



SEGUNDO INFORME - FINAL

Convenio II: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014"

Proyecto 2.10: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de tres aletas, al sur del paralelo 47°S, año 2014

Merluza de tres aletas

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Octubre 2013



SEGUNDO INFORME - FINAL

Convenio II: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014"

Proyecto 2.10: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de tres aletas, al sur del paralelo 47°S, año 2014

Merluza de tres aletas

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Octubre 2013

REQUIRENTE
SUBSECRETARIO DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía
y Empresas de Menor Tamaño:
Tomás Flores Jaña

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
José Luis Blanco García

Jefe División Investigación Pesquera
Jorge Castillo Pizarro

JEFE DE PROYECTO
Francisco Javier Contreras Mejías

AUTORES
Francisco Javier Contreras Mejías
Cristian Canales Ramírez
Juan Carlos Quiroz Espinosa



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	i
RESUMEN EJECUTIVO.....	iii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1 Objetivo general	2
2.2 Objetivos específicos.....	2
3. ANTECEDENTES.....	3
3.1. Unidad de Stock	3
3.2. Desembarques y Cuotas	4
3.3. Estructura de tamaños.....	5
4. DATOS E INFORMACIÓN.....	8
4.1. Estructura de edades	8
4.2. Índices de abundancia.....	11
4.2.1 CPUE.....	11
4.2.2 Cruceros de evaluación acústica	14
5. MODELO DE EVALUACIÓN.....	18
5.1. Datos	18
5.2. Estructura del modelo.....	18
5.3. Aspectos generales del modelo.....	19
5.4. Estimación	19
5.4.1 Tamaño de muestra efectivo	19
5.4.2 Coeficiente de variación.....	20
6. RESULTADOS	22
6.1. Validación	31
6.1.1 Análisis de residuos.....	31
6.1.2 Análisis de sensibilidad.....	33
6.1.3 Análisis retrospectivo	37
6.2. Puntos biológicos de referencia (PBR) y marco biológico de referencia	40
6.3. Diagnóstico del recurso	44
6.4. Estrategias de explotación.....	47



7. DISCUSIÓN	50
8. CONCLUSIONES	51
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52

ANEXOS:

- Anexo 1. Modelo de evaluación y Datos.
- Anexo 2. Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA.
- Anexo 3. Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA.
- Anexo 4. Lista de verificación.
- Anexo 5. Datos Modelos



RESUMEN EJECUTIVO

Este Informe presenta resultados sobre la evaluación del stock de merluza de tres aletas 2013 y recomienda un rango inicial de Captura Total Permisible o Captura Biológicamente Aceptable para el año 2014, el cual debe ser revisado a la luz de posibles nuevos datos, como también, analizado por el equipo de trabajo de IFOP en conjunto con el Comité Científico antes de ser considerado para efectos de una recomendación de Cuota Global de Captura.

El presente informe considera la actualización de los datos biológico pesqueros al año 2012, realizando una evaluación de la población de merluza de tres aletas y del estatus del recurso relacionado con el estudio: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014". La evaluación del stock de merluza de tres aletas se realizó mediante un modelo edad estructurado (catch-at-age analysis) implementado en Automatic Differentiation Model Builder (ADMB), considerando distintos periodos de selectividad para la flota comercial. Los principales resultados que emergen de la presente investigación indican que la población se encuentra en torno al 32% de reducción de la condición de virginal del stock reproductivo, y por ende la merluza de tres aletas se encuentra en una condición de sobre-explotación.

Las proyecciones basadas en una política de explotación de mortalidad por pesca, indican que la CBA para el año 2014 debería bordear entre las 31 y 40 mil toneladas, niveles que provienen de la implementación de estrategias de Frampa y Fmrs, respectivamente. Por otro lado, al mantener el estatus-quo (Fsq) se esperan capturas que bordean las 17 mil toneladas, estrategia que permitiría en el largo plazo recuperar la población en un 24% de la condición reproductiva estimada para el año 2012, por lo tanto y bajo esta política de explotación la población muestra un importante incremento de la biomasa desovante proyectada. Consecuentemente con esto, y bajo el nivel más plausible de reclutamiento para las proyecciones, y teniendo en cuenta los resultados de las prospecciones acústicas, además de los niveles de completitud de las cuotas autorizadas, es que se recomienda se adopte un enfoque precautorio para el manejo de este recurso.





1. INTRODUCCIÓN

En Chile se denomina a *Micromesistius australis* comúnmente como merluza de tres aletas, la cual presenta una distribución en el cono sur de América desde los 37°L.S. hasta los 55 °L.S. en la plataforma argentina y entre los 42 ° L.S. y 57 °L.S. en la plataforma Chilena (Aguayo *et al.*, 2010). Este gádido de gran movilidad, muestra una estrecha relación con las aguas sub-antárticas, describiéndose sus hábitos como bento-pelágicos (50-900 m.), con capturas comerciales principalmente asociadas a profundidades en torno a los 200 m.

Por otro lado, se han descrito dos zonas de desove, una en el sudoeste Atlántico, donde el pez desova al sur de las Islas Malvinas, a profundidades entre los 200-300 m. en los meses de septiembre y octubre (Shubnikov *et al.*, 1969). La otra zona de desove se encuentra al sur de Chile entre el Golfo de Penas y la Península de Tres Montes (47°S y 51°S) a profundidades de 200-300 m (Céspedes *et al.*, 1998). De igual forma los cruceros acústicos han demostrado que las agregaciones de merluza de tres aletas migran desde el océano Atlántico en junio y julio, y se mueven a lo largo de la costa chilena a su zona de desove en el océano Pacífico, donde el desove tiene lugar en agosto. Después del desove el recurso regresa a sus zonas de alimentación del Atlántico. Estas rutas migratorias sugieren la hipótesis de que existe una población en el extremo sur de sudamericana (Lillo *et al.*, 1999).

Dentro de las normas de regulación pesquera establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura se encuentran las cuotas de captura, las que deben estar temporal y espacialmente definidas. Estas, que restringen los niveles de desembarque, permiten regular la mortalidad por pesca y propender a la conservación de los recursos y a la sustentabilidad de la pesquería. Dichas cuotas se sustentan en la estimación de la Captura Total Permisible (CTP) o captura biológicamente aceptable, que responde a criterios biológicos y pesqueros relativos a la dinámica de los excedentes productivos sobre la base de estrategias de explotación y manejo definidas. De lo anterior, el actual marco de administración del recurso establece la necesidad de definir para su administración cuotas anuales de captura, las que deben estar técnicamente respaldadas, mediante estudios anuales de evaluación de stock y de estimación de capturas totales permisibles.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Actualizar el estatus de los principales recursos pesqueros nacionales y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo, considerando las fuentes de incertidumbre asociadas a estos análisis.

2.2 Objetivos específicos

- i. Implementar procedimientos de evaluación basados en protocolos científicos para la determinación del estatus del recurso merluza de tres aletas con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura al efecto (DAP, 2013).
- ii. Calcular los Puntos Biológicos de Referencia para el recurso merluza de tres aletas con la mejor información científica disponible, conforme a lo establecido por la Ley General de Pesca y Acuicultura, informando su incertidumbre asociada.
- iii. Establecer el estatus actualizado del recurso merluza de tres aletas, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre de estimación involucrada, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, acorde con los estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- iv. Calcular los niveles de Captura Biológicamente Aceptable para el recurso merluza de tres aletas, al año 2014, con su análisis de incertidumbre y riesgo asociado, debidamente informado en tablas de decisión, considerando las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013) o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda. Analizar estocásticamente las posibilidades de explotación de estos recursos en el mediano plazo y el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación, considerando la incertidumbre de estimación de sus indicadores y los probables estados de la naturaleza. Conforme a las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013), o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda.
- v. Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente proyecto.

3. ANTECEDENTES

3.1. Unidad de Stock

Uno de los aspectos más discutidos de la biología en merluza de tres aletas se refiere a la estructura del stock. Es así como Arkhipkin *et al.*, (2009), analizan la estructura poblacional entre las zonas de desove del Pacífico y el Atlántico, mediante el uso de análisis de micro química del otolito. Estos autores consiguen una apropiada asignación de los peces a sus zonas de muestreo (Chile o Islas Malvinas), concluyendo que los peces adultos tienen una estrecha afinidad con sus respectivos lugares de desove. Esto, probablemente indicaría que la población reproductora de Chile consta de cerca de cuatro quintas partes de los peces nativos, además de cerca de una quinta parte de individuos que migran desde el Atlántico. De igual forma Niklitschek *et al.*, (2009), y utilizando la química del otolito, la genética, los antecedentes biológico-pesquero, la morfología de otolitos y la prevalencia parasitaria, describe la existencia de distintos stocks poblacionales de merluza de tres aletas en el cono sur de América.

Por otro lado, la estructura de tamaños de ejemplares capturado por la flota chilena en el océano pacífico analizadas por Contreras *et al.* (2012), caracteriza a una población con una importante fase migratoria a una zona de desove (Figura 1), la cual presenta mayores tamaños que los individuos que son capturados fuera de la época reproductiva. Lo anterior se confirma por la marcada estacionalidad de la pesquería, y su comportamiento espacial, donde es evaluada.

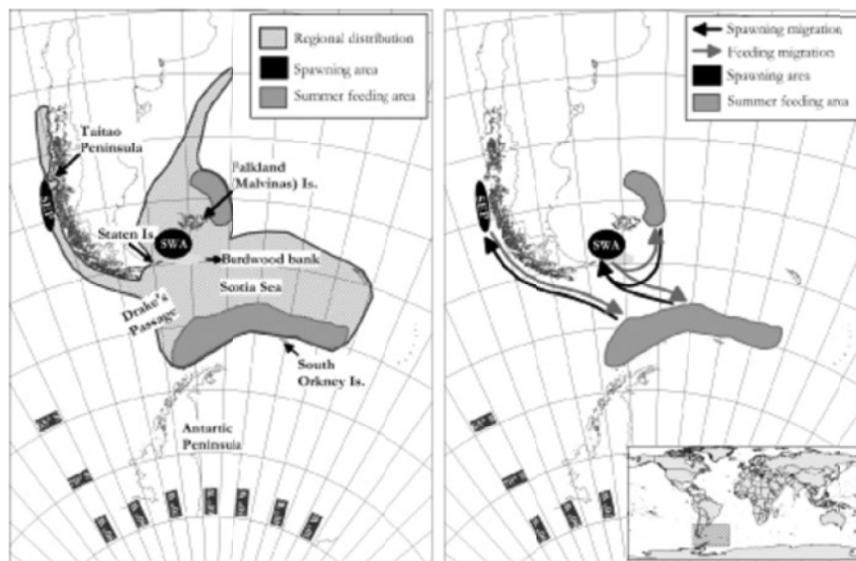


Figura 1. Conocido de la distribución regional, zonas de desove y de alimentación veraniega áreas de *Micromesistius australis* en la zona patagónica (panel izquierdo), e hipótesis de rutas migratorias de en la Patagonia (panel derecho), de acuerdo a Niklitschek *et al.* 2010.



3.2. Desembarques y cuotas

Mediante D.S. (MINECON) N° 538 del año 2000 se declaró el régimen de plena explotación la unidad de pesquería de merluza de tres aletas, y a partir del año 2001 a la fecha las cuotas de pesca han variado en torno a valores entre los 25 y 28 mil toneladas. Sin embargo, los registros oficiales de desembarque indican que estos niveles de remoción no han sido completados los últimos cuatro años de la serie. Destaca en este sentido, los desembarques observados el años 2012, los cuales representan una tendencia decreciente de captura observada en los últimos tres años, con un en torno a las 16.6 mil toneladas, lo que corresponde a un 67% de completitud de la cuota asignada para de para este año (Figura 2).

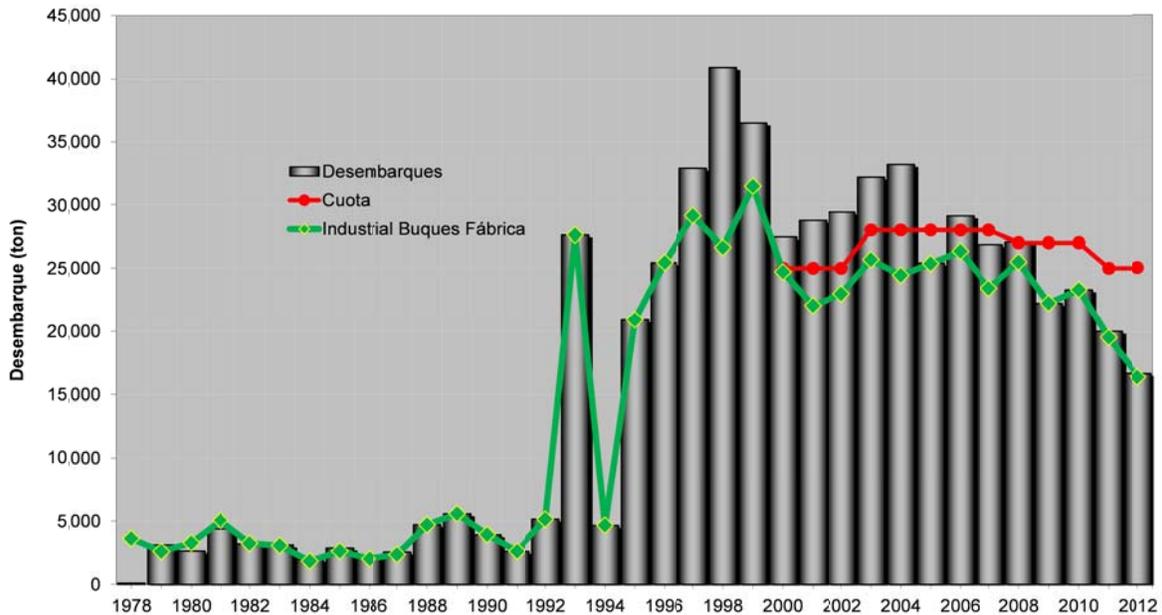


Figura 2. Cuotas y desembarques (ton) de merluza de tres aletas en aguas nacionales, serie 1978-2012.

Al observar la Figura 3, es posible apreciar que las capturas de merluza de tres aletas han estado conformadas principalmente por las capturas efectuadas por los buques fabrica fundamentalmente en aguas nacionales, con excepción de la serie 1987-2004 y 2006-2008, donde se reportan importantes capturas en aguas internacionales. La flota hielera en tanto si bien captura este recurso sus niveles de desembarque son despreciables, y no superan las 500 toneladas como máximo histórico, para el año 2012 estos barcos declararon solo 269 toneladas lo que representa menos del 2% de los desembarques totales.

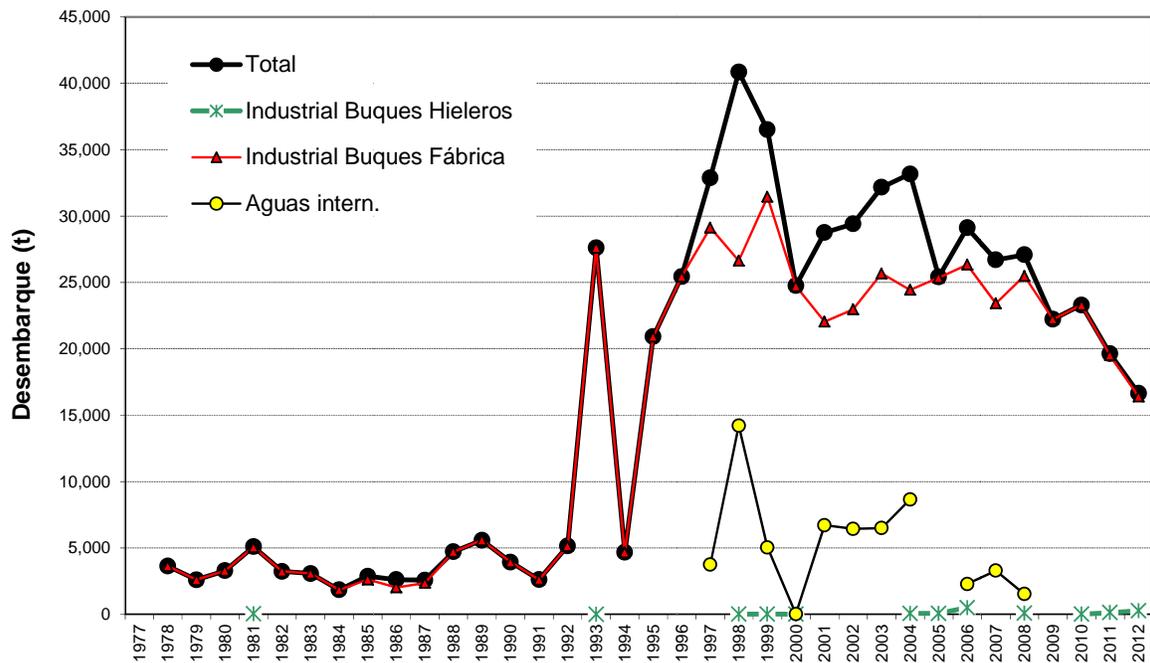


Figura 3. Desembarque oficial buques hieleros y fábrica en aguas nacionales e internacionales.

Sobre la producción de este recurso, se reconoce que la flota tendría como objetivo la elaboración y/o presentación como congelado: sin cabeza eviscerado (H&G), filete con y sin piel. Harina y surimi (SERNAPESCA).

3.3. Estructura de tamaños

La Figura 4 presenta las estructuras de tamaño de la flota comercial, que captura merluza de tres aletas para el periodo 1990 -2012, la cual presenta un rango entre los 14 y 70 cm. Las estructuras de longitud fueron analizadas por año, revisando la evolución de las estructuras en el tiempo. Es así como es posible realizar un seguimiento de las modas a través de los años, por ejemplo la moda observada el año 2012, en torno a los 38 cm. Lo anterior es una evidencia de la existencia de una marcada progresión anual de las estructuras de tamaños. Por otro lado en el año 2012 se observa una estructura multimodal con modas en los 38, 48 y 56 cm.

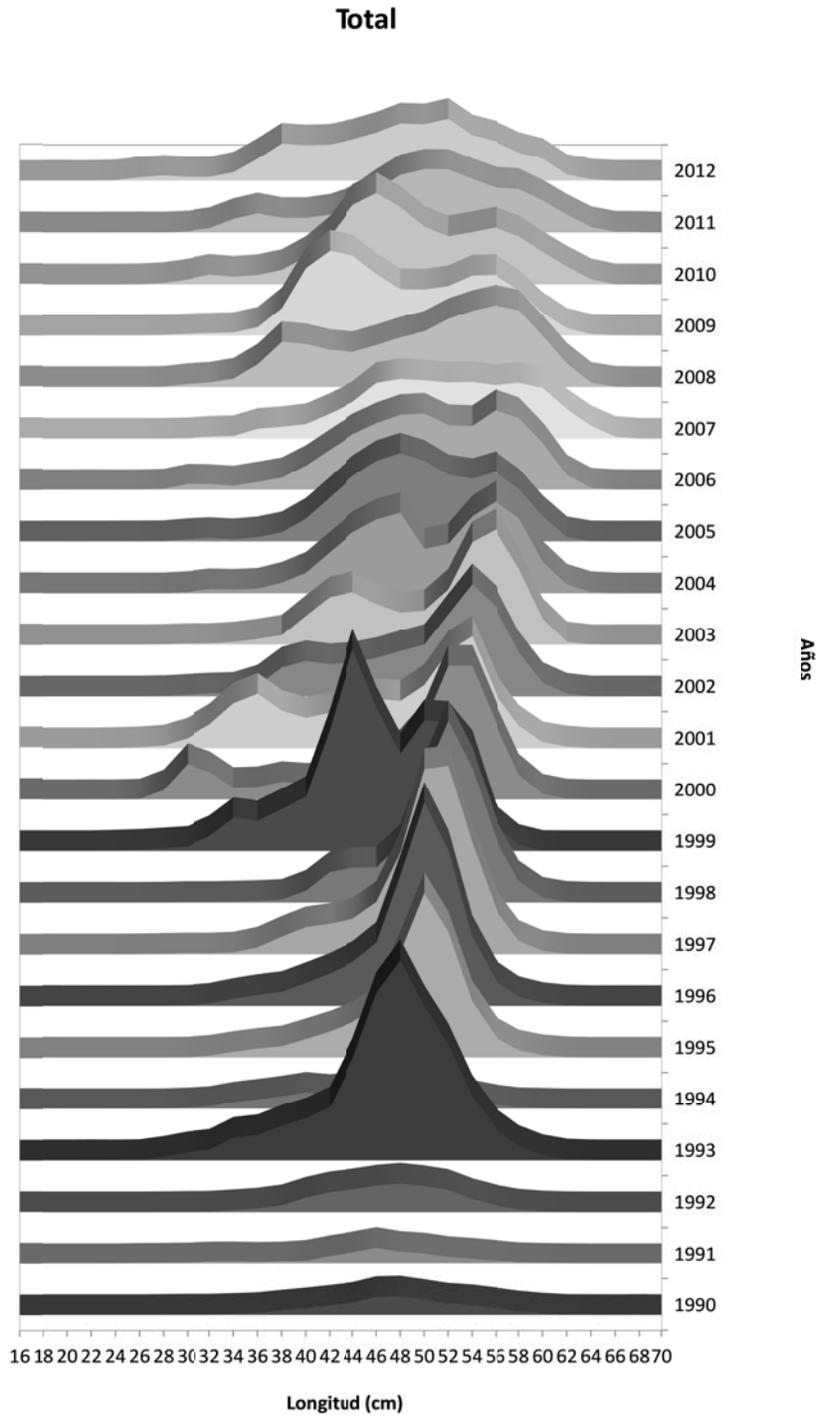


Figura 4. Estructura conjunta de frecuencias (en n3mero) de longitud a3o, periodo 1990-2012



Las estructuras de tama1o por sexo (Figura 5), presentan un rango de tallas entre 25 cm y 65 cm, destacando de esta la importante proporci3n de individuos adultos, de m1s de 50 cm, hecho observado desde el a1o 1993. Se observan adem1s a1os con anomal1as en las estructuras de longitud (1993, 1999, 2004, y entre los a1os 2008 y 2010), donde los rangos de tama1o presentaron una distribuci3n m1s amplia, variando la tendencia al aumento de la moda, lo cual estar1a explicado por una fuerte presencia de ejemplares bajo los 50 cm (nivel arbitrario de comparaci3n).

Por otro lado las composiciones de tallas de las capturas parecen ser lo suficientemente informativas, por cuanto estas son capaces de reflejar de manera clara la fracci3n de la poblaci3n juvenil y adulta (diferenciadas por la edad de madurez), presentando tambi3n la fuerza de la clase anual. Igualmente se destaca el importante contingente de individuos bajo los 36 cm observados en el a1o 2000, 2001 y 2010, lo cual da cuenta de una fuerte entrada de reclutas.

La distribuci3n de tama1os, tanto para machos como para hembras presentaba caracter1sticas unimodales, condici3n que se ve modificada el a1o 2000, cuando aparece una bimodalidad de las estructuras de tama1o. Esta caracter1stica se mantiene para ambos sexos, donde como ya fue apreciado en las estructuras de tama1os totales. En el a1o 2012 en tanto, esta caracter1stica modal se ve modificada, surgiendo un patr3n polimodal, con modas para la estructura de hembras en los 38, 52 y 60 cm, y para machos se observan tres modas principales en los 38, 46 y 50 cm.

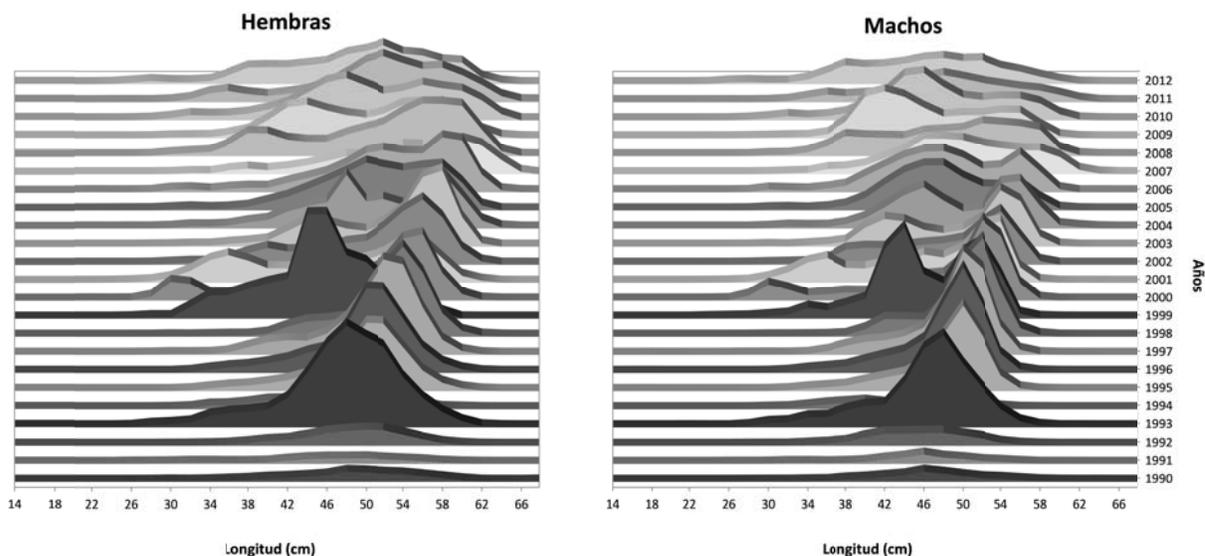


Figura 5. Estructura de frecuencias de longitud para machos y hembras por a1o, periodo 1990-2012.



4. DATOS E INFORMACIÓN

4.1. Estructura de edades

La estructura de edades presentes en la pesquería de merluza de tres aletas desde el año 1990 al año 2012, destacan por presentar una fracción mayor a los 18 años desde el año 1997. Es precisamente en este año, cuando se observa una acumulación de individuos por sobre esta edad, las cuales alcanzan hasta los 24 años (Figura 6). Este año además coincide con el punto estimado de mayor abundancia de recurso por el modelo de evaluación de stock, así como también por el modelo de estandarización de esfuerzo CPUE (Contreras *et al.*, 2012).

Otro punto a destacar es la importante clase anual (1998) observada en la estructura de edades del año 2000, la cual originaria la composición de edad 14 observada el año 2012. Es necesario destacar la importante fracción de individuos de edad 4 y 5 presentes en la estructura 2012, las cuales son originadas desde una significativa clase anual entre los años 2007 y 2008 respectivamente. De igual forme se observa que la proporción de edades en las capturas nacionales muestra el pasar de fuertes clases anuales, correspondientes a los años 1982, 1984, 1986 y 1998.

Por otro lado Paya *et al.*, 2005 destacan la escasa presencia de ejemplares maduros en el inicio de la matriz de clases anuales, lo cual podría estar explicado por el arte de pesca utilizado, ya que solo a partir de 1993 las capturas fueron realizadas por medio de redes de media agua, mientras que antes de este año las capturas eran efectuadas como pesca incidental de las capturas orientadas a merluza del sur.

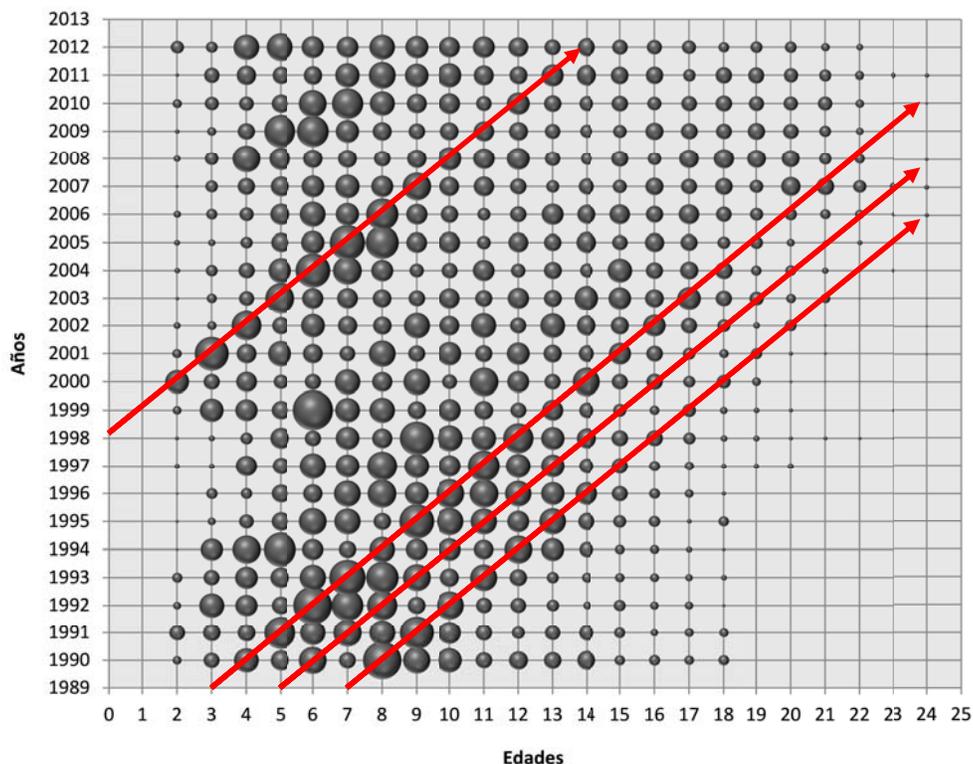


Figura 6. Proporción de edades a través de los años en las capturas de la flota, periodo 1990-2012.

La Figura 7 muestra las clases anuales que sustentan la población de merluza de tres aletas mediante una presentación de las cohortes, de las observaciones presentes en la captura comercial y en el crucero acústico, donde los individuos que actualmente presentan entre 6 y 8 años de edad provienen de la clase anual del 2005 y 2006, respectivamente. Cabe señalar que las capturas de la temporada 2012, fue dominada numéricamente por peces de la edad 5, la cual se origina en la clase anual 2007.

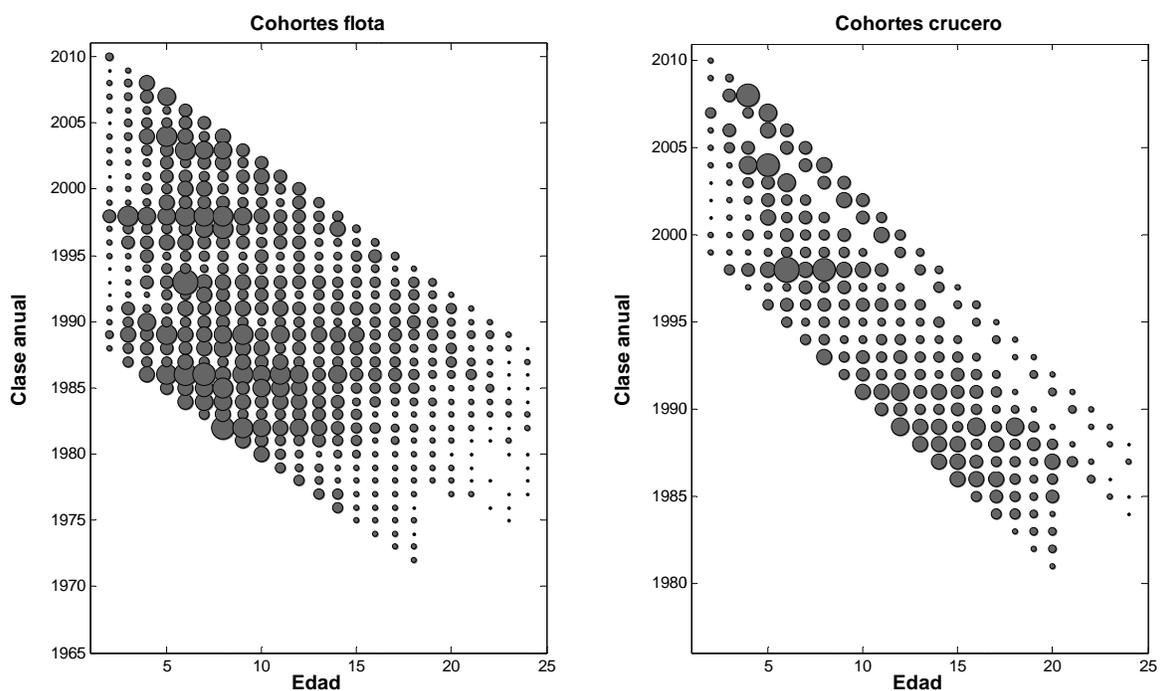


Figure 7. Clases anuales, informaci3n de la flota comercial periodo 1990 al 2012 y del crucero ac3stico 2001-2012.

Al analizar el comportamiento de la edad promedio en la serie de tiempo 1990-2011, para informaci3n proveniente de la flota comercial, se aprecia que si bien existe una importante variabilidad anual; en t3rminos de tendencia central la edad promedio de merluza de tres aletas en aguas nacionales presentan un incremento hasta el a3o 2007, a3o desde el cual la tendencia del ajuste muestra una reducci3n continua $R^2 = 0.67$) (Figura 8). Lo anterior estar3a explicado fundamentalmente por un importante presencia de individuos sobre los 18 a3os desde el a3o 1997 y que se mantiene hasta el a3o 2012, y representa un incremento de las edades promedio en casi 1.5 a3os.

Por otro lado al analizar la edad promedio en la serie 1990-2012, se observa una tendencia positiva hasta el a3o 2007, la cual podr3a estar explicada por bajos niveles de mortalidad por pesca, la que no habr3a removido de manera significativa la fracci3n adulta de la poblaci3n. De igual forma, y desde el a3o 2007 se aprecia una ca3da de la edad promedio, lo que estar3a explicado por la importancia relativa que han tenido edades bajo los 7 a3os, las cuales han caracterizado a la estructura de edad, y que por magnitud pudiesen estar dominando la estructura promedio de edades.

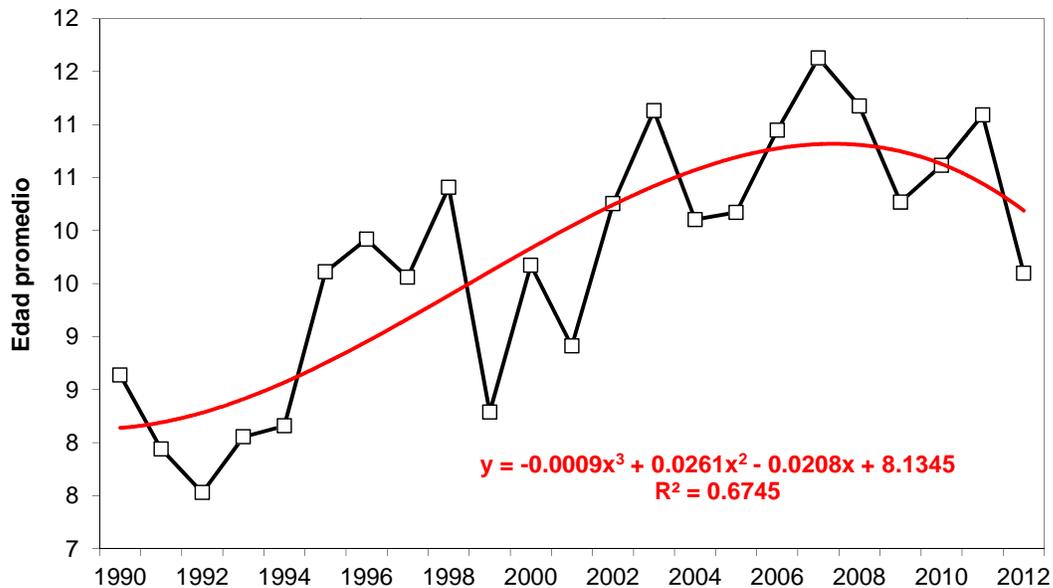


Figura 8. Edades promedio en la serie de tiempo 1990-2012. La línea continua representa la tendencia.

4.2. Índices de abundancia

4.2.1 CPUE

La estandarización de la CPUE para la merluza de tres aletas se basó en información proveniente de las bitácoras de pesca, las que registran por cada lance de pesca el esfuerzo medidos en horas de arrastre, la captura en kilogramos, las embarcaciones que tomaron parte en la estación de pesca, la ubicación geo-referenciada, y la fecha del lance. Con objeto de evitar la influencia de datos anómalos en el proceso de estandarización se realizó previamente un filtrado de información bajo los criterios de la Tabla 1, esto con objeto de asegurar la utilización de los registros de lances dirigidos al recurso.



Tabla 1.
Información y criterios de filtros utilizados en la estandarización de la CPUE de merluza de tres aletas, entre los años 1990 y 2012.

Filtro	Criterio de Selección
Buques	Unzen Maru, Unión Sur
Meses	Junio - Noviembre
Área	(1) 46°- 48° S (2) 48°- 50° S (3) 50°- 52° S (4) 52°- 54° S (5) 54°- 56° S (6) 56°- 58° S (7) > 58° S

La estandarización se realizó mediante un modelo lineal generalizado (GLM) que incorpora como predictores el Año, Buque, Mes y la Zona de cada lance (Tabla 1), permitiendo también incorporar interacciones entre los predictores del rendimiento, así como explorar distintas distribuciones de error mediante la utilización de la verosimilitud en el ajuste del modelo (Punt *et al.*, 2000; McCullagh y Nelder, 1989). Bajo este enfoque, el modelo general para la estimación de la CPUE es:

$$\log(cpue) = \beta_0 + \sum_k \beta_k x_k + \varepsilon$$

Donde β_0 es el intercepto, β_k son los coeficientes que dan cuenta de la variación en la CPUE y ε es un error normal con media 0 y varianza constante σ^2 . Los factores analizados para el caso de la pesquería de merluza de tres aletas fueron: buques, años, meses y áreas de pesca.

Con la finalidad de obtener un indicador de abundancia estandarizado, se empleó un procedimiento de modelación que aísla la señal anual promedio de la serie de rendimientos. El factor buque caracteriza las embarcaciones según su éxito de pesca, considerando las tasas de captura de las embarcaciones "Unzen Maru" y "Unión Sur", de acuerdo a las recomendaciones realizadas en el comité técnico (Contreras *et al.*, 2011). La Figura 9, presenta la tasa de captura media, donde se aprecia el desempeño anual de los rendimientos de pesca estandarizados. Esta señal queda caracterizada por presentar dos tendencias, una en donde se incrementan notablemente los rendimientos entre los años 1989 y 1997 y otra que presenta una reducción entre los años 1997 y 2012. El gráfico de que intenta evaluar la aleatoriedad de los residuos del modelo, muestra la existencia de un patrón, confirmando la existencia de heterocedasticidad, con lo cual podemos concluir el modelo no estaría incorporando todos las variables predictoras necesarias ni se posibles correlaciones. Por otro lado, y al observar el qq-plot podemos concluir que el modelo cumple con el supuesto de normalidad, lo que queda establecido a ver el excelente ajuste lineal.

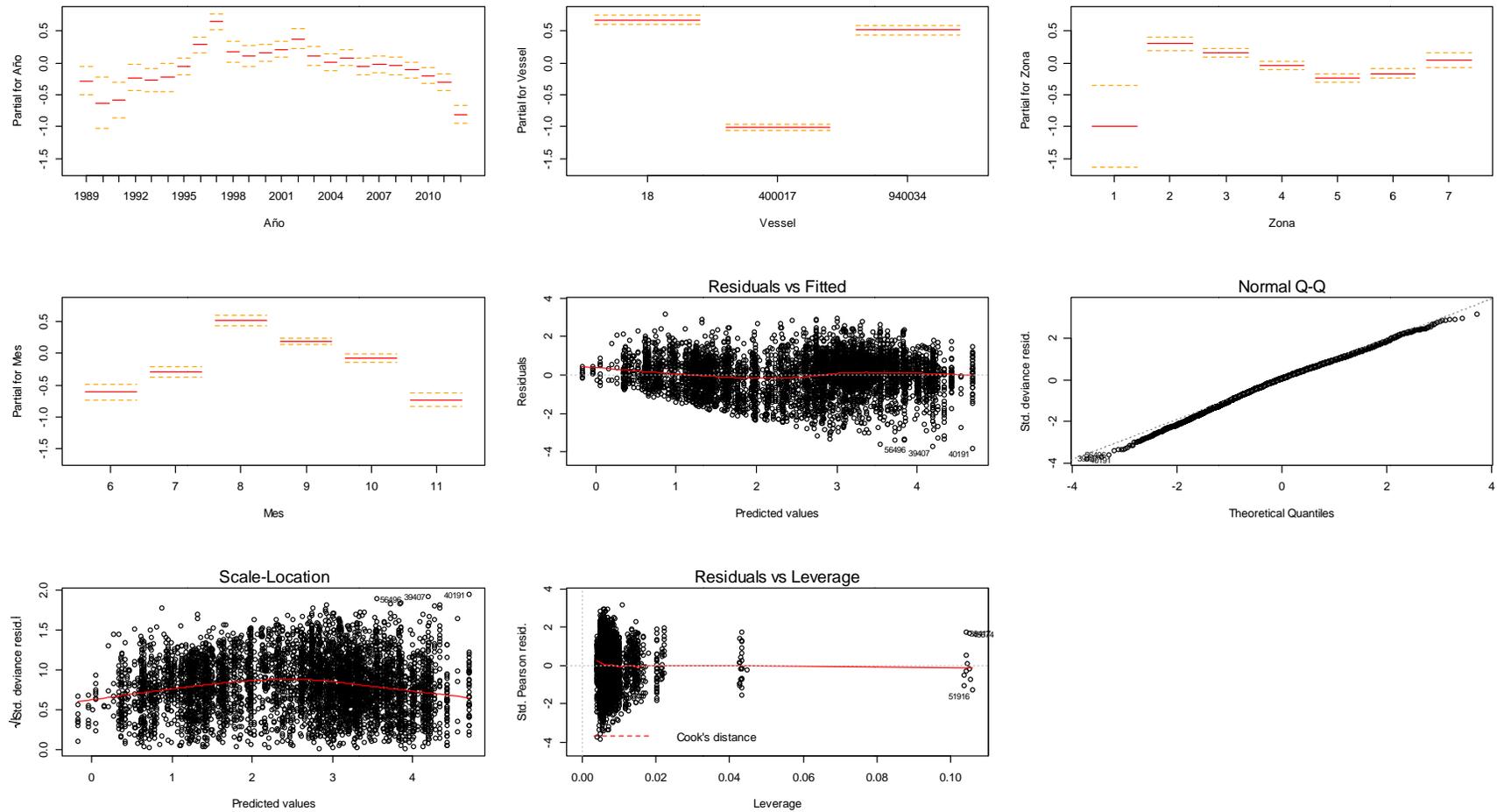


Figura 9. Histograma de rendimientos de pesca y principales factores que explican su variaci3n en la pesquería de merluza de tres aletas.



La Figura 10 presenta la CPUE estandarizada la cual es considerada como un 3ndice de abundancia. El rendimiento m3ximo es observado en el a3o 1997, posterior a este a3o el 3ndice presenta una ca3da y posterior recuperaci3n con un m3ximo estimado para el a3o 2002, posteriormente entre los a3os 2007 y 2011 el modelo estima un periodo de reducci3n continua a una tasa de reducci3n constante, la cual cae abruptamente el a3o 2012, a3o donde se registra la menor de la tasa de captura por hora de arrastre de la serie.

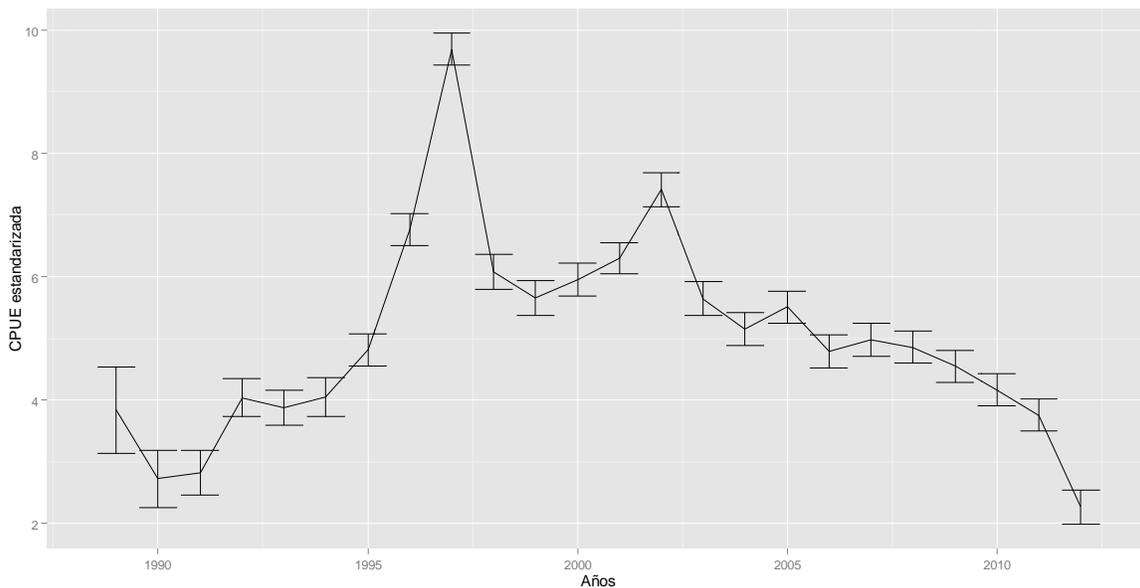


Figura 10. CPUE estandarizada para la serie 1989-2012.

4.2.2 Cruceros de evaluaci3n ac3stica

Se realiz3 un crucero de prospecci3n ac3stica y pesquera a bordo del B/H Friosur VIII entre el 15 y el 28 de agosto del 2012, el cual present3 dos etapas. La primera denominada "prospecci3n normal" y que se realiz3 entre las latitudes 46°45' y el 51°00'LS, entre el 15 y 25 de agosto, en la cual no se detect3 el foco principal de desove, y la segunda denominada "Re-prospecci3n" en la que en base a informaci3n recibida terminando la prospecci3n normal, y referida a que el stock desovante se encontrar3 en el borde norte del 3rea de estudio, se realiz3 entre el 27 y 28 de agosto en la zona de distribuci3n del stock desovante (46°55'LS - 47°15' LS) (Saavedra *et al.*, 2012).

Los resultados de este estudio reportan una estimaci3n de la prospecci3n normal (sin detecci3n del foco de desove) la cual estimo una biomasa de 14.265 toneladas (12.158 - 16.371 toneladas), y de abundancia fue de 25,74 millones de individuos (20,15 - 31,33 millones). De manera complementaria la estimaci3n de biomasa de la zona de re-prospecci3n alcanzo las 82.107 toneladas con un



intervalo de confianza entre las 55.814 y 108.400 toneladas (CV=19,4), mientras que el estimado preliminar de abundancia alcanz3 los 116,4 millones de individuos con un intervalo de confianza entre los 77,6 y 155,2 millones de ejemplares.

La biomasa presente en el 3rea de estudio es de 87.759 toneladas con un intervalo de confianza que abarcar3 desde las 61.404 a 114.114 toneladas (CV=18,2%) y una abundancia preliminar de 128,68 millones de individuos con un intervalo de confianza que abarcar3 entre los 89,54 y 167,82 millones de individuos (CV=18,4%). La Figura 11 presenta la distribuci3n espacial de la zona de Re-prospecci3n.

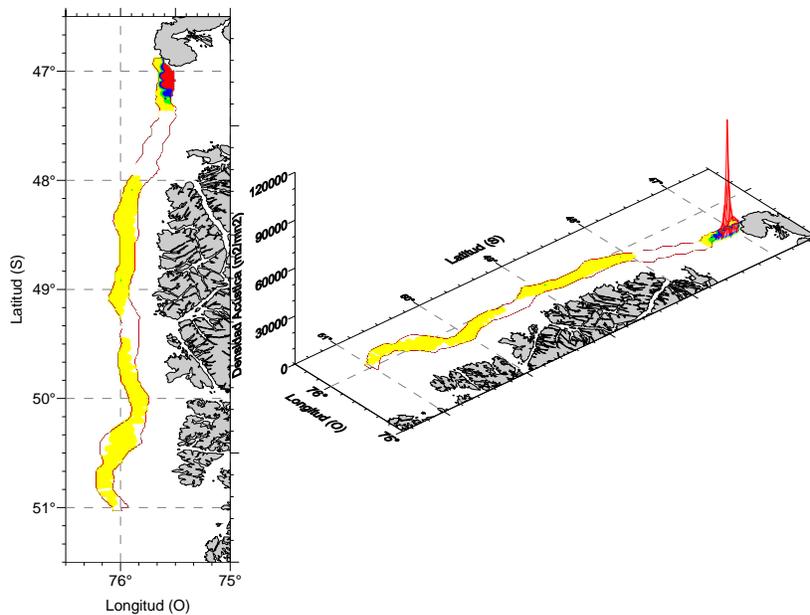


Figura 11. Distribuci3n espacial de la densidad de merluza de tres aletas, Zona R y Zona 3. Agosto 2012.

La Figura 12 presenta los resultados de las estimaciones de la biomasa ac3stica incorporando el resultado de la evaluaci3n ac3stica 2012. Para el a3o 2010 en tanto, no fue posible la realizaci3n del estudio debido al recorte presupuestario del Fondo de Investigaci3n Pesquera (FIP).

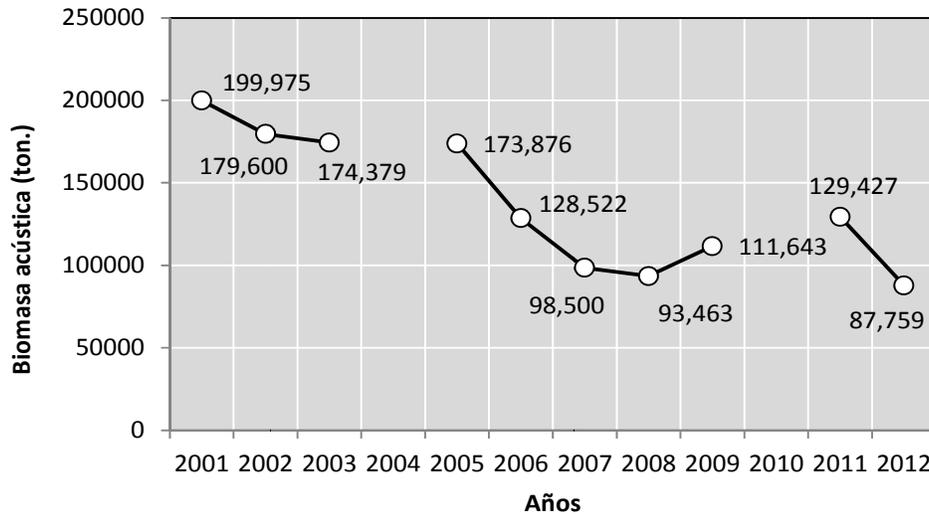


Figura 12. La biomasa de merluza de tres aletas estimada a través del crucero acústico.

Una de las principales debilidades de esta señal de abundancia es el alto grado de dependencia de variables espacio-temporales y de la condici3n reproductiva del recurso, sobre la cual se desarrolla este estudio. Sobre este punto es necesario seÑalar que el aÑo 2004, el crucero de evaluaci3n hidroacústica fue realizado de manera tardía, y aunque el recurso se encontr3 en un periodo reproductivo activo, no estimó plenamente el pulso de abundancia del stock, a diferencia del resto de las prospecciones hidroacústicas. Es por este motivo que la seÑal de biomasa acústica 2004, no es incluida en el modelo de evaluaci3n de stock. El aÑo 2001 en tanto, es considerado dentro del estudio por los siguientes motivos: estar dentro de la tendencia del índice, encontrarse en condici3n reproductiva activa, punto tratado en el seno del grupo técnico de merluza de tres aletas donde se concluy3 que no existen antecedentes para excluir del análisis el aÑo 2001 (Contreras y Canales, 2011).

La Figura 13 presenta un resumen de las estimaciones anuales de los índices de abundancia obtenidos desde la estandarizaci3n de la CPUE y desde el crucero acústico, mostrando similar tendencia en la reducci3n de la abundancia (aÑos 1997-2012). Lo anterior queda establecido al observar la reducci3n observada entre los aÑos 2011-2012, condici3n que es recogida de manera similar por ambos índices. Bajo el supuesto que las densidades del cardumen se mantienen a través de los aÑos y la flota mantiene la táctica de pesca de perseguir a la agregaci3n, se debería generar un proceso de hiperestabilidad en la CPUE debido a que la contracci3n de la poblaci3n se realizaría por los bordes del cardumen y no por el centro en términos de densidades. Sin embargo, no se dispone de evidencias suficientes para probar esta hipótesis. Por otro lado, es necesario hacer presente que a la fecha de edici3n del presente reporte no se encuentran disponibles los antecedentes del estudio acústico del recurso, para el aÑo 2013. La Tabla 2, incluyen de igual forma los antecedentes por índice de abundancia.

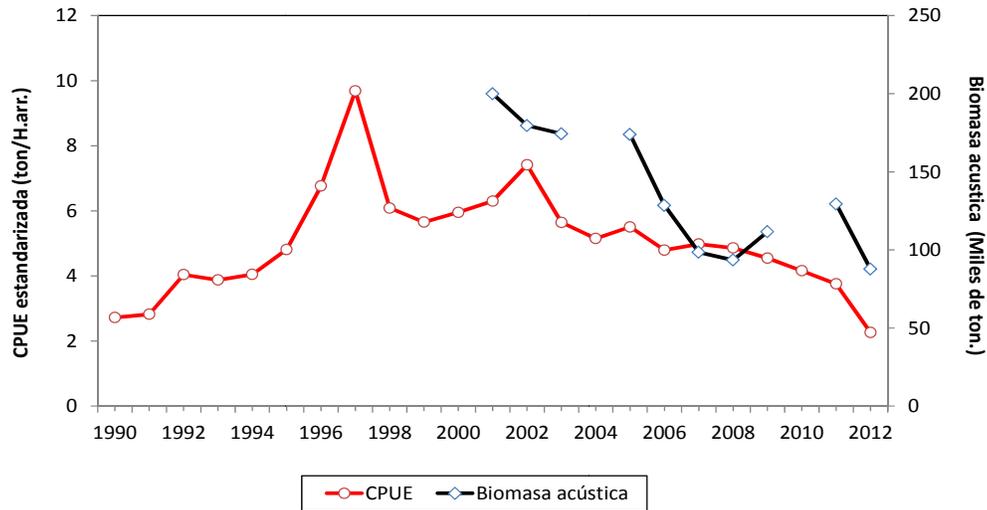


Figura 13. Comparación de los índices de abundancia de Merluza de tres aletas.

Tabla 2.

Indicadores de abundancia, estandarización de la captura por unidad de esfuerzo CPUE (ton/h.arr.) y resultados de las biomazas estimadas por el crucero acústico.

Año	CPUE	Biomasa acústica (ton.)
1990	2.72	
1991	2.82	
1992	4.04	
1993	3.88	
1994	4.05	
1995	4.81	
1996	6.76	
1997	9.69	
1998	6.08	
1999	5.65	
2000	5.95	
2001	6.30	199,975
2002	7.41	179,600
2003	5.64	174,379
2004	5.15	
2005	5.51	173,876
2006	4.79	128,522
2007	4.98	98,500
2008	4.86	93,463
2009	4.55	111,643
2010	4.16	
2011	3.76	129,427
2012	2.26	87,759



5. MODELO DE EVALUACIÓN

El modelo aplicado para la evaluación de stock de la merluza de tres aletas es edad-estructurado, ajustado a la composición de edades de las capturas y de los cruceros hidroacústicos, a las capturas totales observadas y calibrado por los índices de CPUE de la flota y por los niveles de biomasa observados en los cruceros acústicos.

5.1. Datos

A continuación se presentan los datos incorporados en el modelo de evaluación de stock:

- Series de CPUE estandarizadas 1990-2012 estimadas a partir de información de bitácoras de pesca comercial (captura, esfuerzo, distribución espacio-temporal de lances).
- Distribución de frecuencia de edad de las capturas entre 1990 y 2012.
- Desembarques totales entre 1990 y 2012.
- Biomasa observada en los cruceros de hidroacústica entre 2001-2003 y entre los años 2005-2012, con excepción del año 2010.
- Distribución de frecuencia de edad de los cruceros de hidroacústica entre 2001-2012.
- Matriz de pesos medios a la edad 1990-2012.
- Madurez sexual a la talla reportada por Cordova *et al.* (2003) y transformada a edad por medio de la función de crecimiento de von Bertalanffy.

5.2. Estructura del modelo

Se estiman los niveles de abundancia para todas las edades del primer año como parámetros libres, conforme a las proporciones observadas para cada edad en las estructuras de edad de la captura y a la dinámica de las clases anuales en su paso por la pesquería.

El modelo estima un total de 77 parámetros. El reclutamiento se estima en base a un valor promedio y un vector de desviaciones anuales. Los patrones de selectividad utilizados para la flota se suponen variables por bloques, para los cuales se estiman distintos valores de $A_{50\%}$ y el rango $A_{95\%}-A_{50\%}$. Por lo tanto, el modelo contempla la estimación de dos bloques de selectividad de la flota comercial, el primero entre los años 1990 y 1994 y el segundo entre los años 1995 y 2012, con un total de 4 parámetros asociados a selectividad, 2 para la flota y 2 para los cruceros.

El modelo además considera una explotación en el mes de agosto, lo que resulta coherente con lo observado en la pesquería y concuerda con el periodo de máxima agregación reproductiva, evaluando además la dinámica en edades (2-23), incluyendo un grupo plus (24+). El modelo además considera que las estructuras de edad son informativas en términos de evidenciar la progresión de cohortes y de la entrada de reclutas (Contreras *et al.*, 2011), para mayor detalle ver Anexo 3.



5.3. Aspectos generales del modelo

El modelo de la dinámica poblacional de merluza de tres aletas, presenta además los siguientes supuestos:

- La mortalidad natural no varía en el tiempo o en las edades modeladas y se considera que $M=0,18$;
- Los cruceros hidroacústicos son capaces de observar los cambios de la población, que migra anualmente para desovar en aguas chilenas;
- La condición inicial (1990) es considerada en equilibrio, virginal y permite el cálculo de la biomasa desovante virginal;
- Patrón de explotación logístico y constante en el tiempo.

5.4. Estimación

Debido a las distintas bondades relacionadas con la plataforma AD Model Builder (Fournier *et al.* 2012), dentro de las cuales se reconocen su rapidez, su precisión y su estable optimización, se implementó un modelo edad estructurado, para analizar la dinámica poblacional de merluza de tres aletas en aguas nacionales. Se incorpora una estimación de las capturas mediante un enfoque de Baranov, considerando además una selectividad diferenciada en dos periodos, los cuales guardan relación al comportamiento de la flota, una etapa caracterizada por un desarrollo incipiente o incidental (1990-1995), y otro periodo relacionado con una pesquería dirigida al recurso (1996-2012).

5.4.1 Tamaño de muestra efectivo

El tamaño de muestra es considerado equivalente al número de lances realizados o registrados para obtener las composiciones de tallas (Ianelli, com pers). Para su estimación se empleó el proceso iterativo propuesto por Francis (2011), el cual comienza por asignar un valor arbitrario del tamaño de muestra (todos igual a $n=50$), para luego de repetidos ajustes del modelo, llegar a valores estables a posteriori usando el estimador teórico empleado por Gavaris y Ianelli (2002):

$$nm = \sum \hat{p}(1 - \hat{p}) / \sum (p - \hat{p})^2$$

Donde nm corresponde al tamaño muestral efectivo, p y \hat{p} representan las proporciones observadas y predichas.

Las estimaciones de los tamaños de muestra efectiva óptimos, son presentados tanto para el crucero como para la flota en la Figura 14. Este procedimiento estima que el número muestral debe ser incrementado, para ambas fuentes de información, ya que tamaños iniciales iguales a $n = 50$,



muestran ser insuficientes en las estimaciones de proporciones de tama1o. Las cuales son menores al promedio de los tama1os de muestra estimados para todas las composiciones de tallas disponibles. A mayor tama1o de muestra te3rico, mejor es el nivel de ajuste, por lo que los resultados indican que las composiciones de tallas de las capturas tienen una calidad de ajuste en promedio de 1,3 veces mejor al ajuste de las composiciones de tallas de los cruceros.

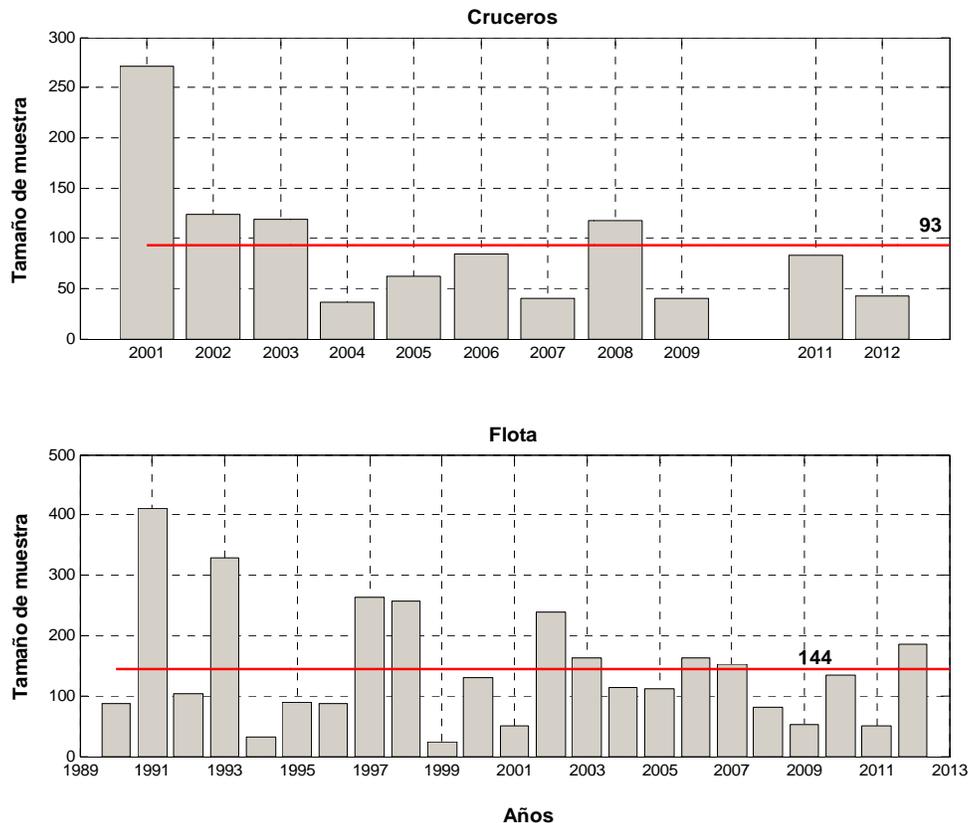


Figura 14. Estimaci3n del tama1o de muestra para los datos del crucero ac3stico y para la flota comercial, en lnea representa el n1mero de muestras promedio para cada serie.

5.4.2 Coeficiente de variaci3n

Para la estimaci3n del coeficiente de variaci3n empleado en la estimaci3n de los 3ndices de abundancia de cada escenario de an3lisis del presente estudio, se considera como punto de partida b3sicamente un ajuste polinomial de orden 4, este valor de cv es incorporado en el modelo de evaluaci3n y posteriormente se obtiene un estimado por el modelo el cual corresponde al ajuste de este bajo la condici3n provocada por el cv empleado. Una vez obtenida la estimaci3n alcanzada por el modelo de evaluaci3n, se contrasta con las observaciones de cada 3ndice de abundancia y se repite este procedimiento hasta lograr una estabilizaci3n del ajuste. La Figura 15 muestra el



procedimiento inicial empleado para la estimaci3n de un cv promedio para la CPUE estandarizada. El ajuste del polinomio estima de manera promedio un cv = 0.174.

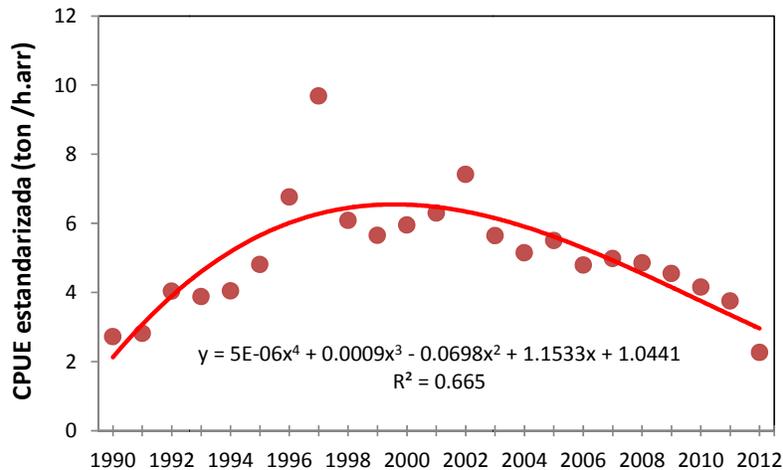


Figura 15. Estimaci3n de la CPUE estandarizada periodo 1990-2012, por medio de un ajuste polin3mico.

Para la estimaci3n de un cv relacionado con la biomasa ac3stica realizamos el procedimiento metodol3gico antes descrito y por medio de un ajuste polin3mico de orden 4 se obtiene un cv inicial para comenzar el ajuste iterativo del modelo de evaluaci3n de cv = 0.122. La Figura 17 presenta el ajuste polin3mico de la estimaci3n ac3stica, con un valor de ajuste mayor al de la CPUE ($R^2 = 0.84$).

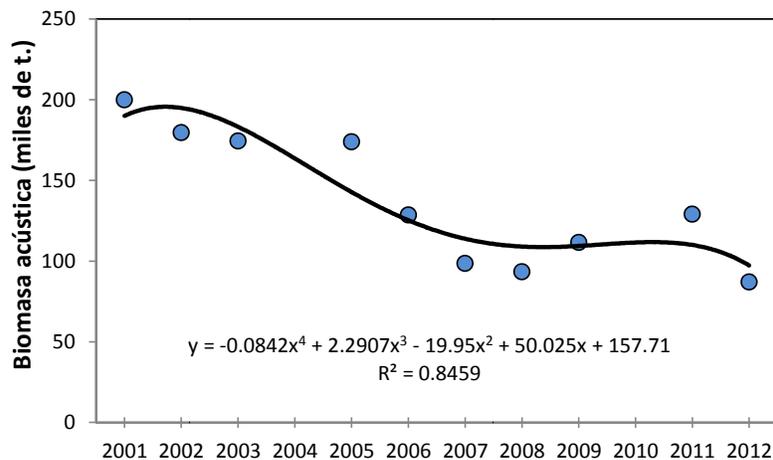


Figura 16. Estimaci3n de la Biomasa ac3stica periodo 2001-2012, por medio de un ajuste polin3mico.



6. RESULTADOS

Teniendo en cuenta el proceso de estimaci3n tanto del tama1o muestral como las ponderaciones de las piezas de informaci3n como son la CPUE, la ac3stica y los desembarques, se evalu3 la din3mica poblacional de merluza de tres aletas. Para esto, se consider3 el modelo base que fue ocupado en la 3ltima evaluaci3n del recurso (Contreras *et al.* 2013).

La Figura 17, presenta el ajuste del modelo a las estructuras de edades contenidas en la informaci3n provenientes de la flota comercial, destacando la capacidad del modelo en reproducir las estructuras de edades y de conseguir un apropiado seguimiento de las cohortes presente en las estructuras de edades de la pesquer3a de merluza de tres aletas.

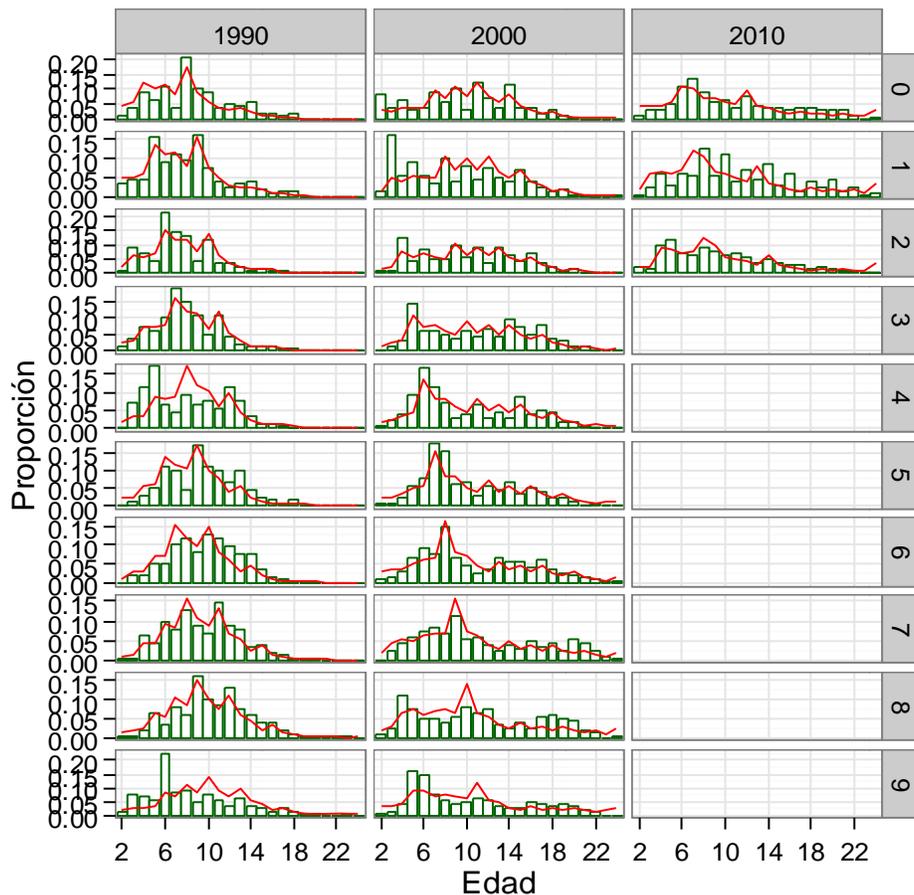


Figura 17. Ajuste anual de la composici3n de edades observadas en la captura comercial de merluza de tres aletas entre los a1os 1990 y 2012, en barras se presentan las observaciones y en l3nea roja la estimaci3n.



El ajuste de las estructuras del crucero acústico es presentado en la Figura 18, esta aproximación presenta al igual que para el ajuste de la flota un excelente ajuste de las cohortes y de las estructuras de edades. Es necesario destacar que el modelo posee la capacidad de predecir de manera fiel las estructuras de edades, incluso con información truncada o limitada, como es el caso de la información proveniente del crucero de evaluación acústica. Lo anterior daría cuenta de lo informativas que son las estructuras de edades para el modelo en términos de predecir la progresión modal de las estructuras de edades.

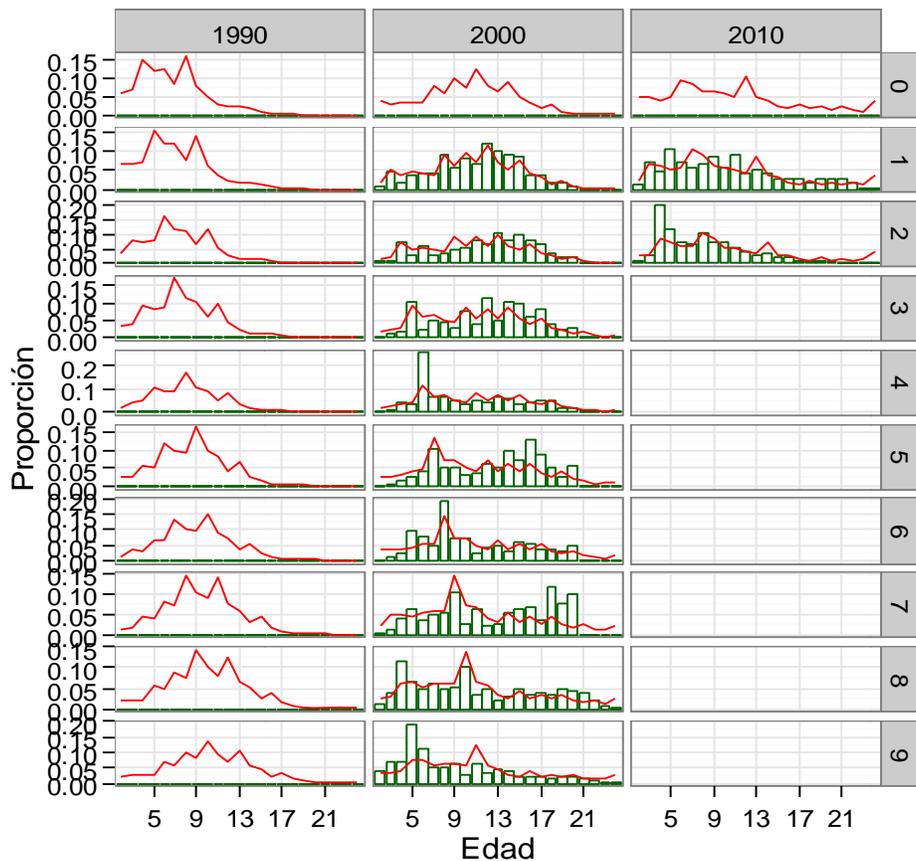


Figura 18. Ajuste de la composición de edades observadas en el crucero acústico de merluza de tres aletas, en barras se presentan las observaciones y en línea roja la estimación.

La Figura 19 muestra la estimación de la ojiva de selectividad de dos bloques de la flota comercial, uno caracterizado por capturas incidentales entre los años 1990 y 1994, y otro donde se captura merluza de tres aletas con intencionalidad, periodo entre los años 1995 y 2011. La estimación de la selectividad del crucero acústico es presentada en la Figura 20, donde el modelo condiciona un patrón general de capturabilidad, que al igual que la selectividad de la flota se encuentra a la izquierda de la ojiva de madurez conocida.

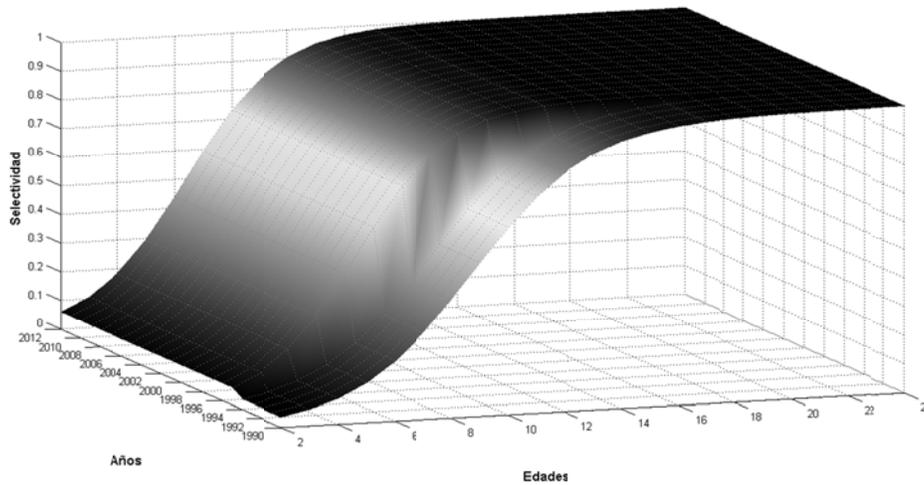


Figura 19. Patrones de selectividad estimadas por el modelo de evaluaci3n, diferenciadas para los periodos de selectividad de la flora comercial.

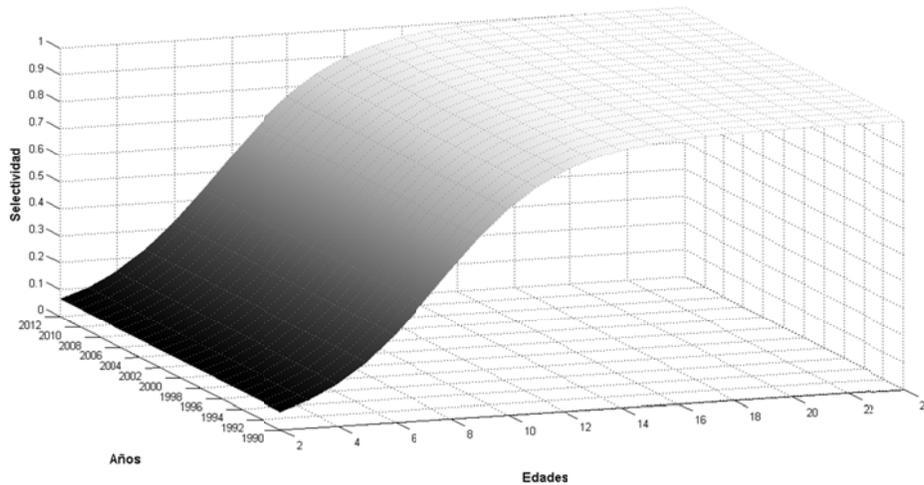


Figura 20. Patrones de selectividad del crucero acustico estimadas por el modelo de evaluaci3n.

Los ajustes de los indices de abundancia y los desembarques son presentado en la Figura 21, donde destaca el excelente ajuste del modelo a las observaciones de la CPUE, por cuanto el modelo es capaz de seguir la tendencia de las observaciones, y solo en el a1o 2012 el modelo no predice de manera fiel el decaimiento observado. Por el contrario el ajuste del indice directo de abundancia es precedido de manera promedio en terminos de la reduccion de la tendencia observada en la serie



2001-2012, con un excelente ajuste de la observación del año 2012. Finalmente se presenta el ajuste del modelo a los desembarques, el cual presenta una importante bondad de ajuste.

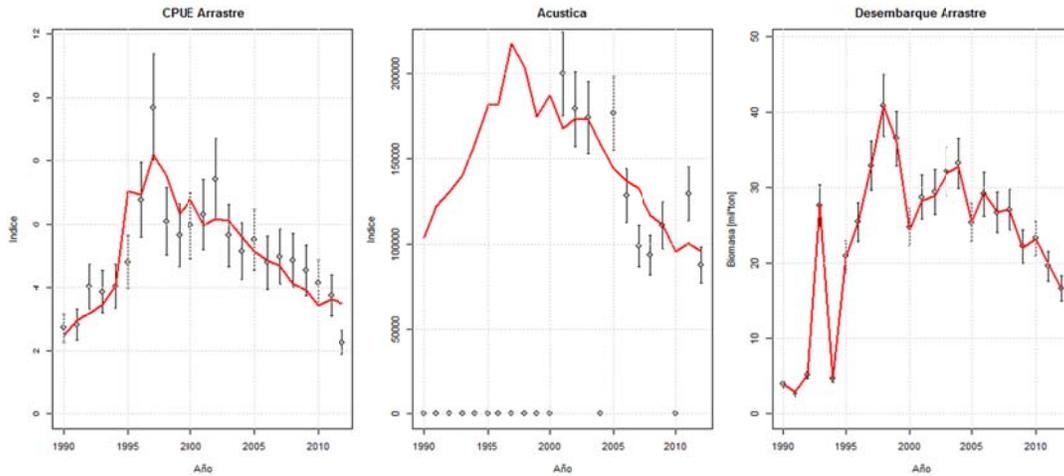


Figura 21. Ajuste del modelo a la serie de CPUE, biomasa acustica, captura e intervalos de confianza al 95%.

La Figura 22 muestra las variables de estado estimadas por el modelo de evaluación de stock para el proceso de ajuste que incorpora información hasta el año 2012. Este ajuste indica que al año 2012 la población de merluza de tres aletas cuantificada en terminos de la biomasa total contaria con 482 mil toneladas, la biomasa desovante por su parte contaria con unas 370 mil toneladas. Se presenta en esta figura, de igual forma la insertidumbre asociada a la estimacion de estas dos variables de estado.

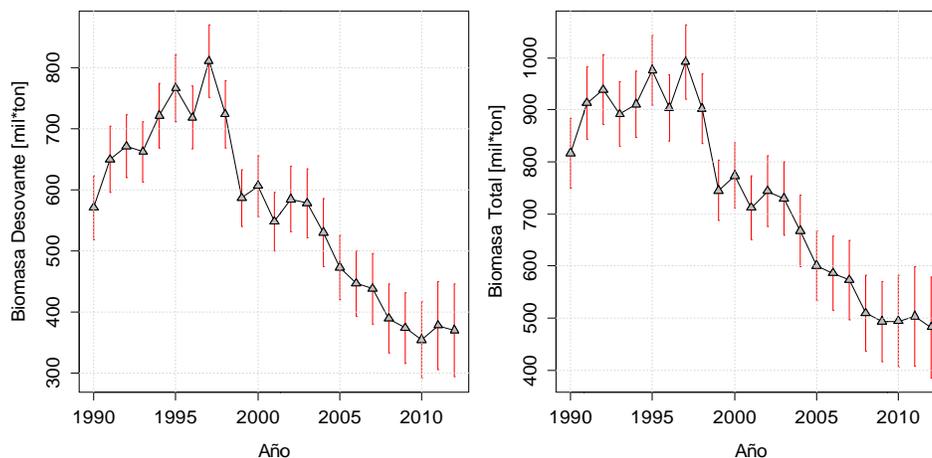


Figura 22. Biomasa desovante y total estimada por el modelo, se incluye incertidumbre de estimación.



La Figura 23, presenta los reclutamientos estimados por el modelo de evaluaci3n de stock de merluza de tres aletas, destacando que la serie est3 caracterizada por presentar niveles por sobre el valor promedio de los datos transformados (228 mill. de indiv.), en los primeros cuatro a3os de la serie, posteriormente los reclutamientos muestra niveles inferiores a este nivel de comparaci3n, y solo en los a3os 2000, 2006 y 2010 los reclutamientos superan este l3mite.

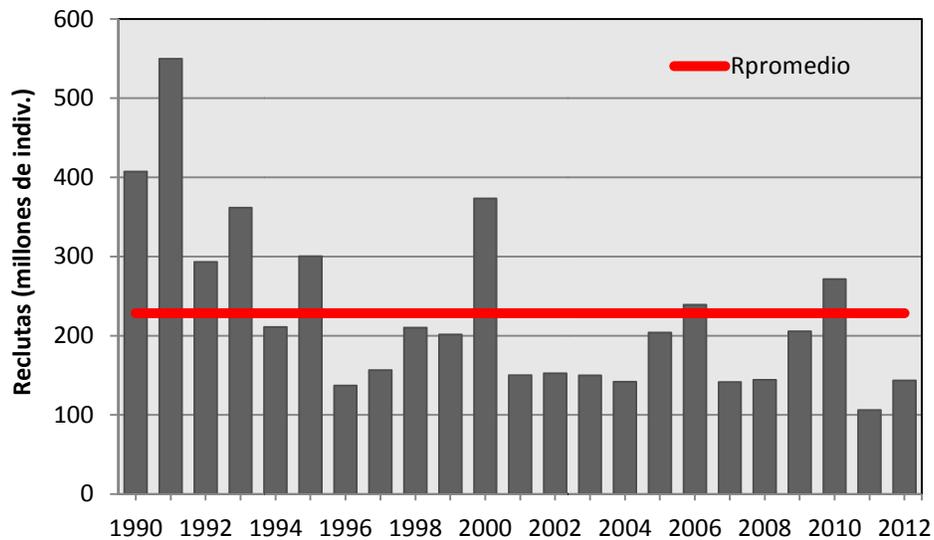


Figura 23. Reclutamiento y nivel promedio estimados por el modelo de evaluaci3n.

La Tabla 3 presenta en detalle las caracter3sticas del escenario evaluado, destacando que este caso considera que el modelo es capaz de realizar una buena estimaci3n de la capturabilidad ac3stica por el contraste de los datos que alimentan al mismo, en otras palabras este escenario considera que los datos son altamente informativos siguiendo una distribuci3n uniforme con un rango entre 0.1 y 1.5, y se asume la misma forma reproductiva reportada por Cordova *et al.* 2003. Por otro lado el modelo considera una mortalidad conocida y constante por edades y a3os e igual a $M = 0.18$. De igual forma se informan las variables de estado estimadas para el a3o 2012. De esta tabla adem3s, se puede extraer que condici3n con respecto al estado virginal se encontrar3a en un 32%, y que el crucero ac3stico solo ser3a capaz de observar un 50 % de la fracci3n disponible del stock ($q = 0,5$). Como se ver3 m3s adelante, un an3lisis complementario fijando el valor $q=1$, muestra una condici3n de reducci3n de stock similar (31%) pero una leve p3rdida en la calidad del ajuste del modelo.



Tabla 3.
Configuración y resultados de las principales variables de estado del modelo de evaluación (modelo base) de stock de merluza de tres aletas.

Modelo	
Escenario	$q \sim U[0.1-1.5]$
Madurez sexual conocida	Cordova <i>et al.</i> (2003)
Tamaños efectivo de muestra	
nm_flota	144
nm_acus	93
Coefficientes de variación	
cv_cpue	0.174
cv_acus	0.122
cv_desemb	0.1
cv_No	0.6
cv_Rt	0.6
Selectividad (logística)	
Año cambio bloque	1995
A50% flota (90-94)	9.02
A50% flota (95-12)	7.23
Df (90-94)	6.08
Df (95-12)	5.63
A50% cruc	9.15
Dc	7.65
Cantidades de interés	
BT ₂₀₁₂	447,927
BD ₂₀₁₂	347,402
Ro	221,039
SSBo	1,091,850
Reducción SSB/SSBo	32%
Parámetros de interés	
Mortalidad natural (M)	0.18
Capturabilidad flota	0.000016
Capturabilidad acústica	0.500024

La Tabla 4, presenta los resultados de las variables de estados para el periodo de evaluación 1990-2012. Se destaca además que los niveles de reducción a inicios de la serie se encontrarían a un 52% de la condición virginal (1,091 millones de t.).



Tabla 4.
Principales variables de estado obtenidas en el proceso de ajuste de la población de merluza de tres aletas.

Años	Biomasa total (ton.)	Biomasa desovante (ton.)	Reclutas (mill. de indiv.)	Reducción SSB/SSBo
1990	818079	571796	410	52%
1991	914991	650464	553	60%
1992	941268	672273	293	62%
1993	893551	664274	362	61%
1994	912469	723003	209	66%
1995	977317	768256	299	70%
1996	903917	719334	133	66%
1997	991515	811099	153	74%
1998	899672	722973	206	66%
1999	741355	584998	197	54%
2000	768993	603562	367	55%
2001	705611	544022	145	50%
2002	734893	578757	147	53%
2003	718845	570640	143	52%
2004	655538	521382	134	48%
2005	587552	463825	194	42%
2006	570929	435986	228	40%
2007	555185	425538	131	39%
2008	490636	376321	132	34%
2009	472740	359278	192	33%
2010	469692	337486	258	31%
2011	474167	357250	83	33%
2012	447927	347402	116	32%

La Figura 24, muestra las estimaciones para la abundancia de individuos para cada edad y año estimado por el modelo de evaluación. Esta grafica representa la composición de edades de la población de merluza de tres aletas en aguas nacionales.

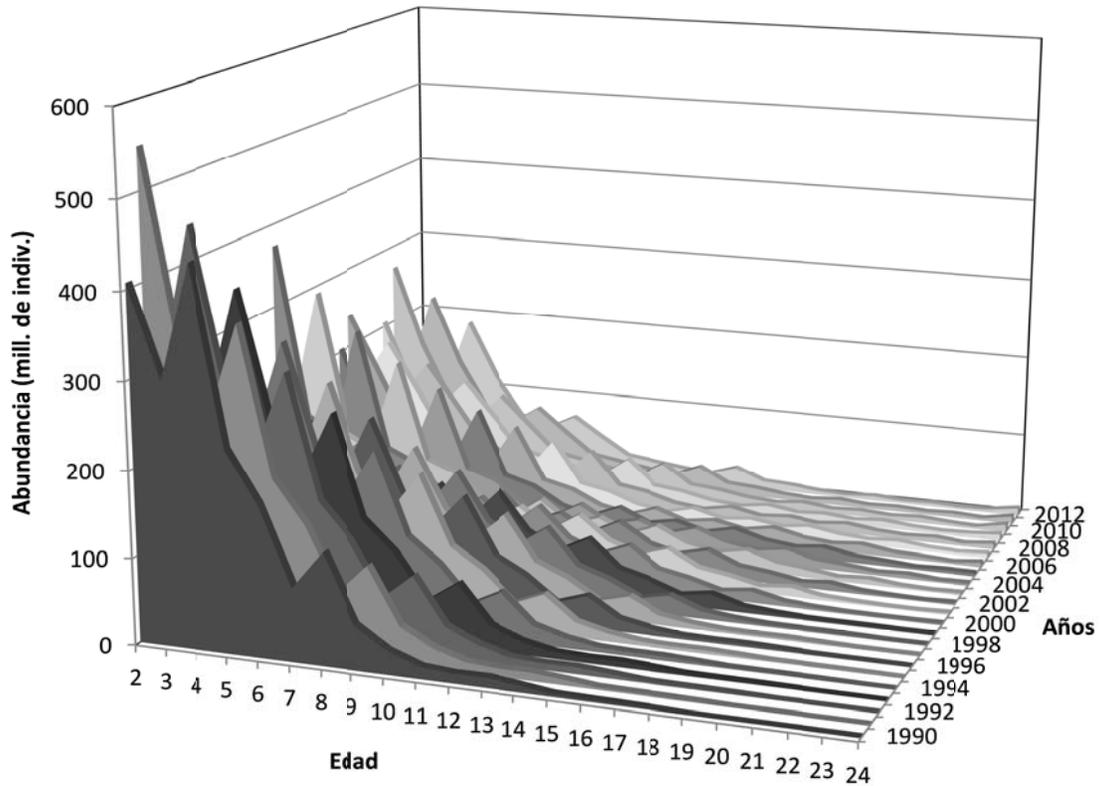


Figura 24. Estimaciones de abundancia por edad y a3o para el modelo con mejor ajuste

La Figura 25, presenta la Biomasa Desovante y la mortalidad por pesca (a3o^{-1}) estimadas por modelo, se incluyen adem3s las observaciones de capturas nacionales. Esta figura muestra la tendencia positiva de que ha presentado la mortalidad por pesca entre los a3os 1990-2012. Se destaca de igual forma, los bajos niveles de mortalidad por pesca anual estimados por el modelo, lo cual estar3a indicando que la reducci3n poblacional del recurso responder3a a factores distintos a la pesca.

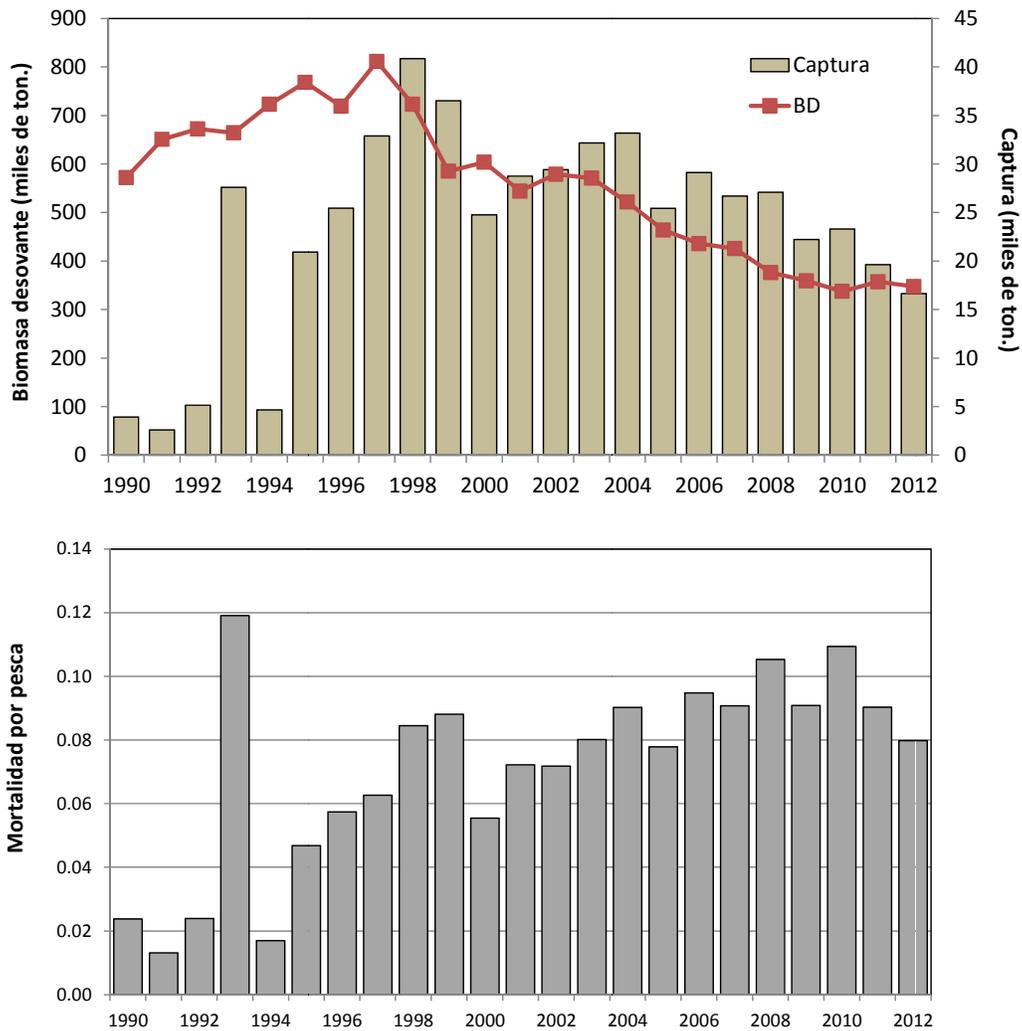


Figura 25. Biomasa desovante, captura y mortalidades por pesca estimadas por el modelo.



6.1. Validaci3n

6.1.1 An3lisis de residuos

La Figura 26, muestra los resultados del ajuste mediante la estimaci3n de los residuos de Pearson, esta aproximaci3n es de gran uso en la validaci3n de evaluaciones de stock debido a su capacidad de normalizar los residuos. Si bien el ajuste residual no presenta tendencias claras, destaca por presentar un importante ajuste de las estructuras de edad de la flota comercial, y se destaca el ajuste conseguido en la edad 24+ donde el modelo tiende a sobreestimar las estructuras de edades. Finalmente se destaca la incapacidad del modelo para reproducir la importante proporci3n de individuos en el a1o 1994, 1999, 2000 y 2001 donde el modelo presenta un alto nivel de desajuste con caracteristicas que dan cuenta de la subestimaci3n de este importante contingente de individuos bajo la edad 7.

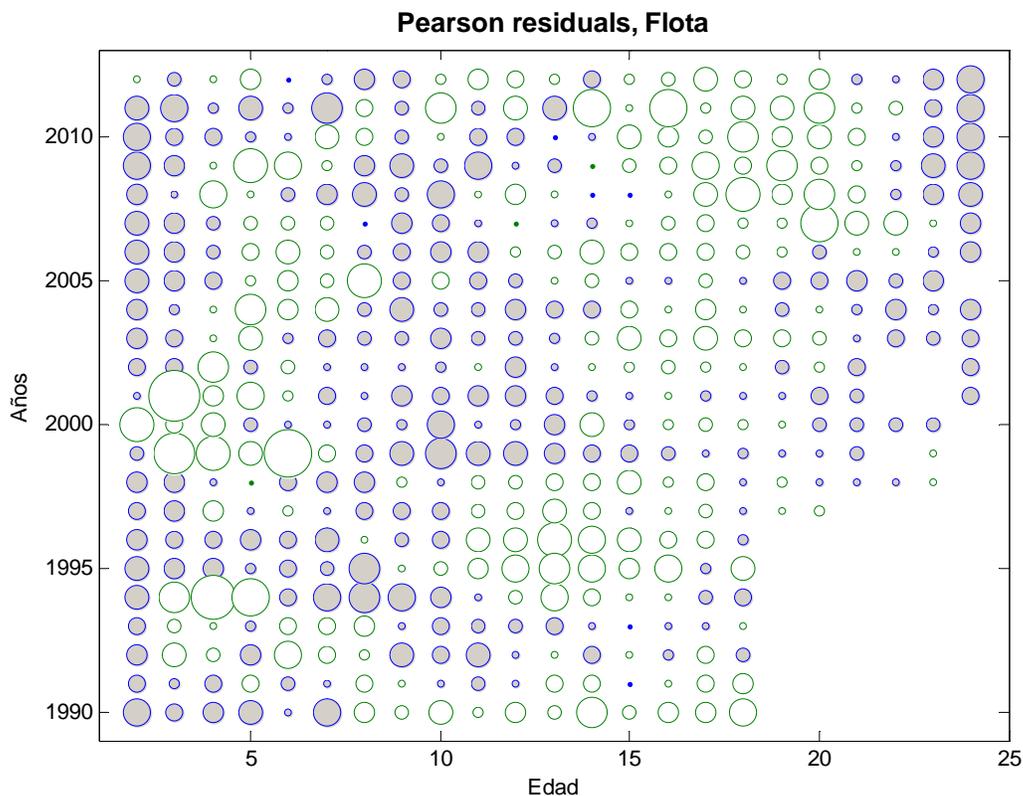


Figura 26. Residuos calculados del ajuste de las proporciones de edad observadas en la flota comercial, los c3rculos blancos indican residuos negativos y c3rculos plomos indican residuos positivos.



Los residuos de Pearson para el ajuste de las estructuras de edades observadas en el crucero hidroacústico presentan menor variabilidad. (Figura 27).

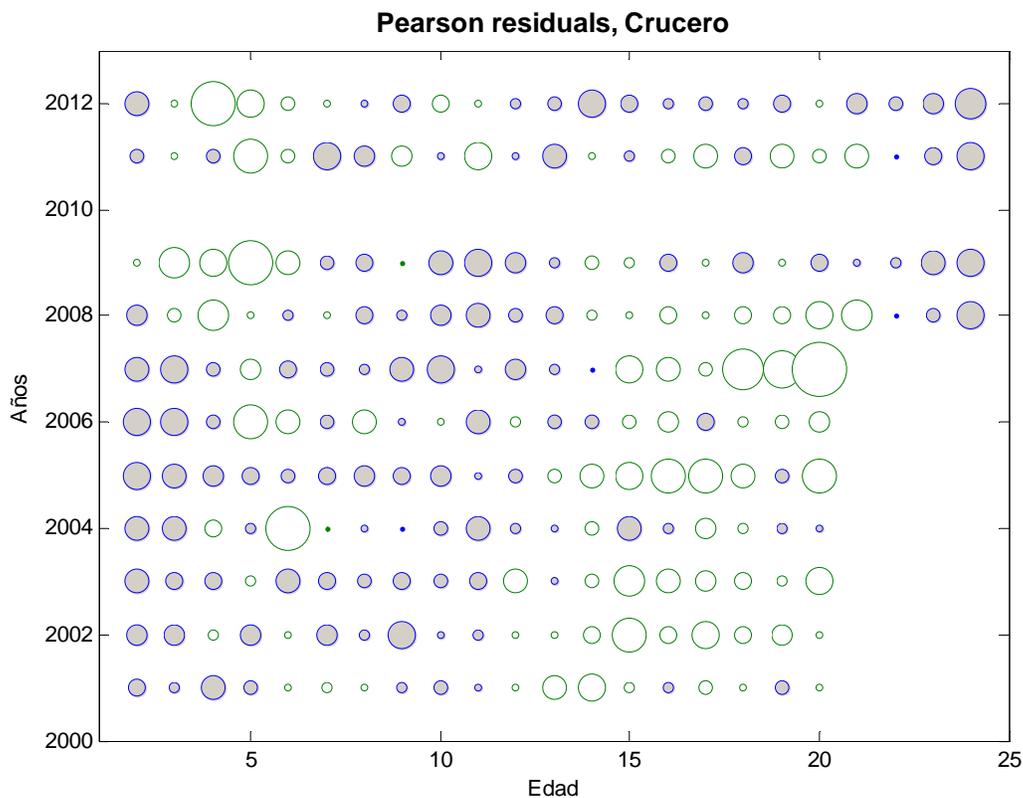


Figura 27. Residuos calculados del ajuste de las proporciones de edad observadas en el crucero acústico, los círculos blancos indican residuos negativos y círculos plomos indican residuos positivos.

Si bien previamente se ha destacado la capacidad del modelo de evaluación en reproducir las estructuras de edad, tanto de la información proveniente de la flota comercial como del crucero acústico, se desprende del análisis residual una importante correlación entre los resultados obtenidos evaluado en periodos de sobreestimación y subestimación. Lo anterior puede ser observado en las estimaciones residuales de la flota comercial de edades por sobre los 14 años entre los años 2006 y 2011. Por lo tanto y teniendo en consideración que si bien las estimaciones pueden estar bastante próximas a las observaciones, en la gráfica residual se representa un patrón probablemente como producto de correlaciones, las cuales debiesen ser abordado en futuras aproximaciones a la modelación de la dinámica poblacional del recurso.



La Figura 28 presenta los residuos de cada aproximaci3n del modelo a: la biomasa ac3stica, la CPUE y a las capturas. El ajuste de la ac3stica arroj3 un periodo de subestimaciones del 3ndice observado entre los a3os 2001 y 2005, a su vez desde los a3os 2006 al 2008, el ajuste presenta caracter3sticas de sobre estimaci3n. El a3o 2012 en tanto, el ajuste es levemente sobre-estimado, con bajos niveles de error en la evaluaci3n. La CPUE, indicador con una importante variabilidad interanual, que sin embargo, el modelo es capaz de reproducir. En el ajuste de las capturas se aprecia en los primeros a3os un proceso de sobre estimaci3n seguido por un periodo sub estimaci3n entre los a3os 1995-2004 y entre 2008-2010. De igual forma que lo se3alado anteriormente para el an3lisis residual de las estructuras de edades, los residuos obtenidos para los indicadores de abundancia y de la captura debieran explorar en futuras aproximaciones cuantitativas an3lisis que eval3en las tendencias, estacionalidad y patrones auto-regresivos.

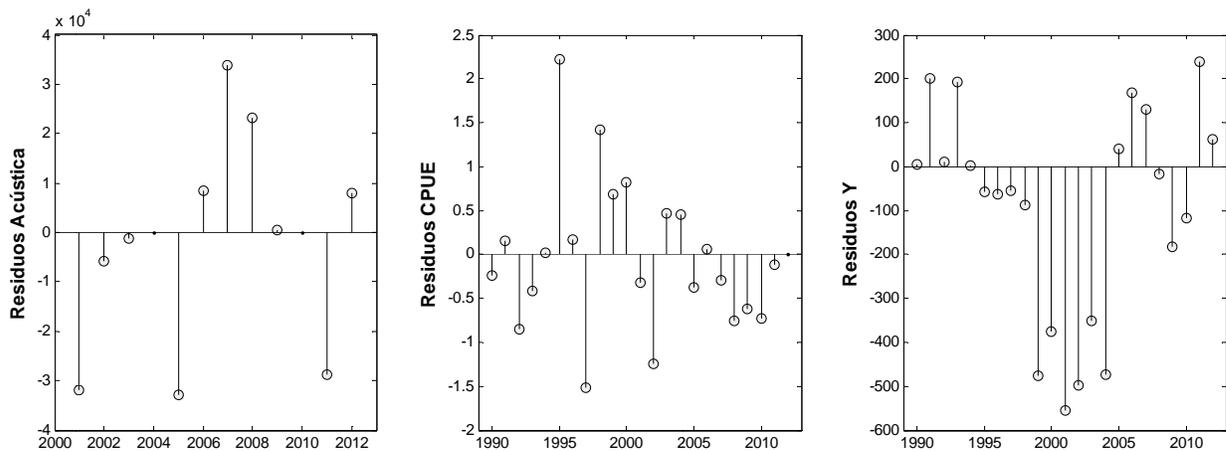


Figura 28. Residuos obtenidos del ajuste del modelo a los indicadores de la Ac3stica, CPUE y a los desembarques observados (Y).

6.1.2 An3lisis de sensibilidad

Para investigar la incertidumbre estructural del modelo de base relacionado b3sicamente con la estimaci3n de la capturabilidad ac3stica y la madurez sexual, se examina el efecto de variaciones en los par3metros mediante un an3lisis de sensibilidad. La sensibilidad evaluada corresponde analizar variaciones del modelo a:

1. Se fija $q=1$ y madurez sexual conocida (Cordova *et al.*,2003).
2. Se fija $q=1$ y madurez sexual igual selectividad crucero.



La Tabla 5, presenta el desempeño de los 2 escenarios alternativos al modelo base, bajo un análisis de sensibilidad. En esta tabla además de observar las principales fuentes de variación relacionadas con el proceso de ajuste particular de cada caso de evaluación, se puede apreciar la incertidumbre asociada a la capturabilidad acústica y con la condición de madurez del recurso. Es así como en términos generales el modelo proporciona un ajuste en términos estadísticos similar entre escenarios. Este análisis muestra que para los casos base y 1 no existen grandes diferencias en cuanto a la verosimilitud. Aquí, el caso 1 considera una condición particular de ajuste del modelo a un estado de la capturabilidad acústica del recurso, o sea supone que el crucero acústico es capaz de observar el 100% del recurso en su condición de vulnerabilidad. Este caso presenta una leve variación de la reducción de la condición desovante en términos virginales a niveles en torno al 31%.

Sin embargo, variaciones de la madurez sexual del recurso en relación al patrón de selectividad del crucero, producen una importante reducción del estado de la población desovante con respecto de su condición virginal. En este sentido, el caso 2, presenta una condición conocida de capturabilidad acústica ($q_c=1$), y una madurez sexual igual a la selectividad del crucero, escenario que representa el caso más pesimista de los evaluados de la reducción del stock (9%).



Tabla 5.
Análisis de sensibilidad para cambios en la ojiva de madurez sexual y de la capturabilidad acústica, con parámetros y cantidades de interés por escenario.

	Caso Base	Caso 1	Caso 2
Escenario	q~U[0.1-1.5] Msex conocida	q=1 Msex conocida	q=1 Msex=Selc
Tamaños efectivo de muestra			
nm_flota	144	144	144
nm_acus	93	93	93
Coefficientes de variación			
cv_cpue	0.174	0.174	0.174
cv_acus	0.122	0.122	0.122
cv_desemb	0.1	0.1	0.1
cv_No	0.6	0.6	0.6
cv_Rt	0.6	0.6	0.6
Selectividad (logística)			
Año cambio bloque	1995	1995	1995
A50% flota (90-94)	9.02	10.29	10.29
A50% flota (95-12)	7.23	9.82	9.82
Df (90-94)	6.08	6.52	6.52
Df (95-12)	5.63	7.91	7.91
A50% cruc	9.15	12.58	12.58
Dc	7.65	9.79	9.79
Cantidades de interés			
BT ₂₀₁₂	447,927	367,663	367,663
BD ₂₀₁₂	347,402	285,630	78,903
Ro	221,039	191,330	191,330
SSBo	1,091,850	910,811	910,811
Reducción SSB/SSBo	32%	31%	9%
Parámetros de interés			
Mortalidad natural (M)	0.18	0.18	0.18
Capturabilidad flota	0.000016	0.000029	0.000029
Capturabilidad acústica	0.500024	1	1
Log-verosimilitud			
cpue	10.494	9.173	9.173
acustica	9.659	10.210	10.210
Desembarque	0.187	0.401	0.401
P_flo	9207.88	9218.89	9218.89
p_cru	2974.03	2972.76	2972.76
Desvios reclutamientos	6.676	6.843	6.843
Σ	12208.9	12218.3	12218.3



La Figura 29 presenta los resultados de la estimaci3n de la biomasa desovante para los escenarios considerados en el an3lisis de sensibilidad del modelo de evaluaci3n de stock de merluza de tres aletas. De igual forma se destaca que el caso base presentaría una condici3n de reducci3n poblacional del orden del 32%, donde el modelo estimada para el a3o 2012 una condici3n desovante en torno a las 350 mil toneladas. El caso 1 en tanto, si bien presenta una condici3n reproductiva de similar tendencia al escenario base, presenta menores niveles de la condici3n desovante del stock, lo cual posicionaría a este caso en términos de reducci3n del 31% con una biomasa desovante final estimada de 285 mil toneladas. El caso 2 presenta el escenario m3s pesimista con un nivel de estimaci3n de la biomasa desovante de 79 mil toneladas.

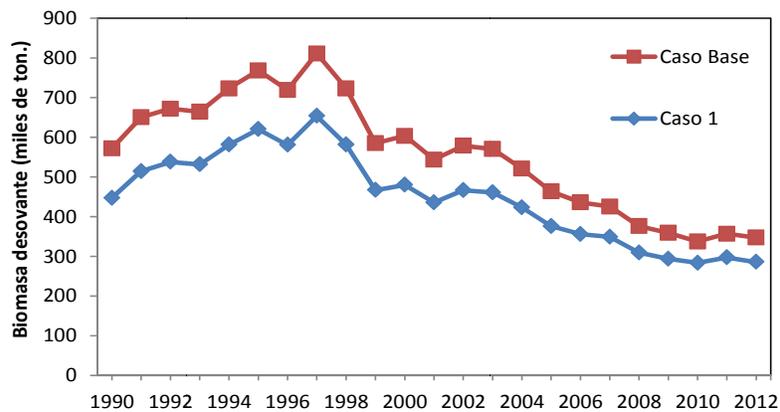


Figura 29. An3lisis de sensibilidad para la biomasa desovante.

La Figura 30, presenta los reclutamientos estimados por cada uno de los escenarios evaluados en el an3lisis de sensibilidad, destacando que básicamente todos los casos presentan la misma tendencia en la estimaci3n de reclutamientos.

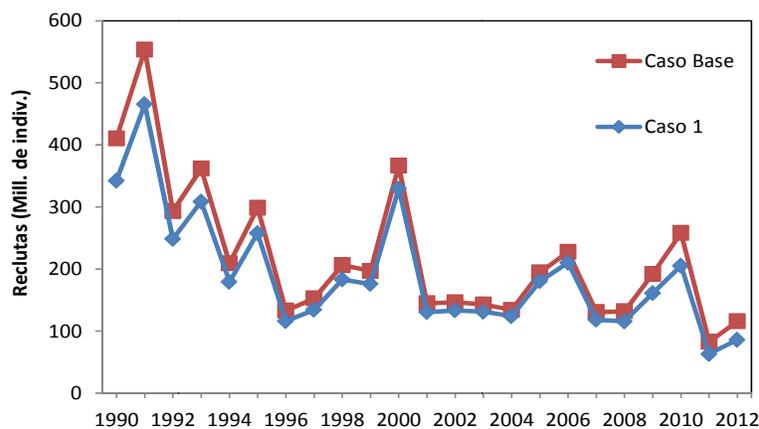


Figura 30. An3lisis de sensibilidad para los reclutamientos estimados, para los 4 casos en estudio.



La Figura 31, presenta las diferencias en la estimación de los desvíos del reclutamiento, los cuales tienen implicancias directas en la estimación de variables de estado como son la abundancia y biomاسas. Por otro lado, y si bien los desvíos parecen ser similares en términos de tendencia se observan leves diferencias entre los casos evaluados. Sobre este mismo punto cabe destacar la tendencia negativa observada en los desvíos anuales del reclutamiento, lo cual estaría confirmando un patrón de fallas del reclutamiento.

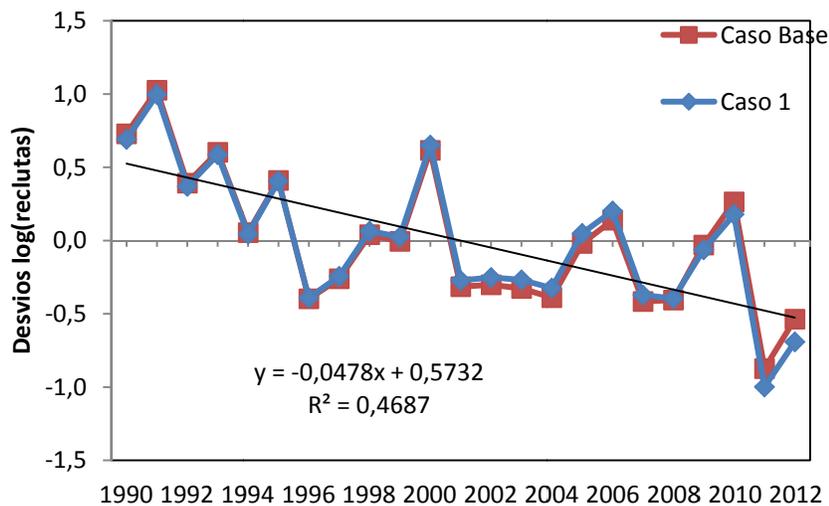


Figura 31. Análisis de sensibilidad para los desvíos de los reclutamientos (estimados).

6.1.3 Análisis retrospectivo

Mohn (1999), describe el análisis retrospectivo como una incoherencia sistemática entre una serie de estimaciones del tamaño de la población, o las variables involucradas en la evaluación, relacionado con series de información cada vez mayores. Para desarrollar este análisis utilizo la eliminación sistemática de los datos del año terminal de forma secuencial durante cinco años del modelo base. La Figura 32, presenta la incertidumbre del modelo base a la estimación de la biomasa desovante y los resultados del análisis retrospectivo, de donde se destaca que el modelo reproduce la misma tendencia, hasta alcanzar una eliminación de 5 años. Por otro lado, no se observa un patrón retrospectivo en las estimaciones de la biomasa reproductora durante la última década (Tabla 6).

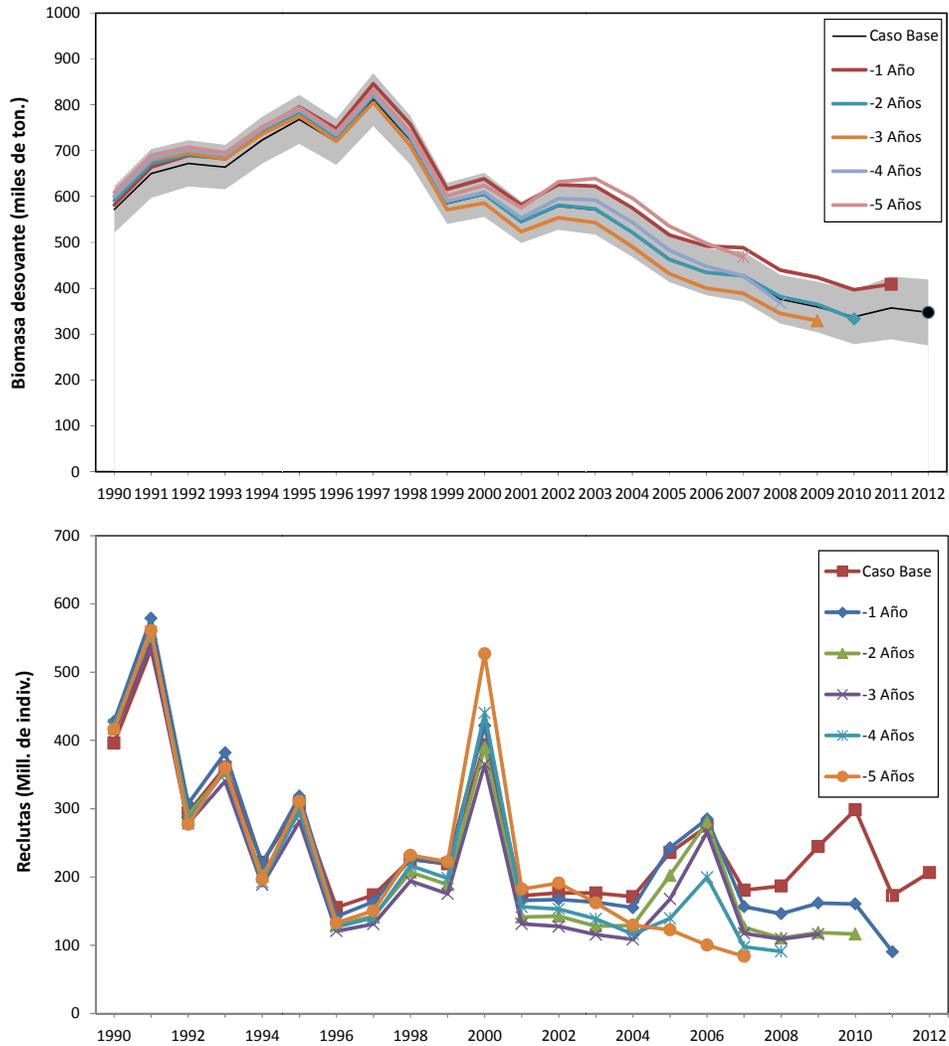


Figura 32. Análisis retrospectivo de 5 años y su efecto en la biomasa desovante y reclutamiento.



Tabla 6.
Análisis retrospectivo, y sus implicancias en las variables de estados y parámetros del modelo.

	Caso Base	-1 Año	-2 Años	-3 Años	-4 Años	-5 Años
Selectividad (logística)						
Año cambio bloque	1995	1995	1995	1995	1995	1995
A50% flota (90-94)	9.02	9.06	8.99	8.96	9.12	9.12
A50% flota (95-12)	7.23	7.70	6.76	6.30	7.26	7.55
Df (90-94)	6.08	6.03	6.13	6.21	6.22	6.27
Df (95-12)	5.63	6.16	5.26	4.78	6.15	6.28
A50% cruc	9.15	9.98	9.42	8.90	9.74	9.90
Dc	7.65	7.97	7.47	7.09	7.38	6.93
Cantidades de interés						
Btfinal	447,927	517,269	431,375	424,715	468,309	574,357
Bdfinal	347,402	408,834	333,226	329,355	368,355	468,376
Ro	221,039	240,919	222,381	214,356	227,587	242,098
SSBo	1,091,850	1,139,190	1,112,980	1,100,690	1,129,190	1,114,390
Parámetros de interés						
Capturabilidad flota	0.000016	0.000016	0.000015	0.000015	0.000015	0.000015
Capturabilidad acústica	0.500024	0.500024	0.500024	0.500024	0.500024	0.50003
Log-verosimilitud						
cpue	10.494	5.87575	8.96897	10.46930	6.63474	5.08895
acustica	9.659	10.2731	6.48924	5.64659	6.39204	6.16989
Desembarque	0.187	0.119789	0.17379	0.21098	0.07766	0.04542
P_flo	9207.88	8779.79	8334.88	7905.40	7479.25	7030.82
p_cru	2974.03	2716.34	2429.13	2427.81	2149.62	1860.70
Desvios reclutamientos	6.676	6.03098	6.70493	6.76606	6.96028	7.15304
Σ	12208.9	11518.4	10786.4	10356.3	9648.94	8909.98
Reducción SSB_{final}/SSBo	32%	36%	30%	30%	33%	42%



6.2. Puntos biológicos de referencia (PBR) y marco biológico de referencia.

Mediante un procedimiento de cálculo desarrollado el año 2012 por el departamento de evaluación de recursos del Instituto de Fomento Pesquero, el cual intento analizar los antecedentes del máximo rendimiento sostenible, además de abordar la temática de los puntos biológicos de referencia (PBR) especie específicos. En general en este taller se utilizó la proyección de la dinámica por recluta con denso-dependencia en los reclutamientos vía el modelo de Beverton y Holt parametrizado en términos del valor del “stepness” (h) para el cálculo de los PBR. De igual forma el equipo de trabajo desarrollo los análisis a partir del modelo desarrollado en ADMB, dependiendo de la longevidad promedio de M3A, se simularon horizontes de proyección al menos 3 veces el rango etario, esto con el objeto de asegurar el equilibrio de largo plazo y recoger de ahí las mediciones aquí presentadas. El resumen de estas variables se entrega en la Tabla 7 y corresponden al valor esperado de las variables para dos escenarios de “stepness”.

Se destaca que el reclutamiento necesario para producir el MRS corresponde al 75% del valor virginal R_o en el caso del caso de resiliencia igual a $h=0.6$, y al 85% de R_o en el grupo de resiliencia alta $h=0.8$. Para la razón BD_{MRS}/BDo en promedio en los dos escenarios en estudio se obtuvo en promedio un valor de 0.3, considerado como nivel de referencia para definir políticas de manejo asociadas al máximo rendimiento sostenido (MRS).

Tabla 7.

Variables de desempeño referidas al MRS estimadas para M3A

h	F_{MRS}	MRS/R_o	BD_{MRS}/R_o	BDo/R_o	BD_{MRS}/BDo	Extinción	MRS/BDo	R_{MRS}/R_o
0.6	0.260	91.6	548.9	1626.0	0.338	0.167	0.056	0.754
0.8	0.500	120.8	417.8	1626.0	0.257	0.063	0.074	0.847

Donde las variables de desempeño analizadas corresponde a:

- F_{MRS} : Tasa de mortalidad por pesca que en el largo plazo genera el MRS dado condicionado al patrón de explotación actual de la pesquería.
- MRS/R_o : rendimiento en peso equivalente al MRS por recluta.
- BD_{MRS}/R_o : biomasa desovante que genera el MRS por recluta.
- BDo/R_o : biomasa desovante virginal por recluta.
- BD_{MRS}/BDo : Proporción de la biomasa desovante virginal que genera en el largo plazo el MRS. Este nivel a menudo es empleado para definir políticas de manejo asociadas al nivel de escape de desovantes límite.
- MRS/BDo : proporción capturada de la biomasa desovante virginal y equivalente al MRS.
- R_{MRS}/R_o : reducción del reclutamiento virginal para lograr el MRS en el largo plazo.



En este contexto, se entiende que el valor que tome h en la relaci3n stock-recluta es de primaria relevancia para determinar la capacidad productiva de un stock, y por lo tanto tiene implicancia directa en la determinaci3n de PBRs especifcos. En la Figura 33, se muestran la sensibilidad que tiene en MRS para un stock de peces tipo al usar dos valores de h .

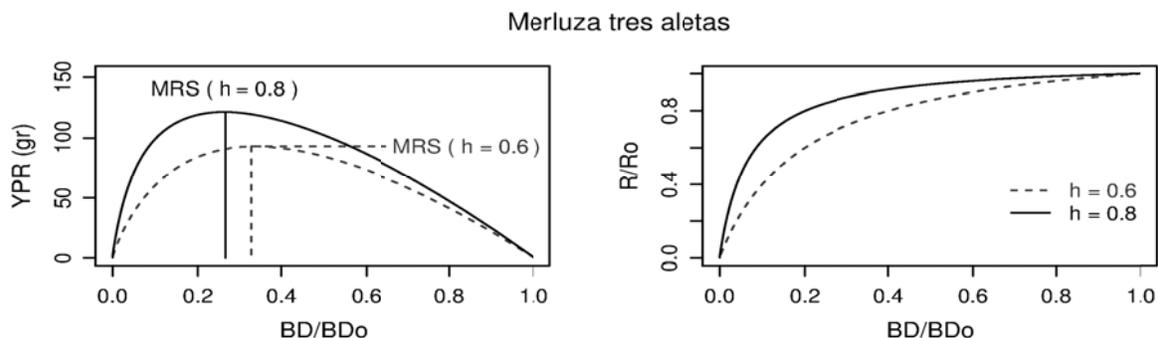


Figura 33. Relaci3n stock-reclutas y curvas de producci3n te3ricas para dos distintos niveles de steepness (h).

Por otro lado y de acuerdo con la definici3n presente en la ley de pesca, e interpretada por el departamento de evaluaci3n de recursos, del Instituto de Fomento Pesquero se contruy3 el esquema que representa la normativa legal vigente, la cual define el estado de explotaci3n de un recurso (ver Anexo 2). La Figura 34, muestra que la plena explotaci3n cubre una regi3n "cercana" al RMS y se encuentra acotada por lmites que en biomasa definen, a la sub-explotaci3n por el lado derecho, y la sobre-explotaci3n por el lado izquierdo. Esta misma situaci3n en t3rminos de la mortalidad por pesca se extiende a un 3rea que es pr3xima al F_{mrs} y se la ubica en la regi3n $F_{mrs} \pm c$, y de manera an3loga a una regi3n que en biomasa est3 delimitada a $B_{mrs} \pm d$ (Figura 35). Para fines pr3cticos y en conjunto con la SUBPESCA (Anexo 1), se acord3 fijar $c = 0$, es decir, la sobrepesca existe cuando estrictamente se genera $F > F_{mrs}$.

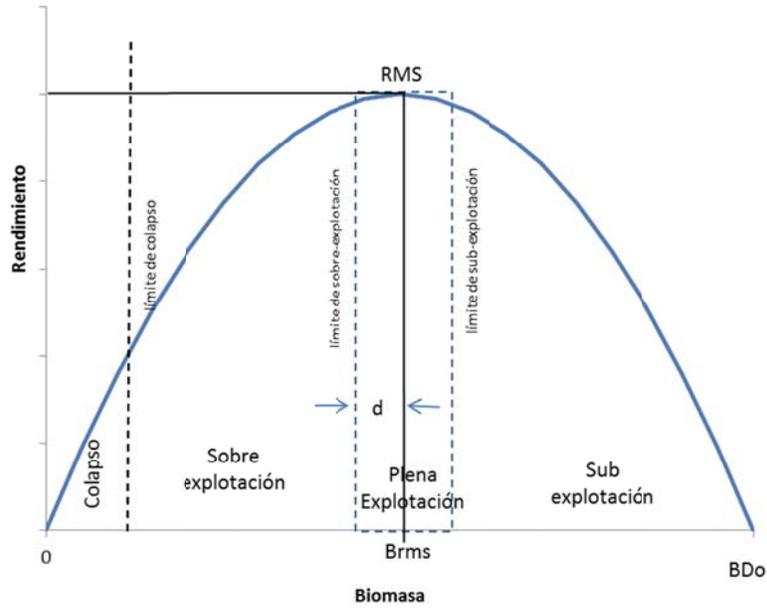


Figura 34. Curva de producci3n respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

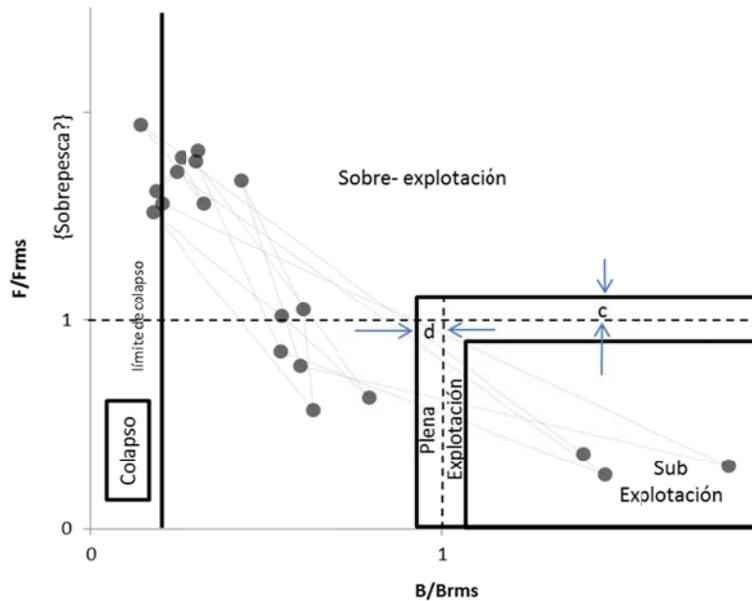


Figura 35. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias c y d definen la mitad del rango de variaci3n que es considerado "cerca" al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y las flechas la longitud de los intervalos c y d .



Para fines prácticos, y de acuerdo a la importante incertidumbre respecto de la relación de productividad del stock en terminos de stepness (h), y para la determinación del estado de la población de merluza de tres aletas, se considera adecuado la adopción de un proxy del MRS relacionado con una reducción de BDo al 40%. Por lo tanto la Tabla 8 propone los referentes límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2013. Sin perjuicio de esto, dichos referentes serán revisados en el proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” que realiza IFOP, y en los Comité Científico Técnicos.

Tabla 8.

Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso para definir su estado y criterio de explotación.

Bdo(*)	Proporción de BDo				Mortalidad por pesca	RMS
	Limite Sub-explotación	Objetivo	Limite sobre-explotación	Limite colapso	Objetivo	
1	45%	40%	35%	20%	F40%Bdo	3

(*)Bdo: Biomasa desovante virginal (1), Dinámico: razón potencial reproductivo para cada año;(2) De equilibrio: puede considerar relacion s/r, h y Ro; (4) Calculado

Finalmente para fines de análisis de las estrategias de explotación, se utilizaran los puntos biológicos de referencia provenientes de la Tabla 7, y que son resumidas en la Tabla 9.

Tabla 9.

Puntos biológicos de referencia empleados en el análisis de estrategias de explotación.

PBR	Valor
F=0	0
F=F _{MRS}	0.26
F=F _{sq}	0.08
PRP _{MRS}	0.4

Sin desmedro de los análisis aquí presentados, resulta necesario consensuar en el seno del comité científico los aspectos metodológicos que permitan la precisión de PBR especie-específicos en coherencia con los objetivos que pretenda alcanzar el manejo de esta pesquería. Si bien estos PBR especie-específicos podrían diferir de los aquí presentados, se recomienda que los análisis de PBR basados en la producción del stock se mantengan como un escenario basal o alternativo.

6.3. Diagnóstico del recurso

El estado de la población se evalúa respecto de la condición virginal, la cual estima a partir del reclutamiento virginal o promedio de largo plazo bajo condiciones de no explotación. El análisis de esta razón (BD/BDo) se entrega en la Figura 36, y muestra una persistente reducción que al año más reciente se sitúa en torno al 32 % de BDo. En términos de comparación se incluye la reducción de la biomasa desovante en ausencia de pesca (BD/BDv), la cual presenta un agotamiento natural del stock del 70%. Este índice muestra la fracción de la biomasa que ha sido reducida solo por efectos de la pesca, en cuyo caso cabe interpretar que solo el 30% de esta es pérdida por captura. En este sentido se aprecia la tendencia a la reducción de la población que podría deberse a fallas en los reclutamientos, los que ocasionaron igualmente la declinación de la biomasa virginal, y en menor medida a niveles de mortalidad por pesca que generaron pérdidas poblacionales.

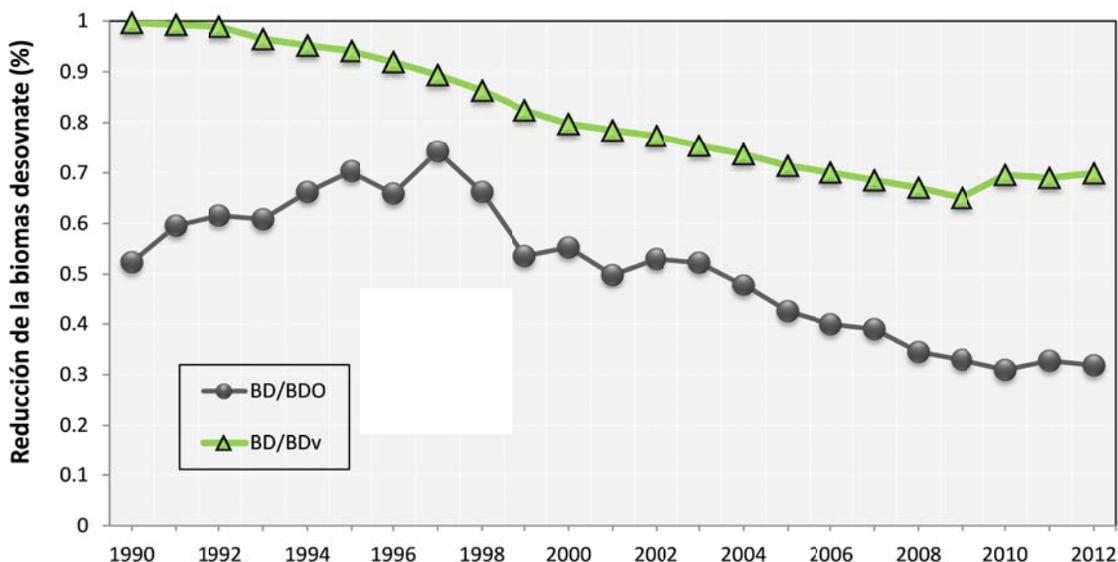


Figura 36. Análisis del stock parental en términos relativos y su condición de reducción en su estado sin pesca (BDo) y con pesca (BD).

La Figura 37, muestra el comportamiento en los desvíos del reclutamiento estimado para la dinámica poblacional de merluza de tres aletas, confirmando importantes periodos con desvíos negativos, lo que implica que más de la mitad de los reclutamientos estimados ($\approx 56\%$), estaría bajo al nivel promedio de la serie. Lo anterior se presenta como una evidencia a la afirmación realizada anteriormente sobre fallas en el reclutamiento.

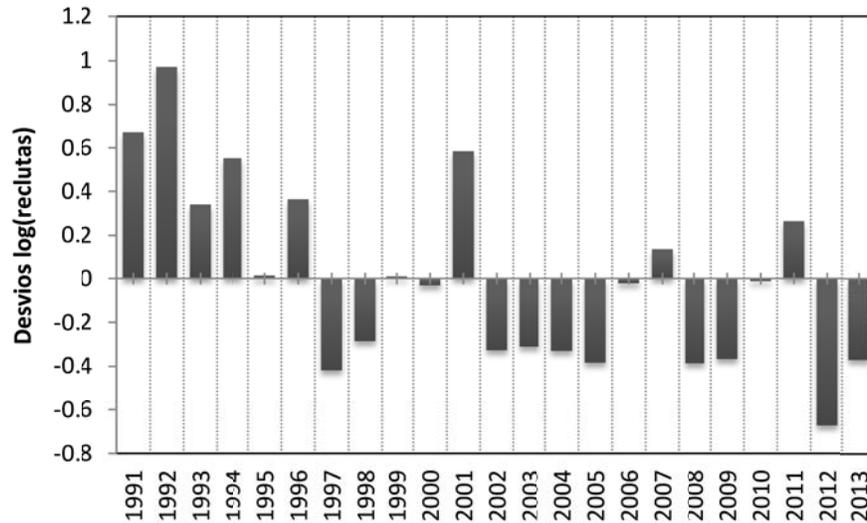


Figura 37. Desvíos en los reclutamientos de merluza de tres aletas.

Por otra parte, se presenta el diagrama de fases de explotación con el objetivo de analizar variaciones de la población respecto de incrementos en la mortalidad por pesca. Se dice que un recurso está colapsado cuando su biomasa se encuentra bajo un referente límite del 20% de la biomasa virgen. De igual manera, la sobrepesca se relaciona con niveles de mortalidad por pesca que exceden valores límites del 35% de la biomasa desovante virginal.

En la merluza de tres aletas, la situación anterior se representa en términos relativos a la mortalidad por pesca de referencia considerado objetivo al 40% de la biomasa virginal (o F40%), el cual es estimado para cada año en particular donde se registren cambios en el patrón de explotación. En el otro eje se presenta la reducción de la biomasa desovante virginal, respecto del valor 0.4 considerado valor de referencia, que en este caso corresponde a la fracción esperada de la biomasa desovante que hubiese existido sin explotación. El estatus del stock de merluza de tres aletas es presentado en la Figura 38, donde se aprecia que la población se sitúa por debajo el nivel objetivo y en una condición del orden de un 32% de la biomasa desovante virginal (SSBo). Bajo este enfoque, la condición del recurso se presenta en sobre-explotación.

De igual forma y en términos de la condición de reducción de la población desovante en relación al stock desovante virginal presenta una $P(BD_{2012}/BD < 0.4) = 0.987$, por lo tanto existe una probabilidad cierta de que el stock se encuentre sobreexplotado, y por ende bajo el nivel objetivo. Por otro lado la mortalidad pesca estimada para el año 2012, presenta una mediana igual a 0,08, y un intervalo de confianza entre 0.05 y 0.1, presentando una nula probabilidad de estar por sobre el valor objetivo, esto es evaluado en relación a F40% en $P(F_{2012} > F_{40\%}) = 0$, por lo que se concluye que la mortalidad estimada en el actual enfoque de modelación se encuentre en una zona de seguridad que evita la sobrepesca.

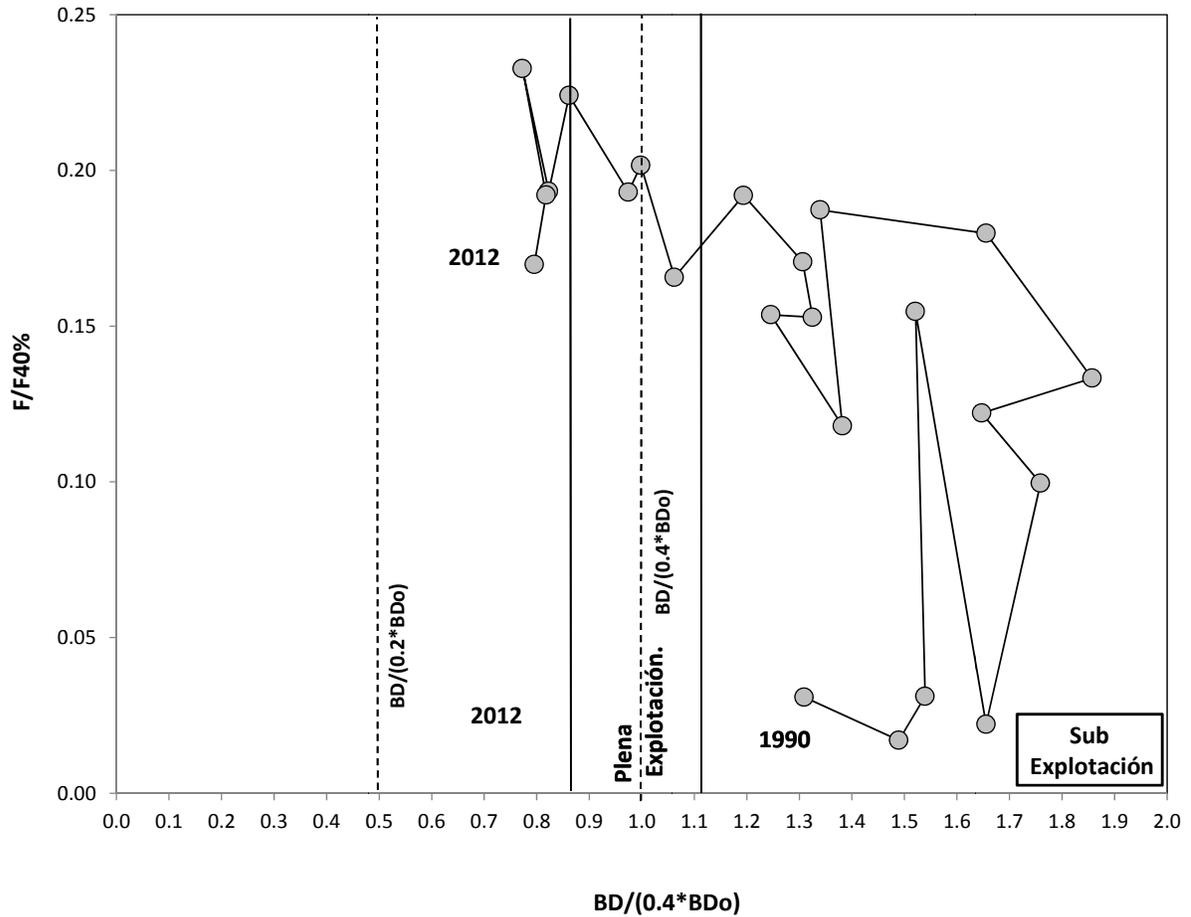


Figura 38. Diagrama de fases de explotaci3n para la merluza de tres aletas.



6.4. Estrategias de explotación

La determinación de Capturas Biológicas Permisibles (CBA) para el año 2014 fue evaluada en base a: i) dos medidas de riesgo, y ii) cuatro opciones de mortalidad por pesca. En el caso de la reducción del stock, se evaluó el riesgo asociado a la reducción del stock reproductivo en términos de la biomasa desovante virginal sea inferior a un 20% y 40%. Para el caso de las estrategias de explotación a evaluar se consideraron los siguientes casos para la mortalidad por pesca: (1) $F=0$, (2) $F=F_{mrs}$, (3) F regla de decisión (rampa) y (4) $F=F_{sq}$ (status quo). En todos los casos se considera un escenario de proyección de reclutamiento promedio a 10 años.

De acuerdo con la LGPA, la condición de sobre-explotación debe ser revertida con un plan de recuperación, para lo cual se implementó una estrategia de explotación tipo rampa, criterio que considera una reducción de la mortalidad por pesca F_{rms} en proporción con la biomasa y permite recuperar más rápido a la población a costo de reducir significativamente la mortalidad por pesca (y las capturas). Este tipo de estrategia tiene por finalidad realizar una recuperación lineal de la biomasa a un nivel objetivo en términos de reducciones de la mortalidad por pesca en cantidades en torno a la pendiente trazada entre el origen y la intersección de la mortalidad por pesca y la biomasa objetivo.

La Figura 39, presenta el estado de condición del stock de merluza de tres aletas antes presentado, acompañado de las cuatro estrategias de explotación en análisis. Se destaca de esta figura que la única estrategia de explotación que posiciona al stock por sobre el nivel objetivo en los futuros 10 años corresponde a la estrategia $F=0$, (ausencia total de pesca) llegando a 1.22 veces la condición objetivo BD_{mrs} . De igual forma y para el resto de estrategias, se observa que si bien ninguna de ellas alcanzaría el objetivo, lograrían de igual forma posicionar al recurso en el régimen de plena explotación. Cabe destacar la proyección que sigue una patrón de recuperación del stock basado en una estrategia de tipo rampa (Frampa) (Figura 39c), se aprecia que la mortalidad luego de un brusco incremento a F_{rms} se ve notablemente reducida esto en consecuencia con la regla de decisión $RPR_p/RPR_{msy} < 1$, lo que permite que el stock recupere dinámicamente la biomasa desovante. Finalmente y como ya se destacó, al observar el desempeño de la estrategia de explotación asociada a F_{sq} , la cual establece una explotación constante e igual a la mortalidad estimada por el modelo para el año 2012, permite situar al stock en una condición saludable en torno a la zona de plena explotación, aunque bajo el nivel objetivo.

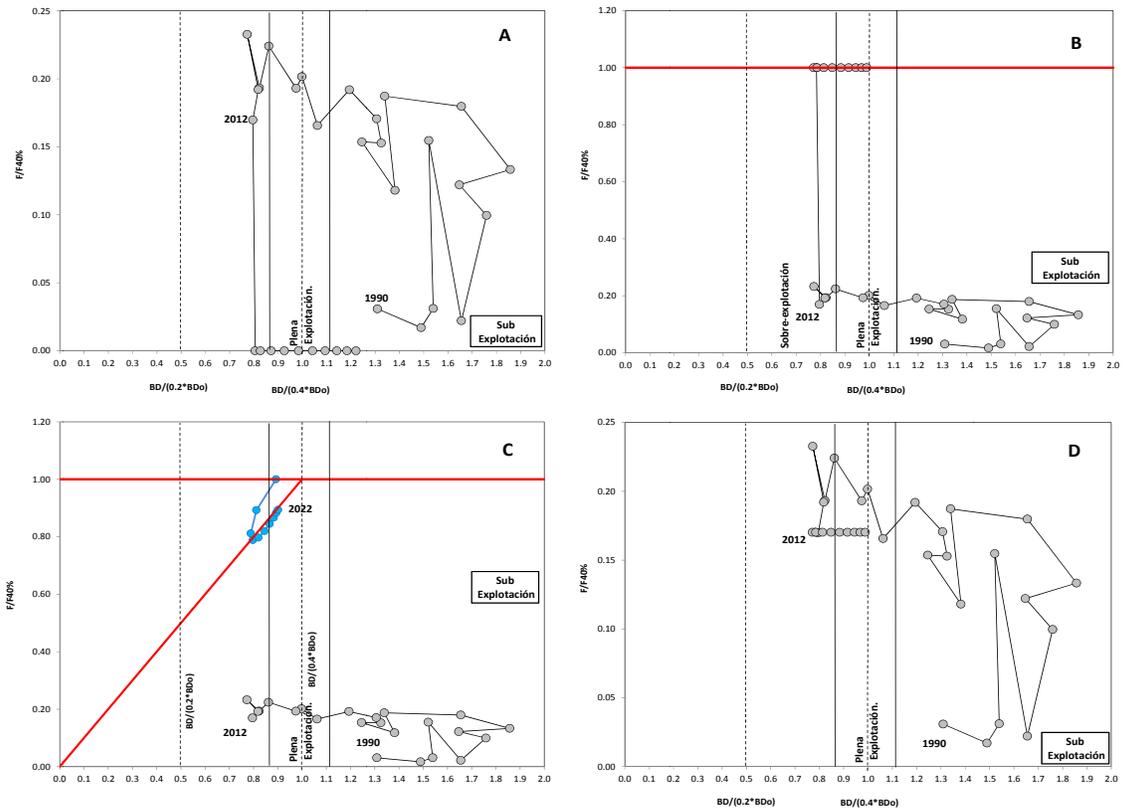


Figura 39. Diagrama de fases, incluyendo 4 estrategias de explotación. Se presenta las estrategias de $F=0$ (A), F_{mrs} (B), F_{frampa} (C) y F_{sq} (D).

La Tabla 10, presenta el resumen de la proyección con 4 diferentes estrategias de explotación para merluza de tres aletas, con niveles de mortalidad por pesca, captura y riesgo asociado a las políticas que resguardan el 40% (objetivo MRS) y 20% (límite de colapso) de la biomasa desovante virginal. De esta tabla cabe destacar que el año 2 corresponde al 2014 y se observa que las estrategias F_{frampa} y F_{mrs} permiten una estabilización en el largo plazo (10 años) de la biomasa desovante proyectada. De igual forma y para las estrategias de explotación $F=0$ y F_{sq} se observa una importante recuperación de la biomasa desovante proyectada en relación a la estimada para el año 2012, las cuales representan un incremento de 24% para la estrategia F_{sq} y de un 53% para $F=0$. Por otro lado, y en términos probabilísticos se aprecia que la estrategia de pesca que permite en el largo plazo una recuperación en torno al nivel objetivo, con un riesgo por sobre un 54%, correspondería a la estrategia status quo, en cuyo caso la captura no debiese superar 17 mil toneladas ($\alpha=50\%$). Asimismo, niveles de remoción relacionados con la estrategia F_{mrs} consideran 40 mil toneladas para el año 2014, con riesgo del 10% y de 31 mil toneladas para la estrategia F_{frampa} bajo el mismo nivel de riesgo.



Tabla 10.

Proyección con 4 diferentes estrategias de explotación, con niveles de mortalidad por pesca, captura ($\alpha=10\%$ y 50%) y riesgo asociado a las políticas que resguardan el 40% y 20% de la biomasa desovante virginal.

Escenario	Años de simulación	Mortalidad por pesca	Biomasa Desovante	CBA (t.) $\alpha = 10\%$	CBA (t.) $\alpha = 50\%$	p(BD/BDo<0.2)	p(BD/BDo<0.4)
F=0	1	0	351704	0	0	0.001	0.979
	2	0	361212	0	0	0.000	0.961
	3	0	380368	0	0	0.000	0.898
	4	0	404250	0	0	0.000	0.762
	5	0	429866	0	0	0.000	0.559
	6	0	454961	0	0	0.000	0.350
	7	0	477810	0	0	0.000	0.197
	8	0	498750	0	0	0.000	0.102
	9	0	516988	0	0	0.000	0.052
	10	0	533264	0	0	0.000	0.027
F=Fmrs	1	0.26	321604	45833	52056	0.004	0.998
	2	0.26	289724	40354	45899	0.026	1.000
	3	0.26	276213	36464	41552	0.049	1.000
	4	0.26	274184	33893	38614	0.048	1.000
	5	0.26	278496	32614	37036	0.032	1.000
	6	0.26	285284	32444	36601	0.018	1.000
	7	0.26	291939	32991	36933	0.010	1.000
	8	0.26	297864	33933	37696	0.006	1.000
	9	0.26	302411	34902	38508	0.004	1.000
	10	0.26	305851	35760	39246	0.003	1.000
Frampa	1	0.26	321604	45833	52056	0.004	0.998
	2	0.23	292408	31382	41349	0.026	1.000
	3	0.21	284051	27196	34851	0.049	1.000
	4	0.20	287191	26076	32336	0.048	1.000
	5	0.21	295396	26586	32039	0.032	1.000
	6	0.21	304552	28021	32971	0.018	1.000
	7	0.22	312208	29849	34450	0.010	1.000
	8	0.23	318156	31663	36017	0.006	1.000
	9	0.23	322053	33192	37358	0.004	1.000
	10	0.23	324529	34322	38358	0.003	1.000
Fsq	1	0.08	342077	15002	17047	0.001	0.990
	2	0.08	336905	14829	16879	0.002	0.993
	3	0.08	342955	14769	16835	0.001	0.989
	4	0.08	355208	14810	16885	0.000	0.977
	5	0.08	370362	15018	17101	0.000	0.947
	6	0.08	385880	15421	17501	0.000	0.892
	7	0.08	399907	15967	18043	0.000	0.815
	8	0.08	412518	16622	18688	0.000	0.721
	9	0.08	423009	17283	19327	0.000	0.630
	10	0.08	431920	17918	19938	0.000	0.546



7. DISCUSIÓN

Este estudio intenta complementar tanto el objetivo basal del estudio, como otros antecedentes que permitan una mejor comprensión de la biología básica del recurso como de aspectos relacionados con la dinámica poblacional. Para esto, este estudio analiza los antecedentes de madurez sexual y capturabilidad acústica, e integra la información más actualizada del conocimiento; mostrando las implicancias en el diagnóstico de M3A de la incertidumbre en estas piezas de información. Por lo tanto se hace cargo de manera cuantitativa de los diversos puntos en discusión explorados y discutidos en los comités científicos.

Los resultados permitieron establecer que el recurso ha experimentado fuertes variaciones debido fundamentalmente a fallas en el reclutamiento y en menor medida a la mortalidad por pesca, lo cual queda confirmado por la estructura de edad “completa” presente en la pesquería y en el crucero. Lo anterior se ve reflejado en el diagrama de fases, donde se aprecia el bajo impacto de las mortalidad por pesca estimadas por el modelo. Por lo tanto, y teniendo en cuenta estos antecedentes como su incertidumbre, no parece recomendable adoptar estrategias de explotación basadas en el máximo rendimiento sostenible toda vez que, como ya se indicó, la mortalidad por pesca no parece explicar las variaciones poblacionales. Lo anterior indica que el manejo de la población de merluza de tres aletas debiese estar orientado a adaptar la explotación a las variaciones naturales de la población, situación en la cual no ayudaría a la recuperación del stock el aumento significativo de las capturas.

Finalmente, cabe destacar que la condición del estado de la población de merluza de tres aletas está sujeta a las fuentes de información presentes hasta el año 2012, por lo que no necesariamente constituyen la recomendación final del estudio. Lo anterior debe considerar que la presente evaluación no incorpora los resultados de la evaluación acústica 2013, las cuales preliminarmente reportan una importante reducción de la biomasa.



8. CONCLUSIONES

- El estado actual de la población de merluza de tres aletas al sur del paralelo 47°S, se encontraría reducido a un 32% de la condición virginal estimada por el modelo de evaluación. Esta reducción se explica principalmente por una baja natural de los reclutamientos.
- El modelo edad-estructurado estima que con una captura para el año 2014 de 17 mil toneladas, es posible incrementar en un 24% la biomasa estimada para el año 2012. Mortalidades por sobre este nivel de captura, permitirían solo una estabilización de la biomasa desovante en el largo plazo.
- Se recomienda que las acciones de manejo consideren la importante baja observada en las estimaciones acústicas de los últimos años, por lo tanto la recomendación de captura biológicamente debiese bajar considerablemente los niveles de remoción de la población.
- Se deben hacer los esfuerzos por disipar las dudas respecto de la interacción de la pesquería con capturas internacionales no consideradas en el actual enfoque de modelación, los cual es fuente de incertidumbre respecto del grado de mezcla de los stocks (Océanos pacífico y Atlántico).
- Finalmente y considerando que la reducción del stock parece estar más determinado por cuestiones naturales, se recomienda una adopción del enfoque precautorio para el manejo del recurso basada en la mantención de niveles de capturas bajas y el permanente monitoreo de la condición reproductiva a través de los cruceros hidroacústicos.



9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Céspedes, R., Robotham, H., Zuleta, A., Adasme, L., Gálvez, P., 1998. Análisis de la pesquería de la merluza de tres aletas en la zona sur austral. Informe Final (FIP 96-36), IFOP, 124 pp.
- Contreras, F., Quiroz JC y Canales C. 2012. Implicancias de la condición reproductiva en la evaluación de stock de Merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) en Chile. II Simposio Iberoamericano de Ecología Reproductiva, Reclutamiento y Pesquerías-SIBERCOP II- Mar del Plata.
- Contreras F, y C. Canales. 2011. Convenio investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas subpesca informe final: actividad 2: peces demersales-merluza de tres aletas. Julio 2011. 59 p.
- Contreras F, J.C. Quiroz y C. Canales. 2012. Convenio investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2012, de las principales pesquerías chilenas subpesca informe final: actividad 2: peces demersales-Merluza de tres aletas. Julio 2012. 57 p + anexos.
- Córdova, J., A. Saavedra, M. Espejo, V. Ojeda, L. Muñoz, L. Chong, R. Céspedes, L. Adasme, J. Oliva y E. Díaz. 2003. Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza de tres aletas en su unidad de pesquería, año 2002. Informe final de proyecto FIP 2002-20.
- Fournier D. A., H. J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M. N. Maunder, A. Nielsen & J. Sibert (2012): AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models, *Optimization Methods and Software*, 27:2, 233-249.
- Francis, R. I. C. C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124–1138.
- Francis, R. I. C. C. 2012. Report on Stock Assessment Model Validation Workshop. December 2012.
- Gavaris, S., and J.N. Ianelli. 2002. Statistical issues in fisheries' stock assessments. *Scand. J. Stat.* 29(2): 245–267. doi:10.1111/1467- 9469.00282.
- Lillo, S., Céspedes, R., Barbieri, M., 1999. Evaluación directa del stock desovante de merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*) y monitoreo de sus procesos biológicos y migratorios. Informe Final, IFOP (1999), 48 pp. (+ figuras).
- McCullagh P. and J.A. Nelder, 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd edition. Chapman and Hall, London, 1989.



- Niklitschek E.J., Secor D., Toledo P., Lafon A., and George-Nascimento M. Segregation of SE Pacific and SW Atlantic southern blue whiting stocks: integrating evidence from complementary otolith microchemistry and parasite assemblage approaches. *Environmental Biology of Fishes* November 2010, Volume 89, Issue 3-4, pp 399-413.
- Punt, A.E., Walker, T.I., Taylor, B.L. and F. Pribac. 2000. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fish. Res.* 45: 129-145.
- Saavedra, A., R. Céspedes, R. Vargas, V. Ojeda, E. Díaz, y R. Meléndez. 2012. Evaluación Hidroacústica del Stock Desovante de Merluza de Tres Aletas, año 2011. Informe Final, Proyecto FIP 2011-19. IFOP (www.fip.cl/proyectos).
- Saavedra, A., V. Ojeda, E. Díaz, y R. Vargas. 2012. Evaluación Hidroacústica del Stock Desovante de Merluza de Tres Aletas, año 2012. Informe de avance, Proyecto FIP 2012-08. IFOP.
- Shubnikov, D.A., Permitin, Y.E., Voznyak, S.P., 1969. Biology of the pelagic gadoid fish *Micromesistius australis* Norman. *Trudy VNIRO* 66, 299–306.

ANEXOS

ANEXO 1

Modelo de evaluación y datos



// Modelo m3a

DATA_SECTION

// se leen los datos contenidos en *.dat. Se define si es matriz, vector,

// entero o numero

init_number Mprior

init_int nanos

init_int nedades

init_matrix indices(1,nanos,1,4)

init_matrix Cflo(1,nanos,1,nedades)

init_matrix Cacu(1,nanos,1,nedades)

init_matrix Wm(1,nanos,1,nedades)

init_vector edades(1,nedades)

init_vector msex(1,nedades)

int reporte_mcmc

//int reporte_lprof

// ahora leo controles y opciones desde el archivo controles.dat

!! ad_comm::change_datafile_name("controles.dat");

init_vector lambda(1,7)

init_number tipsel

init_number ansel

init_int opsel

init_int opF

init_int opR

init_int opdevR

init_int opq_cru // es la fase de estimacion de q

init_int opq_flo // es la fase de estimacion de q

init_int op_M // es la fase de estimacion de M

init_int op_msex // opcion cambia madurez sexual x selectividad

init_int nanos_sim // años a simular

init_vector mf(1,7) // multiplicadores de F

init_int nproy

init_int npbr

init_vector pbr(1,npbr)

init_number RPRmsy



```
init_int opt_Str  
init_int pR
```

INITIALIZATION_SECTION

```
// defino un valor inicial
```

```
log_qcru 0
```

```
log_M 0
```

```
log_Ro 12.39813412
```

```
// log_qcru -0.5108
```

```
// log_qcpue 0.0
```

PARAMETER_SECTION

```
//Se acota el dominio de cada parametro
```

```
//parametros de selectividad
```

```
init_bounded_vector log_50f(1,2,1.6,2.9,opsel);
```

```
init_bounded_vector log_Df(1,2,-2.3,3,opsel);
```

```
init_bounded_number log_50c(1.6,2.9,opsel);
```

```
init_bounded_number log_Dc(-2.3,3,opsel);
```

```
//parametros de F
```

```
init_bounded_vector log_Fcr(1,nanos,-4.6,0.6,opF);
```

```
//parametros de No y R
```

```
// init_number log_Ro(opR);
```

```
init_number log_Ro(1);
```

```
init_bounded_dev_vector dev_Rt(1,nanos,-20,20,opdevR);
```

```
init_bounded_vector dev_No(1,nedades-1,-20,20,opdevR);
```

```
//parametros de q y M
```

```
init_number log_qcpue(opq_flo)
```

```
init_bounded_number log_qcru(-0.6931,0.4054,opq_cru)
```

```
init_number log_M(op_M)
```



//=====

//...aca la pila de definiciones de variables

```
vector anos(1,nanos);
vector Yflo_obs(1,nanos);
vector Yflo_pred(nanos,1);
vector residuals_Y(1,nanos);
vector Bcru_obs(1,nanos);
vector Bcru_pred(nanos,1);
vector CPUE_obs(1,nanos);
vector CPUE_pred(nanos,1);
vector residuals_cpue(1,nanos)
vector residuals_Bcru(1,nanos)
vector Unos_edad(1,nedades);
vector Unos_anos(nanos,1);
vector log_Rec(1,nanos-1);
vector log_No(1,nedades);
vector BMf(1,nanos);
vector BMC(1,nanos);
// vector BD(1,nanos);
// vector BT(1,nanos);
vector Neq(1,nedades);
vector No(1,nedades);
vector like(1,10);
// vector Np(1,nedades);

matrix Scru(1,nanos,1,nedades);
matrix Sflo(1,nanos,1,nedades);
matrix F(1,nanos,1,nedades);
matrix Z(1,nanos,1,nedades);
matrix N(1,nanos,1,nedades);
matrix Nw(1,nanos,1,nedades);
matrix S(1,nanos,1,nedades);
matrix NMc(1,nanos,1,nedades);
matrix Cpred(1,nanos,1,nedades);
matrix pflo_obs(1,nanos,1,nedades);
```



```
matrix pflo_pred(1,nanos,1,nedades);  
matrix pcru_obs(1,nanos,1,nedades);  
matrix pcru_pred(1,nanos,1,nedades);
```

```
matrix residuals_catch(1,nanos,1,nedades)  
matrix residuals_survey(1,nanos,1,nedades)
```

```
number suma1  
number suma2  
number suma3  
//number SSBo  
//number M  
sdreport_vector BD(1,nanos) //  
sdreport_vector BT(1,nanos) //  
// sdreport_vector Np(1,nedades);  
// sdreport_number log_Ro//  
sdreport_number Bproy;  
sdreport_number SSBo;  
sdreport_number BD_end  
sdreport_number BT_end
```

```
//likeprof_vector log_Rec  
number A50f  
likeprof_number qacu  
likeprof_number M
```

```
//para proyeccion  
vector Np(1,nedades);  
vector Fp(1,nedades);  
vector NDp(1,nedades);  
vector CTp(1,nedades);  
number Rp  
vector Wp(1,nedades);  
vector Sp(1,nedades);  
vector Zp(1,nedades);  
vector Ctp(1,nedades);
```



```
// biomasa virginal y RPR
matrix Nv(1,nanos,1,nedades)
vector BDv(1,nanos)
vector RPR(1,nanos)
number RPRp
number Npplus
number Fref
vector Fpbr(1,nedades);
matrix matFpbr(1,npbr,1,nproy)
vector Zpbr(1,nedades)
vector CTPp(1,nedades)
matrix Yp(1,npbr,1,nproy)
matrix BDp(1,npbr,1,nproy);
sdreport_matrix RPRf(1,npbr,1,nproy);
//number Sp
vector YTPp(1,npbr)
```

objective_function_value f

PRELIMINARY_CALCS_SECTION

```
// leo la matriz de indices
```

```
anos=(column(indices,1));// asigno la 1 columna de indices a "anos"
Yflo_obs=(column(indices,2));
CPUE_obs=(column(indices,3));
Bcru_obs=(column(indices,4));
```

```
Unos_edad=elem_div(edades,edades);// lo uso en operaciones matriciales con
la edad
```

```
Unos_anos=elem_div(1*anos,1*anos);// lo uso en operaciones matriciales con
el año
```

```
reporte_mcmc=0;
```

PROCEDURE_SECTION

```
Eval_selectividad();
Eval_mortalidades();
Eval_abundancia();
```



```
Eval_biomosas();  
Eval_observaciones();  
Eval_logverosim();  
Eval_funcion_objetivo();
```

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

FUNCTION Eval_selectividad

```
  int i;  
  // Selectividad crucero  
  
  A50f=exp(log_50f(1));  
  
  if(tipsel==1){  
    Scru=outer_prod(Unos_anos,elem_div(Unos_edad,(1+exp(-  
1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c))/exp(log_Dc)))));}  
  
  else{  
    Scru=outer_prod(Unos_anos,(exp(-1.0*square(edades-  
exp(log_50c))/(2*square(exp(log_Dc))))));}  
  
  // Selectividad de la flota  
  
  for (i=1;i<=nanos;i++){  
  
  // Scru(i)=(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c))/exp(log_Dc)));  
  
  if(tipsel==1){  
    Sflo(i)=elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-  
exp(log_50f(1)))/exp(log_Df(1))));  
    if(anos(i)>=ansel){  
      Sflo(i)=elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-  
exp(log_50f(2)))/exp(log_Df(2)))); } }
```



```
else{
  Sflo(i)=exp(-1.0*square(edades-exp(log_50f(1)))/(2*square(exp(log_Df(1)))));
  if(anos(i)>=ansel){
    Sflo(i)=exp(-1.0*square(edades-exp(log_50f(2)))/(2*square(exp(log_Df(2)))));}}}
```

FUNCTION Eval_mortalidades

```
M=Mprior;
```

```
if(active(log_M)){
  M=exp(log_M);}
```

```
F=elem_prod(Sflo,outer_prod(exp(log_Fcr),Unos_edad));
Z=F+M;
S=exp(-1.0*Z);
```

FUNCTION Eval_abundancia

```
int i, j;
```

```
for (i=1;i<=nanos;i++)// reclutas anual
{N(i,1)=exp(log_Ro+dev_Rt(i));}
```

```
// poblacion al primer año
```

```
for (i=2;i<=nedades;i++)// perturbacion estocastica
{N(1,i)=exp(log_Ro+dev_No(i-1));} //
```

```
// se estima la sobrevivencia por edad(a+1) y año(t+1)
```

```
for (i=2;i<=nanos;i++)
{N(i)(2,nedades)=++elem_prod(N(i-1)(1,nedades-1),S(i-1)(1,nedades-1));
  N(i,nedades)=N(i,nedades)+N(i-1,nedades)*S(i-1,nedades);} // grupo plus
```



FUNCTION Eval_biomosas

// vectores de biomosas derivadas

```
BD=rowsum(elem_prod(elem_prod(outer_prod(Unos_anos,msex),elem_prod(N,exp(-0.583*Z))),Wm));
```

```
if(op_msex==2){  
  BD=rowsum(elem_prod(elem_prod(Scru,elem_prod(N,exp(-0.583*Z))),Wm));  
}
```

```
BMf=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.583*Z)),Wm),Sflo));  
NMc=elem_prod(elem_prod(N,exp(-7/12*Z)),Scru); // N acustico predicho  
BMc=rowsum(elem_prod(NMc,Wm));  
Nw = elem_prod(N,Wm);  
BT=rowsum(elem_prod(N,Wm));
```

```
BD_end=BD(nanos);  
BT_end=BT(nanos);
```

// biomasa virginal

```
No(1)=N(1,1);//mean(column(N,1));//exp(log_Ro);  
for (int i=2;i<=nedades;i++)// OJO que Neq no considera Ro  
{No(i)=No(i-1)*exp(-1*M);}  
No(nedades)=No(nedades)/(1-exp(-M));
```

// biomasa desovante virginal

```
SSBo=sum(elem_prod(elem_prod(No,colsum(Wm)/nanos),msex)*exp(-0.583*M));
```

//-----

// Estima RPR dinamico

```
Nv=N;  
for (int i=2;i<=nanos;i++)
```



```
{Nv(i)(2, nedades)=++Nv(i-1)(1, nedades-1)*exp(-1.*M);  
Nv(i, nedades)=Nv(i, nedades)+Nv(i-1, nedades)*exp(-1.*M);}
```

```
BDv=rowsum(elem_prod(elem_prod(outer_prod(Unos_anos, msex), Nv*exp(-  
0.583*M)), Wm));  
RPR=elem_div(BD, BDv);
```

```
//-----
```

```
// simulo al año nanos+1  
Np(1)=exp(log_Rec(nanos-1));  
Np(2, nedades)=++elem_prod(Np(1, nedades-1), S(nanos)(1, nedades-1));  
Bproy=sum(elem_prod(Np, Wm(nanos)));
```

FUNCTION Eval_observaciones

```
// matrices de capturas predichas por edad y año  
Cpred=elem_prod(elem_div(F, Z), elem_prod(1.-S, N));  
Yflo_pred=rowsum(elem_prod(Cpred, Wm));
```

```
// CPUE y Biomasa crucero  
CPUE_pred=exp(log_qcpue)*BMf;  
Bcru_pred=exp(log_qcru)*BMc;  
qacu=exp(log_qcru);
```

```
// proporciones
```

```
pflo_obs=elem_div(Cflo, outer_prod(rowsum(Cflo+1e-10), Unos_edad));  
pflo_pred=elem_div(Cpred, outer_prod(rowsum(Cpred+1e-10), Unos_edad));
```

```
pcru_obs=elem_div(Cacu, outer_prod(rowsum(Cacu+1e-10), Unos_edad));  
pcru_pred=elem_div(NMc, outer_prod(rowsum(NMc+1e-10), Unos_edad));
```



```
residuals_Y=Yflo_pred-Yflo_obs;  
residuals_cpue=CPUE_pred-CPUE_obs;  
residuals_Bcru=Bcru_pred-Bcru_obs;  
residuals_catch=pflo_pred-pflo_obs;  
residuals_survey=pcru_pred-pcru_obs;
```

FUNCTION Eval_logverosim

// esta funcion evalua el nucleo de las -log-verosimilitudes marginales para
// series con datos 0.

```
int i;
```

```
suma1=0; suma2=0; suma3=0;
```

```
for (i=1;i<=nanos;i++){  
  if (CPUE_obs(i)>0){  
    suma1+=square(log(CPUE_obs(i))-log(CPUE_pred(i)));}  
    if (Bcru_obs(i)>0){  
      suma2+=square(log(Bcru_obs(i))-log(Bcru_pred(i)));}  
    if (Yflo_obs(i)>0){  
      suma3+=square(log(Yflo_obs(i))-log(Yflo_pred(i)));}}  
}
```

```
like(1)=1/(2*square(lambda(3)))*suma1;// like de la CPUE  
like(2)=1/(2*square(lambda(4)))*suma2;// like de la acustica  
like(3)=1/(2*square(lambda(5)))*suma3;// like de los desemb
```

// ahora calculo la multinomial

```
like(4)=-1*lambda(1)*sum(elem_prod(pflo_obs,log(pflo_pred)));  
like(5)=-1*lambda(2)*sum(elem_prod(pcru_obs,log(pcru_pred)));
```

```
//like(6) = 50*square(exp(log_qcru) - 0.5);
```

// ahora calculo el error de proceso del primer año



```
// like(6)=1/(2*square(lambda(6)))*sum(square(log(N(1))-log(No)));
```

```
// ahora calculo el error de proceso de los reclutas anuales
```

```
like(7)=1/(2*square(lambda(7)))*sum(square(dev_Rt));
```

```
FUNCTION Eval_funcion_objetivo
```

```
f=sum(like);
```

```
//=====
```

```
if(mceval_phase())
```

```
Eval_mcmc();
```

```
//if(mceval_phase())
```

```
// {
```

```
// ofstream out("M3a_mc.dat",ios::app);
```

```
// out<<BD_end<<" "<<log_avg_R<<endl;
```

```
// out.close();
```

```
//}
```

```
FUNCTION Eval_CTP
```

```
for (int i=1;i<=npbr;i++){ // ciclo de PBR
```

```
    Np=N(nanos);
```

```
    Sp=S(nanos);
```

```
    RPRp=RPR(nanos);
```

```
for (int j=1;j<=nproy;j++){ // ciclo de años
```

```
    // calcula la CBA para los PBR7
```

```
    Npplus=Np(nedades)*Sp(nedades);
```

```
    Np(2,nedades)=++elem_prod(Np(1,nedades-1),Sp(1,nedades-1));
```

```
    Np(nedades)=Np(nedades)+Npplus;
```



```
Np(1)=pR*exp(log_Ro+0.5*sqrt(lambda(7))); // Reclutas proyectados
Fref=pbr(i);

if(opt_Str==0){ // opción de Fcte o regla de decisión
// Regla de decisión-----
if(RPRp/RPRmsy<1){
Fref=pbr(i)*RPRp/RPRmsy;}
//-----
}

matFpbr(i,j)=Fref; // almaceno los Fref par aver como varían y graficar
Fpbr=Sflo(nanos)*Fref;
Zpbr=Fpbr+M;
CTPp=elem_prod(elem_div(Fpbr,Zpbr),elem_prod(1.-exp(-1.*Zpbr),Np));

// biomasa desovantes y capturas proyectadas con el peso promedio
BDp(i,j)= sum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(Np,mfexp(-
0.5833*Zpbr)),msex),colsum(Wm)/nanos));
Yp(i,j)=sum(elem_prod(CTPp,colsum(Wm)/nanos));

RPRp=BDp(i,j)/SSBo;
Sp=exp(-1.*Zpbr);
// cout<<i<<" "<<j<<endl;

} // FIN CICLO AÑOS j

YTPp(i)=Yp(i,1); // uso YTP para el año siguiente como sdreport_vector
} // FIN CICLO PBR i
RPRf=BDp/SSBo;

FUNCTION Eval_mcmc
if(reporte_mcmc == 0)

mcmc_report<<"BD,Bproy, L50f,log_Ro,SSBo"<<endl;
mcmc_report<<BD<<","<<Bproy<<","<<A50f<<","<<log_Ro<<","<<SSBo<<endl;
```



```
//mcmc_report<<Bproy<<"<<A50f"<<"<<BD_end<<endl;  
reporte_mcmc++;
```

REPORT_SECTION

```
report << "Acustico" << endl;  
report << Bcru_obs << endl;  
report << Bcru_pred << endl;  
report << "CPUE" << endl;  
report << CPUE_obs << endl;  
report << CPUE_pred << endl;  
report << "Yflo" << endl;  
report << Yflo_obs << endl;  
report << Yflo_pred << endl;  
report << "SSB&BT" << endl;  
report << BD << endl;  
report << BT << endl;  
report << "Dev_Rt"<<endl;  
report << dev_Rt << endl;  
report << "Selec_flota" << endl;  
report << Sflo << endl;  
report << "Selec_crucero" << endl;  
report << Scru << endl;  
report << "Ftot" << endl;  
report << F << endl;  
report << "pflo_obs " << endl;  
report << pflo_obs << endl;  
report << "pflo_pred " << endl;  
report << pflo_pred << endl;  
report << "pcru_obs " << endl;  
report << pcru_obs << endl;  
report << "pcru_pred " << endl;  
report << pcru_pred << endl;  
report << "Residuales CATAGE" << endl;  
report << residuals_catch << endl;
```



```
report << "Residuales Survey" << endl;
report << residuals_survey << endl;
report << "Residuals acustica"<<endl;
report << residuals_Bcru<<endl;
report << "Residuals CPUE"<<endl;
report << residuals_cpue <<endl;
report << "Residuals Y"<<endl;
report << residuals_Y <<endl;
report << "N " << endl;
report << N << endl;
report << "Sum-like " << endl;
report << f << endl;
report << "-log-like " << endl;
report << like << endl;
report << "Biomasa Total final" << endl;
report << BT_end << endl;
report << "Biomasa desovante final" << endl;
report << BD_end << endl;
report << "Bproy " << endl;
report << Bproy << endl;//

report << "desvios_Rt" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion
report << dev_Rt << endl;
report << "Ro" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion
report << mean(column(N,1))<<endl;//exp(log_Ro) << endl;

report << "q_cru" << endl; //
report << exp(log_qcru) << endl;
report << "q_flo" << endl; //
report << exp(log_qcpue) << endl;
report << "M" << endl; //
report << M << endl;

report << "Proyeccion del stock" << endl; //
report << "BDp" << endl; // biomasa desovante proyectada
report << BDp << endl;
report << "RPR_final" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion
```



```
report << BD/SSBo << endl;  
report << "RPR" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion  
report << RPR << endl;  
report << "BDv" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion  
report << BDv << endl;  
report << "SSBo" << endl; //RPR al final del horizonte de proyeccion  
report << SSBo << endl;
```

```
report << "BDp/SSBo" << endl; // biomasa desovante proyectada  
report << BDp/SSBo << endl;
```

```
report << "matFpbr" << endl; //  
report << matFpbr << endl;
```

```
report << "Yp" << endl; //  
report << Yp << endl;
```

```
report << "CTP(pbr)" << endl; //  
report << YTPp << endl;
```

```
report << "RPR final" << endl; //  
report << RPRf << endl;
```

GLOBALS_SECTION

```
#include <admodel.h>  
ofstream mcmc_report("mcmc.csv");
```



Datos

# M			
0.18			
# años			
23			
# edades			
23			
##Año	Captura	CPUE	Bcru
1990	3931	2.721	0
1991	2609	2.821	0
1992	5149	4.041	0
1993	27607	3.877	0
1994	4664	4.047	0
1995	20917	4.813	0
1996	25445	6.764	0
1997	32875	9.688	0
1998	40857	6.085	0
1999	36506	5.654	0
2000	24756	5.954	0
2001	28755	6.299	199980
2002	29409	7.415	179600
2003	32166	5.643	174380
2004	33169	5.151	0
2005	25425	5.506	177140
2006	29115	4.794	128520
2007	26701	4.98	98898
2008	27086	4.859	93672
2009	22221	4.548	111000
2010	23298	4.159	0
2011	19629	3.755	129427
2012	16649	2.262	87759



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISI3N INVESTIGACI3N PESQUERA

#2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
59973	196090	477235	336070	598415	219359	1138880	569805	487422	213895	273875	236528	299541	84404	95535	72756	87441	0	0	0	0	0	0
136128	170161	172999	625145	357132	443321	373155	637044	292901	150950	93393	129553	145125	68345	31493	44667	45851	0	0	0	0	0	0
78991	775763	600348	404594	1871733	1239023	1118587	390469	1022200	318226	302895	189262	81941	170288	88339	84656	12477	0	0	0	0	0	0
692643	1677524	3394919	2927914	4597849	8681218	6904991	5013826	2394789	4881933	1970728	916937	696211	612675	549619	372180	217555	0	0	0	0	0	0
6102	542427	856700	1311060	484373	328520	705765	518485	564793	421775	852201	573748	262003	101410	86554	38023	10746	0	0	0	0	0	0
38823	249356	846018	1428069	3043139	2756317	1214794	4844173	3166095	2824316	1935985	2856320	1278299	668453	535760	87822	432620	0	0	0	0	0	0
36726	633046	639368	1689739	1840857	3502933	4123940	2809041	4391033	4124878	3421231	2712797	2735442	1240486	570084	374468	94422	0	0	0	0	0	0
117899	132805	2014662	1331004	3129858	2532986	4029615	2781375	2243590	4612182	2745402	2520504	1123748	1163827	543753	381163	122461	126201	153705	0	0	0	0
66056	163802	659466	2025213	1157608	2460183	1815790	5145197	3127073	2729291	4095157	2411248	1915853	1214918	1182885	668444	197296	165491	73832	72616	49859	38408	0
548144	3954864	3552808	2539876	11411562	4279876	4627427	2335854	3616429	2561376	1787072	3196881	1800433	1235157	666325	1287022	390699	230199	126057	20513	0	94257	0
2539808	1163398	1911803	966468	1178792	2926841	1814396	3193946	990746	3793706	2164808	1177138	3739089	1138469	1185879	626457	886540	344692	39945	14227	7462	2085	0
402749	5283605	1800580	2973550	1750849	1104385	3229048	1296504	2572848	1336103	2386142	1517539	1317115	2214649	1223686	695071	388993	569649	75859	38815	0	0	19408
193684	324777	3463366	1191450	2244622	1462660	1328663	2645119	1565382	2493072	1031609	2441273	1669569	1265640	1939366	1003354	646530	172183	540654	29028	0	0	19001
50718	394649	901604	3970611	1763290	1726144	1375328	1075688	1790961	1162085	1811166	1256866	2584801	2035357	1381585	2152398	1038875	792856	370612	365666	9361	15093	13391
132684	590804	1097578	2725579	5047002	3438583	2042523	860082	1080961	1975797	875419	1341644	905207	2534450	1224692	1394507	1272345	451806	489740	175257	31559	96116	7934
147151	212618	619043	1639940	2312325	5274694	4630109	1833226	2006970	810904	1714920	1280180	1940308	1017194	1571096	1233287	687632	705745	264372	91833	107599	8838	0
243145	543092	881555	2093891	2963317	2405929	4649357	2014631	1379521	759612	1189039	2152313	1767867	1847262	1327929	1869390	1078754	779229	700055	485511	369390	105991	79934
33852	566779	1105941	1560338	1877941	2177995	1783407	2983502	1447347	1567296	1013996	637404	1063982	726696	1210631	928609	1139518	682814	1410882	1168001	641702	265299	86736
214394	828041	3515585	2487801	1675450	1615552	1226320	1695850	2652274	2094940	2374590	1064428	730642	1284178	815822	1713863	1855831	1599435	1463026	690384	482390	18613	54660
88682	341253	1234218	4827718	4327387	2315294	1518695	1144506	1467598	1779873	1533486	1028799	792424	782805	1370550	1179290	1055652	1271250	1026707	575025	245415	15171	442
336664	831700	915675	1478168	3262242	4180122	2676036	1694977	1936201	1033135	2220932	1273153	1037823	1123762	834554	1042405	1151638	1001952	886274	883174	314383	18617	30403
46379	755314	1999871	989321	2114078	1929601	4325790	1838098	3777076	1328079	2383096	1593484	3026421	1011591	1992769	498955	1370074	852186	1519950	475933	740265	122190	186933
604159	476965	2326217	2873475	1750991	1650682	2287588	1843560	1555730	1692732	1420053	924622	1243036	823816	768265	696757	400871	505269	486148	256946	165327	92777	24881

#2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1594	11402	3700	8707	10861	10710	22352	13367	20022	16837	29502	25028	21943	20816	9023	9141	3963	3768	2386	0	0	0	0
1199	1530	15092	5043	11748	5849	7071	8995	11100	16036	12931	20430	15803	19057	16322	12630	6985	4473	4021	0	0	0	0
100	2251	3017	18144	4347	9067	7545	5344	13918	6819	20823	9224	18107	17420	10956	14408	7437	4581	4793	0	0	0	0
17	668	4521	3382	25717	6771	6950	5258	3239	4910	4537	6876	5564	3735	3839	4949	5212	2000	1642	0	0	0	0
365	645	3212	5195	7206	19333	9176	9760	5702	6901	11697	9582	17718	13282	23506	16094	9303	5268	10698	0	0	0	0
403	1510	4093	14663	11833	6990	29466	10925	11423	3287	6006	7763	4249	9528	8250	5464	5691	4467	7260	0	0	0	0
262	1414	4270	6469	3688	4895	5338	10299	2813	6334	2128	2581	5506	6235	6759	3570	11971	7565	10169	0	0	0	0
1236	4471	13568	7753	5553	7504	5562	6183	12270	3972	5719	2620	3580	5413	4132	4572	3947	5842	5384	4755	2631	913	216
6679152	12036094	11876614	33422970	19322978	8760585	8531399	11112221	5223757	11090596	5779027	7615809	6519111	4185313	3963307	4112628	2373119	3483015	3287662	2740587	1665276	306393	141710
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1359088	7430736	5063869	10811388	7220838	5998136	6807421	8717743	5893447	9538454	4348540	5422019	4306917	2766674	2677984	2869653	1587326	2834008	2597296	2618962	1914800	360637	413153
1256202	3783434	26519241	15486391	9293562	8373952	13845752	9245137	9161983	6837229	4964949	3444134	4384263	2433325	2853876	1294889	1032890	1358011	1491208	561373	623962	360163	72984



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA

# Wm	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
#2																							
0.185	0.324	0.386	0.503	0.577	0.643	0.686	0.755	0.842	0.861	0.992	0.942	1.057	1.107	1.053	1.325	1.201	1.186	1.211	1.235	1.258	1.279	1.3	
0.184	0.286	0.396	0.502	0.576	0.678	0.675	0.73	0.8	0.843	0.94	0.934	1.01	1.089	1.104	1.113	1.153	1.138	1.161	1.184	1.205	1.226	1.246	
0.216	0.34	0.395	0.482	0.521	0.578	0.631	0.731	0.735	0.741	0.789	0.735	0.807	0.927	0.839	0.947	0.85	0.922	0.938	0.954	0.969	0.983	0.997	
0.18	0.251	0.339	0.446	0.502	0.566	0.62	0.681	0.718	0.727	0.762	0.8	0.867	0.839	0.889	0.889	1.033	0.953	0.973	0.991	1.008	1.025	1.041	
0.145	0.261	0.361	0.435	0.532	0.663	0.681	0.681	0.761	0.725	0.797	0.794	0.893	0.966	0.989	0.935	0.976	1	1.02	1.04	1.058	1.076	1.092	
0.2	0.246	0.36	0.466	0.565	0.687	0.667	0.778	0.786	0.826	0.826	0.88	0.869	0.899	0.982	1	1.027	1.03	1.05	1.069	1.088	1.106	1.123	
0.255	0.248	0.338	0.455	0.529	0.603	0.7	0.746	0.781	0.783	0.838	0.816	0.858	0.889	0.942	1.014	1.19	1.028	1.049	1.068	1.087	1.105	1.122	
0.167	0.282	0.396	0.536	0.624	0.743	0.819	0.863	0.946	0.943	0.985	1.003	1.085	1.08	1.088	1.031	1.079	1.318	1.229	1.213	1.233	1.252	1.27	
0.166	0.277	0.466	0.513	0.624	0.712	0.745	0.841	0.885	0.919	0.952	0.947	0.952	0.967	0.993	0.979	1.002	1.06	1.178	1.09	1.269	1.041	1.162	
0.16	0.257	0.364	0.488	0.533	0.571	0.661	0.709	0.778	0.836	0.87	0.912	0.918	0.888	0.888	0.943	0.924	0.999	0.89	1.155	1.036	1.084	1.067	
0.152	0.191	0.324	0.439	0.586	0.648	0.748	0.859	0.849	0.955	0.992	1.027	1.027	1.078	1.066	1.1	1.076	1.106	1.058	1.397	1.424	1.553	1.299	
0.17	0.25	0.311	0.432	0.503	0.691	0.688	0.737	0.821	0.88	0.948	0.955	0.95	0.998	0.992	1.015	0.973	1.054	1.278	1.049	1.11	1.128	1.049	
0.183	0.273	0.385	0.461	0.596	0.672	0.802	0.835	0.886	0.966	0.986	1.063	1.055	1.111	1.074	1.119	1.11	1.117	1.16	1.321	1.231	1.25	1.377	
0.201	0.278	0.391	0.493	0.557	0.672	0.773	0.948	0.921	1.007	1.056	1.085	1.162	1.172	1.198	1.219	1.22	1.23	1.181	1.239	1.592	1.481	1.356	
0.176	0.272	0.395	0.508	0.578	0.647	0.751	0.843	0.97	0.967	1.03	1.068	1.142	1.133	1.185	1.171	1.158	1.192	1.247	1.168	0.986	1.597	1.462	
0.17	0.223	0.341	0.451	0.552	0.65	0.703	0.767	0.819	0.99	0.966	0.966	1.07	1.106	1.196	1.192	1.172	1.202	1.194	1.332	1.332	1.578	1.322	
0.165	0.241	0.34	0.455	0.554	0.651	0.727	0.753	0.869	0.894	1.045	1.014	1.062	1.096	1.158	1.179	1.233	1.186	1.239	1.227	1.211	1.201	1.449	
0.17	0.263	0.357	0.471	0.572	0.651	0.754	0.801	0.835	0.897	0.942	1.076	1.052	1.121	1.134	1.243	1.267	1.274	1.361	1.361	1.412	1.349	1.619	
0.179	0.255	0.342	0.413	0.502	0.601	0.666	0.733	0.802	0.844	0.9	0.953	0.978	1.001	1.045	1.112	1.12	1.163	1.224	1.272	1.581	1.594	1.427	
0.179	0.247	0.345	0.437	0.503	0.578	0.639	0.692	0.752	0.788	0.906	0.938	0.984	1.009	1.064	1.117	1.154	1.219	1.281	1.311	1.395	1.675	2.012	
0.179	0.28	0.381	0.475	0.558	0.628	0.687	0.735	0.774	0.805	0.829	0.849	0.864	0.876	0.885	0.892	0.898	0.903	0.906	0.909	0.911	0.912	0.914	
0.167	0.275	0.388	0.495	0.592	0.675	0.746	0.804	0.851	0.889	0.919	0.943	0.962	0.977	0.988	0.997	1.004	1.01	1.014	1.017	1.02	1.022	1.023	
0.1712	0.277	0.3858	0.4885	0.5804	0.6594	0.7257	0.7803	0.8244	0.8599	0.888	0.9103	0.9279	0.9416	0.9524	0.9608	0.9673	0.9724	0.9763	0.9794	0.9818	0.9837	0.9851	
# edades y madurez sexual																							
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
0.13	0.39	0.74	0.92	0.98	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

ANEXO 2

Reporte de reuniones de coordinación bilaterales
IFOP-SUBPESCA



Reporte 1ra Reunión

Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013

Auditorio IFOP, Valparaíso 20 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre los alcances de la Nueva ley General de Pesca y Acuicultura respecto de la definición del Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

Sobre la definición de sobre-explotación

- Existe pleno consenso sobre la necesidad de retomar la definición de sobrepesca y distanciarla del concepto de sobre-explotación, considerando que la LGPA no es explícita en esto. De igual forma y no obstante la definición legal, se comparte que el objetivo de manejo (PBR) debiese ser establecido como proporción del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS).
- La interpretación literal de la LGPA lleva a considerar una calificación de estatus definida como sobre-explotación por mortalidad, concepto que en ciencia pesquera no existe. En este contexto, se propone sobrepesca como sinónimo. Esto no contraviene la LGPA, ya que esta establece flexibilidad al CCT o a quien ejerza su función durante el periodo de transición, IFOP en este caso..
- Respecto de la región o área donde se define la plena-explotación, existe acuerdo que esta debería ser referida respecto de la reducción de biomasa más que al exceso de mortalidad por pesca ("sobrepesca"). Se sugiere que la mortalidad por pesca esté delimitada por un valor de referencia máximo, el que bien podría corresponder al propio Frms y probablemente un valor precautorio que puede ser una proporción de Frms. Sin perjuicio de lo anterior, estas temáticas deben ser discutidas con mayor detalle en los Comité Científico Técnico

Sobre la definición de objetivos y límites

- Hubo preocupación sobre el alto nivel de mortalidad por pesca propuesto para recursos en pelágicos (F40%) y como este referente a generado un cambio respecto del esquema históricamente empleado (F60%). Los antecedentes demuestran que criterios como F60% son referentes demasiado conservadores para un régimen histórico de reducción de biomasa que en general ha variado en torno al 40%-50% y de recursos con una gran resiliencia. Por otra parte, la única razón probable es el rol de base de la cadena trófica vista desde una perspectiva ecosistémica. De todas formas, estos referentes deben ser debatido en los CCT y en el proyecto internacional de PBR.



- Se indicó que el uso de $F_{xx}\%$ constante para la estimación de CBA debería quedar inserto como parte de reglas de estrategias de explotación, esto considerando que la LGPA define claramente los PBR objetivo y límite y por tanto debería definirse una estrategia de explotación (tasa explotación constante, captura constante, escape constante, o una combinación) que sea consecuente con los objetivos de conservación y el estado de explotación. Con esto, el punto biológico actual debería mostrar cuan cerca o lejos se está de la regla y como debería ser corregido para alcanzar el objetivo.
- A la hora de establecer el estado de explotación de los recursos, este deberá ser basado en medidas de riesgo o probabilidad de exceder el criterio definido como límite. Al respecto, se podría calificar de sobre-explotación cuando la probabilidad que la reducción de la biomasa exceda el 50% de estar bajo el referente límite (p.ej. $35\%B_0$). Vale decir, se considera la distribución de probabilidad de la reducción poblacional respecto del criterio objetivo fijo sin incertidumbre.

Sobre las recomendaciones de cuota biológicamente aceptable

- Sin perjuicio del estado de situación de los recursos, las recomendaciones de capturas biológicamente aceptables o acciones de recuperación en aquellos stocks sobre-explotados, deberán estar sustentadas por criterios tipo “rampla” de la biomasa respecto de la mortalidad por pesca/capturas. Es decir, la aplicación de mortalidad por pesca (o captura) constante mientras la biomasa no baje de un valor límite, situación en la cual la disminución en F (o captura) es proporcional a la reducción poblacional. En este sentido el CCT podrá proponer las estrategias de explotación y en el futuro deberán quedar definidas en los planes de manejo, según los objetivos de conservación y sustentabilidad establecidos en la LGPA.

Sobre el diagrama de explotación B-F

- En el diagrama de explotación B-F o marco biológico de referencia, la escala de las biomasa y mortalidad por pesca debieran ser relativas al MRS o su proxy. Sin perjuicio de esto, el CCT deberá determinar la frecuencia de revisión en función de los cambios observados en la productividad de los stocks y en el comportamiento espacio temporal de la mortalidad (patrones de explotación).

Varios

- Sin perjuicio del informe que sea entregado en Septiembre, el proceso de asesoría posterior se podría traducir en análisis complementarios a discutir en los Comités Científico técnico.



Reporte 2da Reunión Sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014

Auditorio IFOP, Valparaíso 26 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

- Se mostró a manera de ejemplo, un análisis comparativo de simulación sobre criterios de explotación F constante y otro “tipo rampa” cuya regla de decisión consideró la mortalidad por pesca $F=F_{mrs}$ cuando $B/B_{mrs} \geq 1$, de lo contrario $F=F_{mrs} \cdot B/B_{mrs}$, y destacándose dos hitos principales:
 - i. Ambas estrategias permiten llevar a la biomasa del recurso al objetivo B_{mrs} .
 - ii. El criterio tipo “rampa” permite recuperar más rápido a la población a costo de reducir significativamente la mortalidad por pesca (y las capturas), principalmente cuando $B/B_{mrs} < 1$.

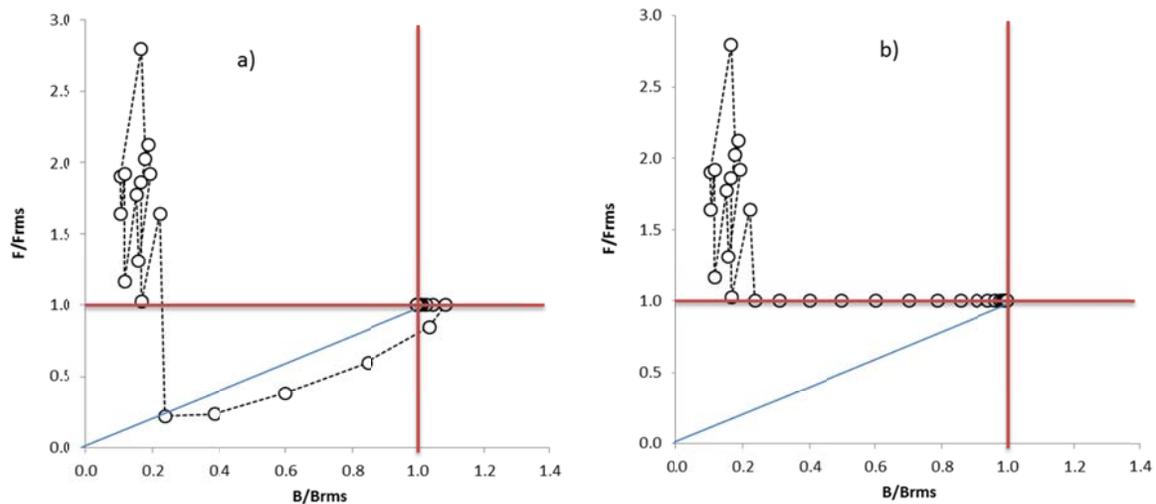


Figura 1: Simulación de un diagrama B-F con referentes del MRS: (a) regla de decisión con modelo rampa, (b) criterio F constante



- Los equipos acordaron que la sobre-explotación será definida cuando la biomasa exceda el límite inferior de la biomasa referida al RMS (Brms) o su medida equivalente (B/Brms). Al respecto, se estableció que los intervalos de la Brms no necesariamente deben ser simétricos, de manera que desde el enfoque precautorio el límite inferior puede ser muy pequeño y establecido por consenso, mientras el límite superior podrá considerar elementos de incertidumbre y variabilidad. Como valor inicial se propone que el límite inferior se distancie 5 puntos porcentuales del valor Brms (o su equivalente).
- El límite superior de la Brms (o su equivalente) se propone como objetivo de manejo precautorio relacionado con el RMS, con lo cual la plena explotación incluye al RMS y queda restringida entre dos valores: B límite y B objetivo.
- La variable de control (mortalidad por pesca) definirá a la sobrepesca sin considerar intervalos de confianza, de manera que la condición anterior se declara cuando $F > Frms$. Lo anterior implica a establecer el criterio de explotación $F = Frms$ para cualquier condición de biomasa mientras esta sea mayor o igual de Brms.

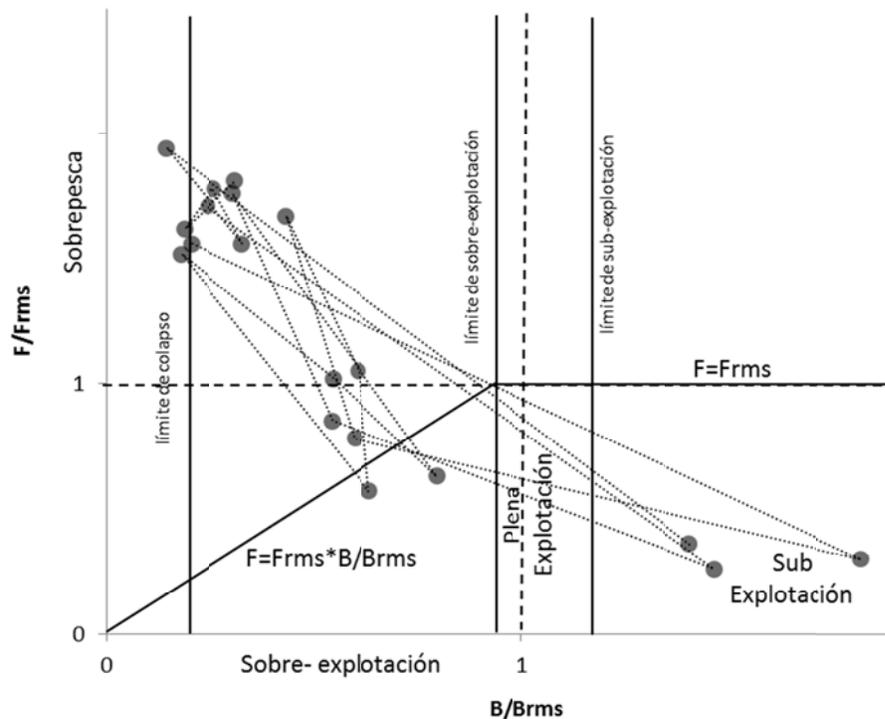


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotación

- En el régimen de plena y sub explotación ($B > B_{rms}$), la aplicación del F_{rms} y su respuesta en términos de CBA debería considerar como elemento precautorio el riesgo del 10% de exceder el F_{rms} .



- De igual forma y para aquellos recursos sobre-explotados, los análisis de proyección serán realizados considerando como horizonte 10 años en recursos demersales y 5 años en pelágicos pequeños. Asimismo y para todos los recursos, a lo menos se propone el análisis de 4 casos: (1) $F=0$ (si procede), (2) $F=Frms$ (independiente del estatus), (3) $F=F$ regla decisión (rampa) y 4) $F=Fsq$ (status quo).
- Se hace mención sobre la aplicabilidad que tienen estos criterios sobre recursos pelágicos, en los que el ambiente vía los reclutamientos determinan los cambios poblacionales y no necesariamente es la biomasa desovante. Al respecto se indicó que el límite superior de la Brms bien podría considerar toda aquella variabilidad o incertidumbre, haciéndola más precautoria como objetivo de manejo.
- Se ilustró el estado de todos los recursos pesqueros nacionales en el marco del diagrama B-F junto al modelo de rampa inicialmente propuesto. Se prevé en la mayoría de los recursos demersales importantes reducciones de la mortalidad por pesca dada su condición de sobre-explotación. Caso contrario se observa en crustáceos, donde la condición de sub-explotación en la mayoría de estos involucra no solo el aumento de la mortalidad por pesca, sino la eventual apertura de los registros de armadores.
- Por el ámbito de competencias y del rol que tendrá en los CCT, IFOP propondrá un abanico de escenarios o reglas de decisión/rampas de acuerdo con el marco legal y lo sugerido por SSP.



Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos Pesqueros 2013

Auditorio IFOP

Lunes, 26 de agosto de 2013

LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	Elson Walf		IFOP
3	Francisco Contreras		IFOP
4	Fernando Espindola R		IFOP
5	Mariella Canales	Mlle	IFOP
6	Maria José Zúñiga		IFOP
7	Doris Bucarey		IFOP
8	Verónica Florio		SSP
9	L. Comito Bustos		SSP
10	Victor Espeso		SSPA
11	Zenia Hernandez		SSP
12	Lorenzo Flores		SSP
13	Guillermo Guemmon		SSPA
14			
15			
16			



Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos Pesqueros 2013

Auditorio IFOP

Martes, 20 de agosto de 2013

LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	Francisco Contreras		IFOP
3	Jorge Fariar A.		SSP
4	L. Camila Pastos		SSP.
5	Laura Flores		SSP
6	Sonia Hernandez		SSP.
7	Victor Espeso B.		SSP
8	Felipe Comfodominico		SSP
9	Alejandro Kousked		SJP.
10	DORIS ZUCAREY		IFOP.
11	Mariella Canales		IFOP
12	Fernando Espindola R.		IFOP
13	Juan Carlos Del Rio		IFOP
14	Ignacio Pavez		IFOP
15			
16			

ANEXO 3

Lista de verificación



Lista de verificación para conducir o revisar evaluaciones de stock. Adaptado de: NRC-National Research Council. 1998. Secciones de la lista de verificación (Anexo D en NRC 1998), relativas a la definición del stock y los datos empleados en la evaluación de merluza de tres aletas.

Criterio (Paso)	Consideraciones importantes / Situación
-----------------	---

1 Definición de stock

Estructura del stock: ¿Cuál es la definición espacial de un stock?

En el último tiempo se han realizado numerosas evaluaciones de stock que solo consideran al stock que desova en aguas nacionales, este hecho se fundamenta básicamente a aspectos administrativos. Sin embargo existen antecedentes sobre la presencia de dos unidades de stock; una en el atlántico y otra en el pacífico. Sin embargo el tema de la definición de stock y de su estructura es uno de los puntos más discutidos de la merluza de tres aletas.

Estudios basados en el análisis químico de otolitos concluyen que la población reproductora de Chile consta de cerca de cuatro quintas partes de los peces nativos, además de cerca de una quinta parte de individuos que migran desde el Atlántico (Arkhipkin et al., 2009).

¿Se usa marcaje, micro-constituyentes, genética, y/o morfometría para definir el stock?

En el último tiempo han surgido varias fuentes que abordan el tema. Arkhipkin et al., 2009, mediante el uso de análisis de microquímica del otolito, concluye que los peces adultos tienen una estrecha afinidad con sus respectivos lugares de desove. A su vez Niklitschek et al., 2009 reportan que mediante la aplicación e integración de diversos enfoques metodológicos: genético, biológico-pesquero, morfología de otolitos, prevalencia parasitaria, técnicas que confirman la existencia de distintos stock poblaciones.

¿Debería la evaluación ser espacialmente estructurada o se debe suponer que es homogénea espacialmente?

Por otro lado la estructura de tamaños analizada por Contreras et al. (2012), caracteriza a una población con una importante fase migratoria a una zona de desove, la cual presenta mayores tamaños que los individuos que son capturados fuera de la época reproductiva. Lo anterior se confirma por la marcada estacionalidad de la pesquería, y su comportamiento espacial, donde es evaluada.



¿Se escoge una evaluación mono o multiespecífica?

Los modelos de evaluación en uso en la actualidad, y los utilizados en el pasado, solo han desarrollado un enfoque mono-específico. Por otro lado no existe un programa de monitoreo de contenidos estomacales, por lo tanto no podemos estimar tasas de consumo de especies relacionadas con merluza de tres aletas.

Si bien existen antecedentes de contenidos estomacales, estos solo presentan un carácter particular asociado al periodo de desove donde los cruceros de investigación han cubierto este objetivo.

2 Data

2.1 Remociones: capturas, descartes y mortalidad inducida por pesca

¿Las remociones están incluidas en la evaluación?

Como captura se emplean las cifras oficiales del control de la cuota de captura. Sin embargo, no existen antecedentes que descarten o que afirmen la existencia de subreporte ni descarte. Otro punto a destacar es que aproximaciones desarrolladas por petición de la Subsecretaría de Pesca, con el objetivo de revisar la captura total permisible en el año 2003, consideraron el descuento de las capturas argentinas realizadas en determinados cuadrantes espaciales (bajo el 55°S), esta metodología si bien se ha mantenido en el tiempo de manera de proporcionar antecedentes de explotación del recurso de manera auxiliar no ha actualizado desde el año de creación del free model los niveles de remoción de la flota Argentina.

¿Está documentado el diseño de muestreo y los sesgos?

La recopilación de la información biológico pesquera está documentado en los manuales de muestreo que mantiene y actualiza IFOP. Sin embargo, no existen estimados de sesgos de las variables de interés.



¿Existen estimados de mortalidad inducida?

No existen estimados. Se considera como mortalidad inducida, aquella que no se registra como captura comercial y descarte, como por ejemplo, la mortalidad generada por los daños que experimenta un pez al escapar por entre el tejido de las redes.

2.1 Índices de abundancia

Para todos los índices considerar si son absolutos o relativos, el diseño de muestreo, estandarización, linealidad entre el índice y la abundancia poblacional, que porción del stock está indexado (stock desovante).

El modelo base de evaluación de stock supone que los índices de abundancia relativa (CPUE y biomasa acústica) tienen una relación lineal con la biomasa del stock disponible. El modelo relaciona por lo tanto linealmente a la CPUE con la biomasa vulnerable (Selectividad comercial), y en la biomasa acústica con la biomasa disponible (selectividad del crucero acústico).

Índice basado en la CPUE.

¿Qué porción de la flota debe ser incluida y como los datos deben ser estandarizados?

Para la estandarización se incluye la fracción de la flota que pesca el recurso. Para la estandarización se utiliza un modelo lineal generalizado (GLM). La modelación incluye aquellos buques (2) que han mostrado intencionalidad en las capturas de recurso, así como también aquellos meses donde se focalizan las capturas, y el área categorizada por estratos latitudinales. Otro punto a destacar es que la estandarización de la CPUE abarca la serie de datos recopilados entre 1990 y 2011. Sin embargo es posible extender el análisis a periodos pretéritos (1978), donde se capturaba merluza de tres aletas como parte de la fauna acompañante de otros recursos objetivos. Lo anterior no ha sido evaluado a la fecha y requiere del análisis que permita ahondar en el tema de la intencionalidad de pesca y de cómo afecta está a la estimación de un índice de abundancia a partir de información de bitácoras de pesca.



¿Cómo son tratadas las capturas ceros?

La incorporación de los lances cero, no ha sido parte de la modelación de la CPUE, por ser despreciables en su ocurrencia.

¿Qué supuestos se hacen sobre la abundancia en las áreas no pescadas?

El índice se calcula para el área total del stock mediante GLM, se han explorado otras opciones en la modelación de la CPUE (GLMM), sin embargo estas no han sido incluidas en proyectos anteriores y se espera que en las futuras investigaciones de evaluación indirecta se aborden interacciones espaciales y temporales consideradas como efectos aleatorios.

¿Es especialmente informativo el mapeo espacial de la CPUE?

Si bien las estandarizaciones de captura por unidad de esfuerzo han incluido el factor predictivo “zona”, no se han realizado a la fecha modelos que ahonden en la evaluación de interacciones entre zonas y otros factores. Pese a esto Contreras, 2012, evalúa una gran cantidad de modelos de estandarización para merluza de tres aletas, donde evalúan interacciones espaciales las cuales parecen ser informativas y significativas en la predicción de la CPUE. Teniendo en cuenta estos antecedentes, se realizarán en futuras aproximaciones a la modelación de la CPUE selección de variables y de modelos que correspondan a las características espacio temporales típicas de este recurso. Lo anterior no debe despreciar el importante esfuerzo por modelar la dinámica espacio-temporal de la explotación y las interacciones de la CPUE con las concentraciones reproductivas. Todo esto se incorpora en los modelos de estandarización. En los últimos análisis de índices de abundancia por zona, sugieren la presencia de hiper-estabilidad en la zona de desove.

Área Barrida

Actualmente no se realizan estimaciones de abundancia por área barrida



Hidroacústica

¿Están validadas la fuerza del blanco y la mezcla de especies?

*La obtención de los datos de fuerza de blanco ha sido calculada en todos los cruceros de prospección acústica (2001-2012), sin embargo existe una importante desconfianza asociada al comportamiento de agregación observado en la época reproductiva del recurso. Esta característica del recurso no cumple con las condiciones establecidas como recomendable para mediciones de TS (ICES, 1999, 2001). Es así que a fin de mantener una consecuencia con evaluaciones anteriores de merluza de tres aletas, es que se utiliza a modo comparativo la relación señalada por (Lillo et al., 1996) para *Merluccius gayi*.*

Evaluación de huevos.

No se realiza evaluación de la abundancia de huevos

2.3 Información de talla, edad y sexo

Diseño de muestreo y tamaño de muestra

Los muestreos de las capturas de arrastre han sido realizados a bordo de las embarcaciones, y son de carácter bi-etápico, con un muestreo aleatorio de la estructura de tallas, seguido de un muestreo biológico específico.

Captura a la edad y talla.

Para los modelos de evaluación de stock se utilizan las capturas por edad para la flota y del crucero acústico. Existen estudios de edad y crecimiento confiables, sin embargo se recomienda su actualización. Las composiciones de edades se basan en claves talla-edad proveniente de lecturas de otolitos las cuales en el tiempo han mostrado un importante grado de confiabilidad y resultan ser informativas de la dinámica poblacional de merluza de tres aletas.

Pesos a la edad

Los pesos medios por año presentan estabilidad en la serie 1990-2011, sin embargo a la fecha no se han analizado las diferencias estadísticas entre años.



Madurez a la talla y edad

Existen estimaciones históricas de la función de madurez (y/o fecundidad) a la talla asociadas a los cruceros de investigación acústica, entre los años 2001 y 2012; estudios que analicen la madurez del recurso en edad son incluidos en este proyecto solo desde el año 2007 a la fecha. Cabe destacar que las estimaciones de madurez realizadas a la talla parecen ser más homogéneas en el tiempo que aquellas obtenidas a la edad, las cuales presentan variaciones entre sexo y entre años. Contreras et al., 2012 abordan las diferencias en las ojivas de madurez a la edad, mostrando que el impacto en la evaluación de stock se produce solo en términos del nivel de las biomásas desovantes estimadas y no presentan diferencias en relación a la condición de reducción del stock en términos de la biomasa desovante virginal estimada. En la actualidad el modelo de evaluación de stock considera sexos conjuntos, por lo tanto la matriz de edad no es descompuesta por sexos.

Errores de lectura de edades

El laboratorio de edad de IFOP que realiza las lecturas de edad sigue procedimientos definidos en norma ISO 9000. Los errores de lecturas son monitoreados para revisar la consistencia de las lecturas de un mismo lector y entre lectores diferentes. Las lecturas de edad de las capturas comerciales y del crucero de evaluación son realizadas por el mismo laboratorio.

2.4 Datos de marcaje

No se realiza estudios de marcaje

2.5 Datos ambientales

¿Cómo se pueden tales datos usar en la evaluación?

*No se han realizado estudios asociados estudiar la relación ambiente recurso. Sin embargo estudios realizados en el mar del norte indican que es posible relacionar variables ambientales con cambios en la población. Es así como Payne et al., 2012, muestran que el giro subpolar del Atlántico Norte tiene una gran influencia en el comportamiento del Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*): donde cambios sincrónicos en el giro sugieren un vínculo con el reclutamiento del recurso. De igual*



forma Hátún et al., 2007, muestran la relación entre la ruta migratoria y las características hidrológicas asociadas a Atlantic blue whiting (Micromesistius poutassou). Mostrando además los vínculos evidentes entre el forzamiento atmosférico y dinámica del giro subpolar, las condiciones ambientales con el desove y reclutamiento.

2.6 Información pesquera

¿La gente está familiarizada con la pesquería? ¿Quién ha gastado tiempo arriba de los barcos, ha consultado y ha estado envuelto en la discusión del valor de las diferentes fuentes de datos?

Los equipos de investigadores y técnicos de IFOP, que realizan el monitoreo de la pesquería, la evaluación hidroacústica y la evaluación de stock conforman importantes grupos de trabajo, logrando un trabajo mancomunado y potenciado por las características multidisciplinarias del equipo, lo cual se ve enriquecido por pares con mayor comprensión de la pesquería, la cual presenta una importante calidad en los datos e información de la misma.

3 Modelo de evaluación

3.1 Modelo estructurado por edades, tallas y sexo.

¿Se ha considerado diferentes estructuras para el modelo?

El modelo actual considera los sexos combinados. No se han elaborado análisis por sexos separados. Debido a las importantes diferencias en crecimiento estimadas por estudios se ha mencionado en la última reunión del Grupo técnico de explorar un modelo de evaluación de stock incorpore información separada por sexo, con especial hincapié en el seguimiento de estructuras de edad que reporten la dinámica de explotación, por ejemplo el seguimiento la estructura reproductiva 6+.

3.2 ¿Espacialmente explícito o no?

Aunque el modelo de evaluación de stock no es espacialmente explícito, considera información de la zona de la demersal austral a través de los muestreos realizados cada mes. El esquema de modelamiento considera que la mortalidad natural no varía en el tiempo ni en las edades modeladas, a su vez la mortalidad por pesca es discreta y secuencial al interior del año.



Se supone que en el primer año modelado (1990), la población se encuentra en equilibrio, sin embargo esta condición no corresponde a las observaciones oficiales que reportan capturas desde el año 1978.

3.3 Parámetros claves del modelo

¿Son estos estimados o supuestos constantes? ¿Cuál es la varianza permitida? ¿Si son estimados cual es la distribución a priori supuesta? ¿Se supone que no cambian con el tiempo? ¿Se supone una relación stock-recluta? ¿Si se hace cual es la varianza permitida?

Mortalidad natural

La mortalidad natural se supone conocida en torno a valores de 0.2, sin embargo en la última evaluación de stock es posible encontrar escenarios que incluyen la estimación e incertidumbre de este parámetro ($M=0.18$).

Mortalidad por pesca y selectividad

Para las capturas comerciales el modelo base incorpora 2 bloques de selectividad uno de 1990-1995 y otro periodo de selectividad vinculado al establecimiento de una pesquería propiamente tal. Por lo tanto se suponen diferentes bloques de la capturabilidad constante para el índice de CPUE, que reflejan los diferentes períodos de intencionalidad.

Reclutamiento

Los reclutamientos son estimados libremente, con un valor promedio y un vector de desviaciones anuales. Por lo tanto el modelo de evaluación de stock no considera una relación stock recluta. Para la estimación de los puntos biológicos de referencia se incluye la relación de Beverton-holt considerando diversos niveles de escarpamiento. Es necesario destacar que a la fecha de edición del presente reporte, no existe un análisis de sensibilidad que permita referirnos sobre las implicancias de la relación stock recluta en la modelación de la merluza de tres aletas.



Capturabilidad

La capturabilidad ha sido abordada mediante un análisis de incertidumbre; el cual considera diversas formas de modelación de este parámetro. Es así como se implementa la estimación del parámetro con distribuciones a priori con diversos rangos (0.1-1.5), y escenarios donde el parámetro es dejado libre alcanzando valores de $q_{cru} = 0.3$. También se incluyen escenarios que consideran que el crucero evalúa el 60% y 100% del stock desovante.

3.4 Formulación estadística

Ajuste del modelo y ponderadores.

El ajuste se realiza por máxima verosimilitud, para los índices de abundancia se utiliza una distribución normal del logaritmo de los índices. Para las proporciones de edad en las capturas comerciales y del crucero hidroacústico, se emplea una distribución multinomial. En Tanto las varianzas (CV) de la distribución normal como los tamaños efectivos de la distribución multinomial son ingresadas al modelo y sus valores se definen siguiendo las recomendaciones y fórmulas de Francis (2011):

1. No dejar que otros datos impidan que el modelo se ajuste bien a los datos de abundancia.
2. Cuando se ajusten estructuras de edades o tallas emplear correlaciones.
3. No disminuir el peso de los índices de abundancia porque ellos parezcan no representativos.

En la presente evaluación también se emplea el procedimiento de estimación de tamaños de muestra efectivos por año usando la formulación de MacAllister y Ianelli (1997).

Errores de observación

Se supone que los errores de observación de los índices de abundancia se distribuyen log-normal y que las proporciones de edades y tallas multinomial.



Errores de proceso

Los errores de proceso considerados son las desviaciones de los reclutamientos de 1 año estimados por el modelo y del número de individuos por edad en el año inicial.

3.5 Incertidumbre de la evaluación

¿Cómo se calculan la incertidumbre de los parámetros o la varianza en modelos alternativos?

El ajuste se realiza con el modelo ADmodel Builder (Fournier et al., 2012) empleando la solución analítica de las derivadas parciales y realizando estimados asintóticos de los errores estándares de los parámetros y otras variables de interés. El modelo se ajusta empleando inferencia Bayesiana, con la mayoría de las distribuciones a priori de tipo uniforme con bordes.

¿Qué se presenta realmente, perfiles de similitud, distribución o solo intervalos de confianza?

El error de los parámetros y las variables de interés se presenta mostrando los intervalos de confianza al 95%. Se estudia además el comportamiento de la mortalidad y la capturabilidad acústica mediante perfiles de verosimilitud y aproximaciones normales.

3.6 Evaluación retrospectiva. ¿Los patrones retrospectivos son evaluados y presentados?

Si se presentan los patrones retrospectivos de la biomasa desovante, en un periodo de 12 años. Se hace presente la necesidad de evaluar el comportamiento de los reclutamientos estimados, así como también de la señal de reducción de la población. Esta necesidad de análisis ha sido planteada como un objetivo que permitiría incrementar el conocimiento del comportamiento y robustez del modelo frente a la incertidumbre en el parámetro de capturabilidad acústica.



4 Evaluación de políticas

4.1 Hipótesis alternativas

¿Qué alternativas son consideradas: parámetros para un único modelo o para modelos estructuralmente diferentes?

No se realizan análisis entre modelos estructuralmente diferentes, que involucren por ejemplo diferentes hipótesis de las unidades de stock y posibles migraciones entre zonas. En la hipótesis con densidad-dependencia se ha incluido un alto grado de error (CV) de forma tal que los reclutamientos simulados pueden reproducir el rango estimado para la historia de la pesquería.

¿Cómo se ponderan las diferentes hipótesis?

En la evaluación de políticas no se ponderan diferentes hipótesis, ya que se ha seguido la aproximación de seleccionar el mejor modelo y a partir de este realizar las proyecciones con diferentes hipótesis sobre la conducta de los reclutamientos futuros.

¿Qué supuestos se realizan con respecto a los reclutamientos futuros, cambios ambientales, aleatoriedad, y otros factores?

Se ha realizado análisis de sensibilidad a diferentes hipótesis para la proyección de reclutamientos, las cuales incluyen escenarios que evalúan el comportamiento de las proyecciones a distintas consideraciones del nivel de reclutamiento, y a variaciones en la estimación de BDo.

¿Se considera la relación stock-recluta? Si es así, las proyecciones futuras consideran autocorrelación o dependencia?

No se considera una relación stock recluta.



4.2 Acciones alternativas

¿Cuáles son las estrategias de explotación alternativas que se consideran? ¿Qué tácticas se suponen que son usadas en la implementación? ¿Cómo las acciones futuras reflejan los cambios potenciales en el tamaño futuro de la población? ¿Se considera el error de implementación? ¿Están los errores auto-correlacionados? ¿Cómo se relaciona el error de implementación con la incertidumbre del modelo de evaluación?

En el año 2011 la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) envió a IFOP el documento "Directrices para la explotación de los recursos pesqueros nacionales" (DAP, 2011), de carácter confidencial y para ser sometido a discusión técnica. Este documento aún no se discutido técnicamente con IFOP. En este documento, para la merluza de tres aletas, se establece: 1) Como PBR objetivo el rendimiento máximo sostenido (Frms y Bmrs) y como PBR límite la biomasa que corresponde a la biomasa desovante virginal (B20%BD0); 2) La estrategia de explotación propenderá a no incrementar el riesgo de profundizar el deterioro del stock y evitar aproximarse a un PBR límite y 3) Para estos efectos la SSPA definirá las estrategias y tácticas específicas a aplicar.

Durante el año 2012, el comité científico técnico de la pesquería demersal sur-austral se reunió durante dos días para definir los PBR y el marco de referencia biológico. Sin embargo, no se logró un acuerdo sobre estos temas.

A la fecha de este informe, antes de la modificación a la Ley de Pesca realizada en el 2012, la SSPA no había definido formalmente las estrategias de explotación para este recurso.

4.3 Indicadores de desempeño

¿Cuál es el objetivo real de la pesquería? ¿Cuáles son los mejores indicadores de desempeño? ¿Cuál es el lapso de tiempo para los indicadores biológicos, sociales y económicos? ¿Cómo se mide el riesgo? ¿Son apropiados los puntos biológicos de referencia estandarizados? ¿Se ha definido sobrepesca formalmente?

La subsecretaría de Pesca no ha definido un plan de manejo para esta pesquería, por lo que tampoco se han definido el objetivo real de la pesquería, los indicadores de desempeño, los indicadores sociales y económicos. No obstante, las simulaciones de la



biomasa futura considera como variables de interés el porcentaje de agotamiento de la biomasa desovante proyectada con respecto a la última biomasa estimada por el modelo. Se incluye además el riesgo relacionado a una determinada política de manejo, por ejemplo que la biomasa desovante proyectado se encuentre por debajo del 20 o 40% de la biomasa estimada. Para analizar las trayectorias proyectadas se ha utilizado un diagrama de marco biológico de referencia con puntos biológicos de referencia objetivos y límites.

5. Presentación de resultados.

¿Cómo se presentan las incertidumbres en los parámetros y en el modelo?

El error de las principales variables de interés (biomasa total y desovante) se presenta con sus estimadores máximos verosímiles y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%. Son presentados perfiles de verosimilitud y aproximaciones normales de las variables de interés (q_{cru} y M).

¿Pueden ser útiles las tablas de decisión para resumir la incertidumbre y las consecuencias?

Se presentan tablas en las cuales se incluyen los diferentes escenarios de evaluación de stock, con sus principales parámetros, verosimilitudes, estimaciones de agotamiento de la biomasa desovante.

¿Existe una consideración explícita de la interrelación ("trade off") entre los diferentes indicadores de desempeño?

NO.

ANEXO 4

Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA



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

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

Normas y definiciones internacionales

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

Puntos biológicos de referencia:

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

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



Acciones de manejo

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

Rendimiento Máximo sostenido

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

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

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



Además establece, en la letra C del artículo 3°, el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como punto biológico de referencia objetivo empleado para la determinación de la cuota global de captura, entendiéndose así la declaración "Mantener o llevar a la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenible considerando las características biológicas de los recursos explotados". Aquí es explícito el hecho que la principal diferencia entre el enfoque precautorio definido en la LGPA y el enfoque precautorio en ciencia pesquera, es que en la LGPA chilena se considera el RMS como un objetivo de administración y no como un límite, lo cual vuelve menos precautorio el enfoque chileno.

Estados de explotación

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

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

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

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

59) Estado de situación de las pesquerías:

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

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



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

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

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

En la Figura 1 se ilustra la interpretación de estas definiciones sobre un diagrama que representa la curva de producción de largo plazo respecto de la biomasa, en tanto que en la Figura 2 se extiende esta interpretación sobre la relación de biomasa y mortalidad por pesca relativizada a los valores que generan el Rendimiento Máximo Sostenido (Brms y Frms).

Cabe destacar que en la definición del RMS se incluye la frase “bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes”, lo que implica que si las condiciones ambientales cambian notoriamente, estas nuevas condiciones deberían ser consideradas en la estimación del RMS y sus variables relacionadas Brms y Frms. Aunque el ambiente es fluctuante, en la práctica, las estimaciones de RMS se han realizado bajo el supuesto que estas variaciones corresponden a la variabilidad en torno a la condición promedio de una condición de equilibrio que sustenta los estimados de RMS. Claramente, la identificación de cambios ambientales que afecten en forma notable el RMS es un área de investigación que deberá ser desarrollada en el corto plazo.

De acuerdo con la definición antes descrita, en la Figura 1 la plena explotación cubre una región “cercana” al RMS y se encuentra acotada por límites que en biomasa definen, a la sub-explotación por el lado derecho, y la sobre-explotación por el lado izquierdo. Esta misma situación en términos de la mortalidad por pesca se extiende a un área que es próxima al Frms y se la ubica en la región $F_{rms} \pm c$, y de manera análoga a una región que en biomasa está delimitada a $B_{rms} \pm d$ (Figura 2)

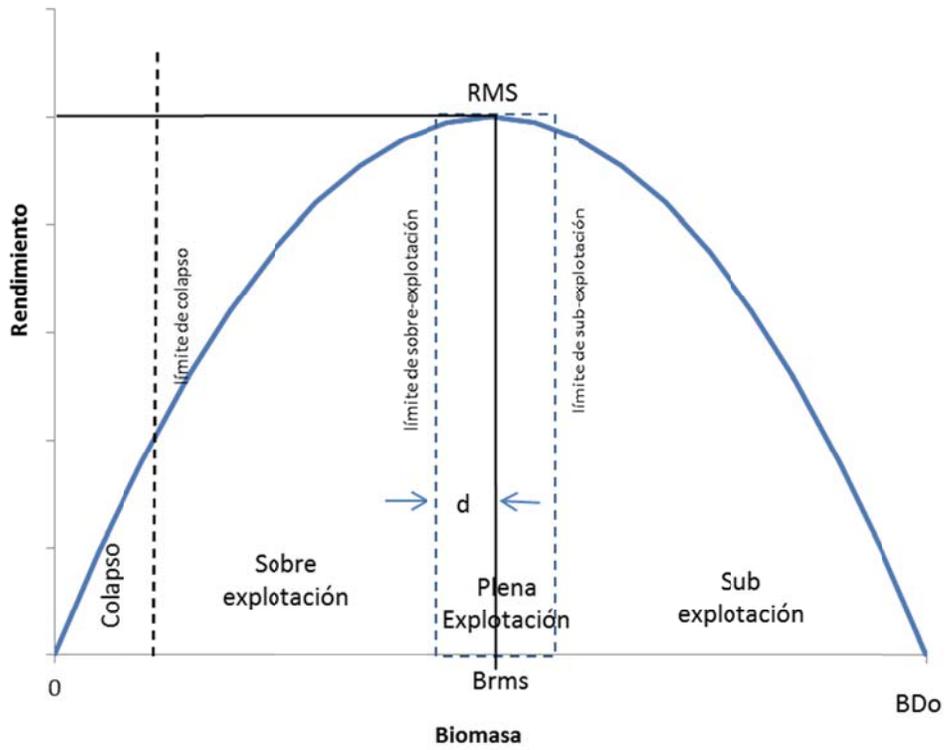


Figura 1. Curva de producción respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

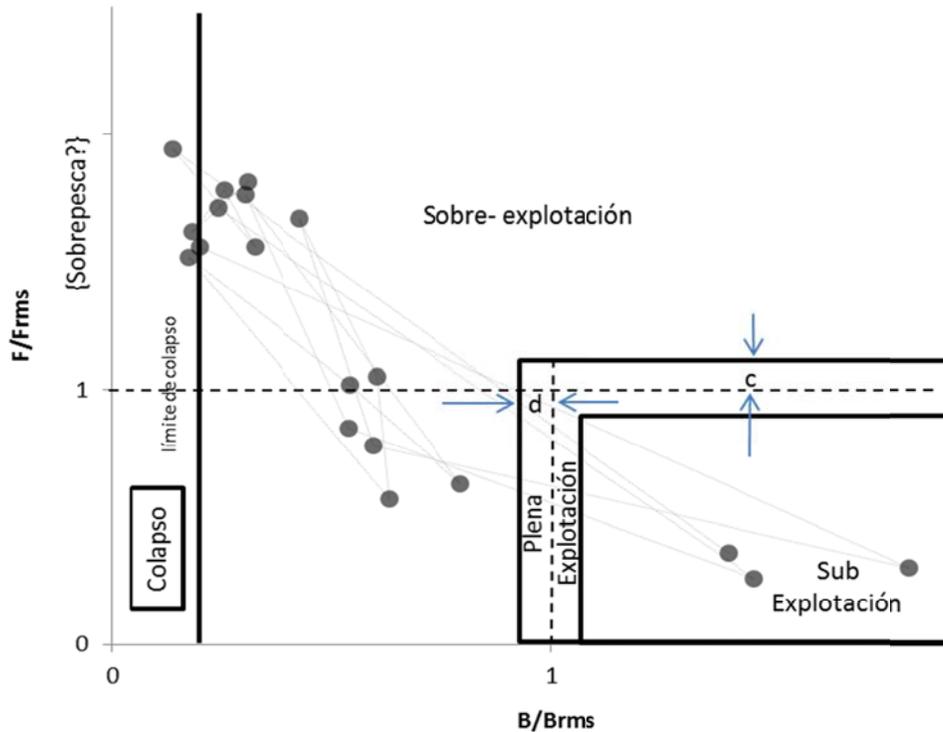


Figura 2. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias c y d definen la mitad del rango de variación que es considerado “cerca” al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y la flechas la longitud de los intervalos c y d .

Por su parte, la sobre-explotación ocurre en el área donde $B < B_{rms} - d$ (Figura 1) entendiendo que una situación de sobre-explotación sostenida provocada por capturas superiores al RMS implican un riesgo inherente de llevar al recurso a la zona de colapso. Asimismo, esta condición también ocurre cuando la mortalidad por pesca está por sobre aquel valor que genera el RMS ($F > F_{rms} + c$), siendo a la vez independiente del nivel de biomasa (Figura 2). La zona de sobre-explotación debería entonces ser entendida como aquella donde termina la plena-explotación y corresponde cuando $B < B_{rms} - d$ o bien $F > F_{rms} + c$.

El punto anterior tiene por desventaja que cualquier nivel de mortalidad por pesca superior a F_{rms} , generará acciones que mejoren la condición del recurso en el largo plazo (plan de recuperación) aun cuando la biomasa esté por sobre la del RMS. Para obviar esta situación se puede hacer una diferencia incluyendo la expresión de sobrepesca a la situación donde $F > F_{rms} + d$ (Figura 2)

Al respecto, la sobrepesca en términos simples ocurre cuando la tasa de extracción desde el stock es demasiado alta o más específicamente, cuando la fracción extraída desde el stock es mayor a la requerida para proveer rendimientos máximos sostenibles en el largo plazo. A partir de esta



definición, se desprende que la sobrepesca tiene lugar cuando la mortalidad por pesca F excede aquella que produce el Rendimiento Máximo Sostenible, F_{rms} . Desde la definición legal de Pesquería sobreexplotada se puede entender que la situación de sobrepesca se encontraría contenida en la definición de sobreexplotación.

Sin embargo y si bien la distinción de un estado de sobrepesca (separadamente del estado de sobre-explotación) puede ser considerado sutil, no por ello es menos importante debido al rezago con que ajustes en las tasas de explotación (o F) se traducirán en cambios en la biomasa del stock, y también, porque el tamaño del stock puede caer por debajo de un punto de referencia incluso si F es mantenida por debajo de F_{rms} , como por ejemplo las disminuciones naturales de una población por fallas en los reclutamientos.

Finalmente, la zona de colapso involucra aquel estado de un stock en el cual la generación de excedentes productivos o renovación poblacional se ha comprometido debido a un reducido tamaño poblacional. Cabe mencionar que siguiendo el modelo logístico de producción, la poca generación de excedentes también se alcanza cuando las poblaciones están en condiciones muy próximas a la situación virginal.

En el caso de las pesquerías Chilenas este límite es difícil de precisar y al igual que en otros casos internacionales, es común adherir a criterios convenidos, los que en todos los casos han sido referidos a proporciones muy bajas de la biomasa desovante virginal. A manera de ejemplo, para las pesquerías demersales de Nueva Zelanda se ha establecido un criterio del 10% como límite “duro” de colapso. Sin embargo, en ese país cuando una pesquería pasa este límite, llamado límite duro, las capturas se prohíben y la pesquería se cierra. En la LGPA chilena el agotamiento implica sólo una rotación de caladeros de pesca, por lo que no parece una condición “dura” y más bien se puede asimilar al límite de colapso usado históricamente a nivel internacional que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal.

Criterios para la definición de límites

Los límites que definen la plena explotación debieran ser establecidos en términos ideales, en base a criterios de riesgo. Este riesgo puede ser definido como un valor puntual y teórico asociado a la resiliencia del stock y a la dinámica de su explotación pesquera. Alternativamente, también puede ser estimado considerando distribuciones de probabilidad de las variables que definen el RMS (B_{rms} y F_{rms}), como por ejemplo los intervalos de confianza al 90% o 95% del cociente B_{rms}/B_0 y del F_{rms} . Esto último involucra la idea de maximizar la probabilidad de estar en torno al RMS. Un ejemplo de esto se ilustra en la Figura 3.

Sin embargo, el hecho que en la mayoría de los recursos se hayan adoptado proxies del RMS implica que su estimación puntual es aún un tema por investigar y por ende también sus medidas de error de estimación. Esta situación induce la necesidad de adoptar criterios de conveniencia como por ejemplo, como límite de plena explotación una zona acotada por ± 5 puntos porcentuales en torno al proxy que genera el MRS. Así por ejemplo, si se ha definido como objetivo el $40\%B_0$, la zona que



define al cercanía al MRS (plena explotaci3n) podría estar contenida en 35%Bo - 45%Bo, entendiéndose que por sobre ella se encuentra la zona de sub-explotaci3n y bajo ella la de sobre-explotaci3n. Un ejemplo de esto es el caso de la merluza comú (ver informe Comit3 Científico, 2012). La conveniencia de definir un rango acotado de plena explotaci3n es considerar el t3rmino “cercanía” a la vez de evitar en t3rminos efectivos la sobre-explotaci3n.

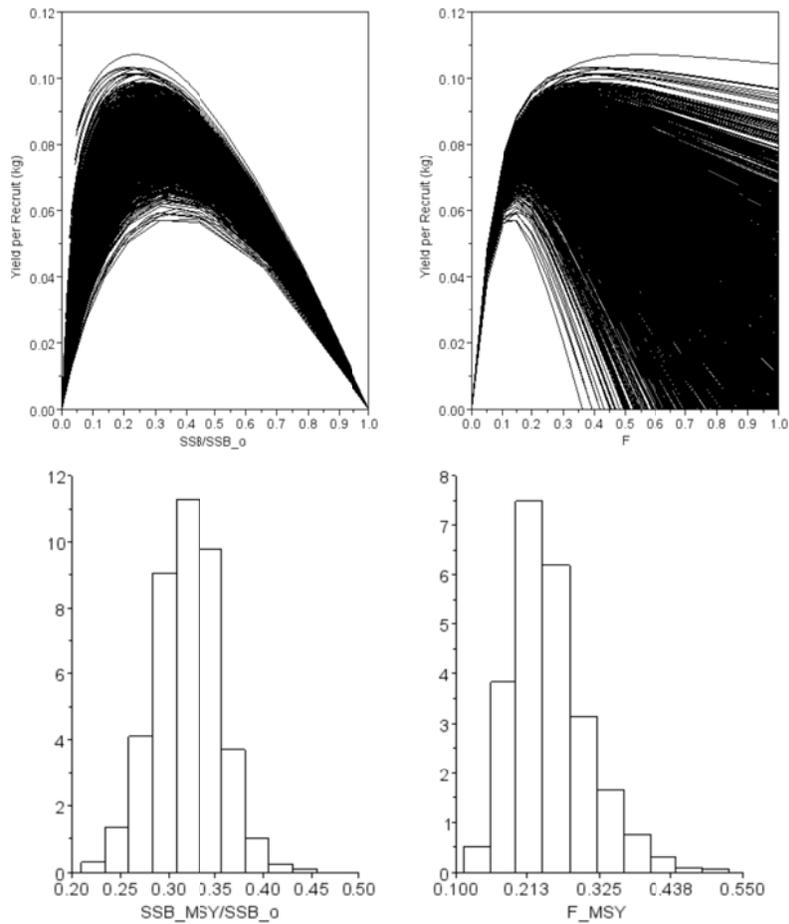


Figura 3. Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribuci3n de probabilidades de la reducci3n de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

En igual sentido, el l3mite de colapso es adoptado sobre la base a referentes internacionales y que corresponden a proporciones de la biomasa virginal que varían entre el 10% y 20%, dependiendo de los antecedentes que se disponga. El supuesto es que si la poblaci3n ha sido reducida por debajo de estos niveles, esta no podría generar excedentes que permitan su pronta recuperaci3n en el mediano plazo, siendo necesario entonces una suspensi3n total de la actividad extractiva.



Referentes para el diagnóstico de los principales recursos pesqueros en Chile.

Considerando el desarrollo anterior y revisado los antecedentes de cada recurso, en la Tabla 1 y Figura 3 se proponen los referentes límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2013. Estos referentes son en su mayoría proxys del RMS y serán revisados en el proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” que realiza IFOP, y en los Comité Científico Técnicos.

En general, la estimación del RMS o la adopción de valores “proxy” se relacionó preliminarmente con el nivel de datos e información de cada pesquería. Se recomienda estimar el RMS y sus valores relacionados cuando se pueden realizar estimaciones confiables del RMS y/o de cantidades relacionadas, así como de la abundancia del stock (Restrepo et al., op. cit). Se recomienda la estimación de los “proxy” para aquellas pesquerías de data y conocimiento intermedio, en las cuales no se dispone de estimaciones confiables del RMS y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento (Restrepo et al., 1998).

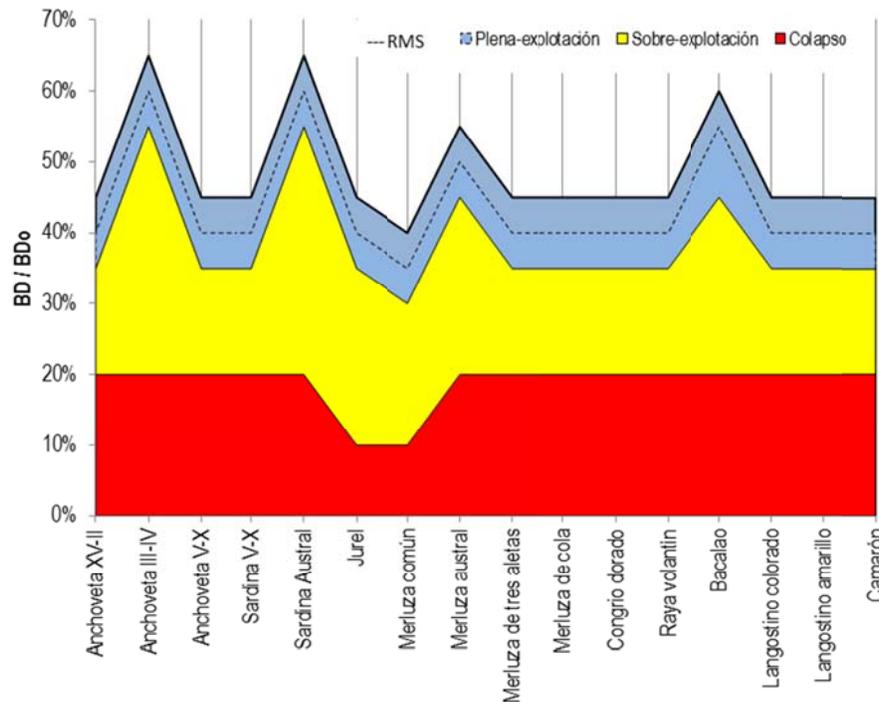


Figura 3. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.



Tabla 1. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso para definir su estado y criterio de explotación.

	BDo(*)	Proporción de BDo				Mortalidad por pesca (F)			RMS	Referencia
		Límite sub-explotación	Objetivo	Límite sobre-explotación	Límite colapso	Límite sub-explotación	Objetivo	Límite sobre-explotación		
Anchoveta XV-II	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Anchoveta III-IV	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Anchoveta V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales y Zuñiga, 2012
Sardina V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Zuñiga y Canales, 2012
Sardina Austral	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Jurel	2	45%	40%	35%	10%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales, 2012
Merluza común	2	40%	35%	30%	10%	F40% BDo	F35% BDo	F30% BDo	4	Tascheri, 2012
Merluza austral	2	55%	50%	45%	20%	F55% BDo	F50% BDo	F45% BDo	4	Quiroz <i>et al</i> , 2012
Merluza de tres aletas	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Merluza de cola	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Congrio dorado	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Raya volantin	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Bacalao	2	60%	55%	45%	20%	F60% BDo	F55% BDo	F45% BDo	4	Quiroz y Wiff, 2012
Langostino colorado	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Langostino amarillo	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Camarón	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-

(*) BDo: biomasa desovante virginal (1) Dinámico: razón potencial reproductivo para cada año; (2) De equilibrio: puede considerar relación s/r, h y Ro; (3) proxy; (4) calculado



Sin perjuicio de las definiciones dadas en la LGPA, la Tabla 1 involucra ciertas definiciones técnicas que basadas en sus metódicas de cálculo hacen necesario definir las como sigue,

Forma y descripción de cálculo	
(1) BD0 de equilibrio	Es la biomasa desovante de equilibrio virginal de los modelos stock-recluta (B-H, Ricker, etc.).
(2) BD0 dinámico	Es la biomasa desovante potencial que resultaría de una condición sin pesca, calculada a partir de los reclutamientos estimados en la evaluación de stock.
(3) PBR "Proxy"	PBR que sustituye al PBR real. Se estimada como un porcentaje del potencial reproductivo, aproximado como la biomasa desovante por recluta sin pesca.
(4) F rms.	Mortalidad por pesca asociada al RMS estimada desde un modelo de evaluación de stock.
Límite de sub-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS más 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de Sobre-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS menos 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de colapso	El porcentaje de BDo que compromete severamente la renovación del stock.
%BD0 en RMS	El porcentaje de la BDo que genera en el RMS.
%BD0	Proporción de la biomasa desovante con respecto a BD0.
F/Frms	Indicador de la variación de la mortalidad por pesca respecto a la F que genera el RMS.



Referencias Bibliográficas.

- Canales, C. 2012.(a). Jack Mackerel Biological Reference Points (BRP).SWG-11-JM-01. 11th Meeting of Science Working Group, SPFRMO, Lima, 2012, Working paper: 16 pp.
- Canales, C. 2012.(b). Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de la merluza común bajo incertidumbre. Anexo 4. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Canales, C., y M.J. Zúñiga 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Sardina común V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 151 pp.
- Canales, C., R. Serra, C. Martínez, A. Aranís, L. Caballero, J. Córdova, J.C. Quiroz, M. Canales, V. Bocic, A. Sepúlveda, C. Gatica, S. Núñez, M. Aguayo, J. Giacamán, M. Arteaga, R. Alarcón, C. Gonzalez y L. Cubillos. 2009. Revisión de metodologías de evaluación del jurel a nivel subregional. Instituto de Fomento Pesquero. FIP N° 2007-23: 155 pp.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool y V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. Informe Final, Proyecto FIP/IT 99-18: 138 pp.
- Clark, 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En. Proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Eds. Kruse et al.. Alaska Sea Grant College program report N°93-02, University of Alaska Fairbanks.
- DER, 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp.
- ICES 2001. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM:11
- Mace, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci.:51:110-122.
- Payá I y N. Ehrhardt. 2005. Comparative sustainability mechanisms of two hake (*Merluccius gayi* and *Merluccius australis*) populations subjected to exploitation in Chile. Bulletin of Marine Science 76(2) 261-286.
- Payá I. y M. Montecinos 2004. Investigación evaluación y CTP de orange roughy 2005, Fase I. Instituto de Fomento Pesquero. 17 páginas + 2 anexos.
- Quiroz J.C, R. Wiff y L. Chong. 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros



Nacionales, año 2013. Merluza del sur, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 78 pp+Anexos.

- Quiroz J.C y R. Wiff, 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Bacalao de profundidad, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 75 pp+Anexos.
- Rosemberg A. y V. Restrepo. 1995. Precautionary management reference points and management strategies. En Precautionary approach to fisheries.. Part 2: Scientific papers. FAO Fisheries technical papers 350/2. Páginas 129 a140.
- Restrepo V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.
- Serra, R., A. Zuleta, H. Pool, G. Böhm. 1998. Bases biológicas para prevenir la sobreexplotación en el recurso jurel. Informe Técnico. Fondo de Investigación Pesquera, proyecto 96 – 16. 139 p. + Anexos.
- Tascheri, R. 2012. Referencias para la explotación sustentable de la merluza común. Anexo 3. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Tuck, G.N. (ed.) 2010. Stock Assessment for the Southern and Eastern Scalefish and Shark Fishery 2009. Part 2: Tier 3 and Tier 4, catch rate standardisations and other work contributing to the assessment and management of SESSF stocks in 2009. Australian Fisheries Management Authority and CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart. 428 p.
- Zúñiga, M.J, y C. Canales 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Anchoveta V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 135 pp.

ANEXO 5

Datos Modelos





INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

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



www.ifop.cl