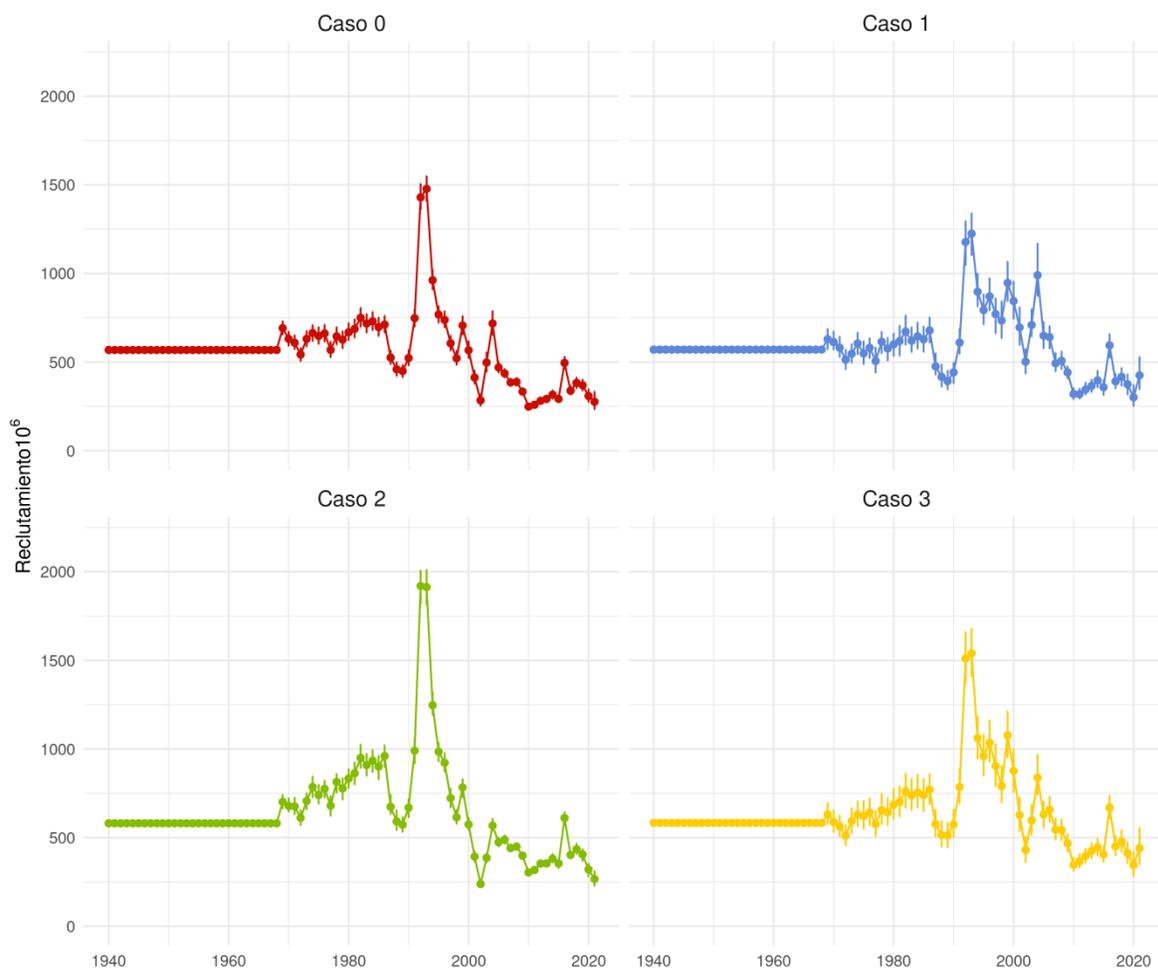


Figura 17. Reclutamientos estimados en los cuatro casos de evaluaci3n. Las barras verticales corresponden a los cuartiles 25% y 75%.

Los reclutamientos, sin embargo, se han mantenido bajo la media de largo plazo (**Figura 17**) aun cuando la biomasa desovante ha experimentado un lento pero sostenido incremento en los 3ltimos ocho a3os (**Tablas 2 a 5**).



4.1.3.4 Biomosas

La **biomasa total**: peso de la población de 2 años o mayores (2+), presente a inicios de cada año.

La **biomasa desovante**: peso de la población que ha alcanzado la madurez sexual y se encuentra presente a inicios de agosto de cada año.

La **biomasa explotable o vulnerable**: peso de la población accesible a la pesca a inicios de julio de cada año.

Si se comparan los casos de evaluación donde se aplica la misma ponderación de los datos de composición de edades (Casos 0 vs 2) y (Casos 1 vs 3) se puede apreciar que para el periodo de años entre 1980 y 2003, las biomosas estimadas en los casos en que se utilizaron las capturas del control oficial de los desembarques (Casos 0 y 1) son en general menores a las estimadas en los casos en donde se emplearon las capturas estimadas por el comité científico técnico (Casos 2 y 3; **Tablas 2 a 5; Figura 18**).

Este resultado es esperable porque las capturas estimadas por el comité científico buscan incluir en la evaluación la captura adicional no controlada y que corresponde a descartes y subreportes (en un contexto histórico). La mayor captura que aquella del control oficial implicada en los Casos de evaluación 2 y 3 implica que la mortalidad por pesca es de hecho mayor a la estimada en las condiciones de los Casos 0 y 1 y en consecuencia que la biomasa de la población era también mayor para poder soportar estos mayores niveles de captura (**Tablas 2 a 5; Figura 18**).

Entre el año 2006 y el presente, sin embargo, el efecto de la ponderación de los datos de composición de edades (para dar cuenta del efecto de las correlaciones en estos datos) es mayor que el efecto de la corrección de las capturas y de este modo las diferencias más notables se aprecian entre aquellos casos en donde el procedimiento de ponderación de Francis (2011) fue aplicado respecto de los casos en los que no fue utilizado (**Tablas 2 a 5; Figura 18**).

En consecuencia, los valores de biomasa desovante para el año 2021 fueron estimados en 185 mil, 235 mil, 173 mil y 215 mil toneladas en los casos 0, 1, 2 y 3, respectivamente (**Tablas 2 a 5**).

**Tabla 2.**

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común estimadas para los años 1997 a 2021. Caso 0.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. (F)	Pesca	Tasa Explot. (u)
1997	1081	627	546	607		0.14	0.11
1998	972	579	514	516		0.14	0.11
1999	948	533	474	712		0.21	0.16
2000	889	487	445	570		0.24	0.18
2001	773	391	346	418		0.33	0.24
2002	547	300	260	289		0.43	0.29
2003	457	178	160	502		0.67	0.39
2004	292	91	155	728		0.44	0.26
2005	249	60	121	471		0.38	0.25
2006	212	57	112	438		0.42	0.29
2007	198	61	121	387		0.36	0.25
2008	207	63	117	390		0.41	0.28
2009	187	67	124	331		0.38	0.27
2010	185	58	105	248		0.47	0.32
2011	159	52	91	258		0.50	0.34
2012	149	45	85	282		0.48	0.32
2013	145	39	79	293		0.40	0.28
2014	164	49	97	316		0.19	0.14
2015	175	58	112	295		0.17	0.13
2016	233	74	134	495		0.16	0.12
2017	244	93	173	338		0.12	0.10
2018	284	123	202	383		0.11	0.09
2019	323	156	243	368		0.11	0.09
2020	359	177	268	315		0.11	0.09
2021	357	185	267	288		0.14	0.11

**Tabla 3.**

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común estimadas para los años 1997 a 2021. Caso 1.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. (F)	Pesca	Tasa Explot. (u)
1997	1010	514	412	785		0.19	0.15
1998	968	508	411	689		0.18	0.14
1999	1028	512	411	1002		0.25	0.19
2000	1041	510	422	865		0.25	0.19
2001	975	458	363	676		0.33	0.24
2002	738	399	310	503		0.37	0.26
2003	674	274	221	713		0.50	0.30
2004	446	155	269	1018		0.26	0.16
2005	362	104	210	654		0.22	0.16
2006	316	102	201	645		0.23	0.17
2007	304	113	228	513		0.19	0.14
2008	320	126	223	497		0.21	0.16
2009	295	140	240	416		0.19	0.15
2010	294	126	210	313		0.23	0.18
2011	263	124	194	326		0.23	0.18
2012	254	114	186	355		0.21	0.16
2013	247	102	173	383		0.18	0.14
2014	268	113	197	397		0.09	0.07
2015	270	115	205	362		0.09	0.07
2016	326	133	226	572		0.09	0.07
2017	331	150	271	390		0.08	0.06
2018	367	181	294	424		0.07	0.06
2019	399	216	338	367		0.08	0.06
2020	430	235	353	335		0.08	0.07
2021	448	235	349	459		0.11	0.09

**Tabla 4.**

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común, estimadas para los años 1997 a 2021. Caso 2.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. (F)	Pesca	Tasa Explot. (u)
1997	1340	767	655	735		0.18	0.14
1998	1180	687	600	604		0.21	0.16
1999	1107	618	541	812		0.24	0.18
2000	1016	554	497	615		0.28	0.21
2001	854	438	380	411		0.36	0.26
2002	594	316	270	258		0.59	0.38
2003	446	176	154	415		0.97	0.53
2004	278	97	160	625		0.60	0.37
2005	274	69	136	496		0.44	0.30
2006	247	68	131	500		0.45	0.31
2007	236	72	141	453		0.40	0.28
2008	245	75	137	460		0.44	0.30
2009	226	78	145	398		0.46	0.31
2010	221	67	123	304		0.50	0.34
2011	195	62	109	327		0.54	0.36
2012	186	54	103	362		0.53	0.35
2013	185	44	92	370		0.58	0.38
2014	196	53	110	389		0.29	0.21
2015	210	63	127	362		0.29	0.22
2016	277	79	148	609		0.25	0.19
2017	285	97	189	406		0.22	0.17
2018	320	126	212	441		0.22	0.17
2019	343	150	242	404		0.20	0.16
2020	363	165	256	332		0.19	0.15
2021	346	173	254	290		0.15	0.12

**Tabla 5.**

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común, estimadas para los años 1997 a 2021. Caso 3.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. (F)	Pesca	Tasa Explot. (u)
1997	1166	565	433	922		0.27	0.20
1998	1092	543	420	775		0.31	0.23
1999	1117	539	411	1091		0.32	0.24
2000	1102	525	415	878		0.34	0.25
2001	993	464	350	627		0.40	0.28
2002	733	381	282	440		0.58	0.38
2003	612	245	188	599		0.82	0.46
2004	403	150	254	865		0.38	0.24
2005	370	110	214	636		0.28	0.20
2006	338	110	208	670		0.28	0.21
2007	326	119	233	551		0.24	0.18
2008	340	131	228	542		0.26	0.19
2009	317	142	245	461		0.27	0.20
2010	311	126	212	348		0.29	0.21
2011	278	122	194	366		0.30	0.22
2012	267	111	186	400		0.29	0.21
2013	263	95	168	431		0.31	0.23
2014	275	104	189	443		0.17	0.13
2015	282	107	200	409		0.18	0.14
2016	346	125	222	663		0.17	0.13
2017	351	141	267	451		0.15	0.12
2018	386	169	286	486		0.16	0.13
2019	404	197	319	411		0.15	0.12
2020	424	211	328	362		0.15	0.12
2021	432	215	326	471		0.11	0.09

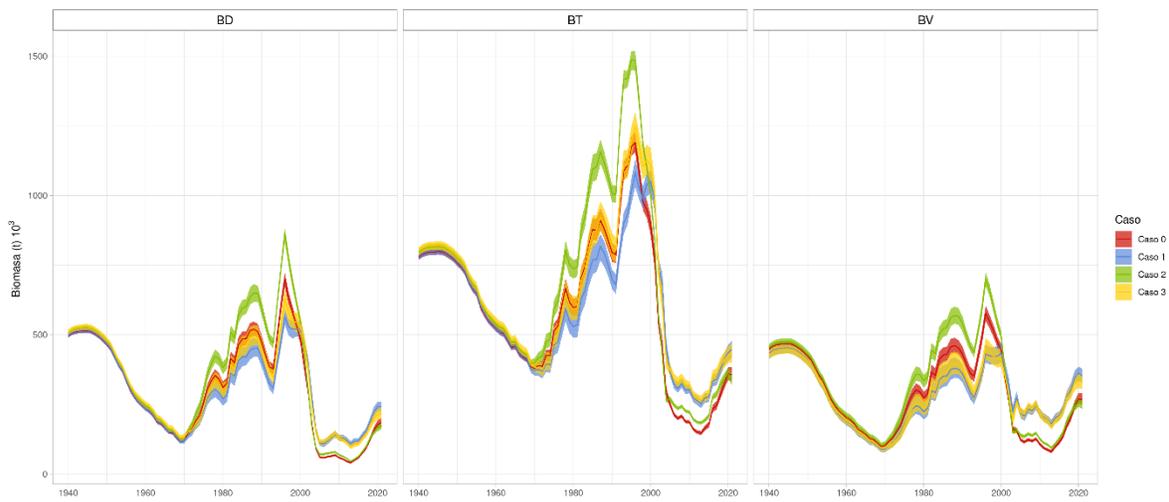


Figura 18. Comparaci3n de las variaciones de las biomazas desovante, (BD), total (2+; BT) y vulnerable (BV) de merluza com3n entre los a1os 1940 y 2021 en los casos 0 a 3 analizados en la evaluaci3n de stock. Banda corresponde a los cuartiles 25% y 75%.



4.1.4 Resumen de la evaluación de stock

Se actualizó el estatus del stock de merluza común incluyendo información de la captura total y de la composición de edades de la captura de la flota de arrastre actualizada hasta el año 2020 y la estimación preliminar de la biomasa del stock en el año 2021 realizada por el proyecto de evaluación directa de la abundancia del recurso usando métodos geoestadísticos y datos tomados en el último crucero de evaluación hidro-acústico ejecutado por este mismo proyecto.

La evaluación fue conducida estudiando cuatro casos que correspondieron a situaciones en las que se usaron los datos oficiales de desembarque recopilados por el Servicio Nacional de Pesca o la serie de capturas determinada por el comité científico técnico de la pesquería. Las variaciones sobre estos dos casos correspondieron a situaciones en las que se tomó (o no) en consideración la correlación en los datos de composición de edades de las capturas de la flota de arrastre y del crucero de evaluación directa.

En todos los casos las mayores mortalidades por pesca correspondieron con los máximos valores históricos de desembarque (128 mil toneladas en 1968 y 121 mil toneladas en 2001), pero como es de esperar, la mortalidad por pesca estimada fue mayor en los casos en donde se consideró el descarte y subreporte (Casos 2 y 3).

El incremento en la mortalidad natural cuando se incluyó el efecto de la jibia (años 1999 al presente) fue no fue significativo en los casos en donde se usó la serie de capturas propuesta por el comité científico. La inclusión del efecto de las correlaciones en los datos de composición de edades mediante un esquema de ponderación de estos datos, sin embargo, tendió a aumentar la mortalidad debido a la jibia independientemente de la serie de capturas utilizada.

Los reclutamientos estimados para los años 1969 y 1999 se encontraron por sobre el valor promedio de largo plazo (este periodo incluye los máximos históricos estimados para los años 1992 y 1993). Por el contrario, los reclutamientos estimados para los años 2000 y 2020 correspondieron a valores menores que la media de largo plazo.

En los cuatro casos se observó una tendencia positiva de la biomasa desovante en los últimos 7 años, con valores estimados para el año 2021 de 185 mil, 235 mil, 173 mil toneladas y 215 mil toneladas en los casos 0, 1, 2 y 3, respectivamente.



4.1.5 Cálculo de los puntos biológicos de referencia

La información biológica (mortalidad natural, madurez sexual, pesos medios por grupo de edad) y la información de selectividad de la captura de la flota de arrastre, provista por el modelo de evaluación en los diferentes casos, fue empleada para estimar los valores sustitutos de los puntos biológicos de referencia del RMS según lo acordado por el CCT-RDZCS. El valor sustituto de F_{RMS} fue obtenido minimizando la diferencia entre la biomasa desovante por recluta (BDR) y el 40% de la biomasa desovante por recluta en ausencia de pesca ($0,4BDR_0$) y el valor sustituto de B_{RMS} fue estimado como $0,4B_0$. B_0 fue estimado multiplicando el reclutamiento de equilibrio (R^*) de la relación stock-reclutas de Ricker (1975) (estimada en el modelo) por el valor de BDR_0 . La incertidumbre de estas estimaciones fue aproximada mediante el método delta en el caso de F_{RMS} y los cuantiles de 5.000 valores B_{RMS} muestreados mediante MCMC.

Los valores sustitutos de F_{RMS} y B_{RMS} estimados en los tres casos estudiados se entregan en la **Tabla 6**.

Debido a que la información de composición de edades, madurez, selectividad y M es prácticamente la misma, los valores estimados de F_{RMS} fueron esencialmente los mismos en todos los casos estudiados. Las estimaciones de B_{RMS} , por el contrario, dependen del valor de B_0 , el que es notablemente dependiente de la magnitud de las capturas asumidas en cada caso (**Tabla 6**).

**Tabla 6**

Valores sustitutos de F_{RMS} y B_{RMS} estimados para la merluza com3n en los casos 0, 1, 2 y 3 estudiados en la evaluaci3n del stock (Cuartiles 25%, 50% y 75%).

Caso/PBR	25%	50%	75%
0			
F_{RMS}	0,11	0,19	0,50
B_{RMS}	236	248	263
1			
F_{RMS}	0,09	0,18	0,46
B_{RMS}	255	275	320
2			
F_{RMS}	0,11	0,20	0,50
B_{RMS}	277	293	313
3			
F_{RMS}	0,10	0,18	0,46
B_{RMS}	261	281	306



4.1.6 Estado de situación del recurso merluza común

Las menores mortalidades por pesca estimadas en los casos en que las capturas ingresadas al modelo no consideraron efectos de descartes y subreportes (Casos 0 y 1) implicaron una menor reducción del stock desovante en el último año evaluado (**Figura 19**). El efecto de la ponderación de los datos de composición de edades de las capturas, sin embargo, fue más significativo, de tal manera que en los casos en donde la correlación en este componente de los datos fue considerada (Casos 1 y 3) los resultados indicaron que el recurso se encuentra más próximo al objetivo de manejo (**Figura 19**). Es de notar también que en estos casos el índice de reducción de stock desovante no excede el valor potencial máximo (en ausencia de pesca) en ningún año de la serie a diferencia de los casos 0 y 2 donde esto se puede observar a fines de la década de los años 90s (**Figura 19**).

En todos los casos analizados para este informe el recurso se encontraba subexplotado entre 1940 y la primera mitad de la década de los 50s y entre 1977 y el año 2000 (**Figura 20**). También en todos estos casos la pesquería se encontró en una situación de sobrepesca en la década del 60 y entre los años 2003 y 2013 (**Figura 20**). En los casos en donde se consideró la correlación en los datos de composición de edades (Casos 1 y 3), el recurso permaneció menos tiempo en la región de agotamiento (**Figuras 19 y 20**).

El nivel de reducción de la biomasa desovante en el año 2021, con respecto de su valor máximo en ausencia de explotación, fue estimado en 0.3, 0.35, 0.24 y 0,31 en los Casos 0, 1, 2 y 3, respectivamente (**Figura 19**). De este modo, considerando que el valor estimado de la mortalidad por pesca en el presente se encuentra por debajo de su valor límite (FRMS; **Figuras 16 y 20**) y que la biomasa se encuentra fuera de la región de agotamiento, pero es menor al objetivo del manejo de 0.4B0 (**Figura 20**), el estado de situación del recurso es de **sobreexplotación**.

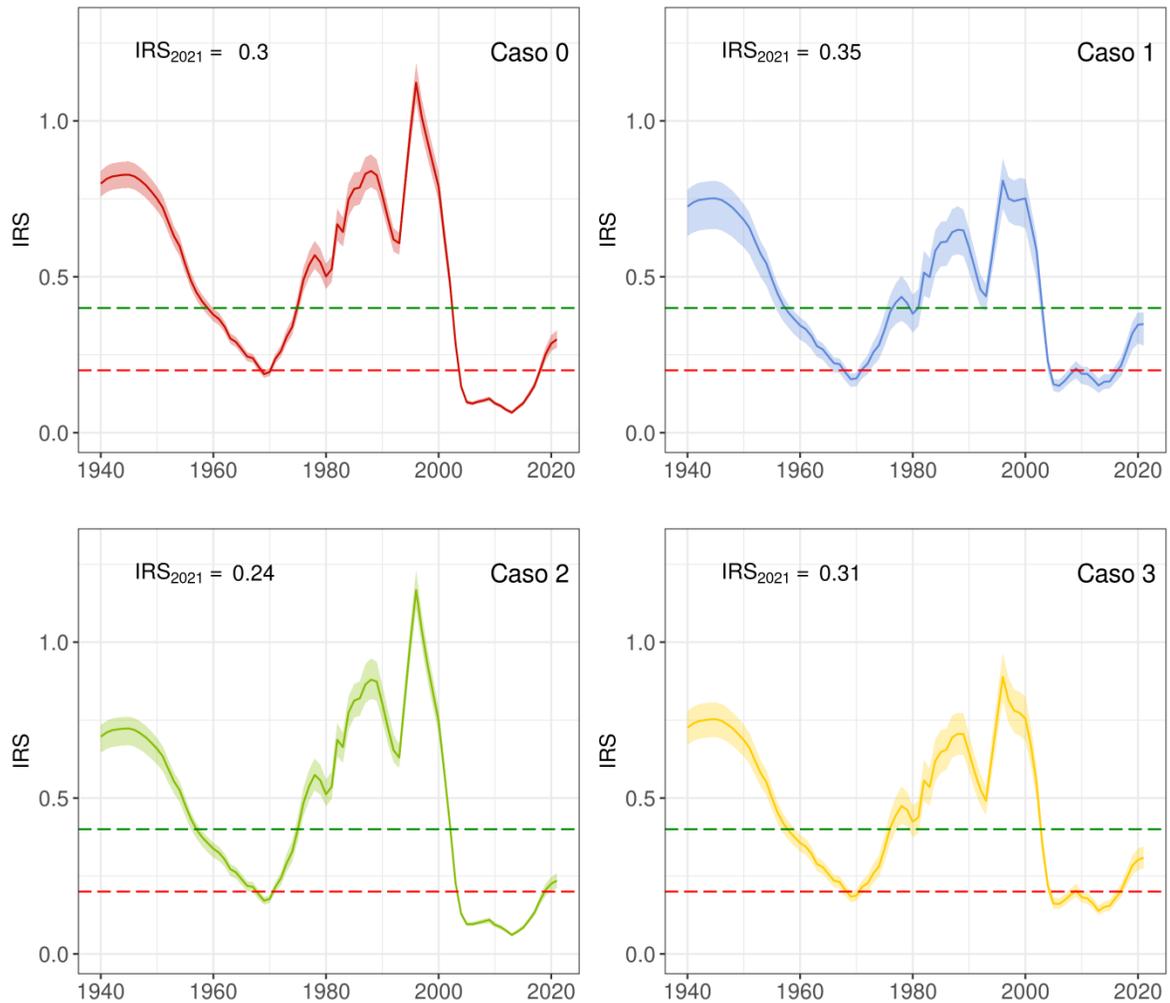


Figura 13. Índice de reducci3n del potencial desovante del stock de merluza com3n estimado en cuatro casos de evaluaci3n indirecta que difieren en la serie de capturas utilizada y en la ponderaci3n de la composici3n de edades de las capturas comerciales y del cruceo de evaluaci3n directa. Espacio Inter cuartil e IRS en 2021 corresponden a estimados de 5.000 muestreos MCMC.

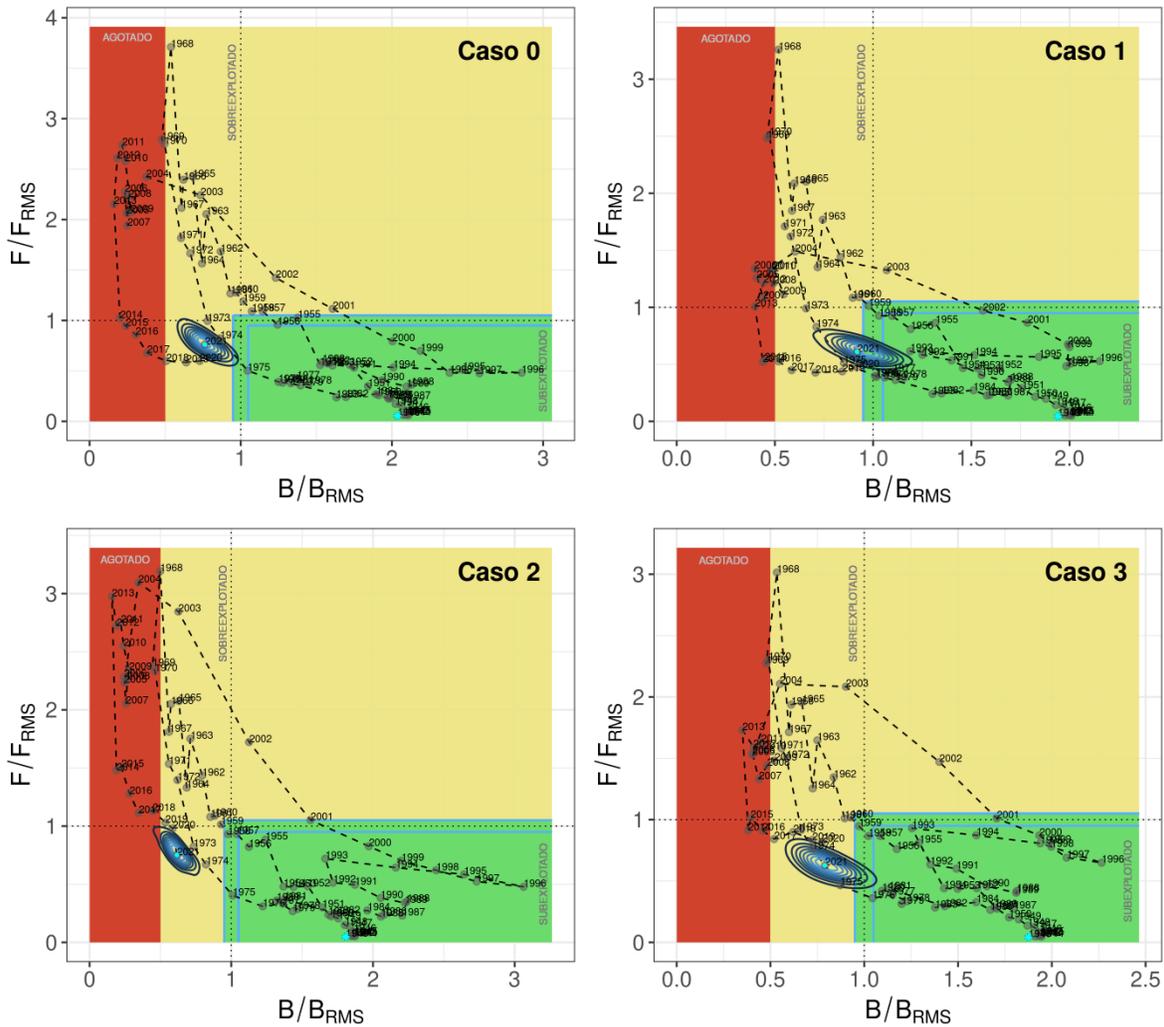


Figura 20. Marco biol3gico de referencia de cuatro casos estudiados en la evaluaci3n de stock de merluza com3n que difieren en la serie de capturas empleada y en la ponderaci3n de la composici3n de edades de las capturas comerciales y del crucero de evaluaci3n directa. Incertidumbre del estatus en 2021 estimada con 5.000 muestreos MCMC.



4.2 OBJETIVO 3: Evaluar bajo incertidumbre la probabilidad de alcanzar los objetivos de manejo.

4.2.1 Análisis de la Captura Biológicamente Aceptable

Se analizaron siete estrategias de explotación con mortalidad por pesca constante (0, 0.1, 0.2, 0.4, 0.6, 0.75 y 1 veces el valor de F_{RMS}) proyectando el stock presente en el año 2021 veinte años en el futuro. Los indicadores utilizados para juzgar el desempeño de las estrategias correspondieron a la probabilidad de que el stock se encuentre por debajo del objetivo de manejo $P(B_{2041} < B_{RMS})$ o en la región de agotamiento $P(B_{2041} < 0,5B_{RMS})$ al final de la proyección. Para cada estrategia se entrega la CBA con 5 niveles de riesgo (0.1, 0.2, 0.3, 0.4 y 0.5).

Caso 0

Este escenario incluyó como serie de capturas sólo los registros oficiales de desembarque sin considerar los efectos de descartes o sub-reportes y no considera el efecto de las correlaciones en los datos de composición de edades. Bajo este caso, la aplicación de una mortalidad igual a F_{RMS} implica un rango de CBA entre 52 mil y 59 mil toneladas, dependiendo del valor de riesgo que se adopte (Tabla 7). Bajo esta estrategia existe un riesgo mínimo de encontrar al stock desovante en la región de agotamiento ($B < 0.5B_{RMS}$) o de no alcanzar el objetivo de manejo en el horizonte de proyección (Tabla 7).

Tabla 7.

Análisis de siete estrategias de explotación de mortalidad por pesca constante bajo las condiciones del Caso 0.

	0*F	0,1*F	0,2*F	0,4*F	0,6*F	0,75*F	1,0*F
Riesgo CBA 2021							
10%	0	7	13	24	32	40	52
20%	0	7	14	25	34	42	54
30%	0	7	14	25	35	43	56
40%	0	8	14	26	36	44	57
50%	0	8	15	27	37	45	59
B_{2041}/B_{2021}	3.2	3.0	2.9	2.6	2.3	2.0	1.7
B_{2041}/B_{RMS}	2.4	2.3	2.2	1.9	1.7	1.5	1.3
$P(B_{2041} < B_{RMS})$	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
$P(B_{2041} < 0,5*B_{RMS})$	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Caso 1

Este caso, al igual que el caso anterior, no considero los efectos de descartes o sub-reportes, pero si se aplic3 un procedimiento de ponderaci3n de los datos de composici3n de edades para considerar las correlaciones. En esta situaci3n, una mortalidad igual a F_{RMS} significa extraer capturas entre 55 y 64 mil toneladas. Esta estrategia permitiría alcanzar el objetivo de manejo en 20 a3os con una probabilidad cero de encontrar al stock bajo la biomasa l3mite (**Tabla 8**).

Tabla 8

Análisis de siete estrategias de explotaci3n de mortalidad por pesca constante bajo las condiciones del Caso 1.

	0*F	0,1*F	0,2*F	0,4*F	0,6*F	0,75*F	1,0*F
Riesgo CBA 2021							
10%	0	8	15	28	38	47	55
20%	0	8	16	29	40	50	58
30%	0	9	17	30	42	51	60
40%	0	9	17	31	43	53	62
50%	0	9	18	32	44	55	64
B2041/B2021	2.7	2.5	2.4	2.1	1.8	1.5	1.3
B2041/BRMS	2.5	2.3	2.2	1.9	1.6	1.4	1.2
P(B2041<BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
P(B2041<0.5*BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Caso 2

Este caso consider3 la serie de capturas propuesta por el comit3 cient3fico t3cnico y de este modo se incluyen los efectos de descartes y subreportes. Las correlaciones en los datos de composici3n de edades de la captura comercial y del crucero de evaluaci3n, sin embargo, no fueron consideradas. De acuerdo con este caso, la aplicaci3n de una mortalidad por pesca igual a F_{RMS} significa extraer capturas entre 45 y 51 mil toneladas. Esta estrategia tambi3n presenta una probabilidad m3nima de encontrar al stock en la regi3n de agotamiento o bajo el valor de B_{RMS} en el horizonte de proyecci3n (Tabla 9).

Tabla 9.

An3lisis de siete estrategias de explotaci3n de mortalidad por pesca constante bajo las condiciones del Caso 2.

	0*F	0,1*F	0,2*F	0,4*F	0,6*F	0,75*F	1,0*F
Riesgo CBA 2021							
10%	0	7	13	23	32	39	45
20%	0	7	13	24	33	41	48
30%	0	7	14	25	34	42	49
40%	0	7	14	26	35	43	50
50%	0	8	15	26	36	44	51
B2041/B2021	3.9	3.7	3.5	3.1	2.8	2.4	2.1
B2041/BRMS	2.4	2.3	2.2	1.9	1.7	1.5	1.3
P(B2041<BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
P(B2041<0.5*BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Caso 3

El caso de evaluaci3n 3 consider3 el efecto de los descartes y subreportes, al incluir la serie de capturas estimada por el comit3 cientifico t3cnico, y tambi3n los efectos de las correlaciones en los datos de composici3n de edades. De acuerdo con este caso, aplicar una mortalidad por pesca igual a F_{RMS} significa extraer capturas entre 53 y 62 mil toneladas. Esta estrategia permitiría alcanzar el objetivo de manejo en 20 a3os con una probabilidad cero de encontrar al stock bajo la biomasa l3mite (**Tabla 10**).

Tabla 10.

Análisis de siete estrategias de explotaci3n de mortalidad por pesca constante bajo las condiciones del Caso 3.

	0*F	0,1*F	0,2*F	0,4*F	0,6*F	0,75*F	1,0*F
Riesgo CBA 2021							
10%	0	8	15	27	37	46	53
20%	0	8	16	29	39	49	56
30%	0	9	16	30	41	51	59
40%	0	9	17	31	42	52	61
50%	0	9	17	32	44	54	62
B2041/B2021	3.1	2.9	2.7	2.4	2.1	1.8	1.5
B2041/BRMS	2.4	2.3	2.2	1.9	1.7	1.4	1.2
P(B2041<BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
P(B2041<0.5*BRMS)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



4.3 OBJETIVO 4: Detallar y analizar las fuentes de incertidumbre

El análisis de las fuentes de incertidumbre se desarrolló a través de la exploración de escenarios alternativos de evaluación de stock para determinar la sensibilidad de los resultados a cambios en los valores de parámetros fijos en el modelo, en la ponderación de los datos de composición de edades, variaciones en el patrón anual de madurez, cambios en los datos de captura y cambios estructurales en la modelación de los reclutamientos.

El estudio de la incertidumbre de modelo incluyó también un análisis de los patrones retrospectivos de la biomasa desovante, mortalidad por pesca y reclutamientos y del perfil de verosimilitud del parámetro de escala R_0 .

Los residuales de los ajustes de la composición de edades de la flota de arrastre y del crucero de evaluación directa y los residuales del índice de abundancia relativa se presentan para el Caso 3 en el **Anexo 4**.

4.3.1 Exploración de escenarios de evaluación de stock.

El error de modelo fue explorado considerando un total de 15 casos alternativos de evaluación (**Tabla 11**).

En la sección 3.2.3.1 del informe se describen los casos evaluados para el estudio de la captura biológicamente aceptable (Casos 0 a 3).

Los casos adicionales a los descritos en la sección 3.2.3.1 y que fueron explorados en este análisis de sensibilidad se describen a continuación:

En esta sección se incluyen dos casos (Casos 4 y 7) que consideran un criterio alternativo para aproximar el subreporte en Curanipe (**Anexo 3**). La corrección por subreporte de la captura artesanal del año 2020 se realizó con información incompleta, considerando que las estimaciones de los años previos incluyeron información de cinco puertos. En el año 2020 no fue posible obtener información del puerto de Curanipe, lo que requirió usar criterios para aproximar el subreporte en esa localidad (**Anexo 3**).

En el año 2021 el crucero de evaluación directa de la abundancia de merluza común no prospectó la totalidad de la zona 4 (zona en el externo sur del diseño de muestreo de este crucero). En esta sección se incluyen cuatro casos (Casos 5, 6, 8 y 9) que consideran dos valores alternativos para la biomasa del año 2021 y que resultan de extrapolaciones de la biomasa estimada para la zona 4 (**Anexo 3**).



Caso 4: Utiliza la serie de captura determinada por el CCT-RDZCS pero incluye un valor diferente de captura para el año 2020. Este valor de captura resulta de la aplicación de un procedimiento alternativo de corrección del subreporte artesanal (**Anexo 3**). Este caso no incluye el procedimiento de ponderación de los datos de composición de edades para considerar las correlaciones en estos datos (**Tabla 11**).

Caso 5: Utiliza la serie de captura determinada por el CCT-RDZCS pero incluye un valor alternativo 1 de biomasa para el año 2021 que resulta de una extrapolación de la biomasa evaluada en la zona 4 (**Anexo 3**). Este caso no incluye el procedimiento de ponderación de los datos de composición de edades para considerar las correlaciones (**Tabla 11**).

Caso 6: Utiliza la serie de captura determinada por el CCT-RDZCS pero incluye un valor alternativo 2 de biomasa para el año 2021 que resulta de una extrapolación de la biomasa evaluada en la zona 4 (**Anexo 3**). Este caso no incluye el procedimiento de ponderación de los datos de composición de edades para considerar las correlaciones (**Tabla 11**).

Caso 7: Igual al Caso 4 pero considera las correlaciones en los datos de composición de edades.

Caso 8: Igual al Caso 5 pero considera las correlaciones en los datos de composición de edades.

Caso 9: Igual al Caso 6 pero considera las correlaciones en los datos de composición de edades.

Debido a que la mortalidad natural (M) es uno de los parámetros más difíciles de estimar para un stock de peces, frecuentemente la adopción de un valor razonable para conducir una evaluación del stock es guiada por estimaciones indirectas que hacen uso de los parámetros de historia de vida (Cubillos et al. 1999). Es importante notar que la imprecisión en el valor de M sólo debería afectar la estimación de la escala de la población, pero no tendría un efecto determinante sobre las tendencias de la abundancia (Methot 2009).

Para corroborar lo anterior, la variabilidad en el nivel y tendencias de la abundancia debido a la incerteza en el valor de M es regularmente explorada en esta evaluación de stock. De este modo, en los **Casos 10 y 11** se exploran valores de M alternativos y posibles (Cubillos et al. 1999) pero menores y mayores al usado regularmente en esta evaluación. En el **Caso 12** se explora además la alternativa de estimar este parámetro en la evaluación de stock (**Tabla 11**).

Niklitschek (2011) recomendó no usar la estimación de biomasa del crucero de evaluación directa del año 2002, argumentando que esta es inconsistente con los demás estimados de esta serie de biomazas (**Figura 3**). En el **Caso 13** se conduce una evaluación que incluye este valor, permitiendo así apreciar su efecto en la estimación de las variables de estado, la escala de la población y el nivel de reducción del stock en el año 2021 (**Tabla 11**).

A partir del año 2004 se observó en el stock de merluza común una importante reducción en la abundancia (**Figura 3**), una juvenilización de la población (**Figuras 4 y 5**) y cambios importantes en la probabilidad de madurez sexual con relación a la longitud de los peces capturados **Anexo 2**.



En contraste con los demás escenarios, en donde la ojiva de madurez regularmente usada en la evaluación de este recurso se mantiene constante a través de todos los años considerados en el estudio, el **Caso 14** incluye las ojivas de madurez estimadas en el proyecto de evaluación directa de la abundancia entre los años 2004 y 2020 (**Tabla 11**).

El modelo base de merluza común modela los reclutamientos anuales como desvíos log-normales desde un reclutamiento medio de largo plazo (R_0), estos desvíos son corregidos por sesgo (para que la media corresponda al valor esperado de los reclutamientos) y luego son penalizados para que conformen a reclutamientos Ricker (1954) o sobre-compensatorios (**Anexo 1**).

Este, sin embargo, no es el modo más común de modelar los desvíos del reclutamiento, el que consiste en calcular desvíos log-normales del reclutamiento medio calculado mediante una curva teórica stock-reclutas (en este caso una curva Ricker 1954; Maunder y Deriso 2003). Esta modificación estructural en la modelación de los reclutamientos se implementa en el **Caso 15** debido a que esto fue solicitado en la revisión de pares del año 2017 (Arancibia et al. 2017; **Tabla 11**).

En la revisión de pares también se solicitó dar cuenta de la correlación observada en los reclutamientos estimados. Esto también se implementa en el **Caso 15**, incluyendo una estructura de correlación en la modelación de los reclutamientos.

**Tabla 11.**

Resumen de casos de evaluación de stock estudiados en el análisis de sensibilidad del modelo de evaluación.

Sub-caso	Ponderación Francis (2011)	M	Biomasa 2002	Ojiva madurez	Estructura alternativa del reclutamiento	Capturas
S0	no	0.33	no	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S1	sí	0.33	no	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S2	no	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S3	sí	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S4	no	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S5	no	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S6	no	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S7	sí	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S8	sí	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S9	sí	0.33	no	Histórica	no	CCT-RDZCS
S10	no	0.2	no	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S11	no	0.43	no	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S12	no	Estimado	no	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S13	no	0.33	sí	Histórica	no	IFOP/SERNAPESCA
S14	no	0.33	no	Variable	no	IFOP/SERNAPESCA
S15	no	0.33	no	Histórica	sí	IFOP/SERNAPESCA



Los resultados del análisis de sensibilidad de los **Casos 0 a 9** mostraron que las diferencias entre casos (particularmente en los últimos 15 años) en las estimaciones de las variables de estado (biomasa y reclutamientos) y de la mortalidad por pesca, están determinadas principalmente por la serie de capturas empleada y por el procedimiento de ponderación de los datos de composición de edades y no por los valores de captura y biomasa alternativos incluidos en los **Casos 4 a 9 (Tabla 12; Figura 21)**. La **Tabla 12** muestra como la menor ponderación de los datos de composición de edades para considerar los efectos de correlaciones reduce notablemente la verosimilitud total en comparación con los casos en donde esta característica de los datos es ignorada.

También es importante aclarar que las diferencias entre los valores de IRS reportados en la **Tabla 12** y los presentados en la **Figura 13** son el resultado de diferentes procedimientos de estimación. Los resultados de la **Figura 13** corresponden a la mediana de 5.000 muestreos MCMC y los incluidos en la **Tabla 12** son estimaciones que realizan un supuesto de normalidad (Magnusson et al. 2013).

Una característica relevante de los resultados del análisis de sensibilidad fue que el nivel de reducción de la biomasa desvante (IRS) fue mayor a 0.2 en todos los casos analizados (**Tabla 12**). Esto sugiere que la determinación del estatus del recurso como una población sobreexplotada (no agotada) es

Como es de esperar, la **Figura 21** muestra como en los casos donde se usan valores de M mayores y menores al usado en la evaluación (**Casos 10 y 11**) exhiben las mayores discrepancias en las fluctuaciones en la biomasa y reclutamientos, con respecto de los demás casos. Con una mayor biomasa y reclutamientos en general en el caso donde el M considerado fue mayor y con la situación inversa cuando el M usado fue menor. El valor de B0 en este último caso fue sin embargo mayor, lo que se refleja en el valor estimado para el IRS en el año 2021 (**Tabla 12**). El valor de M estimado en el **Caso 12** correspondió a $0,31^{-\text{año}}$ lo que es próximo al valor de 0,33 empleado regularmente en la evaluación. Esto no necesariamente indica que el modelo es capaz de estimar este parámetro sino más bien que los datos no contienen más información para realizar esta estimación.

El uso de las ojivas de madures sexual estimadas con datos obtenidos en los cruceros de evaluación directa (**Caso 14; Anexo 2**) destaca por corresponder con los mayores valores de biomasa desovante e IRS estimados para el año 2021, en comparación con el estimado en los demás casos, implicando que el recurso se encuentra en la región de plena explotación y por lo tanto en el objetivo de manejo (**Tabla 12**). Esta es la razón por la cual este escenario no es utilizado en el cálculo de la CBA, dado que es el escenario más optimista y consecuentemente menos precautorio.

El uso de una estructura diferente para la estimación de los reclutamientos, considerando simultáneamente el patrón de correlación de los reclutamientos (**Caso 15**) produjo un valor de B0 menor a los estimados en los Caso 0 a 3 (usados en el cálculo de la CBA) y una mayor reducción del stock desovante en el año 2021 (**Tabla 12; Figura 21**). Esto sugiere que esta modificación estructural, que está bien fundamentada, debería ser considerada entre los casos de evaluación regularmente empleados en el cálculo de la CBA.

**Tabla 12.**

Cantidades de interés y parámetros asociados a los 15 casos de evaluación descritos en la Tabla 11. IRS: índice de reducción del stock desovante, B_{2021} biomasa desovante en el último año de la evaluación, B_0 biomasa desovante de equilibrio en ausencia d explotación, Func.obj valor final de la función objetivo (verosimilitud total)

Escenario	IRS	B_{2021}	B_0	Func.obj	M
0	0.30	185	608	12284	0.33
1	0.37	235	641	3089	0.33
2	0.25	173	702	12273	0.33
3	0.32	215	679	3092	0.33
4	0.24	171	702	12273	0.33
5	0.25	174	702	12273	0.33
6	0.25	174	702	12273	0.33
7	0.31	212	679	3092	0.33
8	0.32	215	679	3092	0.30
9	0.32	216	679	3092	0.33
10	0.22	162	722	12299	0.20
11	0.31	226	719	12316	0.43
12	0.29	176	603	12283	0.30
13	0.28	177	622	12297	0.33
14	0.40	254	640	12284	0.33
15	0.24	142	584	12281	0.33

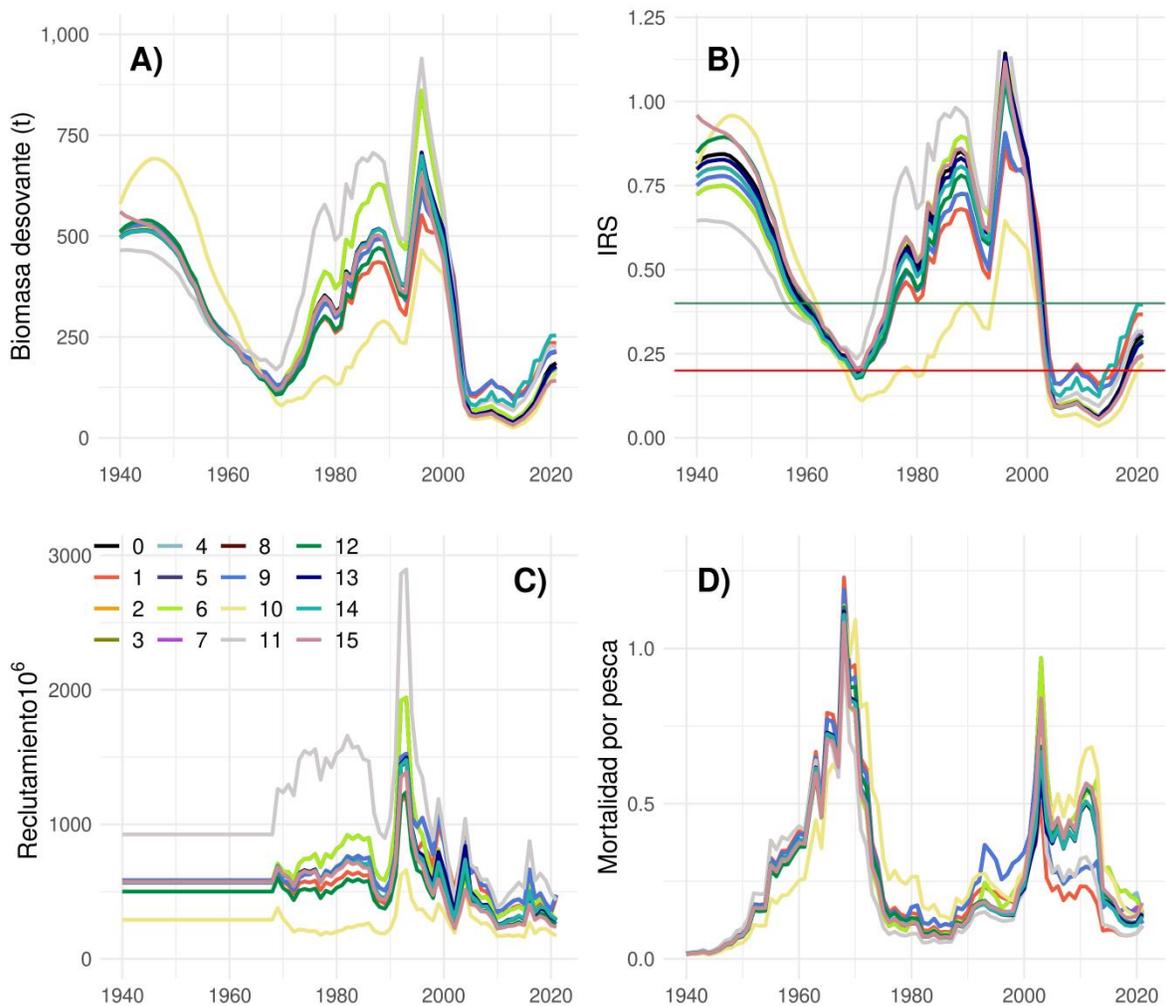


Figura 21. Series de (A) biomasa desovante, (B) índice de reducción de la biomasa desovante, (C) reclutamientos y (D) Mortalidad por pesca, correspondientes a 15 casos alternativos de evaluación de stock de merluza común (Tabla 11).



4.3.2 Análisis retrospectivo y perfil de verosimilitud de R_0

El modelo base de evaluación de stock exhibió un patrón retrospectivo (Mohn, 1999) positivo muy leve en las estimaciones anuales de la biomasa desovante y mortalidad por pesca (**Figura 22A y 22B**). Esto no se considera un aspecto de preocupación, pero puede ser ilustrativo realizar exploraciones del modelo de evaluación al objeto de esclarecer cuales aspectos estructuras o parámetros son responsables de este efecto.

El perfil de verosimilitud del reclutamiento de equilibrio de largo plazo (R_0) revela que la composición de edades de la captura de la flota de arrastre es el componente de los datos con mayor influencia en la solución del modelo, seguido por las capturas. Esto no es inesperado, dado que estos son los componentes de los datos con mayor ponderación en el modelo. La verosimilitud de la composición de edades de la captura del crucero, sin embargo, es consistente con los resultados obtenidos con el procedimiento de ponderación propuesto por Francis (2011), el que sugiere una significativa reducción en la ponderación de este componente de los datos (**Figura 22D**).

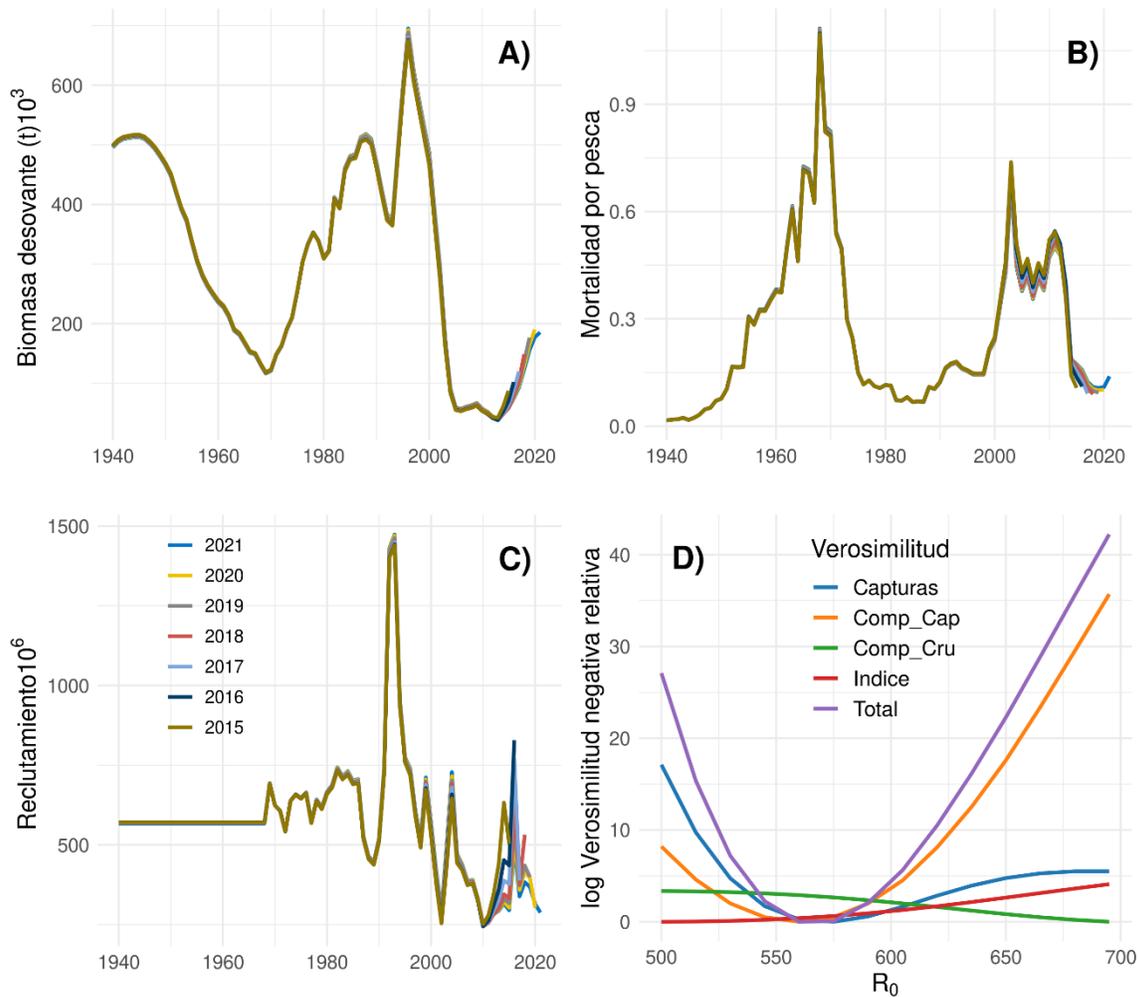


Figura 22: Análisis retrospectivo de A) biomasa desovante; B) mortalidad por pesca; C) reclutamiento y D) perfil de verosimilitud del reclutamiento de equilibrio de largo plazo para las composiciones de edades de las capturas y el crucero, la biomasa del crucero de evaluación directa y las capturas comerciales. Caso 1.



4.4 OBJETIVO 5: Evaluación de estrategias de manejo (EEM).

Los resultados se presentan siguiendo la clasificación de EM (Referencia, Empíricas y Modelo basadas) y para los dos modelos operativos condicionados con información producida o incluida en esta evaluación de stock y que corresponden a un escenario sin error de implementación (condicionado con las capturas oficiales y con implementación perfecta en la proyección) y un segundo escenario con error de implementación (condicionado con las capturas corregidas propuestas por el CCT-RDZCS y considerando en la proyección un subreporte de 30% y un exceso de la CTP ente 10% y 20%), comparables a las situaciones con alto nivel de cumplimiento y bajo nivel de cumplimiento consideradas en el PM de la pesquería.

La **Figura 23** muestra algunas de las variables de estado de la pesquería simulada de merluza común obtenidas con el MO₁.

4.4.1 EM de Referencia

En ambos escenarios, con y sin cumplimiento y en una situación sin pesca (NFref), el stock alcanzó rápidamente la región de plena explotación en el año 2022 y luego una situación de subexplotación. La biomasa desovante se estabilizó en torno a $0,88B_0$ en los años posteriores a 2035, en donde se mantuvo durante el resto del periodo proyectado (Panel inferior **Figuras 24 y 25**)

La explotación del recurso con una mortalidad por pesca constante e igual al valor exacto de F_{RMS} (F_{MSYRef}) demostró coherencia de los MO, manteniendo al recurso en torno al objetivo del manejo bajo ambas situaciones, con y sin cumplimiento (**Figuras 24 y 25**). Con información perfecta, la explotación del recurso a una tasa de mortalidad constante de F_{RMS} permitió la extracción de capturas un 50% superiores a las estimadas en el año 2021 (**Figuras 26 y 27**).

La explotación del recurso con información perfecta y a una mortalidad por pesca constante de $0.75F_{RMS}$ mantuvo al recurso estable y en la zona de sobreexplotación (**Figuras 24 y 25**), con capturas un 50% superiores a las estimadas para el año 2021 (**Figuras 26 y 27**).

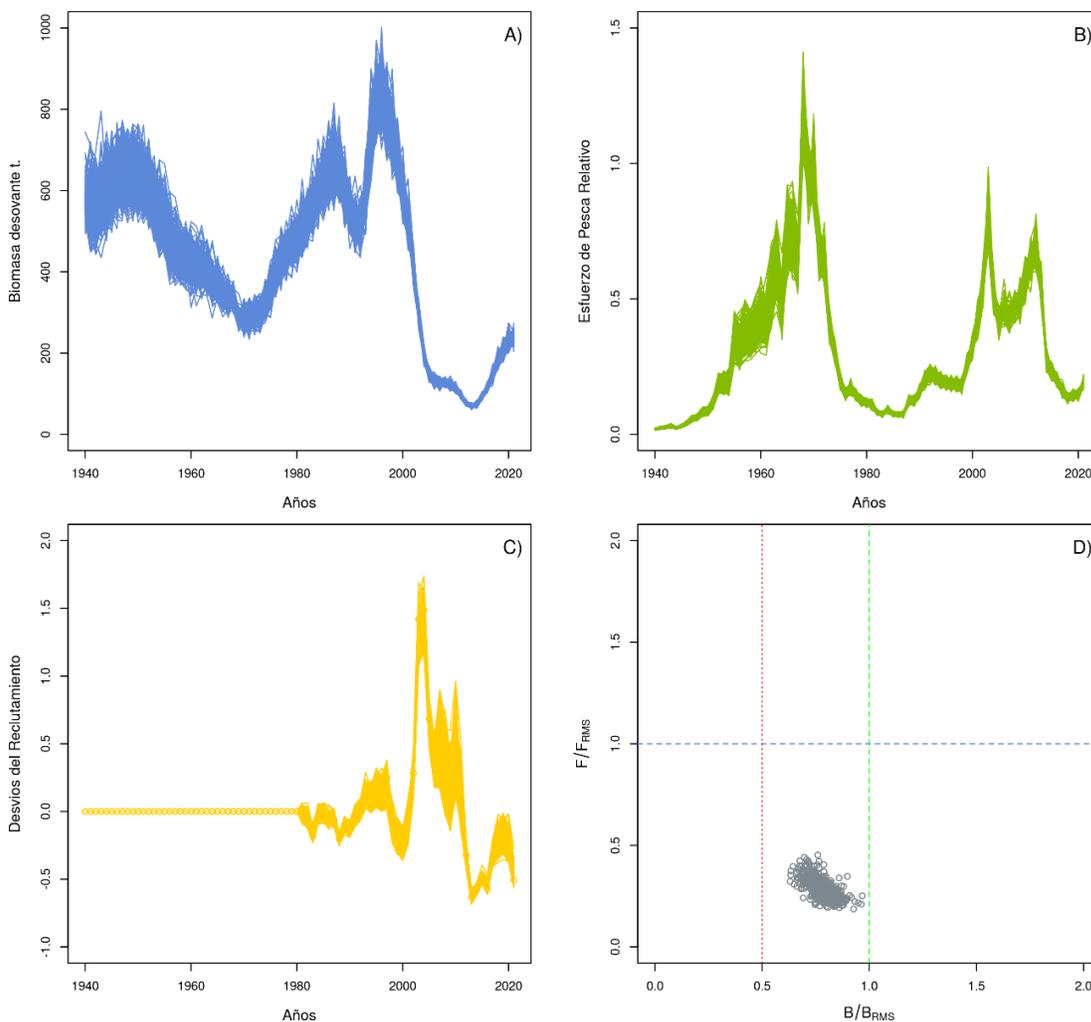


Figura 23. A) Biomasa desovante; B) mortalidad por pesca; C) reclutamiento y D) estatus de una pesquería simulada de merluza común utilizando el software openMSE y condicionada con los datos y salidas de un modelo estructurado por edades que incluyo las selectividades de las flotas de arrastre, espinel y enmalle. Los gráficos representan información de 300 simulaciones.



4.4.2 EM Empíricas

En el escenario con alto nivel de cumplimiento, todas las estrategias empíricas mostraron un desempeño relativo aceptable llevando (en promedio) al recuso a la región de subexplotación a partir del año 2025 (**Figura 24**) y con capturas estables, próximas al valor estimado en el año 2021 (**Figura 25**). Tanto la probabilidad de encontrarse fuera de la región de colapso en el periodo de proyección como la probabilidad de no-sobrepesca fue mayor a un 80% en todas las EM, pero la probabilidad de alcanzar el objetivo de manejo fue inferior al 50% (**Tabla 13**).

En términos del nivel y estabilidad de las capturas, las EM NAFO_HCR y Islope2 parecen exhibir un desempeño relativamente mejor (**Figura 26**). Sin embargo, en promedio todas las EM empíricas presentaron una probabilidad mayor al 50% de presentar capturas mayores al 50% de la captura más alta de los últimos 10 años de la proyección (nivel de referencia por defecto del indicador LTY) y de presentar una variabilidad en las capturas menor a un 20% (**Tabla 13**).

En la situación de bajo cumplimiento, el deterioro en el desempeño del EM NAFO_HCR fue notable, reduciendo la biomasa del recurso por debajo de la biomasa límite y las capturas a niveles muy bajos, luego de un incremento durante la primera mitad del periodo proyectado (**Figuras 24 y 25**). La EM NAFO_HCR presentó valores de probabilidad inferiores al 50% en los promedios de todos los indicadores de desempeño (**Tabla 14**). Las EM Itarget2 e Islope2 fueron más robustas frente a la situación de bajo cumplimiento (**Figuras 25 y 27**), pero siempre con un pobre desempeño medio para alcanzar el objetivo de manejo (**Tabla 14**).

4.4.3 EM Modelo Basadas

Las EM basadas en un modelo estructurado por edades, incluyendo aquellas definidas en el plan de manejo de la pesquería de merluza común, exhibieron un pobre desempeño en esta investigación. La biomasa mediana presentó una declinación a través de todo el periodo de proyección, independiente del escenario de simulación (con y sin error de implementación) (**Figuras 24 y 25**).



En la situación sin error de implementación, las EM SCA_4010R, SCA_75MSYR y SCA_SPH_A mantuvieron al recurso en la región de sobreexplotación durante el periodo proyectado, pero fallaron en mantener el recurso por fuera de la región de agotamiento en la situación con error de implementación. La mediana de la EM SCA_SPH_B exhibió el peor desempeño de este conjunto de EM, entrando en la región de agotamiento luego del año 2035 y permaneciendo en esta región durante el resto del periodo proyectado (**Figuras 24 y 25**). En términos de la reducción mediana de la biomasa del stock, la EM SCA_4010R exhibió un mejor comportamiento, permaneciendo en la región de sobreexplotación durante la totalidad del periodo de proyección, independiente del nivel de cumplimiento (**Figuras 24 y 25**). La mediana de las capturas mostró una continua reducción bajo todas las EM, independiente de la situación de cumplimiento (**Figuras 26 y 27**).

En términos de capturas, el desempeño de la EM SCA_SPH_B también fue el peor de este conjunto de EM, reduciendo las capturas por debajo de las estimadas para el año 2021 en ambos escenarios de error de implementación (**Figuras 26 y 27**).

Bajo el escenario sin error de implementación, todas las EM basadas en modelos estructurados por edades con excepción de SCA_SPH_B mostraron una probabilidad mayor a un 50% de producir, en promedio, capturas superiores al nivel de referencia y una probabilidad relativamente alta de mantener al recurso fuera de la región de agotamiento. Sin embargo, estas EM presentaron una baja probabilidad media de alcanzar el objetivo de manejo (**Tablas 13 y 14**). Esto posiblemente se debió a que la probabilidad de sobrepesca es relativamente alta en todas estas EM, con excepción de la EM SCA_4010R. El nivel de captura recomendado por esta última EM fue, sin embargo, altamente variable (**Tablas 13 y 14**).

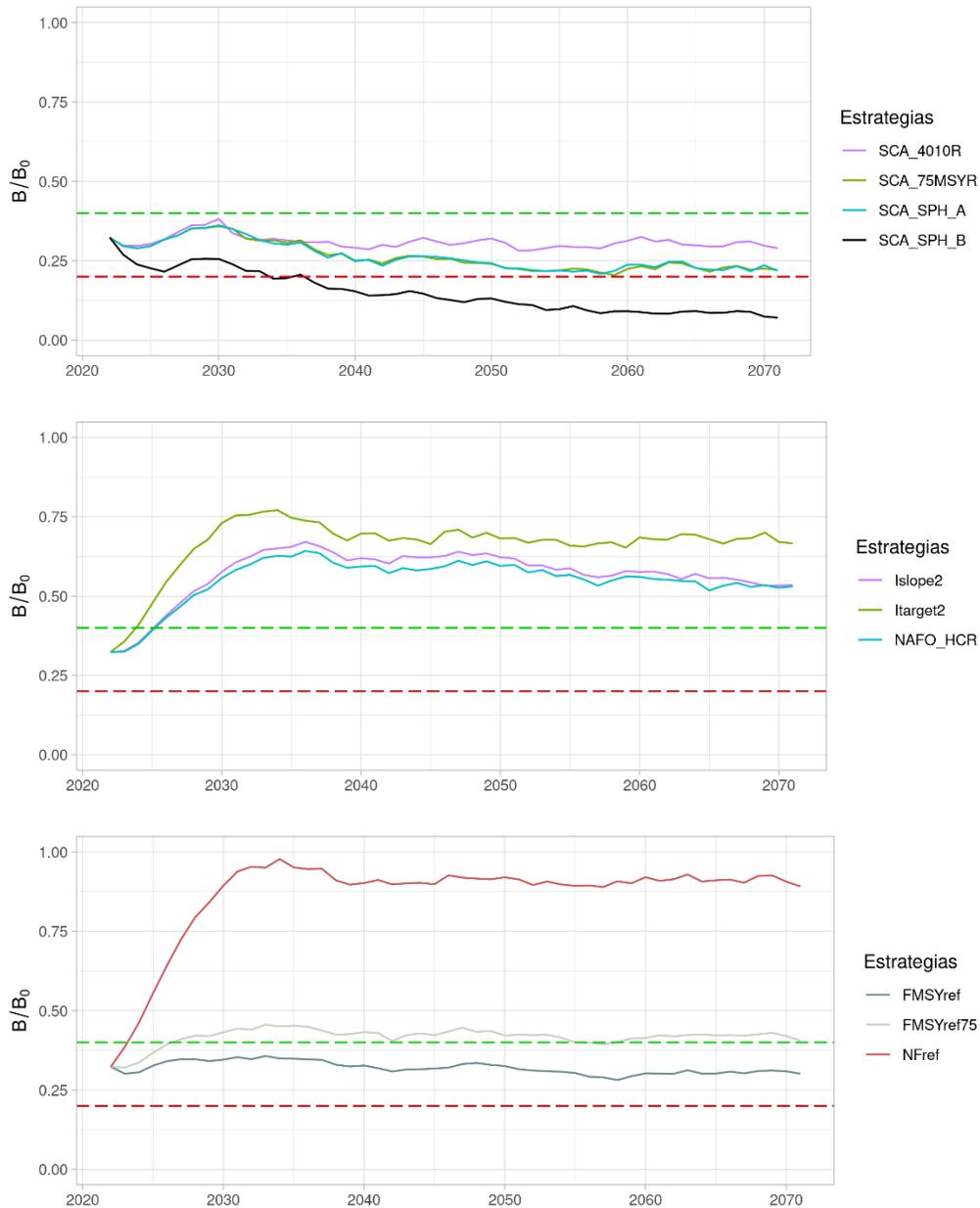


Figura 24. Evoluci3n del 3ndice de reducci3n del stock desovante (IRS) de merluza com3n bajo 10 estrategias de manejo, clasificadas en tres grupos (Modelo basadas, Emp3ricas y de Referencia) y sin considerar error de implementaci3n (con alto nivel de cumplimiento; MO_0). Resultados corresponden a la mediana de 300 simulaciones.

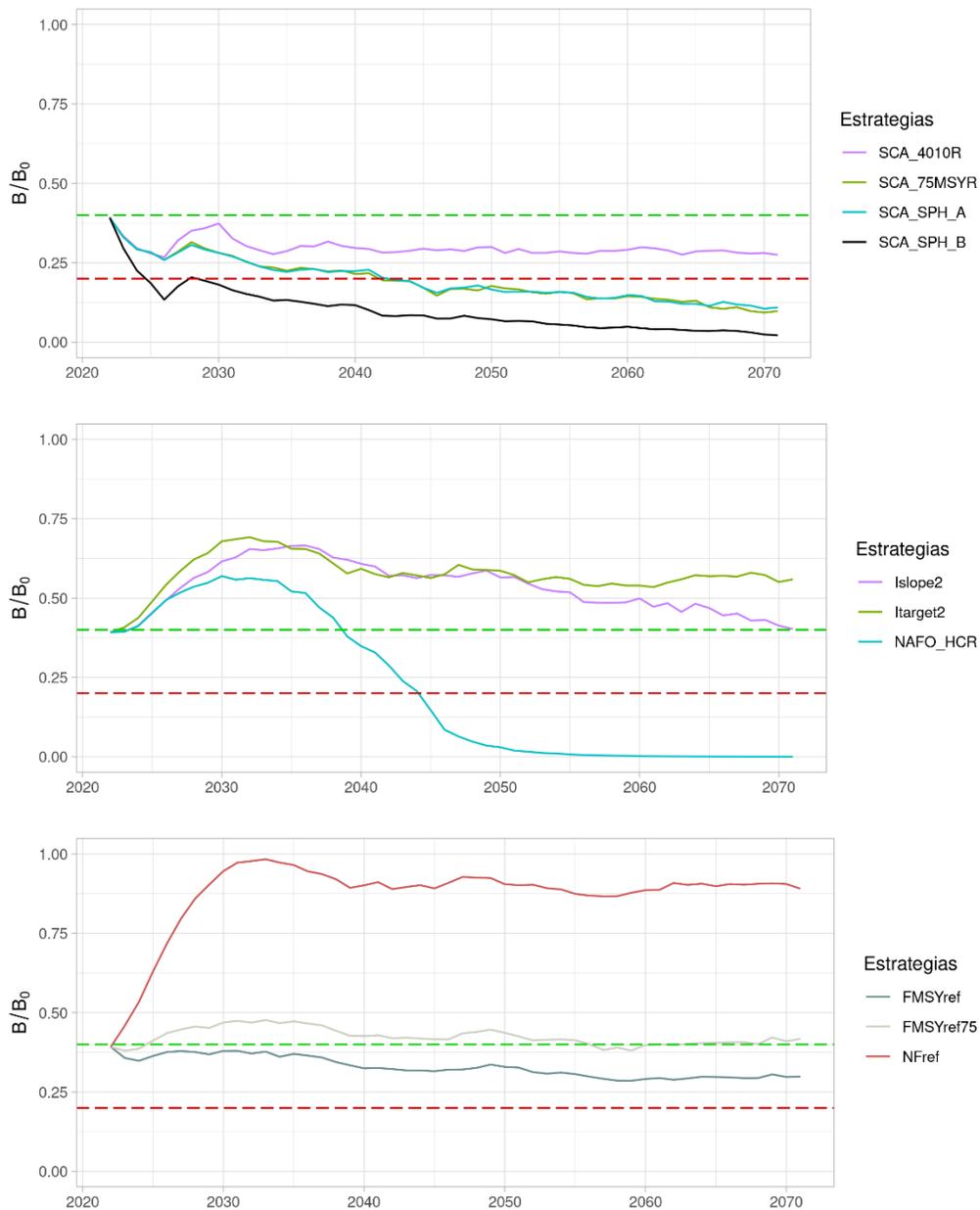


Figura 25. Evoluci3n del 3ndice de reducci3n del stock desovante (IRS) de merluza com3n bajo 10 estrategias de manejo, clasificadas en tres grupos (Modelo basadas, Emp3ricas y de Referencia) y considerando error de implementaci3n (con bajo nivel de cumplimiento; MO_1). Resultados corresponden a la mediana de 300 simulaciones.

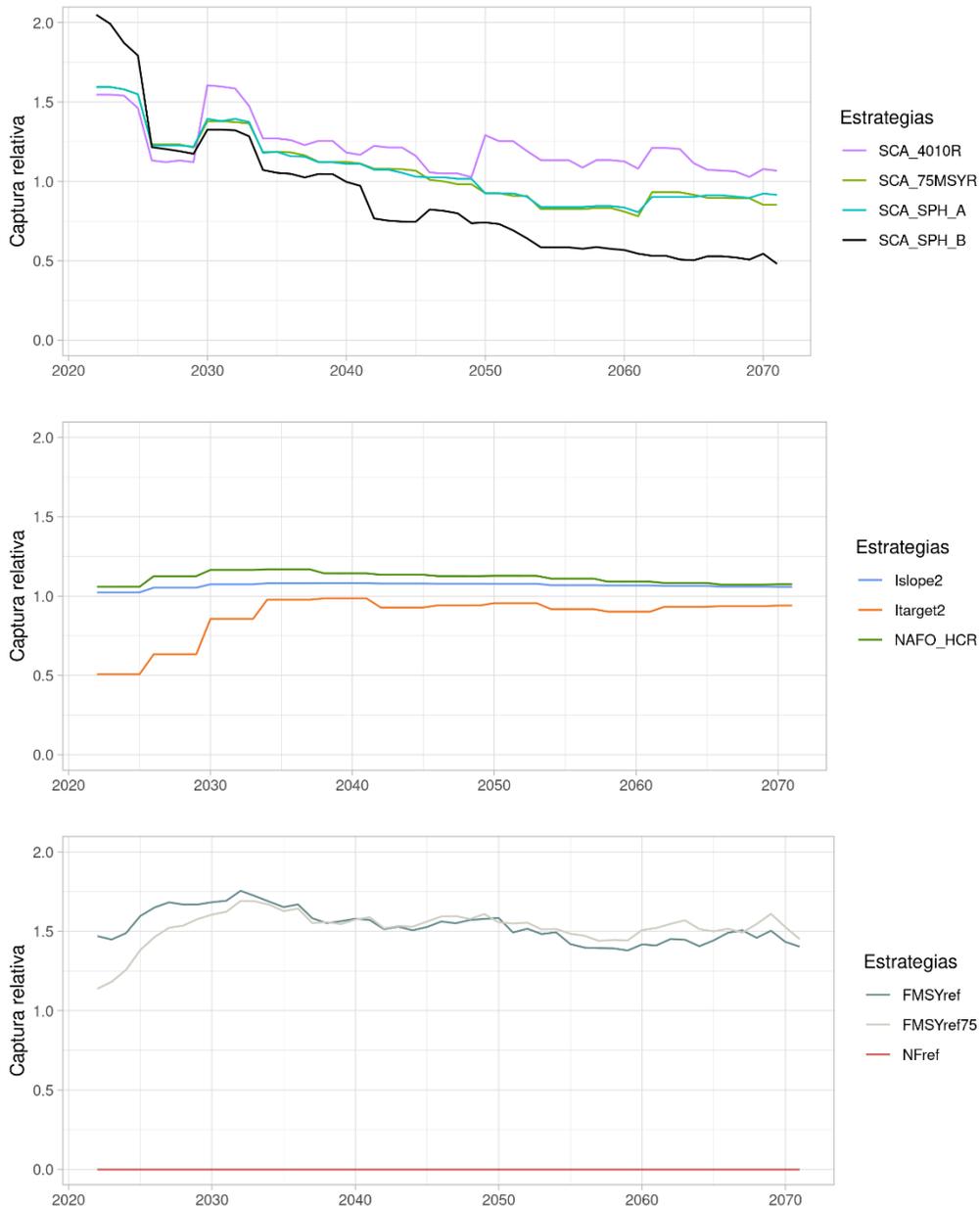


Figura 26. Evolución de la captura de merluza común obtenida bajo 10 estrategias de manejo, clasificadas en tres grupos (Modelo basadas, Empíricas y de Referencia) con relación a la captura estimada para el año 2021 y sin considerar error de implementación (con alto nivel de cumplimiento; MO_0). Resultados corresponden a la mediana de 300 simulaciones.

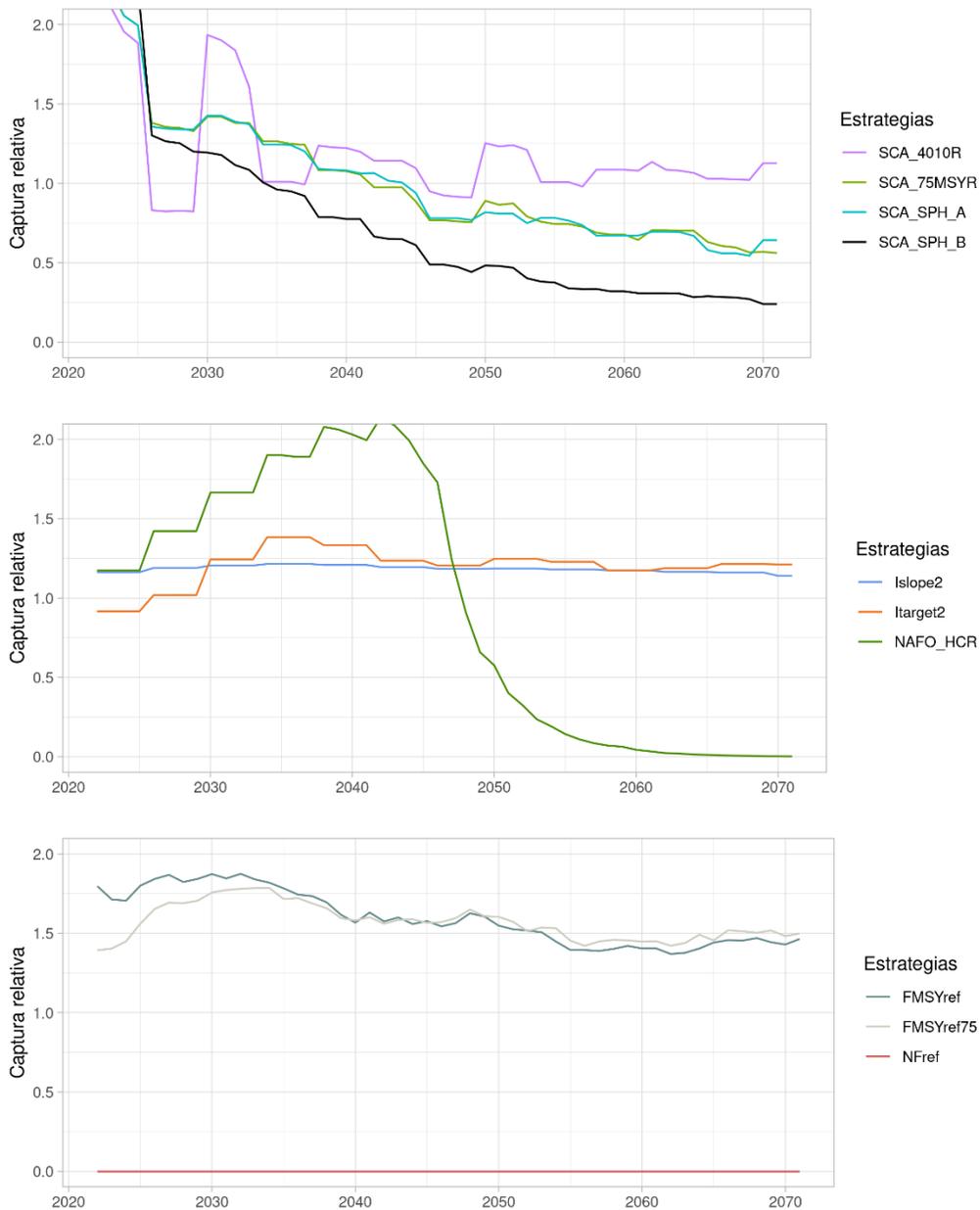


Figura 27. Evoluci3n de la captura de merluza com3n obtenida bajo 10 estrategias de manejo, clasificadas en tres grupos (Modelo basadas, Emp3ricas y de Referencia) con relaci3n a la captura estimada para el a3o 2021 y considerando error de implementaci3n (con bajo nivel de cumplimiento; MO_1). Resultados corresponden a la mediana de 300 simulaciones.

**Tabla 13**

Indicadores de desempe1o para las 10 EM evaluadas para la pesquería de merluza comú. Escenario con alto nivel de cumplimiento. Los valores corresponden a promedios de 300 simulaciones.

MP	PNSP	P50	P95	AAVY	LTY
SCA_75MSYR	0.50	0.58	0.04	0.69	0.57
SCA_SPH_A	0.50	0.58	0.04	0.68	0.58
SCA_SPH_B	0.33	0.44	0.03	0.52	0.43
SCA_4010R	0.64	0.69	0.03	0.12	0.65
Islope2	0.84	0.85	0.18	0.91	0.58
NAFO_HCR	0.84	0.84	0.17	0.92	0.62
Itarget2	1.00	0.98	0.21	1.00	0.66
NFref	1.00	1.00	0.40	1.00	0.00
FMSYref	0.52	0.76	0.02	1.00	0.92
FMSYref75	1.00	0.88	0.05	1.00	0.96

Tabla 14

Indicadores de desempe1o para las 10 EM evaluadas para la pesquería de merluza comú. Escenario con bajo nivel de cumplimiento. Los valores corresponden a promedios de 300 simulaciones.

MP	PNSP	P50	P95	AAVY	LTY
SCA_75MSYR	0.38	0.49	0.04	0.61	0.50
SCA_SPH_A	0.38	0.49	0.04	0.59	0.51
SCA_SPH_B	0.22	0.36	0.02	0.44	0.34
SCA_4010R	0.62	0.68	0.03	0.06	0.63
Islope2	0.77	0.79	0.18	0.83	0.52
NAFO_HCR	0.37	0.48	0.07	0.47	0.10
Itarget2	0.97	0.91	0.16	0.96	0.78
NFref	1.00	1.00	0.40	1.00	0.00
FMSYref	0.51	0.74	0.03	1.00	0.87
FMSYref75	1.00	0.85	0.06	1.00	0.96



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Las distorsiones de la información de captura pueden afectar la estimación de la abundancia del stock y los puntos biológicos de referencia, resultando en medidas de manejo inadecuadas (Griffiths 2015). Tomando en consideración reportes recientes del proyecto de monitoreo de la pesquería y del programa de investigación y monitoreo del descarte y de la captura de pesca incidental, actualmente el subreporte en el sector artesanal sería la principal fuente de distorsión de los datos de captura de merluza común (Bernal et al. 2021, Gálvez et al. 2020). El subreporte de las capturas, sin embargo, no es un problema local, estimándose que a escala mundial este podría ser del orden de un 53% (Pauly y Zeller 2016).

De acuerdo esto, la iniciativa tomada por el CCT-RDZCS a este respecto de formar un grupo de trabajo para definir la serie de capturas más adecuada para conducir evaluaciones indirectas en este recurso, es apropiada y oportuna. Marcando posiblemente un curso de acción que puede servir de guía al trabajo realizado en otros CCT.

En el caso particular de la evaluación de merluza común, la evaluación de casos en donde las capturas exceden significativamente los registros oficiales de desembarque ha resultado en estimaciones de mortalidades por pesca considerablemente mayores y (dadas las características estructurales del modelo) en estimaciones de mortalidad natural adicional debido a la jibia notablemente menores. Este resultado es informativo, dado que permite identificar las capturas históricas como un factor de incertidumbre más significativo que los escenarios posibles de depredación de merluza común asociados a fluctuaciones en la abundancia relativa de jibia.

El estudio de aspectos estructurales del modelo, como por ejemplo el efecto de estructuras alternativas para la estimación de los reclutamientos (Caso 15 en el estudio de sensibilidad) o la inclusión explícita de las flotas artesanales en la estimación del patrón de explotación de la pesquería, son aspectos que deberían recibir gran parte de la atención de los esfuerzos de investigación en las evaluaciones indirectas de este recurso. En el caso de los reclutamientos, por ejemplo, el caso explorado en este estudio muestra suficientes diferencias en los resultados de la evaluación como para justificar su inclusión en los escenarios empleados en el cálculo de la CBA. En el caso de la inclusión en el modelo de evaluación de los datos de composición de edad/longitud de la captura artesanal, esto ha sido sugerido en todas las sesiones recientes del CCT-RDZCS.



El caso base de evaluación de merluza común (el caso sobre el cual se sustentan las determinaciones del rango de capturas biológicamente aceptables realizadas por el CCT-RDZCS) asume que el patrón de explotación de la pesquería está bien representado por la selectividad de la pesca con arrastre. Este es un supuesto fuerte, que se basa en la similitud de las composiciones de tamaños históricamente monitoreadas en la pesca artesanal e industrial de merluza común.

Estas composiciones de tamaño son lo suficientemente similares como para conferir validez a este supuesto (verificado por el uso del modelo en la toma de decisiones). La sugerencia de incluir explícitamente los datos de composición de la captura artesanal, sin embargo, no carece de fundamento. Supuestos de esta naturaleza debieran ser constantemente revisados como parte del quehacer rutinario en las evaluaciones indirectas.

Otro aspecto relevante, notado por el revisor externo del proyecto, es la discrepancia en los ajustes de los datos de biomasa acústica de los últimos tres años, lo que se observó en todos los casos analizados. El autor del informe concuerda con el revisor en que la cobertura incompleta de la Zona 4 (extremo sur) del diseño de muestreo del crucero acústico, si bien un factor importante, no explica las dificultades que exhibe el modelo para ajustar la información de los años 2019 a 2021. El autor del informe, sin embargo, no comparte la sugerencia del revisor de considerar incrementar los coeficientes de variación para estos años, ya que no existen motivos para asumir que la confiabilidad de las estimaciones directas de la biomasa del stock en últimos tres años es menor que la de estimaciones directas de la abundancia de otros años de la serie (aun teniendo en consideración la información entregada en el **Anexo 3**).

El deterioro del ajuste del índice de abundancia en evaluaciones recientes no sería, al parecer, un problema del enfoque del estudio de IFOP, ya que similar dificultad para ajustar esta pieza de información ha sido también reportada por los analistas de la industria, tal y como lo hicieron ver en la sesión del Comité Científico Técnico en donde se presentaron los resultados de esta evaluación.

El autor del informe concuerda con el revisor externo en que este aspecto del estudio requiere de un análisis más detenido. Esto, a juicio del autor, no está restringido a la falta de ajuste de la biomasa estimada por medios directos en los años 2019 a 2021. Como se indica en la sección correspondiente del informe, los modelos de evaluación (de IFOP y otras instituciones) también experimentan dificultades para ajustar las estimaciones directas de la biomasa de los años 1995 y 1997 (**Figura 13**).

La composición de edades obtenida en el crucero de evaluación al parecer también aporta poca información para el ajuste del modelo, dada la baja ponderación que recibe cuando se emplea el método de ponderación sugerido por Francis (2011).



Por otro lado, la selectividad de la pesquería experimenta un cambio importante en el año 2004 (**Figura 15**), lo que se debe a un importante cambio en la disponibilidad de individuos de edades menores a 4 años, más que ha cambios en el comportamiento de la flota o en la tecnología de pesca. Al respecto, la selectividad del crucero se mantuvo sin variaciones en estos años, debido a una recomendación explícita de la revisión del proyecto realizada el año 2011 (Parma 2011; **Figura 14**).

Si se considera la baja ponderación que recibe en el modelo de evaluación, el autor del informe se inclina por remover completamente la información de composición de edades de la captura del crucero. Dado que una baja ponderación no significa necesariamente que esta pieza de información no tiene un efecto en el ajuste. Respecto de selectividad, posiblemente se debería considerar también un cambio en el año 2004, de manera similar a como se modela la selectividad de la pesquería.

Considerando la importancia que la información del crucero tiene para la evaluación de esta pesquería y la convicción que los técnicos y científicos que estudian este recurso tienen respecto de la importancia de las piezas de información aportadas por la evaluación directa, la consideración de estos datos en el modelo requiere de un análisis más detallado y de una detenida discusión en el CCT-RDZCS, a fin de actualizar la forma en que estas piezas de información se consideran e interpretan en la evaluación indirecta. Se espera poder sostener esta conversación en la próxima sesión del CCT-RDZCS.

La incertidumbre científica en las evaluaciones de stock surge de tres fuentes: incertidumbre de proceso, medición e incertidumbre de modelo (Francis y Shotton, 1997). La *incertidumbre de modelo*, i.e. información incompleta respecto de la dinámica de la población y del sistema del que esta forma parte (Fogarty et al. 1996), normalmente se explora estudiando la sensibilidad de las estimaciones de las variables de estado a un número de cambios en el modelo de evaluación. Sin embargo, la investigación de la incertidumbre asociada a cambios mayores en la estructura del modelo es menos frecuente, a pesar de que esta puede ser mucho mayor a la incertidumbre de medición o a la incertidumbre estructural regularmente explorada en los análisis de sensibilidad (Yin y Sampson 2004, Akselrud et al. 2017).

La exploración de un gran número de configuraciones de los modelos, para la selección de los escenarios de evaluación, se está convirtiendo en una actividad estándar del proceso de evaluación de stock en las principales agencias de investigación pesquera. Por ejemplo, en el proceso de dos meses de evaluación de la raya (Big skate, *Beringraja binoculata*), más de 800 configuraciones de modelos fueron corridas y 200 de estas fueron corridas durante el proceso de revisión de cinco días (Taylor et al. 2021). Este proceso incluyó 7 nuevos candidatos para el modelo base, 108 modelos que fueron considerados para los perfiles de verosimilitud, 72 modelos para el análisis de sensibilidad y 3 escenarios para las proyecciones (produciendo 40.000 mil figuras de diagnóstico: 200 figuras para cada uno de los ~200 modelos alternativos), todo con la finalidad de determinar si los datos habían sido correctamente ingresados, identificar outliers y a medida que el proceso avanza, identificar modelos alternativos que podían ameritar mayor consideración (Taylor et al. 2021).



Ciertamente, la presentación de evaluaciones de stock que incluyen un solo caso base y una exploración mínima de escenarios de sensibilidad no es consistente con la practica contemporánea en este campo de investigación.

Entre los años 2018 y 2021 se incluyó entre los objetivos de este proyecto un objetivo de evaluación de estrategias de manejo (EEM). La EEM (o MSE en inglés) usa modelos de simulación para comparar estrategias alternativas de manejo bajo un rango de incertidumbre respecto del recurso y la pesquería. El objetivo general de la EEM es identificar estrategias robustas a la incertidumbre del sistema pesquero de interés (Smith, Sainsbury and Stevens 1999). En ella se pueden reconocer dos niveles: la evaluación genérica del desempeño de un conjunto de EM respecto de los objetivos, y la EEM como un proceso, que involucra los administradores, usuarios e demás interesados en los impactos de la pesquería, a fin de identificar y articular los detalles del sistema pesquero, los objetivos de administración de corto y largo plazo y los procedimientos propuestos para alcanzarlos. El primer nivel es parte integral de este segundo nivel mayor (Benson y Stephenson 2017).

El estudio de EEM realizado en el contexto del proyecto de estatus del recurso merluza común, corresponde al primer nivel de análisis. En particular, porque no se ha desarrollado en conjunto con los manejadores y porque los objetivos y estrategias que considera en el análisis son genéricos, derivados de la literatura especializada y del plan de manejo de la pesquería (Comité de Manejo de Merluza Común 2016).

De este modo, el estudio realizado en este proyecto debe ser entendido como un ejercicio exploratorio cuyos resultados eventualmente conformarán parte de un proceso mayor. Parte esencial de esta exploración, han sido la identificación de los ejes principales de la incertidumbre asociada con esta pesquería, para ser considerados en la construcción de MOs en el contexto de un proceso de EEM y la prueba de una plataforma de análisis, que permita implementar efectivamente la simulación de la dinámica poblacional de la pesquería, junto con el proceso de manejo que la retroalimenta (un proceso comúnmente referido en inglés como closed-loop simulation).

La plataforma openMSE (Carruthers y Hordyk 2018.) ha estado asociada al desarrollo de este estudio de EEM en merluza común desde sus inicios. Primero con la prueba de controles basados en tamaños mínimos legales y cierre de áreas (Hordyk y Newman, 2019) y luego con controles modelo basados que producen cuotas de captura (condicionando el MO con información del modelo base de evaluación de stock) y controles empíricos basados en la biomasa medida por métodos directos como índice de abundancia relativa (Tascheri et al. 2019, Tascheri 2020). El desarrolló de una función personalizada en openMSE para demostrar la posibilidad de usar el modelo de evaluación de stock codificado en ADMB como modelo de estimación en una EEM implementada en openMSE también ha sido un paso significativo (Tascheri et al. 2021).

En esta oportunidad, y considerando la incertidumbre de modelo discutida más arriba, se desarrolló el mismo estudio reportado en Tascheri et al. (2019) y Tascheri (2020) pero empleando un MO y ME que incluyeron las selectividades de las tres flotas que extraen merluza común.



De esta manera en este estudio de EEM, no solo se han explorado diferentes controles de inputs y outputs del manejo, sino se ha desarrollado experiencia en el uso de esta plataforma de software para implementar diferentes escenarios de investigación y conocimiento respecto de las ventajas y desventajas que tienen las diferentes formas de implementarlos. Por ejemplo, el uso conjunto con el modelo de evaluación codificado en ADMB es una opción viable, pero que extiende notablemente los tiempos de ejecución. Otra conclusiones de naturaleza práctica que emergen de este estudio, son la influencia de la estructura del modelo de evaluación en el desempeño de las reglas de control identificadas en el plan de manejo o la necesidad de mantener el código para la implementación del estudio con relación a la última versión del software, dado que este último es desarrollado activamente y los análisis implementados en versiones previas pueden introducir error debido a la obsolescencia de algunas instrucciones de código o la introducción de nuevas características del software. De esta manera, las diferencias en el desempeño de la regla de control oficial cuando el ME y el MO incluyen las selectividades de las flotas artesanales, con respecto del desempeño cuando la implementación del análisis se basó en la estructura del modelo base (incluye solo la selectividad de la flota de arrastre), pueden deberse a las diferencias en el procedimiento de condicionamiento del MO dado que este ha sufrido cambios en las diferentes versiones del software. Lo anterior demanda que los análisis de realizados merluza común a la fecha, sean actualizados a la última versión del software.

Una conclusión practica del este estudio es entonces que la plataforma openMSE se presta bien para una rápida exploración de escenarios, permitiendo descartar en una primera etapa EMs que claramente no tienen un buen desempeño. Análisis más detenidos, incluso desarrollando código personalizado en ADMB, pueden ser luego desarrollados para casos particulares. La característica de software abierto de *R* (en donde openMSE esta implementado), adhiere también a la transparencia de un eventual proceso de EEM, porque *R* es una plataforma ampliamente utilizada por analistas pesqueros de diferentes instituciones, lo que permite un intercambio y examen expedito de los objetos codificados y el rápido desarrollo y propuesta nuevos procedimientos para la consideración de los demás participantes. Esta practicidad tiene un efecto directo en los costos de estos procesos, porque el tiempo que antes se habría invertido en desarrollar (y revisar) un código cerrado de una nueva plataforma de simulación se puede invertir inmediatamente en el estudio del desempeño de las EM que son de interés, interactuando de manera transparente con todos los interesados.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguayo, M., Z. Young y H. Robotham. 1981. Análisis de la pesquería de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) durante 1980. En: Corporación de Fomento de la producción. Perspectivas de Desarrollo de las pesquerías Nacionales. Análisis de las Pesquerías Demersales, 1980. Santiago, Chile, IFOP sp (AP 82-7).
- Aguayo, M y Z. Young. 1982. Determinación de los factores que han incidido en los cambios de la abundancia relativa del recurso merluza común (*Merluccius gayi gayi*) en el período 1968 – 1981). IFOP. 84 p.
- Aguayo, M. y V. Ojeda 1987. Estudios de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi* Guichenot, 1848) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 34: 99-112.
- Aguayo, M. 1996. Biology and fisheries of Chilean hakes (*M. gayi* and *M. australis*). En: J. Alheit and T.J. Pitcher, eds. Hake – Biology, Fisheries and Markets. Chapman and Hall, Fish and Fisheries Series (11).
- Akselrud, A., A. Punt, and L. Cronin-Fine. 2017 Exploring model structure uncertainty using a general stock assessment framework: The case of Pacific cod in the Eastern Bering Sea. Fisheries Research. 193: 104-120.
- Alheit, J. and T. Pitcher (Eds). 1995. Hake Fisheries, ecology and markets. Chapman y Hall. 478 p.
- Alarcón, R. y H. Arancibia. 1993. Talla de primera madurez sexual y fecundidad parcial en la merluza común, *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848), Cs. y Tec. Mar, (CONA) 16: 31-45.
- Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt and A. Sepúlveda. 2009. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.
- Arancibia, H. and S. Neira. 2008. Overview of the stock of hake (*Merluccius gayi*) and forecast of its biomass including jumbo squid (*Dosidicus gigas*) prey-predator relationship in central Chile (33°S–39°S). California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports 49: 104-115.
- Arancibia, H., R. Alarcón y M. Barros. 2017. Informe de Taller. Proyecto CUI 2016-33-DAP-18. Revisión de pares evaluaciones de stock merluza del sur y merluza común. Universidad de Concepción, 85 p. + Anexos.
- Arcos, D., S. Núñez y A. Acuña. 1996. Variabilidad de pequeña escala en la zona nerítica del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile Central): Identificación y dinámica de áreas de retención larval. Gayana Oceanol. 4(1):21-58.



- Arguelles, J., R. Tafur, A. Taipe, P. Villegas, F. Keyl, N. Domínguez, and M. Salazar. 2008. Size increment of jumbo flying squid *Dosidicus gigas* mature females in peruvian waters, 1989–2004. *Progress in Oceanography*, 79:308–312.
- Arkhipkin, A. I., Paul G. K. Rodhouse, Graham J. Pierce, Warwick Sauer, Mitsuo Sakai, Louise Allcock, Juan Arguelles, John R. Bower, Gladis Castillo, Luca Ceriola, Chih-Shin Chen, Xinjun Chen, Mariana Diaz-Santana, Nicola Downey, Angel F. González, Jasmin Granados Amores, Corey P. Green, Angel Guerra, Lisa C. Hendrickson, Christian Ibáñez, Kingo Ito, Patrizia Jereb, Yoshiki Kato, Oleg N. Katugin, Mitsuhsa Kawano, Hideaki Kidokoro, Vladimir V. Kulik, Vladimir V. Laptikhovsky, Marek R. Lipinski, Bilin Liu, Luis Mariátegui, Wilbert Marin, Ana Medina, Katsuhiko Miki, Kazutaka Miyahara, Natalie Moltschaniwskyj, Hassan Moustahfid, Jaruwat Nabhitabhata, Nobuaki Nanjo, Chingis M. Nigmatullin, Tetsuya Ohtani, Gretta Pecl, J. Angel A. Perez, Uwe Piatkowski, Pirochana Saikliang, Cesar A. Salinas-Zavala, Michael Steer, Yongjun Tian, Yukio Ueta, Dharmamony Vijai, Toshie Wakabayashi, Tadanori Yamaguchi, Carmen Yamashiro, Norio Yamashita and Louis D. Zeidberg. 2015. World Squid Fisheries, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23:2, 92-252.
- Avilés, S. M. Aguayo, F. Hinostroza y J. Cañon. 1979. Merluza común *Merluccius gayi* (Guichenot) En: Estado Actual de las Principal Pesquerías Nacionales Bases para un Desarrollo Pesquero Vol 1 (Peces). CORFO (AP 79-18). Inst. From. Pesq. Chile. 90 p.
- Baranov Fl. 1918. K voprosu o biologicheskikh osnovaniyakh rylmogo khozyaistva. [On the question of the biological basis of fisheries.] *Nauchn. Issled. Ikhtologicheskii Inst. Izv.* 1: 81-128.
- Balbotín F. y W. Fischer. 1981. Ciclo sexual y fecundidad de la merluza *Merluccius gayi*, en la costa de Chile. *Rev. Biol. Mar. Inst. Oceanol. Valparaíso*, 17(3): 285-334.
- Benson, A. J. and R. L. Stephenson. 2018. Options for integrating ecological, economic, and social objectives in evaluation and management of fisheries. *Fish and Fisheries*. 19:40-56.
- Bernal, R., Balbotín, F. and Rojas, O. 1997. Patrones de distribución de huevos y larvas de *Merluccius gayi* en la costa de Chile y factores ambientales asociados. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 32, 45–66.
- Bellido, J. M., G. J. Pierce and J. Wang. 2001. Modelling intra-annual variation in abundance of squid *Loligo forbesi* in Scottish waters using generalized additive models. *Fisheries Research*. 52: 23-39.
- Bernal C., Escobar V., Román C., San Martín M., Vargas C., y López J., 2021. Estimaciones de descarte para evaluación de stock, año 2020. Documento técnico. Programa de investigación y monitoreo del descarte y de la captura de pesca incidental en pesquerías demersales y de aguas profundas, 2020-2021. Instituto de Fomento Pesquero.
- Braun, M., V Valenzuela y H. Miles. 1999. Distribución espacial de huevos y larvas. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H.



- Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Braun, M. 2001. Distribución y abundancia de huevos y larvas de merluza común. En: Lillo, S., V. Ojeda, J. Olivares, R. Tascheri, M. Braun, S. Núñez, J. Ortiz y P. Torres. Evaluación acústica de merluza común en la zona centro sur, año 2000. FIP 2000-04. Instituto de Fomento Pesquero. 126 p.
- Canales, C. P. Gálvez, C. Montenegro y S. Sateler. 2008. Investigación Evaluación de Stock y CTP Merluza Común, 2008. Informe Final proyecto BIP N°30066300-0. IFOP-SUBPESCA. 56 p.
- Carruthers, T. R, L.T. Kell, D. S. Butterworth, M.N. Maunder, H. F. Geromont, C. Walters, M. K. McAllister, R. Hillary, P. Levontin, T. Kitakado and C. R. Davies. 2015. Performance evaluation of simple management procedures. ICES J. Mar Sci. 73, 464-482.
- Carruthers, R. and A. Hordyk. 2018. The Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool): An R package for informing management of data-limited populations. *Methods Ecol Evol.* 2018;9:2388–2395.
- Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques. 3rd edition. Wiley and Sons. New-York, 413 p.
- Cohen, D.M.; Inada.T.; Iwamoto, T.; Scialabba, N. 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. *Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes)*. An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 10. Rome, FAO. 442 p.
- Comité de Manejo de Merluza Común 2016. Plan de Manejo de la Pesquería de Merluza Común. V 07.04.2016 Final. 65 p.
- Cooke, J. G. 1999. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. *ICES J Mar Sci* 1999; 56 (6): 797-810.
- Cubillos, L., R. Alarcón and A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. *Fisheries Research.* 42: 147- 153.
- Cubillos, L.A., C.M. Ibáñez, C. González y A. Sepúlveda. 2004. Pesca de jibia (*Dosidicus gigas*) con red de cerco entre la V y X Regiones, año 2003. Instituto de Investigación Pesquera, Talcahuano, Chile.
- Ernst, B. J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, J. E. Niklitschek, Porovic, and M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y merluza del sur. informe final proyecto no 2011 4728-35. 276 p. Technical report, Universidad de Concepción.



- Fernández, F. y J. Vásquez. 1995. La jibia gigante *Dosidicus gigas* (Orbigny, 1835) en Chile: Análisis de una pesquería efímera. *Estudios Oceanológicos (Chile)*. 14:17-21.
- Field, J., K. Baltz, J. Philips and W. Walker. – 2007. Range expansion and trophic interactions of the jumbo squid, *Dosidicus gigas*, in the California Current. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.*, 48: 131-146.
- Fogarty, M.J., R.K. Mayo, L. O'Brien, F.M. Serchuk, A.A. Rosenberg. 1996 Assessing uncertainty and risk in exploited marine populations, *Reliability Engineering & System Safety* 54(2): 183-195.
- 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 nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27:233-249.
- Francis, R. and R. Shotton. 1997. "Risk" in fisheries management: A review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(8):1699–1715.
- Francis, R. I. C. C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124–1138.
- Francis, R. 2016. Growth in age-structured stock assessment models. *Fisheries Research*, 180:77–86.
- Galleguillos, R., Troncoso, L., Oyarzún, C., Astorga, M. and Peñaloza, M. 2000. Genetic differentiation in Chilean hake *Merluccius gayi gayi* (Pisces: *Merluccidae*). *Hydrobiologia* 420, 49–54.
- Gatica, C., S. Neira, H. Arancibia y S. Vásquez. The biology, fishery and market of Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) in the Southeastern Pacific Ocean. *In: Arancibia, H. (Ed.)*. 2015. *Hake: Biology and Exploitation. Fish and Aquatic Resources*. Wiley & Sons. UK. 348 p.
- Gálvez, M., H. Rebolledo, C. Cuevas. 1999a. Determinación y caracterización del desove entre octubre 1997 y marzo 1998. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Gálvez, M., H. Rebolledo, C. Cuevas. 1999b. Determinación de áreas y períodos de reclutamiento entre octubre 1997 y marzo 1998. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Gálvez, P., J. Sateler, E. Garcés, G. Moyano, K. Belmar, J. Olivares, R. San-Juan y J. González. 2017. Convenio de Desempeño 2020: Programa de Seguimiento de las Pesquerías Demersales y Aguas Profundas. Informe Técnico Final: Sección II: Pesquerías Demersales Centro Sur, 2020. Instituto de Fomento Pesquero. Subsecretaría de Economía y EMT.



- George-Nascimento, M. 1996. Populations and assemblages of parasites in hake, *Merluccius gayi*, from the southeastern Pacific Ocean: stock implications. 48 (49):557-806.
- Geromont, H. F. and D. S. Butterworth. 2015. Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. ICES Journal of Marine Science. 72(1):251-261.
- Guevara-Carrasco, R. and J. Leonart. 2008. Dynamics and fishery of the Peruvian hake: Between nature and man. Journal of Marine Systems 71: 249–259.
- Guzmán, O., S. Lillo, J. Giakoni y S. Avilés. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. En: Perspectivas de desarrollo de las principales pesquerías nacionales. Evaluación de los principales recursos demersales entre Papudo (32°30'S) y Chiloé (42°00'S). Instituto de Fomento Pesquero. Chile. AP 82-9. 342 p.
- Griffiths, S.P., 2015. Integrating recreational fisheries data into stock assessment: implications for model performance and subsequent harvest strategies. Fish. Manag. Ecol. 22, 197–212.
- Harley, S. and M. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models. Inter-American Tropical Tuna Commission. SCTB16 Working Paper. MWG-3. 34.p.
- Holmes, J., K. Cook, and G. Cronkite. 2008. Interaction between jumbo squid (*Dosidicus gigas*) and Pacific hake *Merluccius productus*) in the Northern California current in 2007. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 49.
- Hordyk, A. and D. Newman. 2019. Rebuilding Analysis of the Chile Common Hake Fishery. Nekton Consulting. 43p.
- Hoving, Henk-Jan T., William F. Gilly, Unai Markaida, Kelly J. Benoit-Bird, Zachary W. Brown, Patrick Daniel, John C. Field, Liz Parassenti, Bilin Liu and Bernardita Campos. 2013. Extreme plasticity in life-history strategy allows a migratory predator (jumbo squid) to cope with a changing climate. Global Change Biology. 19: 2089–2103.
- Hurtado-Ferro, F.; C. S. Szuwalski, J. L. Valero, S. C. Anderson, C. J. Cunningham, K. F. Johnson, R. Licandeo, C. R. McGilliard, C. C. Monnahan, M. L. Muradian, K. Ono, K. A. Vert-Pre, A. R. Whitten and A. E. Punt. 2014. Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models ICES Journal of Marine Science, 72: 99–110.
- Ibáñez, C.M. 2013. El impacto ecológico del calamar *Dosidicus gigas* sobre las poblaciones de peces en el Océano Pacífico. Amici Molluscarum, 21: 7-16.
- Ibáñez, C. and L. Cubillos. 2007. Seasonal variation in the length structure and reproductive condition of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (d'orbigny, 1835) off central-south Chile. Scientia Marina, 71(1):123–128.



- Ibáñez, C.M. y P. Ulloa. 2014. Desarrollo de la pesquería y comercialización del calamar *Dosidicus gigas* (Cephalopoda, Ommastrephidae) en Chile. *Amici Molluscarum*. 22(2): 7-14.
- Ibáñez, C. M., Roger D. Sepúlveda, P. Ulloa, F. Keyl and M. C. Pardo-Gandarillas. 2015. The biology and ecology of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (Cephalopoda) in Chilean waters: a review. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(3): 402-414.
- Keyl, F., J. Arguelles, L. Mariategui, R. Tafur, M. Wolff and C. Yamashiro. 2008. A hypothesis on range expansion and spatio-temporal shifts in size-at-maturity of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the Eastern Pacific Ocean. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.*, 49: 119-128.
- Kasper Kristensen, Anders Nielsen, Casper W. Berg, Hans Skaug, Bradley M. Bell (2016). TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. *Journal of Statistical Software*, 70(5), 1-21.
- Landaeta, M.F. and Castro, L.R., 2006. Spawning and larval survival of the Chilean hake *Merluccius gayi* under later summer conditions in the Gulf of Arauco, central Chile. *Fisheries Research* 77, 115–121.
- Landaeta, M. and Castro, L. R. 2012. Seasonal and annual variation in Chilean hake *Merluccius gayi* spawning locations and egg size off central Chile. *Progress in Oceanography* 92, 166–177.
- Lee, Hui-Hua, K. R. Piner, R. D. Methot and M. N. Maunder. 2014. Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: An example using blue marlin in the Pacific Ocean. *Fisheries Research* 158: 138–146
- Lillo, S. I. Giakoni, A. Paillaman, I. Payá, S. Mora, C. Cerda, J.L. Blanco y H. Arancibia. 1994. Evaluación directa del stock de merluza común de la zona centro sur. Informe Final Proyecto FIP, IFOP/INPESCA, 131 p. + FIGS. y ANEXOS.
- Lillo, S. y M. Rojas. 1999. Migración nictemeral. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Lillo, S., S. Núñez, V. Ojeda, F. Balbontín, M. Braun, R. Tascheri, A. Saavedra, R. Bravo, J. Ortíz, P. Torres, L. Cubillos, J. Olivares. 2002. Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001. Fondo de Investigación Pesquera. Instituto de Fomento Pesquero. 167 p.
- Lillo, S., J. Legua, J. Olivares, J. C. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Rojas, J. Angulo, V. Valenzuela, S. Nuñez, R. Luna. 2017. Convenio de Desempeño 2016: Evaluación directa de merluza común, 2016. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 115 p. + Figuras, Tablas y Anexos.



- Magnusson, A., A. E. Punt and R. Hilborn. 2013. Measuring uncertainty in fisheries stock assessment: the delta method, bootstrap, and MCMC. *Fish and Fisheries*. 14(3): 325-342.
- Martínez, E. 1976. Variabilidad de los caracteres merísticos en *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) en la costa de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso 16:71-92.
- Maunder, Mark N. and André E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70: 141-59.
- Maunder, M. and A. Punt. 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research*. 142: 61-74.
- Maunder, M. N and R.B. Deriso. 2003. Estimation of recruitment in catch-at-age models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:1204–1216.
- Method, R. 2009. Stock Assessment: Operational Models in Support of Fisheries Management. In: *The Future of Fisheries Science in North America Fish & Fisheries Series, 2009, Volume 31*, 137-165.
- 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.
- Montecinos, A., y F. Balbontín. 1993. Índices de surgencia y circulación superficial del mar: implicancias biológicas en un área de desove de peces entre Los vilos y Valparaíso, Chile. *Rev. Biol. Mar. Valparaíso*. 28(1):133-150.
- Nigmatullin Ch.M., K.N. Nesis y A.I. Arkhipkin. 2001. A review of the biology of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (cephalopoda: *Ommastrephidae*). *Fisheries Research* 54: 9-19.
- Niklitschek, E. 2011. Resumen y revisión crítica de las evaluaciones directas de merluza común en Chile 1993-2010. pág. 220-239. Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Niklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011 4728-35. 276 p.
- Ojeda, V., J. Olivares, F. Balbontín, D. Garland, L. Cubillos; R. Alarcón, M. George-Nascimento y A. Sepúlveda. 1997. Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur. Informe Final FIP 95-15, 129 p.
- Oliva, M. and I. Ballón. 2002. Metazoan parasites of the Chilean hake *Merluccius gayi* as a tool for stock discrimination. *Fisheries Research*. 56(2): 313-320.
- Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría



- científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.
- Pauly, D. and Zeller, D., 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nat. Commun.* 7, 10244.
- Payá, I., S. Mora, H. Pool, H. Miranda, J. Ortega y R. Saldías. 1995. Cuantificación del reclutamiento de merluza común en la zona centro sur. Informe Final. Proyecto FIP N° 94-21. 66 p.
- Payá, I., C. Oyarzun, R. Galleguillos y M. Oliva. 1997. Unidades de stock en el recurso merluza común de la zona centro sur. Informe Final FIP 94-18. Instituto de Fomento Pesquero. 72 p.
- Payá I. 2005. Investigación CTP merluza común, 2005, Fase II. Instituto de Fomento Pesquero. 39 p.
- Payá, I. C. Canales, D. Bucarey, M. Canales, F. Contreras, E. Leal, R. Tascheri, A. Yáñez, M. J. Zúñiga, W. Clark, M. Dom, M. Dunn, C. Fernández, M. Haddon, N. Klaer, M. Sissenwine and S. Zhou. 2014. Convenio II: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014". Proyecto 2.16: Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Subsecretaría de Economía y EMT. IFOP. Informe Final. 51 p. + Anexos.
- Petitgas, P., y D. Prampart 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and acoustic application. *ICES J. Mar. Sci.*, 50:285-298.
- Punt, A. E. 2008. Refocusing stock assessment in support of policy evaluation. In K. Tsukamoto, T. Kawamura, T. Takeuchi, T. D. Beard Jr., and M. J. Kaiser, editors, *Fisheries for Global Welfare and Environment*, 5th World Fisheries Congress, pages 139–152. TERRAPUB.
- Punt, A. and D. Kinzey. 2009. Report of the Alaska Crab Stock Assessment Workshop. Crab Plan Team. North Pacific Fishery Management Council. 43 p.
- Punt, A. E. 2015. Strategic management decision-making in a complex world: quantifying, understanding, and using trade-offs. *ICES Journal of Marine Science*. 74(2):499–510.
- Reyes, F., S. Gelcich, y M. Ríos. 2017. Problemas globales, respuestas locales: planes de manejo como articuladores de un sistema de gobernabilidad policéntrica de los recursos pesqueros. En: *Propuestas para Chile. Concurso Políticas Públicas 2016*. Capítulo IV. 121: 155.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* 11: 559–623.
- Rivoirard, J. Simmonds. J; Foote, K G. Fernandes, P. Bez, N. 2000. *Geostatistics for estimating fish Abundance*. Blackwell Science.
- Rocha, F. and M.A. Vega. 2003. Overview of cephalopod fisheries in Chilean waters. *Fisheries Research*. 60:151–159.



- Rodhouse, P. G. 2008. Large-scale range expansion and variability in *ommatrephid* squid populations: a review of environmental links. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports.49: 83:90.
- Rosenberg, A. A., G. P. Kirkwood, J. A. Crombie and J. R. Beddington. 1990. The assessment of stocks of annual squid species. Fisheries Research. 8: 335-350.
- Rojas, O., A. Mujica, M. Labra, G. Ledermann y H. Miles. 1983. Estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces. Corporación de Fomento a la Producción, AP 83 – 31. 37 p.
- Rojas, O y J. Blanco. 1981. Determinación del área y época de desove de merluza común (*Merluccius gayi*) en el área de su pesquería. Corporación de Fomento a la Producción, AP 83 – 37. 40 p.
- Saetersdal, G., S. Avilés. 1968. Estadísticas de captura y esfuerzo pesquero de la pesquería chilena de merluza 1959-1965. En: Publicación No 39. IFOP.
- San Martín, M., L. Cubillos and J. C. Saavedra. 2011. The spatio-temporal distribution of juvenile hake (*Merluccius gayi gayi*) off central southern Chile (1997-2006). Aquat. Living Resourc. 24: 161-168.
- Schurman, R. A. 1996. Snails, southern hake and sustainability: Neoliberalism and natural resource exports in Chile. World Development. 24(11): 1695-1709.
- Smith, A. D. M., Sainsbury, K. J., & Stevens, R. A. 1999. Implementing effective fisheries -management systems—management strategy evaluation and the Australian partnership approach. ICES Journal of Marine Science, 56(6), 967–979.
- Szuwalski, C. S., J. N. Ianelli and A. E. Punt. 2017. Reducing retrospective patterns in stock assessment and impacts on management performance. 75(2): 596–609.
- Tascheri, R., S.Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas, I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica del stock de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe Final FIP 97-21. Instituto de Fomento Pesquero. 161 p.
- Tascheri, R., R. Alarcón, J. Sateler, H. Rebolledo, J. González. L. Bustos, P. Barraza, S. Núñez, A. Sepúlveda. 2006. Monitoreo de las capturas de merluza común, Año 2005. Informe final FIP 2005 – 07. 164 p.
- Tascheri, R., Gálvez y J. Sateler. 2019. Convenio de Desempeño 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2019: Merluza común, 2019. Informe 2: Consolidado. Subsecretaría de Economía y EMT – IFOP. 147 p.



- Tascheri, R. 2020. Convenio de Desempeño 2019: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020: Merluza común, 2020. Documento Técnico Consolidado. Instituto de Fomento Pesquero. 108 p. Subsecretaría de Economía y EMT.
- Tascheri, R. 2021. Convenio de Desempeño 2020: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2021: Merluza común, 2021. Documento Técnico Consolidado. Instituto de Fomento Pesquero. 98 p. Subsecretaría de Economía y EMT.
- Taylor, I. G., K. L. Doering, K. F. Johnson, C. R. Wetzel, I. J. Stewart. 2021. Beyond visualizing catch-at-age models: Lessons learned from the r4ss package about software to support stock assessments. *Fisheries Research* 239:105924.
- Vargas, C. A., Valenzuela, G. S., Núñez, S. P. and Arcos, D. F. 1997. Role of oceanographic and topographic factors in the retention of hake (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) larvae in the upwelling system off central-southern Chile. *Archives of Fishery and Marine Research* 45, 201–222.
- Vargas, C. A. and Castro, L. 2001. Spawning of the Chilean hake *Merluccius gayi* in the upwelling system of Talcahuano in relation to oceanographic features. *Scientia Marina*. 65(2): 101-110.
- Vestnes, G., A. Stroem, G. Saetersdal, L. Villegas. 1965. Informe sobre investigaciones exploratorias en la zona de Talcahuano – Valdivia y Puerto Montt, junio – julio, 1965 realizadas con el B/I Carlos Darwin. Publicación Instituto de Fomento Pesquero. Santiago –Chile. N°10.27 p.
- Vidal, R. R., E. W. Carson and J. R. Gold. 2012. Population structure in Chilean hake *Merluccius gayi* as revealed by mitochondrial DNA sequences. *Journal of Fish Biology*. 81, 1763–1772.
- Villegas, L y G. Saetersdal. 1968. Informe preliminar sobre experimentos de marcación de merluza (*Merluccius gayi*) en Chile. Publicación N° 37. Instituto de Fomento Pesquero. 17 p.
- Wang, SP., M. N. Maunder, K. R. Piner, A. Aires-da-Silva, HH. Lee. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. *Fisheries Research* 158:158–164.
- Wilhelm, G. Ottmar. 1930. Las mortandades de jibias (*Omastrephes gigas*) en la Bahía de Talcahuano; *Bol. Soc. Biol. Concepción (Chile)*, vol. 3, pp. 23—38, 10 Figs.
- Yáñez, E., L. Pizarro y M. Alberti. Dinámica del stock de merluza común (*Merluccius gayi*, Guichenot 1848) explotado en la zona central de Chile (30S – 40 S) entre 1960 y 1982. 67 – 74. En: Melo, T (Eds.). 1985. Estudios en Pesquerías Chilenas. Escuela de Cs. Del Mar. Universidad Católica de Valparaíso.



- Yin, Y., and D. B. Sampson. 2004. Bias and Precision of Estimates from an Age-Structured Stock Assessment Program in Relation to Stock and Data Characteristics. *North American Journal of Fisheries Management*. 24: 865–879.
- Zeidberg, L and B. Robison. 2007 Invasive range expansion by the Humbolt squid *Dosidicus gigas*, in the eastern North Pacific. *PNAS*.104(31): 12948-12950.
- Zhang, Y (2013). Likelihood-based and Bayesian Methods for Tweedie Compound Poisson Linear Mixed Models, *Statistics and Computing*. 23: 743-757.

A N E X O S

A N E X O 1

Modelo de evaluación de stock
(Descripción matemática).



Tabla 1.
Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Índice anual: $y = \{1968, \dots, 2021\}$	y	
Índice de edades: $a = \{2, 3, \dots, 13^+\}$	a	
Índice de pesquerías $f = \{1, \dots, 3\}$	f	1: arrastre; 2: espinel; 3: enmalle
Índice de abundancia	u	$u \in \{1, 2\}$; donde 1= crucero acústico; 2= cpua jibia
Tasa de mortalidad por pesca	F_y	Mortalidad que experimentan las edades completamente reclutadas
Parámetros de selectividad de la flota de arrastre	$a_{50\%}^{fT}$	Edad a la cual el 50% de los peces reclutan a la pesquería
		T : Bloques temporales selectividad 1:1968-2003; 2=2004-2021; o variación anual.
	$\omega_y^{f1,3}$	Error de proceso de la selectividad
Parámetros de la selectividad del crucero	d^{fT}	Rango entre $a_{95\%}^{fT}$ y $a_{50\%}^{fT}$.
	$\nu_y^{f1,3}$	Error de proceso de la selectividad
	$a_{50\%}^s$	Edad a la cual el 50% de los peces son capturados en los lances de investigación del crucero.
Cuando es M estimado libremente	d^s	Rango entre $a_{95\%}^{sT}$ y $a_{50\%}^{sT}$.
	γ	Error de proceso mortalidad natural.



Tabla 1 (continuación).
Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Tamaño de muestra para las proporciones	n	Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad o longitud.
Coefficiente de capturabilidad del crucero	q^s	
	ε_a	Error de proceso de la abundancia en el primer año.
Parámetro que escala la cpue de jibia.	ϕ	
Parámetros relación stock recluta	R_0	Reclutamiento medio anual.
	α	Pendiente en el origen función de Ricker
	α'	Pendiente en el origen función de Ricker, estandarizada.
	β	Parámetro de forma función de Ricker
	φ	Biomasa desovante por recluta en ausencia de explotación.
	h	Steepness. Fijo en 0,65.
	η_y	Error de proceso del reclutamiento
Parámetros a ser estimados		
$R_0, \alpha, \beta, a_{50\%}^{fT}, d^{fT}, a_{50\%}^{sT}, d^{cT}, \phi, q^s, \tau, \varepsilon, \eta, \nu, \omega, \gamma, F(\#)$		



Tabla 2.
Datos ingresados al modelo de evaluación.

Mortalidad natural	M_0	$M_0=0.33$, constante a través de los años y edades.
Proporción maduros a la edad a	O^a	Incremento logístico con la edad; Se asume constante a través de los años o varía a través de dos bloques de años.
Peso medio de la edad a en la captura de arrastre del año y	$W_{y,a}^{f_1}$	Peso medio de la clase de edad a en el año y y de la pesquería de arrastre.
Peso medio de la edad a en el crucero acústico del año y	$W_{y,a}^s$	Peso medio de la clase de edad a en el crucero del año y .
Fecha de desove.	Δ^s	Representa la fracción del año y en donde se ejecuta el crucero. Fijo en 0.5833.
Fecha mediana del año.	$\Delta^{f_1 2 3}$	Fracción que representa el tiempo equivalente a medio año
Composiciones de edad observadas en la flota de arrastre.	$p_{y,a}^{f_1}$	Contribución proporcional de la clase de edad a a la captura de la pesquería de arrastre en el año y .
Composiciones de edad observadas en el crucero acústico.	$p_{y,a}^s$	Contribución proporcional de la clase de edad a a la biomasa del crucero de evaluación del año y .
Índices de abundancia observados.	$U_{u,y}$	$u = 1$, crucero acústico de merluza común (peso), $\in \{1995, 1997, 1999, \dots, 2002, 2004, \dots, 2021\}$ $u = 2$, cpue flota de arrastre (peso), $\in \{1983, \dots, 2021\}$ $u = 3$ cpua jibia crucero de evaluación directa (peso), $\in \{1999, \dots, 2021\}$.
Desembarques observados	Y^1_y	Desembarques en peso en el año y reconstruidos por flota (Sernapesca, IFOP).
Tamaño de muestra de las composiciones de edad de la captura de arrastre.	n^{f_1}	Número efectivo de muestras de edad tomadas desde la pesquería de arrastre. Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad.
Tamaño de muestra. Composición de edades de los cruceros acústicos.	n^s	Número efectivo de muestras de edad tomadas en el crucero acústico del año y . Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad.
CVs de los índices de abundancia	$\sigma_{y,u}$	$u = \{1 \dots 3\}$ 1: estimado mediante técnicas acústicas; 2 Valores anuales estimados mediante <i>GLMM</i> . 3: Valores anuales estimados mediante <i>GEE</i> . $\sigma_{1,y} = 0.1$; $\sigma_{2,y} = 0.2$; $\sigma_{3,y} = 0.2$
CVs de los desembarques	$\sigma_y^{Y_1}$	0,05 en espacio aritmético.

Tabla 3.
Ecuaciones de los modelos de evaluación de merluza común.



Definiciones generales	Símbolo	Descripción
1) Números iniciales a la edad	$a=2-13;$ $y=1$	$R_0 = e^{-\varepsilon a} \quad \varepsilon_a \sim N(0, 0.6^2)$
2) Números a la edad (Reclutamientos)	$a=2;$ $y= 2-53;$ $y =2-81;$	$R_0 = e^{-\eta y} \quad \eta_y \sim N(0, 0.6^2)$
3) Selectividad f={1,2,3}	S_a^{fT}	$S_a^{fT} = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a_{50}^{fT} - a}{d^{fT}}} \right]^{-1}$
4) Selectividad crucero acústico	S_a^s	$S_a^s = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a - a_{50}^s}{a^s}} \right]^{-1}$ $\ln a_{y+1}^{f 50\%} = \ln a_y^{f 50\%} + \omega_y$ $\omega_y \sim N(0, \sigma_\omega^2)$
5) Opción selectividad variable		$\ln d_{y+1}^{f 50\%} = \ln d_y^{f 50\%} + v_y$ $v_y \sim N(0, \sigma_v^2)$ $M_y = M_0 + m_y; \quad m_y = \phi U_{3y}$
6) Tasa de mortalidad natural 3 opciones.	M_y	$M_y = M_0$ $M_y = M_0 + e^{\gamma y}$ $\gamma_y \sim N(0, \sigma_\gamma^2); y \geq 1999$
7) Tasa de mortalidad por pesca	$F_{y,a}$	$F_{y,a}^f = S_{y,a}^f F_y^f$ $F_{y,a} = F_y^{f1} + F_y^{f2} + F_y^{f3}$
8) Tasa de mortalidad total	$Z_{y,a}$	$Z_{y,a} = M_y + F_{y,a}$



Tabla 3 (continuación).
Ecuaciones de los modelos de evaluación de merluza común.

Definiciones generales	Símbolo	Descripción
		$2 < a \leq 13;$
9)	Números a la edad	$y=2-54;$ $y=2-82$ $N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}}$
10)	Números a la edad	$a=13;$ $y=2-54;$ $y=2-82$ $N_{y,a} + N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}}$ $N_{y,13} = N_{y-1,13} e^{-Z_{13,y-1}}$ $+ N_{y-1,13-1} e^{-Z_{y-1,13-1}}$
11)	Biomasa desovante	BD_y $BD_y = \sum_a N_{y,a} e^{-\Delta^s Z_{y,a}} O_a \bar{W}_{y,a}$
12)	Captura en número Flota f	$N^f_{y,a} = \sum_a \frac{F^f_{y,a}}{Z^f_{y,a}} N_{a,y} (1 - e^{-Z^f_{y,a}})$
13)	Biomasa de la captura de la flota f en el año y .	\hat{Y}^f_y $\hat{Y}^{f_1}_y = \sum_a N^f_{y,a} \hat{W}^{f_1}_{y,a}$
14)	Índice de abundancia acústico en el año y .	\hat{B}^s_y $\hat{B}^s_y = q^s \sum_a N_{y,a} e^{-\Delta^s Z_{y,a}} \bar{W}_{y,a} S^s_{y,a}$



Tabla 4.
Componentes de la función objetivo.

Componentes de verosimilitud		Descripción/notas
15) Biomasa acústica	$-\ln L_3 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{B_y^c}{\hat{B}_y^c} \right)^2 + c_3$	$\sigma^2 = 0.1$
16) Desembarques	$-\ln L_4 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{Y_y}{\hat{Y}_y} \right)^2 + c_4$	$\sigma^2 = 0.05$
17) Reclutamiento	$-\ln L_5 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{N_{y,2}}{R_y} \right)^2 + c_5$	$\sigma_R^2 = 0.6$
18) Reclutamientos Ricker	$R_y = \alpha B D_{y-2} e^{-\beta B D_{y-2}} e^{\tau y}$	$-10 \leq \tau \leq 10$ en escala Log
Opción reclutamientos Ricker, Myers <i>et al.</i> (1999).	$\varphi = \sum_a e^{-\Delta^s M_0 a-1} W_a O_a$ $+ \frac{e^{\Delta^s M_0 a_{13}} W_{a_{13}} O_{a_{13}}}{1 - e^{-M_0}}$ $\alpha' = \frac{4h}{1-h}; \quad B D_0 = R_0 \varphi$ $R_y = \frac{B D_{y-2}}{\varphi} \exp \left(\alpha' \left(1 - \frac{B D_{y-2}}{B D_0} \right) \right)$	



Tabla 4 (continuación).
Componentes de la función objetivo.

Componentes de verosimilitud		Descripción/notas
23) Vector inicial de abundancia a la edad	$-\ln L_6 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{N_{1,a}}{N_{eq}} \right)^2 + c_6$	$\sigma^2 = 0.6$
24) Abundancia inicial por edades	$N_{eq,a} = N_{eq1,a-1} e^{-M_{01,a-1}}$	$a=2-13; y=1$
25) Composición de la captura de la flota de arrastre por edades	$-\ln L_7 = n^f p_{y,a}^f \ln(\hat{p}_{y,a}^f)$	$n^{f1} = 100$
26) Proporción de la edad a en la captura del año y	$p_{y,a}^{f1} = \frac{N^{f1}_{y,a}}{\sum_a N^{f1}_{y,a}}$	
27) Composición de edades del crucero acústico	$-\ln L_8 = n^s p_{y,a}^s \ln(\hat{p}_{y,a}^s)$	$n^s = 50$
28) Proporción a la edad a en el crucero acústico del año y	$p_{y,a}^s = \frac{N_{y,a}^s}{\sum_a N_{y,a}^s}$	
29) Función objetivo total a ser minimizada	$\dot{L} = \sum_k L_k$	



La proyecci3n de la poblaci3n para el an3lisis de la captura biol3gicamente aceptable se basa en la siguiente ecuaci3n general y en las ecuaciones incluidas en la **Tabla 5**:

$$N_{y,a} = \begin{cases} R_y & a = 2 \\ N_{y-1,a-1}e^{-(\bar{M}_j+S_{a-1}F_*)} & 2 < a < 13 \\ N_{y-1,12-1}e^{-(\bar{M}_j+S_{12-1}F_*)} + N_{y-1,13-1}e^{-(\bar{M}_j+S_{13-1}F_*)} & a = 13 \end{cases}$$

Tabla 5.

Ecuaciones de proyecci3n.

Definici3n	S3mbolo	Ecuaci3n
Mortalidad natural media con jibia	M_j	
Selectividad 3ltimo a3o	S_a	
Madurez a la edad	m_a	
Peso medio a la edad	\bar{W}_a	
Ponderador regla de control	ζ	Ver Plan de Manejo
Estrategia de mortalidad por pesca cte.	F^*	$F^* = F_{RMS}\zeta$
Tasa de mortalidad por pesca	$F_{y,a}$	$F_{y,a} = S_a F^*$
Mortalidad total	$Z_{y,a}$	$Z_{y,a} = \bar{M}_j + F_{y,a}$
Reclutamiento	R_y	$R_y = \alpha B_{y-2} e^{-\beta B_{y-2}}$
Biomasa desovante	B_y	$B_y = \sum N_{y,a} e^{-\frac{7}{12}Z_{y,a}} m_a \bar{W}_a$
CBA	Y_y	$Y_y = \sum \frac{F_{y,a}}{Z_{y,a}} N_{y,a} (1 - e^{-Z_{y,a}}) \bar{W}_a$

A N E X O 2

Información de parámetros demográficos no
estimados en el modelo de evaluación.



Parámetros de historia de vida.

1. Mortalidad natural

Todos los modelos de evaluación de stock (excepto los modelos de biomasa dinámica Schaefer 1954), requieren la tasa instantánea de mortalidad natural (M). Este es sin embargo un parámetro difícil de medir de manera directa y considerando que en la mayoría de las poblaciones de recursos pesqueros la toma de muestras científicas con fines de evaluación comienza después (con un rezago notable en algunos casos) de iniciada su explotación, la separación de la mortalidad total (Z) en la mortalidad atribuible a la pesca (F) y M es problemática (Vetter 1988, Cook 2004).

Las estimaciones de M son entonces, en la mayoría de los casos, realizadas de manera indirecta a partir de características biológicas de la especie, tales como la longevidad y la tasa de crecimiento y (Cook 2004) y su valor es asumido como una constante específica del stock que se está evaluando. Estas estimaciones son, sin embargo, inciertas ya que el valor de M de un a determinado stock presumiblemente experimenta variaciones importantes (Vetter 1988, Clark 1999).

En un gran número de stocks de peces la abundancia es estimada ajustando modelos estructurados por edades a datos de captura por edades e índices de abundancia relativa que son obtenidos desde la pesca comercial y cruceros científicos. De acuerdo con algunos investigadores (Cook 2004, Lee et al. 2011) si se cuenta con datos suficientes (cantidad y calidad) es posible estimar el valor de M en un modelo de evaluación de stock. Sin embargo, dada la frecuencia con que se obtienen estimaciones poco realistas Francis (2012) recomienda cautela al momento evaluar la calidad de estas estimaciones de M . Se desprende de lo anterior que nuestro conocimiento del real valor de M y su variabilidad para un stock determinado es pobre y la confiabilidad de las estimaciones factibles de obtener mediante el ajuste de modelos de evaluación de stock es aún una pregunta abierta (Vetter 1988, Francis 2012).

La importancia de estos aspectos técnicos es evidente si se considera que el uso de un valor erróneo de M conduce a sesgos en las estimaciones del tamaño y productividad del stock y de este modo, tiene también un importante efecto sobre las tasas de captura que se consideran sustentables y en consecuencia sobre las recomendaciones de niveles permisibles de captura. Las estimaciones de la mortalidad por pesca son particularmente sensibles al valor de M y por ende la abundancia del stock (la distribución de la mortalidad por pesca a través de las edades i.e. la selectividad no es afectada por el valor de M). Sobreestimaciones en el valor de M pueden conducir a la recomendación de tasas de explotación excesivas cuando las tasas de captura históricas son bajas, lo que hasta cierto punto puede ser evitado adoptando un valor conservador para el parámetro. Por otro lado, el rendimiento de largo plazo bajo una mortalidad igual a F_{RMS} no es muy sensible a error en la tasa instantánea de mortalidad natural si esta no se encuentra severamente subestimada (Clark 1999).



Varias estimaciones de mortalidad natural de merluza común, tanto para sexos separados como combinados han sido obtenidas usando el modelo bio-analógico de Pauly (1980), los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) y una temperatura promedio del mar de 10°C (Aguayo y Robotham 1984) o 11°C (Aguayo y Robotham 1984, Payá 1992, Cubillos y Arancibia 1992, Cubillos *et al.*, 1999).

Estimaciones de este parámetro se han obtenido también mediante el análisis de la curva de captura (Aguayo y Robotham 1984, Arancibia y Cubillos 1993) (**Tabla 1**).

Ojeda *et al.*, (1997) realizaron también estimaciones de la mortalidad natural utilizando los métodos de Rikhter y Efanov (1976), Alverson y Cartney (1975) y Pauly (1980) (**Tabla 1**).

En la evaluación de stock de merluza común que implementa el IFOP se asume un valor de $M=0,33$ constante a través de los años y edades (Tascheri *et al.*, 2020).

Tabla 1.

Estimaciones de mortalidad natural de merluza común por sexos y de acuerdo con diferentes autores y métodos (Ambos: ambos sexos combinados).

Autores	Método	M		
		Machos	Hembras	Ambos
Aguayo y Robotham (1984)	Chapman y Robson (1960)			0,4
Erhardt (1974 <i>fide</i> Pavéz 1977)	Chapman y Robson (1960)	0,46	0,45	
Aguayo y Bustos (1980)	Chapman y Robson (1960)	0,55	0,51	
	Pauly (1980)	0,43-0,45	0,28-0,29	
Payá (1992)	Pauly (1980)	0,43	0,26	
Cubillos y Arancibia (1992)	Pauly (1980)			0,24
Arancibia y Cubillos (1993)	Chapman y Robson (1960)			0,31
Ojeda <i>et al.</i> , (1997)	Rikhter y Efanov (1976)	0,38	0,39	0,37
	Pauly (1980)	0,42	0,26	0,24
	Alverson y Carney (1975)	0,43	0,21	0,20
Cubillos <i>et al.</i> , (1999)	Pauly (1980)	0,43 – 0,44	0,26	
	Rikhter y Efanov (1976)	0,38	0,38	
	Hoening (1983)	0,43	0,24	



1.1 Mortalidad adicional debido a la jibia

La jibia (*Dosidicus gigas*) es un calamar *ommastrephido* endémico de la región Este del Océano Pacífico, distribuido verticalmente entre la superficie y los 1.200 m y con un rango geográfico comprendido entre los 40° N y los 47° S (Nigmatullin *et al.*, 2001). Es el cefalópodo más abundante en el Pacífico Sudeste y un importante eslabón trófico de este sistema (Nigmatullin *et al.*, 2001, Ibáñez *et al.*, 2015). *D. gigas* sostiene además la mayor pesquería de cefalópodos a escala mundial (Arkhipkin *et al.*, 2015).

La jibia se caracteriza por realizar masivas migraciones de alimentación en períodos de alta abundancia (Nigmatullin *et al.*, 2001) que con una periodicidad irregular se constituyen en verdaderas invasiones hacia ecosistemas localizados al norte y sur de los límites latitudinales de su rango geográfico (Nigmatullin *et al.* 2001, Holmes *et al.*, 2008).

El último evento de este tipo se observó partir del año 2000 (Field *et al.*, 2007, Keyl *et al.*, 2008) cuando la jibia extendió su rango latitudinal hasta 60° N y 50° S incrementando notablemente su abundancia frente a las costas Oeste de Estados Unidos (Zeidberg y Robison 2007, Field *et al.*, 2007), Perú (Keyl *et al.*, 2008) y Chile (Cubillos *et al.* 2004) y ocupando ampliamente el área de distribución de los stocks de la merluza del Pacífico Norte (*Merluccius productus*; Field *et al.*, 2007), merluza peruana (*Merluccius gayi peruanus*; Guevara-Carrasco y Leonart 2008) y merluza del Pacífico Sur o común (*Merluccius gayi*; Cubillos *et al.*, 2004).

La jibia es un depredador con una alta demanda de energía (Keyl *et al.*, 2008) y una dieta flexible (Hoving *et al.*, 2013, Ibáñez 2013), que puede consumir presas de un tamaño equivalente a más de un 25% de su longitud dorsal del manto (Keyl *et al.*, 2008). En combinación con su capacidad migratoria, estas características implican que la jibia, cuando se encuentra en abundancia, puede impactar tanto pesquerías como tramas tróficas establecidas (Hoving *et al.*, 2013). En consecuencia, que la jibia haya sido observada alimentándose activamente sobre peces del género *Merluccius* (Wilhelm 1930, Zeidberg y Robison 2007) no es algo inesperado.

Este cefalópodo habita áreas costeras donde ocurren importantes procesos de surgencia que soportan una alta productividad primaria y que la proveen con condiciones óptimas de alimentación (Rodhouse 2008). De este modo, durante eventos de expansión de su rango latitudinal, la jibia co-ocurre en estas áreas de alimentación con especies de merluzas, de tal modo que no sólo es capaz de incrementar la mortalidad natural en estos stocks de peces a través de la depredación sino también a través de su exclusión competitiva en términos de alimento y hábitat (Ibáñez 2013), esto último encuentra soporte en el bajo valor del índice de condición medido en *Merluccius gayi* (Figura 71 en Tascheri *et al.*, 2005) y *Merluccius gayi peruanus* (Guevara-Carrasco y Leonart 2008) en los años alrededor a 2004.

Tal como lo describen Zeidberg y Robison (2007), la ocupación de las regiones invadidas puede durar varias generaciones, sosteniendo una población local que no depende de nuevas invasiones para permanecer en el tiempo. Esto también es soportado por el carácter episódico de la pesquería de jibia



en Chile (Fernández y Vásquez 1995), donde los registros históricos de desembarques muestran valores importantes a mediados de los años 60's y entre los años 1991 y 1994 pero son prácticamente inexistentes entre la segunda mitad de los años 70's y en los años 80's (Rocha y Vega 2003). Sin embargo, con posterioridad al año 2000 la jibia se ha constituido en un recurso pesquero de gran importancia (Ibañez y Ulloa 2014).

La longevidad de la jibia es de uno a dos años (Nigmatullin *et al.*, 2001, Ibañez *et al.* 2015), de manera que el tamaño de la población local depende casi exclusivamente del reclutamiento. De este modo, su abundancia podría estar dependiendo principalmente de los efectos ambientales que determinan el éxito de los reclutamientos (Bellido *et al.*, 2001). Esto explica las importantes fluctuaciones interanuales pueden experimentar las poblaciones de cefalópodos sobre las que se ha desarrollado pesquerías (Rosemberg *et al.*, 2004).

Considerando estos antecedentes, varios estudios han sugerido la depredación por jibia como un factor determinante de la declinación de la abundancia en stocks de merluza (Arancibia y Neira 2007 2008, Zeidberg y Robison 2007, Guevara-Carrasco y Leonart 2008) en combinación con otros factores, entre ellos, canibalismo (Arancibia y Neira 2008, Guevara-Carrasco y Leonart 2008), sobrepesca (Guevara-Carrasco y Leonart 2008, San Martín *et al.*, 2013) y factores ambientales (San Martín *et al.*, 2013).

Por estas razones, en los modelos de evaluación de stock de merluza común frecuentemente se incluye un factor adicional de mortalidad natural para dar cuenta de una posible interacción trófica entre las poblaciones de jibia y merluza (Payá 2005, Gatica *et al.* 2015).

Para estos efectos y en la ausencia de un índice de abundancia más adecuado para la población local de jibia, un indicador objetivo de su presencia en aguas de la unidad de pesquería de merluza común y que se encuentra disponible, es la densidad de jibia registrada en los lances de identificación de los cruceros de evaluación directa del stock de merluza común. Estos cruceros son efectuados anualmente, empleando un diseño de muestreo sistemático que se ha mantenido prácticamente sin alteración en sus últimas 14 versiones cubriendo mediante transectos y una red de arrastre de fondo³, el área de la plataforma continental comprendida entre los paralelos 29°10'S y 42°S (Lillo *et al.*, 2017).

Como indicador de abundancia relativa en el área de la pesquería de merluza común se emplea la captura de jibia por unidad de área (CPUA, t/mn²) medido en el crucero de evaluación directa de merluza común (Lillo *et al.* 2017).

³ La red de arrastre de fondo no es el mejor método para capturar jibia mediante el arrastre siendo la red de media agua un método más efectivo.



2. Crecimiento.

El crecimiento individual es un proceso biológico fundamental que exhiben las poblaciones animales por tanto una parte integral de los modelos de evaluación de stock. En muchos modelos estructurados fundados en el número de peces por edad, se utiliza un modelo matemático para el crecimiento a fin de: i) convertir los estimados de captura ingresados al modelo desde biomasa a número de individuos; ii) convertir los resultados de número de individuos a biomasa; iii) convertir la selectividad basada en longitud a selectividad basada en edades; iv) calcular las composiciones de tamaños esperadas (Francis 2016, Methot y Wetzel 2013).

Para especificar el crecimiento en modelos de dinámica de poblaciones se ha seguido dos aproximaciones diferentes: La aproximación más simple, pero menos común, ignora el tamaño de los peces y requiere que el analista provea una o más matrices de pesos medios por clase de longitud/edad y año. Este camino evita muchos de los problemas asociados con la modelación de crecimiento, pero está limitado por el hecho de no usar la información de tamaños. En estos modelos los únicos parámetros de crecimiento son las matrices de pesos medios por edades y estos son siempre estimados fuera del modelo (i.e. son ingresados como constantes; Francis 2016). Este es el caso del modelo de evaluación de merluza común implementado por IFOP, donde las matrices de pesos medios por edades son proporcionadas por la sección de edad y crecimiento del IFOP (<https://www.ifop.cl/en/nuestro-que-hacer/la-investigacion-pesquera/depto-evaluacion-de-recursos/edad-y-crecimiento/>).

La aproximación más común para incluir el crecimiento en una evaluación de stock es, sin embargo, especificar dos relaciones funcionales: i) entre el tamaño del pez y su peso; ii) entre su edad y su tamaño:

$\widehat{W}_L = \alpha L^\beta$ donde \widehat{W}_L es el peso medio del pez de tamaño L y α y β son parámetros del modelo. La forma paramétrica más común usada para el tamaño medio por edad es la ecuación de von Bertalanffy $\widehat{L}_a = L_\infty [1 - \exp(-k(a - t_0))]$, donde \widehat{L}_a es el tamaño medio a la edad a y L_∞ , k y t_0 son parámetros que pueden ser estimados interna o externamente al modelo (Francis 2016, Methot y Wetzel 2013).

Desde sus inicios, el estudio del crecimiento de merluza común ha estado fundado en la lectura de anillos de crecimiento (Aguayo y Ojeda 1987) cuyos procedimientos y estimaciones de parámetros de crecimiento fueron revisadas en 1995 por Ojeda *et al.*, (1997).

Las tasas de crecimiento de merluza común difieren entre sexos, siendo las hembras las que alcanzan las mayores longitudes. La edad máxima longevidad teórica (Tylor 1959) de este recurso es de 10,2 años en machos, 18,8 años en hembras y 20,6 años para ambos sexos en conjunto (Ojeda *et al.*, 1997). En las capturas comerciales en tanto, las edades máximas observadas son 13 años en machos y 14 años en hembras (Gálvez *et al.*, 2017).



Estimaciones recientes de los parámetros de crecimiento (Cerna *et al.* 2013), muestran que el crecimiento de la merluza común no ha experimentado cambios con relación al estudio de Ojeda *et al.* (1997) (Tabla 2).

Tabla 2.
Parámetros de la función de crecimiento en longitud de von Bertalanffy estimados para merluza común.

Autores	Sexo	L_{∞}	K	t_0
Aguayo y Ojeda (1987)	Machos	57,4	0,29	-0,232
	Hembras	78,1	0,15	-0,781
	Ambos	80,04	0,14	-0,918
Ojeda <i>et al.</i> (1997)	Machos	52,8	0,36	-0,256
	Hembras	69,4	0,20	-0,657
Cerna <i>et al.</i> (2013)	Machos	57,00	0,23	-1,370
	Hembras	69,27	0,14	-2,170

3. Madurez sexual

El conocimiento de la biología reproductiva de peces (e.g., fecundidad y producción de huevos) es fundamental en el estudio de su dinámica poblacional (Hunter *et al.*, 1992) ya que este hace posible la cuantificación de la capacidad reproductiva de la especie tanto a nivel individual como poblacional (Murua *et al.* 2006, El Habouz *et al.*, 2011). Algunos métodos de evaluación hacen uso de la edad ($E_{50\%}$) o longitud ($L_{50\%}$) media de madurez sexual, la fecundidad y la frecuencia de desove para estimar la biomasa. En los modelos estructurados por edades, la biomasa desovante es calculada integrando el producto entre el número de individuos estimados por clase de edad, su peso medio y la proporción de individuos sexualmente maduros. Con este fin, un supuesto común es asumir que la probabilidad de madurez por grupo de edad (la ojiva de madurez) es constante en el tiempo (Rijnsdorp *et al.*, 2010). Los cambios interanuales en estas variables, sin embargo, pueden afectar la productividad del stock y la variabilidad en el reclutamiento (Macchi *et al.*, 2004).

En general, el incremento de la intensidad de pesca afecta la distribución de tamaños del stock completamente reclutado, reduciendo la proporción de individuos de mayor tamaño. Un cambio que en general es considerado negativo. Por el contrario, una alta frecuencia de peces sexualmente maduros y de gran tamaño (o “megadesovantes”) es signo de una estructura de tamaños saludable (Froese 2004, Lappalainen *et al.*, 2016).



En pesquerías de gádidos en general es posible observar variaciones temporales en el porcentaje de peces maduros por clase de edad (Overholtz 1987, Stahl y Kruse 2008) lo que puede ser el resultado de cambios anuales en la tasa de crecimiento, sin que haya cambios en la frecuencia de madurez por edades) o en la ojiva de madurez por edades, sin que se registren necesariamente cambios en la distribución de tamaños por clase de edad (Patterson *et al.*, 2001, Stahl y Kruse 2008).

El patrón de madurez por edad puede también cambiar espacialmente y entonces la fracción de peces maduros seleccionados por la pesca puede también variar como consecuencia de la distribución espacial del esfuerzo. Esta variabilidad espaciotemporal puede afectar los estimados de biomasa desovante y consecuentemente deben ser tomada en consideración en las evaluaciones de stock que soportan las decisiones anuales de CBA (Stahl y Kruse 2008).

También existe preocupación respecto de la posibilidad de que el efecto selectivo de la pesca pueda estar induciendo los cambios en la maduración sexual de los stocks, constituyéndose en una presión evolutiva hacia un menor tamaño medio de maduración sexual (Pukk *et al.*, 2013). Esto tiene efectos de largo plazo sobre los rendimientos de pesca, ya que la reversión de estos cambios puede ser un proceso lento (Law y Grey 1989).

Los patrones observados en estas variables deben sin embargo ser considerados detenidamente, dado que siempre existe una posibilidad de que puedan ser explicados por un sesgo del muestreo originado por diversos factores tales como: la asignación espacial y temporal del esfuerzo de pesca, selectividad de los métodos de pesca, estructuración espacial de diferentes componentes del stock o inmigración de individuos con diferentes patrones de historia de vida (Stahl and Kruse 2008, Pukk *et al.* 2013).

Alarcón *et al.* (2009) reportaron estimaciones de $L_{50\%}$ y $E_{50\%}$ de merluza común para la época reproductiva principal (julio a noviembre) de los años 1997 a 2007 y para toda el área de distribución de este recurso. El procedimiento metodológico seguido por los autores incluyó el uso de estados de madurez sexual macroscópicos (EMS), un modelo logístico y el método de estimación de Roa *et al.* (1999). Las estimaciones de $L_{50\%}$ fueron transformadas a $E_{50\%}$ usando los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987). De acuerdo con ese estudio, entre el año 2003 y 2007 el valor de $L_{50\%}$ se redujo de 40,0 cm LT entre los años 1997 y 2002 a 32,2 cm LT entre los años 2003 y 2007, equivalente a una reducción en $E_{50\%}$ de 3,7 a 2,5 años.

El método que provee la determinación más exacta de los estadios de madurez sexual en peces es el análisis histológico (West, 1990). Para merluza común esta información es obtenida desde los muestreos biológicos realizados en los cruceros de evaluación directa de la abundancia de merluza común (Lillo *et al.*, 2017). Sin embargo, debido a que esta información está restringida a la temporada de desove, los individuos pequeños y de tamaño medio se encuentran normalmente mal representados en la composición de tamaños de la captura del crucero (Flores *et al.* 2015). La variabilidad interanual en las estimaciones de la longitud media de madurez basadas en los datos obtenidos en los cruceros de evaluación directa puede también ser importante, dependiendo de que tan próximo al periodo de máxima actividad reproductiva se hayan realizado los muestreos (Flores *et al.* 2015).



Usando un modelo lineal generalizado (Nelder y Wedderburn 1972, Venables y Dichmont 2004) y los parámetros de crecimiento reportados por Aguayo y Ojeda (1987) se obtiene una reducci3n en el valor de $L_{50\%}$ de alrededor de 37,6 cm LT entre los años 2004 y 2007 a 29,9 cm LT entre los años 2008 a 2017, equivalente a una reducci3n en $E_{50\%}$ de 3,5 a 2,4 años de edad. En los años 2018 y 2019 las estimaciones de $L_{50\%}$ muestran un incremento de la longitud media de madurez con respecto a las estimaciones de los años 2011 a 2017 y valores más pr3ximos a las estimaciones de los años 2009-10 equivalentes a una edad media de madurez sexual de aproximadamente 2,7 años (**Tabla 3**).

Los intervalos de confianza de $L_{50\%}$ fueron obtenidos mediante bootstrapping (ICES 2008; **Tabla 3**; **Figura 1**).

Tabla 3.

Cuantiles de la longitud media de madurez sexual y estimaciones de los parámetros de la funci3n logística de madurez por clase de longitud obtenidos empleando los datos tomados en el crucero de evaluaci3n directa de la abundancia (Lillo et al. 2017). Se incluyen los tamaños de muestra (N) de cada estimaci3n.

Año	25%	50%	75%	Edad	a	b	N
2004	39.2	40.2	41.1	4.0	-5.47009	0.135828	1724
2005	37.5	38.0	38.7	3.6	-6.50574	0.170555	1297
2006	36.5	37.2	38.1	3.5	-4.97689	0.133157	1337
2007	34.5	34.9	35.5	3.1	-6.82654	0.194689	1890
2008	33.9	34.1	34.3	3.0	-11.4677	0.335992	1761
2009	30.3	31.2	32.0	2.5	-5.7955	0.185891	1863
2010	32.2	32.7	33.4	2.8	-8.39345	0.255777	1065
2011	28.5	28.9	29.1	2.3	-18.7625	0.65177	1131
2012	29.4	29.7	30.0	2.4	-16.4737	0.554459	606
2013	30.0	30.2	30.4	2.5	-19.0705	0.632923	1126
2014	26.3	26.8	27.5	2.0	-13.9843	0.518839	1043
2015	26.8	27.0	27.2	2.0	-16.4517	0.612355	821
2016	29.9	30.1	30.4	2.4	-15.025	0.498656	618
2017	28.2	28.9	29.5	2.3	-13.8566	0.479339	607
2018	31.6	32.0	32.4	2.6	-13.7516	0.430333	709
2019	32.2	32.6	32.9	2.7	-13.5938	0.417543	539

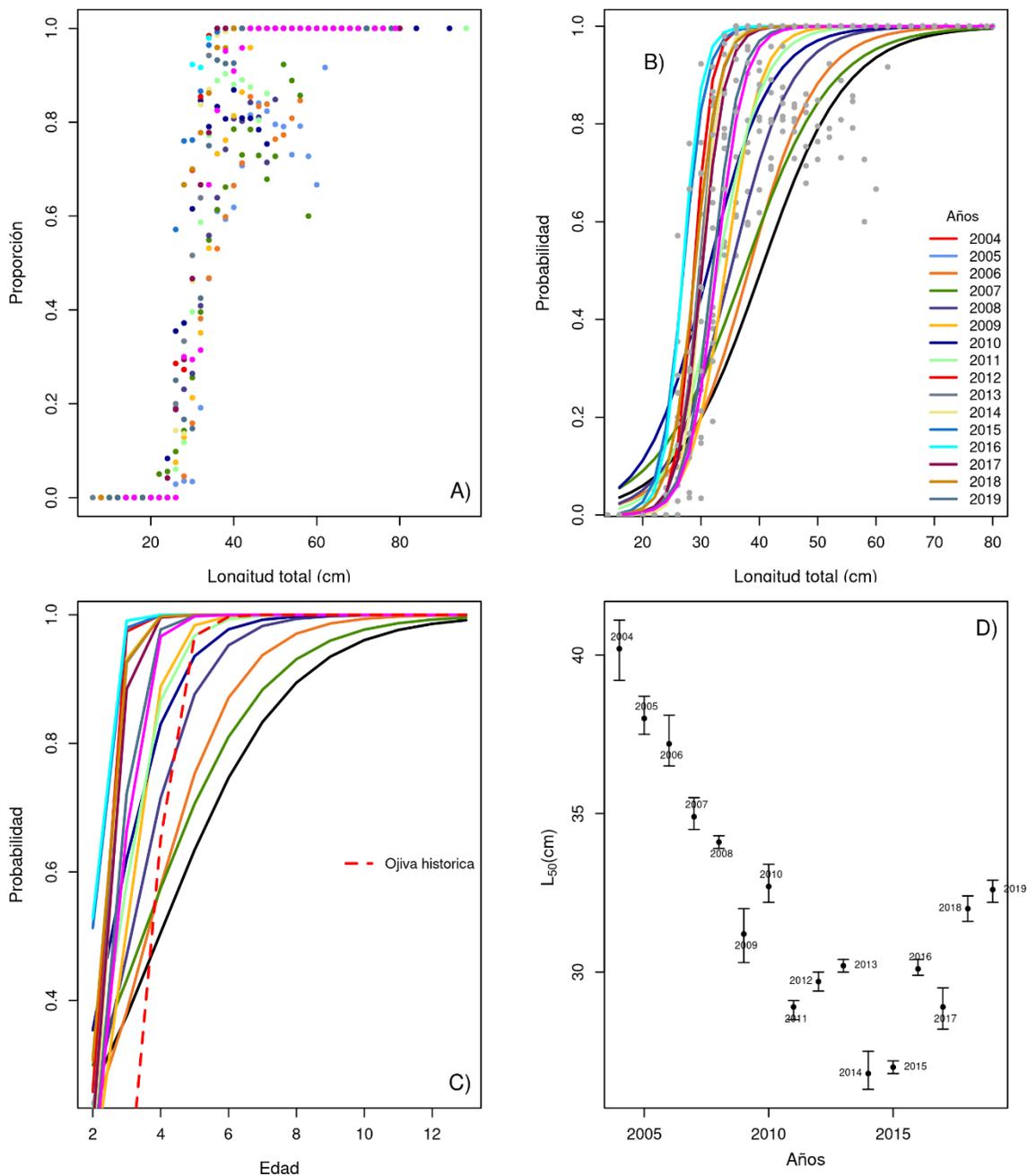


Figura 1. A) Datos de madurez sexual de hembras de merluza com3n tomados en los cruceros de evaluaci3n directa de la abundancia (Lillo *et al.* (2017). B) Ojivas de madurez sexual por clase de longitud de hembras de merluza com3n estimadas con los datos de los cruceros; C) Conversi3n a probabilidad de madurez sexual por edades usando los datos de cruceros y los par3metros de crecimiento de Aguayo y Ojeda (1987); D) Longitud media de madurez e intervalos de confianza. Ojiva hist3rica: ojiva de madurez sexual por edades usada en el caso base de la evaluaci3n de stock.



4. Productividad y resiliencia

En la dinámica de poblaciones en general se presume, que una regulación denso dependiente tiene lugar en alguna etapa del ciclo vital de la mayoría de las especies. Un modo de incorporar esta dependencia en un modelo de evaluación de stock es a través de la relación entre la fracción desovante presente en un tiempo t y la cohorte que recluta a la población en un tiempo $t + 1$ (Brooks y Powers, 2007). Esta relación stock-reclutas describe entonces la productividad del stock e influye su tamaño y las estimaciones de la captura sostenible y los puntos biológicos de referencia.

Sin embargo, frecuentemente los datos disponibles no aportan mucha información respecto de la forma funcional y/o el valor de los parámetros de esta relación y por esta razón, su caracterización y parametrización es difícil e incierta (Hilborn y Walters, 1992, Zhou 2007, Lee *et al.*, 2012).

La incertidumbre de modelo entonces no puede ser abordada mediante técnicas cuantitativas y la forma funcional más apropiada para la relación stock –reclutas es aún un punto de discusión para muchos stocks (Patterson *et al.* 2001, Zhou 2007). Desde el punto de vista del manejo, Williams y Shertzer (2003) recomiendan usar la relación de Beverton y Holt (BH), debido a que los valores de los puntos biológicos de referencia que se obtienen cuando se usa esta relación son más conservadores.

De manera característica, en las evaluaciones de stock de merluza común se ha empleado la relación stock–reclutas de Ricker (1975), no porque esta sea necesariamente una mejor descripción funcional de los datos que describen la relación entre el stock desovante y el reclutamiento, sino como un modo de incorporar la regulación denso-dependiente de la población debida al canibalismo, un proceso considerado significativo en las especies del género *Merluccius* (Alheit y Pitcher 1995, Arancibia *et al.* 1998, Gatica *et al.* 2015).

En el modelo base de evaluación de stock, el reclutamiento de peces de edad 2 es estimado como desvíos logarítmicos normales en torno a un valor de reclutamiento medio de largo plazo. Estos desvíos, sin embargo, se encuentran restringidos a una relación stock recluta Ricker usando un coeficiente variación $c.v=0,6$. Los parámetros de esta relación son estimados en el modelo de evaluación (Tascheri *et al.* 2020).



5. Referencias

- Aguayo, M. y R. Bustos. 1980. Análisis de la pesquería industrial de la merluza común de la zona central (32° - 40°S). En: Corporación de Fomento de la Producción, Perspectivas de Desarrollo de las Pesquerías Nacionales. Evaluación Pesquerías demersales. Instituto de Fomento Pesquero, Chile (pp 80-3), pp 1-69.
- Aguayo, M. y H. Robotham. 1984. Dinámica poblacional de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 31: 17- 45.
- Aguayo, M. y V. Ojeda 1987. Estudios de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi* Guichenot, 1848) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 34: 99-112.
- Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt y A. Sepúlveda. 2009. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.
- Alheit, J. and T. Pitcher (Eds). 1995. Hake Fisheries, ecology and markets. Chapman y Hall. 478 p.
- Alverson, D.L. and M.J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. J. Con. Int. Explor. Mer, 36: 133-143.
- Arancibia, H. y L. Cubillos. 1993. Evaluación del stock de merluza común (*Merluccius gayi*) de Chile centro-sur en el período 1975-1991, por análisis de población virtual. Invest. Mar., Valparaíso. 21, 23-41.
- Arancibia, H., Catrileo, M., Farías, B., 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17, 18.
- Arancibia, H. and S. Neira. 2008. Overview of the stock of hake (*Merluccius gayi*) and forecast of its biomass including jumbo squid (*Dosidicus gigas*) prey-predator relationship in central Chile (33°S–39°S). California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports 49: 104-115.
- Arkhipkin, A. I., Paul G. K. Rodhouse, Graham J. Pierce, Warwick Sauer, Mitsuo Sakai, Louise Allcock, Juan Arguelles, John R. Bower, Gladis Castillo, Luca Ceriola, Chih-Shin Chen, Xinjun Chen, Mariana Diaz-Santana, Nicola Downey, Angel F. González, Jasmin Granados Amores, Corey P. Green, Angel Guerra, Lisa C. Hendrickson, Christian Ibáñez, Kingo Ito, Patrizia Jereb, Yoshiki Kato, Oleg N. Katugin, Mitsuhisa Kawano, Hideaki Kidokoro, Vladimir V. Kulik, Vladimir V. Laptikhovsky, Marek R. Lipinski, Bilin Liu, Luis Mariátegui, Wilbert Marin, Ana Medina, Katsuhiko Miki, Kazutaka Miyahara, Natalie Moltschaniwskyj, Hassan Moustahfid, Jaruwat Nabhitabhata, Nobuaki Nanjo, Chingis M. Nigmatullin, Tetsuya Ohtani, Gretta Pecl, J. Angel A. Perez, Uwe Piatkowski, Pirochana Saikliang, Cesar A. Salinas-Zavala, Michael Steer, Yongjun Tian, Yukio Ueta, Dharmamony Vijai, Toshie Wakabayashi, Tadanori Yamaguchi, Carmen Yamashiro, Norio Yamashita and



- Louis D. Zeidberg. 2015. World Squid Fisheries, Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 23:2, 92-252.
- Bellido, J. M., G. J. Pierce and J. Wang. 2001. Modelling intra-annual variation in abundance of squid *Loligo forbesi* in Scottish waters using generalized additive models. Fisheries Research. 52: 23-39.
- Brooks, E. N., and Powers, J. E. 2007. Generalized compensation in stock-recruit functions: properties and implications for management. – ICES Journal of Marine Science, 64: 413–424.
- Cerna, F., L. Cubillos y G. Plaza. 2013. Análisis histórico del crecimiento somático de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) frente a la costa de Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res. 41(3):558-569.
- Chapman, D. G. and D. S. Robson. 1960. The analysis of a catch curve. Biometrics. 16(3):354-368.
- Cook, R. M. 2004. Estimation of the age-specific rate of natural mortality for Shetland sandeels. e ICES Journal of Marine Science, 61: 159-164.
- Clark, W. G. 1999. Effects of an erroneous natural mortality rate on a simple age-structured stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1721–1731.
- Cubillos, L. y H. Arancibia. 1992. Evaluación del recurso merluza común (*Merluccius gayi*) de la zona centro-sur de Chile por Análisis de Reducción de Stock. Biología Pesquera 21, 15-19.
- Cubillos, L., R. Alarcón and A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. Fisheries Research. 42: 147- 153.
- El Habouz, H, L. Recasens, S. Kifani, A. Moukrim, A. Bouhaimi, S. El Ayoubi. 2011. Maturity and batch fecundity of the European hake (*Merluccius*, Linnaeus, 1758) in the eastern central Atlantic. Scientia Marina. 75(3):447-454.
- Flores, A., Wiff, R., Díaz, E., 2015. Using the gonadosomatic index to estimate the maturity ogive: application to Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*). ICES J. Mar. Sci. 72(2), 508–514. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu155>.
- Francis, R.I.C. 2012. The reliability of estimates of natural mortality from stock assessment models. Fisheries Research. (119–120): 133–134.
- Francis, R.I.C. C. 2016. Growth in age-structured stock assessment models. Fisheries Research 180:77–86.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. 5:86-91.
- Gálvez, P., Toledo, C. y San Juan, R. 2017. Seguimiento de las pesquerías demersales y de aguas profundas, 2016. (Informe Final Sección I: Reporte Técnico Final Metodológico y de Resultados de Gestión, 2016). Valparaíso: Instituto de Fomento Pesquero.



- Gatica, C., S. Neira, H. Arancibia y S. Vásquez. The biology, fishery and market of Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) in the Southeastern Pacific Ocean. In: Arancibia, H. (Ed.). 2015. Hake: Biology and Exploitation. Fish and Aquatic Resources. Wiley & Sons. UK. 348 p.
- Guevara-Carrasco, R. and J. Leonart. 2008. Dynamics and fishery of the Peruvian hake: Between nature and man. *Journal of Marine Systems* 71: 249–259.
- Hilborn, R. and C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty*. Chapman Hall. New York.
- Hoening, J.M., 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull. US* 82(1), 898-902.
- Hunter, J.R., B.J. Macewicz, N.C.H. Lo and C.A. Kimbrell. – 1992. Fecundity, spawning and maturity of female Dover sole, *Microstomus pacificus*, with an evaluation of assumptions and precision. *Fish. Bull.*, 90: 101-128.
- Ibáñez, C. M., Roger D. Sepúlveda, P. Ulloa, F. Keyl and M. C. Pardo-Gandarillas. 2015. The biology and ecology of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (Cephalopoda) in Chilean waters: a review. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(3): 402-414.
- ICES. 2008. Report of the Workshop on Maturity Ogive Estimation for Stock Assessment (WKMOG), 3-6 June 2008, Lisbon, Portugal. ICES CM2008/ACOM:33. 72 pp.
- Lappalainen, A., L. Saks, M. Sustar, O. Heikinheimo, K. Jürgens, E. Kokkonen, M. Kurkilahti, A. Verliin, M. Vetema. 2016.. Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks in the northern Baltic Sea. *Fisheries Research* 174: 47–57.
- Law, R. and Grey, D., 1989. Evolution of yields from populations with age-specific cropping. *Evol. Ecol.* 3, 343–359.
- Lee, Hui-Hua, M. N. Maunder, K. R. Piner and R. D. Methot. 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments. *Fisheries Research* 109: 89–94.
- Lee, Hui-Hua, M. N. Maunder, K. R. Piner and R. D. Methot. 2012. Can steepness of the stock–recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models?. *Fisheries Research*. 125–126: 254–261.
- Lillo, S., J. Legua, J. Olivares, J. C. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Rojas, J. Angulo, V. Valenzuela, S. Nuñez, R. Luna. 2017. Convenio de Desempeño 2016: Evaluación directa de merluza común, 2016. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 115 p. + Figuras, Tablas y Anexos.
- Macchi, G.J., M. Pájaro and M. Ehrlich. 2004. Seasonal egg production pattern of the Patagonian stock of Argentine hake (*Merluccius hubbsi*). *Fish. Res.*, 67: 25-38.



- Methot, R. D. and C. R. Wetzel. 2013. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99.
- Murua, H., P. Lucio, M. Santurtún, L. Motos. 2006. Seasonal variation in egg production and batch fecundity of European hake *Merluccius merluccius* (L.) in the Bay of Biscay. *Fish. Biol.* 69(5): 1304-1316.
- Nelder, J. A. and R. W. M. Wedderburn. 1972. Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, Vol. 135, No. 3, pp. 370-384.
- Nigmatullin Ch.M., K.N. Nesis y A.I. Arkhipkin. 2001. A review of the biology of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (cephalopoda: Ommastrephidae). *Fisheries Research* 54: 9-19.
- Ojeda, V., J. Olivares, F. Balbontín, D. Garland, L. Cubillos; R. Alarcón, M. George-Nascimento y A. Sepúlveda. 1997. Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur. Informe Final FIP 95-15, 129 p.
- Patterson, K., R. Cook, C. Darby, S. Gavaris, L. Kell, P. Lewy, B. Mesnil, A. Punt, V. Restrepo, D. W. Skagen and G. Stefansson. 2001. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting. *Fish and Fisheries*. (2):125–157.
- Pavez, P. 1977. Análisis de la situación actual y algunas alternativas de manejo de la pesquería de la merluza común (*Merluccius gayi*, Guichenot, 1848) en Chile. Escuela de Pesquería y alimentos. UCV. Chile. 28 p.
- Payá, I. 1992. Investigación cálculo captura total permisible merluza común - 1993. Informe de Avance. IFOP-SUBPESCA. 11 p.
- Payá I. 2005. Investigación CTP merluza común, 2005, Fase II. Instituto de Fomento Pesquero. 39 p.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39(2), 175-192.
- Pukk, L., Kuparinen, A., Järv, L., Gross, R., Vasemägi, A., 2013. Genetic and life-history changes associated with fisheries-induced population collapse. *Evol. Appl.* 6, 749–760.
- Overholtz, W. J. 1987. Factors relating to the reproductive biology of Georges Bank haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in 1977–83. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 7:145–154.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* 11: 559–623.
- Rikther, V. A. and V. N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res Doc.*, 76N118:12 p.



- Rijnsdorp, A. D., van Damme, C. J. G., and Witthames, P. R. 2010. Implications of fisheries-induced changes in stock structure and reproductive potential for stock recovery of a sex-dimorphic species, North Sea plaice. – ICES Journal of Marine Science, 67: 1931–1938.
- Roa, R., B. Ernst and F. Tapia. 1990. Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedures. Fish. Bull. 97:570–580.
- Rosenberg, A. A., G. P. Kirkwood, J. A. Crombie and J. R. Beddington. 1990. The assessment of stocks of annual squid species. Fisheries Research. 8: 335-350.
- San Martín, M.A., R. Wiff, J.C. Saavedra-Nievasa, L.A. Cubillos and S. Lillo. 2013. Relationship between Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*) abundance and environmental conditions in the central-southern zone of Chile. Fisheries Research 143: 89- 97.
- Stahl, J. P. and G. H. Kruse. 2008. Spatial and temporal variability in size at maturity of Walleye Pollock in the Eastern Bering Sea. Transactions of the American Fisheries Society 137:1543–1557.
- Tascheri, R. Convenio de Desempeño 2019: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2020. Merluza común, 2020. Documento Técnico Consolidado. 108 p.
- Venables W. N. and C. M. Dichmont. 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. Fisheries Research. 70(2-3): 319-337.
- Vetter, E. F. 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: A review. Fishery Bulletin, 86: 25–43.
- West, G. 1990. Methods of assessing ovarian development in fishes. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 41:199 – 222.
- Williams, E. H., and K. W. Shertzer. 2003. Implications of life-history invariants for biological reference points used in fishery management. Can. J. Fish. Aquat. Sci 60:710–720.
- Zeidberg, L and B. Robison. 2007 Invasive range expansion by the Humbolt squid *Dosidicus gigas*, in the eastern North Pacific. PNAS.104(31): 12948-12950.
- Zhou, S. 2007. Discriminating alternative stock–recruitment models and evaluating uncertainty in model structure. Fish. Res. 86: 268–279.

A N E X O 3

Valores hipotéticos de subreporte artesanal y biomasa acústica usados en el análisis de sensibilidad.



Valores hipotéticos de subreporte artesanal y biomasa acústica usados en el análisis de sensibilidad.

1. Antecedentes

Este anexo detalla ejercicios de extrapolación con el propósito de aproximar valores de subreporte artesanal y biomasa de merluza común debido a información incompleta de monitoreo necesaria para realizar una estimación del subreporte del año 2020 en las mismas condiciones en las que estas estimaciones fueron realizadas en años previos y debido a que el crucero del año 2021 no cubrió completamente la zona 4 de su diseño de muestreo y de este modo su cobertura del área de distribución del recurso en esta zona no es estrictamente comparable con la cobertura de esta región en cruceros previos.

De acuerdo con lo anterior, los ejercicios de extrapolación descritos en este anexo fueron realizados como parte de una exploración de posibles impactos en los resultados de la evaluación indirecta y en consecuencia en la recomendación del rango de CBA para el año 2022.

Los valores y procedimientos descritos en este anexo no corresponden a estimaciones estadísticas sino a ejercicios realizados por los profesionales de los proyectos de monitoreo y evaluación directa, a solicitud del evaluador de stock, para fines de exploración de la robustez de los resultados de la evaluación indirecta a estas fuentes de incertidumbre. Las estimaciones y valores recomendados para las cantidades aquí descritas serán reportadas en los correspondientes informes de los proyectos de monitoreo y evaluación directa de este recurso.

2. Factor subreporte pesquería artesanal merluza común, año 2020

Autor: Jorge Sateler (Seguimiento de la pesquería demersal centro sur).

El factor de subreporte estimado para 2020 fue de 1,5 y solo se basó en cuatro caletas (**Cuadro 1**); la caleta Curanipe que desde 2017 fue la de mayor incidencia en la estimación, no fue incluida por falta de información (problemas con usuarios y limitaciones por pandemia).

El año 2018 tampoco se dispuso de información año completo para Curanipe, sin embargo, el grupo de trabajo del CCT-RDZCS conformado el año 2020, estimó un factor con información parcial de esa caleta (seis meses), con la cual se obtuvo un factor 15,5 y permitió completar la serie hasta el 2019.

Cuadro 1. Factores de subreporte, pesquería artesanal merluza común



Caleta	Año								
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
El Membrillo	-	-	-	0,6	0,5	0,4	0,9	1,0	1,1
Portales	0,9	0,9	1,0	0,6	0,5	0,6	0,9	1,0	1,3
Duao	1,5	1,0	2,4	2,2	2,9	2,4	1,7	1,7	1,1
Maguillines	1,9	2,0	3,5	7,4	4,9	3,0	2,0	2,6	2,5
Curanipe	2,1	4,5	4,5	7,4	4,8	8,0	15,5	11,7	-
Total	1,5	1,6	2,5	3,0	2,8	3,0	3,6	3,5	1,5

Para corregir el factor de subreporte 2020 (1,5) que resulta de considerar cuatro caletas (valor no comparable con la serie) y recalcularlo para las cinco caletas analizadas desde 2012, se requiere necesariamente de un factor para Curanipe, el último año. En este sentido y de acuerdo con la información disponible, se proponen dos procedimientos para obtener dicho factor:

- Obtener el factor de Curanipe correspondiente al promedio del período 2017-2019
- Obtener el factor de Curanipe aplicando el porcentaje de variación de 2019, respecto 2018

Para el caso i), el factor de subreporte de Curanipe 2020 es de 11,7 (promedio 2017-2019), con el cual es posible obtener el desembarque estimado y recalculer el factor con cinco caletas, lo que da 3,8 (**Cuadro 2**).

Cuadro 2. Factor de subreporte (caso i), pesquería artesanal merluza común, año 2020

Año	Caleta	Período	Desembarque (t)		Factor subreporte
			Oficial	Estimado	
2020	El Membrillo	anual	234	265	1,1
	Portales	anual	318	406	1,3
	Duao	anual	1576	1758	1,1
	Maguillines	anual	665	1684	2,5
	Curanipe	anual	840	9831	11,7
	Total		3632	13943	3,8

Para el caso ii), el factor de subreporte de Curanipe 2020 es de 8,9 (variación -24%), con el cual es posible obtener el desembarque estimado y recalculer el factor con cinco caletas, lo que da 3,2 (**Cuadro 3**).

Cuadro 3. Factor de subreporte (caso ii), pesquería artesanal merluza común, año 2020

Año	Caleta	Período	Desembarque (t)		Factor subreporte
			Oficial	Estimado	
2020	El Membrillo	anual	234	265	1,1
	Portales	anual	318	406	1,3
	Duao	anual	1576	1758	1,1
	Maguillines	anual	665	1684	2,5
	Curanipe	anual	840	7478	8,9
	Total		3632	11591	3,2



Para sostener un juicio sobre los factores de subreporte recalculados para la caleta Curanipe el año 2020 (11,7 y 8,9: casos i) e ii), respectivamente), es necesario tener en perspectiva los indicadores que dispararon el subreporte entre los años 2017-2019 (**Cuadro 4**).

Cuadro 4. Indicadores de Curanipe considerados en la estimación de subreporte, período 2017-2019

Indicadores	2017	2018*	2019
Desembarque Servicio (t)	646	450	652
Tasa captura (kg/viaje)	1185	1333	1011
Viajes totales (N)	4344	5228	7549
Desembarque estimado (t)	5147	6968	7631
Factor subreporte	8,0	15,5	11,7

(*) Considera 6 meses de información

Basado en la información disponible se observa que, tanto la tasa de captura como el número de viajes disminuyó el año 2019, lo que incidió en una caída del factor de subreporte de esta caleta (considerar que el N viajes de 2018 corresponde a seis meses). Antecedentes adicionales dan cuenta que el Servicio ha moderado la informalidad, lo cual es consistente con la estimación del factor 2019.

Si se asumen los antecedentes expuestos y la estimación parcial de cuatro caletas realizadas el año 2020, particularmente en la Región del Maule, es esperable que el subreporte total se haya moderado, lo que es consistente con el procedimiento de estimación ii), por lo cual el factor de subreporte corregido para 2020 y más probable, sería de 3,2.

3. Extrapolación de la biomasa de la zona 4 estimada en el proyecto de evaluación directa, año 2021

Autor: Esteban Molina (Proyecto de evaluación directa de merluza común en su Unidad de Pesquería).

Con el fin de explorar posibles impactos en los resultados en la evaluación de stock, se pueden considerar los escenarios hipotéticos siguientes, basados en criterios de biomasa o del área evaluada:

Biomasa:

- Considerar el valor de biomasa 2021 (8.457 t) en la zona 4, como el 41% del valor estimado el año 2020 (20.567 t) para la misma zona. El porcentaje restante de la zona 4 (2021) sería de 4.980 t, lo cual nos da un valor de 13.436 t para la zona 4 (2021) si se hubiese evaluado en su totalidad. Valor total de biomasa 2021 = 347.104 t (2020 = 349.031 t).



Área:

- Cobertura espacial zona 4 2021 = 1.611 mn² (área de ocupación merluza común 2021 = 1.204 mn² = 75%).
- Cobertura espacial zona 4 2020 = 3.758 mn² (área de ocupación merluza común 2020 = 2.323 mn² = 62%).

Si consideramos una cobertura espacial hipotética de 75% para el año 2021: $((B^{\circ}Z4 \cdot 0,75) + B^{\circ}Z4 = B^{\circ}$ hipotética = 348.467 t).

Si consideramos una cobertura espacial hipotética de 62% para el año 2021: $((B^{\circ}Z4 \cdot 0,62) + B^{\circ}Z4 = B^{\circ}$ hipotética = 347.368 t).

En ambos escenarios el valor de biomasa total para el año 2021 sería aproximadamente 1% inferior del estimado el año 2020.

Es importante notar que las zonas 1 a 3 en el año 2021 fueron evaluadas en el 100%.

Aclaración: Las estimaciones de biomasa (abundancia) por el método hidroacústico son el producto de mediciones In Situ en un área determinada. Aventurar una extrapolación en una zona que no fue cubierta por el crucero y, por ende, no existen datos no es un procedimiento recomendado por el equipo técnico de evaluación directa. De acuerdo con esto, los valores hipotéticos aquí descritos, constituyen solo ejercicios a fin de explorar la sensibilidad de los resultados de la evaluación indirecta a niveles posibles de incertidumbre en la estimación de biomasa realizada para la zona 4 en el año 2021.

4. Conclusiones

De acuerdo con lo recomendado por el proyecto de seguimiento, el factor de subreporte utilizado en los casos de evaluación 2 y 3 fue 3,2. Los casos 4 y 7 incluidos en la exploración de la sensibilidad de los resultados de la evaluación emplearon un factor de subreporte igual a 3,8.

De acuerdo con los escenarios explorados para extrapolar la biomasa estimada para la zona 4 por el proyecto de evaluación directa, los casos de sensibilidad 5 y 8 emplearon un valor total de biomasa 2021 igual a 347.000 t y los casos 6 y 9 una biomasa total para 2021 igual a 348.00

A N E X O 4

Residuales de los ajustes del modelo a los datos de composición de edades y abundancia relativa.

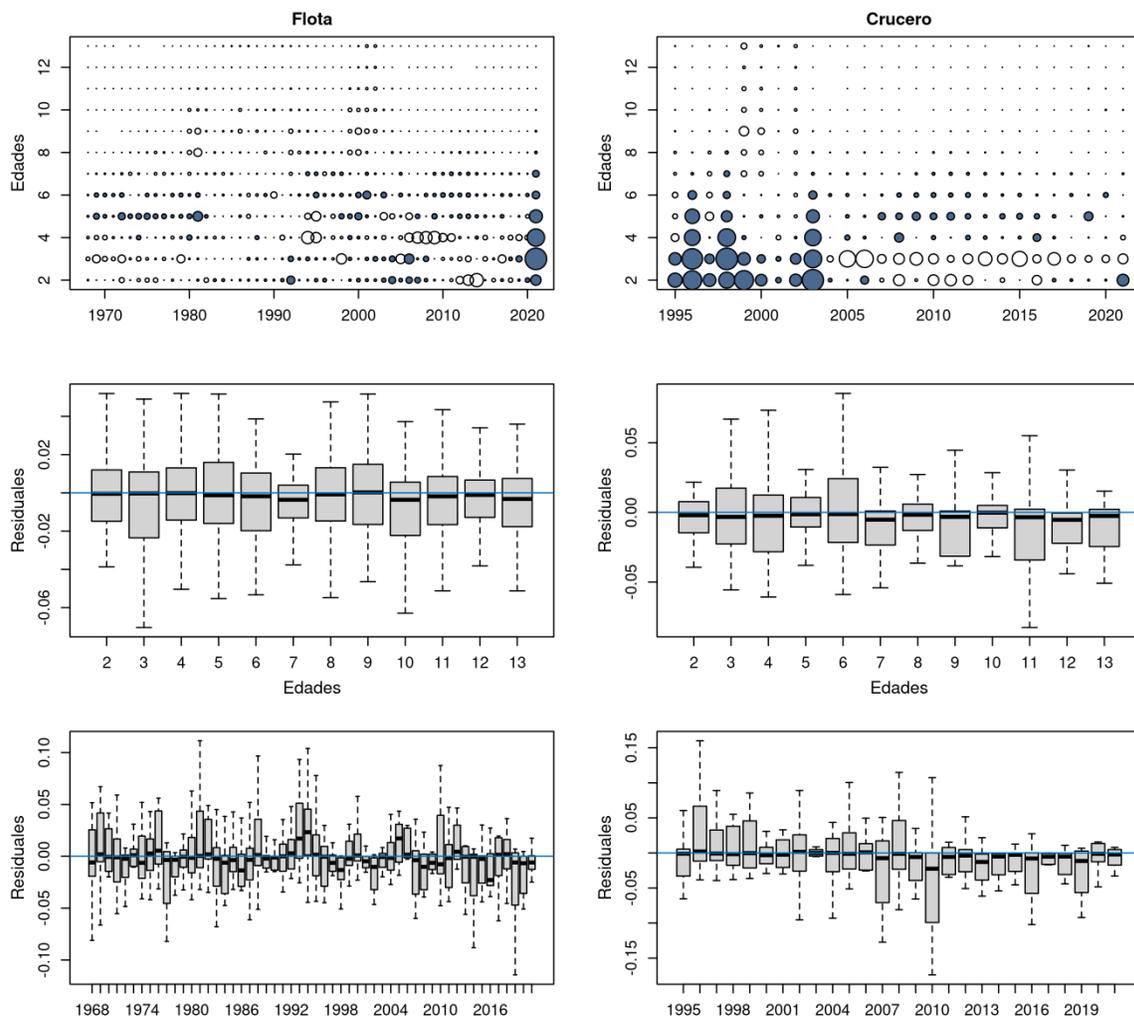


Figura 1. Residuales de las composiciones de edades de la flota de arrastre (Columna izquierda) y del crucero de evaluaci3n directa (Columna derecha). Caso 3.

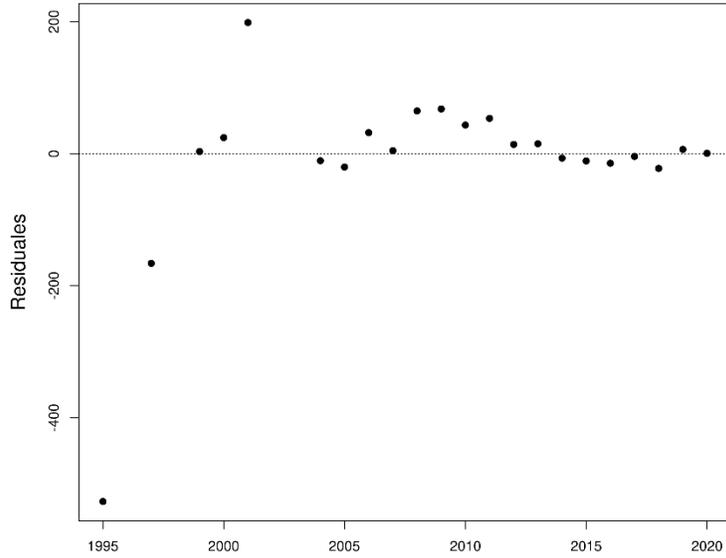
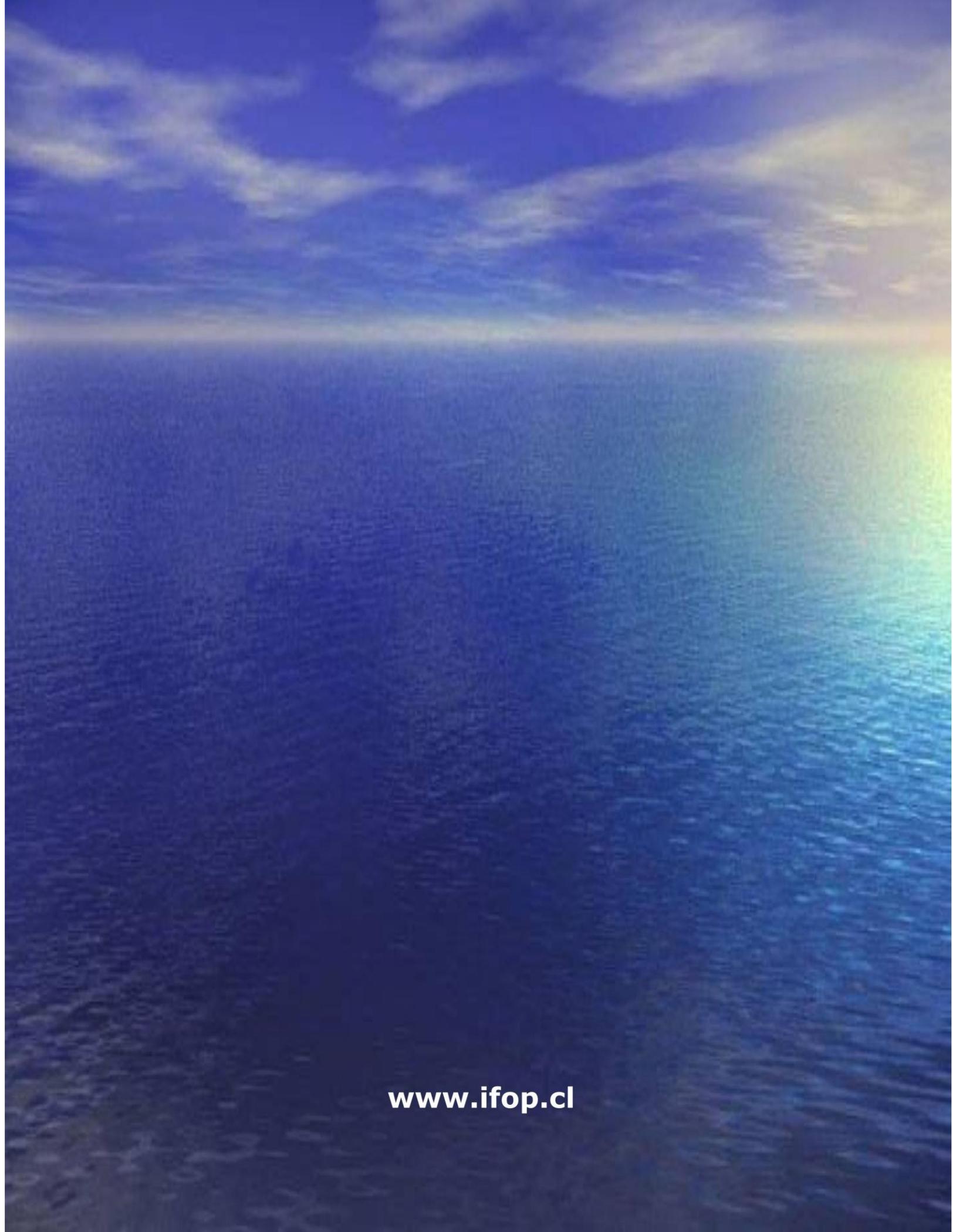


Figura 2. Residuales de las estimaciones de biomasa del crucero de evaluación directa. Caso 3.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl