INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

SEGUNDO INFORME

Convenio "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013"

Merluza común, 2013

SUBPESCA / Octubre - 2012

SEGUNDO INFORME

Convenio "estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013".

Merluza común, 2013

SUBPESCA / Octubre 2012

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA
Subsecretario de Pesca y Acuicultura:
Pablo Galilea Carrillo

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Jefe División Investigación Pesquera
Mauricio Braun Alegría

Director Ejecutivo
Jorge Antonio Toro Da'Ponte

JEFE DEL PROYECTO
Renzo Tascheri Oyaneder

AUTORES

EVALUACIÓN DE STOCK
Renzo Tascheri Oyaneder

INDICADORES BIOLÓGICO-PESQUEROS
Patricio Gálvez Gálvez
Jorge Sateler Galleguillos

ÍNDICE GENERAL

1. RESUMEN EJECUTIVO 1
2. OBJETIVOS DEL PROYECTO 2
2.1. Objetivo general 2
2.2. Objetivos específicos 2
3. ANTECEDENTES DE LA PESQUERÍA 3
3.1. Sector industrial 3
3.2. Sector artesanal 11
3.3. Condición general 17
4. MODELO DE EVALUACIÓN 18
4.1. Definición de las pesquerías 18
4.2. Datos empleados 19
4.2.1. Datos de desembarques, descartes y sub-reporte 20
4.2.2. Biomasa estimada por hidroacústica e indice de abundancia relativa de jibia 22
4.2.3. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) 23
4.2.4. Ojivas de madurez sexual 24
4.2.5. Composición de edades y pesos medios a la edad 26
4.3. Descripción matemática, detalles de implementación y código computacional 29
4.4. Análisis de casos 39
4.5. Ajuste del modelo de evaluación 40
4.6. Resultados de la evaluación de stock 49
4.7. Diagnóstico del modelo 58
4.8. Resúmen de la evaluación de stock 65
5. ESTATUS DEL STOCK DE MERLUZA COMÚN 66
5.1 Evaluación del estatus basado en la biomasa desovante 66
5.2 Evaluación del estatus basado en los excedentes productivos 67
5.3 Marco biológico de referencia 68
5.4 Resumen del estatus del stock de merluza común 71
6. SIMULACIÓN DE EFECTOS FUTUROS DE LA POBLACIÓN 72
6.1 Proyección de la población a 5 años bajo una política de mortalidad por pesca constante 72
6.2 Proyección de la población a 5 años, bajo una política de captura constante 76
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 80
8. REFERENCIAS 81

ANEXOS

ANEXO 1: Reporte reunión de datos, parámetros e información.
ANEXO 2: Estandarización del esfuerzo de pesca de las flotas de arrastre y espinel.
ANEXO 3: Código AD Model Builder de los modelos de evaluación.
ANEXO 4: Reporte reunión de modelación y evaluación de stock.
ANEXO 5: Análisis de casos de evaluación en dos situaciones que difieren en el año de inicio del estudio.
ANEXO 6: Términos de Referencia. Seminario/Taller Internacional de validación de modelos de evaluación de stock.

1. RESUMEN EJECUTIVO

Se informa la evaluación del stock de merluza común para el año 2013. En el reporte se incluyen, un resumen de los principales indicadores producidos por el monitoreo de la pesquería en los años 2010 y 2011, los datos, supuestos, métodos y resultados de los análisis de evaluación de stock, el estatus del recurso merluza común y las evaluaciones de estrategias de explotación sustentables del stock.

El informe incluye también los reportes de las de reuniones de datos y de evaluación de stock, realizados en Valparaíso en el Instituto de Fomento Pesquero, el 22 de mayo de 2012 y en dependencias de la Subsecretaría de Pesca el 21 de junio de 2012, respectivamente.

El método principal de análisis utilizado es un modelo estadístico de captura a la edad. Para obtener las cantidades de interés de la administración pesquera, el modelo base es ajustado a datos de captura total, composición de edades de la biomasa estimada a través de un crucero de evaluación directa de la abundancia, composición de edades de la captura de la flota de arrastre y a los índices de abundancia estimado por medios acústicos y a partir de las tasas de captura de la flota de arrastre.

El modelo base fue explorado considerando la posibilidad de inciar la evaluación en el año 1940 o en 1968. En cada situación, se analizaron separadamente diferentes casos y en función de estos resultados se resolvió conservar 2 casos/escenarios para la determinación del estatus y evaluación de estrategias de explotación, ambos con el año de inicio en el año 1968.

El estatus del recurso fue determinado tomando una aproximación precautoria y analizando el índice de reducción del stock desovante, los excedentes productivos y el marco biológico de referencia adoptado para esta pesquería.

Los resultados de los casos analizados, indicaron que la biomasa desovante presente en el año 2012 se encuentra aproximadamente en un 20% de la biomasa virginal y de acuerdo al marco biológico de referencia vigente para esta pesquería, la condición actual del recurso es de sobre-explotación.

Las simulaciones de efectos futuros de explotación, nuevamente apuntan a la jibia como un factor que condiciona la recuperación de la biomasa del stock y se concluye que en una situación con predación por jibia (como la observada en esta pesquería en los últimos años), el nivel presente de captura extraído desde este stock, no promueve la recuperación de la biomasa desovante.

Para disminuir el riesgo de sobre-explotación por reclutamiento, se deben reducir las capturas por debajo del nivel presente, en un grado que permita recuperar la biomasa desovante al menos a un tamaño que presente mejores posibilidades de reconstruir el stock.

2. OBJETIVOS DEL PROYECTO

2.1. Objetivo general

Actualizar el estatus del recurso 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

Implementar procedimientos de evaluación con protocolos científicos para la determinación del estatus con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca (SUBPESCA) al efecto (DAP, 2011).

Determinar los Puntos Biológicos de Referencia específicos para el recurso, informando su incertidumbre asociada.

Establecer el estatus actualizado del recurso, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre involucrada en el procedimiento, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, de acuerdo al estándar establecido por la Subsecretaría de Pesca.

Analizar las posibilidades de explotación del recurso, considerando las distintas fuentes de incertidumbre involucradas en estos análisis y los probables estados de la naturaleza, conforme a las Estrategias y Tácticas de Explotación específicamente establecidas para esos efectos por la Administración Pesquera.

Informar los avances alcanzados durante el período de ejecución del estudio con respecto a las brechas de datos, conocimiento y análisis utilizado para alcanzar el Estándar Metodológico de Evaluación, identificadas para todos los recursos y sus respectivas pesquerías, señalando explícitamente las mejoras necesarias en un Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría; formulado para implementar el estándar completo establecido por la Subsecretaría de Pesca, en el mediano plazo.

3. ANTECEDENTES DE LA PESQUERÍA

3.1. Sector industrial

Las actividades pesqueras de la flota industrial siguieron patrones similares en relación a la temporada 2010, cuyas principales variantes se relacionan a la diversificación de intencionalidad de pesca de las naves de mayor potencia, las que orientaron esfuerzo a merluza de cola, merluza del sur e inclusive viajes dirigidos exclusivamente a jibia. La flota de barcos menores por su parte mostró tácticas orientadas a optimizar las cuotas de captura, así las naves con asiento en San Antonio iniciaron sus actividades a partir de marzo para las temporadas 2011-2012, mientras que la flota menor de la VIII Región mostró una baja operación inicial.

Conforme a estas características de operación, el desembarque oficial preliminar de las 3 últimas temporadas, ha mostrado un registro bajo, con una tendencia incremental conforme avanza el año y se produce una mayor agregación del recurso, en la medida que se aproxima el proceso reproductivo del recurso (**Figura 1**). El desembarque oficial preliminar a junio de la temporada 2012 (fuente Subpesca) de las flotas menor y mayor a 1.000 hp fue de 861 t y 11.924 t, respectivamente, cifras que significan una reducción de 41% y 4%, respectivamente, en relación a igual período del año 2011.

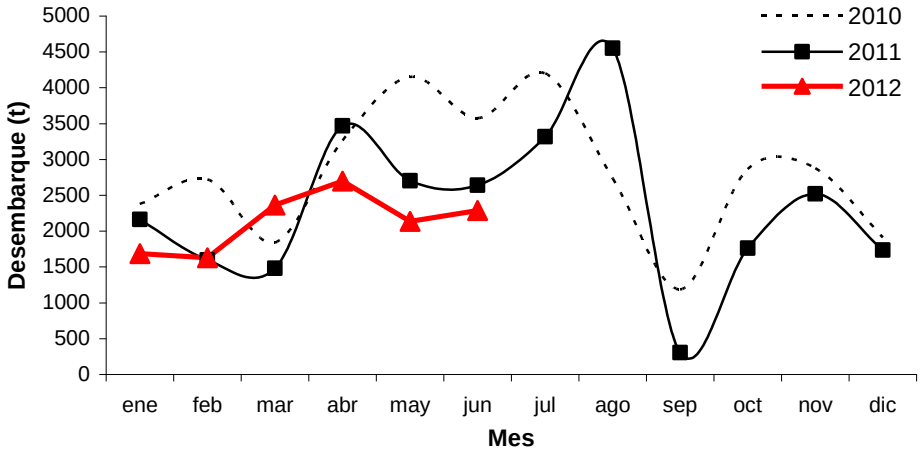


Figura 1. Desembarque industrial mensual de merluza común en la zona centro sur años 2010 al 2012 (junio) (Fuente: Subpesca preliminar). Considera sólo la flota orientada a la captura de peces demersales en la zona centro sur, con red de arrastre de fondo.

Desde la perspectiva espacial, las características operacionales de la flota industrial durante las temporadas analizadas no han mostrado mayores variaciones, concentrando el esfuerzo pesquero en los caladeros tradicionales de esta pesquería (entre San Antonio y Valdivia), con una alta concentración en la zona de pesca 3 (**Figuras 2** y **3**), específicamente en los caladeros Constitución - Talcahuano y entre isla Santa María - isla Mocha.

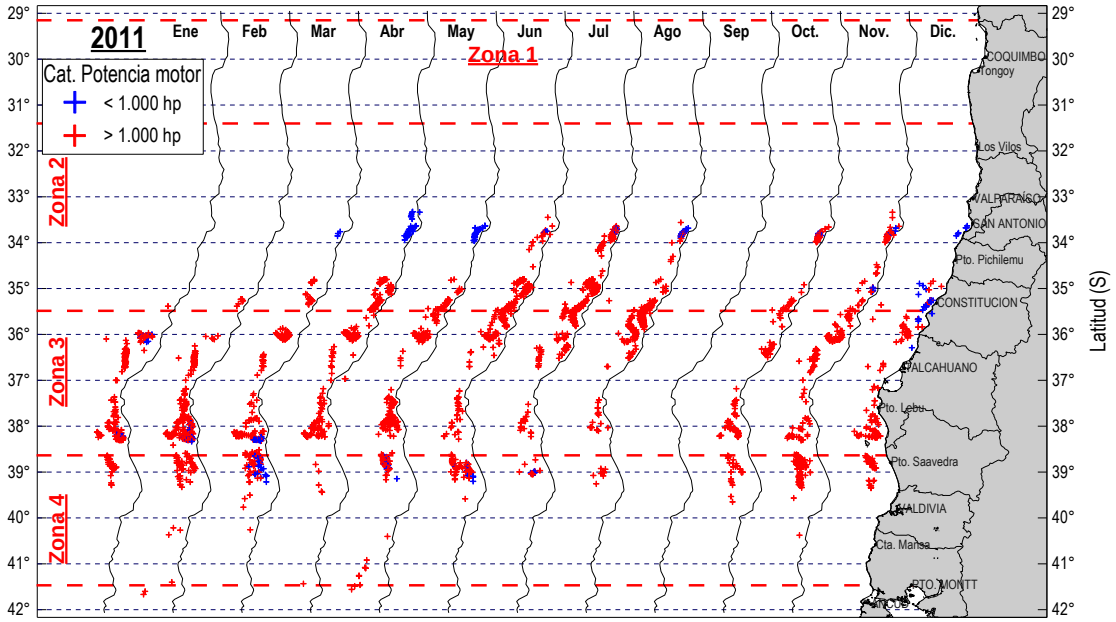


Figura 2. Distribución geográfica mensual de los lances de pesca por flota con capturas de merluza común, temporada 2011. Fuente: IFOP + SERNAPesca.

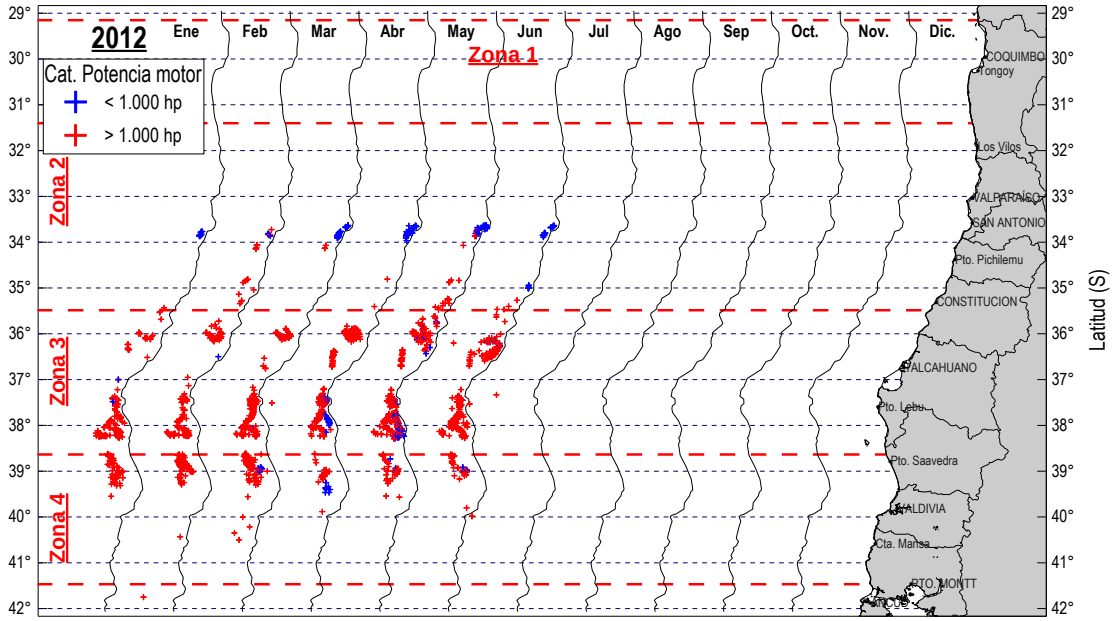


Figura 3. Distribución geográfica mensual de los lances de pesca por flota con capturas de merluza común, temporada 2012 (preliminar a junio). Fuente: IFOP + SERNAPesca.

Los resultados operacionales de las flotas industriales sobre merluza común han reflejado la inestabilidad y debilidad del recurso en su condición. Los rendimientos de pesca de ambas flotas en su conjunto y considerando las zonas de evaluación hidroacústica han dejado en evidencia un nuevo retroceso de este indicador en las zonas de pesca 2 y 3 (**Figura 4**), siendo la zona 3, la que ha mostrado una constante disminución desde la temporada 2010. La zona de pesca 4 (sur de isla Mocha), ha registrado una estabilidad en las últimas tres temporadas (2010 – 2012), considerando que la temporada actual sólo ha sido analizado el primer semestre, por los resultados deben ser evaluados a completitud de los datos del año.

Considerando sólo la información colectada por OC embarcados (Fuente IFOP), el indicador rendimiento de pesca reflejó una caída en ambas flotas en relación al primer semestre del 2011, siendo más severo en la flota de mayor potencia de motor (**Figura 5**). Esta característica se observó en todas las zonas de pesca, sólo registrando una recuperación en el último mes analizado del 2012 (junio), lo que puede ser considerado como resultado de una mayor agregación para el proceso reproductivo del recurso.

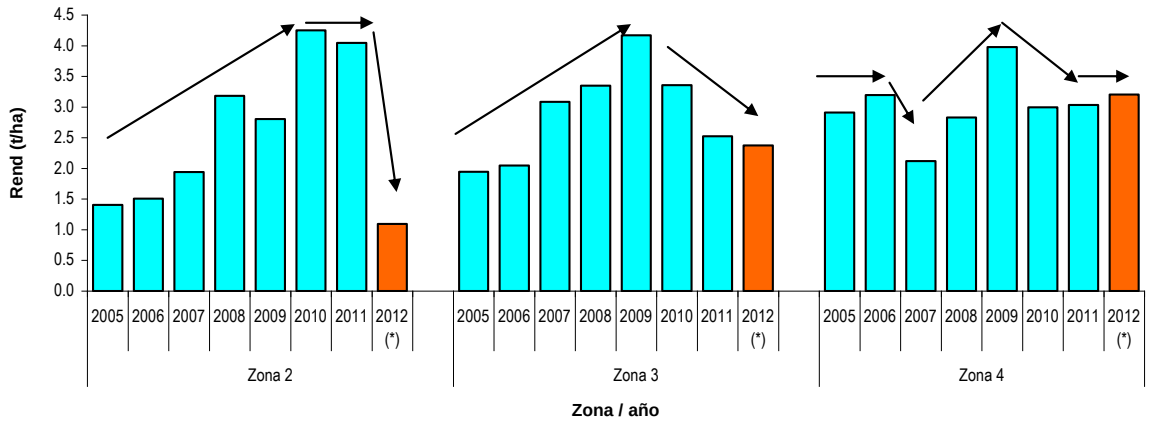


Figura 4. Rendimiento de pesca (t/h.a.) por zona de evaluación hidroacústica de las capturas industriales de merluza común, temporadas 2005 a 2012 (* =preliminar a junio) para el total de la flota de arrastre.

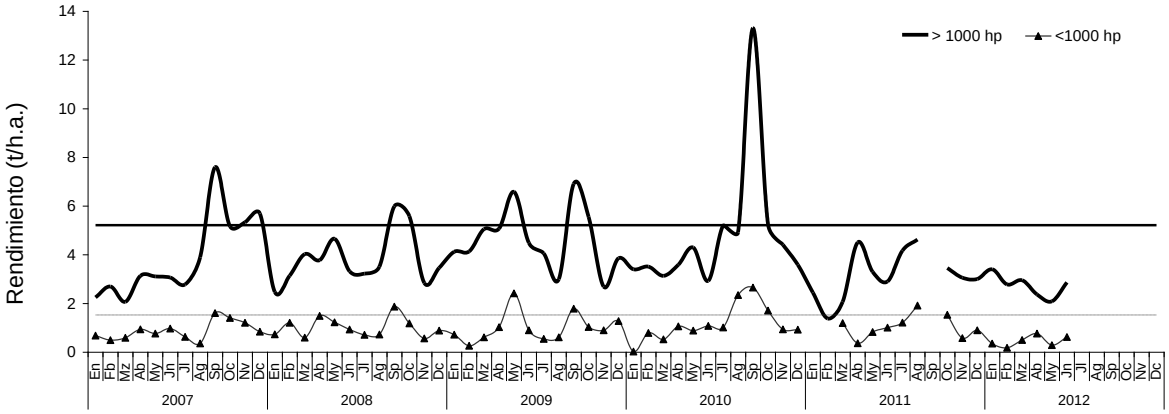


Figura 5. Rendimiento de pesca mensual (t/h.a.) de merluza común entre enero de 2007 y junio del 2012, por categorías de embarcación industrial de arrastre. Líneas horizontales son los valores promedio monitoreados en el período 2001 – 2004, en cada categoría de barco. La serie considera sólo las bitácoras de pesca de aquellos viajes cubiertos con observador científico embarcado.

La composición de tallas en las capturas no ha mostrado cambios sustantivos en relación a las temporadas anteriores, destacando estructuras unimodales en todas las temporadas de pesca analizadas (**Figura 6**), con una alta presencia de ejemplares bajo talla de referencia utilizada (37 cm LT.). Conforme a estas características, el indicador talla media de los ejemplares capturados por la flota industrial ha mostrado un estancamiento en un valor por debajo de la talla de deferencia (**Figura 7**).

Es importante señalar que para la temporada 2012, la longitud promedio mensual de los ejemplares capturados (ambos sexos combinados, total unidad de pesquería), mostró una tendencia leve de descenso con los meses, con valores inferiores a lo registrado en similar periodo de la temporada 2011 (**Figura 7**). Al observar la proporción bajo talla de referencia por zona de pesca (**Figura 8**), se aprecia que las áreas que mayor aportan a este debilitamiento son las zonas 2 y 4, puesto que la zona 3 se mantiene estable con valores altos en torno al 60%.

Con todo y no obstante pequeñas variaciones en las composiciones de tallas, el desembarque en número de ejemplares por grupo de edad no ha mostrado cambios sustantivos desde las temporada 2006 (**Figura 9**).

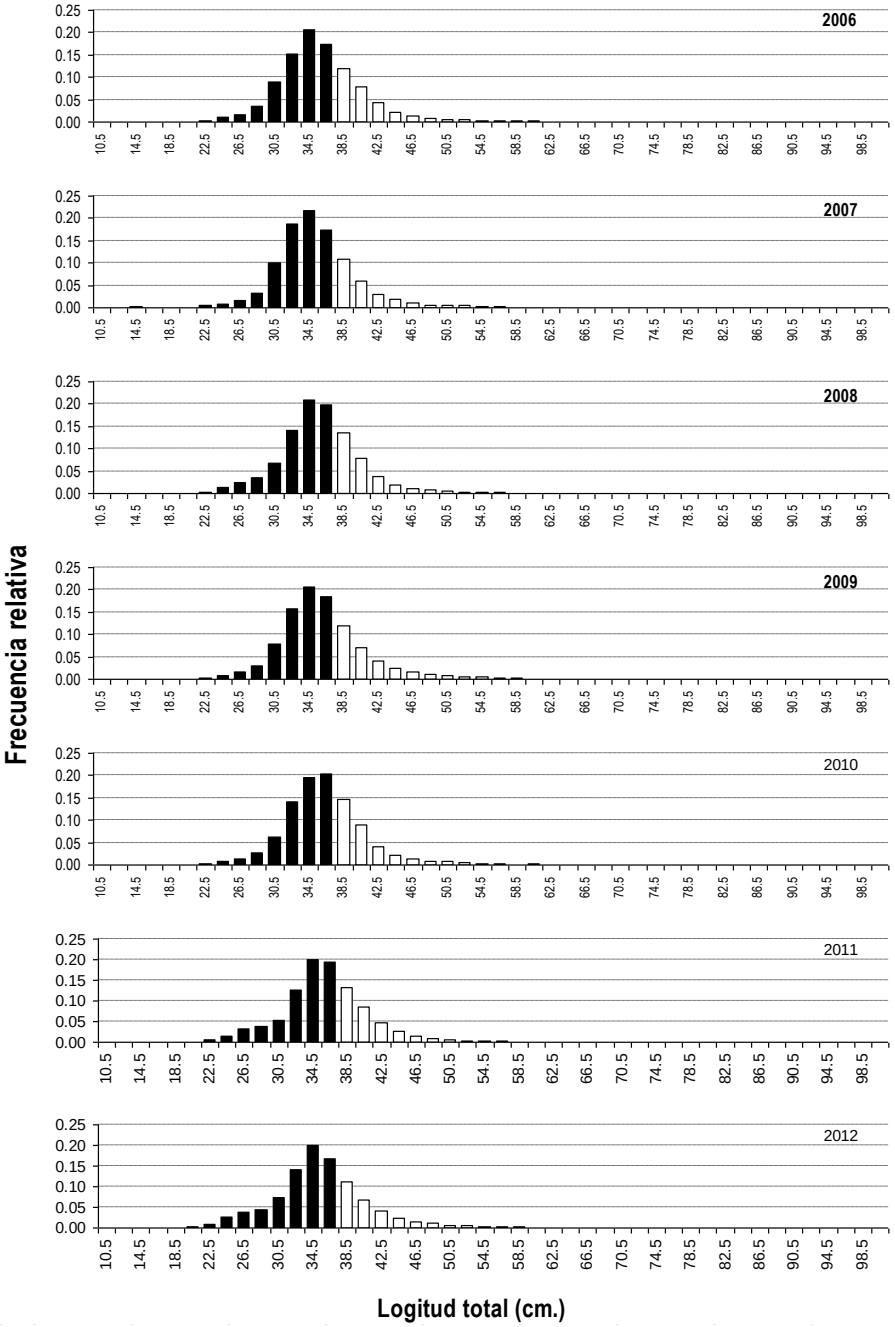


Figura 6. Estructura de tallas anual de merluza común (ambos sexos combinados), obtenidas en las capturas industriales de arrastre en la zona centro sur. Serie 2006-2012 preliminar a junio. Las barras negras indican la proporción de ejemplares bajo la talla de referencia utilizada (37 cm. LT).

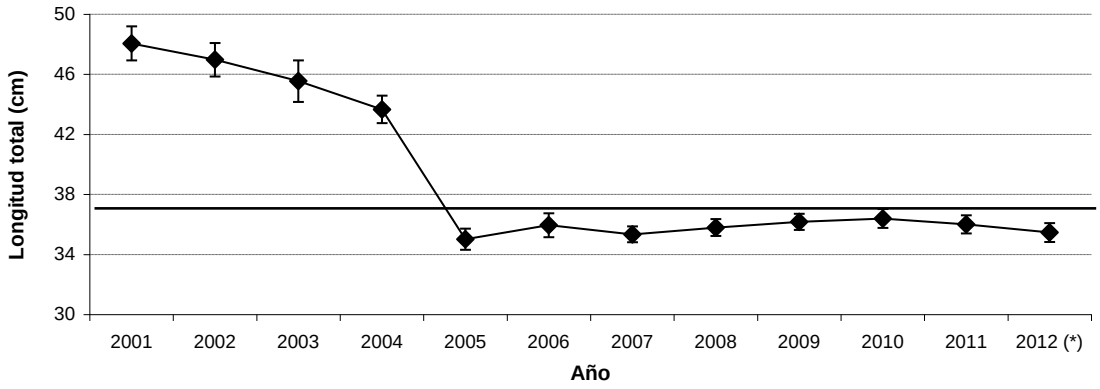


Figura 7. Talla media anual en las capturas industriales de merluza común para la zona centro sur, ambos sexos, serie 2001 – 2012 (junio). Línea horizontal indica los 37 cm LT.

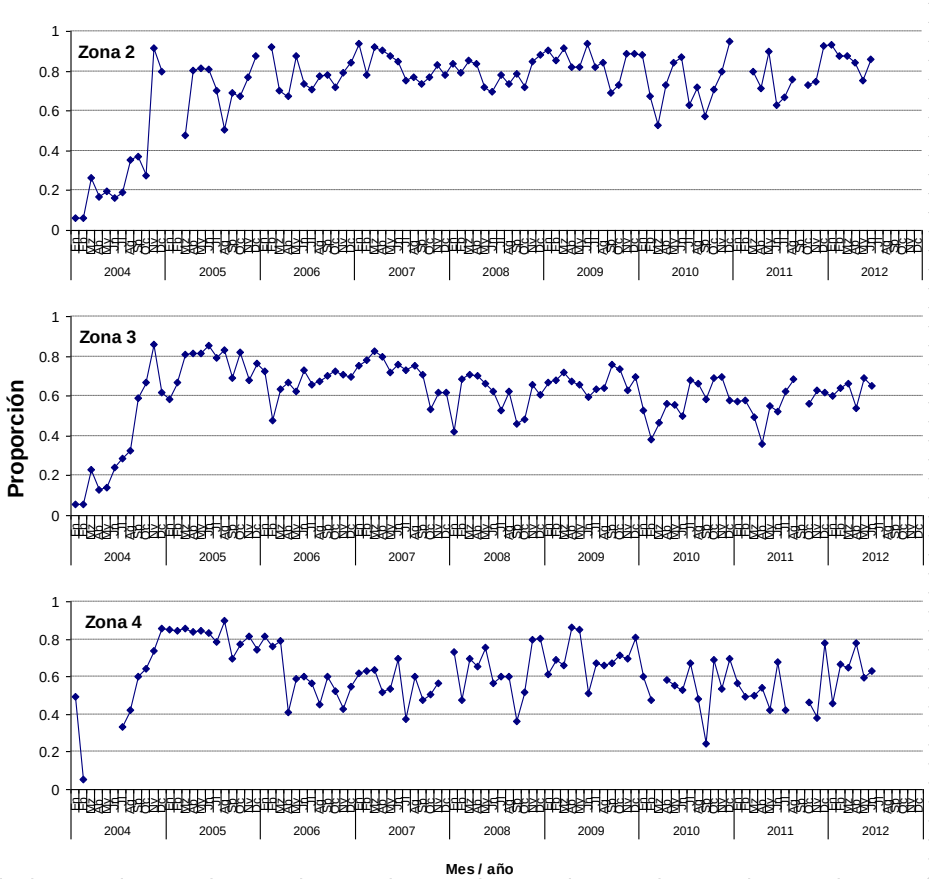


Figura 8. Proporción de ejemplares de merluza común bajo talla de referencia (37 cm. LT), en las capturas industriales, por mes y zona de pesca., período 2004-2012 (junio).

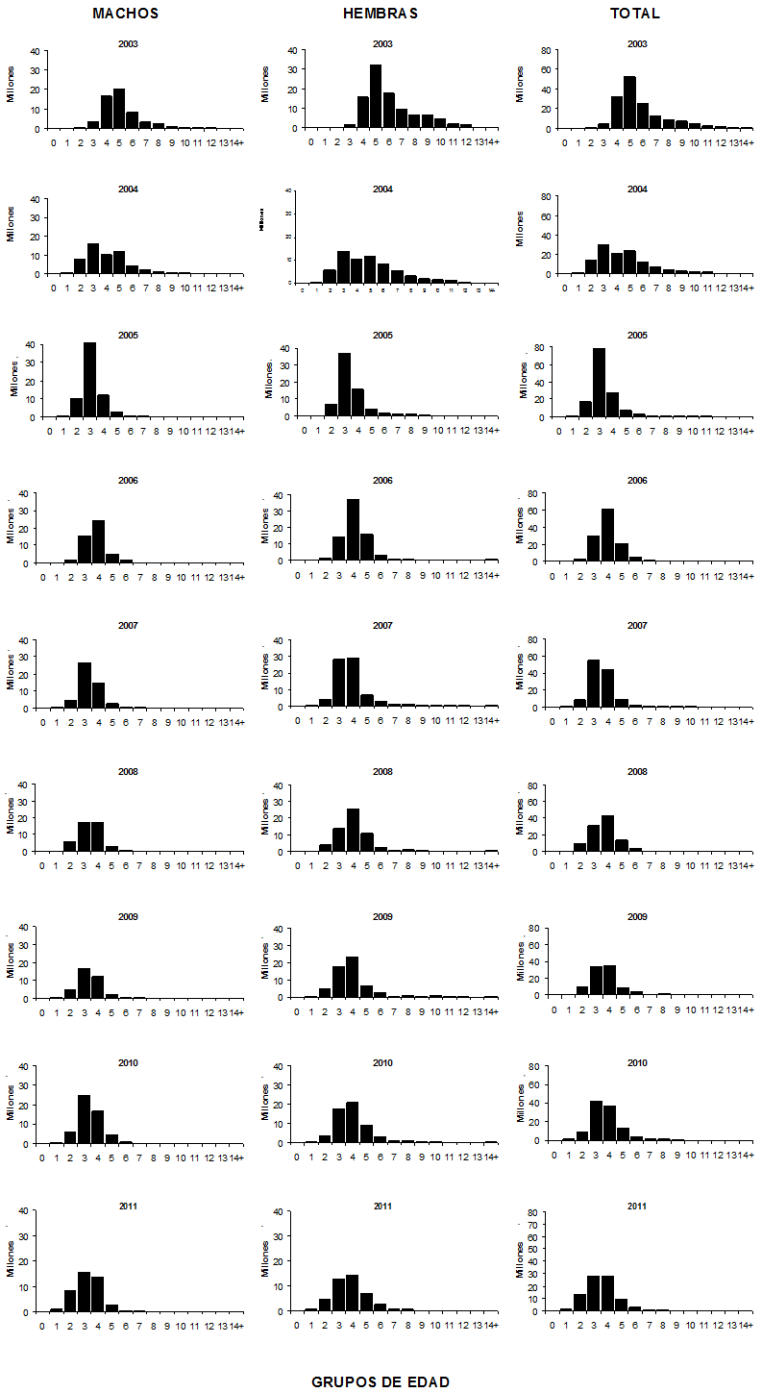


Figura 9. Desembarque en número por grupo de edad de merluza común. Pesquería Industrial, años 2003-2011.

El patrón reproductivo, evaluado mediante el índice gonadosomático de hembras (IGS), reflejó las tendencias características de la especie para el año 2011 y en lo que va corrido de la temporada 2012 (datos a junio), no se observan variaciones importantes, salvo la ausencia absoluta de un periodo secundario de desove en otoño (**Figura 10**).

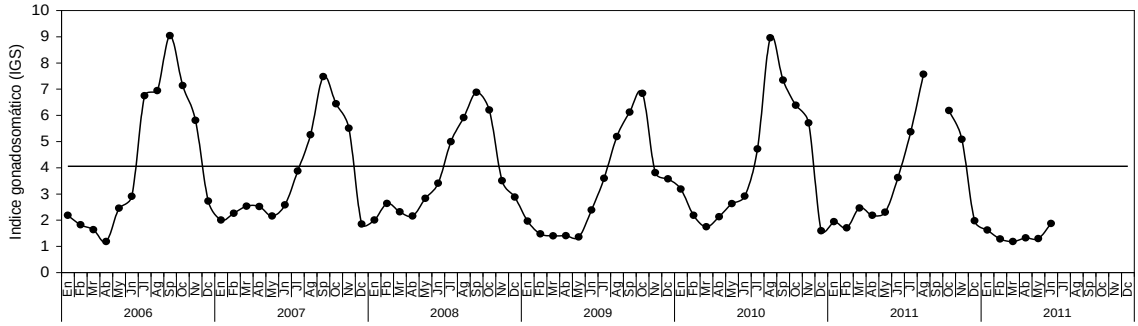


Figura 10. Variación mensual del índice gonadosomático de hembras de merluza común (IGS) monitoreado con observador científico embarcado, entre enero de 2006 y junio del 2012. La línea horizontal representa el promedio histórico del indicador.

La pesquería industrial de merluza común no ha mostrado cambios sustantivos en relación a similar periodo de temporadas previas, con estrategias para optimizar las operaciones y las cuotas, en donde destaca la alternancia de intencionalidad de pesca sobre otras especies en la flota de potencia mayor, principalmente merluza de cola, y la concentración de esfuerzo en periodos de mayor abundancia y mejores precios de comercialización en la flota de potencia de motor menor. A pesar de esto, los indicadores pesqueros en su conjunto reflejaron un retroceso en relación a las dos últimas temporadas, revirtiendo el patrón leve, pero ascendente registrado en el periodo 2009-2010. En lo esencial, el rendimiento de pesca de ambas flotas se redujo en el 2012 en magnitud similar (-15% app.), descenso que podría ser explicado por diversos factores. En la flota de menor potencia podría ser asociado a una reducción de la abundancia del recurso en los caladeros propios de esta flota, los que históricamente han sido registrados en zonas de menor profundidad. Este aspecto merece atención y su veracidad debiera ser evaluada al contrastar la información de otras fuentes, tales como la distribución espacial del recurso determinada en el crucero de evaluación hidroacústica. Por su parte en la flota de mayor potencia de motor la reducción de los rendimientos podría estar asociada por cambios de caladeros, toda vez que las actividades han mostrado una profundización de los lances, impulsados posiblemente por requerimientos de tallas de mayor calibre por parte de las plantas de proceso. Con todo es importante destacar que la mayor caída del indicador rendimiento de pesca los sufrió la flota de mayor potencia, lo que señalaría aún una menor abundancia de recurso en aguas más profundas, en relación a aguas más costeras.

De igual forma que los indicadores pesqueros, la estructura de tallas de las capturas industriales mostró un retroceso en el 2012 en relación a similar periodo del año 2011, con tendencias

descendentes y valores de talla media menores. Conforme a esto, la proporción de ejemplares bajo la talla de referencia mostró un incremento en todas las zonas analizadas.

3.2. Sector artesanal

En términos generales la pesquería artesanal de merluza común ha visto agravada su condición, ya que algunas zonas principales que hasta el 2011 exhibían buenos indicadores pesqueros, comenzaron a empeorar su desempeño en el 2012. El caso emblemático que ilustra esta nueva situación resulta ser la notoria baja de rendimientos de pesca que afectó a la VII Región (Duao, Constitución y Curanipe), principal área de pesca artesanal del país (**Figura 11**), lo que ha tenido efectos desfavorables en el desembarque a nivel nacional (**Figura 13**). El resto de la zona centro sur tampoco evidencia mejoras, sino que la mayoría de los puertos muestran un estancamiento o merma en este indicador, salvo el caso de San Vicente que registra un alza, pero cuya flota es inestable y puede llegar a distorsionar la señal de disponibilidad local. Las tendencias actuales de rendimiento y desembarque indican que, en general, el escenario de la presente temporada tiende a ser más precario que lo observado el año 2011, para este sector productivo. El rendimiento de pesca en San Antonio (gramos por anzuelo), que ha demostrado relacionarse mejor con la biomasa del crucero hidroacústico, indica que el 2012 se mantiene en sus niveles mínimos (**Figura 12**).

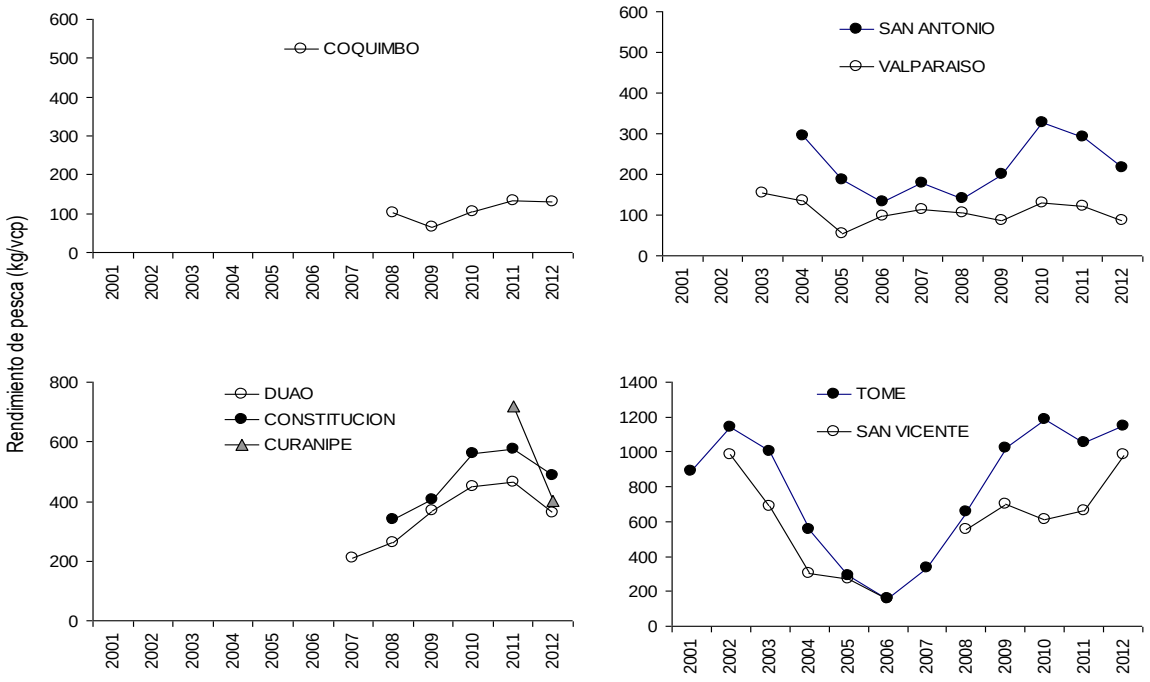


Figura 11. Rendimiento de pesca (k/vcp) con red de enmalle, por puerto monitoreado, en la pesquería artesanal de merluza común, período 2001-2012 (último año considera enero a junio).

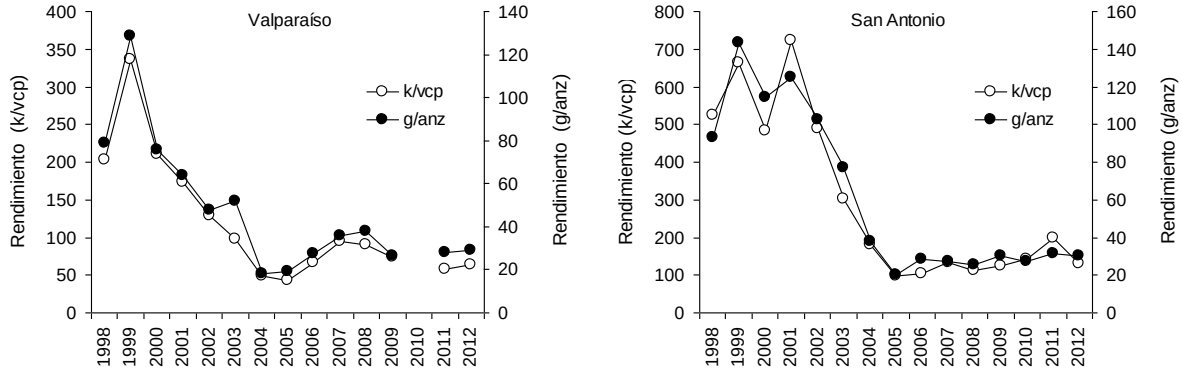


Figura 12. Rendimiento de pesca (k/vcp) con espinel, por puerto monitoreado, en la pesquería artesanal de merluza común, período 1998-2012 (ultimo año considera enero a junio).

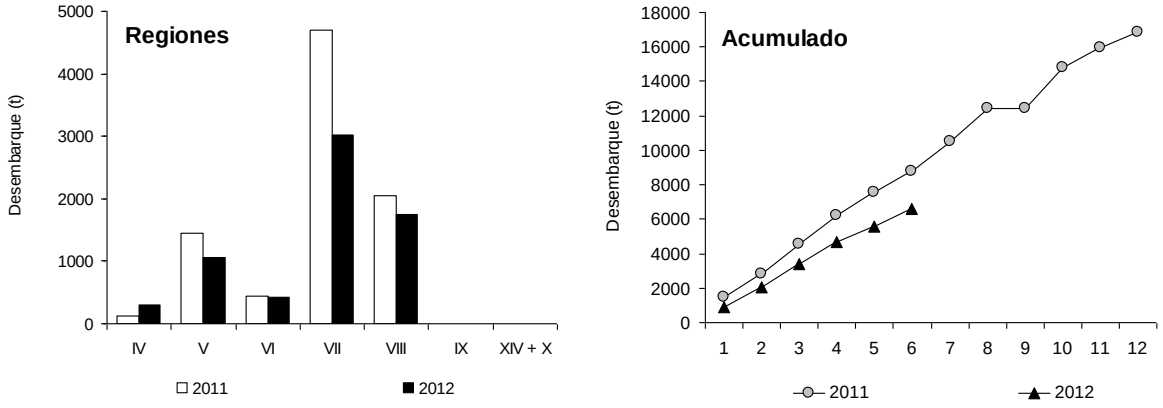


Figura 13. Desembarque (t) artesanal de merluza común, por región (enero a junio) y acumulado, temporadas 2011 y 2012. Elaborado a partir de información Subpesca.

La actualización de otros indicadores que reportan el avance de la temporada de pesca 2012 muestran que el número de viajes totales, utilizado como medida de esfuerzo y desarrollo del sector, se mantiene estabilizado por sobre los niveles que tuvo entre los años 2004 y 2007, pero bajo los niveles previos a la crisis (**Figura 14**). Por su parte, el reducido tamaño de malla utilizado actualmente en las redes de enmalle ha tendido a estabilizarse en sus niveles más bajos, en los respectivos puertos, excepto en San Antonio donde todavía se registra una tendencia descendente y en Coquimbo que ha mostrado variaciones de consideración. Ninguno de los puertos importantes de esta pesquería, muestra signos de revertir estas tendencias, manteniendo condiciones favorables para la retención de individuos pequeños (**Figura 15**).

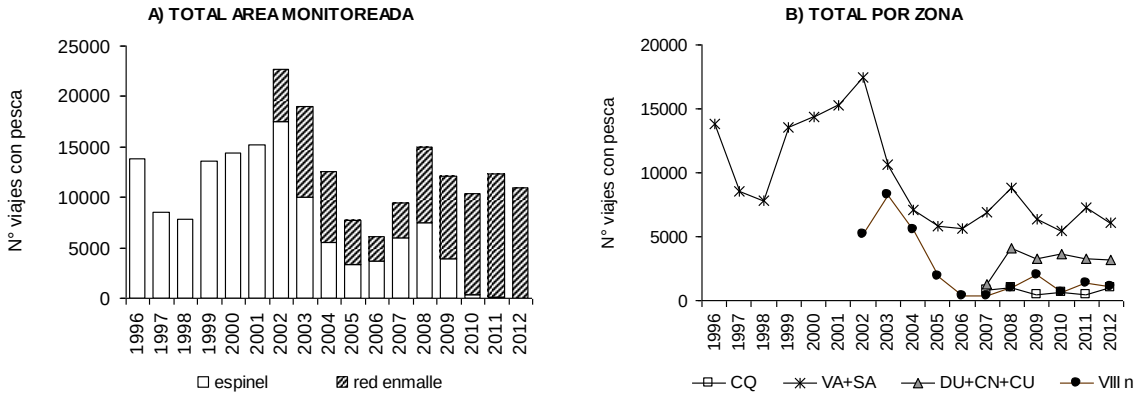


Figura 14. Número de viajes totales en la zona centro sur y zonas relevantes. Pesquería artesanal de merluza común, período 1996-2012 (todos los años consideran el período enero-junio).

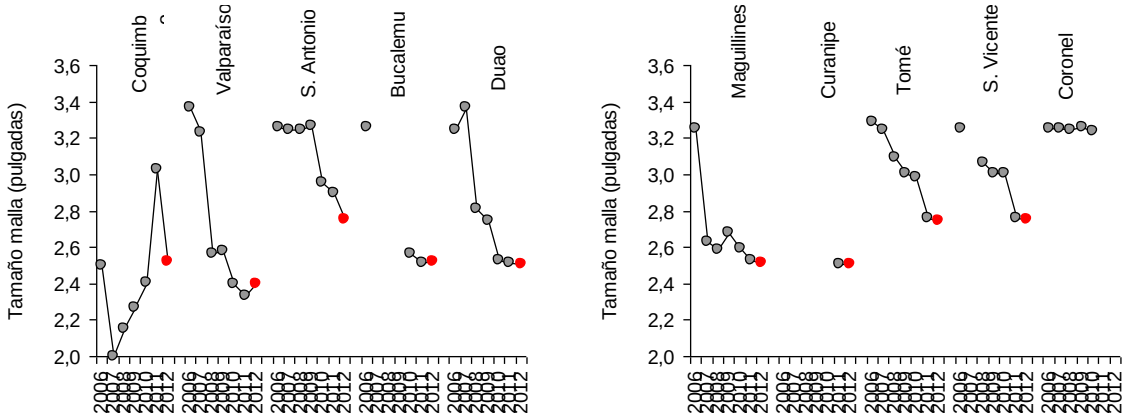


Figura 15. Tamaño de malla de las redes de enmalle, utilizadas en los puertos de la pesquería artesanal de merluza común, durante las temporadas 2006 a 2012 (año presente en marcador rojo).

Desde el punto de vista biológico la condición se ve igualmente desfavorable, ya que no hay recuperación de la estructura (**Figura 16**) y siguen disminuyendo las tallas medias asociadas a las capturas con red de enmalle en los distintos puertos (**Figuras 17 y 18**) y en su global (**Figura 19**); consecuentemente se mantiene una alta proporción de ejemplares bajo la talla de referencia en las capturas (**Figura 20**). Estos indicadores señalan que hasta junio del 2012, la condición del recurso en base a los resultados de la pesquería, ha empeorado, sin embargo es preciso verificar con posterioridad a septiembre, si han ocurrido cambios eventuales asociados al establecimiento de la veda biológica del recurso.

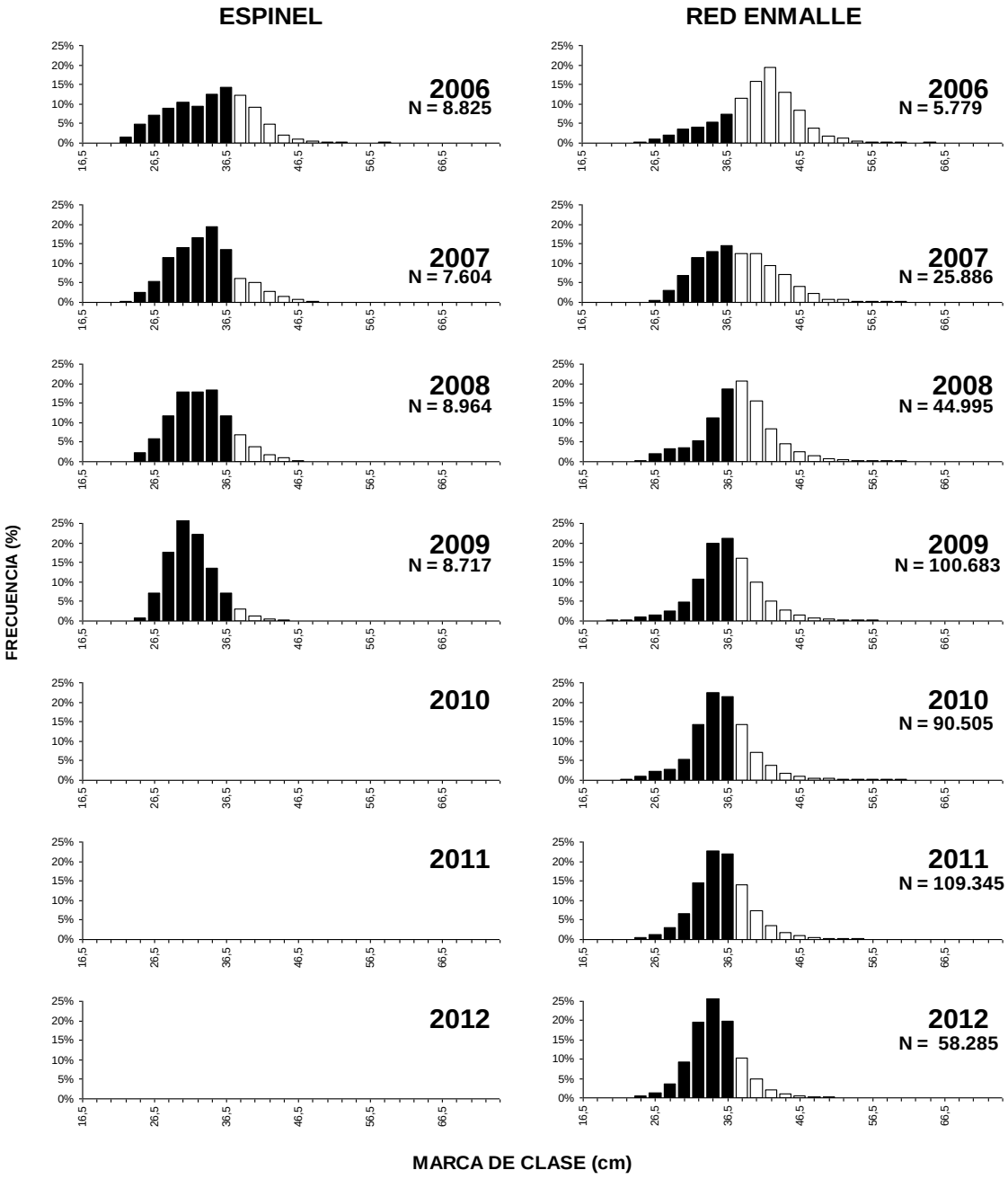


Figura 16. Distribución de frecuencia de tallas (%) ambos sexos, por año y sistema de pesca, para el total de la zona centro sur. Pesquería artesanal de merluza común, período 2006-2012.

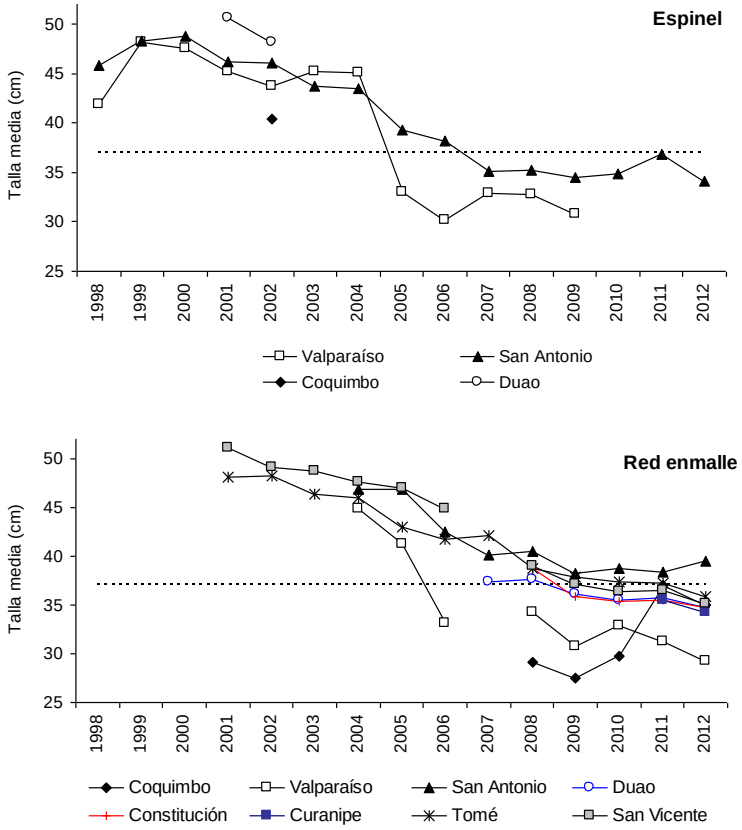


Figura 17. Talla media (cm) anual de merluza común artesanal (ambos sexos), por puerto y sistema de pesca, período 1998-2012. La línea horizontal representa la talla de referencia (37 cm LT).

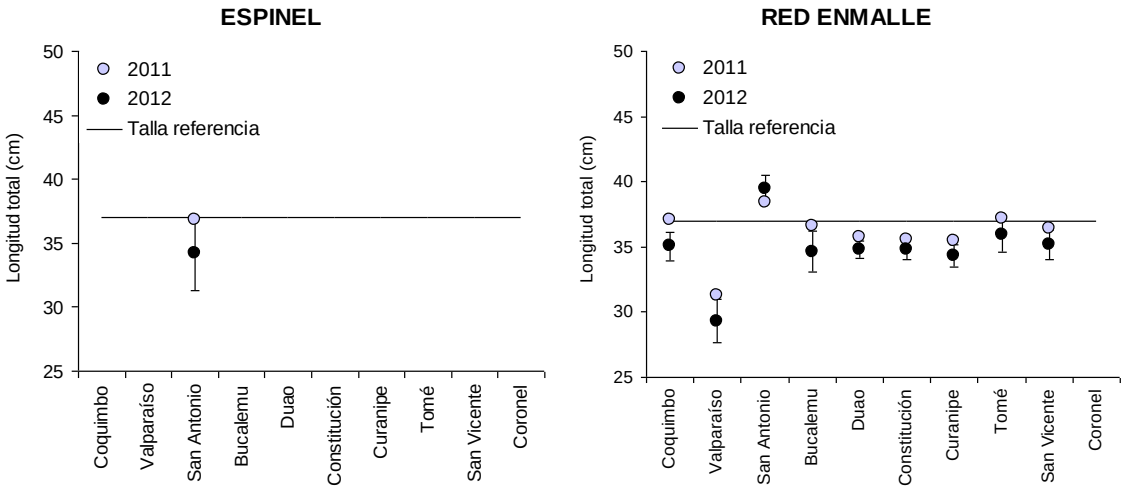


Figura 18. Talla media (cm.) de merluza común artesanal, por puerto y sistema de pesca. Se compara el año 2011 (marcadores grises) con el período enero-junio de 2012 (marcadores oscuros). La línea horizontal representa la talla de referencia (37 cm.).

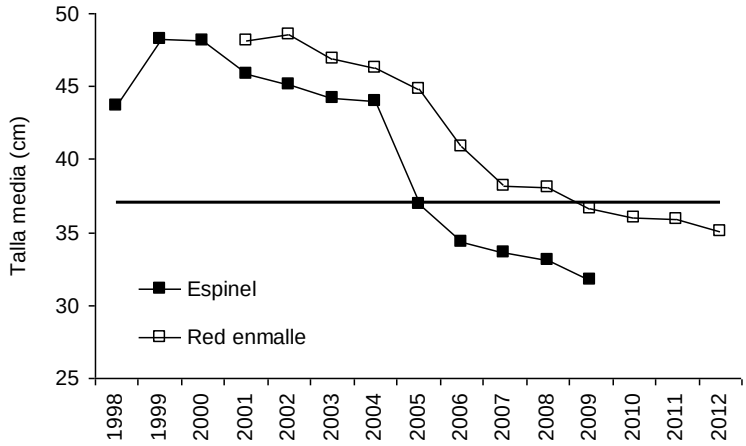


Figura 19. Talla media (cm) anual de merluza común artesanal (ambos sexos), por sistema de pesca, para el área total de pesquería, durante el período 1998-2012. La línea horizontal representa la talla de referencia (37 cm LT).

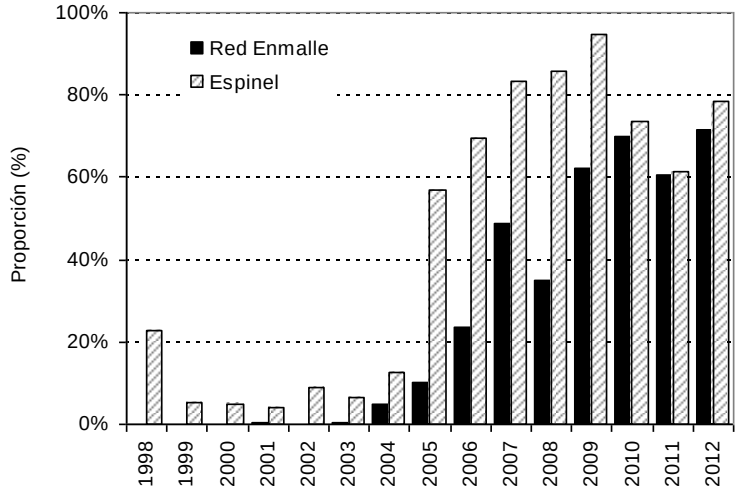


Figura 20 Proporción (%) de ejemplares bajo 37 cm. (ambos sexos), por sistema de pesca, en las capturas artesanales de merluza común, zona IV-VIII Región. Período 1998-2011 (anual) y 2012 (enero-junio).

3.3. Condición general

El monitoreo de las capturas artesanales e industriales ejercidas sobre merluza común, no ha evidenciado cambios positivos, ni menos importantes, sino mas bien los resultados indican que la pesquería se ha debilitado en relación a las temporadas previas, poniendo en serio riesgo sus perspectivas futuras. Los indicadores biológicos mostraron en mayor precariedad de la composición de las capturas, con una mayor presencia de ejemplares bajo la talla de referencia, lo que hace más débil el escenario actual.

4. MODELO DE EVALUACIÓN

4.1. Definición de las pesquerías

La merluza común (Merluccius gayi gayi, Guichenot) se distribuye en la costa de Chile desde Antofagasta (23º38'S) hasta el canal Cheap (47º08'S) (Martínez 1976) entre los 50 m y 500 m de profundidad (Aguayo 1996), sin perjuicio de que historicamente, la mayor parte de la biomasa del recurso se ha encontrado entre Coquimbo (29º57.2' S) y Valdivia (39°48' S) a profundidades menores a los 400 metros. Exploraciones realizadas hasta una distancia de 20 millas náuticas al oeste del veril de los 500 m de profundidad no han detectado la presencia de merluza común (Lillo *et al.* 2002).

El D.S. N°354-93 (MINECON) define la unidad de pesquería de la merluza común entre el límite norte de la IV Región y el paralelo 41°28.6' S en la X Región y hacia el oeste hasta las 60 mn.

La pesca de merluza común es desarrollada por dos flotas, una artesanal que se distribuye entre la IV y X Regiones, pero que presenta su mayor actividad en las Regiones V, VII y VIII y una industrial, con puerto base en Valdivia (39°49' L.S), Talcahuano (36°41'L.S.), San Vicente (36°44' L.S.) y San Antonio (33°35' L.S.).

Los artes y aparejos empleados en la pesca artesanal se encuentran restringidos a red de enmalle o espinel y en el caso industrial, al uso de red de arrastre de fondo o espinel (Res. 1557-95, 116-06, 120-06, SUBPESCA).

En la flota de arrastre que explota la merluza común han operado barcos de 20 a 64 m de eslora, con una potencia de motor entre 230 y 2.400 hp. Frecuentemente en esta flota se reconocen dos componentes, de acuerdo con la información de potencia del motor principal, los que se pueden clasificar en mayores y menores a 1.000 hp. Los barcos de mayor potencia, operan principalmente desde Talcahuano y San Vicente y son responsables del 89% de la captura histórica de merluza común. Los barcos de menor potencia, operan desde Talcahuano, Valdivia y San Antonio.

A partir de 1982, las redes de arrastre deben tener un tamaño mínimo de malla de 100 mm. (D. 238-82, SUBPESCA) y desde el año 2005, deben además utilizar un dispositivo de escape de juveniles en laforma de un panel rectangular de malla cuadrada de 90 mm., ubicado en el panel superior del copo (Res. Ex. 2808-05, SUBPESCA).

La flota artesanal de merluza común está constituida por embarcaciones de 5 a 18 m de eslora, pero el 75 % de las unidades se sitúa en el rango de 6 a 9 m. Hasta el año 2001, la extracción del recurso se realizaba principalmente utilizando el espinel y el desembarque artesanal se concentraba en la V región (32◦ 10,4'S – 33◦ 57,7'S) superando el 75 % del desembarque artesanal a escala nacional. En los años siguientes, el espinel comenzó a ser abandonado en favor de la red de enmalle, de manera tal que en el presente la pesca con espinel representa sólo el 5% de las operaciones.

Simultáneamente con estos cambios en el método de pesca artesanal, la abundancia y disponibilidad de la merluza común experimentaron una fuerte reducción (Tascheri *et al*., 2012).

En esta pesquería se establece una veda biológica en septiembre de cada año. Esta medida se inicio en el año 2006 (DE. Ex. 959-06, MINECON).y se encuentra vigente hasta el año 2012 (DE. Ex. 810-12, MINECON).

4.2. Datos empleados

Evaluación de stock es la recopilación, análisis y reporte de información demográfica para determinar los efectos de la pesca en los stocks de peces (Mace, 2001).

La implementación de un modelo de evaluación de stock requiere de tres categorías básicas de información: (1) la captura total; (2) las tendencias de la abundancia; (3) y las características de la historia de vida del recurso.

El análisis que se reporta incluyó la siguiente información:

- **Flota industrial**
  - Desembarques 1940 – 2011.
  - Composiciones de edad 1968 -2011, 2012.
  - bitácoras de pesca 1983 – 2011.
  - Pesos medios a la edad captura industrial 1968 -2011, 2012.
  - Crucero de evaluación directa:
  - estimaciones de biomasa. 1995, 1997, 1999-2001, 2004 – 2011, 2012.
  - composiciones de edad, 1995, 1997, 1999-2002, 2004 – 2011, 2012.
  - pesos medios a la edad, 1995, 1997, 1999-2001, 2004 – 2011, 2012.
  - CPUA de jibia estimada con datos de las capturas de los lances de investigación.

- **Flota artesanal**
    - desembarques 1960-2011.
  - **Flota artesanal espinel**
    - desembarques 1979-2011.
    - composiciones de longitud 1998-2009.
    - registros de captura 1998 – 2009.
  - **Flota artesanal enmalle**
    - desembarques 1979-2011.
    - registros de captura 2003-2011.
    - composiciones de longitud 2001-2011.

Los datos e información considerados en el presente análisis de evaluación de stock, fueron discutidos y adoptados en la reunión de datos, parámetros e información. El reporte de esta reunión se incluye en el **Anexo 1**. Sin perjuicio de ello, los datos empleados se describen y discuten brevemente en la siguiente sección.

4.2.1. Datos de desembarques, descartes y sub-reporte

Todos los modelos de evaluación estructurados por edades requieren estimados relativamente precisos de la captura en número, pesos medios y edades, de los peces que son removidos de la población. Las remociones incluyen tanto los peces que son retenidos como aquellos que son descartados y/o sub-reportados (US National Research Council, 1998).

El modelo de evaluación de merluza común incluye como remociones debido a la pesca, a los desembarques oficiales reportados por el SERNAPESCA entre los años 1968 y 2011. Se considera que estas capturas representan la mortalidad por pesca pero con error y se sabe que este error, en el caso de las capturas industriales se origina principalmente por descarte y que en el caso artesanal, las distorsiones en los registros de captura se originan por sub-reportes (RR-CC GTE-MC 09/2011, RR-CC GTA-MC 11/2011[1]).

El procedimiento de muestreo de las capturas industriales de merluza común utilizado en el proyecto de seguimiento de la pesquería implementado por IFOP, toma las muestras biológicas antes de que la captura sea manipulada por la tripulación, lo que asegura que la composición de edades de las capturas estimada por IFOP no está sujeta a los efectos del descarte.

Bajo ésta situación, la composición de tamaños/longitudes de la captura retenida y descartada es la misma y por lo tanto la modelación explícita del proceso de descarte no es necesaria. La inclusión de los descartes en el análisis de evaluación de stock por lo tanto, requiere sólo sumar los descartes a las capturas desembarcadas (Punt *et al*. 2006).

Recientemente se han elaborado Instrumentos legales que buescan cuantificar y reducir los descartes en el futuro (Ley 20.625 MINECON). Pero el principlal efecto sobre los resultados del análisis de evaluación de stock en este punto en el tiempo lo tienen los descartes y subreportes históricos, cuyo inadecuado tratamiento resulta en una sub-estimación de la mortalidad por pesca.

Este tema ha sido tratado en el marco del Comité Científico de la pesquería (RR-CC GTE-MC 09/2011) pero el trabajo en esta materia no ha mostrado aún avances de importancia.

[1] Referencias a los reportes del grupo Técnico Asesor del Comité científico de merluza común.

Arancibia *et al*., (2010), proponen la corrección a los desembarques que se muestra en la **Tabla 1**. La base para estas correcciones por descarte/subreporte proviene de Arancibia y Neira (2003), pero en este último se indica que el descarte industrial entre los años 1990 y el año 2002 era de un 15% y para el año 2003 del orden de un 2% a 3%.

Tabla 1

Proporciones descartadas/subreportadas en la pesquería artesanal e industrial de merluza común entre los años 1997 y 2008. Adaptado de Arancibia *et al,* 2010.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
industrial	0.25	0.27	0.27	0.27	0.3	0.3	0.09	0.09	0.09	0.07	0.07	0.07
artesanal	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

En este trabajo, la historia de capturas de la pesquería por método de pesca (arrastre, espinel y enmalle) fue construida en función de los registros de desembarque mantenidos por el SERNAPESCA, complementadas con información del seguimiento de la pesquería desarrollado por el IFOP. Los registros de desembarque de merluza común, estos se inician en el año 1940 y son distinguidos por sector (artesanal e industrial) a partir de 1960.

Históricamente, la pesca artesanal de merluza común se desarrolló principalmente con espinel, en tanto que la pesca con enmalle se desarrollaba casi exclusivamente en la VIII Región. Dado que durante la mayor parte del desarrollo histórico de la pesca artesanal de merluza común, el desembarque fue mayoritariamente producido en la V Región, la evolución de las capturas artesanales entre los años 1940 y 2002 sigue el desarrollo de la pesca en la V Región, la que representaba el 80% de los desembarques del sector (**Figura 21**).

Los registros de desembarque por Región Administrativa, sólo se inician a partir del año 1979.

Para el caso de las capturas industriales (pesca de arrastre) de los años 1940 a 1959, se asumió que a escala de toda la pesquería estos alcanzaban el 90 % del desembarque total. Este supuesto se basó en la proporción del desembarque artesanal respecto del total entre los años 1960 y 1967, la que alcanza exactamente un 10%, de manera que se asumió que esta proporción se mantuvo durante toda la primera etapa de crecimiento de la pesquería (**Figura 21**).

Entre los años 1979 y 1997, la proporción media del desembarque artesanal que corresponde a la VIII Región es equivalente a un 17%. Esta proporción fue aplicada al desembarque artesanal total para obtener la captura de enmalle entre los años 1940 y 1978, en tanto que la captura de la pesca con enmalle entre 1979 y el año 2000 se asumió igual al desembarque producido en la VIII Región.

Entre los años 2001 y 2011, se utilizó la información del Régimen Artesanal de Extracción (RAE; Ley 19.849, MINECOM) en combinación con la información recopilada por el proyecto de seguimiento del IFOP.

La captura de la pesca con espinel se asumió como la diferencia entre el desembarque artesanal total y la pesca con enmalle (**Figura 21**).

4.2.2. Biomasa estimada por hidroacústica e indice de abundancia relativa de jibia

Los cruceros de evaluación directa de la abundancia de merluza común se han ejecutado en los siguientes años y períodos: 1993, 1995, 1997, 1999-2002 y 2004–2012. Estos cruceros evalúan el área de la plataforma continental comprendida entre la primera milla de la costa, hasta aproximadamente el veril de los 500 m entre los parlalelos 29°10' y 42°00' (Lillo *et al.* 2011).

Versiones recientes de estos proyectos han incluido un crucero en otoño, pero todas las versiones incluyen un crucero en invierno, aproximadamente entre julio y septiembre, coincidiendo aproximandamente con la agrupación del recurso sobre la plataforma continental duránte la temporada principal de desove (Balbontin y Fischer, 1981).

El diseño de muestro y arte de pesca utilizados en el crucero de 1993, difieren de los empleados en los años siguientes y por estas razones la biomasa y composición de edades de este curcero no fue incluida en la evalaución. En su revisión crítica de las evaluaciones directas de merluza común realizadas entre los años 1993 y 2010, Niklitschek (2011) concluye que la serie de evaluaciones hisdroacústicas niveles de estandarización, consistencia metodológica y cobertura espacio temporal para ser usada en la evaluación de stock. Sin embargo sugiere no considerar la estimación del año 2002 debido a la inconsistencia de sus resultados de abundancia, densidad acústica y proporción de grupos de edad adultos con los estimados en años anteriores (**Figura 21**).

Esta última recomendación se acoge en este estudio y por las razones citadas, los resultados del crucero del año 2002 no fueron incluidos en la base de datos.

La biomasa estimada para el área total de la pesquería en el año 2012, se mantiene en el nivel promedio de los últimos años (**Figura 21**).

En el año 2001 La jibia (*Dosidicus gigas*), incrementos de abundancia de baja frecuencia en el Pacifico Oriental (Litz *et al*. 2011, Ibañez y Cubillos 2007) que han sido interpretados como expansiones de su rango de distribución que pueden ser causados por las condiciones del oceano e interacciones predador-presa que también pueden deberse a exploraciones oportunistas con fines de alimentación y eventual colonización (Rodhouse 2008, Litz *et al*. 2011). Su presencia y acción de depredación en zonas que sostienen pesquerías de merluzas pueden causar cambios en el comportamiento normal de la merluza que afectan su disponibilidad (Holmes *et al*. 2008) y también pueden modificar su abundancia (Arancibia y Neira 2006, Alarcón *et al*. 2008a).

En el modelo de evaluación el efecto de predación de la jibia es incluido mediante un componente variable de la mortalidad natural el que se considera proporcional a la abundancia local de jibia. Con este propósito, la captura por unidad de área (CPUA; t/km^2) de jibia, obtenida desde las capturas de identificación efectuadas en los cruceros de evaluación directa de merluza común, es interpretado como un índice de abundancia relativa (**Figura 21**). En el año 2003, en donde no hubo un crucero de evaluación directa de la abundancia de merluza común, el valor del índice fue interpolado mediante una regresión lineal entre el índice de CPUA derivado del crucero y la CPUE de jibia, estimada por INPESCA[2] a partir de los datos de la flota de arrastre.

El valor de la CPUA del año 2012, sugiere que la abundancia relativa local de jibia se mantiene en el nivel promedio de los últimos 5 años (**Figura 21**).

4.2.3. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Para este estudio se estimaron 3 índices de abundancia basados en datos de captura y esfuerzo de la flota de arrastre y 2 índices de abundanicia utilizando los datos tomados en la pesquería de espinel (**Anexo 2**). Las series estimadas con datos de la flota de arrastre, se extienden entre los años 1983 y 2011, mientras que las basadas en las capturas de espinel,cubren el período entre los años 1998 y 2009 (**Figura 21**).

Las tasas de captura y los factores que explican su variabilidad, fueron interpretados como *datos longitudinales* y por tanto se consideraron métodos apropiados para incorporar la ausencia de independencia entre las observaciones. Consecuentemente, las tasas de captura de la flota de arrastre fueron modeladas usando Modelos Lineales Generalizados Mixtos (Diggle *et al*. 1994) y las tasas de captura de espinel, usando Ecuaciones Generales de Estimación (Liang y Zeger 1986) (**Anexo 2**).

[2] http://www.inpesca.cl/

Las series estimadas utilizando los datos de ambas flotas, exhiben una disminución significativa de la abundancia en los años 2005-2006. A partir de estos años la población se mantiene en este nivel más bajo de abundancia (**Figura 21**).

4.2.4. Ojivas de madurez sexual

A partir del año 2003, el monitoreo de la pesquería registró una reducción en la longitud media de madurez sexual (**Anexo 1**). Esta reducción también fue observada en los datos recopilados en los lances de investigación de los cruceros de evaluación directa (**Anexo 1**) y en otros estudios que recopilaron sus datos independientemente (Alarcón *et al* 2008b, Alarcón y Balbontín 2008, Gálvez *et al.* 2010).

En las reuniones de datos se acordó que la inforación de madurez sexual recopilada en los cruceros de evaluación directa del stock era la más adecuada para estimar una ojiva de madurez sexual representativa del período posterior al año 2003. Siguiendo esta recomendación, los datos de madurez sexual determinada histológicamente hembras de merluza común a partir de los muestreos biológicos de estos cruceros fueron combinados para estimar un vector promedio de madurez por clase de longitud representativo del período. Este vector fue luego convertido a edades, usando los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) y la siguiente ecuación:

$$T_L = t_0 - \frac{1}{K}\ln\left(1 - \frac{L}{L_\infty}\right)$$

(Sparre y Venema, 1998).

En la evaluación de stock se usó tanto la ojiva de madurez histórica para todo el rango de años analizado o la ojiva de madurez sexual estimada para el período de años 2004 – 2012. En este último caso, la ojiva histórica fue empleada para calcular la biomasa desovante del período 1968 – 2003 o 1940 – 2003 dependiento del caso analizado (**Figura 21**).

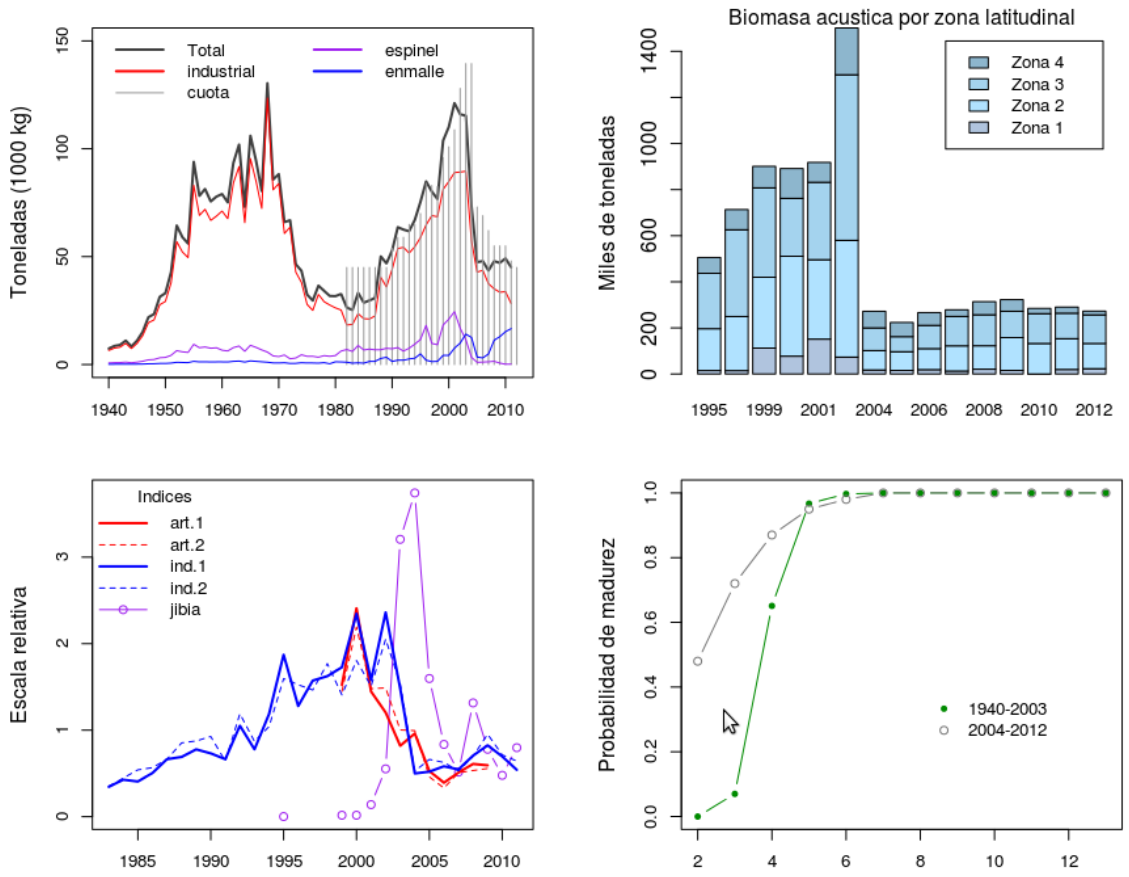


Figura 21. Datos utilizados en los modelos de evaluación de stock de merluza común. Desembarque por método de pesca (panel superior Izquierdo); biomasa estimada mediante cruceros acústicos (panel superior derecho); Indices de abundacia relativa basados en datos de la pesca con arrastre y espinel e índice de jibia basado en datos de las capturas de investigación del crucero de evaluación de merluza común (Panel inferior izquierdo); ojivas de madurez sexual para los años 1940 a 2003 y 2004 a 2012.

4.2.5. Composición de edades y pesos medios a la edad

Las composiciones de edades de las capturas utilizadas en la evaluación de stock, provienen de la base de datos que mantiene la sección de edad y crecimiento del IFOP (http://www.ifop.cl/eyc/index.html). Esta base de datos consiste de matrices de captura en número por clase de longitud y grupo de edad, tanto para la flota industrial como para los cruceros de evaluación directa del stock. Estas matrices son elaboradas a partir de los muestreos periódicos de frecuencia de longitudes de las capturas comerciales y de los muestreos de longitud de los lances de investigación de los cruceros de evaluación directa, expandiendo las frecuencias de longitud a las capturas/desembarques correspondientes y transformándolas a edades mediante claves talla-edad construidas para cada combinación de sexo-semestre-zona en el caso de las capturas industriales y sexo-zona, en el caso de los cruceros de evaluación. Las claves talla-edad son generadas a partir de la lectura de otolitos (Ojeda, *et al*. 1997, Aguayo y Ojeda 1987, Gálvez *et al*., 2011).

Esta información es luego integrada para producir la composición de edades anual. En el caso de la captura industrial, estas matrices abarcan los años 1968 a 2011 y los años 1995, 1997, 1999 al 2001 y 2004 al 2011, en el caso de los cruceros de evaluación directa.

Para obtener la información de composición y pesos medios por edades del año 2012, se utilizaron los datos de composicón de longitud, de la relación entre la longitud y el peso del año 2012 y la clave edad-talla del año 2011. Este criterio se aplicó tanto en el caso de las capturas comerciales con en el crucero de evaluación directa. Las razones de esto es el tiempo que toma la determinación de edad mediante la lectura de otolitos. Una vez que esta información esta disponible, las compociones de edad y los pesos medios se actualizan considerando a esta nueva información y los datos actualizados quedan disponibles para el análisis de siguiente año.

La composición de las capturas comerciales del año 2012, corresponde a una estructura preliminar que fue elaborada con las composiciones de longitud de las capturas del año 2012 (hasta el mes más reciente con muestreos validados) y las claves talla edad del año 2011. La composición de edades de la captura del crucero de evaluación 2012, también corresponde a una composición preliminar, elaborada a partir de las composiciones de tamaños del año 2012 y la clave talla edad del año 2012.

Las posibles variaciones en el crecimiento de la merluza común, son recogidas ímplicitamente en las las matrices de captura a la edad y de pesos medios a la edad, las que se construyen con claves talla edad confeccionadas semestralmente y a partir de la lectura de otolitos y muestreos biológicos realizados periódicamente. Al respecto, resultados recientes de estimaciones de los parámetros de crecimiento de la merluza realizadas por Cerna (2010), sugieren que no hay diferencias con respecto de los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) (**Anexo 1**). Los parámetros estimados por estos autores, se emplean en uno de los modelos usados en este estudio para transformar las composiciones de longitud de las capturas de enmalle y espinel a composiciones en edades.

La información de pesos medios a la edad anuales es estimada a partir de las relaciones peso-talla y claves talla-edad elaboradas por semestre y zona. La información disponible para el caso de las capturas y la biomasa estimada por medios acústicos cubre los mismos años y periodos señalados paar las compociones de edad.

La **Figura 22** muestra los pesos medios a la edad correspondientes a las capturas y biomasa estimada mediante el crucero de evalaución directa, representados para todas las cohortes que han pasado completamente por la pesquería/población. La abundancia por edades de ambas piezas de información se representa también a través de las cohortes. En cada caso se indica el año de ingreso de la cohorte.

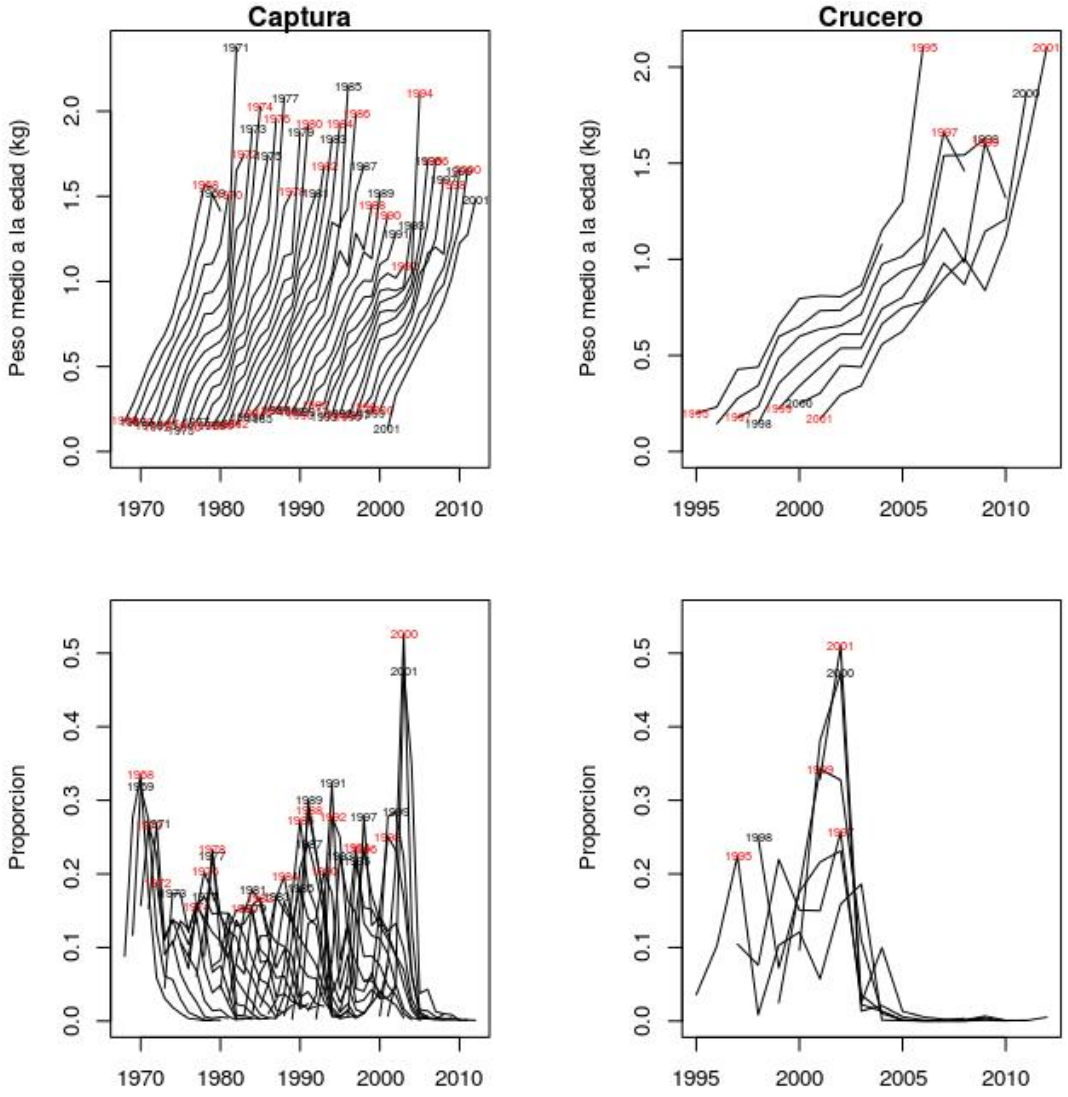


Figura 22. Datos utilizados en los modelos de evaluación de stock de merluza común. Las líneas corresponden a la información de pesos medios a la edad y captura a la edad, respectivamente. Ambos tipos de información se representan por cohorte. El año de identificación de la cohorte en la pesquería/población se indica en ambos tipos de gráfico. Las columnas corresponden a la información proveniente de la flota de arrastre y del crucero de evaluación directa de la abundancia, repectivamente.

4.3. Descripción matemática, detalles de implementación y código computacional

Descripción general

Los análisis fueron realizados usando un modelo estadístico de captura a la edad (Fournier y Archibald 1982, Quinn II y Deriso 1999), implementado en el software AD Model Builder (Fournier *et al.* 2011).

En términos generales, un modelo de captura a la edad simula hacia adelante la dinámica de una población incluyendo el proceso de pesca. Las cantidades a ser estimadas son variadas sistemáticamente, hasta que las características de la población simulada coinciden con los datos de la población real. El método de proyección hacia adelante tiene una larga historia en modelos de pesquerías, fue introducido por Methot (1989) para ajustar modelos de producción y utilizado luego por Fournier y Archibald (1982), Deriso *et al*. (1985) en su modelo CAGEAN y por Methot (1989) en su modelo Stock Synthesis.

Ecuaciones y configuración de los modelos

Se construyeron dos modelos, en uno se asume un único patrón de explotación (no distingue flotas) y en otro se distinguen los patrones de explotación de las pesquerías de arrastre, espinel y enmalle. En el primer caso se analizan escenarios con el año de inicio en 1940 o 1968. En el segundo, la evaluación se inicia en el año 1940.

Las ecuaciones se detallan en la **Tablas 2** a la **5** y el código AD Model Builder se entrega en el **Anexo 3**. A continuación se describen las caraterísticas generales de los modelos.

Dinámica del stock En el modelo, la biomasa nueva se adquiere por reclutamiento y crecimiento, en tanto que la abundancia de las cohortes existentes, experimentan decaimiento exponencial causado por la pesca y la mortalidad natural. Se asume que la población está cerrada a la inmigración y emigración. En un modelo no se distinguen los patrones de explotación por flotas y por lo tanto se asume un único patrón de explotación. El modelo incluye las clases de edad 2 -13+, en donde la clase de edad mayor permite la acumulación de los peces (grupo plus).

Mortalidad natural La mortalidad natural se asume integrada por dos componentes, uno constante a través de los años y edades y otro variable en el tiempo, que depende directamente de la abundancia relativa de jibia. A su vez, la abundancia relativa local de jibia se asume proporcional a la captura por unidad de área que es registrada en los cruceros de evaluación directa de la merluza común. Se analizó también un escenario sin jibia y estimando un mortalidad natural variable a partir del año 2001 (Parma 2011).

Período de iniciación Los números iniciales a la edad (año 1940 o 1968 dependendo del caso) se encuentran condicionados a la estructura de edad estable calculada a partir del reclutamiento y la mortalidad natural. El reclutamiento en el primer año es estimado como un parámetro libre ligeramente acotado y en los años sucesivos se permite desvíos en torno a un reclutamiento medio. El reclutamiento medio y el reclutamiento en el año de inicio, se pueden estimar de manera separada o conjunta.

Crecimiento Se emplean datos empíricos de peso medio a la edad para la captura industrial, crucero de evaluación acústico y para la captura artesanal. De este modo, no es necesario modelar el crecimiento de manera explícita en el modelo. Para el ajuste de los datos de composiciones de longitud, la distribución de la longitud a la edad se asumió normal. La desviación estándar y la longitud media a la edad 2, son estimadas en el modelo.

Madurez sexual La madurez se modela con una función logística. La curva de madurez a la edad se ingresa como un dato al modelo. Es posible también permitir variaciones en la madurez a la edad, incluyendo dos bloques temporales en correspondencia con 2 curvas diferentes de madurez a la edad.

Biomasa desovante La biomasa desovante se modela como la suma total del peso de los individuos maduros en la población al momento del desove. En la merluza común, el máximo de desove se asume al inicio de agosto.

Reclutamiento El reclutamiento de peces de edad 2 es estimado como desvíos log normales en torno a un valor medio. Estos desvíos son además restringidos en torno a una relación stock recluta Ricker, cuyos parámetros son estimados en el modelo. Esta relación tiene en el modelo la opción de estar parametrizada en términos del parámetro de steepness (Myers *et al.*1999).

Se carece de datos de composición de edades o índices de abundancia previos al año 1968 y por esta razón hay muy poca información para estimar con exactitud los desvíos de los reclutamientos de estos años. Debido a esto, en los casos que se inician en el año 1940, los desvíos del reclutamiento se estiman en dos grupos. El primero entre los años 1941 y 1967 y el segundo entre los años 1968 a 2011. Sólo en el segundo caso se requiere que los desvios sumen cero. En ambos casos, los desvíos de los reclutamientos están penalizados en torno a una distribución lognormal. Los parámetros de la relación stock reclutas son estimados sólo usando los desvíos del segundo período. En el caso de usar el parámetro steepness, este fue ingresado por el usuario (h=0,65).

Desembarques En un caso, se modelaron las series de tiempo de los desembarques de tres pesquerías: arrastre de fondo (pesca industrial), espinel y enmalle (pesca artesanal). En otro, se modeló la serie de desembarques totales asumiendo un solo patrón de explotación (modelo año 2011). Los desembarques son modelados con la ecuación de captura de Baranov (1918) y son ajustados en unidades de peso. En un caso se consideró los criterios entregados en la sección 4.2.1 para sensibilizar los resultados a la inclusión de descartes + sub-reportes.

Mortalidad por pesca Para cada serie de tiempo de desembarque se estima una mortalidad por pesca total para cada año. La mortalidad por pesca edad específica es luego calculada como el producto de la mortalidad por pesca anual y la selectividad a la edad.

Selectividades Las curvas de selectividad que son aplicadas a los desembarques, fueron estimadas empleando una aproximación paramétrica. Esta aproximación aplica estructuras plausibles acerca de la forma de las curvas consiguiendo mayor parsimonia que la que se tiene cuando se estima un parámetro para cada edad. El modelo permite el uso de selectividades logísticas, las que se vuelven asintóticas a las edades más viejas. Sin embargo, como no todos los métodos de pesca capturan eficientemente los individuos más viejos y el comportamiento o la distribución espacial pueden hacer que los individuos más viejos no se encuentren disponibles al método de pesca, el modelo también permite el uso de selectividades en forma de domo.

El modelo con tres flotas incluye la posibilidad de modelar dos bloques temporales de selectividad para las pesquerías de arrastre y espinel (Estos fueron definidos entre los años 1940 y 2003 y entre los años 2004 y 2011) y permite que en la pesquería de enmalle, la selectividad varíe de año en año. En este último caso, se asumió una selectividad constante entre los años 1940 y 2006 y variable entre años durante el período 2007 - 2011.

En el modelo que no distingue flotas se permite el uso de 2 bloques temporales de selectividad o que la selectividad varíe en el tiempo.

Para la selectividad por edades del crucero de evaluación, en ambos modelos se permite desactivar el efecto selectivo (función logística), en cuyo caso todas las edades son detectadas con probabilidad 1. Esta opción se empleó en los casos en que la capturabilidad del crucero fue estimada. Cuando la capturabilidad se asumió igual a 1, el efecto selectivo fue activado.

Índices de abundancia El modelo que distingue las flotas se ajustó a tres índices de abundancia relativa, uno independiente de la pesquería y dos dependientes de las pesquerías de arrastre y espinel, respectivamente: la biomasa estimada por el crucero de evaluación directa mediante medios acústicos, la CPUE de la flota de arrastre y la CPUE de la flota de espinel.

El modelo que no distingue flotas, fue sensibilizado al uso de tres series de CPUE de arrastre.

Capturabilidad De acuerdo con el taller de evaluación de stock de merluza común realizado en mayo de 2011 (Tascheri *et al*. 2012), el supuesto de capturabilidad constante es difícil de sostener, particularmente en la pesquería de arrastre en donde se tiene una serie de 29 años, o si toma en consideración el drástico cambio que experimentó la estructura de edades de la población en el año 2004. De acuerdo con esto, el modelo provee las siguientes opciones para modelar este parámetro: capturabilidad constante y variable en el tiempo en bloques de uno o más años.

En las evaluaciones de stock, frecuentemente se asume la capturabilidad de los cruceros de evaluación directa igual a 1, lo que promueve consistencia entre años en las estimaciones del tamaño de la población. Sin embargo este es un supuesto fuerte y por esta razón los modelos incluyen también la posibilidad de estimar este parámetro.

Indicadores de estatus Como indicador del estatus del recurso, en el modelo se implementan dos índices de reducción de stock, Definidos como la razón entre la biomasa desovante presente en un tiempo *t* y una biomasa desovante de referencia. El primer índice emplea como referencia la biomasa desovante virginal de equilibrio, estimada a partir de la relación stock-recluta de Ricker y el segundo, la biomasa potencial media en ausencia de pesca.

Criterio de ajuste El criterio de ajuste fue una aproximación de máxima verosimilitud penalizada, en donde las observaciones de desembarque son ajustadas estrechamente y los datos de composición de edades e índices de abundancia, fueron ajustados en el grado en que estos eran compatibles. Los datos de captura (desembarques) y los índices, fueron ajustados usando verosimilitudes lognormales, los datos de composición de edades y longitudes, fueron ajustados usando verosimilitudes multinomiales.

Los modelos incluyen la capacidad para conferir mayor peso a determinados componentes de la verosimilitud mediante valores ingresados por el usuario. Para los diferentes componentes de los datos, estos pesos fueron aplicados ya sea mediante el ajuste de los coeficientes de variación (componente lognormales) o mediante el ajuste de los tamaños de muestra efectivos (componentes multinomiales). En la merluza común, los coeficientes de variación de los desembarques fueron asumidos iguales a 0,05 para lograr un ajuste estrecho a estas series de tiempo, permitiendo a la vez un grado de imprecisión.

Adicionalmente a las verosimilitudes, se incluyen varias penalizaciones en la función objetivo. La variabilidad en torno a la relación stock-reclutas fue asumida log normal, al igual que la variabilidad en torno a los coeficientes de capturabilidad de los índices que dependen de la pesquería, en el caso de las opciones en que se permitió que este parámetro variara en el tiempo. También se aplican penalizaciones en el caso en que se permite la estimación de los parámetros para la conversión de longitudes a edades. En el caso de estimar la capturabilidad del crucero de evaluación, se utilizó una *prior* normal centrada en ln(1) y una desviación estándar de 0,1.

Tabla 2. Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Índice anual: *y* = {1968, …., 2010}	y	
Índice de edades: *a* = { 2, 3, …, 13+}	a	
Índice de pesquerías f={1…3}	f	1: arrastre; 2: espinel; 3:enmalle
Índice de abundancia	u	$u \in \{1...4\}$; Donde 1= crucero acústico; 2= Flota arrastre; 3=Flota espinel; 4: cpua jibia
Clase de longitud *l* = {18,5…86,5}		
Tasa de mortalidad por pesca	F_y	Mortalidad que experimentan las edades completamente reclutadas
Tasa de mortalidad por jibia (caso 3)	F_y^J	Selectividad de jibia se supone igual a 1 para todas las edades
Parámetros de selectividad de la flota de arrastre	$a_{50\%}^{f_T}$	Edad a la cual el 50% de los peces reclutan a la pesquería *T*: Bloques temporales selectividad 1:1968-2003; 2=2004-2011; o vaiación anual.
	$\omega_y^{f_{1,3}}$	Error de proceso de la selectividad
	d^{f_T}	Rango entre $a_{95\%}^{f_T}$ y $a_{50\%}^{f_T}$ o variación anual.
	$\nu_y^{f_{1,3}}$	Error de proceso de la selectividad
Parámetros de la selectividad del crucero	$a_{50\%}^{s}$	Edad a la cual el 50% de los peces son capturados en los lances de investigación del crucero.
	d^s	Rango entre $a_{95\%}^{s_T}$ y $a_{50\%}^{s_T}$

Tabla 2. (continuación). Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Proporción de hembras maduras a la edad *j*	O_a	Definición de la biomasa desovante
Tamaño de muestra para las proporciones	n	Escala el supuesto multinomial acerca de las estimaciones de las proporciones a la edad.
Coeficiente de capturabilidad del crucero	q^s	Fijo en *q*=1; opción de estimarlo.
Coeficiente de capturabilidad de la flota f={1,2}	q^f	
	$\tau_y{}^f$	Error de proceso de la capturabilidad.
	ε_a	Error de proceso de la abundancia en el primer año por edades
Parámetro de escala cpue de jibia.	ϕ	
Parámetros relación stock recluta	R_0	Reclutamiento medio anual.
	α	Pendiente en el origen función de Ricker
	α'	Pendiente en el origenestandarizada de la función de Ricker
	β	Parámetro de forma función de Ricker
	φ	Biomasa desovante por recluta en ausenci de pesca
	h	Steepness. En esta parametrización fijo en 0,65.
	η_y	Error de proceso del reclutamiento

Parámetros a ser estimados

$$R_0, \alpha, \beta, a^{f_T}_{50\%}, d^{f_T}, a^{s_T}_{50\%}, d^{c_T}, \phi, q^f, q^s, \tau, \varepsilon, \eta, \nu, F(\#)$$

Tabla 3. Datos ingresados al modelo de evaluación.

Definiciones Generales	Símbolo	Descripción
Mortalidad natural	M_0	Fija M_0=0.33, constante a través de todas las edades.
Proporción maduros a la edad *a*	O_a	Incremento logístico con la edad; Se asume constante a través de los años.
Peso medio de la edad *a* en la captura de arrastre del año *y*	$W_{a,y}^{f_1}$	Pesos medios a la edad de la clase de edad *a* en el año *y* de la pesquería de arrastre.
Peso medio de la longitud *l* en la captura de f_2 o f_3 del año *y*	$W_{l,y}^{f_{2,3}}$	Pesos medios por clase de longitud *l* en el año *y* de la pesquería de espinel o enmalle..
Peso medio de la edad *a* en el crucero acústico del año *y*	W_{ay}^{s}	Peso medio a la edad de la clase de edad *a* en el crucero del año *y*.
Fecha de desove.	Δ^s	Representa la fracción del año *y* en donde se ejecuta el crucero. Fijo en 0.5833 para merluza común.
Fecha mediana del año.	$\Delta^{f_{123}}$	Fracción que representa el tiempo equivalente a medio año
Composiciones de edad observadas en la flota de arrastre.	$p_{a,y}^{f_1}$	Contribución proporcional de la clase de edad *a* la pesquería de arrastre en el año *y*.
Composiciones de edad observadas en la flota de arrastre.	$p_{l,y}^{f_{2,3}}$	Contribución proporcional de la clase de edad *a* la pesquería de arrastre en el año *y*.
Composiciones de edad observadas en el crucero acústico.	$p_{a,y}^{s}$	Contribución proporcional de la clase de edad *a* al crucero de evaluación del año *y*.
Índices de abundancia observados	$U_{u,y}$	u = 1, crucero acústico de merluza común (peso), y Є {1995, 1997,1999, . . .,2002, 2004,…,2011} u = 2, cpue flota de arrastre (peso), y Є {1983 ,. . ., 2011} u = 3 cpue flota de espinel (peso), y Є {1998, . . . ,2009} u = 4 cpua jibia flota de arrastre (peso), y Є {1997, . . . ,2012} crucero de evaluación directa.
Desembarques observados	$Y^{1,2,3}_{\ y}$	Desembarques oficiales de merluza reportados en el año *y* en peso total (SERNAPESCA)
Tamaño de muestra de las composiciones de edad de la captura de arrastre.	$n^{f_{1,2,3}}$	Número efectivo de muestras de edad tomadas desde la pesquería de arrastre, espinel o enmalle en el año *y*. Escala el supuesto multinomial acerca de los estimados de las proporciones a la edad o calse de longitud.
Tamaño de muestra. Composición de edades del crucero acústicos.	n^s	Número efectivo de muestras de edad tomadas en el crucero acústico del año *y*. Escala el supuesto multinomial acerca de los estimados de las proporciones a la edad.
CVs de los índices de abundancia	$\sigma_{u,y}$	u = {1 . . . 3} como se indica arriba. 1: estimado mediante técnicas acústicas; 2 Valores anuales estimados mediante GLMM. 3: Valores anuales estimados mediante GEE. $\sigma_{1,y}=0.1;\ \sigma_{2,y}=0.2;\ \sigma_{3,y}=0.2$
CVs de los desembarques	$\sigma_{y}^{Y_{1,2,3}}$	Asumido como 0.05 en espacio aritmético.

Tabla 4. Variables y ecuaciones que describen la implementación del modelo de evaluación de la merluza común.

	Definiciones generales	Símbolo	Descripción
1)	Números iniciales a la edad	*a=2-13; y=1*	$R_o e^{-\eta_a}\ \eta \sim N(0,0.06)$
2)	Números a la edad (Reclutamientos)	*a=2; y= 2-45; y =2-73*	$R_o e^{-\varepsilon_y}\ \varepsilon \sim N(0,0.06)$
3)	Selectividad f={1,2,3}	$S_a^{f_T}$	$S_a^{f_T} = \left[1 + e^{-\ln(19)\frac{a_{50}^{f_T} - a}{d^{f_T}}}\right]^{-1}$
4)	Selectividad crucero acústico	$S_a^{s_T}$	$S_a^{s_T} = \left[1 + e^{-\ln(19)\frac{a - a_{50\%,t}^{s_T}}{d^{s_T}}}\right]^{-1}$
5)	Opción selectividad variable		$\ln a^f_{50\%\,y+1} = \ln a^f_{50\%\,y} + \omega_y;\ \omega_y \sim N(0,{\sigma_\omega}^2)$ $\ln d^f_{50\%\,y+1} = \ln d^f_{50\%\,y} + \nu_y;\ \nu_y \sim N(0,{\sigma_\nu}^2)$
6)	Tasa de mortalidad natural 3 opciones.	M_y	$M_y = M_0 + m_y; m_y = \phi U_{3y}$ $M_y = M_0;$ $M_y = M_0 + e^{\gamma_y};\ \gamma_y \sim N(0,\sigma_\gamma^2)$
7)	Tasa de mortalidad por pesca	$F_{a,y}$	$F^f{}_{a,y} = S^f_{a,y} F_y{}^f$ $F_{a,y} = F_y{}^{f_1} + F_y{}^{f_2} + F_y{}^{f_3}$
8)	Tasa de mortalidad total	$Z_{a,y}$	$Z_{a,y} = M_y + F_{a,y}$

Tabla 4. (continuación). Variables y ecuaciones que describen la implementación del modelo de evaluación de la merluza común.

Definiciones generales	Símbolo	Descripción	
9)	Números a la edad	$2< a \leq 13$; $y= 2\text{-}45$; $y=2\text{-}73$	$N_{a-1,y-1}e^{-Z_{a-1,y-1}}$
10)	Números a la edad	$a=13$; $y= 2\text{-}45$; $y=2\text{-}73$	$N_{a,y}+N_{a,y-1}e^{-Z_{a,y-1}}$
11)	Biomasa desovante	SSB_y	$SSB_y=\sum_a N_{a,y}e^{-\Delta^s Z_{a,y}}O_a\overline{w}_{a,y}$
12)	Biomasa de la captura en el año *y*. (desembarques estimados)	$\hat{Y}_y$	$\hat{Y}_y=\sum_a \frac{F_{a,y}}{Z_{a,y}}N_{a,y}(1-e^{-Z_{a,y}})\overline{w}_{a,y}$
13)	Índice de abundancia acústico (*s*) en el año *y*.	$\hat{B}_y^s$	$\hat{B}_y^s=q^s\sum_a N_{a,y}e^{-\Delta^s Z_{a,y}}\overline{w}_{a,y}S_{a,y}^{s_T}$
14)	Cpue estimada de flota de arrastre	$U_{2,y}$	$U_{2y}=q^f\sum_a N_{a,y}e^{-\frac{6}{12}Z_{a,y}}S_a^f\overline{w}_{a,y}$
15)	Opción capturabilidad variable		$q_{y+1}{}^f=q_y{}^f e^{\tau_y{}^f}$, $\tau^f \sim N(0,0.6)$

Tabla 5. Componentes de la función objetivo.

	Componentes de verosimilitud		Descripción/notas
15)	Índice de abundancia relativa de la flota arrastrera	$-\ln L_1 = \frac{1}{2\sigma^2}\ln\left(\frac{CPUE_y}{CPUE_y}\right)^2 + c_1$	$\sigma^2 = 0.2$
16)	Biomasa acústica	$-\ln L_2 = \frac{1}{2\sigma^2}\ln\left(\frac{B_y^c}{\hat{B}_y^c}\right)^2 + c_2$	$\sigma^2 = 0.1$
17)	Desembarques	$-\ln L_3 = \frac{1}{2\sigma^2}\ln\left(\frac{Y_y}{\hat{Y}_y}\right)^2 + c_3$	$\sigma^2 = 0.05$
18)	Reclutamiento	$-\ln L_4 = \frac{1}{2\sigma^2}\ln\left(\frac{N_{2,y}}{R_y}\right)^2 + c_4$	${\sigma_R}^2 = 0.6$
19)	Reclutamientos Ricker	$R_y = \alpha SB_{y-2}e^{-\beta SB_{y-2}}e^{\tau_y}$	$-10 \leq \tau \leq 10$ en escala Log
		$\varphi = \sum_a e^{-M_{0a-1}}W_a O_a + \frac{e^{M_{0a_{13}}}W_{a_{13}}O_{a_{13}}}{1-e^{-M_0}}$	
	Opción reclutamientos Ricker, Myers *et al* (1999).	$\alpha' = \frac{4h}{1-h};\ B_0 = R_0\varphi$	
		$R_y = \frac{B_{y-2}}{\varphi}\exp(\alpha'(1-\frac{B_{y-2}}{B_0}))$	

Tabla 5 (continuación). Componentes de la función objetivo.

	Componentes de verosimilitud		Descripción/notas
20)	Vector inicial de abundancia a la edad	$-\ln L_5 = \frac{1}{2\sigma^2}\ln\left(\frac{N_{a,1}}{N_{eq}}\right)^2 + c_5$	$\sigma^2 = 0.6$
21)	Abundancia inicial por edades	$N_{eq_a} = N_{eq_{a-1,1}} e^{-M_{0_{a-1,1}}}$	*a=2-13; y=1*
22)	Composición de la captura por edades	$-\ln L_5 = n^f p^f_{a,y} \ln(\hat{p}^f_{a,y})$	$n^f = 100$
23)	Proporción de la edad *a*, en la captura del año *y*	$p^f_{a,y} = \frac{C_{a,y}}{\sum_a C_{a,y}}$	
24)	Composición de edades del crucero acústico	$-\ln L_6 = n^s p^s_{a,y} \ln(\hat{p}^s_{a,y})$	$n^s = 50$
25)	Proporción a la edad en el crucero acústico del año *y*	$p^s_{a,y} = \frac{N^s_{a,y}}{\sum_a N^s_{a,y}}$	
27)	Función objetivo total a ser minimizada	$\dot{L} = \sum_k L_k$	

4.4. Análisis de casos

Los casos y modelos analizados consideraron los acuerdos alcanzados en la reunión de modelación y evaluación de stock (**Anexo 4**), las recomendaciones realizadas en el informe de revisión por pares del año 2011 (Parma 2011), las recomendaciones realizadas en el taller de evaluación de stock del año 2011 (Anexo 3 en Tascheri *et al.* 2012) y los comentarios recibidos en el comité científico.

De acuerdo con los acuerdos tomados en la reunión de modelación y evaluación (**Anexo 4**), el modelo base incluye las capturas totales y usa como información auxiliar la CPUE, la estructura de edades de las capturas de arrastre, la información de biomasa y edades del crucero acústico y la hipótesis de mortalidad natural variable debido a la jibia a partir del año 2001.

El modelo base fue explorado considerando la posibilidad de inciar la evaluación en el año 1940 o en 1968. En cada situación, se analizaron separadamente diferentes casos y en función de estos resultados se resolvió el conservar 2 escenarios, ambos con el año de inicio en el año 1968 (**Anexo 5**).

De esta manera, La incorporación de la recomendación 17 de la revisión por pares (Tabla 5 en Parma 2011), se realizó incluyendo un parámetro adicional de mortalidad (F_{ini}) para producir la condición inicial en 1968. Para estimar este parámetro, se empleó una prior normal con un valor medio de log(1), (un valor modal de la mortalidad por pesca estimada para el año 1968, el que se obtuvo cuando se inició la evaluación en 1940). Para esta estimación se usó una desviación estándar de 0,1.

En los dos casos que fueron seleccionados, se estimó la capturabilidad del crucero de evaluación directa y se asumió la hipótesis de un componente variable de mortalidad natural a partir del año 2001, este último considerado proporcional a la CPUA de jibia estimada a partir de los datos de capturas de investigación del crucero de evaluación directa. En estas dos situaciones, se estimó un parámetro adicional de mortalidad por pesca para producir el vector inicial de abundancia a la edad en el año 1968. Estos dos casos se decriben con mayor detalle en la sección siguiente.

4.5. Ajuste del modelo de evaluación

Caso 1: La selectividad se modeló en dos bloques temporales, comprendido el primero entre los años 1968 y 2003 y el segundo entre los años 2004 a 2012. En este caso, los devíos del reclutamiento fueron restringidos a reclutamentos estimados con el modelo de Ricker usando la formulación empleada en Tascheri *et al*. (2012). En la Tabla 3 del Anexo 5, este caso se identifica con la letra C.

El ajuste a las composiciones de edad de las capturas de la flota de arrastre se consideró adecuado, tomando en cuenta los ajustes que normalmente se obtienen cuando se obtiene una convesgencia satisfactoria del modelo (**Figura 23**, Figura 5 en el **Anexo 5**).

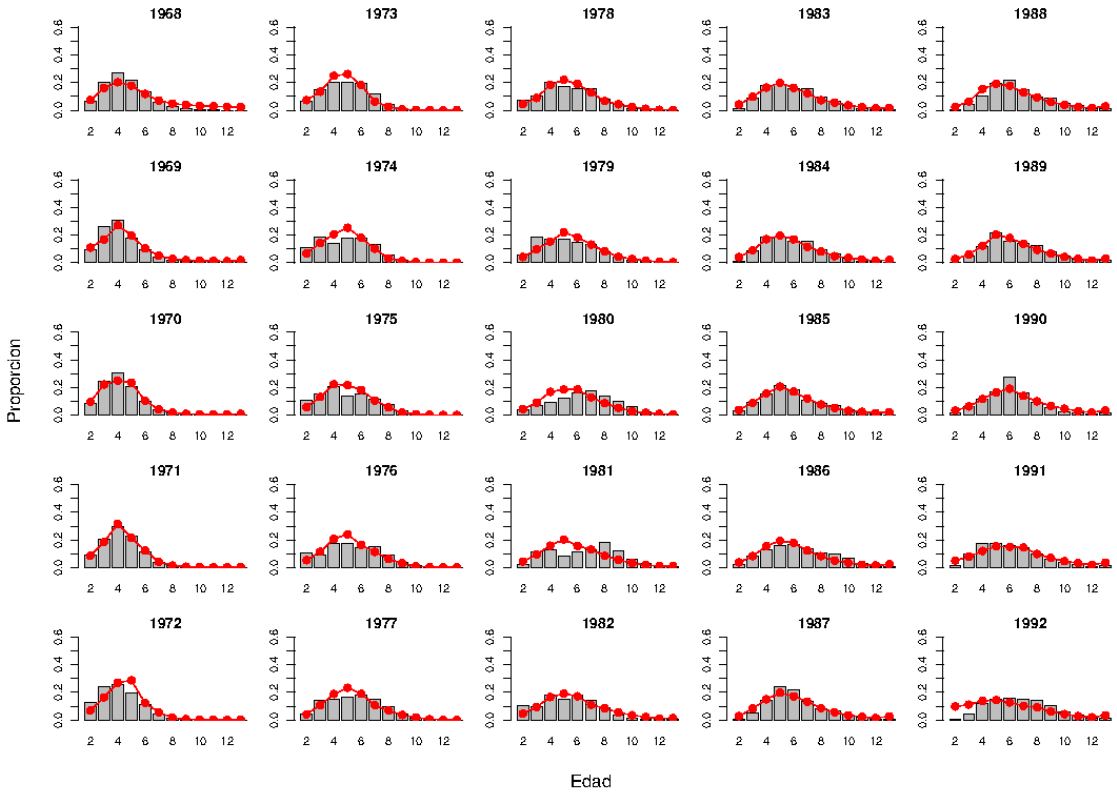


Figura 23. Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de las capturas de merluza común extraídas por la flota arrastrera entre los años 1968 y 1992. Caso 1.

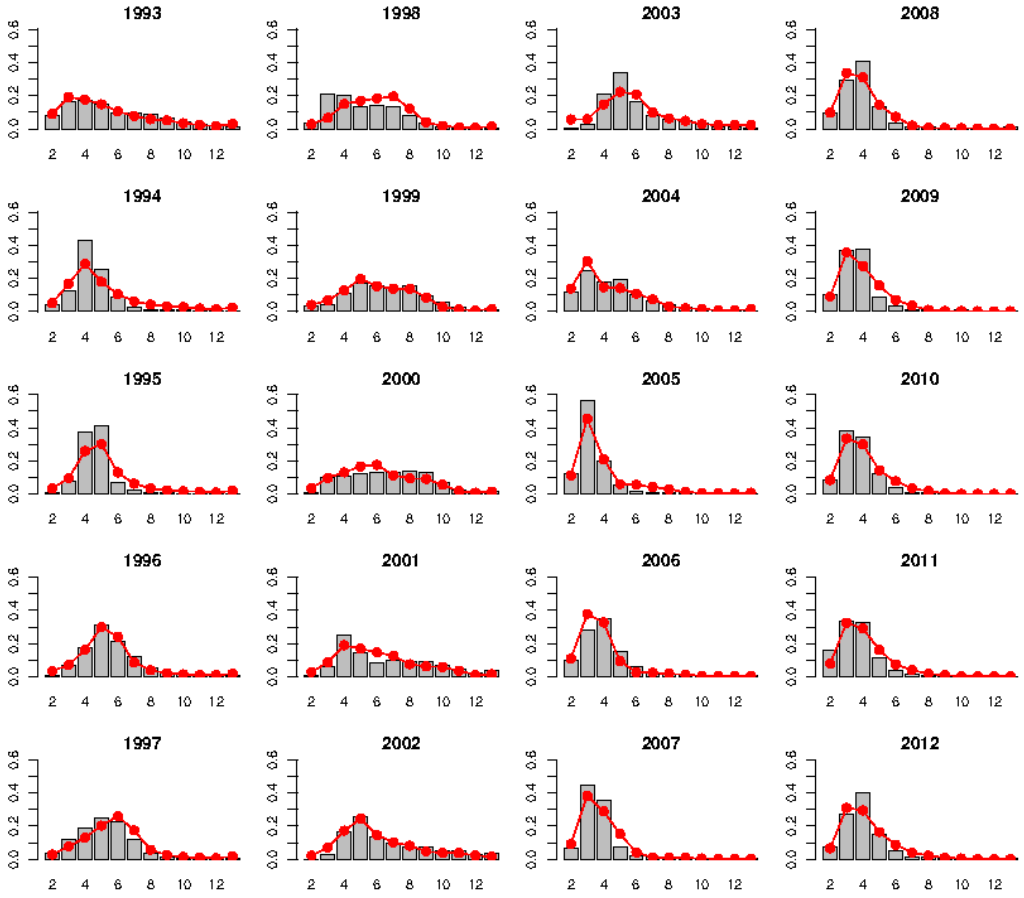


Figura 23. (continuación). Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de las capturas de merluza común extraídas por la flota arrastrera entre los años 1993 y 2012. Caso1.

La falta de un buen ajuste en determinados años se debe en parte al uso de una forma funcional de selectividad en dos bloques de años. El asumir una selectivdad constante al interior de cada uno de estos bloques, necesariamente mostrará algún grado de falta de ajuste en los años en los que la selectividad discrepa de la curva promedio estimada para ese bloque particular de años.

El tamaño de muestra de versosimilitud multinomial de este componente de los datos fue fijado en 100.

El ajuste a los datos de composición de edades de la biomasa estimada por medios acústicos con el modelo base, es normalmente inferior al ajuste de las composiciones de edad de las capturas. Como excepciones a esta situación se pueden referir las composiciones de edad de la biomasa de los últimos dos años de la serie (**Figura 24**).

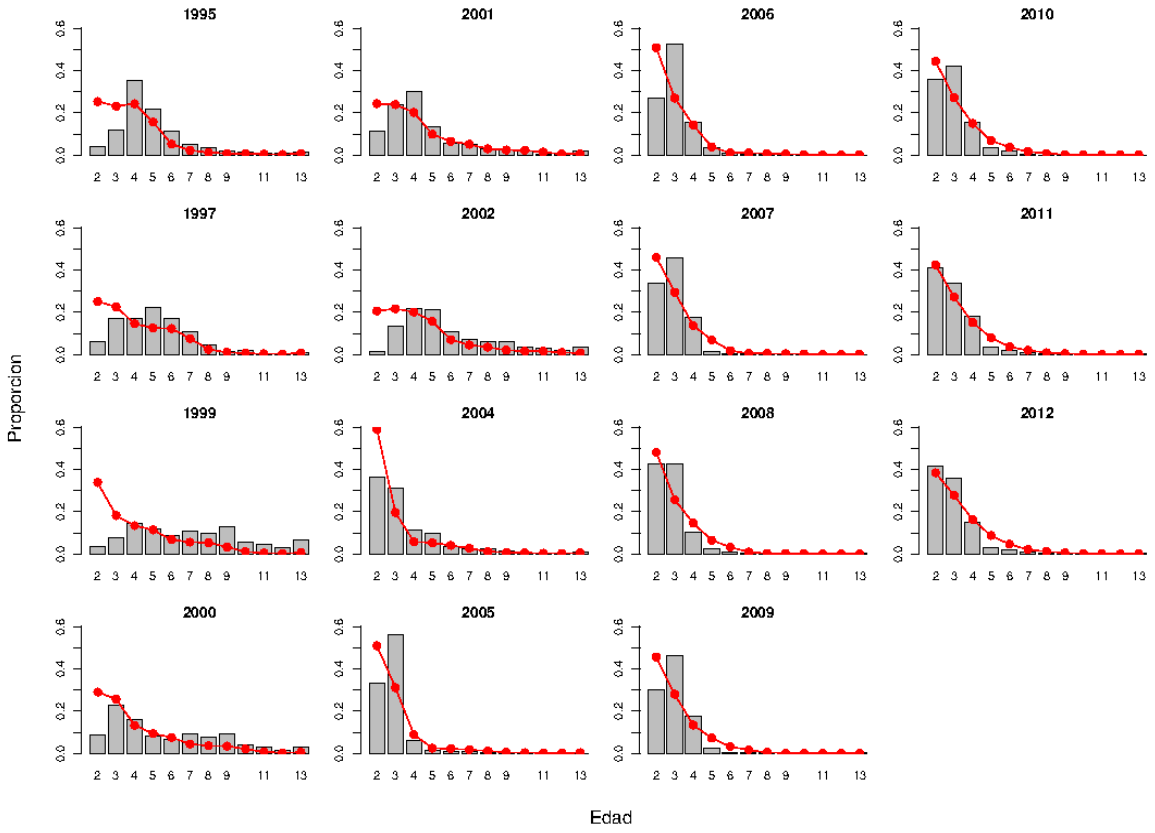


Figura 24. Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de la biomasa estimada mediante métodos acústicos entre los años 1995 y 2012. Caso 1.

En este Caso, los ajustes del índice de CPUE y las capturas se observaron adecuados. Esto deriva del uso de una capturabilidad variable en el tiempo en el primer caso y un coeficiente de variación muy pequeño en el segundo. El ajuste de la biomasa estimada por métodos acústicos fue sólo satisfactorio para los últmos años de la serie (**Figura 25**).

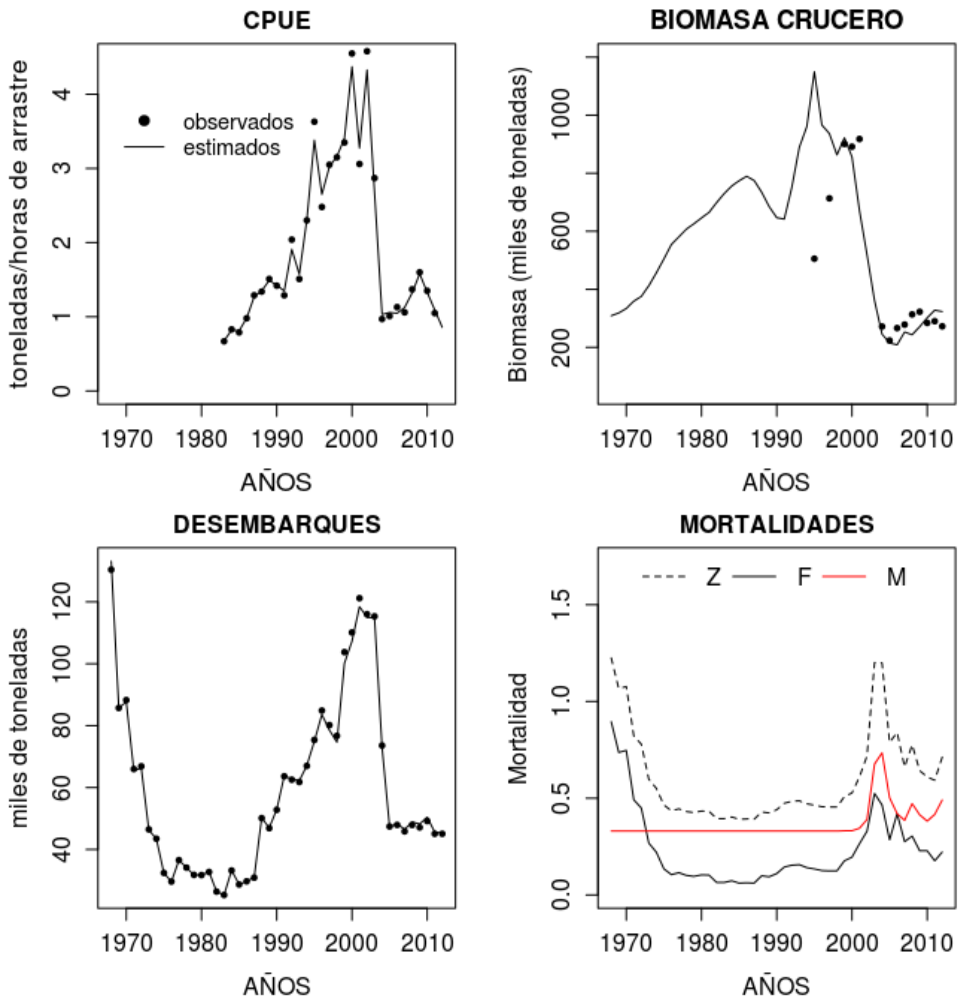


Figura 25. Ajuste de los índices de abundancia relativa (CPUE y biomasa acústica), de las capturas totales y mortalidades estimadas en el Caso 1.

Caso 2: La selectividad se asumió constante para el bloque de años 1968 a 2003, pero a diferencia del caso anterior, se permitió que ésta variara en función del tiempo a partir del año 2004. Como en el Caso 1, los desvíos del reclutamiento también fueron restringidos a valores estimados usando el modelo de Ricker, pero en este caso estos últimos fueron estimados usando la relación entre el parámetro steepness (h) y la contribución reproductiva máxima de un individuo a lo largo de su vida, de manera que las funciones de Beverton y Holt y Ricker tengan la misma pendiente en el origen (Myers *et al*. 1999, Parma 2011). Para estos efectos el parámetro h fue fijado en 0,65. La especificación de este caso fue establecida de modo similar al caso D en la Tabla 3 del **Anexo 5**.

En este caso, el ajuste de las estructuras de edad de la captura fue similar al del caso anterior, lo que es de esperar dado que la aproximación metodológica para modelar la selectividad entre 1968 y 2003 fue la misma en ambos casos (**Figura 26**).

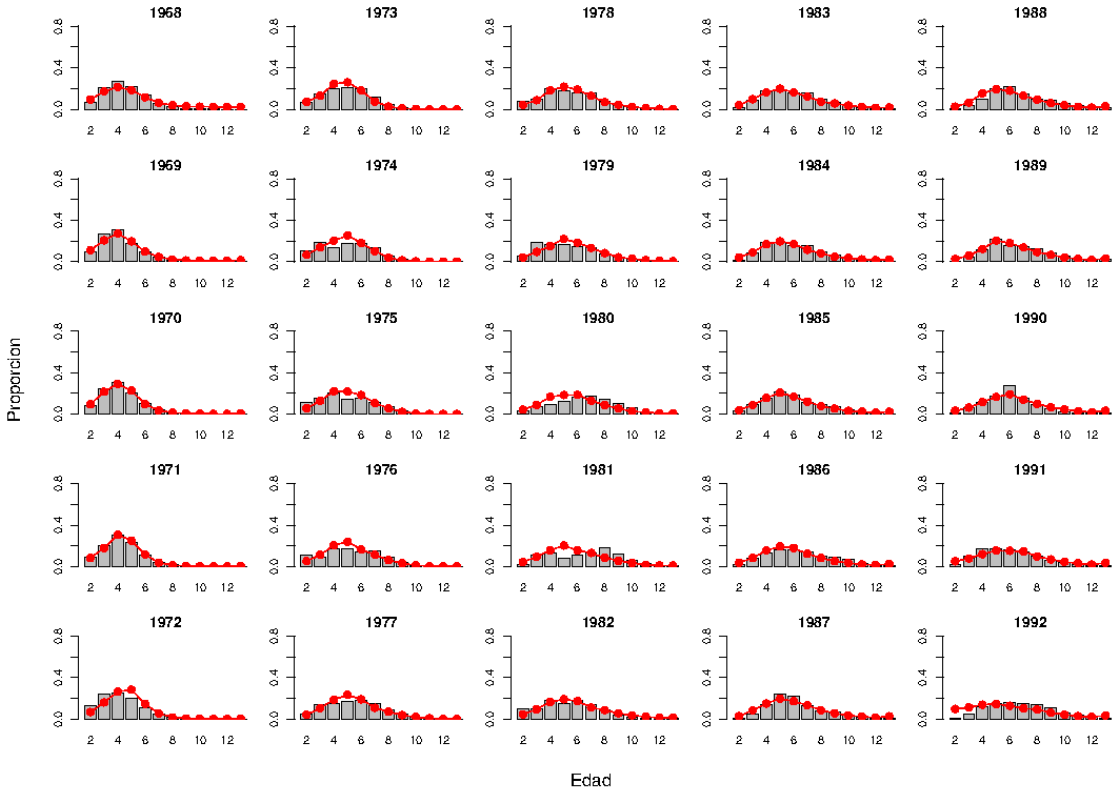


Figura 26. Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de las capturas demerluza común extraídas por la flota arrastrera entre los años 1968 y 1992. Caso 2.

En el Caso 2 la selectividad se modeló dependiente del tiempo para los años 2004 a 2012. El ajuste en estos años refleja en algún grado esta decisión metodológica, aún cuando no fue radicalmente mejor al observado en el Caso 1 (**Figura 26**). Esto posiblemente se debió a que la selectividad en este caso, aún dependió de una forma funcional particular, a pesar de que a ésta se le permitió variar entre los últimos nueve años de la serie.

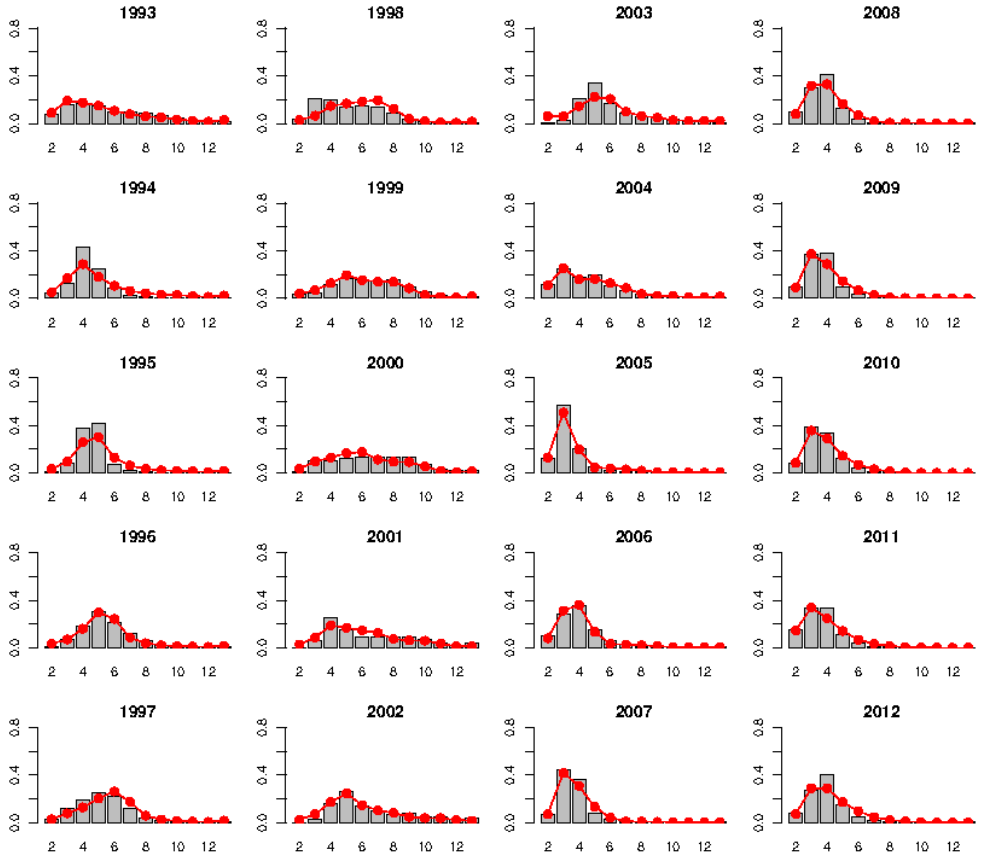


Figura 26. (continuación). Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de las capturas de merluza común extraídas por la flota arrastrera entre los años 1968 y 1992. Caso 2.

El ajuste de la composición de edades de la biomasa estimada a través de cruceros de evaluación directa fue similar al observado en el Caso 1. En general estos ajustes fueron mejores para los útlimos ocho años de la serie. Por el contrario, en los primeros siete, se observó una tendencia a sobreestimar la abundancia de la edad 2 (**Figura 27**).

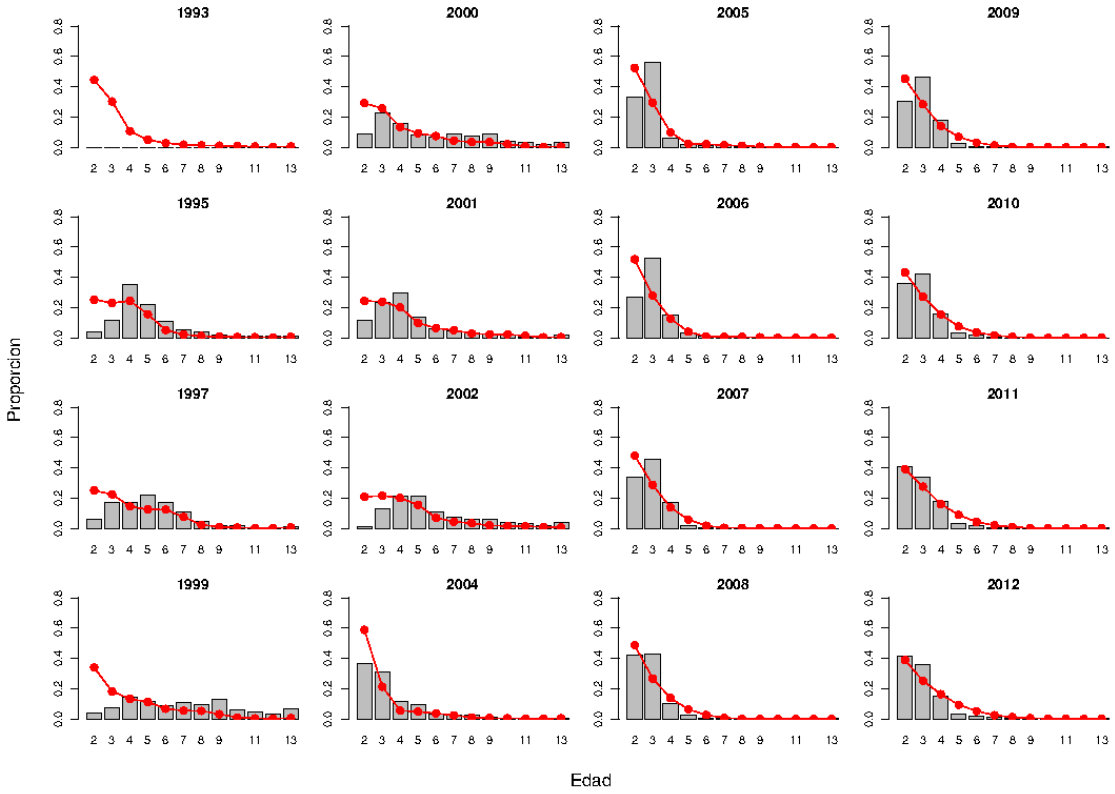


Figura 27. Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de la biomasa estimada mediante métodos acústicos de evaluación directa entre los años 1995 y 2012. Caso 2.

Los ajustes a los índices de abundancia y desembarque fueron también similares a los del Caso 1, observándose un mejor ajuste e el caso de la CPUE de la flota de arrastre y el desembarque, Nuevamente, en el caso de la biomasa del crucero el ajuste es bueno sólo para los últmos nueve años de la serie (**Figura 28**).

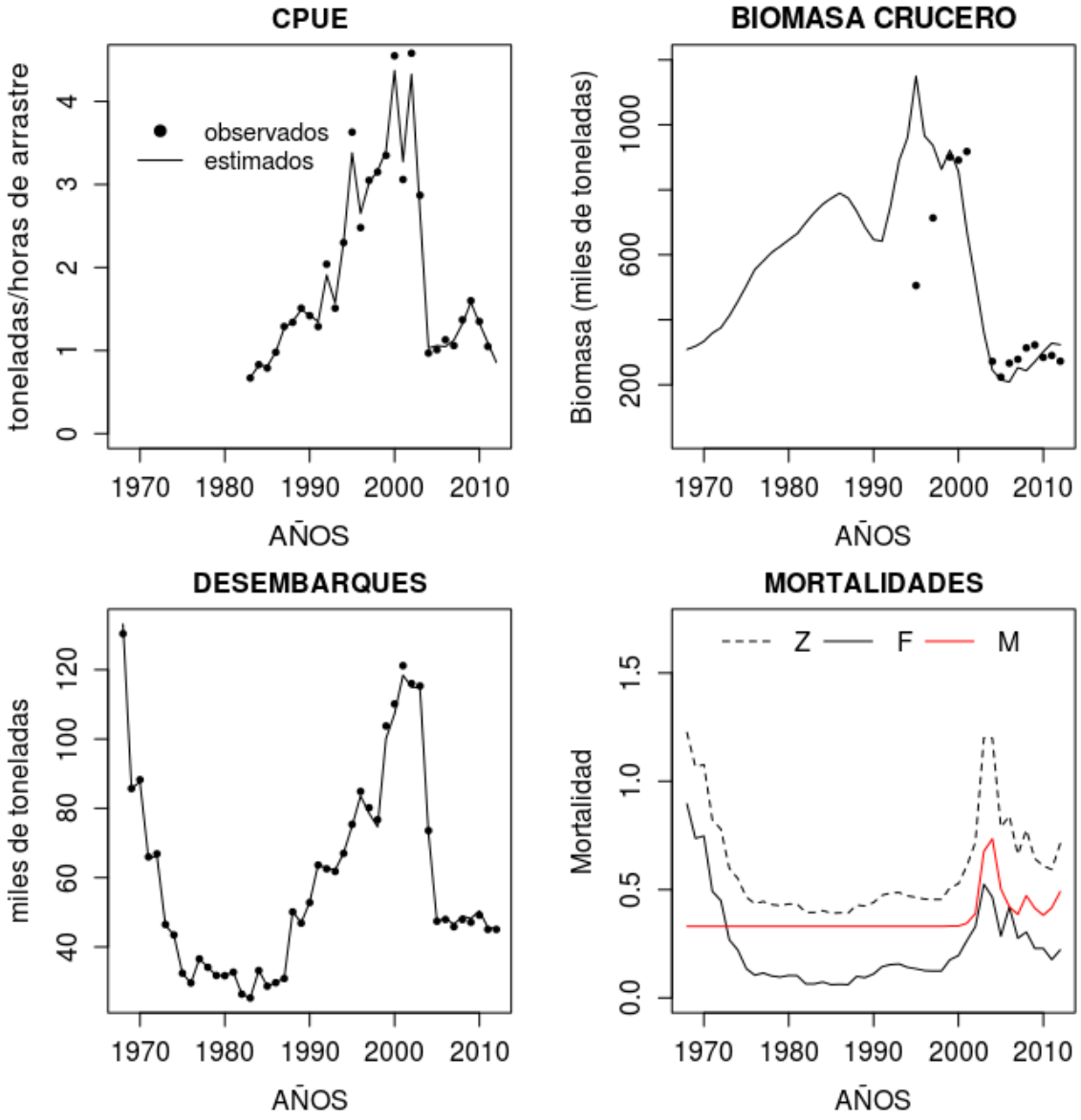


Figura 28. Ajuste del modelo a los datos de composición de edades de la biomasa estimada mediante métodos acústicos de evaluación directa entre los años 1995 y 2012. Caso 2.

4.6. Resultados de la evaluación de stock

De acuerdo con el índice de abundancia local de jibia basado en la CPUA medida en los crucero de evaluación directa de merluza común, la abundancia de jibia comenzó a incrementarse en el año 2001alcanzando un valor máximo en los años 2003 y 2004 (**Figura 21**). En los años siguientes, el índice sugiere que la abundancia local de jibia disminuyó respecto de los años 2003 y 2004 pero sin regresar a los niveles que presentaba antes del año 2001. De acuerdo con esta información y el modo en que la mortalidad natural es modelada entre los años 2001 y 2012 (Tabla 3, Ecuación 6), el factor de mortalidad adicional debido a la predación por jibia pudo remover hasta un máximo de 30% del stock en el año 2004. En téminos de biomasa, entre los años 2003 y 2004, esta pudo alcanzar entre 259 mil y 289 mil toneladas dependiendo del caso analizado (**Figura 29**).

Esta fracción es menor a la estimada en Tacheri *et al.* (2012), lo que se debe a la menor escala de los reclutamientos estimados en este estudio.

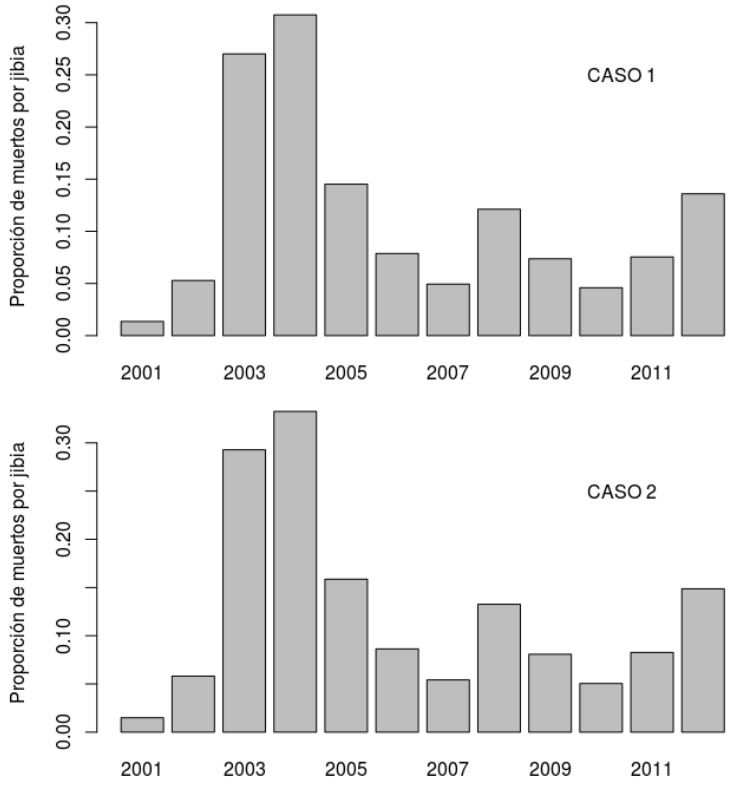


Figura 29. Proporción de la población de merluza común removida por el factor de mortalidad natural variable proporcional a la CPUA (t/km2) de jibia registrada en los cruceros de evaluación directa de la abundancia.

Las mortalidades por pesca estimadas dan cuenta de las fases de desarrollo, cambios en la abundancia y regulaciones, que ha experimentado la pesquería de merluza común (**Figuras 25** y **28**, Tascheri *et al.* 2012).

Las selectividades estimadas en tanto, describen adecuadamente el cambio de 8 a 5 años que experimentó la edad completamente reclutada a la pesquería a partir del año 2004. En esto, los dos casos se diferencian en el modo gradual en que la totalidad de la mortalidad por pesca comienza a ser experimentada por los peces de edad 5 en el Caso 2 se ve la forma abrupta en que esto ocurre cuando la selectividad es modelada en bloques de años (**Figuras 30** y **31**). A partir del año 2004, la selectividad de la pesquería se ubica en la misma posición en que lo hace la ojiva de madurez sexual normalmente usada en la evaluación de stock (**Figura 31**).

De particular interés es el componente variable de la mortalidad natural, que en el modelo opera entre los años 2001 y 2012 (**Figuras 25** y **28**). En la revisión de pares, se recomendó estimar las tendencias en M de manera empírica, a fin de chequear de manera regular el supuesto de proporcionalidad con la CPUA de jibia (Parma 2011).

La estimación de un componente variable de M mediante un random walk entre los años 2001 y 2012, resultó en un incremento de la mortalidad natural a partir del año 2011 lo que es consistente con la noción de un incremento en M en estos años. Las tendencias en M estimadas mediante un random walk y mediante una proporcionalidad directa con la CPUA de jibia obtenida del crucero de evaluación sin embargo, siguien tendencias opuestas luego del año 2006 (Figura 7 del **Anexo 5**).

La mayor mortalidad natural estimada en este conunto de años, es consistente con una disminición en la capturabilidad del crucero, la que fue estimada entre 0,94 a 0,96 en los diferentes casos analizados en el Anexo 5. Sin embargo, las diferencias en las tendencias obtenidas con los dos procedimientos utilizados para estimar el componente variable de M, pueden ser indicativas de que la CPUA medida en el crucero no es un buen índice de abundancia local de jibia entre los años 2006 y 2012 o que existe otro componente no cuantificado de mortalidad natural.

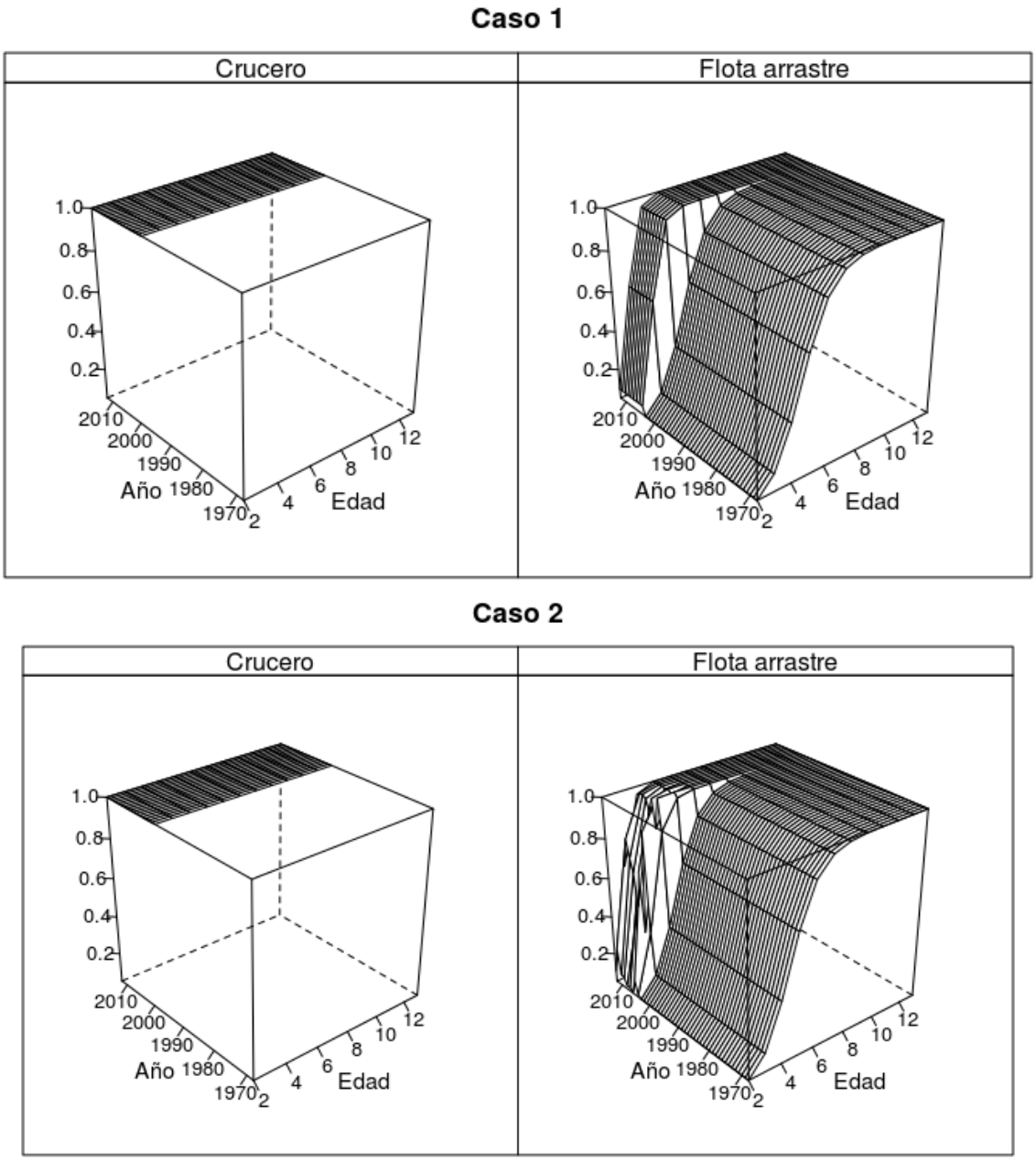


Figura 30. Selectividades estimadas para el crucero de evaluación acústica y la flota de arrastre. En el Caso 1, la selectividad de la flota de arrastre se estimó en dos bloques de años: 1968-2003, 2004-2012, mientras que en el Caso 2, se estimó una selectividad fija para el primer bloque de años y variable en el tiempo para el segundo bloque. En ambos casos, la selectividad del crucero se asumió igual a 1 para todas las edades.

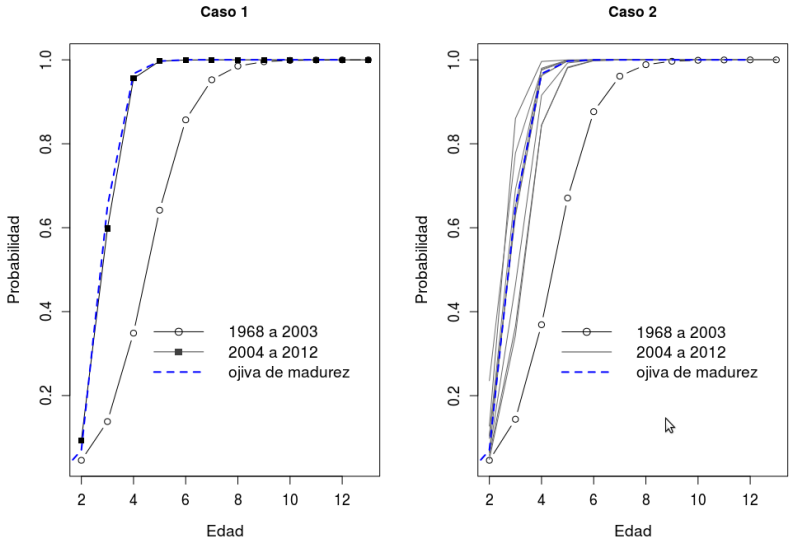


Figura 31. Selectividades estimadas para los períodos de años 1968 a 2003 y 2004 a 2012 en dos Casos analizados y ojivas de madurez sexual correspondientes a los mismos intervalos de tiempo.

Los reclutamientos estimados en las últimas evaluaciones de stock de merluza común desarrolladas por IFOP, frecuentemente han presentado un patrón conformado por dos períodos de años: uno de reclutamientos bajos entre 1968 y 1990 y otro de reclutamientos altos entre 1990 y 2011, lo que sugiere períodos con diferente productividad (Taschери *et al*., 2010).

Los análisis de sensibilidad conducidos con el modelo base de evaluación, han mostrado que este patrón en los reclutamientos no era robusto a cambios menores en la configuración del modelo, en particular a la inclusión de la CPUE de jibia (Tacheri *et al.* 2012).

De acuerdo con lo anterior, los reclutamientos estimados con la presente configuración del modelo base no exhiben el incremento en productividad antes observado en los años que siguen al 2004, más bien una productividad de magnitud similar a la estimada para los años 1968 a 1990. En la primera mitad de los años 90s tiene lugar un máximo en los reclutamientos que tiene luegar (**Figura 32**). Este patrón en los reclutamientos fue observado tanto en los casos descritos en esta sección del informe como también en los demás casos reportados en el Anexo 5, independiente de si la predación por jibia fue incluida o no en el modelo.

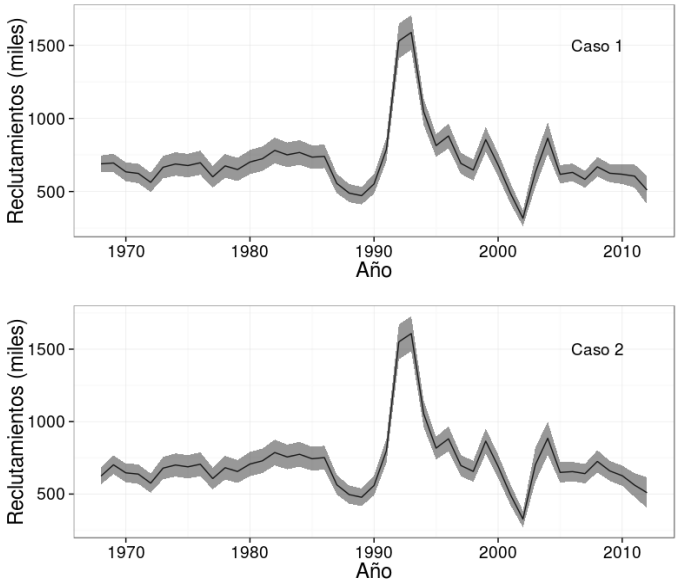


Figura 32. Reclutamientos estimados en los Casos analizados, incluyendo el intervalo de confianza de 95%.

De acuerdo con las tendencias estimadas del reclutamiento, los desvíos exhiben un patrón de fuctuación cíclico, con una serie de desvíos positivos de gran magnitud en la primera mitad de los años 90s (**Figura 33**).

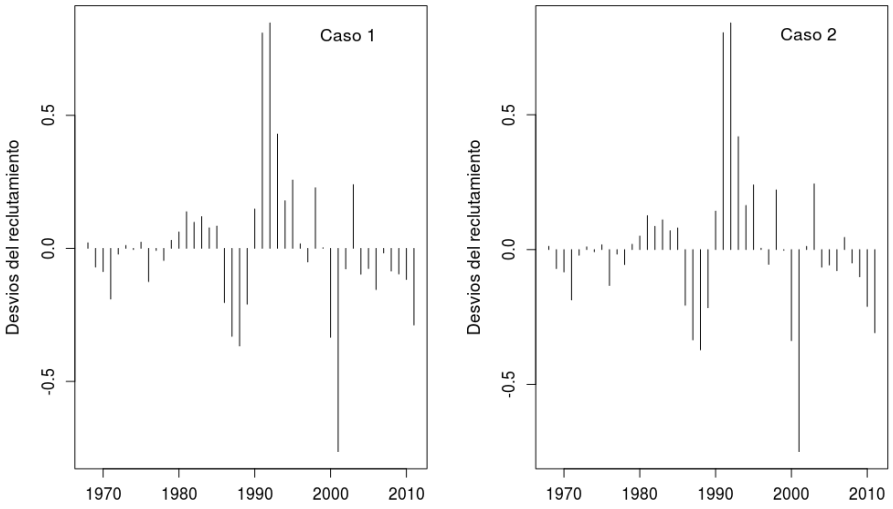


Figura 33. Desvíos del reclutamiento estimados en dos casos analizados con el modelo base de evaluación de merluza común.

Las fluctuaciones de las biomasas (biomasas total, desovante y explotable) estimadas en los dos casos son de similar magnitud y consecuentemente, sólo se describen con relación al Caso 1.

La **biomasa total** es el peso de la población de 2 años o más, presente a inicios de cada año.
La **biomasa desovante**, es el peso de la población que ha alcanzado la madurez sexual y se encuentra presente a inicios de agosto.
La **biomasa explotable** o vulnerable, es el peso de la población accesible a la pesca a inicios de cada año.

Entre los años 1969 y 1996, la **biomasa total** se incrementó de manera continua de 400 mil toneladas a 1 millón 308 mil toneladas, creciendo en un 200% (**Figura 34**). Entre los años 1997 y 2000, ésta disminuyó lentamente a razón de un 5% anual desde un millón 200 mil toneladas a aproximadamente un millón de toneladas y luego rápidamente (12% anual), de 990 mil toneladas en el año 2001 a 291 toneladas en el año 2007, lo que equivale a una reducción de un 70%. En los últimos cinco años, la biomasa total se ha mantenido en torno a las 350 mil toneladas (**Figura 34**, **Tabla 6**).

Entre 1968 y 1996 la **biomasa desovante** creció de 132 mil toneladas a 764 mil toneladas (500%), disminuyendo luego levente entre 1997 y el año 2000, a razón de un 7% anual. Entre los años 2001 y 2005, la biomasa desovante se redujo en un 83%, alcanzando un mínimo de 80 mil toneladas. Para el año 2012, la biomasa desovante fue estimada en 130 mil toneladas, equivalentes a un incremento de 61% respecto de la biomasa desovante presente en el año 2005 (**Figura 34**, **Tabla 6**).

La **biomasa explotable** se incrementó en un 450% entre 1968 y 1997, alcanzando 567 mil toneladas (**Figura 34**). Con posterioridad a este último año, esta biomasa inició una gradual disminución y se estima que para el año 2000 se había reducido en 100 mil toneladas. La reducción de la biomasa vulnerable continuó hasta el año 2006, punto el cual alcanzó un mínimo de 126 mil toneladas. Luego de este punto, esta fracción de la biomasa total inició un incremento muy gradual (6% anual), estimándose para el año 2012 en 178 mil toneladas (**Figura 34**, **Tabla 6**).

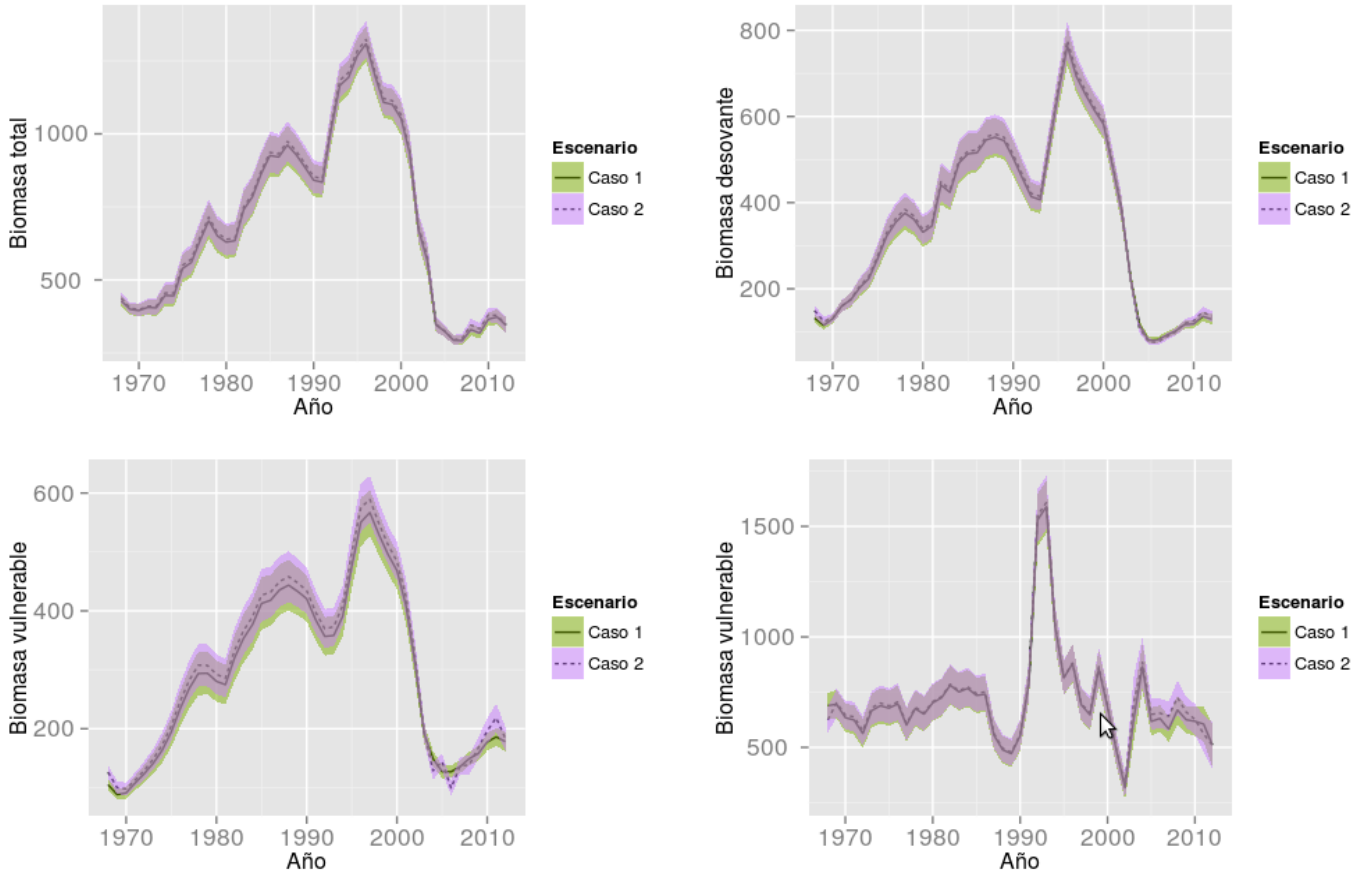


Figura 34. Evolución de la biomasa total (2+), desovante y vulnerable de merluza común entre los años 1968 y 2012 para los dos Casos analizados. Se incluye la banda de confianza de 95%.

Tabla 6

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de la merluza común, estimadas para los años 1990 a 2012. Caso 1.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (n)	Mort. Pesca (F)	Tasa Explot. (u)
1990	842	504	421	552	0.11	0.09
1991	835	458	385	790	0.15	0.12
1992	1016	414	357	1530	0.16	0.13
1993	1166	407	358	1589	0.16	0.13
1994	1193	531	391	1046	0.15	0.12
1995	1268	656	476	814	0.14	0.11
1996	1308	764	551	880	0.13	0.11
1997	1201	693	567	693	0.13	0.10
1998	1108	652	530	647	0.13	0.10
1999	1101	614	496	855	0.18	0.14
2000	1053	582	469	683	0.20	0.16
2001	932	486	409	487	0.27	0.20
2002	672	383	311	317	0.34	0.24
2003	567	226	192	630	0.54	0.32
2004	346	116	149	865	0.40	0.24
2005	324	80	127	618	0.32	0.22
2006	294	82	127	631	0.33	0.23
2007	293	92	136	583	0.28	0.20
2008	330	102	149	669	0.28	0.20
2009	318	117	158	625	0.24	0.18
2010	366	118	177	618	0.25	0.19
2011	373	136	186	606	0.21	0.16
2012	345	130	178	510	0.23	0.16

Tabla 7

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de la merluza común, estimadas para los años 1990 a 2012. Caso 2.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (n)	Mort. Pesca (F)	Tasa Explot. (u)
1990	854	512	435	559	0.11	0.09
1991	847	466	398	800	0.14	0.11
1992	1031	421	370	1551	0.15	0.12
1993	1183	415	373	1608	0.16	0.12
1994	1210	541	409	1054	0.14	0.11
1995	1284	667	500	817	0.13	0.11
1996	1323	777	575	882	0.13	0.10
1997	1215	704	589	697	0.12	0.10
1998	1121	660	548	657	0.12	0.10
1999	1114	622	513	866	0.18	0.14
2000	1066	590	484	691	0.20	0.15
2001	945	493	424	495	0.27	0.20
2002	682	388	323	328	0.33	0.23
2003	583	224	196	702	0.52	0.31
2004	349	108	129	885	0.47	0.27
2005	325	77	144	650	0.29	0.20
2006	294	76	99	655	0.42	0.28
2007	300	89	137	641	0.28	0.20
2008	346	100	138	726	0.30	0.21
2009	333	120	167	660	0.23	0.17
2010	381	126	196	627	0.23	0.17
2011	379	146	219	562	0.18	0.13
2012	347	136	183	509	0.22	0.16

4.7. Diagnóstico del modelo

El tamaño de muestra efectivo de la distribución multinomial de la composición de edades del crucero de evaluación se asumió igual a 50 y la selectividad del curcero se asumió igual a 1 para todas las edades. En el Caso 1 se observó en general una buena correspondencia ente las prorciones estimadas y observadas de las edades mayores al grupo de edad 3 en todos los años sin que se observen residuos fuertes negativos o positivos (**Figura 35**).

En el grupo de edad 3, se observa que el modelo sub-estima sistemáticamente la abundancia de esta edad en el crucero de evaluación entre los años 2004 a 2012. En la edad 2 en cambio, se observan residuos negativos relativamente fuertes entre los años 1995 y 2010, sugiriendo una sobre-estimación de los reclutamientos en los años de mayor y menor abundancia. La coincidencia de los años con sub y sobre estimaciones de las edades 2 y 3 pueden por otro lado tambien deberse a errores en la lectura de edades (**Figura 35**).

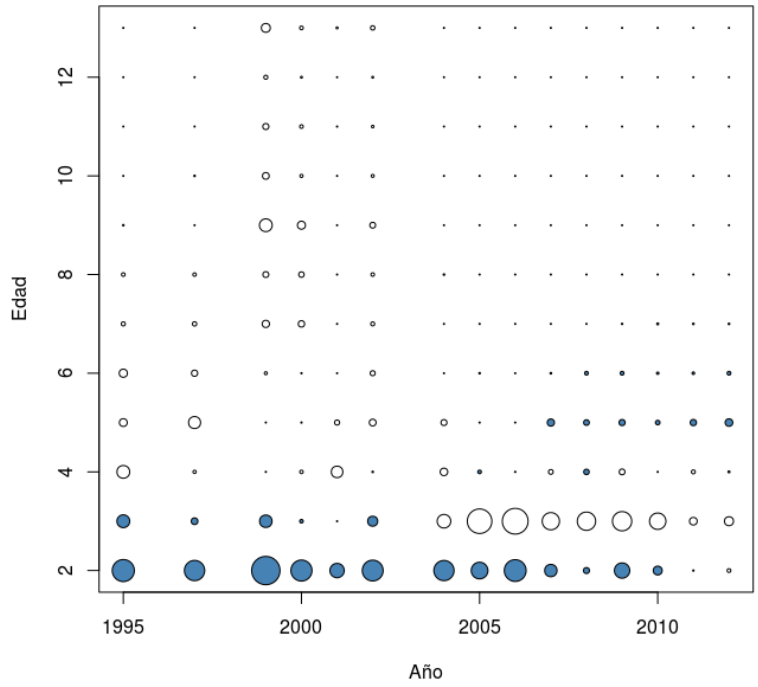


Figura 35 Gráfico de burbuja de los residuos de Pearson de las proporciones a la edad de la composición de edades del crucero de evaluación directa. Los círculos blancos son residuales positivos y los azules negativos. Caso 1.

El tamaño de muestra de la distribución multinomial de la composición de edades de la captura comercial fue fijado en 100, confieriéndole de este modo mayor peso a la composición de edades de la captura comercial en la versosimilitud total del modelo. Para la selectividad de la captura comercial se adoptaron en el Caso 1 dos bloques de años, al interior de los cuales la selectividad logística se mantuvo constante.

En el primer bloque de años el modelo tiende a sobre estimar las cohortes de los años 1968 a 1972 en la edad 5. Luego del año 1990, el modelo tiende más bien a sub-estimar las edades 3 a la 5 (**Figura 36**).

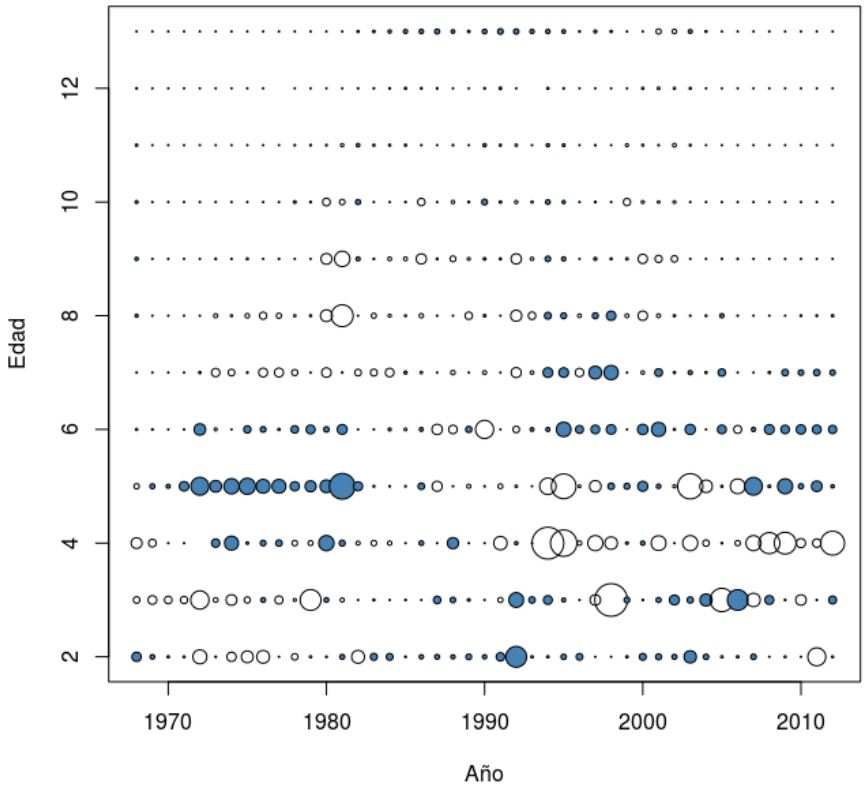


Figura 36. Gráfico de burbuja de los residuos de Pearson de las proporciones a la edad de la composición de edades de la captura comercial. Los círculos blancos son residuales positivos y los azules negativos. Caso 1.

Se condujo un análisis retrospectivo para examinar la sensibilidad de las estimaciones de biomasa desovante, mortalidad por pesca y reclutas de edad 2, a la inclusión de nuevos datos (**Figura 37**).

Los resultados mostraron un sesgo retrospectivo hacia un incremento en biomasa. En otras palabras a medida que se remueven datos, las estimaciones de biomasas tendieron a incrementarse. La situación inversa se observó en el caso de la mortalidad por pesca, la que presento un sesgo al disminuir con la remoción de datos. La situación observada en los reclutamientos fue diferente, en donde a medida que se removieron datos, dependiendo del año, los reclutamientos pudieron estar sesgados tanto hacia el incremento como a una disminución (**Figura 37**).

En general, los resultados obtenidos con el Caso 2 fueron muy similares al Caso 1, de este modo los patrones observados en los residuos de las composiciones de edad del crucero de evaluación son escencialmente los mismos, con una buena correspondencia en las edades mayores a 3 pero con sub-estimaciones de la edad 3 entre los años 2005 y 2010 y sobre–estimaciones de la edad 2, prácticamente en todos los años con excepción de los años 2008, 2011 y 2012 (**Figura 38**).

Para la selectividad de la captura comercial en el Caso 2 también se usaron dos bloques de años, con la diferencia que en el Caso 2 se permitió a la selectividad variar anualmente. De acuerdo con esta configuración, los residuos del primer bloque de tiempo (años 1968 a 2003) exhiben sobre-estimaciones de la edad 5 entre los años 1970 y 1980 (**Figura 39**). A pesar de las diferencias en la forma de modelar la selectividad del segundo bloque de años (años 2004 a 2012), en el Caso 2 se observó la misma tendencia a sub-estimar la edad 4 entre los años 1994 y 2012. También se observaron residuos relativamente fuertes en la edad 5 para los mismos años, pero en este caso la falta de ajuste se debe tanto a sub como sobre estimaciones. (**Figura 39**).

Al igual que en el Caso 1, el Caso 2 exhibió incremento en las estimaciíones de biomasa. a medida que se removieron datos. Del mismo modo, la mortalidad por pesca, tendió a disminuir con la remoción de datos. Los reclutamientos mostraron sesgos tanto positivos como negativos (**Figura 40**).

A requerimiento de la Subsecretaría de Pesca, el IFOP incorporará el uso de simulación para probar sus modelos de evaluación de stock. Un primer paso para materializar este objetivo, ha sido programado para los días 11 al 13 de diciembre de 2012, fechas en que tendrá lugar un Seminario/Taller Internacional de Validación de modelos de evaluación de stock. En esta oportunidad se contará con la asesoría experta del señor Chris Francis (NIWA, Nueva Zelanda; **Anexo 6**).

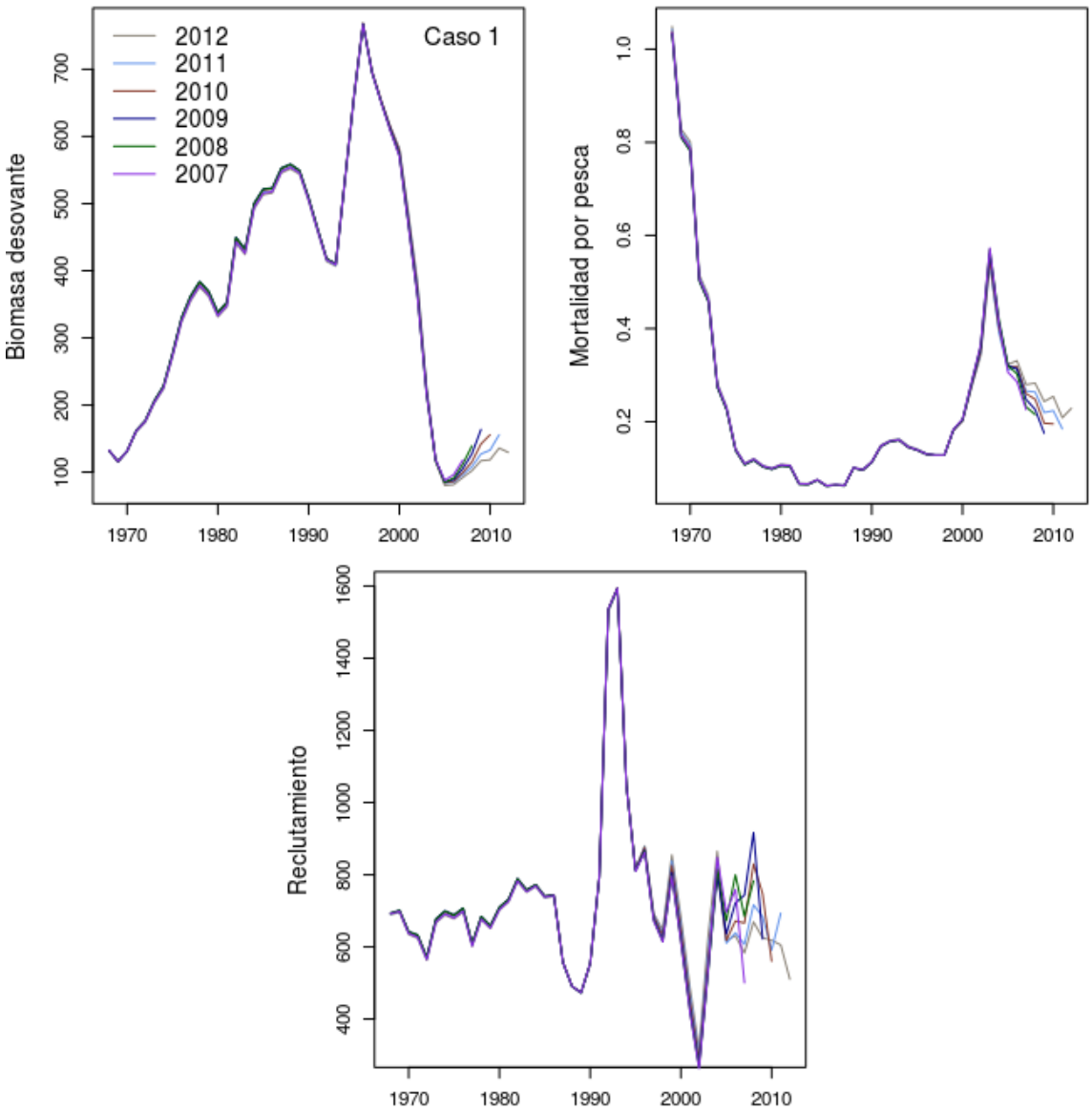


Figura 37. Estimaciones máximo verosímiles retrospectivas de la biomasa desovante, mortalidades por pesca y de los reclutamientos de merluza común, estimadas en el análisis retrospectivo de los años 2007 a 2012. Caso1.

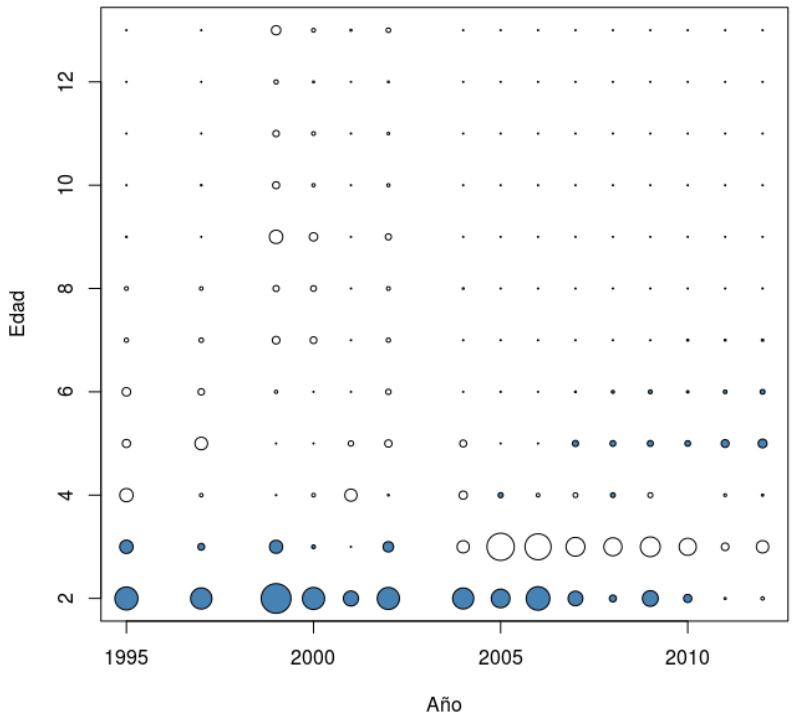


Figura 38 Gráfico de burbuja de los residuos de Pearson de las proporciones a la edad de la composición de edades del crucero de evaluación directa. Los círculos blancos son residuales positivos y los azules negativos. Caso 2.

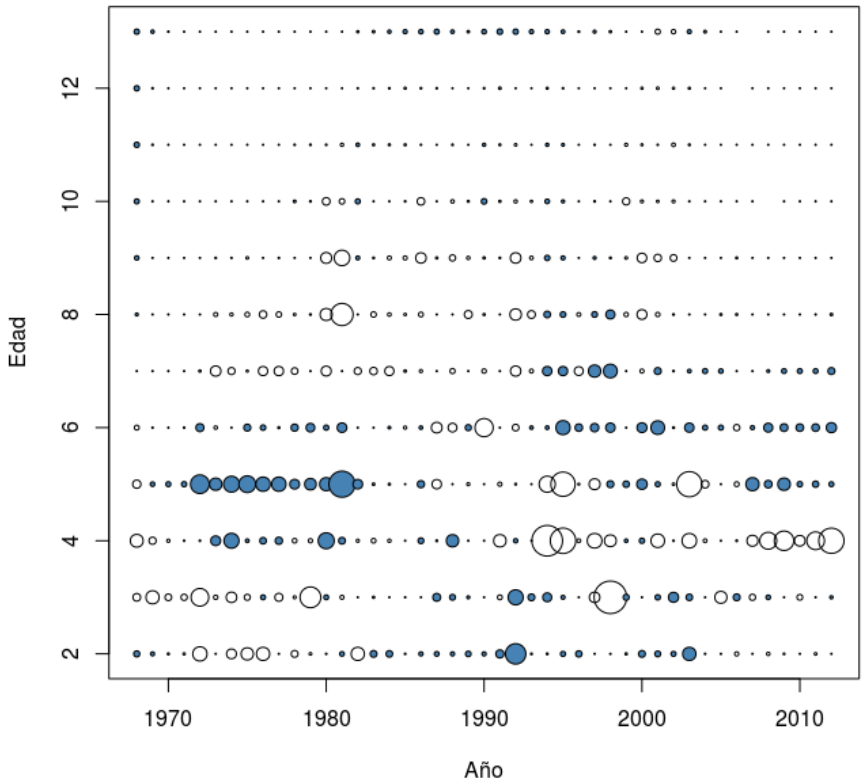


Figura 39 Gráfico de burbuja de los residuos de Pearson de las proporciones a la edad de la composición de edades de la captura comercial. Los círculos blancos son residuales positivos y los azules negativos. Caso 2.

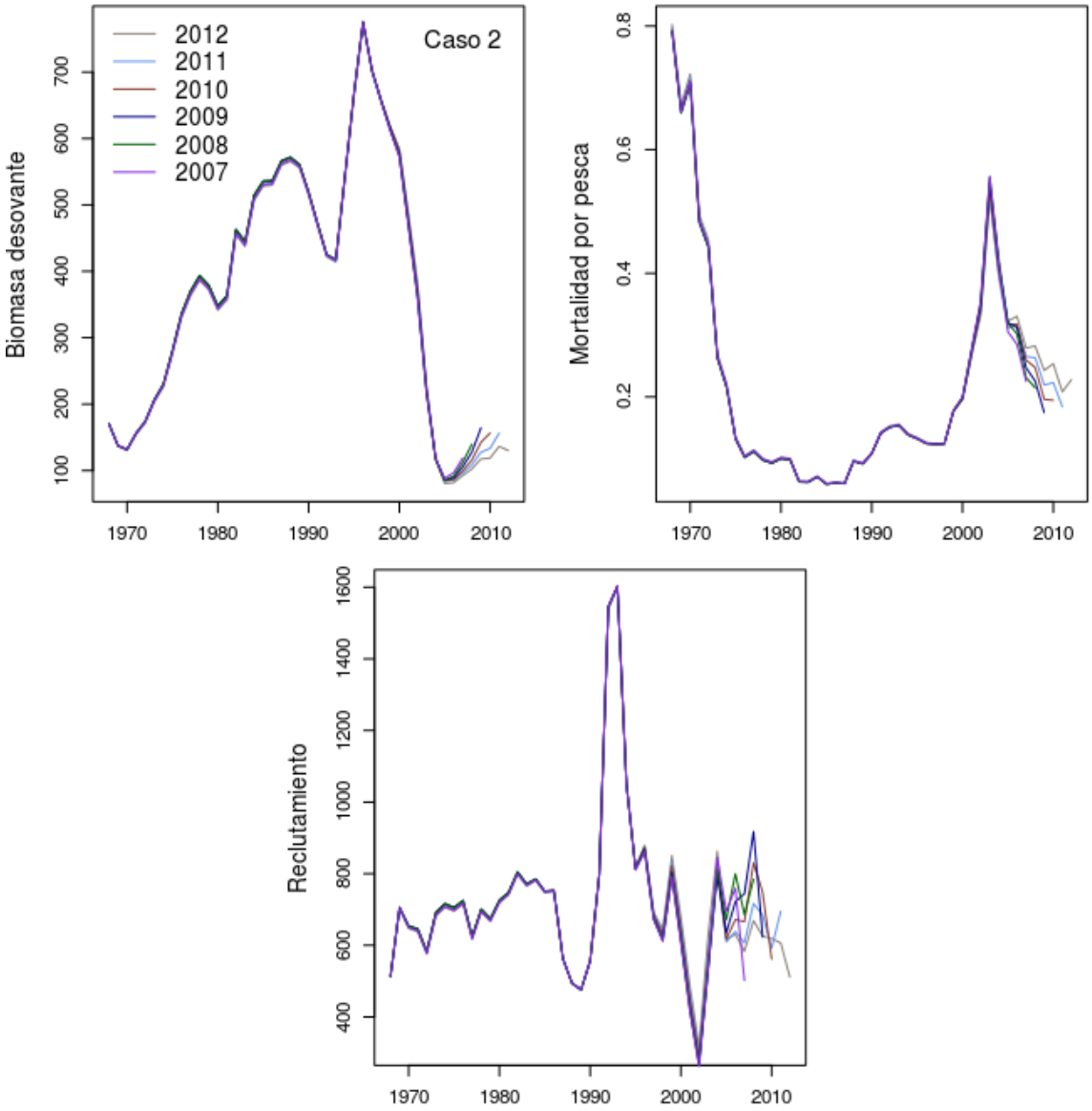


Figura 40. Estimaciones máximo verosímiles retrospectivas de la biomasa desovante, mortalidad por pesca y de los reclutamientos de merluza común, estimadas en el análisis retrospectivo de los años 2007 a 2012. Caso2.

4.8. Resúmen de la evaluación de stock

La evaluación de stock consideró dos casos que se diferenciaron principalmente en el modo en que se modeló la selectividad de la captura comercial y en el modo en que se formuló la restricción a los desvíos del reclutamiento. Sin perjuicio de ello, se exploraron con menor profundidad un número de otros casos, los que consideraron diferentes recomendaciones y observaciones realizadas a la evaluación de stock en diferentes instancias técnicas.

Los reclutamientos de merluza común estimados en los modelos de captura a la edad desarrollados por IFOP, han presentado un patrón conformado por un período de reclutamientos bajos entre 1968 y 1990 y otro de reclutamientos altos entre 1991 y 2011. En Tascheri *et al* (2012), se encontró que este patrón no era robusto a cambios en la estructura del modelo, de manera que no correspondía a un verdadero cambio en la productividad del recurso, lo que se corrobora en este estudio.

En este estudio, la capturabilidad del crucero fue estimada en 0,94 a 0,96 dependiendo del caso considerado. El efecto de incremento que un menor q^s tiene sobre el tamaño de la población se vio compensado por la menor escala de los reclutamientos estimados esta la evaluación.

En consecuencia con lo anterior, el factor de mortalidad adicional debido a la predación por jibia pudo remover hasta un máximo de 30% del stock en el año 2004. En téminos de biomasa, entre los años 2003 y 2004, esta pudo alcanzar entre 259 mil y 289 mil toneladas dependiendo del caso analizado.

Tomando en consideración los dos casos estudiados, la biomasa desovante presente en el año 2011 fue estimada entre 136 mil y 146 mil toneladas.

5. ESTATUS DEL STOCK DE MERLUZA COMÚN

5.1 Evaluación del estatus basado en la biomasa desovante

Para determinar la reducción del potencial reproductivo de la población, se utilizó el índice de reducción del stock desovante:

$$IRS_t = \frac{BD_t}{BD_0}$$

donde BDt es la biomasa desovante en cualquier instante de tiempo (t) y BD0 es la biomasa desovante virginal estimada a partir de los parámetros de la relación stock recluta (Caso 1) o la biomasa desovante potencial media en ausencia de pesca3 (Caso 2). Ésta se emplea como una referencia del potencial reproductivo máximo, respecto del cual se establece la condición en cualquier tiempo t. Valores entre 0.2 y 0.4 se consideran adecuados porque el 20% de la biomasa virginal o no explotada es un umbral de sobrepesca por reclutamiento comúnmente adoptado en tanto que 0,4BDo es considerado una buena aproxmación de la biomasa desovante que produce el rendimiento máximo sostenible (Restrepo *et al*., 1998)

Entre 1968 y 1970 el stock se encontraba en 0,2 BD_0 y posiblemente en una situación de sobrepesca por reclutamiento. En el año 1972 el stock desovante entró en una etapa de crecimiento y a fines de los 70s este se encontraba entre un 0,5 BD_0 y 0,6 BD_0. Entre los años 80s y 90s, la biomasa reproductiva experimentó un crecimiento neto aún mayor, de tal manera que a mediados de los años 90s se encontraba entre un 1,1 BD_0 y 1,3 BD_0. Al final de este período de gran crecimiento del stock desovante, se inicia una etapa de incremento continuo en las cuotas de captura. Entre 1995 y el año 2004, la cuota de captura se duplicó, incrementándose de 70 mil a 140 mil toneladas (**Figura 21**). Conjuntamente con este incremento en la mortalidad por pesca, el *IRS* comenzó de disminuir rápidamente (**Figura 41**). En el año 2003, sin embargo el stock aún se encontraba en un nivel seguro desde el punto de vista del stock reproductor, con un valor de *IRS* de 0,3 BD_0 a 0,4 BD_0. Pero entre los años 2003 y 2005, el IRS experimentó una rápida reducción hasta valores del orden de 0,1 BD_0. En los últimos siete años, el stock se ha mantenido bajo o en 0,2 BD_0 con un probable efecto negativo sobre la viabilidad de los reclutamientos. Las estimaciones puntuales de IRS para el año 2012 fueron 0,19 y 0,23 para los casos 1 y 2, respectivamente (**Figura 41**).

[3] La media del vector de biomasas que pudo estar presente en cada año si no hubiese existido pesca, assumendo los mismos desvíos del reclutamiento estimados a partir d ela dinámica que incluyó la pesca.

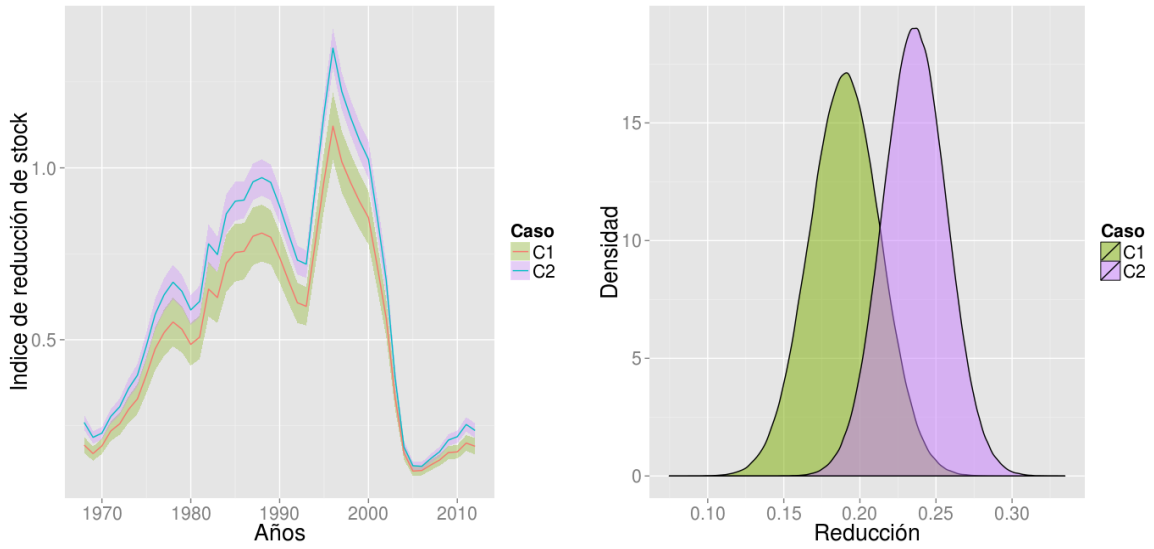


Figura 41. Panel izquierdo: Evolución histórica del índice de reducción del stock desovante (*IRS*) de merluza común incluyendo la banda de 95% de confianza; Panel derecho: distribución de probabilidades del *IRS* estimado para el año 2012 en dos casos estudiados con el modelo de evaluación de stock.

5.1.1 Evaluación del estatus basado en los excedentes productivos

Los excedentes representan el nivel de desembarque que pudo ser extraído manteniendo la población en estado estable y corresponden a la diferencia en biomasas totales entre dos años consecutivos más los desembarques (Quinn y Deriso, 1999).

Basados en el Caso 1, podemos ver que esta pesquería sólo produjo excedentes negativos importantes entre los años 2001 y 2003. En los años previos a esta situación, la pesquería prácticamente generaba excedentes positivos solamente. Más aún, durante los años 70s y gran parte de los 80s, no se extrajeron la totalidad de estos excedentes (**Figura 42**).

Coincidiendo con un notable crecimiento en biomasa reproductiva, durante la primera mitad de la década de los 90s el stock generó importantes excedentes positivos (**Figura 42**).

Durante este último período de excedentes positivos, tuvo lugar un notable incremento en las cuotas de pesca y posteriormente, el incremento en la abundancia de jibia en el área de distribución del stock alcanzó un valor máximo en los años 2003-2004, durante o inmediatamente después de que la pesquería generó estos grandes excedentes negativos (**Figura 21**).

Conidерando que las capturas contienen error, es posible que entre los años 2006 y 2010, la pesquería no haya generado excedentes.

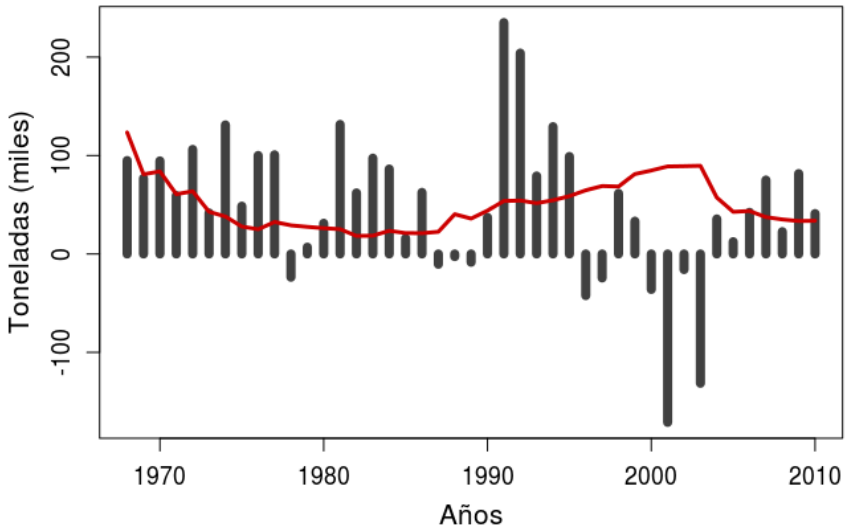


Figura 42. Evolución de los excedentes productivos y desembarques de merluza común entre los años 1968 y 2010.

5.2 Marco biológico de referencia

El marco biológico de referencia (MBR) representa los cambios de estado del stock con relación al nivel de explotación sobre una base de tiempo anual. Consiste en un plano cartesiano en donde el eje-x corresponde a la biomasa desovante del stock y el eje-*y* a la mortalidad por pesca *F* (**Figura 43**).

En este marco, un stock está dentro de límites biológicos seguros cuando la biomasa desovante es mayor al nivel límite más allá del cual el stock ya no es capaz de producir reclutamientos exitosos y cuando la mortalidad por pesca, es menor a aquella capaz de conducir la biomasa del stock hasta ese límite.

En las **Figuras 43** y **44**, el eje x corresponde a la razón entre la biomasa desovante en el año t respecto de la biomasa desovante virginal (BD_t / BD_0) y el eje y a la razón entre la mortalidad por pesca en el año t respecto de la mortalidad por pesca que produce el Rendimiento Máximo Sostenible (F_t / F_{RMS}). F_{RMS} se interpreta aquí como un límite para la mortalidad por pesca (UNFSA Anexo II). En el eje de la biomasa, las referencias relevantes son 0,2 BD_0 y 0,4 BD_0, los que corresponden a puntos biológicos de referencia límite y objetivo, respectivamente.

Las líneas segmentadas rojas horizontal y vertical en estas figuras, corresponden a F_{RMS} y BD_{RMS}, respectivamente. El tono de gris en la figura representa el nivel riesgo de conservación del stock, mientras más claro el tono menor el riesgo.

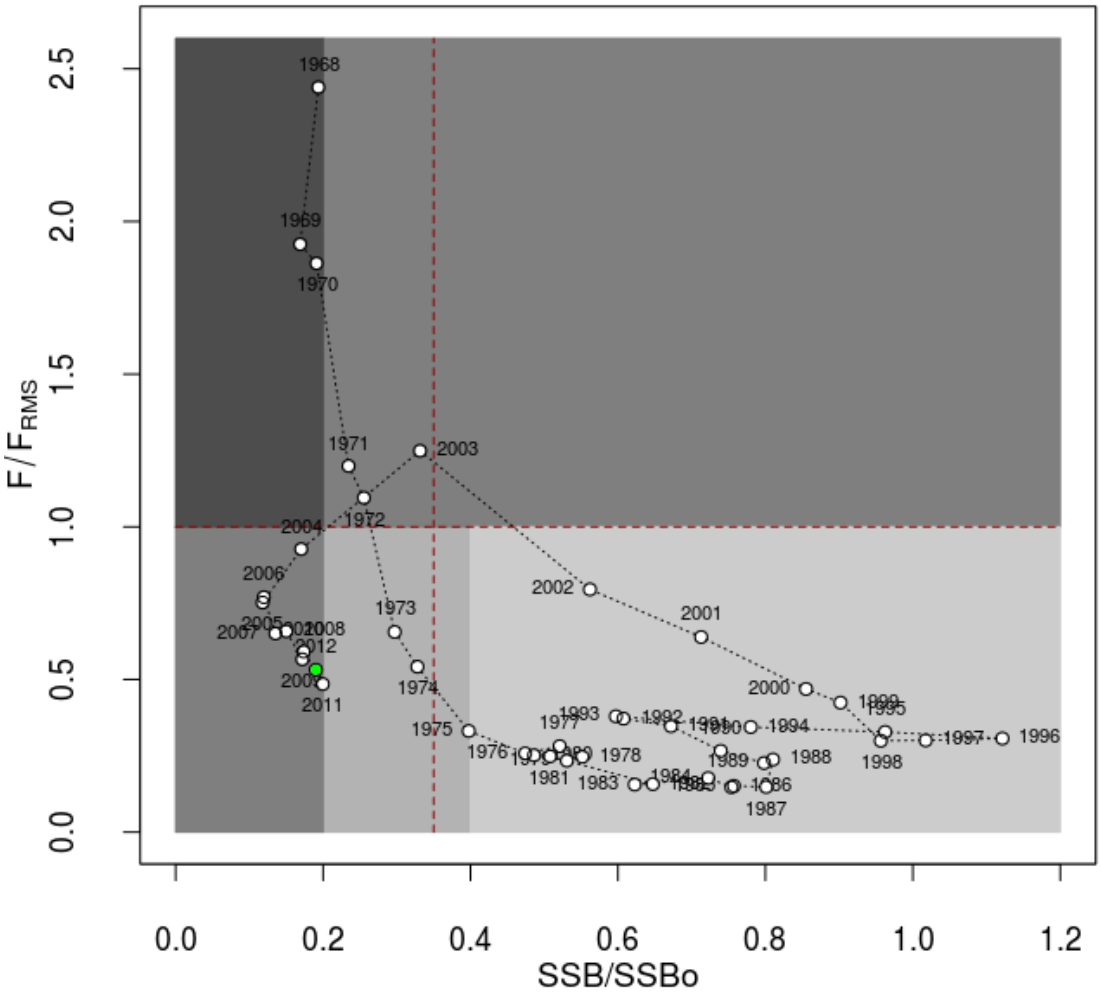


Figura 43. Marco biológico de referencia de la pesquería de merluza común mostrando la trayectoria de las mortalidades por pesca y biomasa desovante, estimadas para los años 1968 a 2012. El punto verde que corresponde al estado dell stock en el año 2012. Las líneas rojas representan F_{RMS} y BD_{RMS}, respectivamente. Caso 1.

De las **Figuras 43** y **44** se tiene que entre los años 1968 y 1972 el stock se encontraba en una situación muy comprometida, la mortalidad por pesca era mayor a F_{RMS} y la biomasa desovante menor a BD_{RMS} y 0,2 BD_0.

Entre los años 1973 y 2002, el stock transitó por un período de crecimiento de la biomasa y las mortalidades por pesca estimadas para estos años corresponden a valores sostenibles. En el año 2003, la mortalidad por pesca excede el valor de F_{RMS} y luego, entre los años 2004 y 2012 el stock se encuentra en una situación adversa, con biomasas menores a $0{,}2\,BD_0$ lo que puede ir en menoscabo de la habilidad del stock para producir reclutamientos exitosos (sobre-explotación por reclutamiento).

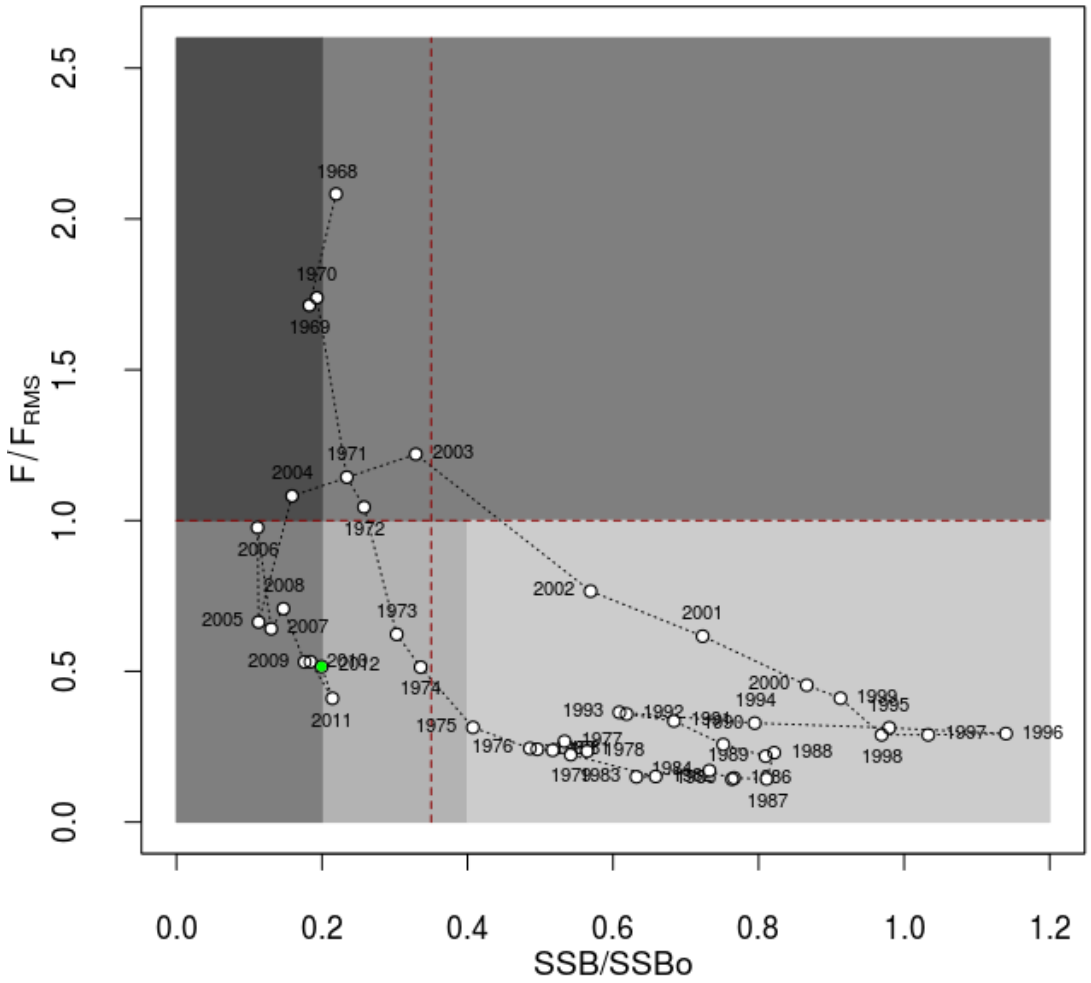


Figura 44. Marco biológico de referencia de la pesquería de merluza común mostrando la trayectoria de las mortalidades por pesca y biomasa desovante, estimadas para los años 1968 a 2012. El punto verde que corresponde al estado del stock en el año 2012. Las líneas rojas representan F_{RMS} y BD_{RMS}, respectivamente. Caso 2.

5.3 Resumen del estatus del stock de merluza común

De acuerdo con los casos analizados, la biomasa desovante se encuentra entre un 19% y un 23% de la biomasa virginal.

Entre los años 2001 y 2003, el stock generó excedentes negativos notables, lo que no tienen precedentes en la historia de la pesquería. Se presume que entre los años 2006 y 2010 la pesquería no generó excedentes.

De acuerdo con la actualización del caso base de la evaluación de stock y al marco biológico de referencia adoptado para esta pesquería, la biomasa desovante del recurso se encuentra en un estado de sobre-explotación por reclutamiento.

6. SIMULACIÓN DE EFECTOS FUTUROS DE LA POBLACIÓN

Para simular los efectos futuros de explotación, se requiere de algunos supuestos, las más relevantes en el caso de la merluza común son:

Mortalidad natural: se asume constante a través de las edades y el tiempo. El efecto de la jibia se consideró adoptando el valor medio de M (incluyendo jibia) estimado para los últmos cinco años (0,43).

El patrón de explotación se la pesquería se mantendrá igual al estimado en el Caso 1 para los años 2004 a 2012.

Los reclutamientos se mantendrán en la escala del valor promedio de los últimos 5 años.

Para calcular biomasa, se empleó el vector de pesos medios del último año incluido en la evaluación.

Se consideraron los siguientes indicadores de desempeño: índice de reducción de stock respecto de la biomasa virginal y la reducción de la biomasa futura respecto de la actual.

Las estrategias de explotación evaluadas consideraron: mortalidad por pesca constante y captura constante. Las políticas de explotación aplicadas fueron generadas mediante un vector de multiplicadores de la mortalidad por pesca o captura estimada para el último año de la evaluación. Los multiplicadores utilizados corresponden al rango 0 – 1, con intervalos de 0,25.

La proyección no incluye error de implementación (el efecto de descartes y subreportes).

6.1 Proyección de la población a 5 años bajo una política de mortalidad por pesca constante

Los valores medianos de biomasa desovante bajo los escenarios con y sin jibia, muestran lo que es de esperar en el caso en que se reduce la mortalidad, en el caso en que se excluye la jibia, la biomasa se recupera con mayor velocidad (**Figura 45**). Esta recuperación en biomasa desovante sin embargo, no es tan dramática como los resultados obtenidos en simulaciones previas de estos escenarios (Tascheri *et al* 2012). Estas diferencias se originan en las estimaciones de los reclutamientos de los últimos cinco años y en la mortalidad por jibia estimada para este período, ambas con valores más bajos en esta evaluación. (**Figura 45**).

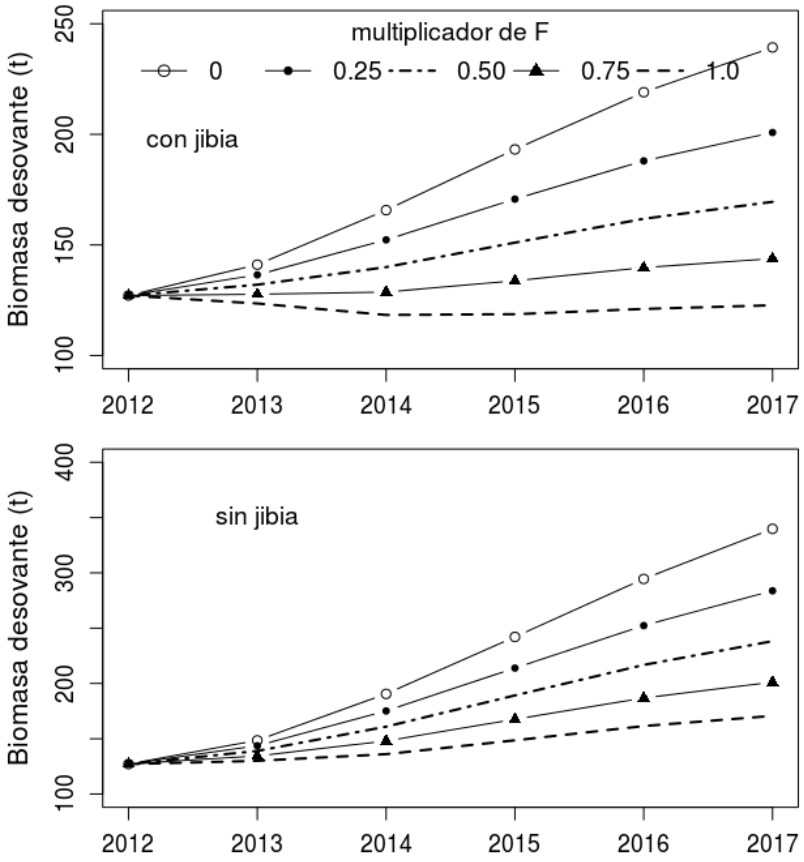


Figura 45. Panel superior: desempeño de la biomasa desovante futura bajo cinco estrategias de explotación de mortalidad por pesca constante incluyendo un componente de mortalidad adicional debido a la predación por jibia. Panel inferior: simulacióin sin incluir mortalidad por jibia.

Los resultados de la simulación, bajo el supuesto de que la mortalidad por jibia continuará en el nivel estimado para los últimos años, muestran que mantener la mortalidad por pesca actual no conduce a una reducción mayor de la biomasa desovante, pero bajo esta política hay una alta probabilidad de que el stock desovante se mantenga bajo 0,2 BD_0 (**Tabla 8**, **Figura 46**).

Una reducción de un 25% en la mortalidad por pesca podría promover un crecimento de un 10% de la biomasa desvante, con una baja probabilidad de que el stock se encuentre bajo 0,2 BD_0 al final del horizonte de proyección (**Tabla 8**, **Figura 46**). Una reducción aún mayor de la mortalidad por pesca (50% a 75%), podría recuperar la biomasa desovante en un 30% a 60%, alejando a la población de la condición de sobre-explotación (**Tabla 8**, **Figura 46**).

Ninguna de las políticas evaluadas alcanza el objetivo de manejo de 0,4 BD_0 en un horizonte de cinco años (**Tabla 8**, **Figura 46**).

Tabla 8.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes valores de mortalidad por pesca constante incluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural. BD_t: biomasa desovante en el año t; IRS: índice de reducción del stock desovante.

	MULTIPLICADOR				
	0	**0,25**	**0,5**	**0,75**	**1**
$Captura_{2013}$ 1000 t	0	13	24	34	42
BD_{2017}/BD_{2012}	1.9	1.6	1.3	1.1	1.0
IRS	0.36	0.3	0.26	0.22	0.19
D.E.	0.05	0.04	0.04	0.03	0.03
P(IRS< 0,2)	0	0.01	0.06	0.3	0.7
P(IRS < 0,4)	0.80	0.99	1.00	1.00	1.00

La repetición de la proyección, esta vez excluyendo la mortalidad adicional debido a la jibia, produce resultados que muestran un grado de recuperación del stock desovante bajo todas las políticas evaluadas (**Tabla 9**, **Figura 45**).

En estas circunstancias, mantener la mortalidad por pesca actual permitiría un crecimiento de un 30% de la biomasa desovante, alejándo al stock de la condición de sobre-explotación. La reducción de la mortalidad en un 25% a 50%, produce un crecimiento de un 60% a 90% en la biomasa desovante. Esto último equivale a extraer capturas del orden de 27 mil a 38 mil toneladas.

Reducciones aún mayores en la mortalidad por pesca (75% a 100%), tendrían una buena probabilidad de alcanzar el objetivo de manejo en un horizonte de 5 años (**Tabla 9**, **Figura 45**).

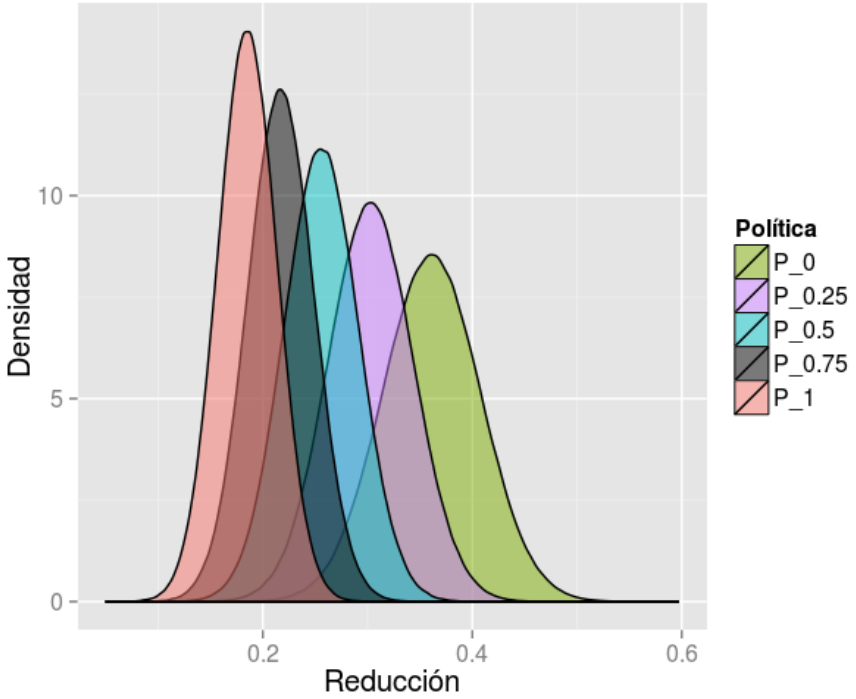


Figura 46. Distribuciones marginales del *IRS* en el quinto año de proyección, bajo cinco políticas de mortalidad por pesca constante.

Tabla 9.

Resumen del análisis de proyección y riesgo, bajo diferentes valores de mortalidad por pesca constante excluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural. BD_t: biomasa desovante en el año t; IRS: índice de reducción del stock desovante.

	MULTIPLICADOR				
	0	**0,25**	**0,5**	**0,75**	**1**
$Captura_{2013}$ 1000 t	0	14	27	38	48
BD_{2017}/BD_{2012}	2.67	2.23	1.87	1.58	1.34
IRS	0.51	0.43	0.36	0.30	0.26
D.E.	0.06	0.05	0.05	0.04	0.04
P(IRS< 0,2)	0.00	0.00	0.00	0.01	0.07
P(IRS < 0,4)	0.03	0.30	0.80	0.99	1.00

6.2 Proyección de la población a 5 años, bajo una política de captura constante

De acuerdo con la proyección que incluye la mortalidad debido a la predación por jibia, mantener el nivel de captura presente reducirá la población desovante en un 18%, con una alta probabilidad de mantener la biomasa por debajo de 0,2 BD_0 (**Tabla 10**). La reducción de la captura en un 25% (34 mil toneladas), no producirá un crecimiento mayor a un 7% del stock reproductor, manteniéndose el riesgo de sobre-explotación.

La reducción de la captura en un 50% a 75% produce un crecimiento de 30% a 60% en la biomsa desovante, reduciendo de un modo significativo el riesgo de sobre-explotación. Esto implica la extracción de capturas del orden de 11 mil a 23 mil toneladas (**Figuras 47 y 48**).

Con una situación de mortalidad por jibia como la simulada, ninguna de las políticas analizadas alcanza el objetivo de manejo en un horizonte de cinco años (**Tabla 10**).

Tabla 10.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes niveles de captura constante incluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural. BD_t: biomasa desovante en el año t; IRS: índice de reducción del stock desovante.

	MULTIPLICADOR				
	0	**0,25**	**0,5**	**0,75**	**1**
$Captura_{2013}$ 1000 t	0	11	23	34	45
BD_{2017}/BD_{2012}	1.88	1.62	1.33	1.07	0.82
IRS	0.36	0.31	0.26	0.21	0.16
D.E.	0.05	0.04	0.04	0.03	0.03
P(IRS< 0,2)	0	0	0.07	0.43	0.92
P(IRS < 0,4)	0.80	0.98	1	1	1

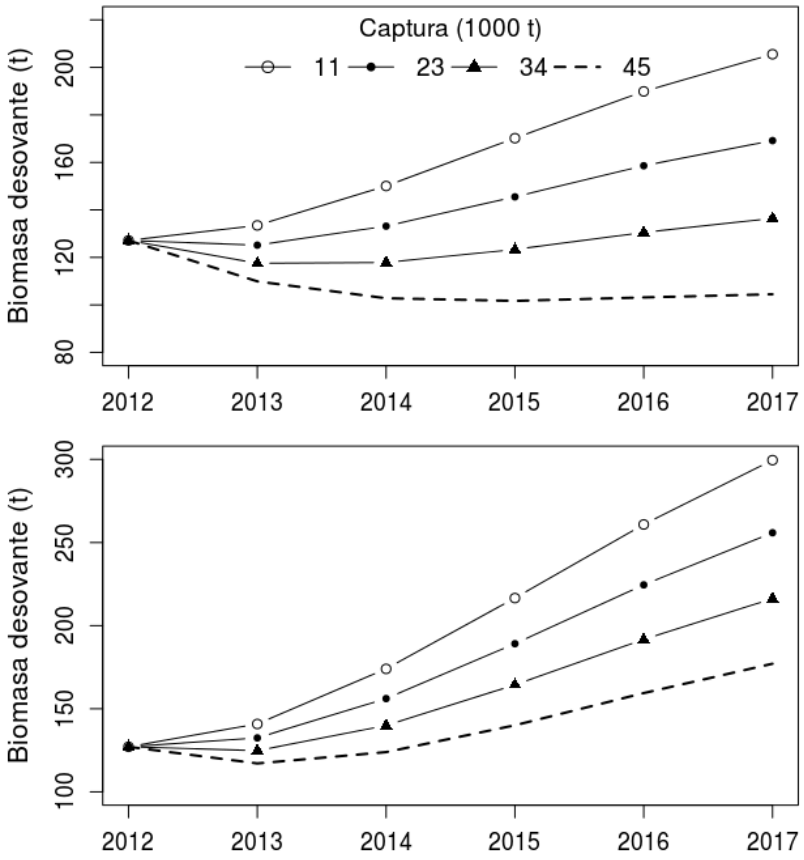


Figura 47. Panel superior: desempeño de la biomasa desovante futura bajo cinco estrategias de explotación de captura constante incluyendo un componente de mortalidad adicional debido a la predación por jibia. Panel inferior: simulacióin sin incluir mortalidad por jibia.

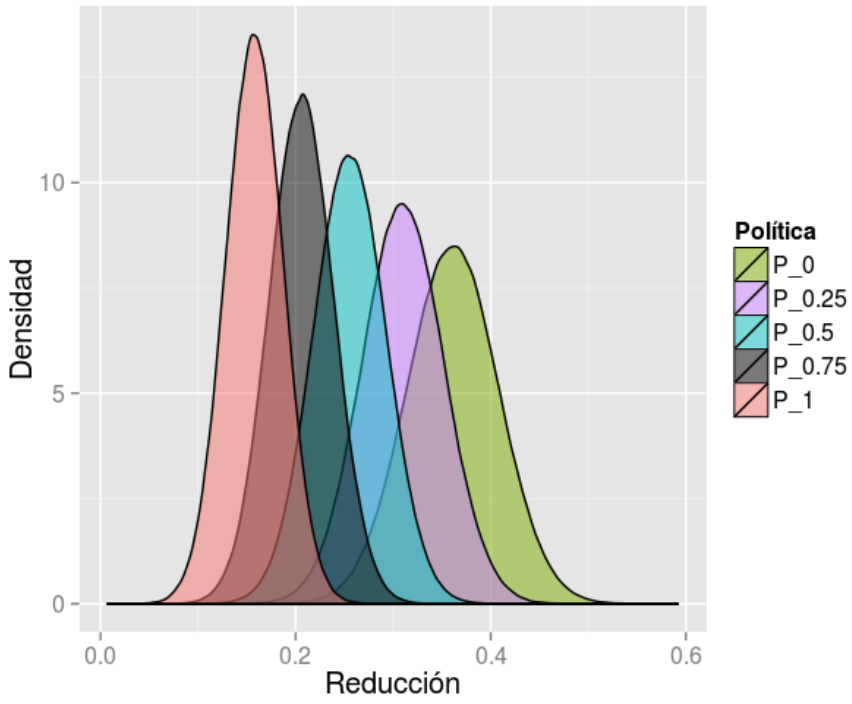


Figura 48. Distribuciones marginales del IRS en el quinto año de proyección, bajo cinco políticas de captura constante**.**

La reproducción de la simulación excluyendo a la jibia, muestra una situación más auspiciosa que resulta de la reducción en la mortalidad natural. En esta circunstancia, mantener la captura en su nivel actual resulta en un crecimiento de 40% del stock reproductor y una baja probabilidad de que el stock se encuentre bajo 0,2 BD_0 (**Figura 47**, **Tabla 11**).

La reducción de las capturas en cualquier fracción igual o superior a un 25% reduce completamente el riesgo de sobre-explotación y promueve incrementos en el stock desovante entre unn 70% y 167% (**Figura 47**, **Tabla 11**). Reducciones en las capturas mayores a un 50% tienen una alta probabilidad de alcanzar el objetivo de manejo en 5 años (**Tabla 11**).

Tabla 11.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes niveles de captura constante excluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural. BD_t: biomasa desovante en el año t; IRS: índice de reducción del stock desovante.

	MULTIPLICADOR				
	0	**0,25**	**0,5**	**0,75**	**1**
$Captura_{2013}$ 1000 t	0	11	23	34	45
BD_{2017}/BD_{2012}	2.67	2.36	2.01	1.70	1.39
IRS	0.51	0.45	0.39	0.33	0.27
D.E.	0.06	0.06	0.05	0.05	0.04
P(IRS< 0,2)	0	0	0	0	0.06
P(IRS < 0,4)	0.03	0.18	0.61	0.94	1

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De los análisis de evaluación, estatus y proyección del stock de merluza común, se concluye:

De acuerdo a los casos analizados, el factor de mortalidad adicional debido a la predación por jibia pudo remover hasta un máximo de 30% del stock en el año 2004.

Basado en los casos analizados, la biomasa desovante presente en el año 2012 fue estimada entre 130 mil y 136 mil toneladas, lo que equivale a un 19% y 23% de la biomasa virginal, respectivamente.

De acuerdo con las actualizaciones del caso base analizadas en la evaluación de stock y al marco biológico de referencia adoptado para esta pesquería, la condición actual de recurso es de sobre-explotación.

La jibia continúa entre las principales fuentes de incertidumbre de la evaluación de stock. Consecuentemente, los resultados de las simulaciones de efectos de explotación están condicionados al escenario de abundancia local futura de jibia, de tal manera que en ausencia de este depredador, el stock desovante muestra un grado de recuperación bajo todas las políticas de explotación evaluadas.

De acuerdo con la simulación de explotación futura, mantener el nivel presente de mortalidad por pesca sobre un stock de merluza sujeto a una mortalidad natural como la estimada para los últimos años de la serie analizada, no promueve la recuperación de la biomasa desovante.

Para reducir el riesgo de sobre-explotación por reclutamiento, se deben reducir las capturas por debajo del nivel presente y en un grado que permita recuperar la biomasa desovante a un tamaño con mejores posibilidades de reconstruir el stock.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguayo, M. 1996. Biology and fisheries of Chilean hakes (*M. gayi and M. australis*). En: J. Alheit and T.J. Pitcher, eds. Hake – Biology, Fisheries and Markets. Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series (11).

Aguayo, M. y V. Ojeda 1987. Estudios de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) (Gadiformes - Merlucciidae). Invest. Pesq. (Chile) 34: 99-112.

Alarcón, R., L. Cubillos and C. Gatica. 2008b. Estimation of the biomass of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) off Central Chile and its impact on Chilean hake (Merluccius gayi). CalCOFI Rep., Vol. 49: 1-14.

Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt & A. Sepúlveda. 2008a. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.

Alarcón, R y F. Balbontín. 2008. Cambios interanuales en la talla de madurez sexual de merluza común (Merluccius gayi) en la zona centro sur de Chile entre 1997 y 2007. XXVIII Congreso de Ciencias del Mar. Sociedad Chilena de Ciencias del Mar – Universidad Andrés Bello.

Arancibia, H and S. Neira. 2006. Assessing the potential role of predation by jumbo squid (Dosidicus gigas) and fishing on small pelagics (common sardine Strangomera bentincki and anchovy Engraulis ringens) and common hake (Merluccius gayi) in Central Chile, 33-39°S. 68-70. In Olson, R. and Young, W. 2006. The role of squid in open ocean ecosystems. Globec Report N°24. Report of GLOBEC-CLIOTOP/PFRP workshop, 16-17 November 2006, Honolulu, Hawaii, USA. 94 p.

Balbontín F. y W. Fischer. 1981. Ciclo sexual y fecundidad de la merluza *Merluccius gayi gayi*, en la costa de Chile. Rev. Biol. Mar. Inst. Oceanol. Valparaíso,17(3): 285-334.

Cerna, F. 2010. Variación del Crecimiento Somático y la Madurez de Merluza Común (*Merluccius gayi gayi*) en el Pacifico Sur- Oriental frente a Chile: ¿Una respuesta compensatoria o evolutiva?. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias. Universidad de Concepción. 65 p.

Deriso, R.B., Quinn, T.J., II, and Neal, P.R. 1985. Catch{age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish.Aquat. Sci. 42: 815-824.

Diggle, P., Liang, K.-Y., Zeeger, S.L., 1994. Analysis of Longitudinal Data. Oxford University Press, Oxford.

Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N\degree 2011-4728-35. 276 p.

Fournier, D. A. and Archibald, C. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39: 1195-1207.

Fournier, D. A., H. J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M. Maunder, A. Nielsen and J.Sibert. 2011. AD Model Builder: using automatic diferenciation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinearmodels. Optimization Methods and Software. DOI:10.1080/10556788.2011.597854.

Gálvez, P., F. Balbontín y J. Sateler. 2010. Monitoreo de las condiciones reproductivas de merluza común durante la veda biológica 2009. Informe pre final. FIP 2009-12. Instituto de Fomento Pesquero. 88 p. + Anexos.

Gálvez, P., G. Muñoz, C. Vera y J. Sateler. 2011. Convenio: Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura.Actividad 2: Peces Demersales. Pesquerías de Recursos Demersales y Aguas Profundas, 2011. Sección 1: Enfoque metodológico y gestión de muestreo 72 p. + Anexos.

Holmes, J., K. Cook, and G. Cronkite. 2008. Interaction between jumbo squid (Docidicus gigas) and Pacific hake Merluccius productus) in the Northern California current in 2007. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 49.

Ibañez,C. and L. Cubillos. 2007. Seasonal variation in the length structure and reproductive condition of the jumbo squid Dosidicus gigas (d'Orbigny, 1835) off central-south Chile. Scientia Marina. 71(1):123-128.

Liang, K.Y. and Zeger, S.L. 1986. Longitudinal data analysis using generalized linear models. Biometrika 73:13-22.

Lillo, S., S. Nuñez, V. Ojeda, F. Balbontín, M. Braun, R. Tascheri, A. Saavedra, R. Bravo, J. Ortíz, P. Torres, L. Cubillos, J. Olivares. 2002. Evaluación hidroacústica de merliuza común, 2001. Fondo de Investigación Pesquera. Instituto de Fomento Pesquero. 167 p.

Litz, M., J. Phillips, R. Brodeur, and R. Emmett. 2011. Seasonal occurences of Humboldt squid. CalCOFI Rep., Vol 52.

Mace, P. M., N. W. Bartoo, A. B. Hollowed, P. Kleiber, R. D. Methot, S. A. Murawski, J. E. Powers, and G. P.Scott. 2001. National Marine Fisheries Service Stock Assessment Improvement Plan.

Report of the NMFS NationalTask Force for Improving Fish Stock Assessments. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-56. 76 pp.

Methot, R. 1989. Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy. American Fisheries Society Symposium 6:66-82.

Myers, R. A. K. G. Bowen, y N. J. Barrowman.1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes.Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 2404–2419.

Nicklitschek, E. 2011. Resumen y revisión crítica de las evaluaciones directas de merluza común en Chile 1993-2010. pag. 220-239. Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N\degree 2011 4728-35. 276 p.

Ojeda, V., J. Olivares, F. Balbontín, D. Garland, L. Cubillos; R. Alarcón, M. George-Nascimiento y A. Sepúlveda. 1997. Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur. Informe Final FIP 95-15, 129 p.

Quinn II., T. J. and R. B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. 542 p.

US National Research Council, 1998. Improving Fish Stock Assessments. Committee on Fish Stock Assessment Methods. .National Academy Press. Washington, D.C.177 p.

Martínez, E. 1976. Variabilidad de los caracteres merísticos en Merluccius gayi (Guichenot, 1848) en la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso 16:71-92.

Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (Merluccius gayi gayi) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.

Punt, A., D. Smith, G.Tuck and R. Methot. 2006. Including discard data in fisheries stock assessments:Two case studies from south-eastern Australia. Fisheries Research 79: 239–250.

Quinn II., T. J. and R. B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. 542 p.

Restrepo, V. R. (Convenor), Thompson, G. G., Mace, P. M., Gabriel, W. L., Low, L. L., MacCall, A. D., Methot, R. D., Powers, J. E., Taylor, B. L., Wade, P. R., and Witzig, J. F. 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-31.54 pp.

Rodhouse, P. 2008. Large-scale range expansion and variability in ommastrephid squid populations: a review of environmental links. CalCOFI Rep., Vol. 49. 83:90.

Sparre, P and S. C. Venema. Intriduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper. N° 306.1. Rev. 2. Rome, FAO. 1998. 407p.

Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2012. convenio: Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales. Merluza común 2011. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.

ANEXOS

A N E X O 1

Reporte
Reunión de datos, parámetros e información

Reporte reunión de datos, parámetros e información.

Definición de los datos y parámetros a emplear en la evaluación de stock de merluza común, año 2012

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

I. PROYECTO: CONVENIO: Estatus y niveles de explotación biológicamente sustentables para los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Merluza común.

II. OBJETIVO GENERAL: Establecer la situación de los datos, información y parámetros a emplear en la evaluación de stock, así como identificar un programa de tareas de corto y mediano plazo que permita el mejoramiento continuo de la información de entrada a la evaluación de stock.

III. FECHA/HORA: Valparaíso, 23 de mayo del 2012 entre las 15:00 y 17:30 hrs.

IV. LUGAR: Biblioteca, Instituto de Fomento Pesquero. Av. Blanco 839, Valparaíso.

V. ASISTENTES:

Jorge Farias (SUBPESCA)
Andrés Flores
Patricio Gálvez (IFOP)
Sergio Lillo (IFOP)

Juan Olivares (IFOP)
Ignacio Paya (IFOP)
Jorge Sateler (IFOP)
Renzo Tascheri (IFOP)

VI. ANTECEDENTES:

El trabajo consistió en la discusión de las diferentes piezas de información disponibles para la evaluación de stock de merluza común, con relación a: las recomendaciones realizadas en el informe de revisión por pares del año 2011 (Parma, 2011), la lista de referencia del National Research Council para la evaluación de stock (NRC, 1998; Apéndice 1), el análisis cualitativo para la definición del estándar de la información disponible en función a la clasificación definida por la SUBPESCA (SUBPESCA, 2011; Canales *et al*, 2011) y los comentarios de los propios participantes.

Tanto la organización del trabajo como sus productos finales respondieron a los objetivos definidos en los Términos de Referencia redactados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) para este tipo de reunión, en el contexto del convenio con la SUBPESCA para la estimación del estatus y niveles de explotación sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales (Apéndice 2).

VII. PUNTOS CRÍTICOS.

a. Revisión de la hipótesis de estructura poblacional y definición de la unidad de stock.

Los métodos para el estudio de la estructura del stock incluyen, el marcaje, técnicas genéticas, métodos parasitológicos, microquímica de otolitos, morfometría y comparaciones de crecimiento y madurez.

El estudio de marcaje de merluza común realizado por Villegas y Saetersdal (1968), nos proporcionó importante información acerca de los desplazamientos espaciales del recurso, sin embargo sus resultados no permiten extraer conclusiones con relación a la estructuración espacial de la población.

Posteriormente Payá *et al* (1997), abordarían directamente este problema aplicando métodos morfológicos, genéticos, parasitológicos y una comparación latitudinal de estimaciones de la longitud media de madurez sexual de ambos sexos.

En este estudio no se encontraron diferencias en la longitud media de madurez sexual con la latitud, lo que se ha observado también en estudios más recientes de la reproducción de este recurso (Lillo *et al*. 2010, Alarcón *et al*., 2009, Gálvez *et al*. 2011a).

Si bien las técnicas genéticas, la comparación de la información de madurez (tomada desde las capturas de los años 1983 a 1993 y el crucero de evaluación directa de 1993) y el proceso de mezcla entre individuos de las diferentes procedencias que evidenció la información de morfología, apoyaron la hipótesis de una población homogénea, esta última mostró diferencias significativas entre los individuos muestreados en los extremos del área de estudio (Coquimbo vs. Puerto Montt). Resultados similares se obtuvieron en el estudio parasitológico, el que discriminó una unidad asociada a la zona de Puerto Montt y otra menos definida asociada a la zona de Coquimbo, estas zonas a su vez se diferenciaron de la zona de San Antonio – Talcahuano (Payá *et al*, 1997; George-Nascimento, 1996; Oliva y Ballón, 2002).

Dado que las zonas de reclutamiento del recurso se corresponden con sus zonas de desove y éstas últimas se encuentran más o menos bien distribuidas en las zonas consideradas por Paya *et al.* (1997), sus resultados sugirieron un grado de asociación espacial entre los juveniles de merluza

común y las áreas en donde habrían sido desovados. Esta asociación se perdería luego, cuando los individuos se suman a las migraciones asociadas con la reproducción (Tascheri *et al*. 1999). Esta hipótesis, que explicaba los resultados encontrados, llevó a Paya y colaboradores a sugerir la existencia de una sola unidad de stock en merluza común.

La información histórica de estructura de tamaños de las capturas es consistente con esta hipótesis, dado que sus tendencias temporales no presentan grandes diferencias cuando se les considera en la dimensión espacial (**Figura 1**). La abundancia relativa, también sigue un mismo patrón de fluctuación en todas las zonas prospectadas (**Figura 2**).

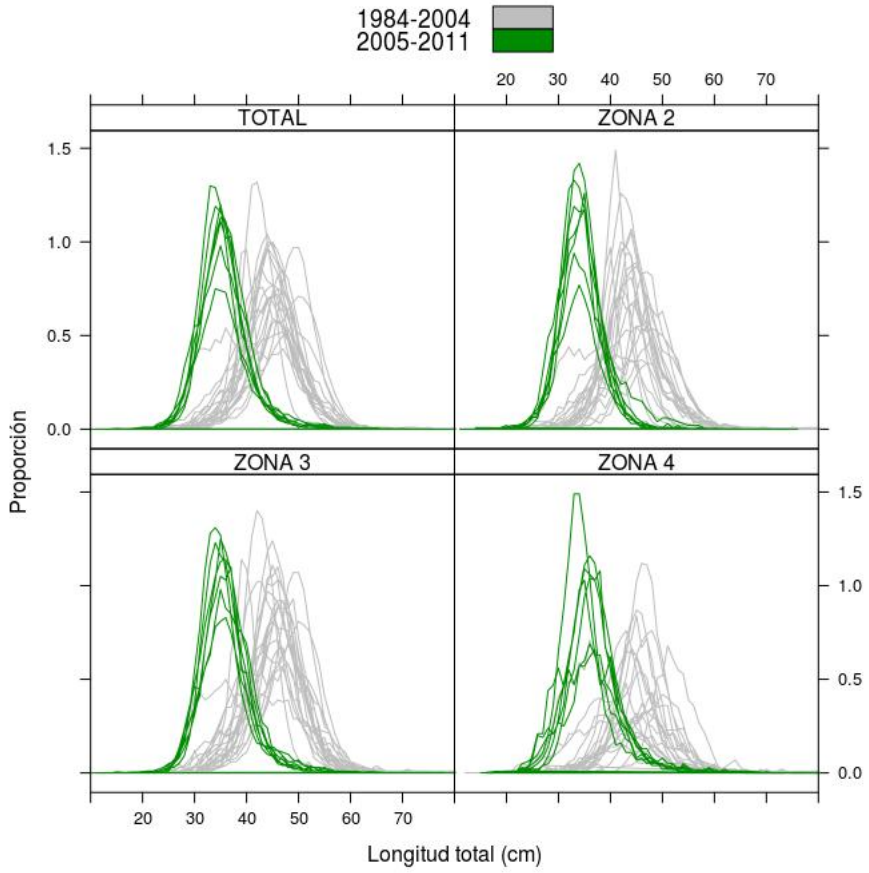


Figura. 1. Distribución de frecuencias por clase de longitud de las capturas de merluza común, con relación a las zonas latitudinales utilizadas en la evaluación directa de la abundancia. Años 1984 a 2011. Datos: muestreos de longitud de las capturas de la flota de arrastre realizados por el IFOP.

Las recientes diferencias latitudinales en la disponibilidad del recurso (Gálvez *et al*. 2011a), las diferencias en el patrón estacional de madurez sexual (Balbontín y Fischer 1981, Tascheri *et al*. 2006, Alarcón et al. 2008a, Gálvez et al, 2009 2010), los antecedentes parasitológicos y también, las diferencias en la longitud media de madurez sexual estimada en los proyectos de evaluación directa de la abundancia (Lillo et al. 2009 2011), nos recuerdan que la hipótesis de una sola unidad de stock, si bien es consistente con gran parte de la información estudiada, debe ser revisada periódicamente a la luz de las técnicas actualizadas que estén disponibles para este tipo de estudios, tales como marcaje y microquímica de otolitos.

La estructura espacial de la población, con relación a la historia de vida de la especie podría tener especial significado para la reconstrucción del stock, dada su actual condición.

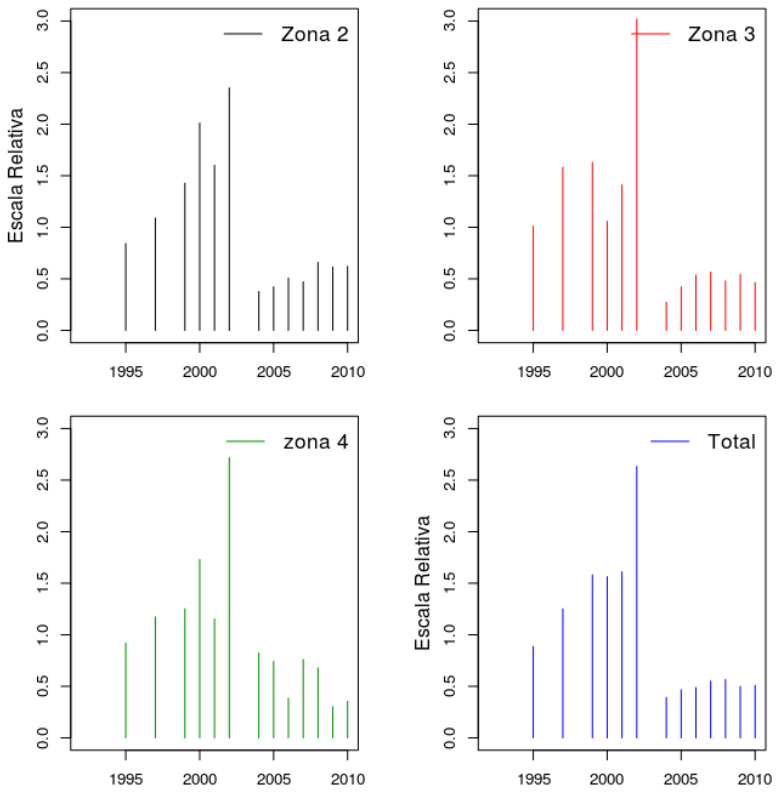


Figura 2. Biomasa relativa por zona latitudinal estimada en los cruceros acústicos de evaluación directa de la abundancia de merluza común (Lilllo *et al*. 2010).

b. Revisar y tabular la información de la historia de la vida

Las estimaciones de mortalidad natural, tanto para sexos separados como combinados, que han sido usadas en la evaluación de stock de merluza común, se han realizado usando el modelo bio-analógico de Pauly (1980), los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) y una temperatura promedio del mar de 11ºC (Payá 1992; Payá *et al*., 1992, 1993, 1996; Cubillos y Arancibia 1992) y también mediante el análisis de la curva de captura (Aguayo y Robotham, 1984; Arancibia y Cubillos,1992; Cubillos *et al*.,1999).

Ojeda *et al*. (1997), revisaron los métodos utilizados para estimar la de edad y el crecimiento en merluza común y realizaron nuevas estimaciones de la mortalidad natural, utilizando también métodos basados en parámetros de historia de vida pero esta vez, incluyendo los métodos de Rikhter y Evanov (1976) y Alverson y Cartney (1975) además del modelo de Pauly (1980). Sus resultados produjeron estimaciones de *M* con un rango de 0,39 a 0,45 en machos, 0,22 a 0,40 en hembras y 0,21 a 0,38 para ambos sexos combinados. Estos valores fueron compilados y tabulados por Alarcón *et al*. (2010), en el marco del Comité Científico de la pesquería de merluza común (**Tabla 1**).

Tabla 1.

Estimaciones de mortalidad natural de merluza común por sexo, de acuerdo con diferentes autores y métodos (adaptado de Alarcón *et al*., 2010).

Autores	Método	Sexo	M año^{-1}
Aguayo y Robotham (1984)	Chapman y Robson (1960)	Machos	0,45
		Hembras	0,28
		Ambos	0,4
Payá (1992), Payá *et al* (1992, 1993, 1996)	Pauly (1980)	Machos	0,43
		Hembras	0,26
Cubillos y Arancibia (1992)	Pauly (1980)	Ambos	0,24
Arancibia y Cubillos (1994)	Chapman y Robson (1960)	Ambos	0,31
Ojeda *et al*., (1997)	Rikhter y Evanov (1976)	Machos	0,38
		Hembras	0,39
		Ambos	0,37
	Pauly (1980)	Machos	0,42
		Hembras	0,26
		Ambos	0,24
	Alverson y Carney (1975)	Machos	0,43
		Hembras	0,21
		Ambos	0,20
Cubillos *et al*., (1990)	Pauly (1980)	Machos	0,43 – 0,44
		Hembras	0,26
	Rikhter y Evanov (1976)	Machos	0,38
		Hembras	0,38
	Hoening (1983)	Machos	0,43
		Hembras	0,24

Las evaluaciones de merluza común para ambos sexos combinados se han basado en un estimado de M = 0,3 año^{-1} (Cubillos y Arancibia 1992, Arancibia y Cubillos 1993, Cubillos et al.1994). En el caso de las evaluaciones realizadas por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), desde la adopción de los modelos estadísticos de captura a la edad, estos se han implementado para ambos sexos combinados, usando un valor de M = 0,33 (Payá *et al*., 2001; Canales et al, 2008, Tascheri et al, 2010).

En las últimas evaluaciones de stock realizadas por el IFOP, la mortalidad natural se considera compuesta por un efecto constante (M=0,33) y una fracción variable, esta última proporcional a la abundancia local de jibia entre los años 1997 y 2011. De esta manera se modela una fuente adicional de mortalidad natural debido a la depredación por jibia (Canales *et al*, 2007; Tascheri *et al.,* 2011). (Sección *d* en este reporte).

Con relación a esta interacción trófica entre la merluza común y la jibia, Alarcón et al. (2008b) estimaron que entre los años 2001 y 2006 la jibia pudo consumir un total de 1.652.581 t de merluza común considerando que, de acuerdo con sus estimaciones, la biomasa de jibia presente en el área de la pesquería en este período fluctuó entre 40.440 t en el año 2001 y 682.647 t en el año 2003 y suponiendo un aporte de merluza común a la dieta de jibia de un 15%.

Arancibia *et al.* (2007) por su parte, estimaron un consumo de 226.000 t de merluza común sólo en el año 2000, bajo el supuesto de que en ese año habían 320.000 t de jibia en el área de pesquería y que el aporte de merluza común a la dieta de jibia era de un 10%.

El actual conocimiento acerca del crecimiento de la merluza común está fundado en el estudio de Aguayo y Ojeda (1987), quienes utilizaron la lectura de anillos de crecimiento en otolitos colectados entre los años 1972 y 1978. En 1995, sus estimaciones fueron revisadas por Ojeda *et al*. (1997) utilizando la misma metodología y muestras colectadas entre los años 1995 y 1996 (Tabla 2).

Las tasas de crecimiento de la merluza común difieren entre sexos, siendo las hembras las que alcanzan las mayores longitudes (Ojeda *et al*. 1997). La edad máxima de longevidad teórica (Tylor, 1959), estimada usando los parámetros de crecimiento de Aguayo y Ojeda (1987), es de 10,2 años para los machos, 18,8 años para las hembras y 20,6 años para ambos sexos en conjunto.

En las capturas comerciales en tanto, las edades máximas observadas son: 11 años en machos y 14 años en hembras (Gálvez *et al*. 2010).

Recientemente Cerna (2010), realizó nuevas estimaciones de los parámetros de crecimiento, encontrando que, el crecimiento de la merluza común no ha experimentado cambios significativos en comparación con el estudio de Ojeda *et al* (1997) (**Tabla 2**).

Tabla 2.

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

Autores	Sexo	L_∞	K	t_o
Aguayo y Ojeda (1987)	Machos	57,4	0,29	-0,232
	Hembras	78,1	0,15	-0,781
	Ambos	80,04	0,14	-0,918
Ojeda *et al*. (1997)	Machos	52,8	0,36	-0,256
	Hembras	69,4	0,20	-0,657
Cerna (2010)	Machos	57,00	0,23	-1,370
	Hembras	69,27	0,14	-2,170

A partir del año 2003, el proyecto de monitoreo de la pesquería comenzó a registrar una reducción en la longitud media de madurez sexual (**Figura 3**). Esta reducción, pero con diferente tasa, también fue observada en los datos recopilados en los lances de investigación de los cruceros de evaluación directa (**Figura 3**).

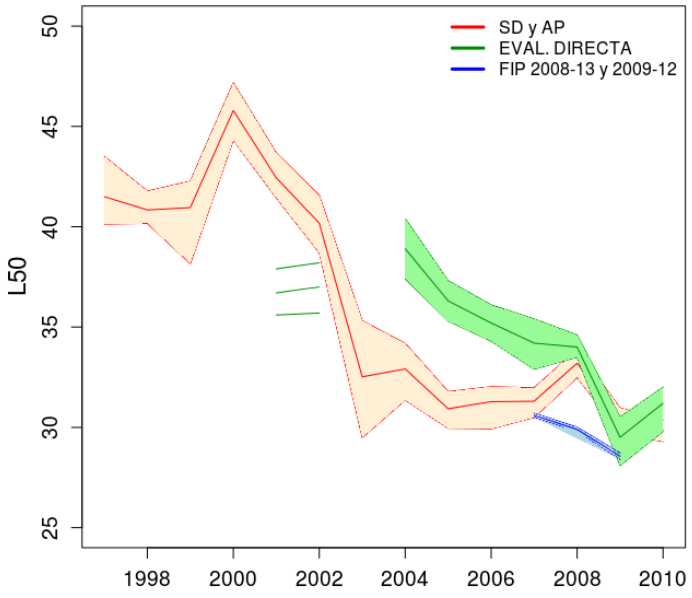


Figura 3. Evolución de la longitud media de madurez sexual de merluza común, medida en los muestreos de la captura industrial (SD y AP), el crucero de evaluación directa (EVAL. DIRECTA) y en los proyectos de monitoreo de las condiciones reproductivas en las capturas artesanales (FIP 2008 -13 2009 -12). La banda de color representa el intervalo de confianza de 95%.

En una reunión especialmente realizada en 2011 para discutir este tema, se arribó a la conclusión de que los datos recopilados en la evaluación directa del stock son la fuente de información más adecuada para estimar una ojiva de madurez sexual representativa del período posterior al año 2004. Las razones que fundamentaban esta decisión fueron: el diseño de muestreo que cubre sistemáticamente toda el área de distribución del recurso y la determinación de los estadios de madurez, que se realiza mediante métodos histológicos. En la mencionada reunión, se recomendó también combinar estos datos para estimar un vector promedio de madurez por clase de longitud representativo del período.

La longitud media de madurez sexual que resulta de este ejercicio es 33,9 LT, valor 3 cm. mayor al valor estimado para el año 2010 a partir de los datos recopilados desde las capturas de la flota arrastrera muestreadas en cuatro zonas latitudinales (**Tablas 4** y **5**).

Tabla 4.

Límite geográfico de los caladeros de pesca de la flota industrial, temporada 2010 (según Gálvez *et al.* 2011a).

Subzona	Límite latitudinal
A	33,0° - 33,9°
B	34,0° - 36,9°
C	37,0° - 38,5°
D	38,6° - 42,0°

Tabla 5.

Parámetros del ajuste empírico de la proporción de hembras maduras por estrato de longitud y longitud media de madurez estimada en Gálvez *et al*. (2011a) con datos tomados de las capturas industriales y de acuerdo al método descrito en Roa *et al* (1999) y parámetros y longitud media de madurez estimada mediante un *GLM* y datos combinados de los cruceros de evaluación directa de los años 2004 a 2010.

Subzona	Parámetros				Talla media de madurez		
	B_0	SB_0	B_1	$S\,B_1$	$L_{50\%}$	$L_{inf.}$	$L_{sup.}$
A	-16,29	2,896	0,55	0,091	29,4	26,8	30,8
B	-24,07	3,018	0,80	0,097	30,0	28,5	31,1
C	-14,39	1,578	0,48	0,049	30,1	28,8	31,3
D	-16,45	1,785	0,55	0,055	30,1	29,0	31,5
Crucero	-5.70	0,145	0,17	0,004	33,9	33,6	34,2

Si se usan los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987), la longitud media de madurez sexual que se obtiene de la ojiva de madurez por edades empleada en la evaluación de stock es de 35,6 cm. LT (1,7 cm. mayor al valor medio estimado para los años posteriores al año 2004 usando los datos recopilados en el crucero de evaluación directa).

En la evaluación de stock de merluza común realizada en el marco de la revisión por pares, "*se asumió una ojiva de madurez a la edad constante, luego de concluir que la reducción en la talla media a la madurez observada luego del colapso de la estructura de edades de la población no se tradujo en un cambio en las proporciones a la edad*" (Parma 2011). Esta recomendación fue la misma realizada con relación a este tema por el comité científico de la pesquería en el año 2011.

Se sugirió asumir la recomendación de los expertos pero, alternativamente se pueden estudiar dos escenarios: uno con una ojiva de referencia (histórica) constante y otro, con dos bloques temporales con diferente patrón de madurez sexual por edades, construidos usando la ojiva de madurez sexual histórica hasta el año 2004 y la ojiva estimada con los datos muestreados en el crucero de evaluación directa a partir del año 2005.

c. Capturas: Niveles de descartes y sub-reportes

De acuerdo con el reporte de la reunión de datos del año 2011, los errores en las estadísticas de desembarque en el caso industrial, estarían más afectados por descartes en cambio en el caso de la pesca artesanal, la principal fuente de distorsión sería el sub-reporte.

En el mismo reporte se consigna claramente que: IFOP toma de las muestras biológicas de la captura industrial antes de que la ésta sea manipulada por la tripulación de los barcos.

Sigue de lo anterior que: el nivel de las capturas esta afectado por los descartes y subreportes pero no la estructura de edades de las mismas.

De este modo, en la evaluación de stock de merluza común se requiere "*corregir*" las capturas pero no modelar el proceso de descarte y sub-reporte.

En el mismo reporte se indica, que aún cuando los programas de monitoreo han desarrollado procedimientos para la estimación de capturas, la "*corrección*" de las capturas históricas requiere arribar a un consenso respecto de cuales son los factores de corrección que deben ser empleados, lo que a su vez requiere considerar la historia de la pesquería (dispersa en los diferentes agentes vinculados al sistema pesquero), para determinar las principales distorsiones que han afectado los registros de captura en los diferentes períodos por los que ha atravesado el desarrollo de ésta actividad.

Este problema fue tomado en el año 2011 por el Sub - Grupo Técnico de Datos y Parámetros de Historia de Vida del Comité Científico.

En la primera reunión del Comité del año 2012 realizada en abril, se señaló que este trabajo involucra una cantidad importante de horas hombre que en el presente no están contempladas en los proyectos de ejecución regular y que es necesario dar un financiamiento apropiado a este trabajo, si se espera contar con resultados relativos a este tema en el mediano plazo.

En la reunión se presentaron también las capturas de la flota artesanal separadas por personal del proyecto de seguimiento según el arte o aparejo de pesca. Estas se extienden entre el año 1998 y 2011 (**Figura 4**). Al respecto, SUBPESCA solicitó extender las capturas a toda la serie histórica disponible para este sector, descontando de las capturas de la V Región un valor representativo de las capturas de enmalle realizadas en esta zona del país.

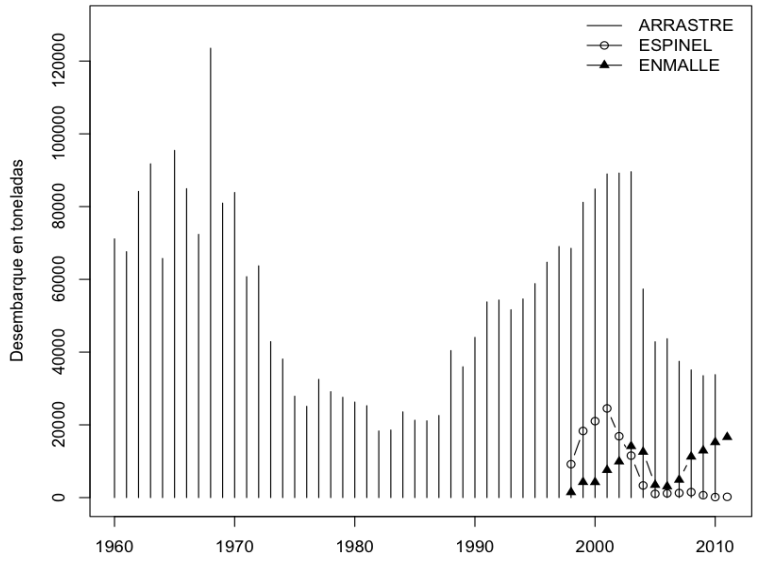


Figura 4. Evolución de las capturas industriales y artesanales de merluza común por arte o aparejo de pesca. Fuente: SERNAPESCA e IFOP.

d. Proveer índices de abundancia apropiados para la evaluación de stock

- **Índice acústico**

La totalidad de las evaluaciones directas del stock de merluza común (17 cruceros en 14 años a partir del año 1993) han sido realizadas por el IFOP que es la institución con mayor experiencia en evaluaciones hidroacústicas del país.

"*La serie de evaluaciones hidroacústicas de la merluza común en Chile presenta niveles adecuados de estandarización, consistencia metodológica y cobertura espacial y temporal como para ser incorporada en el proceso regular de evaluación y prognosis del stock*" (Nicklitschek 2011).

Las grandes fluctuaciones observadas en la serie no parecen obedecer a cambios metodológicos, todos menores, o a errores asociados a los procedimientos de estimación, replicados por Arancibia *et al*. (2010) con similares resultados a los de la serie original.

Nicklitschek (2011) sugiere eliminar de las estimaciones el año 2002 y opcionalmente el año 1997, debido a que sus resultados de abundancia, densidad acústica y proporción de grupos de edad adultos resultan extraordinariamente altos e inconsistentes con los estimados en años anteriores.

Basados en antecedentes de la evaluación directa de la merluza del pacífico norte, en el taller de evaluación de stock realizado en mayo de 2011 se sugirió que bajo determinadas condiciones la presencia de jibia en el área evaluada sí puede sesgar las estimaciones de biomasa de merluza efectuadas mediante métodos hidroacústicos (Anexo 3 en Tascheri *et al*. 2012). Al respecto y de acuerdo con el reporte de la revisión por pares (Nicklitschek 2011), diferencias tanto en el comportamiento nictimeral de la jibia y la merluza común como en la morfología de las agregaciones de estas especies, minimizan las posibilidades de sesgos asociados a la presencia de jibia dentro de las agregaciones de merluza común o a la identificación errónea de jibia como merluza común.

Nicklitschek (2011) sugiere también evaluar críticamente los valores de fuerza de blanco de jibia estimados por Benoit-Bird *et al*. (2008), a fin de determinar el valor de su eventual uso.

- **Índice dependiente de la pesquería industrial**

Las tasas de captura de la flota industrial de merluza común fueron analizadas por Parma (2011), quienes recomendaron mantener la interacción Año: Zona en el modelo y estimar las tendencias globales ponderando los indicadores de cada zona por su superficie.

Esto permite contar con tendencias por Zona las que luego pueden ser comparadas con las tendencias de las estimaciones hidroacústicas y con el índice de la pesca con espinel, en el caso de la Zona 2.

Otras recomendaciones realizadas por Parma (2011) fueron: reconsiderar los criterios de selección de datos, de manera de eliminar lances dirigidos a otras especies pero evitar descartar lances nulos dirigidos a merluza común; relajar los criterios de selección de embarcaciones buscando un mejor balance entre cobertura y variabilidad de la información; usar series alternativas en el modelo de evaluación de modo de representar la incertidumbre en el proceso de selección de modelos en la evaluación del stock.

Sin perjuicio de lo anterior, la identificación de un subconjunto de embarcaciones que participa regularmente en la pesquería, fue considerada un método adecuado para aumentar la consistencia de la información entre años (Parma 2011).

De acuerdo con lo anterior, para esta reunión se re-analizó el índice de abundancia estimado en la evaluación del año 2011 por Tascheri *et al.* (2012).

Para esta estimación los datos fueron obtenidos desde las bitácoras de pesca de la flota que opera en la zona centro sur, las que son rutinariamente recopiladas abordo de los barcos por observadores científicos del proyecto de monitoreo de la pesquería o desde el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) (Gálvez *et al.* 2010).

Entre 1983 y 2011 la base de datos analizada registró la operación de 92 buques arrastreros hieleros (eslora de 19 m a 53 m, potencia de motor 168 hp a 2400). Estas embarcaciones operan desde los puertos de San Antonio, Talcahuano (36, 44'S), San Vicente (36 44'S) y eventualmente desde Valdivia (3948'S) y Corral (3952'S).

La base de datos incluye para cada lance de pesca: la localización geográfica en latitud y longitud, las fechas y horas de fin de calado e inicio de virado y los detalles de la captura (total y valores retenidos por especie capturada).

La validación de errores siguió el protocolo aplicado en Tascheri *et al* (2012). Para este análisis fueron seleccionados un subconjunto de 60 barcos satisfaciendo las siguientes condiciones: haber operado en la pesquería al menos 3 años, haber realizado al menos 42 lances por año y registrar una captura mediana de al menos 1 tonelada (Punt *et al.* 2000). La aplicación de estos criterios redujo la base de datos en un 3 %. El total de registros retenidos para el análisis fue de 186.464 lances.

Para eliminar los lances dirigidos a otras especies se aplicó la metodología de Stephens y MacCall (2004). En la aplicación de este último procedimiento, se seleccionaron las especies que explicaron el 99,9% de la captura.

Se ajustaron dos modelos *GLMM*, el primero incluyó la variable respuesta (toneladas por horas de arrastre) transformada mediante logaritmo para estabilizar la varianza y el segundo, asumió una distribución Poisson de la captura, la que fue transformada a una variable discreta dividiendo ésta última por un valor de 0,02 toneladas. En este último caso, el esfuerzo fue asumido conocido y se incluyó en el predictor lineal como un *offset*.

El criterio empleado para la selección de embarcaciones en este re-análisis del índice de abundancia, fue menos estricto que el aplicado en el año 2010 (Tascheri *et al.,* 2012). Sin perjuicio de ello, se evaluó el impacto a cinco criterios de selección de las embarcaciones (**Tabla 6**). Los resultados corroboraron la observación hecha en Parma (2011), quienes señalaron que el principal efecto sobre las estimaciones de las series estandarizadas de CPUE, lo tuvo el tratamiento de las capturas nulas y no el criterio de selección de las embarcaciones (**Figura 5**).

Tabla 6

Criterios de selección de embarcaciones arrastreras para el análisis de la CPUE de merluza común: años de operación, número de lances por año y captura mediana, utilizados para analizar la sensibilidad de la serie de abundancia relativa a la selección de una flota estable de barcos.

Criterio	Años	Lances/año	Captura mediana
Crt.1	12	263	3
Crt.2	7	146	1
Crt.3	3	42	0
Crt.4	1	4	0
Crt.5	0	0	0

En la reunión de datos se observó también que el criterio de filtro de las capturas máximas era muy estricto (60 t) y se acordó utilizar 100 t. Del mismo modo, el filtro para los tiempos de arrastre se modificó para considerar los lances con un mínimo de 10 minutos de duración, manteniendo el valor máximo en 6 horas.

También se hizo notar que en los últimos años, la tendencia del índice se ha distanciado de la tendencia exhibida por el índice de biomasa estimada por métodos acústicos, mostrando una tasa de incremento mucho mayor a este último, particularmente en las Zonas 2 y 3.

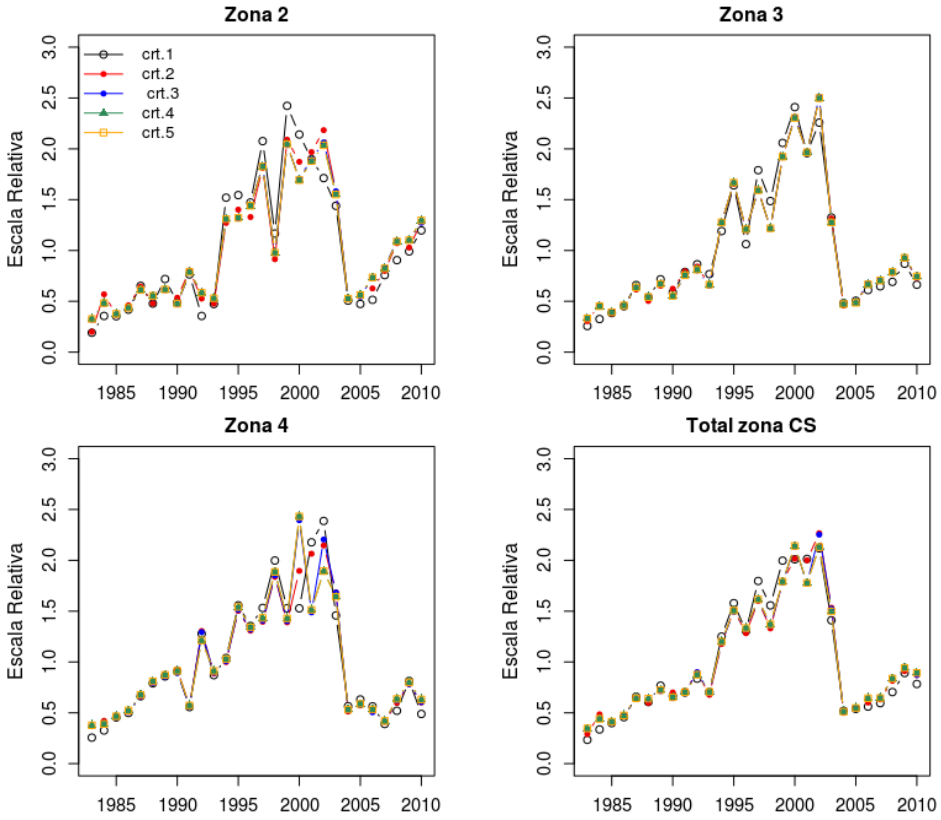


Figura 5. Sensibilidad de los índices de abundancia relativa estimados con datos de la flota de arrastre de merluza común a cinco criterios utilizados para seleccionar los registros incluidos en el análisis. El índice fue estimado con un modelo *GLMM* asumiendo una distribución Poisson las tasas de captura.

Al respecto, en la reunión se sugirió evaluar el uso de un índice basado en la flota menor a 1.000 hp, aludiendo que este componente de la flota presenta una mayor estabilidad temporal en la tecnología de navegación y captura, pero principalmente a que actualmente ésta flota podría no estar concentrando su esfuerzo en la 7ma Región, en donde el recurso actualmente está muy disponible a las barcos que operan en esta área, lo que presumiblemente estaría promoviendo una sobre-estimación de los índices de CPUE estimados incluyendo datos de esta zona.

- **Índice dependiente de la pesquería artesanal**

Tal como lo señala el revisor de la evaluación 2010, el amplio rango latitudinal de distribución de la merluza común, hace importante contar con indicadores de abundancia relativa específicos para cada zona e investigar posibles divergencias en las tasas de explotación.

Para estos efectos, se implementó también un modelo de estandarización de las tasas de captura de la flota artesanal espinelera, la que nos provee de un indicador de las tendencias de la abundancia relativa para la Zona 2.

Los datos utilizados en este análisis fueron obtenidos desde los registros diarios de captura artesanal, los que son rutinariamente recopilados por el proyecto de seguimiento de esta pesquería (Gálvez *et al.* 2010).

Los registros cubren un período de 12 años entre 1998 y 2009 y un total de 4 caletas (El Membrillo y Portales localizadas en Valparaíso y Pacheco Altamirano y Puertecito en San Antonio).

Los registros del puerto de Valparaíso corresponden a encuestas realizadas directamente a los pescadores por el personal del programa de monitoreo, en tanto que los registros de San Antonio para los años 1998 a 2003, fueron obtenidos desde los libros de la Gobernación Marítima local. Los registros del período 2004 a 2009 de este último puerto, fueron obtenidos mediante encuestas realizadas por IFOP directamente a los pescadores.

Los registros pesqueros de captura se caracterizan porque la variable dependiente (captura o captura por unidad de esfuerzo, CPUE) es medida en las mismas unidades de estudio (embarcaciones) a través de un largo período de tiempo y por estar estructurados en niveles (áreas de pesca, puertos o caletas y períodos estándar de tiempo, tales como años y/o meses). Dadas estas características, es muy posible que los datos presenten algún tipo de estructura de correlación.

Las capturas fueron clasificadas en función de 4 estratos espaciales (**Tabla 7**).

Tabla 7

Estratos espaciales utilizados en la estandarización del esfuerzo de la pesquería artesanal de espinel de merluza común

Código Zona	Lat. Ini,	Lat.Fin,	Puerto	Registros
V1	32°40'00"	33°54'01"	Valparaíso	5381
V2	33°54'00"	33°18'01"	Valparaíso	9483
SA1	33°18'00"	33°34'01"	San Antonio	2369
SA2	33°34'00"	34°00'00"	San Antonio	15147

Del mismo modo, la distribución de frecuencias de los datos de profundidad condujo a la definición de seis estratos entre los 0 m y 300 m, con intervalos de 50 m. De manera similar, el campo potencia de motor fue estratificado en cuatro categorías 0-45 hp, 45-90 hp, 90-135 hp y 135-180 hp.

Con la finalidad de excluir los registros de esfuerzo de pesca esporádicos (que no representan la operación regular en esta pesquería), se identificó una flota de botes estables, requiriendo que los registros de operación de cada embarcación cubrieran un período no inferior a 4 años con al menos 7 lances por año y una captura mediana de 100 kg.

La base de datos de registros de captura con espinel nos presenta algunas opciones para seleccionar una medida del esfuerzo de pesca: (i) los viajes de pesca, (ii) el número de anzuelos calados o (iii) el número de anzuelos calados x el tiempo de reposo. En esta sección se presentan los resultados de los análisis de (i y ii). El número de anzuelos es un dato que no se conoce para la totalidad de los viajes, de tal manera que el análisis de (i) implicó un mayor tamaño de muestra que (ii) (32.380 y 16.667 registros, respectivamente).

Se ajustaron modelos de Ecuaciones Generalizadas de Estimación (*GEE;* Liang y Zeger, 1986) y modelos lineales generalizados mixtos (Diggle *et al.*, 1994) usando ambas bases de datos (viajes con pesca y kilogramos por anzuelo). En los modelos *GEE*, se probaron 2 tipos diferentes de función varianza y en los *GLMM* dos estructuras de varianza diferentes (diferentes efectos aleatorios).

En total se ajustaron 8 modelos.

El impacto de aplicar el criterio de selección de embarcaciones se estudió aplicando una serie de criterios alternativos que implicaron grados diferentes de reducción en el número de datos (**Tabla 8**).

Por una cuestión de brevedad sólo se presentan las sensibilidades de los modelos ajustados a los viajes con pesca (**Figura 6**).

Tabla 8

Criterios de años de operación, número de lances por año y captura mediana, utilizados para analizar la sensibilidad del índice de abundancia a la selección de una flota estable de botes.

Criterio	Años	Lances/año	Captura mediana
Crt.1	3	7	160
Crt.2	1	3	100
Crt.3	1	1	70
Crt.4	0	0	0

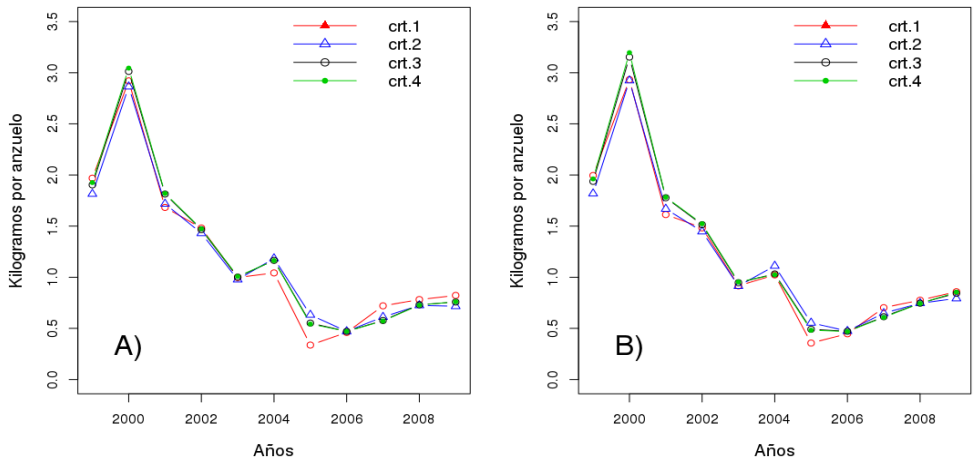


Figura 6. Índices de abundancia relativa estimados con datos de la pesca de espinel de merluza común utilizando modelos *GEE* (A) y *GLMM* (B).

Durante la reunión se habló de la posibilidad de rescatar información de 40.500 registros diarios de captura y esfuerzo históricos de la flota artesanal de espinel, distribuidos entre los años 1985 y 1993 y que actualmente se encuentran archivados en papel en la base IFOP San Antonio[4]. Esto junto con información de San Antonio disponible para los años 1994 a 1997, actualmente en posesión del proyecto de seguimiento pero no incluida en la base institucional de IFOP, permitiría construir una serie de abundancia relativa (basada en los muestreos de San Antonio) para los años 1985 al presente.

- **Índices de abundancia relativa de jibia**

Actualmente se cuenta con dos índices de abundancia relativa de jibia para el área de la pesquería de merluza común: (1) un índice basado en datos de las capturas de la flota de arrastre producido por INPESCA; (2) un índice basado en los datos de los lances de investigación del crucero de evaluación directa de merluza común (**Figura 7**).

(1) tiene la ventaja de provenir de muestras mejor distribuidas a través del año pero la desventaja de ser un índice de CPUE no estandarizado que proviene principalmente de una pesca incidental.

[4] Sateler, J. y G. Walter. 1993. Cuantificación y tipificación de la información del proyecto existente en la base zonal de San Antonio y aspectos relacionados con la recopilación. Informe interno. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales demersales (Peces) zona centro sur. IFOP.

(2) tiene la ventaja de provenir de un barrido estandarizado del área de distribución de la merluza común. Pero tiene la desventaja de aportar sólo información de un período particular del año (julio-agosto), lo que no necesariamente representa la abundancia relativa media anual de jibia. Este último índice no cuenta con un registro para el año 2003, ya que en esa oportunidad el crucero no fue realizado. Este punto ha sido interpolado usando una regresión lineal con el índice de CPUE (**Figura 5**).

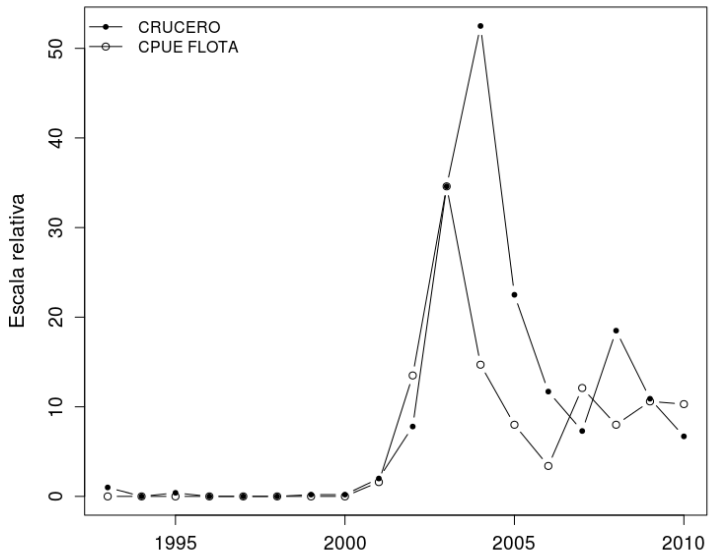


Figura 7. Índices de abundancia relativa de jibia disponibles para la evaluación de stock de merluza común. Crucero: índice generado usando los lances de investigación del crucero de evaluación directa del stock de merluza común. CPUE: Índice derivado por INPESCA a partir de los datos de captura y esfuerzo de la flota de arrastre.

Dado que la abundancia de jibia en el área de la pesquería es muy incierta, no hay ningún argumento sólido para privilegiar ninguno de estos índices. De este modo, provisto que las bondades y deficiencias de cada índice ya han sido descritas, ambos índices podrán ser empleados en la evaluación de stock como posibles escenarios de la abundancia de jibia.

e. Información de estructura de las capturas y evaluaciones directas:

De acuerdo con Parma (2011), las determinaciones de edad, su validación por distintos métodos, y el uso de protocolos certificados de acuerdo a normas ISO indican que IFOP ha puesto un cuidado extremo en obtener datos de calidad.

Los métodos usados en la determinación de edades y la determinación de tamaños de muestras adecuados para la construcción de las claves largo-edad, indican que los datos de composición de edades de la captura son de alta calidad.

"Se han hecho además estudios de consistencia entre lectores, los cuales son satisfactorios. Los tamaños de muestra son adecuados y los esfuerzos en mejorar la cobertura de los programas de monitoreo para la colección de datos biológicos son encomiables y deben ser alentados".

"La falencia más grande detectada es la falta de colección de otolitos de la captura de la flota artesanal pero esta falencia es subsanable dado que se cuenta con distribuciones de tallas para esta flota"

- Composición de edad de las capturas

Las composiciones de edad de la las capturas de merluza común de la flota de arrastre cubren los años 1968 a 2011. También, dependiendo de la disponibilidad, se puede contar eventualmente con una composición preliminar del año 2012. Para esto último se utiliza la composición de longitud de las capturas del primer semestre y la clave edad-talla del año anterior (**Figura 8**).

Los procedimientos metodológicos para la estimación de las matrices de captura a la edad utilizadas en la evaluación de stock se encuentran documentadas en Gálvez *et al.* (2011b).

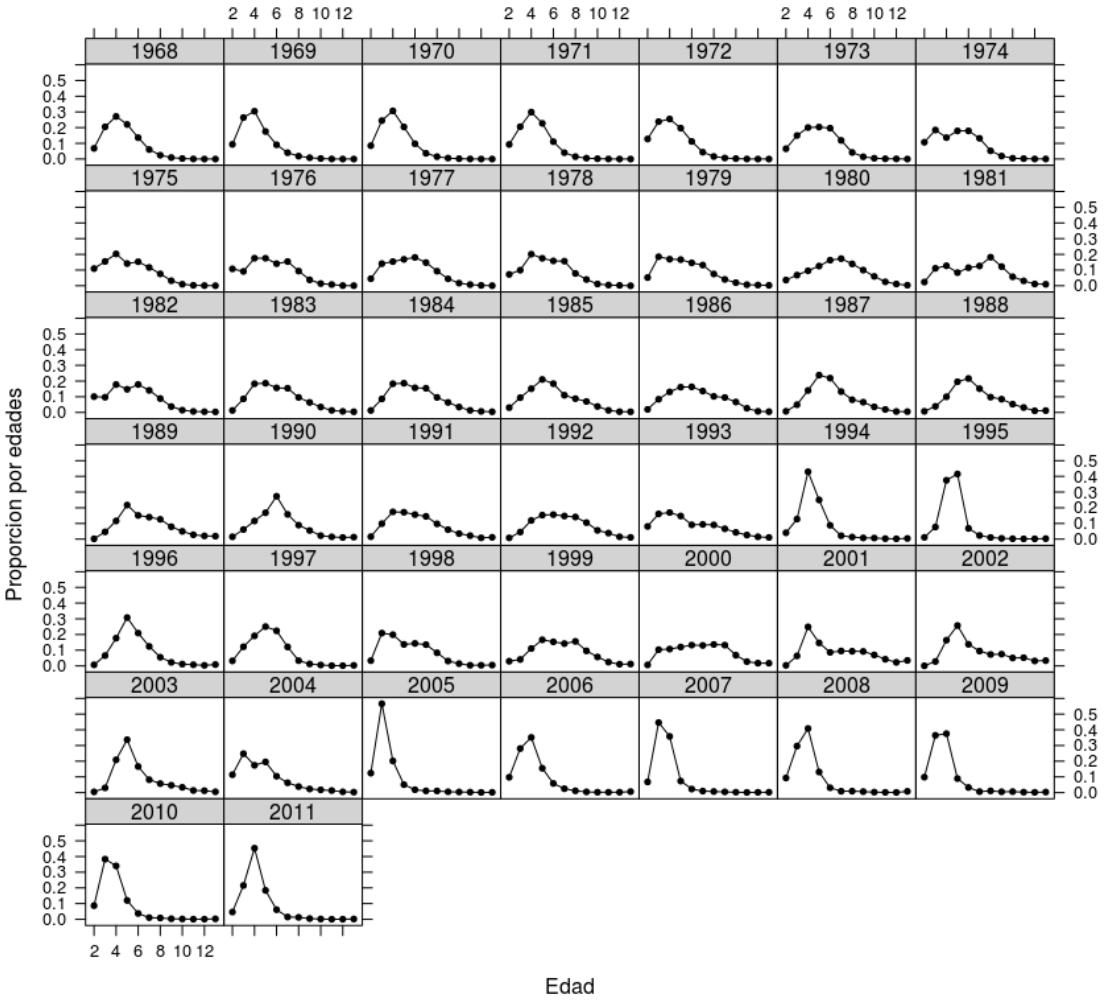


Figura 8. Composición de edades de las capturas de merluza común de la flota de arrastre. Años 1968 a 2011. Fuente: IFOP.

Las composiciones de edad de los cruceros de evaluación directa comprenden los años 1993, 1995, 1997, 1999, 2000, 2001 – 2002, 2004 – 2011 (**Figura 9**). La composición de edades del año 1993 no se incluye en la evaluación debido a diferencias en el diseño de muestreo y la configuración de la red utilizada entre el crucero de ese año y los realizados en años siguientes. La exclusión del modelo de evaluación de stock de la composición de edades del año 1993 tiene un bajo impacto (**Anexo 2** en Tascheri *et al*. 2012).

Similar a la situación que se presenta con las composiciones de edad de las capturas, la composición de edad del crucero del año 2012 se estimará preliminarmente usando la composición de longitudes de las capturas del crucero 2012 y la clave edad-talla del crucero 2011.

- Composición de edad de los cruceros

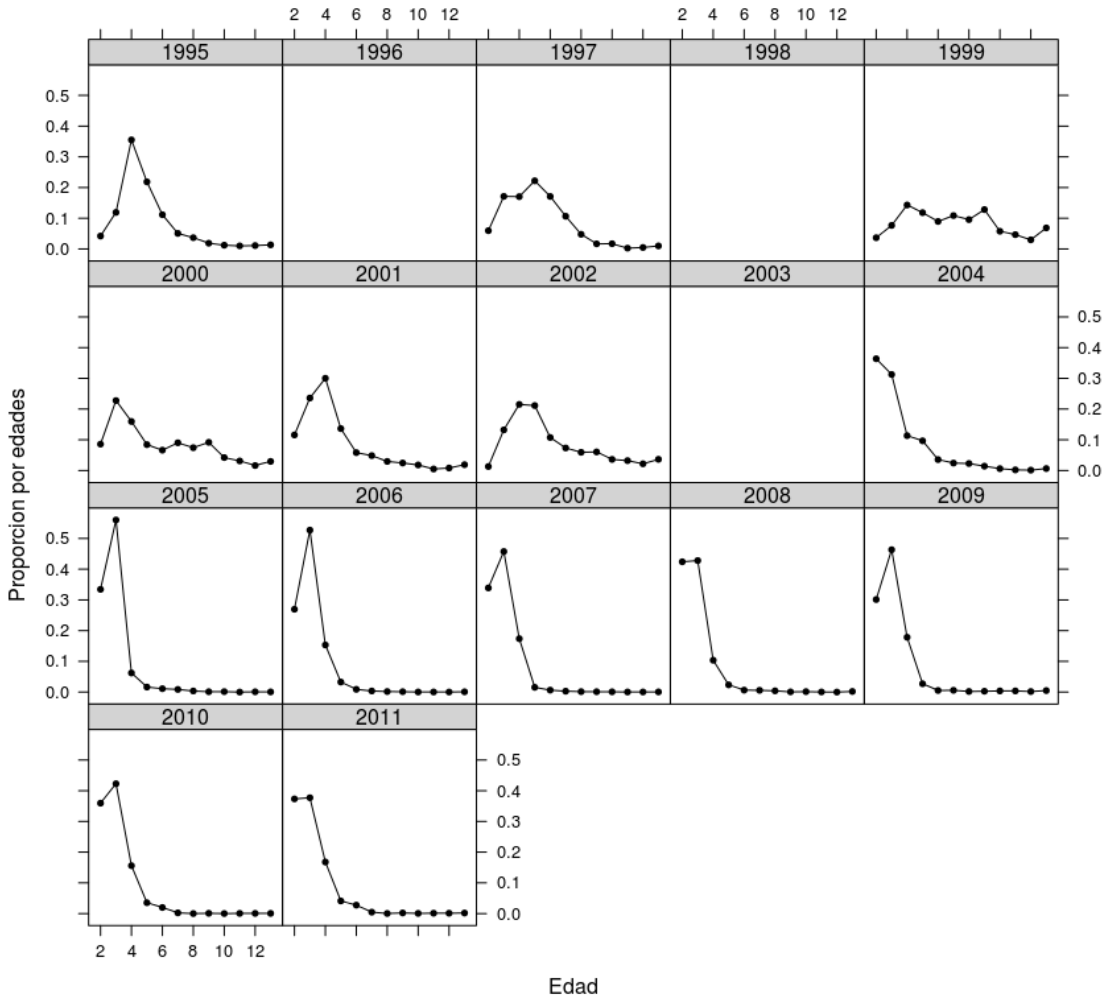


Figura 9. Composición de edades de las capturas de los lances de investigación de los cruceros de evaluación directa de la abundancia de merluza común. Años 1995 a 2011.

- Estructuras de longitud de las capturas de espinel y enmalle.

En el año 2012, el proyecto de seguimiento de la pesquería produjo las composiciones de longitud total de las capturas artesanales, separadas según arte/aparejo de pesca (Figuras 8 y 9).

En el caso del enmalle, esta información abarca los años 2001 a 2011, en tanto que en la pesca con espinel la información disponible cubre los años 1998 a 2009 (**Figuras 10** y **11**).

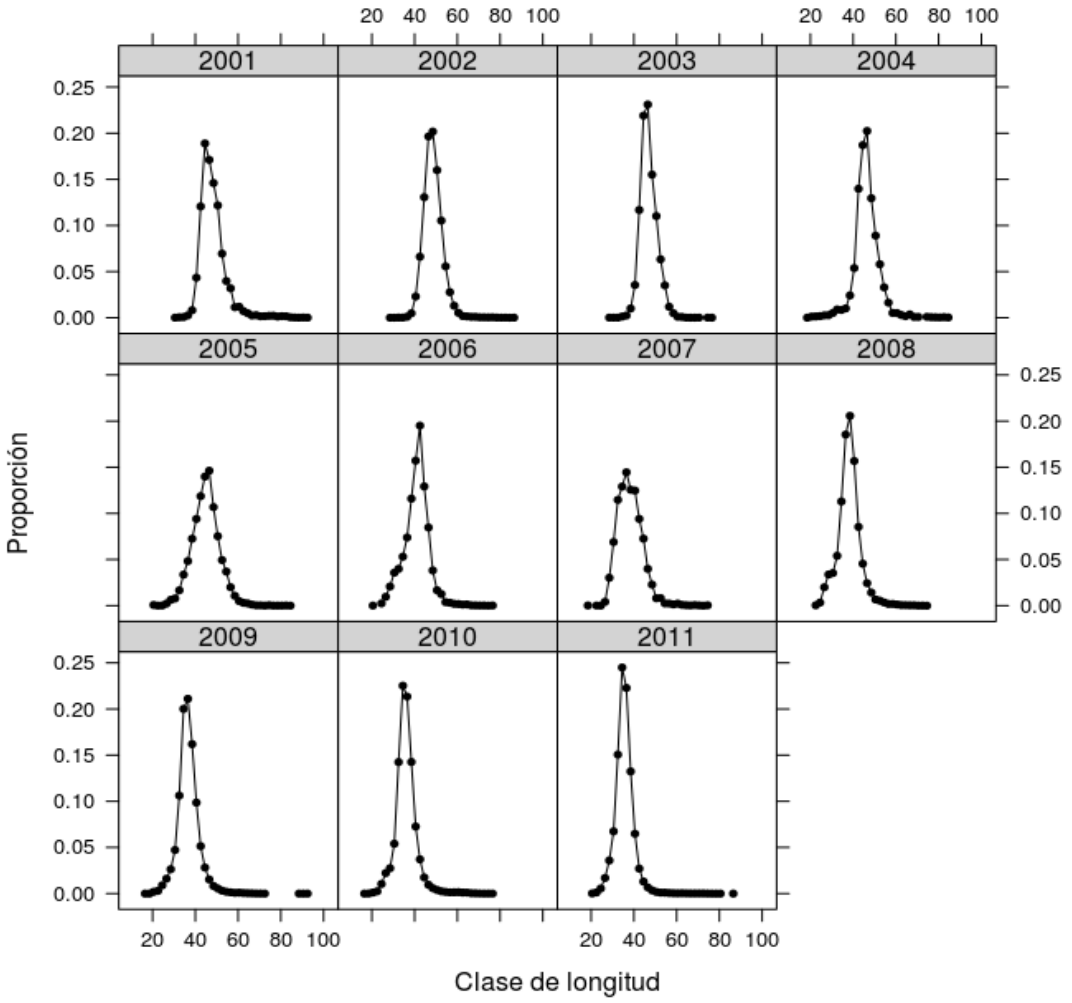


Figura 10. Composición de longitud total de las capturas de merluza común en la pesquería de enmalle. Años 2001 a 2011.

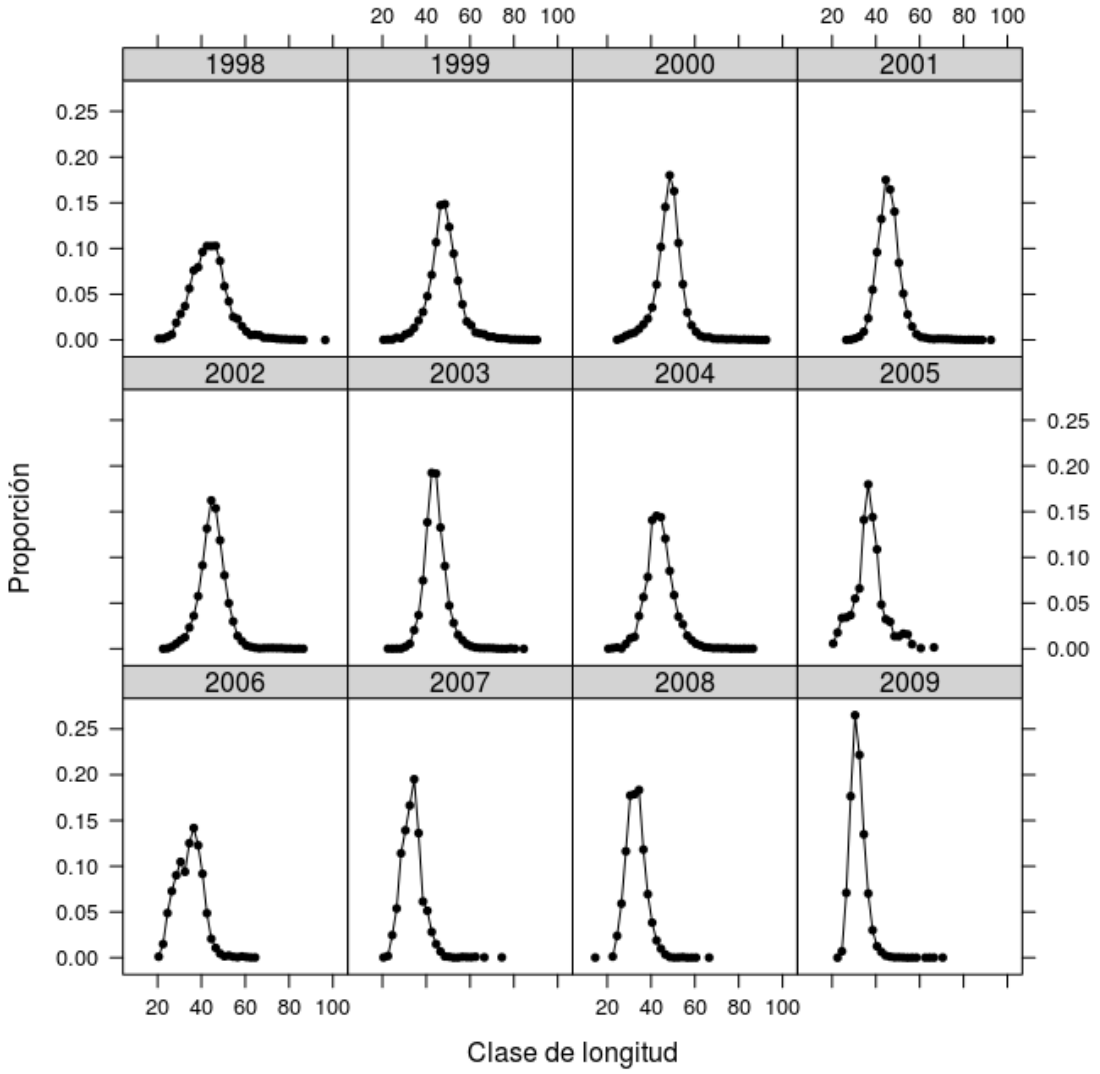


Figura 11. Composición de longitud total de las capturas de merluza común en la pesquería de espinel. Años 1998 a 2009.

f. Formular recomendaciones para futuras investigaciones en áreas tales como el muestreo, el monitoreo y seguimiento y la evaluación de stock.

- Se recomienda ejecutar un nuevo estudio de identificación de unidades de stock, usando técnicas actualizadas de marcaje y microquímica de otolitos. Esta recomendación es sin embargo de baja prioridad, en consideración de la actual condición del recurso.
- Se recomienda valorizar y ejecutar un proyecto para recuperar la información histórica de la pesca artesanal que actualmente es preservada en la base zonal de IFOP San Antonio. Esto permitiría contar con registros diarios de captura de la zona centro-sur que cubren los años 1985 a 1993 y con muestreos de composición de longitud de las capturas de Valparaíso y San Antonio las que en su conjunto cubren los años 1985 a 1993.

a. **Lista de tareas a realizar después del taller.**

Actualizar los análisis de las tasas de de espinel y arrastre, al año 2011 tomando en consideración las recomendaciones consignadas en este reporte.

Realizar gestiones tendientes a proporcionar financiamiento a los proyectos aquí identificados.

VIII. REFERENCIAS.

Aguayo, M. y V. Ojeda 1987. Estudios de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 34: 99-112. George-Nascimento, M. 1996. Populations and assemblages of parasites in hake, *Merluccius gayi*, from the southeastern Pacific ocean: stock implications. 48(49):557-806.

Aguayo, M. y H. Robotham. 1984. Dinámica poblacional de merluza común (Merluccius gayi gayi) (Gadiformes - Merlucciidae). Invest. Pesq. (Chile) 31: 17-45.

Aguayo, M. 1995. Biology and fisheries of Chilean hakes) M. gayi and M australis. En: Alheit, J. and T. Pitcher (Eds). 1995. Hake Fisheries, ecology and markets. Chapman y Hall. 478 p.

Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt & A. Sepúlveda. 2008a. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.

Alarcón, R., L. Cubillos and C. Gatica. 2008b. jumbo squid (Dosidicus gigas) biomass off central Chile: effects on chilean hake (Merluccius gayi). CalCOFI Rep., Vol. 49. 157 - 166.

Alarcón, R., H. Arancibia y P. Gálvez. 2010. Revisión de los parámetros de la historia de vida de merluza común (merluccius gayi). Comité científico de merluza común. Subsecretaría de Pesca.24 p.

Alverson, D.L. y M.J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. J. Con. int. Explor. Mer, 36: 133-143.

Arancibia, H. y L. Cubillos. 1993. Evaluación del stock de merluza común (Merluccius gayi) de Chile centro-sur en el período 1975-1991, por análisis de población virtual. Invest. Mar., Valparaíso. 21, 23-41.

Arancibia, H., M. Barros, S. Neira, U. Markaida, C. Yamashiro, L. Icochea, C. Salinas, L. Cubillos, Ch. Ibáñez, R. León, M. Pedraza, E. Acuña, A. Cortés y V. Kesternich. 2007. Informe Final Proyecto FIP 2005-38. Análisis del impacto de la jibia en las pesquerías chilenas de peces demersales. Universidad de Concepción / Universidad Católica del Norte, 299 p. + Anexos.

Canales, C. P. Gálvez, C. Montenegro y S. Sateler. 2008. Investigación Evaluación de Stock y CTP Merluza Común, 2008. Informe Final. IFOP-SUBPESCA. 55 p + ANEXO.

Canales, C., J.C. Quiroz, R. Wiff. 2011. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Informe Final. Metas cualitativas; Cuarto Objetivo Específico. 23 p. + Anexos.

Cerna, F. 2010. Variación del Crecimiento Somático y la Madurez de Merluza Común (Merluccius gayi gayi) en el Pacifico Sur- Oriental frente a Chile: ¿Una respuesta compensatoria o evolutiva?. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias. Universidad de Concepción. 65 p.

Chapman, D.G. and D.S. Robson. 1960. The analysis of a catch curve. Biometrics. 16:354-368.

Cubillos, L. y H. Arancibia. 1992. Evaluación del recurso merluza común (Merluccius gayi) de la zona centro-sur de Chile por Análisis de Reducción de Stock. Biología Pesquera 21, 15-19.

Cubillos, L., R. Alarcón & A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (Merluccius gayi): evaluation of precision. Fisheries Research. 42: 147- 153.

Cubillos, L., R. Alarcón & A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chileanhake (Merluccius gayi): evaluation of precision. Fisheries Research. 42: 147- 153.

Gálvez, P., F. Balbontín y J. Sateler. 2009. Monitoreo de las condiciones reproductivas demerluza común durante la veda biológica 2008. Informe pre final. FIP 2008-13. Instituto de Fomento Pesquero. 93 p. + Anexos.

Gálvez, P., F. Balbontín y J. Sateler. 2010. Monitoreo de las condiciones reproductivas demerluza común durante la veda biológica 2009. Informe pre final. FIP 2009-12. Institutode Fomento Pesquero. 88 p. + Anexos.

Gálvez, P., J. Sateler, A. Flores, Z. Young, J. Olivares, K. Riquelme y J, González. 2011a. Convenio: Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2010.Actividad 2. Peces Demersales. Seguimiento demersal y aguas profundas 2010. Sección II. Demersales centro sur. Informe final. SUBPESCA - IFOP. 147 p + Anexos.

Gálvez, P., C. Vera y J. C. Saavedra. 2011b. Convenio: Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2010.Actividad 2. Peces Demersales. Seguimiento demersal y aguas profundas 2010. Sección I. Informe final. SUBPESCA - IFOP. 75 p + Anexos.

Hoenig, J. 1983 Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fish. Bull., U.S. 82:898-903.

Lillo, S., Córdova, J. y A. Paillamán. 1996. Target strength measurements of hake and jack mackerel. ICES J. Mar. Sci. 53: 267-271.

Lillo, S., E. Molina, J. Saavedra, J. Olivares, E. Díaz, S. Nuñez, E. Navarro, S. Vásquez, R. Alarcón, A. Sepúlveda, M. Braun y A. Saavedra. 2009. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2008. Informe Final. Proyecto FIP 2008-14.Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.

Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, S. Nuñez, M. Braun y A. Saavedra. 2010. Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2011. Informe Final. Proyecto FIP 2009-13.Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.

Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, S. Nuñez, S. Vásquez, M. Reyes, A. Sepúlveda y A. Saavedra. 2011. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2010. Informe Final. Proyecto FIP 2010-10.Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.

Nicklitschek, E. 2011. Resumen y revisión crítica de las evaluaciones directas de merluza común en Chile (1993-2010) pag. 220-239. En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N°2011-4728-35. 276 p.

NRC-National Research Council. 1998. Improving Fish Stock Assessments. National Academic Press. Washington D.C. 188 pp.

Ojeda, V., J. Olivares, F. Balbontín, D. Garland, L. Cubillos, R. Alarcón, M. George-Nascimento y A. Sepúlveda. 1997. Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur. Informe Final FIP 95- 15, 129 p.

Oliva, M. and I. Ballón. 2002. Metazoan parasites of the Chilean hake Merluccius gayi gayi as a tool for stock discrimination. Fisheries Research. 56(2): 313-320.

Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación del stock de merluza común (Merluccius gayi)de año 2010. pag. 19 a 67. En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N°2011-4728-35. 276 p.

Payá, I., C. Oyarzun, R. Galleguillos y M. Oliva. 1997. Unidades de stock en el recurso merluza común de la zona centro sur. Informe Final FIP 94-18. Instituto de Fomento Pesquero. 72 p.

Payá, I. 1992. Investigación cálculo captura total permisible merluza común - 1993. Informe de Avance. IFOP-SUBPESCA. 11 p.

Payá, I., J. Sateler, J.M. Donoso y S. Mora. 1992. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1991. Pesquerías demersales, peces. Zona centro-sur. Estado de situación y perspectivas del recurso (SGI-IFOP 92/3). Corporación de Fomento de la Producción/ Instituto de Fomento Pesquero, 52 p

.

Payá, I., J. Sateler, J.M. Donoso y S. Mora. 1993. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales 1991. Pesquerías demersales, peces. Zona centro-sur. Estado de situación y perspectivas del recurso (SGI-IFOP 93/2). Corporación de Fomento de la Producción/ Instituto de Fomento Pesquero, 41 pp.

Payá, I., A. Zuleta y M. Aguayo. 1996. Investigación CTP merluza común-1996. Informe Técnico IFOP-SUBPESCA.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and meanenvironmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. Int. Explor. Mer. 39(2), 175-192.

Payá., I., R. Tascheri, C. Montenegro y H. Pool. 2001. Investigación CTP merluza común, 2002. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero . 58 p.

Punt, A. T. Walker, B. Taylor and F. Pribac. 2000. Standardization of catch per unit of e
ort data in a spatially-structured shark fishery. Fisheries Research. 45:129-145.

Rikther, V. A. and V. N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAF ResDoc., 76N118:12 p.

Schuchert, P.C., A. I. Arkhipkin and A. E. Koenig. 2010. Traveling around Cape Horn: Otolith chemistry reveals a mixed stock of Patagonian hoki with separate Atlantic and Pacific spawning grounds. Fisheries Research. 102: 80-86.

Stephens, A., and A. MacCall. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. Fisheries Research 70:299 -310.

SUBPESCA. 2011. directrices para la explotación de los recursos pesqueros nacionales. Documento Técnico N°01. División de Administración Pesquera. 32 p.

Tascheri, R., P. Gálvez y J. Sateler. 2010. Investigación estatus y evaluación estrategias de explotación sustentables merluza común, 2010. 73 p. + ANEXOS.

Tascheri, R., S.Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas, I. Payá.1999. Dinámica espacial y batimétrica del stock de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe Final FIP 97-21. Instituto de Fomento Pesquero. 161 p.

Tascheri, R., R. Alarcón, J. Sateler, H. Rebolledo, J. González. L. Bustos, P. Barraza, S. Núñez, A. Sepúlveda. 2006. Monitoreo de las Capturas de merluza común, Año 2005.Informe final FIP 2005 – 07. 164 p.

Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2012. convenio: Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales. Merluza común 2011. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.

Taylor, C. 1959. Temperature and growth. The Pacific razor clam. J. Cons. int. Explo. Mer.,25: 93 - 101.

Villegas, L y G. Saetersdal. 1968. Informe preliminar sobre experimentos de marcación de merluza (Merluccius gayi) en Chile. Publicación N° 37. Instituto de Fomento Pesquero. 17 p.

Apéndice 1

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. La codificación de números y colores fue tomada de Canales *et al*. (2011): sin relleno indica que no existe conocimiento (0 en el análisis), en rojo (numero 1) indica un conocimiento pobre, amarillo (numero 2) indica un conocimiento intermedio, en verde (numero 3) indica un conocimiento satisfactorio.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
I. Definición del stock	Definición espacial				3	La extensión espacial del stock se encuentra bien documentada en los reportes de la evaluación directa del recurso (Lillo *et al*. 2011).
Estructura del stock	Estructurado o espacialmente homogéneo			2		Se considera espacialmente homogéneo
	Uso de marcaje, micro-constituyentes, o morfometría			2		Uso de morfometría reportado en Payá *et al.* (1997). Se recomienda uso de técnicas de marcaje y estudio de micro-constituyentes
II. Datos						
Captura	¿Se incluyen las remociones en la evaluación?			2		Se incluyen las remociones de acuerdo a los registros de desembarque mantenidos por SERNAPESCA.
Descartes/ mortalidad por pesca	¿Sesgos y diseño de muestreo documentados?			2		Sesgos son reconocidos pero están incompletamente documentados.
Índices de abundancia	Absoluto o relativo				3	Todos los índices se asumen relativos. Las razones se encuentran bien documentadas.
	¿Diseño de muestreo?				3	El crucero de evaluación directa tiene un diseño bien establecido (Lillo *et al*. 2011). Los análisis de CPUE son *estudios observacionales.*
	Estandarización				3	El crucero de evaluación directa cuenta con un diseño de muestreo. Los métodos de estandarización y criterios aplicados en la estimación de los índices basados en la CPUE de arrastre y espinel, están bien documentados.
	¿Linealidad entre el índice y la abundancia de la población?			2		Las grandes fluctuaciones observadas en la serie de biomasa acústica (crucero), no parecen obedecer a cambios metodológicos o errores de estimación. Existen años inconsistentes con el resto de la serie tales como el año 2002 (Nicklitschek, 2011). La CPUE de arrastre se incrementa a una tasa mayor a la biomasa del crucero a partir del año 2005. Particularmente en la Zona 2, en cambio la CPUE de espinel es consistente con la señal acústica para esa Zona.
	¿Que porción del stock es indexada?				3	En el crucero de evaluación directa se indexa la población disponible al método de evaluación directa en invierno-primavera, la que queda definida por la función de selectividad estimada en la evaluación de stock. La CPUE indexa la fracción explotable de la población disponible al arte de arrastre y espinel respectivamente.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	¿Que parte de la flota debería ser considerada?				3	La sensibilidad a los criterios de selección de los barcos o botes, es evaluada como parte del análisis de estandarización. Los criterios utilizados se explicitan claramente. En el análisis de la flota de arrastre, se recomendó explorar el uso de la fracción de naves con potencia de motor menor a 1.000 hp.
	¿Como debieran ser estandarizados los datos?				3	La recomendación es utilizar enfoques de modelación que no impliquen suponer independencia entre los registros de CPUE de las flotas que capturan merluza común.
	¿Como son tratados los lances con captura cero?			2		No son incluidos en el análisis de la flota de arrastre, pero la intencionalidad de los lances sí se incluye a través del método de Stephens y MacCall (2004). En la pesca de espinel los lances nulos registrados en la base de datos no son suficientes para proveer información acerca de la abundancia relativa.
	¿Que supuesto se realiza relativo a las áreas no visitadas por la flota?			2		A las áreas no visitadas por la flota se les asigna el valor medio estimado a partir de las tasas de captura observadas en las zonas visitadas.
Evaluación directa	¿Mezcla de especies validada?			2		Se debe avanzar en el desarrollo de métodos y protocolos orientados a reducir la subjetividad en la definición del porcentaje de mezcla en los cardúmenes (Nicklitschek 2011).
	¿Fuerza de blanco Validada?				3	El parámetro de una relación cuadrática fue estimado *in situ* para la misma población, estación del año y área de estudio (Lillo *et al.* 1996).
III. Estructura de edades, tamaños y sexos.					3	Los métodos usados en la determinación de edades y la determinación de tamaños de muestras para la construcción de las claves largo-edad, indican que los datos de composición de edades de la captura son de alta calidad (Parma 2011).
Captura a la edad						Diseño y tamaños de muestra documentados en detalle en el programa de monitoreo (Gálvez *et al*. 2011).
Pesos medios a la edad						Diseño y tamaños de muestra documentado en detalle en el programa de monitoreo (Gálvez *et al*. 2011).
Madurez a la edad				2		Existen antecedentes bien fundados para sostener que la función de madurez a la edad se ha modificado. Se ha convenido considerar la función promedio estimada con datos histológicos de muestras tomadas en los cruceros de evaluación de los últimos 6 años.

Información reproductiva edad específica				2		La información de madurez y fecundidad a la edad está disponible indirectamente a través de información obtenida por clase de longitud. La producción de información de madurez a la edad de manera directa está en desarrollo.
Información de la pesquería	¿Personas familiarizadas con la pesquería son consultadas e involucradas en discusiones del valor de las fuentes de datos?				3	En las reuniones de datos participan los integrantes del proyecto de monitoreo del recurso y el investigador a cargo de las evaluaciones directas. El evaluador de stock trabajó en el proyecto de monitoreo por espacio de 8 años.

Apéndice 2

Términos de Referencia

Definición de los datos y parámetros a emplear en la evaluación de stock de las principales pesquerías demersales, año 2012

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

I. Contexto.

El proceso de evaluación de stock involucra la permanente actualización de los datos, información y conocimiento biológico-pesquero de los recursos estudiados. En este sentido, es necesario llevar a cabo un proceso periódico de revisión de la información que recurrentemente es empleada para estos fines, identificando por esta vía sus fortalezas y debilidades, así como proponer un plan de acción para la mejora en sus puntos deficitarios. De esta forma, la presente reunión apunta esencialmente a disponer de un estado de situación de los datos, información y parámetros a emplear en la evaluación de stock, así como identificar un programa de tareas de corto y mediano plazo que permita el mejoramiento continuo de la información de entrada a la evaluación de stock.

II. Objetivos

Los objetivos considerados son los siguientes:

1. Revisar el listado de información, datos, parámetros y conocimiento empleados en la evaluación de stock de las pesquerías demersales

2. Generar un resumen sobre la calidad y suficiencia de la información, datos y conocimiento empleados en la evaluación de stock de las pesquerías demersales

3. Identificar las fortalezas y debilidades en la información, datos y conocimiento empleados en la evaluación de stock, priorizando un listado de tareas a satisfacer en el corto y mediano plazo.

III. Puntos críticos y tareas de la Reunión

Se basa en los términos técnicos de referencia empleados por el Southteast Data Assessemnt and Review SEDAR que a continuación se detallan:

1. Revisión de la hipótesis de estructura poblacional y definiciones de la unidad de stock y considerar eventuales cambios.

2. Revisar y tabular la información de la historia de la vida y si nueva información disponible.
   - Por ejemplo, edad, crecimiento, mortalidad natural, características reproductivas.
   - Proporcionar modelos apropiados para describir el crecimiento, la madurez y la fecundidad por edad (longitud), sexo o zona, según corresponda.
   - Evaluar la pertinencia de los parámetros de historia de vida hasta ahora empleados en la evaluación de stock y recomendar valores para su uso en el modelamiento.

3. Niveles de descartes y subreportes.

Dependiendo de la pesquería, se deberá:
   - Revisar los antecedentes y trabajos publicados sobre el tema, particularmente en especies como las analizadas.
   - Proporcionar estimados de descarte por pesquería, tipo de arte y otro tipo estratos que sea adecuado.
   - Justificar adecuadamente cuando no se considere en el análisis niveles de descarte o sub-reporte

4. Proveer las medidas de abundancia o índices que son apropiados para la evaluación de stock
   - Considerar y discutir sobre las fuentes de datos dependientes e independientes que se encuentren o pudieran estar disponibles.
   - Discutir las fortalezas y debilidades de las series de abundancia (relativa) de los cruceros de prospección directa
   - Disponer de los valores de CPUE, atributos de su estimación y calidad, incluyendo las medidas de error.
   - Discutir el grado en que los índices disponibles representan adecuadamente las condiciones de pesca y de la población.
   - Identificar y recomendar que fuentes de datos se consideran más adecuados y fiables para su uso en evaluación de stock.

5. Proporcionar las estadísticas de captura comercial, incluyendo los desembarques y los descartes.

- Discutir sobre la calidad de los datos disponibles para caracterizar la recolección y descarte de las especies por región y flotas.
- Discutir sobre la composición de longitud y/o edad recientemente actualizada.
- Discutir sobre la distribución del esfuerzo de pesca y capturas

6. Formular recomendaciones para futuras investigaciones en áreas tales como el muestreo, el monitoreo y seguimiento, y la evaluación de stock. Incluye también orientación sobre la intensidad de muestreo (número de muestras incluidas las estructuras de tallas y edades) según los estratos y la cobertura espacial considerada.

7. Resumir y discutir en una hoja de cálculo, los datos de entrada al modelo de evaluación a ser empleados.

8. Elaborar una lista de tareas a realizar después del taller.

9. Preparar un reporte de la reunión.

IV. Agenda de reuniones.

Recurso	Fecha
Merluza común	22 de Mayo
Merluza de tres aletas	24 de mayo
Congrio dorado	25 de mayo
Merluza del Sur	25 de mayo
Merluza de cola	29 de mayo
Alfonsino	29 de mayo
Raya	24 de mayo
Besugo	29 de mayo
Orange Roughy	29 de mayo
Bacalao	28 de mayo

A N E X O 2

Estandarización del esfuerzo de pesca de las flotas de arrastre y espinel

1. Análisis y estandarización de las tasas de captura de las flotas que capturan merluza común

Frecuentemente, la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) que resulta de la actividad pesquera de una flota es usada como un índice de abundancia, lo que implica suponer que la CPUE es proporcional a la abundancia del stock (Beverton y Holt, 1957; Maunder y Punt, 2004). El parámetro de proporcionalidad entre la CPUE y la abundancia media, recibe el nombre de *capturabilidad*.

Sin embargo comúnmente se observan variaciones en la capturabilidad, las que pueden resultar de las diferencias en el poder de pesca de las embarcaciones, cambios en los patrones estacionales y espaciales del esfuerzo o de la población explotada y de los propios cambios en la abundancia. Por esta razón, cuando se intenta extraer una señal de abundancia desde los datos de captura y esfuerzo de la pesquería, se requiere realizar un *análisis de estandarización del esfuerzo*. Este último, consiste en la aplicación de variadas técnicas estadísticas, con la finalidad de cuantificar y remover el efecto de los diferentes factores que pueden influir las tasas de captura, permitiendo idealmente obtener un índice de abundancia relativa.

La pesquería de merluza común es desarrollada por dos flotas, una artesanal que se desarrolla entre la IV y X Regiones, pero con una mayor actividad en las Regiones V, VII y VIII y una industrial, con puerto base en Valdivia (39◦ 49' L.S), Talcahuano (36◦ 41'L.S.), San Vicente (36◦ 44' L.S.) y San Antonio (33◦ 35' L.S.). Los buques de la flota industrial con mayor potencia de motor, operan desde los puertos de Talcahuano y San Vicente y son los responsables de la mayor parte de las capturas históricas.

Los artes y aparejos empleados en la pesca de merluza común, se encuentran restringidos a red de enmalle o espinel en el caso artesanal y al uso de red de arrastre de fondo o espinel, en el caso industrial (Res. 1557-95, 116-06, 120-06, SUBPESCA).

En el sector industrial, el único arte de pesca empleado es la red de arrastre de fondo. En 1982 se estableció para éstas redes un tamaño mínimo de malla de 100 m.m. (D. 238-82, SUBPESCA) y desde el año 2005, se requiere además que incluyan un dispositivo de escape de juveniles compuesto de un panel rectangular de malla cuadrada de 90 m.m., el que debe estar localizado en el panel superior del copo (Res. Ex. 2808-05, SUBPESCA).

Los datos que dependen de una pesquería, tales como los registros de captura y esfuerzo de pesca de merluza común, son datos observacionales: son adquiridos mediante el muestreo de oportunidad de los recursos sometidos a explotación y consecuentemente no corresponden a una muestra aleatoria como las generadas por un diseño experimental, sino a muestras producidas por un diseño altamente selectivo, donde los armadores ajustan la configuración y operación de las embarcaciones para maximizar los retornos económicos y no con el fin de aislar los efectos de innovaciones tecnológicas u otros factores que afectan las tasas de captura (Bishop, 2006).

Otra característica de los datos de captura y esfuerzo, es que conforman a la denominación de "*datos longitudinales*", porque varias mediciones son realizadas sobre las mismas unidades experimentales a través del tiempo y estas unidades conforman grupos (pertenecen a la misma empresa u organización, se asocian a determinados caladeros, etc...). Esto induce correlaciones entre las observaciones y por lo tanto se requiere de modelos estadísticos que permitan acomodar esta característica de los datos (Venables y Dichmont, 2004). Esto puede cambiar la percepción que tenemos de la significancia estadística de los factores y de la incertidumbre de las estimaciones (Zur *et al*., 2009).

En el año 2011 se realizó un revisión por pares del proyecto de evaluación de stock de merluza común la que produjo varias recomendaciones dirigidas al análisis de la captura por unidad de esfuerzo de la pesquería de arrastre, entre las que se incluyen: i) generar índices por zona, ii) analizar los lances de pesca dirigidos a otras especies y lances nulos, iii) relajar el criterio de selección de los datos a ser empleados en el análisis de las tasas de captura y considerar series alternativas de CPUE en la evaluación de stock (Parma, 2011).

Hasta el año 2011 sólo la información de captura y esfuerzo de la flota industrial había sido utilizada para generar índices de abundancia de merluza común (Tascheri *et al*., 2012). En el presente estudio se incluye un análisis de las tasas de captura de la flota artesanal de espinel, además de responder a las recomendaciones de la revisión por pares.

2. Software

Todos los algoritmos fueron codificados en el lenguaje y ambiente para la computación estadística y gráfica R (R Development Core Team 2012), utilizando los siguientes paquetes de extensión: lme4 (Bates y Maechler, 2011); PBSmapping (Schnute *et al*., 2012); sp (Bivand *et al*., 2005); geepack (Højsgaard, *et al.* 2006).

3. Estandarización de las tasas de captura de merluza común registradas en la flota artesanal de espinel entre los años 1998 y 2009.

Tascheri, R[a]. J. Sateler[b] y P. Gálvez[b].

a) Departamento de Evaluación de Recursos; b) Departamento de Evaluación de Pesquerías. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP);

La flota artesanal de merluza común está constituida por embarcaciones de 5 a 18 m de eslora, pero el 75 % de las unidades se sitúa en el rango de 6 a 9 m. Hasta el año 2001 la extracción del recurso se realizaba principalmente utilizando el espinel y el desembarque artesanal se concentraba en la V región (32◦ 10,4'S – 33◦ 57,7'S) superando el 75 % del desembarque artesanal a escala nacional. En los años siguientes, el espinel comenzó a ser abandonado en favor de la red de enmalle, tal que

en el presente la pesca con espinel representa sólo el 5% de las operaciones. Simultáneamente a estos cambios, la abundancia y disponibilidad del recurso experimentaron una fuerte reducción (Tascheri *et al*., 2012).

Los factores causales del cambio en el método artesanal de pesca incluyen: los mayores costos operacionales (i.e. alto precio de la carnada) y el menor rendimiento de pesca respecto de las redes de enmalle.

3.1. Datos empleados

Los datos utilizados fueron obtenidos desde los registros diarios de captura artesanal, los que son rutinariamente recopilados por el proyecto de seguimiento de esta pesquería (Gálvez *et al*. 2010).

Los datos del puerto de Valparaíso corresponden a encuestas realizadas directamente a los pescadores por el personal del programa de monitoreo, en tanto que los registros de San Antonio de los años 1998 a 2003, fueron obtenidos desde los libros de la Gobernación Marítima local. Estos registros corresponden a datos entregados por los pescadores a la autoridad marítima al momento de informar la recalada de la embarcación. Los registros de San Antonio de los años 2004 a 2009, fueron obtenidos mediante encuestas realizadas por el IFOP directamente a los pescadores.

Los registros anteriores al año 2003 no distinguen el método de pesca empleado, por lo que el personal del proyecto de monitoreo aplica criterios para discriminar los datos correspondientes a las pesquerías desarrolladas con red de enmalle y espinel durante este período.

Los registros de pesca se caracterizan porque la variables de interés (incluidas la captura o captura por unidad de esfuerzo, CPUE) son medidas en las mismas unidades (embarcaciones) a través de un largo período de tiempo y por estar estructurados en niveles (áreas de pesca, puertos, caletas y períodos estándar de tiempo, tales como años y/o meses). Dadas estas características, es muy posible que los datos presenten algún tipo de estructura de correlación.

Los datos cubren los años 1998 a 2009 y un total de 4 caletas (El Membrillo y Portales localizadas en Valparaíso y Pacheco Altamirano y Puertecito de San Antonio). La base de datos original constaba de 33.150 registros (cada registro corresponde a una operación de pesca: 1 calado/virado del arte o aparejo de pesca) y 15 campos conteniendo datos de diferentes atributos de las operaciones de pesca (Tabla 1).

Tabla 1

Lista de variables y breve descripción. La variable respuesta es peso o peso/anzuelos. % Total, es el porcentaje de registros con información respecto del total contenido en la base de datos.

	Campo	Descripción	%Total
1	Cod.bote	identificador bote	100
2	Año	Año del lance	100
3	Mes	Mes del lance	100
4	Puerto	Puerto de recalada	100
5	Caleta	Caleta de operación	100
6	Latitud	Latitud del estrato espacial	100
7	Zona	Estrato espacial	97
8	Profundidad	Profundidad en metros	56
9	Anzuelos	Número de anzuelos	56
10	Horas.rep	Horas de reposo	56
11	Peso	Captura en kilogramos	100
12	Eslora	Longitud del bote en metros	100
13	Potencia	Potencia del motor en hp	99
14	Casco	Material de construcción	100
15	Año.cons.	Año de construcción	97

3.2. Verificación de errores y criterios de selección de la información

Los datos de captura y esfuerzo a menudo contienen un número considerable de errores, en su mayoría códigos inválidos o valores ausentes o improbables. Los registros de las operaciones de pesca de espinel de merluza común fueron revisados utilizando criterios simples de verificación y (cuando fue posible) también de corrección.

La etapa de validación de la base de datos original incluyó: la eliminación de registros con captura nula o valores improbables, la exclusión de registros correspondientes a códigos de embarcaciones industriales, registros sin un valor de latitud y registros con valores ausentes para los campos ZONA, POTENCIA y CASCO (material de fabricación de la embarcación: fibra de vidrio o madera). En esta etapa, fueron eliminados el 4% del total de registros.

En la corrección de valores erróneos de captura, número de anzuelos, fecha/hora de zarpe, profundidad y valores de latitud o longitud, se cambiaron el 0,2% de los registros.

El criterio de validación de los datos de captura de los botes (5 - 11 m de eslora), consistió en imponer un límite máximo de 2.000 kg.

Las lanchas (11 - 19 m de eslora), representan el 5% del total de registros en la base de datos. Estas embarcaciones tienen cabina, motores internos y de mayor potencia, apoyo de mecanización y equipamiento tecnológico y consecuentemente poseen una mayor autonomía y la capacidad de calar un mayor número de anzuelos (Tascheri *et al*., 2003). Dada su escasa representación en la base de datos y su mayor poder de pesca, estas embarcaciones fueron excluidas del análisis.

Con la finalidad de excluir los datos de esfuerzo de pesca esporádico, que no representan la operación regular en esta pesquería, se identificó una flota de botes estables, requiriendo que los registros de operación de cada embarcación cubrieran un período no inferior a 4 años y que durante este período se hubiesen registrado al menos 7 lances por año y una captura mediana de 100 kg.

3.3. Identificación de los factores y covariables que pueden afectar las tasas de captura.

Las capturas fueron clasificadas en función de 4 estratos espaciales (Hilborn y Walters, 1992). La información de posición de las faenas de pesca se originó desde dos fuentes i) georreferenciación del caladero: en donde la localización del calado se aproximó utilizando la distancia y el rumbo con respecto a un punto conocido de la costa. Este criterio fue el preferido cuando la información necesaria para su aplicación estuvo disponible (15% del total de los registros contó con este tipo información); ii) información de la procedencia de la pesca: identificador asociado a una latitud y longitud de un punto conocido de la costa. Esta información es la más común para las capturas artesanales de merluza común (85% del total de registros) (**Tabla 2** y **Figura 1**).

Tabla 2.

Definición de zonas de pesca y de sus límites latitudinales. Pesquería artesanal de espinel de merluza común.

	Código Zona	Lat. inicial	Lat. final	Puerto asociado	Registros
1	V1	324000	325400	Valparaíso	5381
2	V2	325400	331800	Valparaíso	9483
3	SA1	331800	333400	San Antonio	2369
4	SA2	333400	340000	San Antonio	15147

Las zonas fueron determinadas en función de la distribución de frecuencia de los viajes respecto de la latitud y con relación a la cartografía temática del área comprendida entre los paralelos 3240'S y 3400'S) (**Figura 1**). La idea fue identificar quiebres en la distribución geográfica de los viajes de pesca y su posible asociación a accidentes geográficos, tales como cañones submarinos o cambios en la batimetría.

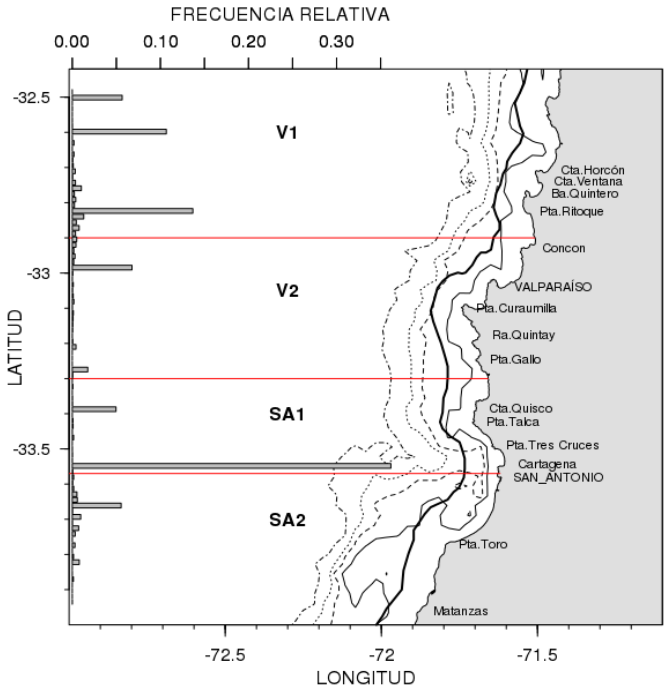


Figura 1. Distribución de frecuencia de los datos de pesca artesanal de espinel de merluza común con relación a la cartografía temática del área estudiada. La línea gruesa representa la delimitación de la zona de reserva artesanal. V: caladeros asociados a las caletas de Valparaíso; SA: caladeros asociados a las caletas de San Antonio.

La distribución de frecuencias de los datos de profundidad condujo a la definición de seis estratos entre los 0 m y 300 m, con intervalos de 50 m. De igual modo, el campo “potencia de motor" fue estratificado en cuatro categorías 0-45 hp, 45-90 hp, 90-135 hp y 135-180 hp. La variable potencia también fue estratificada en los intervalos siguientes: 0, 45, 90, 135, 180 hp.

Otros factores disponibles en la base de datos fueron el Año, Mes, Puerto y Caleta.

3.4. Modelos estadísticos de las tasas de captura de la pesquería de espinel de merluza común

La base de datos de registros de captura con espinel, nos presenta algunas opciones para seleccionar una medida de esfuerzo de pesca:(i) los viajes de pesca, (ii) el número de anzuelos calados o (iii) el número de anzuelos calados x el tiempo de reposo. En este informe se presentan los resultados de los análisis de (i y ii). El número de anzuelos es un dato que no se conoce para la totalidad de los viajes, de tal manera que el análisis de (i) implicó un mayor tamaño de muestra que (ii) (32.380 y 16.667 registros, respectivamente; **Tabla 1**).

Los registros con información de anzuelos calados incluían además el campo profundidad en metros y horas de reposo.

Los modelos lineales generalizados (GLMs) (Nelder y Wedderburn, 1972) son el método empleado con mayor frecuencia para construir índices de abundancia relativa basados en datos dependientes de la pesquería o dicho de otro modo, para tratar de remover el impacto que tienen en las tasas de captura otros factores además de la abundancia del recurso (Hinton y Maunder, 2004; Maunder y Punt, 2004).

Si tenemos un vector de respuestas y de un sujeto o grupo y una matriz de covariables X y designamos como μ a la media marginal de y, en un *GLM* las covariables influencian a la distribución de la respuesta a través del predictor lineal $\eta = X\beta$. La media de la respuesta se conecta al predictor lineal a través de una función de enlace $\mu = g(\eta)$ y la varianza de la respuesta se vincula a la media a través de una función varianza $\mathrm{var}(y) = \frac{\phi}{w} v(\mu)$, donde ϕ es un parámetro de dispersión y w un ponderador. El modelo estadístico se completa requiriendo una distribución para la repuesta que pertenezca a la familia exponencial (McCullagh y Nelder, 1989).

Dos extensiones de este paradigma de modelación son apropiadas para tomar en consideración posibles correlaciones entre las observaciones: los modelos lineales generalizados (*GLMM*) (Diggle *et al*., 1994) y las ecuaciones generalizadas de estimación (*GEE*) (Liang y Zeger, 1986).

Los *GLMM* tienen la siguiente forma:

$$
\begin{aligned}
&E\left(Y_i \ / b_i\right) = g^{-1}\left(\mu / b_i\right) \\
&g\left(\mu / b_i\right) = X_i B + Z_i b_i + \varepsilon_i \\
&b_i \square\ N\left(0, D\right) \\
&\varepsilon_i \square\ N\left(0, \sum_i\right)
\end{aligned}
$$

Donde: $X_i B$ son los efectos fijos, $Z_i b_i$, los efectos aleatorios. $b_i, \ldots b_N, \varepsilon_i, \ldots \varepsilon_N$ son independientes y g es una función de enlace.

B, b, D y $\sum$, son estimados mediante máxima verosimilitud (*MLE*), máxima verosimilitud restringida (*RMLE*) o cuasi-verosimilitud penalizada (*PQL*).

La función de verosimilitud de un *GLMM* tiene la siguiente forma:

$$L(B) = \prod \int f\left(Y_{ij}/b_i\right) \int (b_i)\, db_i$$

De acuerdo con ésta expresión, la media y la varianza de *y* dependen de la distribución de b y su obtención requiere de integración numérica.

En el análisis de las tasas de captura de espinel, la selección de predictores consistió en su eliminación secuencial desde un *GLM* que contenía todas las variables, calculando en cada oportunidad el estadístico: $D_2 - D_1 \square X^2_{p1-p2}$, donde *D* es la devianza y p es el número de parámetros de cada modelo.

Los *GEE* (Liang y Zeger, 1986), permiten especificar grupos y estructuras de correlación, especificando simultáneamente la misma media y varianza que utilizaríamos en un *GLM*. La especificación de grupos, implica la existencia de correlaciones entre las observaciones al interior de los grupos. Los diferentes grupos se asumen independientes.

Si usamos *i* para indexar los individuos 1 a *n*, las *GEE* resuelven las siguientes ecuaciones:

$$\sum_{i=1}^{n} \frac{\partial \mu_i}{\partial \beta}^{'} V_i^{-1} \left(Y_i - \mu\right) = 0$$

$V = ARA$, donde A es diagonal y $A^2 = diag\left(v(\mu)\right)$. V_i y en especial R_i, están gobernados por parámetros adicionales que deben ser estimados a partir de los datos. Hay varias elecciones posibles para la matriz de correlación R_i (Zur *et al*., 2009).

El estimador $\hat{\beta}$ es consistente y asintóticamente normal y su varianza puede ser estimada consistentemente por un estimador tipo sandwich $M = I_0^{-1} I_1 I_0^{-1}$, el que recibe la denominación de estimador robusto o empírico de la matriz de covarianza de $\hat{\beta}$, donde,

$$I_1 = \sum\nolimits_{1=1}^{n} \left(\frac{\partial \mu_i}{\partial \beta}\right)^{'} V_i^{-1} \operatorname{cov}\left(Y_i\right) V_i^{-1} \left(\frac{\partial \mu_i}{\partial \beta}\right)$$

Tiene la propiedad de ser un estimador consistente de $\hat{\beta}$ incluso si $\operatorname{cov}\left(Y_i\right) \neq V_i$, mientras que el estimador modelo-basado de $\operatorname{cov}\left(\hat{\beta}\right)$ es consistente sólo si el modelo de la media y la matriz de

correlación son especificados correctamente. El estimador modelo-basado de $\mathrm{cov}\left(\hat{\beta}\right)$ es $\mathrm{cov}_M\left(\hat{\beta}\right) = I_0^{-1}$, donde $I_0 = \sum_{1=1}^{n} \left(\partial\mu_i/\partial\beta\right)' V_i^{-1} \left(\partial\mu_i/\partial\beta\right)$.

Una propiedad robusta bien conocida de los *GEE* es que los estimadores de los parámetros de la media permanecen consistentes incluso si la estructura de correlación o de covarianza se encuentra mal especificada.

La selección de predictores consistió en su eliminación secuencial desde un *GLM* que contenía todas las variables, calculando en cada oportunidad el estadístico: $D_2 - D_1 \sim X^2_{p1-p2}$, donde *D* es la devianza y p es el número de parámetros de cada modelo.

En el caso con una variable respuesta discreta, el modelo fue ajustado empleando quasiverosimilitud (Wedderburn, 1974) y consecuentemente se empleó el estadístico siguiente:

$$\frac{D_2 - D_1}{\phi(p1 - p2)} \sim F_{p1-p2,n-p1}.$$

Una vez seleccionados los predictores, para cada conjunto de datos (con diferente variable respuesta), se ajustaron modelos *GLMM*, explorando distribuciones gamma y quasipoisson con diferentes opciones de efectos aleatorios.

Se ajustaron además modelos *GEE*, explorando diferentes opciones de agrupación de las observaciones y de estructuras de correlación.

En los datos de captura y esfuerzo pesqueros, el nivel de agrupación no es evidente y existe más de una opción que puede ser explorada, además la estimación de parámetros robustos depende más de la elección del grupo (cluster) que de la estructura de correlación al interior del grupo (Bishop *et al*., 2000). Consecuentemente siguiendo el protocolo sugerido por estos autores, se evaluaron los siguientes grupos: Zona-Bote-Año (correlaciones entre Mes), Bote-Año-Mes (correlaciones entre Zonas), Bote-Año (correlaciones entre Mes-Zona), Bote-Mes (correlaciones entre Año-Zona).

Además de considerar independencia $\rho = 0$, otras estructuras de correlación ensayadas, fueron: intercambiable (exchangeable o compound symmetry o equi-correlated) $corr\left(y_c, y_d\right) = \rho, c \neq d$; y autoregresiva de primer orden (AR-1) $corr\left(y_c, y_d\right) = \rho^{|c-d|}, c \neq d$.

La agrupación Bote y el modelo de correlación no estructurado (unstructured: todas las correlaciones al interior de los grupos son estimadas independientemente), no fueron consideradas debido a que su evaluación es computacionalmente intensa.

Para los modelos *GEE*, se evaluaron dos opciones para la función varianza, la que se asumió con la siguiente forma: $\phi\mu^{\gamma}$, donde γ tomó los valores 1 o 2. En todos los casos la función de enlace utilizada fue la función *log*.

En el caso de los modelos quasipoisson o cuando $\gamma = 1$, la captura fue transformada en una variable discreta dividiéndola por un valor de 29 kg.

3.5. Resultados

La selección de los predictores se realizó mediante el uso de dos *GLM* que compartieron el mismo predictor lineal, donde la captura esperada del bote i pescando en la zona j, año k y mes t, fue tal que:

$$E(y_{ijkt}) = \mu_i = e^{\alpha + offset(E_i) + \beta_1 Año_{11ik} + \beta_2 Mes_{11kt} + \beta_3 Bote_{160ik} + \beta_4 Zona_{3j} + \beta_5 Casco_{1ik} + \beta_6 Potencia_{3i}} \quad (1)$$

Donde Y_i es la captura en cajas o kilógramos y $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i$ o $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$, respectivamente. E_i es el esfuerzo medido en viajes o número de anzuelos.

En el caso del modelo *quasipoisson*, la eliminación secuencial de los predictores produjo los valores del estadístico *F* que se presentan en la (**Tabla 3**), de acuerdo con la cual todos los predictores fueron significativos a un 5%. Sin embargo de acuerdo con la tabla, el factor Zona escasamente tuvo un efecto sobre las tasas de captura.

Tabla 3.

Estadística *F* de la remoción secuencial de los predictores usando un *GLM* Poisson sobre disperso. Variable respuesta: "cajas" de merluza.

	G.L.	Devianza	valor *F*	Pr(>F)
Ninguno		98998.1		
AÑO	11	130888.87	660.06	0
MES	11	109676.3	221.01	0
BARCO	160	109370.02	14.76	0
ZONA	5	99050.24	2.37	0.0366
CASCO	1	99072.18	16.87	0
CAT.POTENCIA	2	99051.84	6.12	0.0022

En el caso del modelo gamma, la eliminación secuencial de los predictores produjo los valores del estadístico X^2 que se presentan en la (**Tabla 4**). En ella se puede apreciar que todos los predictores son significativos a un 5 %, excepto el factor Zona.

Tabla 4.

Estadística X^2 de la remoción secuencial de predictores usando un *GLM* Gamma. Variable respuesta: kilógramos de merluza.

	Gl	Devianza	AIC	scaled.dev	Pr(>Chi)
Ninguno		10276.58	299421.21		
AÑO	11	13284.53	306863.31	7464.1	0
MES	11	11251.93	301819.51	2420.3	0
BARCO	160	11198.24	301388.27	2287.06	0
ZONA	5	10281.09	299422.42	11.21	0.0474
CASCO	1	10303.56	299486.16	66.95	0
CAT.POTENCIA	2	10280.78	299427.63	10.42	0.0055

3.5.1. Esfuerzo: viajes con pesca

Modelos GEE

Los estimados de las correlaciones de los modelos *GEE* con estructuras de correlación intercambiable y AR(1), presentaron un rango de 0,44 a 1 a través de los diferentes grupos, sugiriendo una correlación entre moderada y alta (**Tablas 5** y **6**).

Independientemente de la forma de la función varianza, en el grupo Bote-Año-Mes los coeficientes estimados para los factores Año, Casco y Potencia fueron similares a través de las estructuras de correlación probadas y la razón entre los errores estándar modelo basados (naive) y los errores estándar robustos fue cercana a la unidad, estas características motivaron la selección de esta agrupación (**Tablas 5** y **6**).

En cuanto a la estructura de correlación, la función AR(1) fue la elegida. La estructura de correlación intercambiable mostró también características que la convirtieron en una buena opción, tomando en cuenta que ambas estructuras requieren de la estimación de un sólo parámetro (**Tablas 5** y **6**, Bishop *et al*., 2000).

Tabla 5.

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes. Las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar modelo basados y el parámetro de correlación. Respuesta: "cajas de merluza"; Esfuerzo: viaje de pesca.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
a) cluster: zona-bote-año									
ANIO1	0.35	0.05	2.4	0.46	0.04	0.6	0.53	0.04	0.6
ANIO2	0.83	0.04	2.4	0.83	0.03	0.6	0.8	0.04	0.6
ANIO3	0.56	0.05	2.8	0.54	0.04	0.6	0.54	0.04	0.6
ANIO4	0.64	0.09	4.5	0.53	0.05	0.8	0.44	0.06	0.7
ANIO5	0.3	0.08	3.8	0.21	0.04	0.7	0.2	0.05	0.6
ANIO6	0.35	0.05	2.2	0.33	0.04	0.6	0.33	0.05	0.6
ANIO7	-0.39	0.1	1.7	-0.55	0.08	0.7	-0.65	0.09	0.5
ANIO8	-0.78	0.05	0.8	-0.78	0.08	0.4	-0.7	0.1	0.5
ANIO9	-0.48	0.05	0.8	-0.39	0.05	0.4	-0.35	0.06	0.4
ANIO10	-0.42	0.05	1.3	-0.41	0.05	0.4	-0.45	0.07	0.4
ANIO11	-0.48	0.04	1	-0.41	0.04	0.3	-0.34	0.07	0.4
CASCO1	-0.15	0.03	3.5	-0.11	0.02	0.7	-0.09	0.02	0.6
CAT.POTENCIA1	-0.13	0.04	2.2	-0.2	0.03	0.6	-0.19	0.04	0.6
CAT.POTENCIA2	-0.07	0.04	2.4	-0.11	0.03	0.6	-0.12	0.04	0.6
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,65(0,11)			1(0,01)	
b) cluster: bote-año-mes									
ANIO1	0.35	0.03	1.5	0.33	0.03	0.7	0.34	0.03	0.7
ANIO2	0.83	0.03	1.5	0.81	0.02	0.7	0.81	0.02	0.7
ANIO3	0.56	0.03	1.6	0.52	0.03	0.8	0.51	0.03	0.8
ANIO4	0.64	0.04	2.2	0.63	0.03	1	0.64	0.03	0.9
ANIO5	0.3	0.04	1.8	0.27	0.03	0.9	0.27	0.03	0.9
ANIO6	0.35	0.03	1.5	0.32	0.03	0.8	0.31	0.03	0.8
ANIO7	-0.39	0.07	1.3	-0.39	0.07	0.8	-0.38	0.07	0.8
ANIO8	-0.78	0.04	0.7	-0.74	0.05	0.5	-0.76	0.06	0.5
ANIO9	-0.48	0.05	0.8	-0.45	0.04	0.5	-0.46	0.04	0.5
ANIO10	-0.42	0.04	0.9	-0.36	0.04	0.6	-0.36	0.04	0.6
ANIO11	-0.48	0.04	0.8	-0.47	0.03	0.5	-0.48	0.04	0.5
CASCO1	-0.15	0.02	2	-0.15	0.01	0.9	-0.14	0.01	0.8
CAT.POTENCIA1	-0.13	0.02	1.4	-0.17	0.02	0.8	-0.17	0.02	0.8
CAT.POTENCIA2	-0.07	0.02	1.4	-0.11	0.02	0.8	-0.11	0.02	0.8
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,75(0,05)			0,97(0,03)	

Tabla 5 (Continuación).

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes. Las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar modelo basados y el parámetro de correlación. Respuesta: "cajas de merluza"; Esfuerzo: viaje de pesca.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
c) cluster: bote-año									
ANIO1	0.35	0.06	2.7	0.4	0.05	0.7	0.52	0.06	0.6
ANIO2	0.83	0.05	2.9	0.78	0.04	0.7	0.76	0.04	0.5
ANIO3	0.56	0.06	3	0.51	0.05	0.7	0.55	0.05	0.6
ANIO4	0.64	0.09	4.8	0.63	0.06	1	0.55	0.06	0.7
ANIO5	0.3	0.08	3.9	0.24	0.06	0.8	0.2	0.07	0.7
ANIO6	0.35	0.05	2.4	0.35	0.04	0.6	0.32	0.05	0.5
ANIO7	-0.39	0.1	1.8	-0.46	0.09	0.7	-0.59	0.1	0.5
ANIO8	-0.78	0.05	0.8	-0.84	0.07	0.4	-0.75	0.11	0.4
ANIO9	-0.48	0.06	1	-0.36	0.05	0.4	-0.38	0.07	0.4
ANIO10	-0.42	0.05	1.3	-0.4	0.05	0.4	-0.43	0.07	0.4
ANIO11	-0.48	0.05	1.1	-0.44	0.04	0.3	-0.37	0.07	0.4
CASCO1	-0.15	0.03	3.9	-0.12	0.03	0.8	-0.1	0.03	0.6
CAT.POTENCIA1	-0.13	0.04	2.5	-0.18	0.03	0.5	-0.17	0.04	0.5
CAT.POTENCIA2	-0.07	0.04	2.6	-0.08	0.03	0.5	-0.1	0.04	0.5
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,5(0,07)			0,98(0,01)
d) cluster: bote-mes									
ANIO1	0.35	0.03	1.4	0.62	0.04	1.4	0.63	0.04	2.3
ANIO2	0.83	0.03	1.5	1.06	0.03	1.4	1.03	0.03	1.9
ANIO3	0.56	0.03	1.5	0.7	0.03	1.5	0.59	0.04	2.3
ANIO4	0.64	0.04	2.1	0.84	0.04	1.9	0.65	0.04	2.4
ANIO5	0.3	0.03	1.6	0.43	0.04	1.7	0.26	0.04	2.6
ANIO6	0.35	0.03	1.4	0.2	0.04	1.6	0.06	0.04	3
ANIO7	-0.39	0.07	1.2	-0.42	0.07	1.1	-0.47	0.08	2.9
ANIO8	-0.78	0.04	0.6	-1.13	0.1	1.2	-0.93	0.09	2.1
ANIO9	-0.48	0.04	0.8	-0.65	0.07	1.1	-0.56	0.07	2.4
ANIO10	-0.42	0.04	0.9	-0.51	0.5	1.2	-0.39	0.05	2.2
ANIO11	-0.48	0.03	0.8	-0.56	0.06	1.2	-0.45	0.06	2.1
CASCO1	-0.15	0.02	2.8	-0.16	0.02	1.4	-0.08	0.03	1.8
CAT.POTENCIA1	-0.13	0.03	1.9	-0.27	0.03	1.1	-0.21	0.05	2
CAT.POTENCIA2	-0.07	0.03	1.8	-0.13	0.03	1.1	-0.14	0.05	2
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,48(0,04)			0,93(0,01)

Tabla 6.

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes. Las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar modelo basados y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza.; Esfuerzo: viaje de pesca.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
a) cluster: zona-bote-año									
ANIO1	0.36	0.05	2.7	0.44	0.04	0.7	0.51	0.04	0.6
ANIO2	0.84	0.04	2.3	0.83	0.03	0.6	0.8	0.04	0.5
ANIO3	0.55	0.05	3	0.53	0.04	0.6	0.53	0.04	0.6
ANIO4	0.62	0.09	4.9	0.51	0.05	0.9	0.42	0.06	0.7
ANIO5	0.28	0.08	4.4	0.19	0.04	0.8	0.19	0.05	0.7
ANIO6	0.36	0.05	2.6	0.33	0.04	0.7	0.33	0.05	0.6
ANIO7	-0.4	0.1	2.4	-0.54	0.08	1	-0.64	0.08	0.8
ANIO8	-0.78	0.05	1.3	-0.77	0.08	0.7	-0.69	0.09	0.7
ANIO9	-0.48	0.05	1.3	-0.4	0.05	0.6	-0.36	0.06	0.6
ANIO10	-0.4	0.05	1.8	-0.4	0.04	0.5	-0.43	0.06	0.6
ANIO11	-0.47	0.05	1.6	-0.4	0.04	0.5	-0.32	0.07	0.6
CASCO1	-0.15	0.03	3.1	-0.14	0.02	0.7	-0.11	0.02	0.6
CAT.POTENCIA1	-0.12	0.03	2	-0.18	0.03	0.6	-0.17	0.04	0.6
CAT.POTENCIA2	-0.06	0.03	2.1	-0.09	0.03	0.6	-0.1	0.04	0.6
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,6(0,11)			0,99(0,01)
b) cluster: bote-año-mes									
ANIO1	0.36	0.03	1.7	0.34	0.03	0.8	0.35	0.03	0.8
ANIO2	0.84	0.03	1.5	0.82	0.02	0.7	0.82	0.02	0.7
ANIO3	0.55	0.03	1.7	0.51	0.03	0.8	0.5	0.03	0.8
ANIO4	0.62	0.04	2.4	0.61	0.03	1	0.62	0.03	1
ANIO5	0.28	0.04	2	0.25	0.03	1	0.25	0.03	1
ANIO6	0.36	0.03	1.7	0.33	0.03	0.9	0.32	0.03	0.9
ANIO7	-0.4	0.08	1.9	-0.39	0.07	1.2	-0.39	0.07	1.2
ANIO8	-0.78	0.04	1.1	-0.74	0.05	0.8	-0.75	0.05	0.8
ANIO9	-0.48	0.05	1.2	-0.45	0.04	0.8	-0.46	0.04	0.8
ANIO10	-0.4	0.04	1.4	-0.35	0.04	0.9	-0.35	0.04	0.8
ANIO11	-0.47	0.04	1.3	-0.46	0.03	0.7	-0.47	0.04	0.7
CASCO1	-0.15	0.01	1.7	-0.15	0.01	0.8	-0.15	0.01	0.8
CAT.POTENCIA1	-0.12	0.02	1.4	-0.14	0.02	0.8	-0.14	0.02	0.8
CAT.POTENCIA2	-0.06	0.02	1.4	-0.1	0.02	0.8	-0.1	0.02	0.8
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,69(0,05)			0,93(0,03)

Tabla 6 (Continuación).

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes. Las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar modelo basados y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza; Esfuerzo: viaje de pesca.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
c) cluster: bote-año									
ANIO1	0.36	0.06	3	0.4	0.05	0.8	0.49	0.06	0.7
ANIO2	0.84	0.05	2.9	0.78	0.04	0.6	0.77	0.04	0.6
ANIO3	0.55	0.06	3.2	0.5	0.05	0.7	0.55	0.05	0.6
ANIO4	0.62	0.1	5.2	0.61	0.07	1	0.56	0.07	0.8
ANIO5	0.28	0.08	4.6	0.23	0.06	0.9	0.21	0.07	0.9
ANIO6	0.36	0.06	2.7	0.35	0.04	0.6	0.33	0.05	0.6
ANIO7	-0.4	0.11	2.7	-0.45	0.09	1.1	-0.58	0.09	0.9
ANIO8	-0.78	0.05	1.3	-0.83	0.07	0.6	-0.75	0.09	0.7
ANIO9	-0.48	0.06	1.5	-0.37	0.05	0.6	-0.39	0.06	0.6
ANIO10	-0.4	0.05	1.9	-0.39	0.05	0.6	-0.42	0.06	0.6
ANIO11	-0.47	0.05	1.7	-0.43	0.04	0.5	-0.37	0.06	0.6
CASCO1	-0.15	0.03	3.4	-0.14	0.02	0.7	-0.12	0.03	0.7
CAT.POTENCIA1	-0.12	0.04	2.2	-0.15	0.03	0.6	-0.13	0.03	0.5
CAT.POTENCIA2	-0.06	0.04	2.2	-0.06	0.03	0.6	-0.08	0.03	0.5
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,45(0,07)			0,96(0,01)
d) cluster: bote-mes									
ANIO1	0.36	0.03	1.6	0.52	0.03	1.3	0.59	0.03	2.1
ANIO2	0.84	0.03	1.4	0.94	0.03	1.4	1.01	0.03	2.1
ANIO3	0.55	0.03	1.6	0.6	0.03	1.6	0.57	0.03	2.3
ANIO4	0.62	0.04	2.2	0.72	0.04	1.9	0.61	0.03	2.5
ANIO5	0.28	0.03	1.8	0.35	0.03	1.7	0.24	0.03	2.6
ANIO6	0.36	0.03	1.5	0.18	0.04	1.8	0.06	0.04	3
ANIO7	-0.4	0.07	1.8	-0.4	0.06	1.5	-0.45	0.07	3.3
ANIO8	-0.78	0.04	1	-0.91	0.06	1.5	-0.87	0.07	2.8
ANIO9	-0.48	0.04	1.1	-0.56	0.05	1.3	-0.54	0.05	2.6
ANIO10	-0.4	0.04	1.2	-0.44	0.04	1.5	-0.38	0.04	2.4
ANIO11	-0.47	0.03	1.2	-0.49	0.04	1.5	-0.42	0.04	2.2
CASCO1	-0.15	0.02	2.5	-0.13	0.02	1.2	-0.05	0.03	1.3
CAT.POTENCIA1	-0.12	0.03	1.8	-0.19	0.04	1.1	-0.07	0.04	1.5
CAT.POTENCIA2	-0.06	0.03	1.8	-0.11	0.03	1	-0.02	0.04	1.5
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,44(0,04)			0,9(0,01)

Modelos GLMM

En los modelos *GLMM* se asumió una distribución poisson para la variable respuesta discreta. El predictor lineal correspondió a la Ecuación 1. Los efectos aleatorios probados incluyeron: 1) Bote; 2) Bote e interacción Bote:Año; 3) Bote e interacción Bote:Mes; 4) Bote e interacción Bote:Mes:Año. Los modelos 2 y 4 presentaron menores valores de AIC y BIC (**Tabla 7**).

Tabla 7.
Grados de libertad, Devianza, AIC, BIC y Máxima verosimilitud de 4 *GLMM* Poisson de las tasas de captura de espinel de merluza común.

Modelo	Df	AIC	BIC	logLik
1	27	54196.84	54402.27	-27071.42
2	28	49093.42	49306.47	-24518.71
3	28	49927.33	50140.38	-24935.66
4	28	39376.4	39589.45	-19660.2

Índices de abundancia

Los índices de abundancia estimados se presentan en la **Figura 2**. Tanto los modelos *GEE* como los *GLMM* mostraron un incremento de abundancia relativa hacia el año 2000, seguido de una reducción continua hasta el año 2006, a partir del cual el índice inicia un lento ascenso.

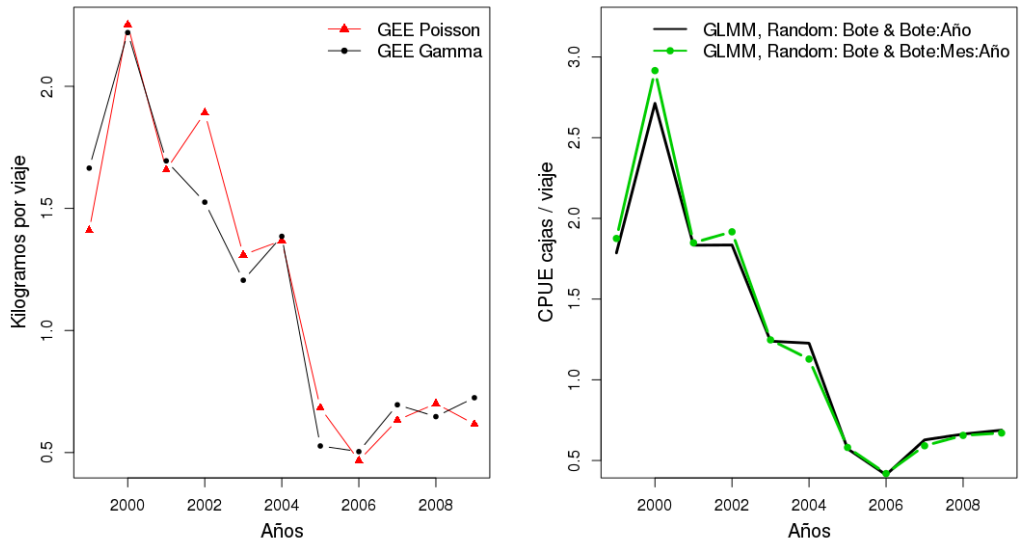


Figura 2. Índices de abundancia relativa estimados con datos de la pesca de espinel de merluza común utilizando modelos *GEE* y *GLMM*.

3.5.2. Esfuerzo: número de anzuelos

Modelos GEE

A diferencia de la situación en donde el esfuerzo fue el viaje de pesca, en los modelos *GEE* implementados utilizando como medida de esfuerzo el número de anzuelos calados, el rango de las correlaciones estimadas fue más bien de bajo a moderado, con valores estimados de 0,05 a 0,3 (**Tablas 8** y **9**).

Similar a la modelación de la captura por viaje, también se seleccionó el grupo Bote-Año-Mes porque presentó la mejor consistencia en la estimación de los coeficientes a través de las estructuras de correlación probadas. Del mismo modo, tanto la estructura de correlación intercambiable como AR(1) pudieron ser elegidas, prefiriéndose la última en este caso (**Tablas 8** y **9**).

Tabla 8.

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i$,diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes, las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar basados en el modelo y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza. Esfuerzo: número de anzuelos.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
a) cluster: zona-bote-año									
ANIO1	0.59	0.03	1.2	0.59	0.03	1	0.6	0.03	1
ANIO2	1.06	0.03	1.3	1.07	0.03	1	1.06	0.03	1.1
ANIO3	0.55	0.03	1.2	0.58	0.03	1	0.56	0.03	1.1
ANIO4	0.35	0.03	1.2	0.36	0.03	1	0.36	0.03	1
ANIO5	-0.02	0.03	1.1	-0.01	0.03	0.9	-0.02	0.03	1
ANIO6	0.14	0.03	1.3	0.14	0.03	1.2	0.15	0.03	1.2
ANIO7	-0.45	0.06	1.3	-0.47	0.06	1.1	-0.46	0.06	1.1
ANIO8	-0.74	0.04	0.9	-0.78	0.04	0.7	-0.75	0.04	0.8
ANIO9	-0.49	0.04	0.8	-0.48	0.04	0.8	-0.48	0.04	0.7
ANIO10	-0.32	0.04	1.1	-0.33	0.03	0.8	-0.33	0.03	0.9
ANIO11	-0.34	0.06	1.6	-0.31	0.04	1.1	-0.34	0.05	1.3
CASCO1	-0.09	0.02	1.1	-0.09	0.02	1	-0.11	0.03	1
CAT.POTENCIA1	-0.21	0.03	1	-0.2	0.03	0.9	-0.21	0.03	0.9
CAT.POTENCIA2	-0.28	0.03	1	-0.29	0.03	1	-0.27	0.03	1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,07(0,01)			0,21(0,02)	
b) cluster: bote-año-mes									
ANIO1	0.59	0.03	1.1	0.61	0.03	0.9	0.6	0.03	1
ANIO2	1.06	0.03	1.2	1.06	0.03	1	1.06	0.03	1
ANIO3	0.55	0.03	1.1	0.55	0.03	1	0.55	0.03	1
ANIO4	0.35	0.03	1.2	0.37	0.03	1	0.36	0.03	1.1
ANIO5	-0.02	0.03	1.2	-0.02	0.03	1	-0.02	0.03	1
ANIO6	0.14	0.03	1.3	0.15	0.03	1.1	0.14	0.03	1.1
ANIO7	-0.45	0.06	1.4	-0.46	0.06	1.2	-0.46	0.06	1.2
ANIO8	-0.74	0.04	0.8	-0.76	0.04	0.7	-0.75	0.04	0.7
ANIO9	-0.49	0.04	0.8	-0.48	0.04	0.7	-0.49	0.04	0.8
ANIO10	-0.32	0.04	1.1	-0.32	0.03	0.9	-0.32	0.04	1
ANIO11	-0.34	0.04	1.2	-0.32	0.04	0.9	-0.34	0.04	0.9
CASCO1	-0.09	0.03	1.2	-0.1	0.03	0.9	-0.1	0.03	1
CAT.POTENCIA1	-0.21	0.03	1	-0.2	0.03	0.9	-0.2	0.03	0.9
CAT.POTENCIA2	-0.28	0.03	1.3	-0.28	0.03	1	-0.28	0.03	1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,23(0,02)			0,3(0,02)	

Tabla 8 (continuación).

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes, las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar basados en el modelo y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza. Esfuerzo: número de anzuelos.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
c) cluster: bote-año									
ANIO1	0.59	0.03	1.2	0.6	0.03	1	0.6	0.03	1.1
ANIO2	1.07	0.03	1.2	1.07	0.03	0.9	1.07	0.03	1
ANIO3	0.51	0.03	1.2	0.54	0.03	1	0.52	0.03	1
ANIO4	0.36	0.03	1.3	0.37	0.04	1.1	0.36	0.03	1.1
ANIO5	-0.1	0.03	1.1	-0.1	0.03	0.9	-0.1	0.03	1
ANIO6	0.09	0.04	1.4	0.09	0.04	1.2	0.09	0.04	1.2
ANIO7	-0.59	0.07	1.7	-0.6	0.06	1.5	-0.59	0.06	1.5
ANIO8	-0.72	0.05	1.4	-0.77	0.05	1.1	-0.73	0.05	1.2
ANIO9	-0.43	0.06	1.4	-0.42	0.06	1.3	-0.43	0.05	1.2
ANIO10	-0.29	0.04	1.4	-0.29	0.04	1	-0.29	0.04	1.2
ANIO11	-0.24	0.05	1.8	-0.21	0.04	1.2	-0.24	0.05	1.6
CASCO1	-0.1	0.03	1.1	-0.1	0.03	1.1	-0.11	0.03	1.1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.23	0.03	1.1	-0.22	0.03	1
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.03	1.1	-0.33	0.03	1.1	-0.32	0.03	1.1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,06(0,01)			0,2(0,02)	
d) cluster: bote-mes									
ANIO1	0.59	0.03	1.1	0.61	0.03	1	0.61	0.03	1
ANIO2	1.07	0.03	1	1.08	0.03	1	1.09	0.03	1
ANIO3	0.51	0.03	1	0.52	0.03	1	0.52	0.03	1
ANIO4	0.36	0.03	1.2	0.37	0.03	1.2	0.37	0.03	1.1
ANIO5	-0.1	0.03	1.3	-0.1	0.03	1.3	-0.09	0.03	1.2
ANIO6	0.09	0.04	1.3	0.08	0.04	1.3	0.08	0.04	1.3
ANIO7	-0.59	0.05	1.4	-0.59	0.05	1.3	-0.59	0.05	1.3
ANIO8	-0.72	0.04	1.1	-0.73	0.04	1.1	-0.74	0.04	1
ANIO9	-0.43	0.05	1.3	-0.44	0.05	1.3	-0.43	0.05	1.3
ANIO10	-0.29	0.04	1.3	-0.3	0.04	1.3	-0.28	0.04	1.2
ANIO11	-0.24	0.04	1.3	-0.24	0.04	1.3	-0.24	0.04	1.2
CASCO1	-0.1	0.03	1.3	-0.11	0.03	1	-0.1	0.03	1.1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.23	0.03	0.9	-0.23	0.03	0.9
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.03	1.1	-0.32	0.03	1	-0.32	0.03	1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,06(0,01)			0,17(0,02)	

Tabla 9.

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\mathrm{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes, las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar basados en el modelo y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza; Esfuerzo: número de anzuelos.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
a) cluster: zona-bote-año									
ANIO1	0.59	0.03	1.1	0.6	0.03	1	0.6	0.03	1
ANIO2	1.07	0.03	1.1	1.09	0.03	0.9	1.07	0.03	1
ANIO3	0.51	0.03	1.1	0.53	0.03	1	0.52	0.03	1
ANIO4	0.36	0.03	1.1	0.37	0.03	1	0.36	0.03	1
ANIO5	-0.1	0.03	1.2	-0.11	0.03	1	-0.1	0.03	1
ANIO6	0.09	0.04	1.3	0.09	0.04	1.2	0.1	0.04	1.2
ANIO7	-0.59	0.05	1.4	-0.6	0.05	1.3	-0.59	0.05	1.3
ANIO8	-0.72	0.05	1.2	-0.76	0.04	1	-0.73	0.04	1
ANIO9	-0.43	0.05	1.3	-0.42	0.06	1.2	-0.42	0.05	1.2
ANIO10	-0.29	0.04	1.2	-0.29	0.03	1	-0.29	0.04	1.1
ANIO11	-0.24	0.05	1.6	-0.22	0.04	1.2	-0.24	0.05	1.4
CASCO1	-0.1	0.03	1.1	-0.1	0.03	1	-0.11	0.03	1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.23	0.03	1	-0.23	0.03	1
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.02	1	-0.33	0.02	1	-0.31	0.02	1
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,05(0,01)			0,17(0,02)
b) cluster: bote-año-mes									
ANIO1	0.59	0.03	1.1	0.61	0.03	0.9	0.6	0.03	1
ANIO2	1.07	0.03	1	1.08	0.03	0.9	1.08	0.03	0.9
ANIO3	0.51	0.03	1.1	0.52	0.03	0.9	0.52	0.03	0.9
ANIO4	0.36	0.03	1.2	0.38	0.03	1	0.37	0.03	1
ANIO5	-0.1	0.03	1.2	-0.09	0.03	1	-0.09	0.03	1.1
ANIO6	0.09	0.04	1.3	0.08	0.04	1.2	0.09	0.04	1.2
ANIO7	-0.59	0.05	1.4	-0.59	0.05	1.2	-0.59	0.05	1.3
ANIO8	-0.72	0.04	1.1	-0.76	0.04	0.9	-0.74	0.04	1
ANIO9	-0.43	0.05	1.3	-0.43	0.06	1.3	-0.43	0.06	1.3
ANIO10	-0.29	0.04	1.3	-0.29	0.04	1.1	-0.29	0.04	1.2
ANIO11	-0.24	0.04	1.3	-0.23	0.04	1	-0.24	0.04	1.1
CASCO1	-0.1	0.03	1.1	-0.12	0.03	1	-0.11	0.03	1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.22	0.03	1	-0.23	0.03	1
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.03	1.2	-0.32	0.03	1	-0.32	0.03	1
Rango de $\hat{\rho}$			0			0,19(0,02)			0,25(0,03)

Tabla 9 (continuación).

Resultados de un modelo *GEE* con función varianza $\text{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$, diferente especificación de clusters y dos formas de correlación diferentes, las columnas 1-3 muestran los parámetros estimados para cada tipo de estructura, los errores estándar robustos, la razón entre los errores estándar robustos y los errores estándar basados en el modelo y el parámetro de correlación. Respuesta: kilogramos de merluza; Esfuerzo: número de anzuelos.

	Independence			**Exchangeable**			**AR(1)**		
c) cluster: bote-año									
ANIO1	0.59	0.03	1.2	0.6	0.03	1	0.6	0.03	1.1
ANIO2	1.07	0.03	1.2	1.07	0.03	0.9	1.07	0.03	1
ANIO3	0.51	0.03	1.2	0.54	0.03	1	0.52	0.03	1
ANIO4	0.36	0.03	1.3	0.37	0.04	1.1	0.36	0.03	1.1
ANIO5	-0.1	0.03	1.1	-0.1	0.03	0.9	-0.1	0.03	1
ANIO6	0.09	0.04	1.4	0.09	0.04	1.2	0.09	0.04	1.2
ANIO7	-0.59	0.07	1.7	-0.6	0.06	1.5	-0.59	0.06	1.5
ANIO8	-0.72	0.05	1.4	-0.77	0.05	1.1	-0.73	0.05	1.2
ANIO9	-0.43	0.06	1.4	-0.42	0.06	1.3	-0.43	0.05	1.2
ANIO10	-0.29	0.04	1.4	-0.29	0.04	1	-0.29	0.04	1.2
ANIO11	-0.24	0.05	1.8	-0.21	0.04	1.2	-0.24	0.05	1.6
CASCO1	-0.1	0.03	1.1	-0.1	0.03	1.1	-0.11	0.03	1.1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.23	0.03	1.1	-0.22	0.03	1
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.03	1.1	-0.33	0.03	1.1	-0.32	0.03	1.1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,05(0,01)			0,17(0,02)	
d) cluster: bote-mes									
ANIO1	0.59	0.03	1.1	0.61	0.03	1	0.61	0.03	1
ANIO2	1.07	0.03	1	1.08	0.03	1	1.09	0.03	1
ANIO3	0.51	0.03	1	0.52	0.03	1	0.52	0.03	1
ANIO4	0.36	0.03	1.2	0.37	0.03	1.2	0.37	0.03	1.1
ANIO5	-0.1	0.03	1.3	-0.1	0.03	1.3	-0.09	0.03	1.2
ANIO6	0.09	0.04	1.3	0.08	0.04	1.3	0.08	0.04	1.3
ANIO7	-0.59	0.05	1.4	-0.59	0.05	1.3	-0.59	0.05	1.3
ANIO8	-0.72	0.04	1.1	-0.73	0.04	1.1	-0.74	0.04	1
ANIO9	-0.43	0.05	1.3	-0.44	0.05	1.3	-0.43	0.05	1.3
ANIO10	-0.29	0.04	1.3	-0.3	0.04	1.3	-0.28	0.04	1.2
ANIO11	-0.24	0.04	1.3	-0.24	0.04	1.3	-0.24	0.04	1.2
CASCO1	-0.1	0.03	1.3	-0.11	0.03	1	-0.1	0.03	1.1
CAT.POTENCIA1	-0.23	0.03	1.1	-0.23	0.03	0.9	-0.23	0.03	0.9
CAT.POTENCIA2	-0.32	0.03	1.1	-0.32	0.03	1	-0.32	0.03	1
Rango de $\hat{\rho}$		0			0,4(0,01)			0,14(0,02)	

Modelos GLMM

En este caso se asumió una distribución poisson para la respuesta y el predictor lineal correspondió siempre a la Ecuación 1. Los efectos aleatorios probados fueron: 1) Bote; 2) Bote e interacción Bote:Año; 3) Bote e interacción Bote:Mes; 4) Bote e interacción Bote:Profundidad. Los modelos 2 y 3 presentaron los valores de AIC y BIC más bajos (**Tabla 10**).

Tabla 10.
Grados de libertad, Devianza, AIC, BIC y Máxima verosimilitud de 4 *GLMM* poisson de las tasas de captura de espinel de merluza común.

Modelo	Df	AIC	BIC	logLik
1	30	25200.32	25415.36	-12570.16
2	31	24378.99	24601.2	-12158.5
3	31	23741.42	23963.63	-11839.71
4	31	24786.25	25008.46	-12362.13

Índices de abundancia

Muy similar a los índices generados a través de la modelación de la captura por viaje (**Figura 2**), los índices de abundancia estimados modelando la captura por anzuelo, presentaron el mismo incremento de la abundancia relativa en el año 2000 y una posterior declinación de la abundancia entre los años 2003 y 2006 luego de la cual, el índice asciende lentamente hasta el año 2009 (**Figura 3**)

.

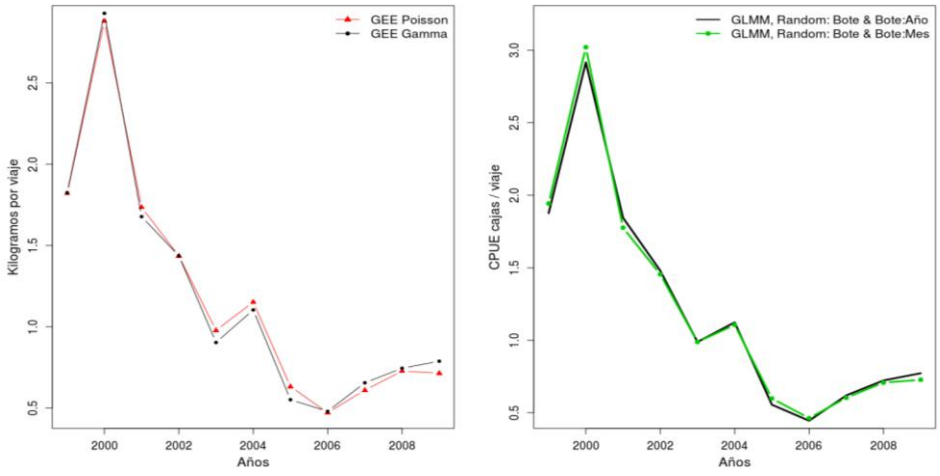


Figura 3. Índices de abundancia relativa estimados con datos de la pesca de espinel de merluza común y utilizando modelos *GEE* y *GLMM*.

Sensibilidad a los criterios de selección de embarcaciones

La selección de un sub-conjunto de embarcaciones es un procedimiento frecuentemente usado para aumentar la consistencia de la información entre años, lo que conlleva como costo la reducción de la cantidad de datos disponibles para el análisis.

En el caso artesanal, se identificó una flota estable de botes que operaron al menos por 4 años, período en el que realizaron al menos 7 lances y registraron una captura mediana de a lo menos 100 kg.

El impacto de la aplicación de este criterio se estudió usando una serie de criterios alternativos, los que implicaron diferentes grados de reducción en el número de datos analizados (**Tablas 11** y **12**).

Tabla 11.

Criterios de años de operación, número de lances por año y captura mediana, utilizados para analizar la sensibilidad del índice a la selección de una flota estable de botes.

Criterio	años	Lances-año	Captura mediana (Kg.)
crt.1	3	7	160
crt.2	1	3	100
crt.3	1	1	70
crt.4	0	0	0

Tabla 12.

Número de registros, Número de botes, Captura total (kg.), promedio del número de Años de operación, promedio de la captura mediana, que resultan de la aplicación de diferentes criterios para la selección de embarcaciones.

Criterio	N registros	N botes	Captura total (Kg.)	P. años	P. captura mediana
crt.1	4216	40	1970095	6	194
crt.2	9793	164	1974020	5	209
crt.3	16016	300	2744201	5	220
crt.4	16671	317	2800387	5	210

Las tendencias estimadas de abundancia relativa no resultaron alteradas por la aplicación de los criterios de la **Tabla 11**. Las principales diferencias se observaron con la aplicación del criterio 1 a partir del año 2004 (**Figura 4**).

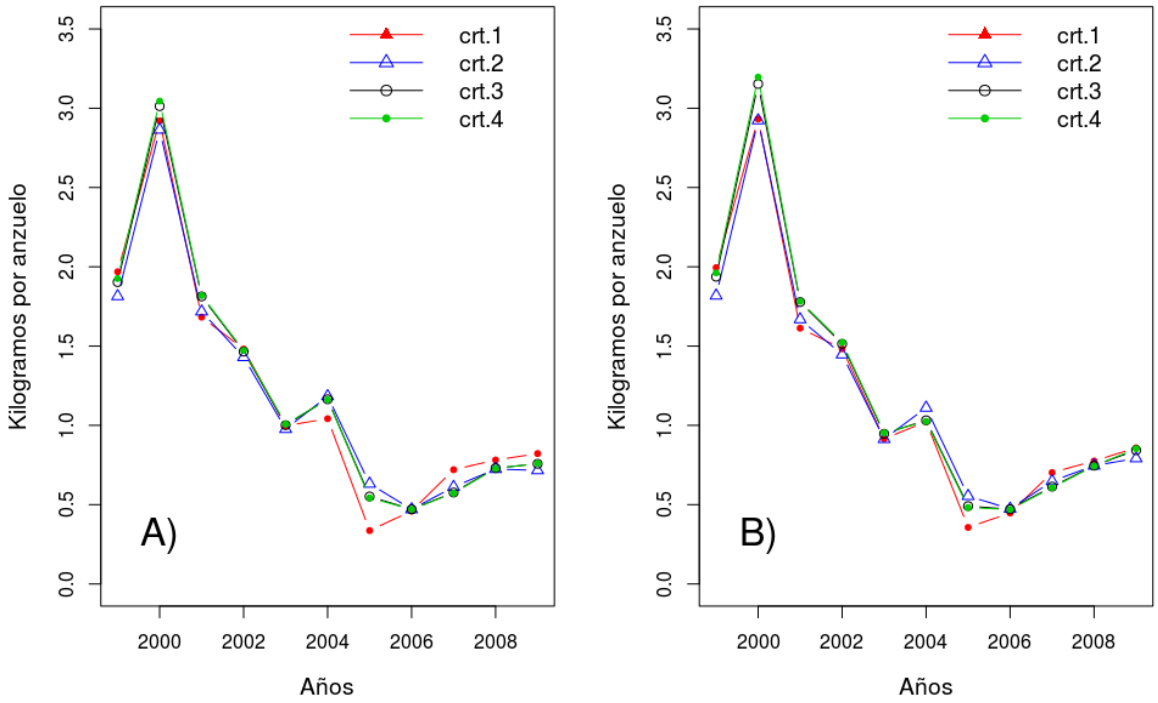


Figura 4. Sensibilidad de los índices de abundancia estimados con datos de la flota de espinel de merluza común a cuatro criterios utilizados para seleccionar los datos analizados. A): modelo *GEE* con función varianza $\text{var}(Y_i) = \phi\mu_i$; B): modelo *GEE* con función varianza $\text{var}(Y_i) = \phi\mu_i^2$.

4. Estandarización de las tasas de captura registradas en la flota de arrastre de merluza común entre los años 1983 y 2011

Tascheri ,R.

Departamento de Evaluación de Recursos. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

4.1. Introducción

En la flota de arrastre que explota la merluza común han operado barcos de 20 a 64 m de eslora, con una potencia de motor entre 230 y 2.400 hp. Frecuentemente en esta flota se reconocen dos componentes, de acuerdo con la información de potencia del motor principal, los que se pueden clasificar en mayores y menores a 1.000 hp.

Los barcos de mayor potencia operan principalmente desde Talcahuano y San Vicente y son responsables del 89% de la captura histórica de merluza común. Los barcos de menor potencia operan desde Talcahuano, Valdivia y San Antonio.

4.2. Datos empleados

Los datos fueron obtenidos desde las bitácoras de pesca de arrastre de la flota que opera en la zona centro sur, las que son rutinariamente recopiladas por el IFOP abordo de los barcos a través de observadores científicos del proyecto de seguimiento de la pesquería o desde el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) (Gálvez *et al*., 2010).

La base de datos analizada cubre las operaciones de pesca realizadas entre 1983 y 2011 y registra datos de pesca de 94 buques arrastreros hieleros (eslora de 20 m a 53 m, potencia de motor 230 hp a 2.400 hp). Estas embarcaciones operan desde los puertos de San Antonio, Talcahuano (36°44'S), San Vicente (36°44'S) y eventualmente desde Valdivia (39°48'S) y Corral (39°52'S).

La base de datos incluye para cada lance de pesca: la localización geográfica en latitud y longitud, las fechas y horas de fin de calado e inicio de virado de la red y los detalles de la captura (total retenido por especie capturada).

4.3. Verificación de errores y criterios de selección de la información

Los datos retenidos para el análisis debieron cumplir los siguientes criterios: fueron ejecutados entre los años 1983 y 2011, contaban con los campos necesarios para calcular el tiempo de arrastre, presentaban un registro de la latitud y longitud inicial de la operación de pesca, registraban una captura menor o igual a 100 t. y una duración del lance mayor a 10 minutos y menor a 7 h.

La información espacial fue validada verificando que la posición de los lances de pesca estuviera contenida en un polígono que representa la Unidad de Pesquería de merluza común extendida en su extremo Sur hasta el paralelo 42° (**Figura 5**; D.S. N354-93, MINECOM).

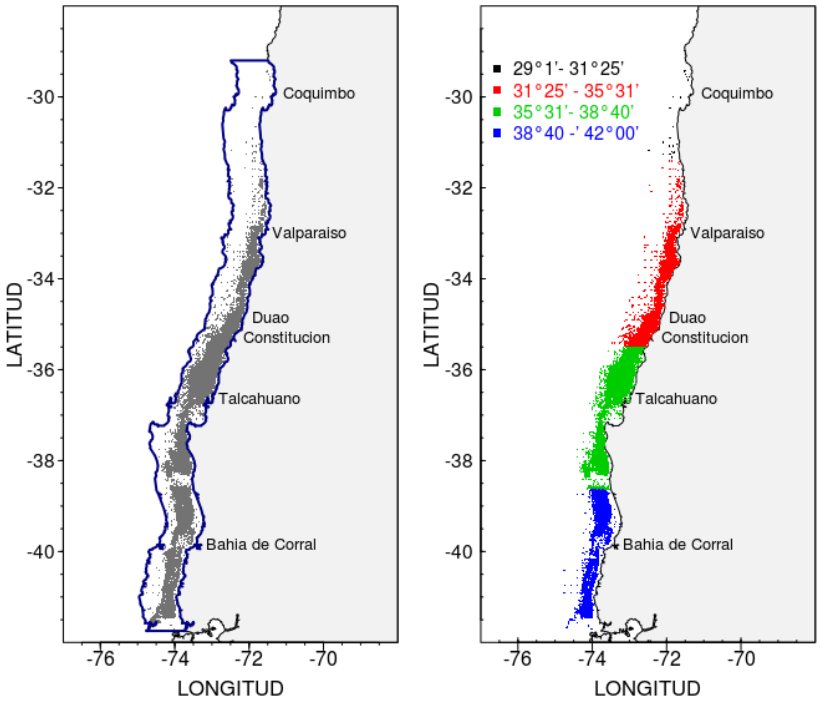


Figura 5. Panel izquierdo: distribución espacial de los lances de pesca de arrastre contenidos en un polígono que representa el área de la Unidad de Pesquería extendida hasta la latitud 42°. Panel derecho: distribución espacial de los lances de pesca por estrato latitudinal.

Para el análisis se seleccionó un subconjunto de 62 barcos satisfaciendo las siguientes condiciones: haber operado en la pesquería al menos 3 años, haber realizado al menos 42 lances por año y registrar una captura mediana de al menos 1 tonelada (Punt *et al*., 2000). La aplicación de estos criterios redujo la base de datos en un 3 %.

En la eliminación de lances dirigidos a otras especies, se usó la metodología aplicada por (Stephens y MacCall, 2004), quienes proponen utilizar un modelo logístico para estimar la probabilidad de encontrar la especie objetivo en la captura, modelando la información de presencia y ausencia de las especies acompañantes.

Un valor crítico de probabilidad, que minimiza los errores de predicción de modelo, provee la base para una selección objetiva de los registros que son retenidos para el análisis de las tasas de captura:

Asumamos Y_i como una variable categórica que describe la presencia de merluza común en el lance j

$$Y_j \begin{cases} 1 \; la\, merluza\, común \;\; fue\, capturada \\ 0 \; la\, merluza\, común \;\; no \;\; fue\, capturada \end{cases}$$

La probabilidad de observar a la merluza común en la captura, dado el vector de presencia y ausencia de la especie acompañante k es:

$$\pi_j = \Pr\{Y_j = 1\} = \frac{S_j}{1+S_j}$$

$$S_j = \exp \sum_{i=0}^{k} x_{ij} \beta_i$$

Los coeficientes a ser estimados cuantifican el impacto predictivo de cada especie, en tanto que π_i es la probabilidad de que $Y = 1$ para el lance j. El valor crítico es seleccionado de modo tal que, el número absoluto de predicciones erróneas es mínimo.

La base de datos original contenía un total de 223.632 registros. Luego de la aplicación del conjunto inicial de criterios de validación (rangos de captura, duración de los lances, completitud de los datos de localización espacial, esfuerzo y captura), el criterio de validación espacial (polígono), la exclusión de los lances de pesca dirigidos a capturar otras especies, la selección de un flota estable de barcos y la exclusión de los lances de pesca localizados en la Zona 1, la base de datos disponible para el análisis de las tasas de captura contenía un total de 179.784 registros (80% de los lances registrados en las bitácoras de pesca de arrastre de Chile centro sur). El porcentaje de lances con captura positiva de merluza común contenidos en esta base fue de un 99%.

4.4. Identificación de los factores y covariables que pueden afectar las tasas de captura.

El diseño de muestreo del crucero de evaluación acústica de la población de merluza común (Lillo *et al*., 2009) y el proyecto de monitoreo de la pesquería (Gálvez *et al*., 2010) utilizan 4 macro-zonas latitudinales. Estas Zonas fueron adoptadas para hacer una estratificación espacial de las tasas de captura de la flota de arrastre (**Tabla 13**). En la revisión por pares del proyecto de evaluación, ésta zonificación fue considerada adecuada dado que representa bien el área de influencia de las flotas que explotan la merluza común (Parma, 2011).

Tabla 13.

Definición de las zonas latitudinales utilizadas en el diseño de muestreo de los cruceros de evaluación directa de merluza común (Lillo *et al*., 2009).

Estrato	Amplitud - geográfica
1	29°10' – 31°25'
2	31°25' – 35°30'
3	35°30´ – 38°39'
4	38°39' – 42°00'

En Tascheri *et al*. (2011), los factores evaluados en los modelos de estandarización incluyeron el Año y Potencia de motor. Estos factores fueron escogidos seleccionando los predictores que explicaron al menos un 5% de la devianza residual, en un modelo que incluyó todos los posibles predictores y todas las interacciones de primer orden con el factor Año.

Para poder producir un índice de abundancia por Zona (**Tabla 13**), la interacción Zona:Año fue incluida en el modelo.

La serie de CPUE estandarizada para el total del área de la pesquería fue generada combinando los índices estimados para cada Zona ponderándolos por el valor de la correspondiente superficie, la que fue obtenida de Lillo *et al.* (2009).

En la reunión de datos se sugirió evaluar el uso de un índice basado en la flota menor a 1.000 hp (Anexo 1). Esta serie de cpue fue estimada contruyendo un modelo que incluyó la interacción de la categoría de potencia de motor y el factor año además de los factores año y zona.

En cualquier caso, la categoría de potencia o factor Buque fue incluida como un efecto aleatorio en todos los modelos generalizados mixtos, según se detalla en la sección siguiente.

4.5. Modelos estadísticos de las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza común.

La selección de predictores se realizó mediante su eliminación secuencial desde un *GLM* que contenía todas las variables, calculando en cada oportunidad el estadístico: $D_2 - D_1 \sim X^2_{p1-p2}$, donde *D* es la devianza y *p* es el número de parámetros de cada modelo.

Una vez seleccionados los predictores, se ajustaron varios modelos *GLMM* explorando algunas opciones para los efectos aleatorios.

4.6. Resultados

Distribución espacial histórica del esfuerzo de pesca de la flota de arrastre de merluza común por componente de potencia.

En la flota de arrastre que captura merluza común se reconocen dos componentes, los que de acuerdo con la información de potencia del motor principal, se pueden clasificar en mayores y menores a 1.000 hp.

Estos componentes se han distinguido también en el contexto de la estimación de índices de abundancia bajo argumentos tales como: diferente uso del espacio por los dos componentes de potencia (las naves de menor potencia tienen menor autonomía), diferencias en la tecnología de pesca (los buques con potencia de menor a 1.000 hp no incorporan nueva tecnología con la misma velocidad que los buques de mayor tamaño y el uso de la tecnología es más heterogéneo en este componente de la flota). Dado que estos argumentos se discutieron en la reunión de datos, se incluyó este factor en los análisis de las tasas de captura de la pesca de arrastre.

En las **Figuras 6** y **7** se muestran la distribución del esfuerzo de ambos componentes de la flota. En ellas se aprecia diferencias en la distribución espacial del esfuerzo de ambos conjuntos de barcos, las que son particularmente notables entre los años 2007 y 2011.

Distribución espacial histórica del rendimiento de pesca de la flota de arrastre de merluza común.

Para seguir la evolución espacial de los rendimientos históricos de la flota arrastrera (1983 a 2011) es útil fijar nuestra atención en dos grandes áreas: la primera entre el norte de Duao (34°53' S) y el sur de Talcahuano (36°41' S) y la segunda entre el Golfo de Arauco y Bahía Mansa (**Figura 8**).

En la primera área no se observa una concentración de rendimientos altos (> 5 t/h.a.) sino hasta el año 1994. A partir del año 1999 esta región exhibe altos rendimientos hasta el año 2002, los que se reducen drásticamente entre los años 2004 y 2006 (**Figura 8**). El período 1999 a 2004, coincide con un notable crecimiento y posterior reducción en el tamaño del stock (Tascheri *et al*. 2012).

Entre los años 2007 y 2011, esta región exhibe rendimientos altos, sin que se observe una concentración de los mismos, como es el caso del período 1999-2002.

En la segunda área, se puede apreciar una concentración de altos rendimientos en el extremo sur a partir de 1988. Esta concentración de altos rendimientos se extiende luego a toda esta región entre los años 1989 y 2003, coincidiendo con un período de crecimiento de la población de merluza común (**Figura 8**). Posterior al año 2003, no se vuelve a observar en esta área una zona de rendimientos altos con excepción del año 2009 (**Figura 8**).

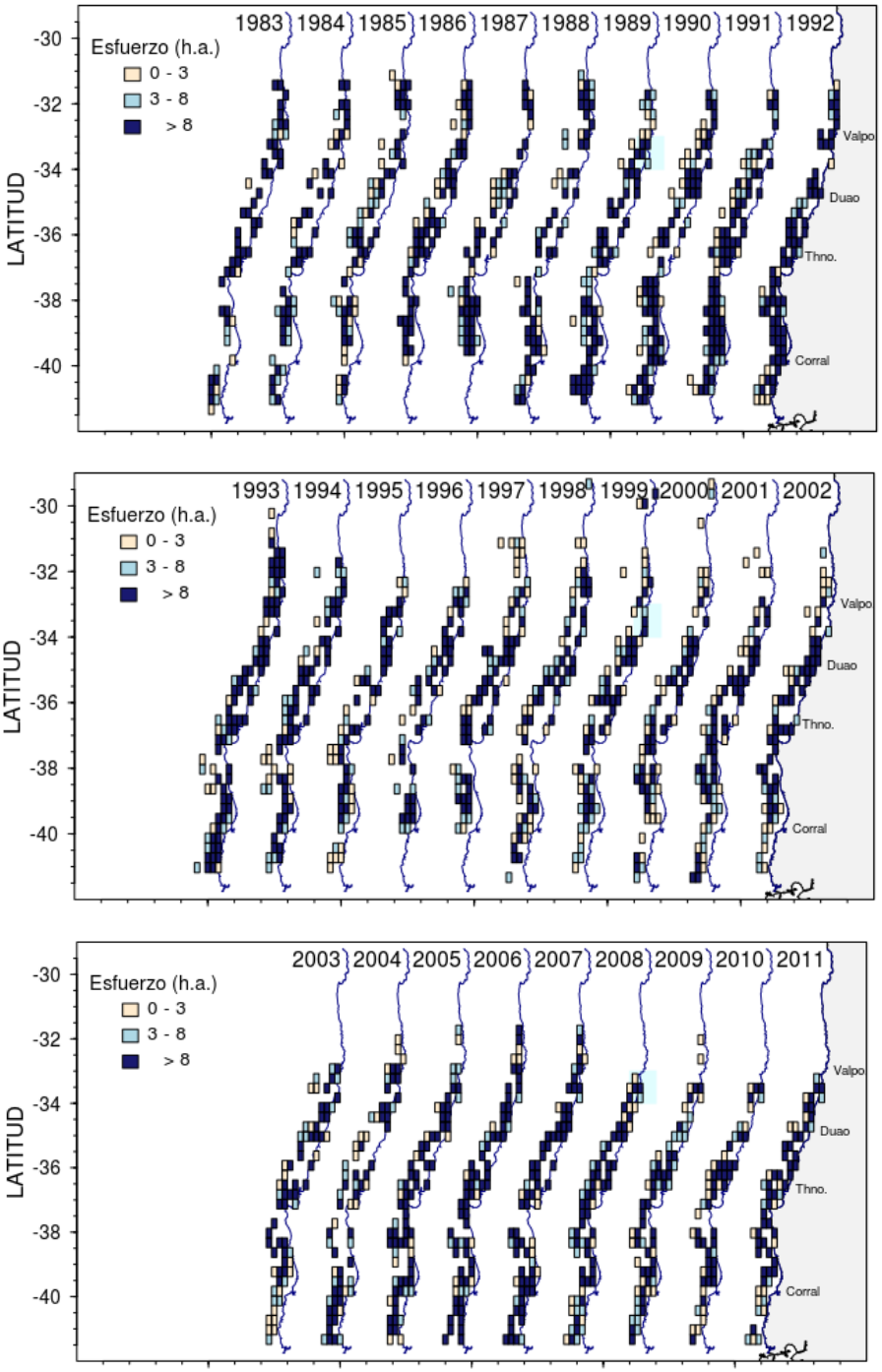


Figura 6. Distribución espacial del esfuerzo de la flota de arrastre que operó en la pesquería de merluza común entre los años 1983 y 2011. Flota con potencia de motor mayor a 1.000 hp.

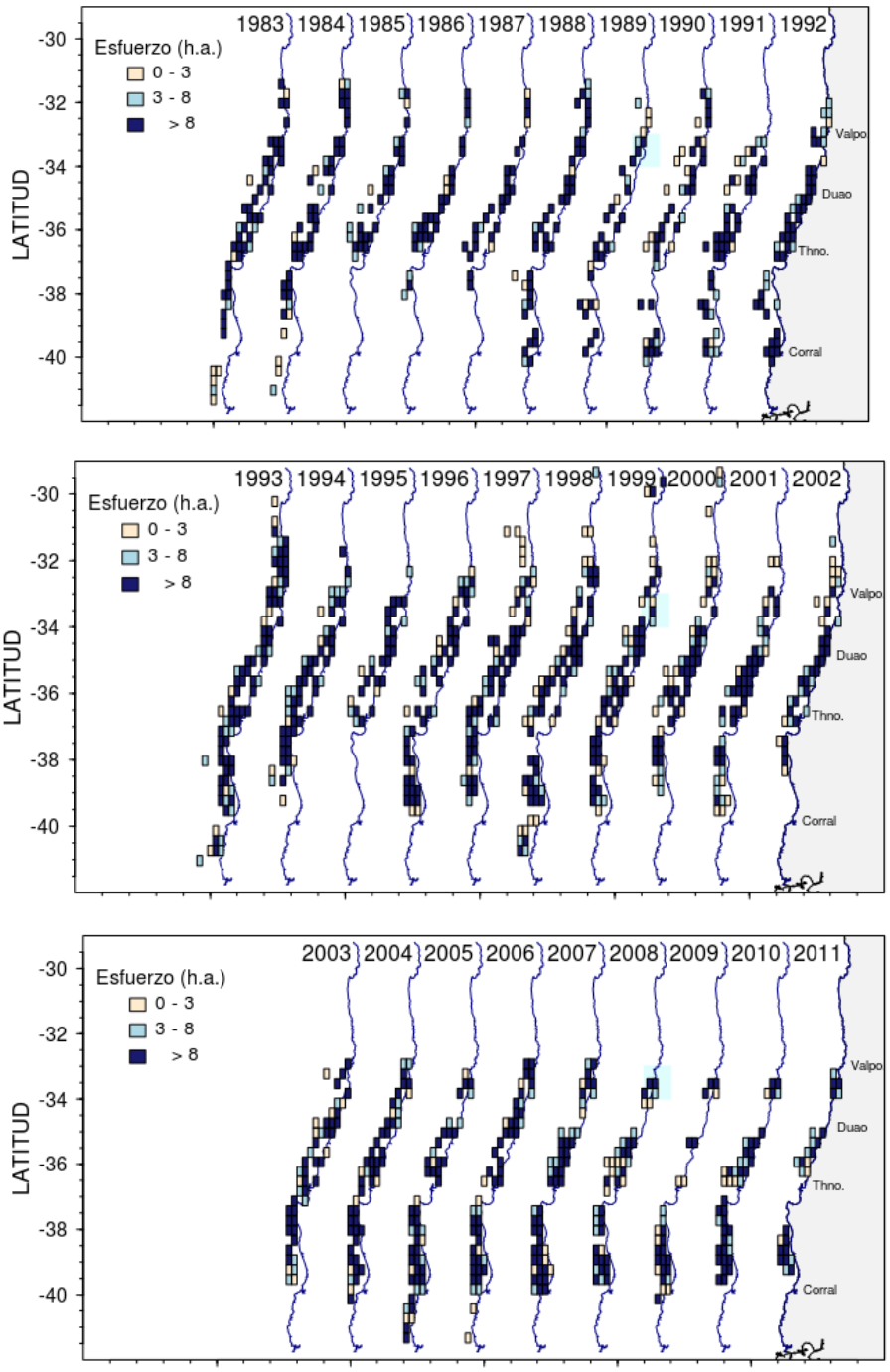


Figura 7. Distribución espacial del esfuerzo de la flota de arrastre que operó en la pesquería de merluza común entre los años 1983 y 2011. Flota con potencia de motor menor a 1.000 hp.

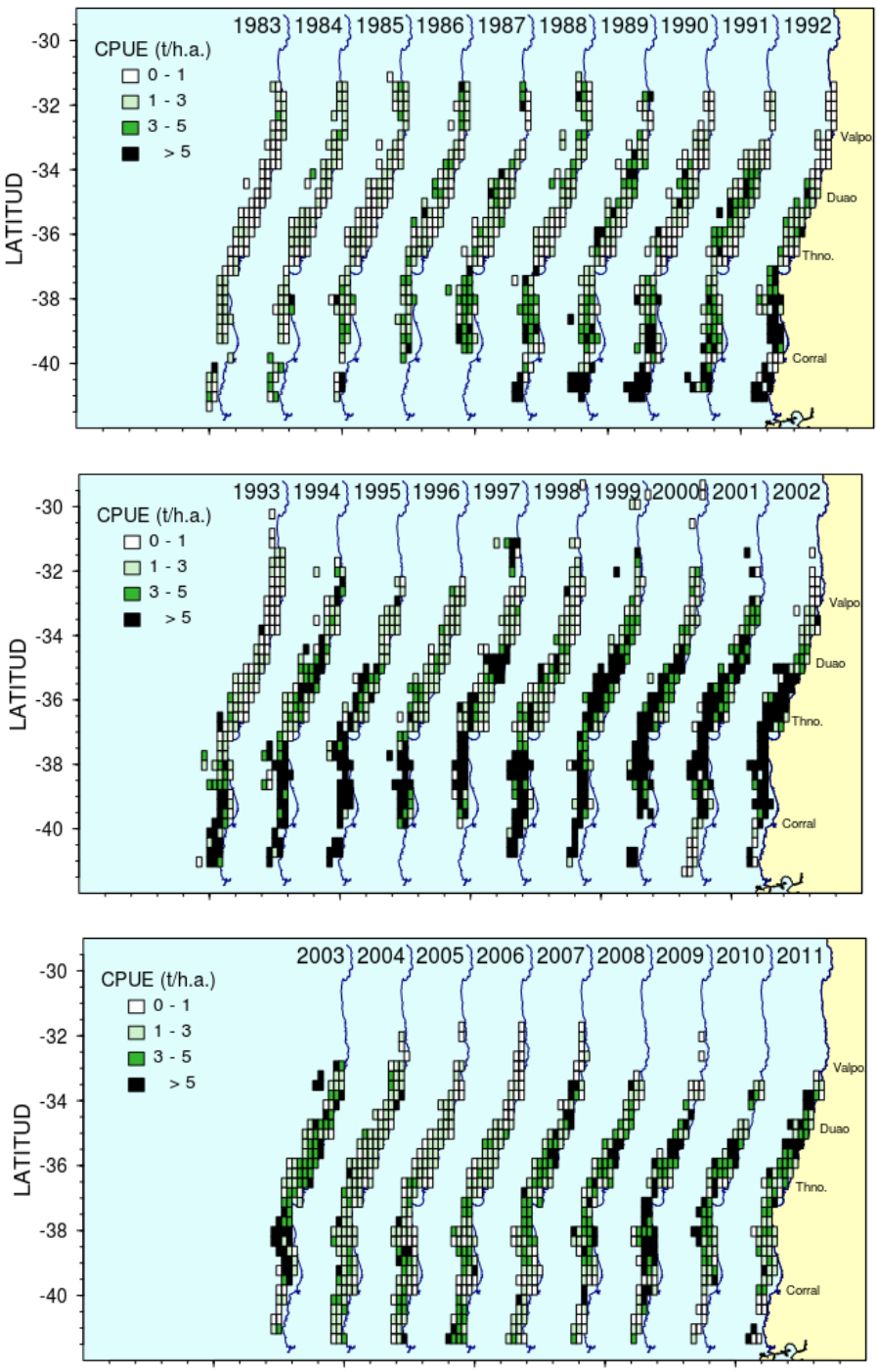


Figura 8. Distribución espacial del rendimiento de pesca de la flota de arrastre que operó en la pesquería de merluza común entre los años 1983 y 2011.

En el análisis de las tasas de captura de la flota de arrastre realizado por Tascheri *et al.* (2011), se retuvieron los predictores que contribuyeron con una reducción de la devianza residual igual o mayor a un 5% (Maunder y Punt 2004), utilizando un *GLM* que incluyó los principales predictores disponibles en la base de datos.

De acuerdo a este criterio, el factor Zona no fue incluido en la estimación del índice de abundancia finalmente utilizado en la evaluación de stock 2011. Estos resultados fueron analizados por Parma (2011), quien recomendó incluir la interacción Año:Zona en el modelo y estimar las tendencias globales ponderando los indicadores de cada Zona por su respectiva superficie.

El cambio recomendado por Parma (2011) permite contar con indicadores de las tendencias por Zona, que luego pueden ser comparadas con las tendencias de las estimaciones hidroacústicas de biomasa y con el índice de la pesca artesanal con espinel (en el caso de la Zona 2).

Otras recomendaciones realizadas por (Parma 2011) fueron: reconsiderar los criterios de selección de datos, de manera de eliminar lances dirigidos a otras especies evitando descartar lances nulos dirigidos a merluza común; relajar los criterios de selección de embarcaciones, a fin de buscar un mejor balance entre cobertura y variabilidad de la información; usar series alternativas en el modelo de evaluación.

En respuesta a estas observaciones, el factor Zona fue retenido en los modelos de estandarización, se relajó el criterio utilizado en la selección de los barcos y se aplicó la metodología de Stephens y MacCall (2004), a fin de eliminar los lances dirigidos a otras especies. Para la aplicación de este último procedimiento, se seleccionaron las especies que explicaron el 99,9% de la captura (**Tabla 14**; **Figura 9**).

La aplicación del criterio probabilístico señaló 191.525 registros (92% de la base de datos) como lances dirigidos a merluza común (**Figura 9**). Del total de lances dirigidos a merluza común, 5.445 lances registraron una captura nula (0.02 %). Los resultados de la aplicación de esta metodología, sugieren que el registro de lances cero disponible en las bitácoras de la pesquería de merluza común, no provee información acerca de los cambios en la abundancia del recurso.

En la **Tabla 15** se presenta la proporción de lances nulos en la base de datos, analizadas una vez que se aplicaron los criterios básicos de validación (rangos de captura, duración de los lances, completitud de los datos de localización espacial, esfuerzo y captura y la selección de un flota estable de barcos) y la proporción de lances nulos presente en la base de datos luego de aplicar la metodología de Stephens y MacCall (2004).

Tabla 14.

Especies acompañantes de las capturas de merluza común y su porcentaje en la captura total acumulada.

Nombre	Especie	Porcentaje	Código
merluza común	*Merluccius gayi gayi*	88%	1
merluza de cola	*Macruronus magellanicus*	7%	4
besugo	Epigonus *crassicaudus*	2%	54
congrio negro	*Genypterus maculatus*	1%	111
pejegallo	*Callorhynchus callorhynchus*	0,5%	11
jurel	*Trachurus murphy*	0,4%	26
merluza austral	*Merluccius australis*	0,30%	2
congrio dorado	*Genypterus blacodes*	0,10%	6
reineta	*Brama australis*	0,10%	27
jibia	*Dosidicus gigas*	0,06%	35
camaron nailon	*Heterocarpus reedi*	0,05%	48
cojinoba	*Seriolella violacea*	0,05%	41
raya volantín	*Raja chilensis*	0,04%	81
blanquillo	*Prolatilus jugularis*	0,04%	47
raya	*Raja sp*	0,04%	56
langostino colorado	*Pleuroncodes monodon*	0,02%	135
chancharro	*Helicolenus lengerichi*	0,02%	7
cabrilla	*Paralabrax humeralis*	0,02%	118
cojinoba moteada	*Seriolella punctata*	0,02%	29
cojinoba	*Seriolela porosa*	0,01%	94
raya espinosa	*Dipturus trachyderma*	0,01%	103
vieja colorada	*Sebastes capensis*	0,01%	226
cojinoba austral	*Seriolella caerulea*	0,01%	96

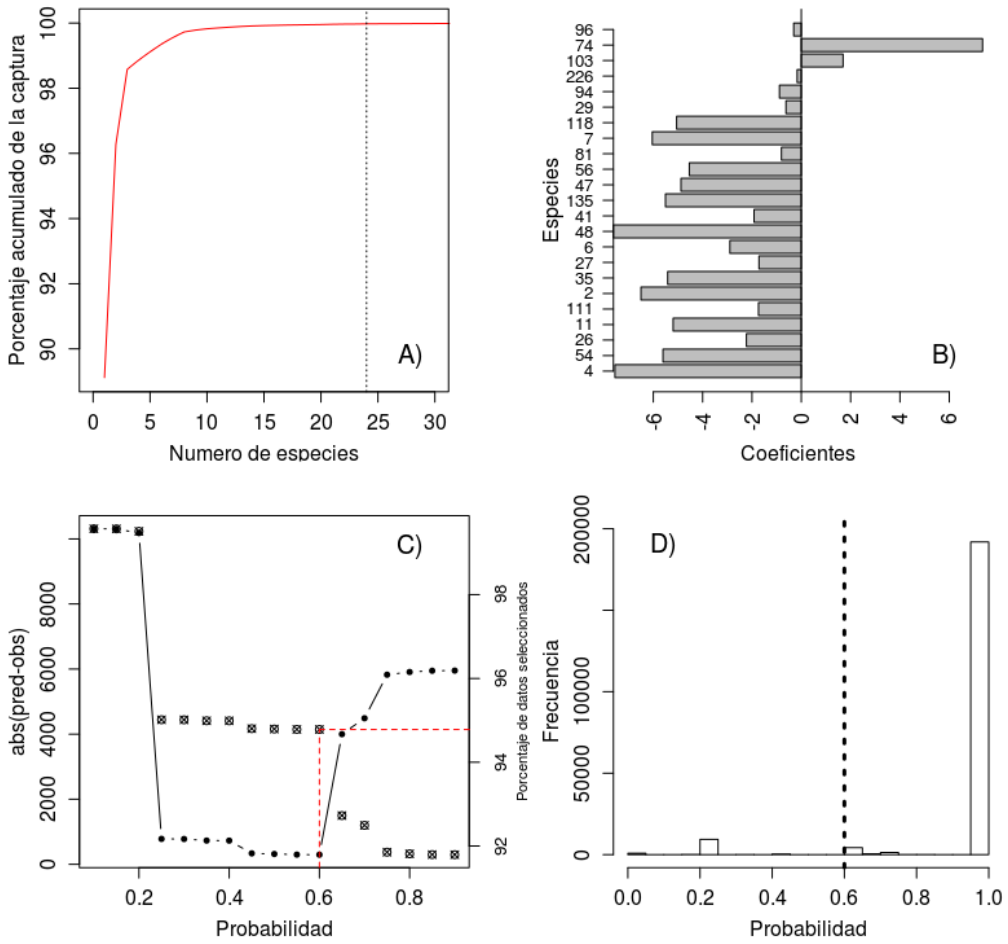


Figura 9. A) Captura total de las bitácoras de pesca de arrastre centro sur acumulada por especie; B) Especies acompañantes y su valor predictivo respecto de la presencia de merluza común en las capturas de la flota de arrastre centro sur. Los códigos de las especies del panel B se pueden ver en la Tabla 14.

Se ajustaron tres modelos *GLMM*, el primer modelo incluyó la variable respuesta (toneladas por horas de arrastre) transformada mediante logaritmo para estabilizar la varianza y el segundo asumió una distribución poisson de la captura, la que fue transformada a una variable discreta, dividiendo ésta última por un valor de 0,02 toneladas. En este último caso, el esfuerzo fue asumido conocido y se incluyó en el predictor lineal en la forma de un *offset* (Ecuaciones 2 y 3).

Tabla 15.

Proporción de lances con captura cero en la base de datos de bitácoras de la flota arrastrera industrial (una vez aplicados los criterios de validación de registros y selección de embarcaciones) y en un subconjunto, seleccionado luego de excluir los lances dirigidos a capturar otras especies.

Proporción de lances cero en la base de datos, aplicados los criterios de validación				Proporción de lances cero dirigidos a merluza común		
Año	**Zona 2**	**Zona 3**	**Zona 4**	**Zona 2**	**Zona 3**	**Zona 4**
1983	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1984	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
1985	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1986	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1987	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
1988	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1989	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
1990	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02
1991	0,00	0,03	0,10	0,00	0,03	0,07
1992	0,01	0,05	0,06	0,01	0,05	0,06
1993	0,01	0,02	0,00	0,01	0,02	0,00
1994	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01
1995	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1996	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,02
1997	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,02
1998	0,01	0,05	0,01	0,01	0,04	0,01
1999	0,02	0,10	0,19	0,01	0,08	0,01
2000	0,08	0,10	0,11	0,06	0,05	0,09
2001	0,04	0,09	0,08	0,03	0,02	0,02
2002	0,02	0,13	0,30	0,01	0,01	0,01
2003	0,01	0,19	0,07	0,01	0,01	0,01
2004	0,01	0,16	0,09	0,01	0,01	0,00
2005	0,00	0,10	0,16	0,00	0,00	0,00
2006	0,01	0,05	0,16	0,01	0,00	0,01
2007	0,01	0,03	0,23	0,01	0,00	0,00
2008	0,00	0,20	0,25	0,00	0,00	0,01
2009	0,00	0,18	0,34	0,00	0,00	0,00
2010	0,03	0,10	0,21	0,00	0,00	0,00
2011	0,01	0,20	0,40	0,01	0,04	0,00

Modelo 1:

$$E(\log(CPUE_{jkt}) = \mu_{jkt} = \alpha + \beta_1 Año_{28k} + \beta_2 Zona_{3j} + \beta_3 (Año \times Cat.HP)_{28jk} \quad (2)$$

Modelo 2:

$$E(\log(CPUE_{jkt}) = \mu_{jkt} = \alpha + \beta_1 Año_{28k} + \beta_2 Zona_{3j} + \beta_3 (Año \times Zona)_{84jk} \quad (3)$$

Modelo 3:

$$E(cajas_{jkt}) = \mu_{jkt} = e^{\alpha + offset(E) + \beta_1 Año_{27k} + \beta_2 Zona_{3j} + \beta_3 (Año \times Zona)_{81jk}} \quad (4)$$

Donde E es el esfuerzo medido en horas de arrastre y Cat.HP la potencia del motor principal de los barcos, medida en cabalos de fuerza.

Los modelos normales exhibieron tres períodos de fluctuación de la abundancia relativa, el primero entre 1983 y 1993 con un gradual incremento en abundancia, el segundo caracterizado por altas tasas de captura entre los años 1994 y 2003 y que finaliza con una abrupta caída de la abundancia relativa entre los años 2003 y 2005 y un tercer período que sugiere, en el caso del Modelo 1 (Ecuación 1, barcos de menor potencia de motor) una estabilidad en las tasas de captura y en el caso del Modelo 2 (Ecuación 2), un bajo incremento de la abundancia relativa entre los años 2005 y 2010. Esto último también se observa en el Modelo 1 para el caso de los barcos de mayor potencia (**Figuras 10** y **11A**).

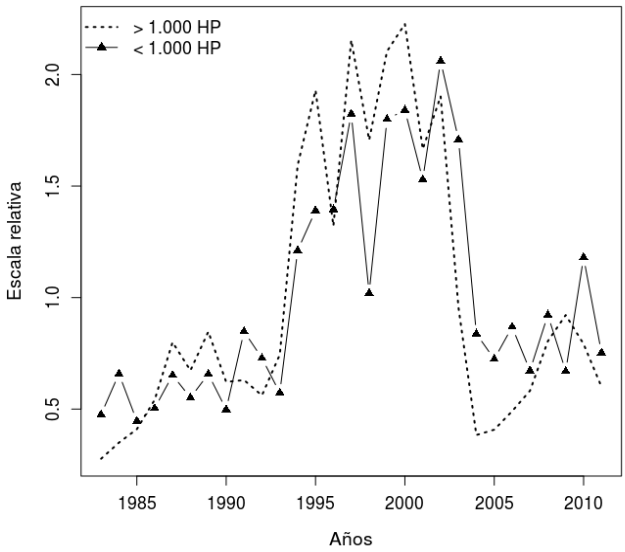


Figura 10. Índices de abundancia relativa estimados con datos de la pesca de arrastre de merluza común utilizando modelos *GLMM*. > 1000 HP, tasas de captura de los barcos de mayor potencia; < 1000 HP, tasas de captura de los barcos de menor potencia.

El modelo poisson (Ecuación 3) en cambio sugirió un incremento más bien constante de la abundancia relativa entre los años 1983 y 2003, con una subsiguiente caída de la abundancia entre los años 2003 y 2005 (Figura 8B). Este modelo también muestra un mínimo incremento de la abundancia entre los años 2005 y 2010.

Los índices por zona sólo consideraron las situaciones en que fue posible estimar la interacción Zona x Año, lo que no fue posible en el caso del Modelo 1 (Ecuación 1) debido al desbalance en los datos que corresponden a los barcos de menor potencia (< 1000 HP).

Las estimaciones de la abundancia relativa por zona latitudinal obtendidas con el modelo normal y poisson (Ecuaciones 3 y 4), describen en general el patrón mismo patrón, con los extremos dados por los índices estimados para las Zonas 2 y 4 (**Figura 11**). Entre los años 1983 y 2003 el índice estimado para la Zona 4 fluctuó por sobre la tendencia promedio, mientras que durante este período el índice de la Zona 2 se mantuvo por debajo de la señal media. En los últimos 5 años de la serie, esta tendencia es más bien inversa con un incremento relativo particularmente rápido en la Zona 2 y una señal por debajo de la tendencia central en la Zona 4.

El índice estimado para la Zona 3, siguió mejor la tendencia central, particularmente en el modelo Gaussiano. Esto es esperable si se considera que la Zona 3 contribuyó con el 50% de los datos analizados. El índice estimado para la Zona 3, exhibió las tasas de captura más altas entre los años 2000 y 2001 o 2000 y 2003, dependiendo del modelo considerado (**Figura 11**).

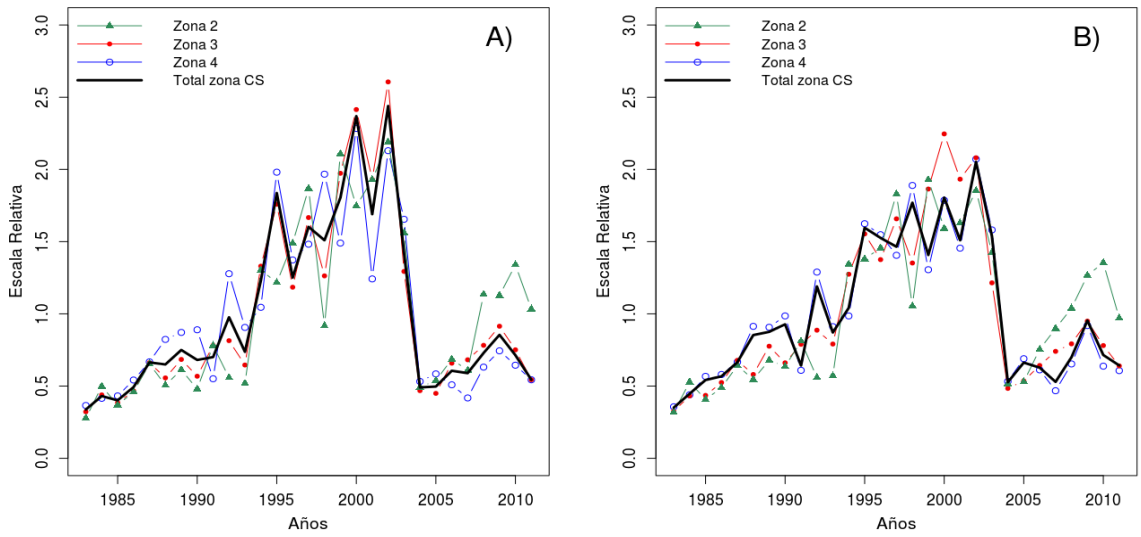


Figura 11. Índices de abundancia relativa estimados con datos de la pesca de arrastre de merluza común utilizando modelos *GLMM*. A) modelo que asume una distribución Normal de la captura por unidad de tiempo (t/h.a); B) modelo que asume una distribución Poisson del número de cajas capturadas por hora de arrastre.

La comparación de los índices de abundancia estimados por Zona con la abundancia relativa estimada para las mismas áreas mediante cruceros de evaluación acústica, muestra que en los últimos 5 años de la serie, la CPUE exhibe una marcada tendencia a sobre estimar la abundancia de la Zona 2 y en menor grado también en la Zona 3 (**Figura 12**). El índice de abundancia estimado mediante *GEE* usando los datos de la flota artesanal de espinel, se aproximó mejor a las tendencias que sigue la biomasa estimada por el crucero en la Zona 2 (**Figura 12**).

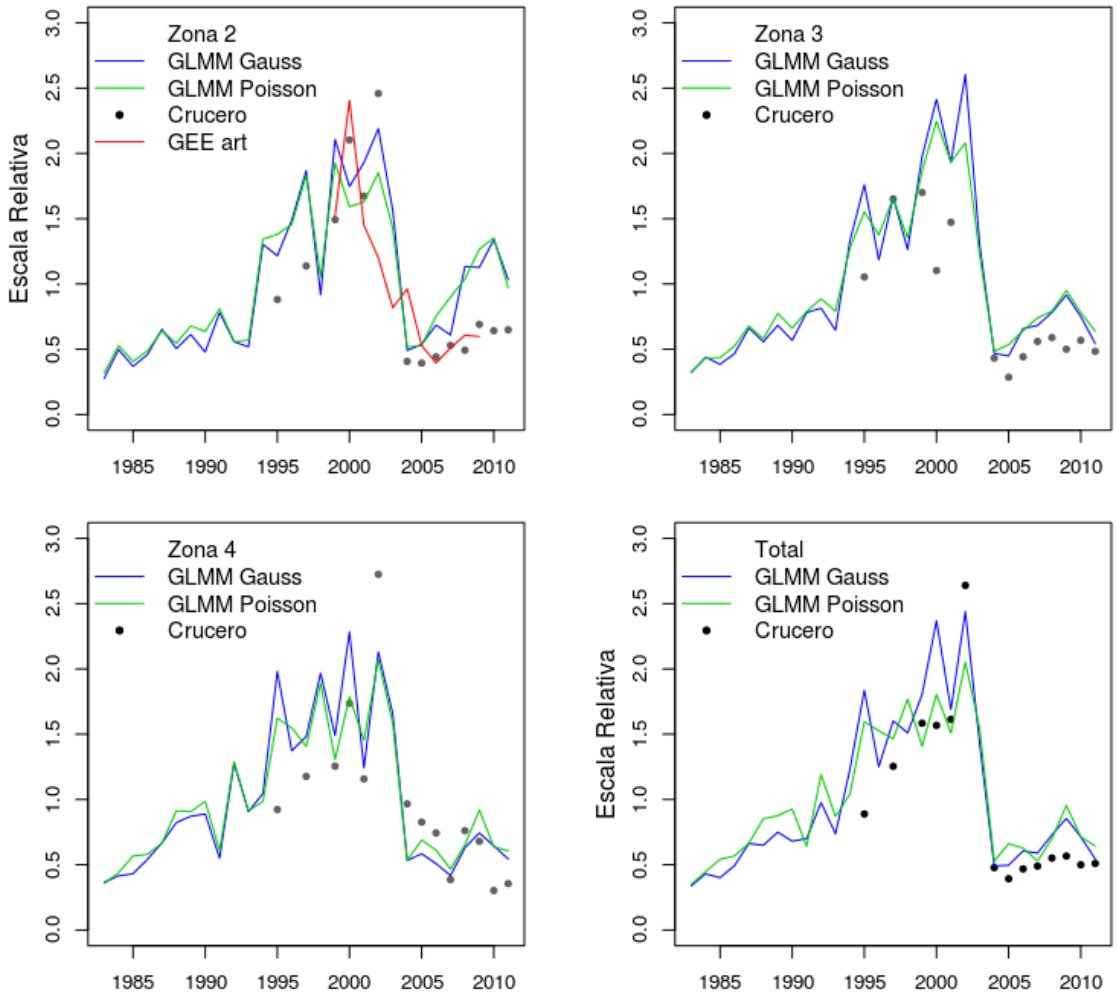


Figura 12. Índices de abundancia relativa de merluza común, estimados por zona latitudinal utilizando dos modelos *GLMM* que asumieron diferentes supuestos para la distribución de la respuesta. Las estimaciones se comparan con el índice de biomasa acústica, estimado por zona para el año 2011 y con el índice de abundancia relativa estimado usando un modelo *GEE* y los datos de la pesca con espinel desarrollada en la Zona 2.

Sensibilidad a los criterios de selección de embarcaciones

La selección de barcos estables, es un procedimiento que busca reducir la posibilidad de incluir entre los datos analizados, el esfuerzo de pesca esporádico ejercido por barcos con poca experiencia en la pesquería. Este recurso metodológico es empleado con suficiente frecuencia como para considerarlo un paso estándar en cualquier protocolo de selección y validación de datos, previo a un análisis de las tasas de captura (Kimura 1981, Punt *et al*. 2000, Tascheri *et al*. 2010a).

En la revisión por pares de la de evaluación del año 2010, la identificación de un subconjunto de embarcaciones que participa regularmente en la pesquería, fue considerada un método adecuado para aumentar la consistencia de la información entre años, sin embargo se recomendó relajar el criterio usado para seleccionar los barcos, a fin de buscar un mejor balance entre cobertura y variabilidad de la información (Parma 2011). El criterio empleado para seleccionar barcos en este nuevo análisis de las tasas de captura de arrastre de merluza común, fue menos estricto que el aplicado en el año 2010 (Tascheri *et al*. 2010b). Sin perjuicio de ello, en esta sección se reporta la evaluación del impacto de la reducción en el número de datos que resulta de la aplicación de cinco criterios diferentes para la selección de las embarcaciones incluidas en la estimación de los índices de abundancia relativa (**Tablas 16** y **17**).

Tabla 16.

Criterios de años de operación, número de lances por año y captura mediana, utilizados para analizar la sensibilidad del índice de abundancia relativa a la selección de una flota estable de barcos.

Criterio	Años	Lance/año	Captura mediana
crt.1	12	263	3
crt.2	7	146	1
crt.3	3	42	0
crt.4	1	4	0
crt.5	0	0	0

Tabla 17.

Número de registros, número de botes, captura total (kg.), promedio del número de años de operación y promedio de la captura mediana, que resultan de la aplicación de los criterios de la tabla 17 para seleccionar los barcos incluidos en la estimación de un índice de abundancia relativa.

Criterio	N Registros	N barcos	Captura total (Kg)	Prom. años	Prom. captura mediana
Crt.1	86173	12	691335	15	6
Crt.2	157600	29	935648	14	4
Crt.3	201380	60	1034277	10	3
Crt.4	206954	79	1043972	8	2
Crt.5	207164	88	1044053	8	2

Las tendencias estimadas de abundancia relativa no resultaron alteradas por la aplicación de los diferentes criterios de selección de las embarcaciones.

La principal diferencia se apreció con la aplicación del criterio más estricto, el que redujo la flota analizada a sólo 12 barcos (criterio 1 en la Tabla 16; **Figuras 13** y **14**).

Es importante notar que el análisis de sensibilidad al efecto de los criterios de selección de las embarcaciones, fue efectuado con datos previamente sujetos a una selección de los lances dirigidos a capturar de merluza común. Esto corrobora la observación hecha en Parma (2011), donde se señala que el principal efecto sobre las estimaciones de las series estandarizadas de CPUE, lo ejerce el tratamiento de las capturas nulas y no el criterio de selección de las embarcaciones.

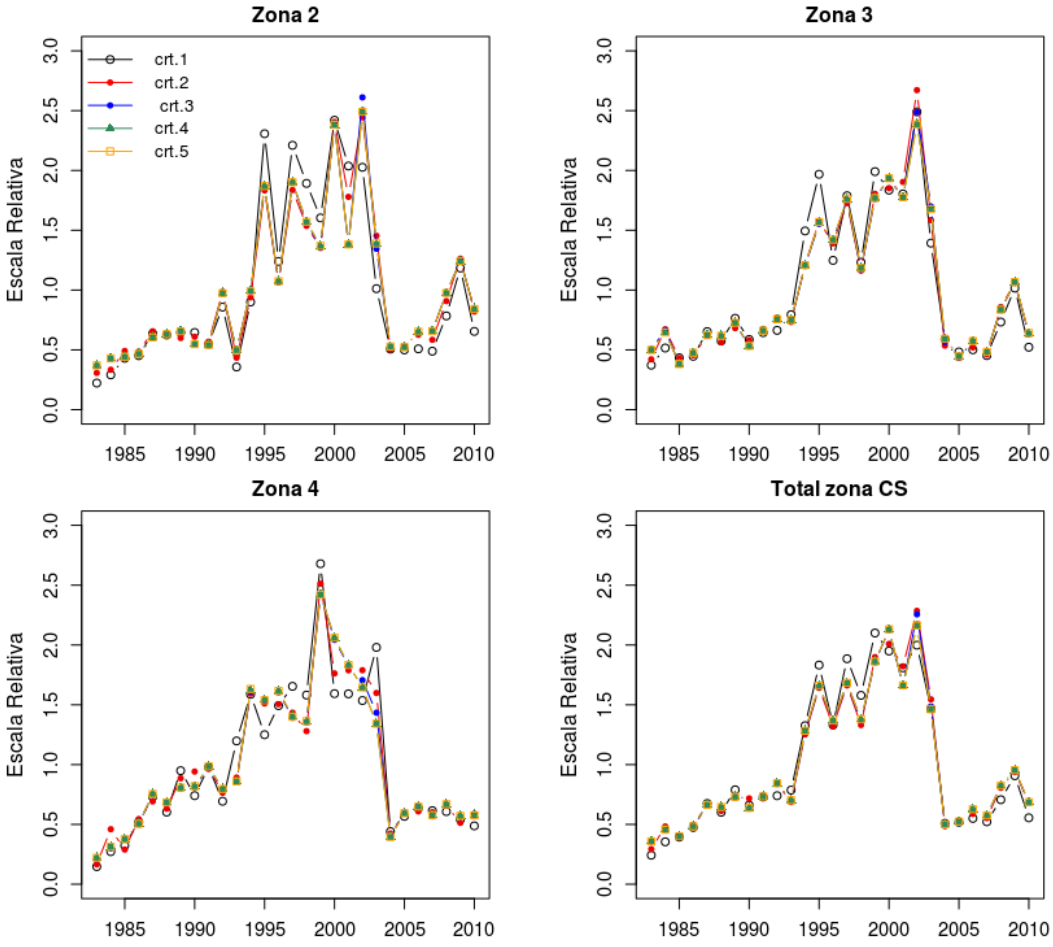


Figura 13. Sensibilidad de los índices de abundancia estimados con datos de la flota de arrastre de merluza común a cinco criterios utilizados para seleccionar los registros incluidos en el análisis. Índice estimado con un modelo *GLMM* asumiendo una distribución normal del logaritmo de las tasas de captura.

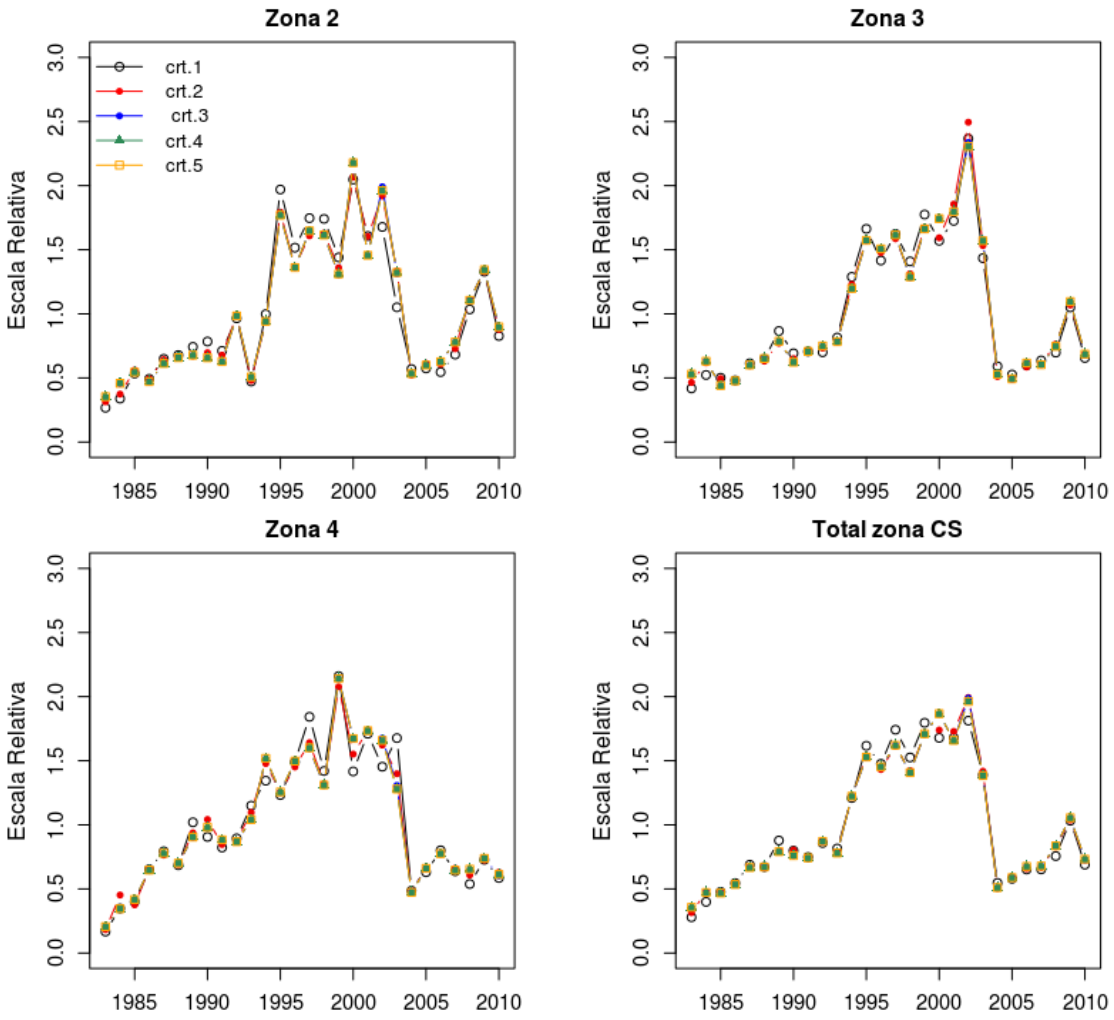


Figura 14. Sensibilidad de los índices de abundancia estimados con datos de la flota de arrastre de merluza común a cinco criterios utilizados para seleccionar los registros incluidos en el análisis. Índice estimado con un modelo *GLMM* asumiendo una distribución poisson la captura condicionada a las horas de arrastre.

5. Referencias

Bates, D and M. Maechler. 2010. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-33.

Beverton, R.J.H. and Holt, S.J., On the Dynamics of Exploited Fish Populations. MAFF Fishery Investigation Series II, XIX, HMSO, London, 1957.

Bishop. J., Die, D. and Y. Wang. 2000. A generalized estimating equations approach for analysis of the impact of new technology on a trawl fishery. Aust. N.Z.J.Statist. 42(2): 159-177.

Bishop, J. 2006. Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. Rev. Fish. Biol. Fisheries. 16:21–38.

Bivand, R. S. E. J. Pebesma and V. Gomez-Rubio, 2008. Applied spatial data analysis with R. Springer, NY. 371 p.

Diggle, P., Liang, K.-Y., Zeeger, S.L., 1994. Analysis of Longitudinal Data. Oxford University Press, Oxford.

Gálvez, P., J. Sateler, J. Olivares, A. Flores, C. Vera, J. González y J. C. Saavedra. 2010. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Proyecto: Investigación Situación Pesquería Demersal Centro Sur y Aguas Profundas, 2009. Sección II: Pesquería Demersal, 2009. Informe Final SUBPESCA, Valparaíso, Chile, IFOP: 176 p. + Anexos.

Hilborn, R and C. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall. 563 p.

Hinton, M. G. and M. Maunder. 2004. Methods for standardizing CPUE ans how to select among them. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(1): 169-177.

Højsgaard, S., Halekoh, U. and Yan J. 2006. The R Package geepack for Generalized Estimating Equations Journal of Statistical Software, 15(2): 1-11.

Kimura, D. 1981. Standardize measures of relative abundance based on modeling log(cpue) and their application to Pacific ocean perch (Sebastes alutus). J. Cons. int. Explor. Mer. 39: 211-218.

Liang, K.Y. and Zeger, S.L. 1986. Longitudinal data analysis using generalized linear models. Biometrika 73:13-22.

Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, S. Núñez, M. Braun y A. Saavedra. 2010. Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2009. Informe Final. Proyecto FIP 2009-13. Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.

Maunder, M and A. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research 70:141–159

McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. Generalized Linear Models. Chapman and Hall, London.

Nelder, J.A. and Wedderburn, R.W.M., 1972. Generalized linear models. J. Roy. Stat. Soc. Ser. A 135, 370–384.

Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (Merluccius gayi gayi) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.

Punt, A. T. Walker, B. Taylor and F. Pribac. 2000. Standardization of catch per unit of effort data in a spatially-structured shark fishery. Fisheries Research. 45:129-145.

R Development Core Team 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

Schnute, J. T., N. Boers and R. Haigh. 2012. PBSmapping: Mapping Fisheries Data and Spatial Analysis Tools. R package version 2.62.34.

Stephens, A., and A. MacCall. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. Fisheries Research 70:299–310

Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler y Andrés Flores. 2012. Convenio: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2012. Merluza común, 2012. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.

Tascheri, R., J. C. Saavedra and R. Roa. 2010a. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (Macruronus magellanicus) off Southern Chile. Fisheries Research 105:200–214

Tascheri, R., P. Gálvez y J. Sateler. 2010b. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables en merluza común, 2010. Informe Final. IFOP-SUBPESCA. 78 p.

Tascheri, R., J. Sateler, J. Merino, E.Díaz. V. Ojeda y M. Montecinos. 2003. Estudio biológico pesquero del congrio colorado, congrio negro y congrio dorado en la zona centro-sur. Informe Final FIP N° 2001-15. Instituto de Fomento Pesquero. 300 p + ANEXOS.

Venables, W. N. and C.M. Dichmont. 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. Fisheries Research 70:319–337.

Wedderburn, R.W.M., 1974. Quasi-likelihood functions, generalized linear models, and the Gauss–Newton method. Biometrika 61 (3), 439–447.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. 2009. Saveliev and G. M. Smith. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, N.Y. 563 p.

ANEXO 3

Código AD Model Builder de los modelos de evaluación

Código AD Model Builder del modelo de evaluación con un único patrón de explotación:

```
 TOP_OF_MAIN_SECTION
 arrmblsize=250000;
 gradient_structure::set_GRADSTACK_BUFFER_SIZE(2.e7);
 gradient_structure::set_CMPDIF_BUFFER_SIZE(200000);
 gradient_structure::set_MAX_NVAR_OFFSET(1000);
 gradient_structure::set_NUM_DEPENDENT_VARIABLES(1000);

//--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------
-----
// Archivo: modelo.1d.tpl
// Fecha:sept 2012.
//Autor:Renzo Tascheri.
// Modelo: modelo de analisis integrado y en edades para la merluza comun con sexos combinados y patrón de explotacion de la flota de arrastre.
// Parametros: capturabilidad; selectividad, relacion SR, mortalidad por pesca, numeros iniciales a la edad y desvios reclutamientos (edad 2), capturabilidad y selectividad.
// Datos: composición edades de la captura total; composición de edades del crucero; biomasa crucero acustico; cpue flota arrastre (3 opciones); capturas comerciales (2 opciones); pesos medios a la edad (crucero y flota industrial); cpua de jibia crucero IFOP; ojivas de madurez sexual, periodos 1968-2003, 2004-2012.
// Notas: Esta version del codigo incluye los siguientes cambios: opcion de usar steepness en la relacion SR, opcion de usar una segunda ojiva de madurez para el periodo 2004-2012, opcion de dejar libre el componente variable de M (random walk sin jibia), opcion de selectividad (logistica) variable en el tiempo, capturabilidad del la flota variable en el tiempo, posibilidad de estimar q y h (priors normales).
// Proyecto: Modelo evaluacion implementado en el marco del Convenio: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012, financiado por la Subsecretaria de Pesca.
//--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

GLOBALS_SECTION
 #include  <admodel.h>
 ofstream mcmc_report("mcmc.csv");
 #include "modelo1.cxx"
```

```
DATA_SECTION

 !! ad_comm::change_datafile_name("modelo1.dat");

 init_int nanos
 init_int nedades
 init_matrix indices(1,nanos,1,7)
 init_matrix Cflo(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Ccru(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Wm(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Win(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Wcru(1,nanos,1,nedades)
 init_vector edades(1,nedades)
 init_vector msex1(1,nedades)
 init_vector msex2(1,nedades)


 int reporte_mcmc;

 !! ad_comm::change_datafile_name("ctrl_1.dat");
 init_vector lambda(1,16);
 init_number tipsel;
 init_number sel_period;
 init_number sel_periodflo;
 init_number ansel;
 init_number ansel2;
 init_ivector phase_dev_50flota(1,nanos-1);
 init_ivector phase_dev_Dflota(1,nanos-1);
 init_int phase_sel;
 init_int sel_cru;
 init_int phase_F;
 init_int phase_Fini;
 init_int phase_R;
 init_int phase_devR1;
 init_int phase_devRt;
 init_int phase_qcru;
 init_int phase_qflo;
 init_ivector phase_dev_qflo(1,nanos-1);
 init_ivector phase_dev_Mf(1,nanos-1);
 init_int opt_jibia;
 init_int phase_qjibia;
 init_int tip_rec;
 init_int phase_alfa;
 init_int phase_beta;
```

```
 init_int phase_h;
 init_int F_inicial;
 init_int cambio_ojiva;
 init_int free_M;
 init_int msy_est;


INITIALIZATION_SECTION

 log_qcru 0
 log_alfa 2.1
 log_beta -8.75
 log_qjibia -20
  log_qflota -5.48
 log_R1 7
 log_Rbar 7
 log_h -0.361
 //log_alpha 1.17
 log_delta -0.69
 log_Fini 0.92


PARAMETER_SECTION

 // Selectividad Flota
 init_bounded_vector log_50f(1,3,0.,4,phase_sel);
 init_bounded_vector log_Df(1,3,-1.5,4,phase_sel);
 init_bounded_number_vector dev_50flota(1,nanos-1,-3,4,phase_dev_50flota);
 init_bounded_number_vector dev_Dflota(1,nanos-1,-3,4,phase_dev_Dflota);

// Selectividad crucero
 init_bounded_vector log_50c(1,2,0.,4,phase_sel);
 init_bounded_vector log_Dc(1,2,0.,4,phase_sel);

//parametros de F
 init_bounded_vector log_Fcr(1,nanos,-7,1.5,phase_F);
 init_bounded_number log_Fini(0,0.96,phase_Fini);

//parametros de M
 init_bounded_number_vector dev_Mf(1,nanos-1,-20,20,phase_dev_Mf);

//parametros de No y R
 init_bounded_number log_R1(2,10,phase_R);
 init_bounded_number log_Rbar(4,10,phase_R);
```

```
 init_bounded_dev_vector dev_Rt(1,nanos-1,-20,20,phase_devRt);
 init_bounded_dev_vector dev_R1(1,nedades,-20,20,phase_devR1);

//parametros de q
 init_bounded_number log_qflota(-7,0.69,phase_qflo)
 init_bounded_number_vector dev_qcpue(1,nanos-1,-20,20,phase_dev_qflo);
 init_bounded_number log_qjibia(-6.9,-0.9,phase_qjibia)
 init_bounded_number log_qcru(-2.3,0.69,phase_qcru)

//parametros de la relacion S-R
 init_bounded_number log_h(-1.61,0,phase_h);
 init_bounded_number log_alpha(-2,40,phase_alfa);
 init_bounded_number log_alfa(-5,2.5,phase_alfa);
 init_bounded_number log_beta(-12,-4.5,phase_beta);
 init_bounded_number log_M(-5.0,-0.25,-2);
 !! log_M= log(0.33);//


//=====================================================
//Definicion de variables

  vector anos(1,nanos);
  vector sel(1,nedades)
  vector Fini(1,nedades);
  vector S_ini(1,nedades);
  vector Yflo_obs(1,nanos);
  vector Yflo_pred(nanos,1);
  vector Bcru_obs(1,nanos);
  vector Bcru_pred(nanos,1);
  vector CPUE_obs(1,nanos);
  vector CPUE_pred(nanos,1);
  vector CPUE_jibia(1,nanos);
  vector CPUE_jibia_pred(nanos,1);
  vector Unos_edad(1,nedades);
  vector Unos_anos(nanos,1);
  vector log_Rec(1,nanos-1)
  vector log_50flota(1,nanos);
  vector log_Dflota(1,nanos);
  vector log_qcpue(1,nanos)
  vector log_pjibia(1,nanos);
  vector Mf(1,nanos);
  vector log_No(1,nedades);
  vector BMf(1,nanos);
  vector BMc(1,nanos);
```

```
  vector N1(1,nedades);
  vector like(1,18);
  vector delta(1,nanos-2);
  vector Rpred(1,nanos-2);
  vector Reclutas(1,nanos);
  vector Pt_obs(1,nanos);
  vector Pt_est(1,nanos);
  vector BDo(1,nanos)
  matrix Scru(1,nanos,1,nedades);
  matrix Sflo(1,nanos,1,nedades);
  matrix smat(1,nanos,1,nedades);
  matrix Sjibia(1,nanos,1,nedades);
  matrix Mt(1,nanos,1,nedades);
  matrix F(1,nanos,1,nedades);
  matrix Z(1,nanos,1,nedades);
  matrix Fjib(1,nanos,1,nedades);
  matrix N(1,nanos,1,nedades);
  matrix Nv(1,nanos,1,nedades);
  matrix S(1,nanos,1,nedades);
  matrix Sv(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 BT3m(1,nanos,1,nedades);

  number suma1
  number suma2
  number suma3
  number suma4
  number suma5
  number suma6
  number suma7
  number BDeq

//Incertidumbre variables de estado

  sdreport_vector BD(1,nanos)
  sdreport_vector BT(1,nanos)
  sdreport_vector BT3(1,nanos)
  sdreport_vector BV(1,nanos)
```

```
  number alfa;
  number bbeta;
  number CR;
  number ro;
  number bo;
  number phie;
  vector depletion(1,nanos);
  number M;
  number tau;
  number sig;

  objective_function_value f

PRELIMINARY_CALCS_SECTION

// Lectura de la matriz de indices

  anos = (column(indices,1));
  Yflo_obs = (column(indices,2));
  CPUE_obs = (column(indices,3));
  Bcru_obs = (column(indices,6));
  CPUE_jibia = (column(indices,7));
  Sjibia=1.0;
  Unos_edad=elem_div(edades, edades);
  Unos_anos=elem_div(1 * anos, 1 * anos);


  reporte_mcmc=0;


PROCEDURE_SECTION

  M=mfexp(log_M);
  Eval_selectividad();
  Eval_madurez();
  Eval_mortalidades();
  Eval_abundancia();
  Eval_biomasas();
  Eval_observaciones();
  Eval_logverosim();
  Eval_funcion_objetivo();
```

```
 if(mceval_phase())  Eval_mcmc();

FUNCTION void get_ref(const double& m)
        alfa=mfexp(log_alfa);
        bbeta=mfexp(log_beta);

        int i;
        dvar_vector lx(1,nedades); lx.initialize();
        dvariable sa=1.-exp(-m);
        dvar_vector fec=elem_prod(row(Wm,nanos),msex1);
        lx(1)=1.0;

        for(i=2; i<=nedades; i++)
        {
                lx(i)=lx(i-1)*mfexp(-M);
                if(i==nedades) lx(i)/=sa;
        }
        phie=sum(elem_prod(lx,fec));
        CR=alfa*phie;
        ro=log(alfa*phie)/(bbeta*phie);
        bo=ro*phie;

FUNCTION Eval_selectividad
 int i;

// Selectividad crucero

 if(tipsel == 2){
 log_50flota=log_50f(1);
 log_Dflota=log_Df(1);
}

 for (i = 1; i <= nanos; i++){

 if(sel_cru<0){

 Scru(i)=1.0;}

 else{
    Scru(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c(1)))/exp(log_Dc(1))))));
    if(anos(i) >= ansel && sel_period == 2){
    Scru(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c(2)))/exp(log_Dc(2))))));}}
```

```
// Selectividad de la flota

    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 && sel_periodflo > 1 ){
      Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50f(2)))/exp(log_Df(2))))));
     if(anos(i) >= ansel2 && sel_periodflo == 3){
     Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50f(3)))/exp(log_Df(3))))));}}}

      else{
      if(i>2){
      log_50flota(i)=log_50flota(i-1) + dev_50flota(i-1);
      log_Dflota(i)=log_Dflota(i-1) + dev_Dflota(i-1);}
      Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-
exp(log_50flota(i)))/exp(log_Dflota(i))))));}
 }


FUNCTION Eval_madurez

  int i;

  smat=outer_prod(Unos_anos,msex1);
  if(cambio_ojiva > 1){
  for(i=37; i<=nanos; i++){
                smat.rowfill(i,msex2);}}

FUNCTION Eval_mortalidades

  int i, j;

  F = elem_prod(Sflo, outer_prod(exp(log_Fcr), Unos_edad));

  if(F_inicial>0){
  Fini = mfexp(log_Fini)*Sflo(1);}
 else{Fini=0;}

 if(opt_jibia  <0){Mt = M;}

  if(opt_jibia == 1){
    Fjib = elem_prod(Sjibia, outer_prod((exp(log_qjibia) * CPUE_jibia), Unos_edad));
    Mt = (M*outer_prod(Unos_anos, Unos_edad)) + Fjib;}
```

```
 if(opt_jibia < 0 && free_M > 0){

 Mf=M;
 for (i = 2; i <= nanos; i++){
    Mf(i)=Mf(i-1) + dev_Mf(i-1);}
 Mt=outer_prod(Mf,Unos_edad);}

 Z = F + Mt;
 S = exp(-1.0 * Z);
 S_ini=exp(-1.0*(M+Fini));

FUNCTION Eval_abundancia

 get_ref(value(Mt(nanos)(1)));
 int i, j;

   log_Rec(1,nanos-1) = log_Rbar + dev_Rt;
   log_No = log_R1 + dev_R1;


    N(1)=exp(log_No);


  N1(1) = N(1, 1);
  for (j = 2; j <= nedades; j++)
   {N1(j) = N1(j - 1) * S_ini(j-1);}

 for (j = 2; j <= nanos; j++)
  {N(j, 1) = exp(log_Rec(j - 1));}


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

```
// Poblacion sin pesca
// Estimacion de la sobrevivencia por edad(a + 1) y año(t + 1)

 Sv=exp(-1.0*Mt);
 Nv=N;

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

  BDo=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(Nv,exp(-0.5833  *  Mt))),  Wm));  //  Biomasa
deovante sin pesca con jibia


FUNCTION Eval_biomasas


 int i;

  BMf=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.5*Z)),Wm), Sflo));
  BV=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.5*Z)),Win), Sflo));
  NMc=elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.583*Z)),Scru);
  BMc=rowsum(elem_prod(NMc,Wcru));
  BD=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(N,exp(-0.583 * Z))), Wm));
  BT=rowsum(elem_prod(N, Win));

 for (i = 1; i <= nanos; i++) //biomasa Total 3+
    {BT3m(i)(2,nedades)=elem_prod(N(i)(2,nedades),Win(i)(2,nedades));
    BT3(i)= sum(BT3m(i)(2,nedades));}

 if(tip_rec==2){
 bo=mfexp(log_Rbar)*phie;}

FUNCTION Eval_observaciones

   int i;

  get_ref(value(Mt(nanos)(1)));
  log_alpha= log(4*(exp(log_h))/(1-exp(log_h)));
```

```
  Cpred=elem_prod(elem_div(F, Z), elem_prod((outer_prod(Unos_anos, Unos_edad) - S), N));
  Yflo_pred=rowsum(elem_prod(Cpred, Wm));


//Random walk qflota

  log_qcpue=log_qflota;
  for (i = 2; i <= nanos; i++){
     log_qcpue(i)=log_qcpue(i-1) + dev_qcpue(i-1);}

  CPUE_pred=elem_prod(exp(log_qcpue),BMf);
  Bcru_pred=mfexp(log_qcru) * BMc;


// Proporciones

  pflo_pred=elem_div(Cpred, outer_prod(rowsum(Cpred + 1e-16), Unos_edad));
  pflo_obs=elem_div(Cflo, outer_prod(rowsum(Cflo + 1e-16), Unos_edad));

  pcru_pred=elem_div(NMc, outer_prod(rowsum(NMc + 1e-16), Unos_edad));
  pcru_obs=elem_div(Ccru, outer_prod(rowsum(Ccru + 1e-16), Unos_edad));

 if(tip_rec==1){
//Reclutamientos: asumiendo una relación S-R Ricker
  Rpred= elem_prod(exp(log_alfa)*BD(1,nanos-2),exp(-exp(log_beta)*BD(1,nanos-2)));
  }
//Reclutamientos: asumiendo una relación S-R Ricker con steepness Myers et al (1999)
  if(tip_rec==2){
  Rpred=(BD(1,nanos-2)/phie)*mfexp(log_alpha*(1-(BD(1,nanos-2)/bo)));}

  Reclutas=column(N,1);


FUNCTION Eval_logverosim

  int i;

// Error multinomial

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

```
 suma1=0; suma2=0; suma3=0;suma4=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(3) = 1/(2 * square(lambda(3))) * suma1;
  like(4) = 1/(2 * square(lambda(4))) * suma2;
  like(5) = 1/(2 * square(lambda(5))) * suma3;


// Error de proceso del primer año

 if(tip_rec==1){
  like(6)=1/(2 * square(lambda(6))) * sum(square(log(N(1)) - log(N1)));}

// Penalizacion de los desvios del reclutamiento anual y vector de abundancia inicial.

 like(7)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_R1));
 like(8)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_Rt));


// Reclutamientos Ricker

    for(i=1; i<=nanos-2; i++){
   delta(i)=log(Reclutas(i+2))-log(Rpred(i))+(0.5*lambda(8)*lambda(8));}
   like(9)=dnorm(delta,lambda(8));

 //cout<<delta;exit(3);

// Penalizacion de los desvios de la caminatas aleatorias:

//selectividad

 like(10)=1/(2 * square(lambda(9))) * sum(square(dev_50flota));
 like(11)=1/(2 * square(lambda(10))) * sum(square(dev_Dflota));

// q de la flota de arrastre
```

```
 like(13)=1/(2 * square(lambda(11))) * sum(square(dev_qcpue));

//Mortalidad natural

 like(17)=1/(2 * square(lambda(12))) * sum(square(dev_Mf));

//Priors q de la flota y steepness

 if(phase_qcru>0){
 like(14)=dnorm(log_qcru,0.,lambda(13));}

 if(tip_rec==2){
 like(15)=dnorm(log_h,-0.43,lambda(14));}

 if(F_inicial>0){
 like(18)=dnorm(log_Fini,0.69,lambda(16));}



FUNCTION Eval_funcion_objetivo
   f=sum(like);

  if(mceval_phase())  Eval_mcmc();

REPORT_SECTION

// Biomasa crucero
  report << "Biomasa.crucero.obs" << endl;
  report << Bcru_obs << endl;
  report << "Biomasa.crucero.pred" << endl;
  report << Bcru_pred << endl;
// CPUE
  report << "CPUE.obs" << endl;
  report << CPUE_obs << endl;
  report << "CPUE.pred" << endl;
  report << CPUE_pred << endl;
  report << "log_qcpue" << endl;
  report << log_qcpue << endl;
  report << "devs.q.flota" << endl;
  report << dev_qcpue << endl;
```

```
// Jibia
// CPUE Jibia
  report << "CPUE.jibia.obs" << endl;
  report << CPUE_jibia << endl;
  report << "CPUE.jibia.pred" << endl;
  report << CPUE_jibia_pred << endl;
// q jibia
  report << "log.pjibia" << endl;
  report << log_pjibia << endl;
  report << "log.qjibia" << endl;
  report << log_qjibia << endl;
// Capturas
  report << "Capturas.obs" << endl;
  report << Yflo_obs << endl;
  report << "Capturas.pred" << endl;
  report << Yflo_pred << endl;
// Estructura de edades
// Captura
  report << "Comp.captura.obs" << endl;
  report << pflo_obs << endl;
  report << "Comp.captura.pred" << endl;
  report << pflo_pred << endl;
// Crucero
  report << "log_qcru" << endl;
  report << log_qcru << endl;
  report << "Comp.crucero.obs" << endl;
  report << pcru_obs << endl;
  report << "Comp.crucero.pred" << endl;
  report << pcru_pred << endl;
// Selectividades
  report << "Sel.flota" << endl;
  report << Sflo << endl;
  report << "Sel.crucero" << endl;
  report << Scru << endl;
  // Biomasas
  report << "BD" << endl;
  report << BD << endl;
  report << "BT" << endl;
  report << BT << endl;
  report << "BT3" << endl;
  report << BT3 << endl;
  report << "BV" << endl;
  report << BV << endl;
```

```
  report << "BMc" << endl;
  report << BMc << endl;
//Reclutamientos
//R1
  report << "log_R1" << endl;
  report << log_R1 << endl;
//Rbar
  report << "log_Rbar" << endl;
  report << log_Rbar << endl;
//Desvios R1
  report << "DesviosR1" << endl;
  report << dev_R1 << endl;
//Desvios Rt
  report << "DesviosRt" << endl;
  report << dev_Rt << endl;
//Desvios cpue
  report << "cpue.devs" << endl;
  report << dev_qcpue << endl;
//Reclutas
  report << "Reclutamientos" << endl;
  report << column(N,1) << endl;
// Abundancia de peces
  report << "N" << endl;
  report << N << endl;
//Verosimilitud
  report << "logLike" << endl;
  report << like << endl;
//Mortalidades
  report << "M" << endl;
  report << column(Mt,nedades) << endl;
  report << "Z" << endl;
  report << column(Z,nedades) << endl;
  report << "F" << endl;
  report << column(F,nedades) << endl;
  report << "Fjibia" << endl;
  report << column(Fjib,nedades) << endl;
//Biomasa desovante virginal y RPR
  report << "BDo" << endl;
  report << BDo << endl;
  report << "RPD" << endl;
  report << BD/bo << endl;
  report << "bo" << endl;
  report << bo << endl;
```

```
//Parametros SR
  report<<"alfa"<<endl;
  report<<alfa<<endl;
  report<<"bbeta"<<endl;
  report<<bbeta<<endl;
  report<<"ro"<<endl;
  report<<ro<<endl;
  report<<"bo"<<endl;
  report<<bo<<endl;
  report<<"depletion"<<endl;
  report<<depletion<<endl;
  report<<"log_h"<<endl;
  report<<log_h<<endl;


FUNCTION Eval_mcmc

 if(reporte_mcmc == 0)
 mcmc_report<<"BT,BD,BV"<< endl;
 mcmc_report<<BT<<","<<BD<<","<<BV<< endl;
 reporte_mcmc++;
```

Código AD Model Builder del modelo de evaluación que incluye explicitamente los patrones de explotación de las flotas de arrastre, espinel y enmalle:

```
 TOP_OF_MAIN_SECTION
 arrmblsize=250000;
 gradient_structure::set_GRADSTACK_BUFFER_SIZE(2.e7);
 gradient_structure::set_CMPDIF_BUFFER_SIZE(200000);
 gradient_structure::set_MAX_NVAR_OFFSET(1000);
 gradient_structure::set_NUM_DEPENDENT_VARIABLES(1000);

//--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------
// Archivo: modelo.1d.tpl
// Fecha:sept 2012
//Autor:Renzo Tascheri.
// Modelo: modelo de analisis integrado y en edades para la merluza comun con sexos combinados y
patrón de explotacion de la flota de arrastre.
// Parametros: capturabilidad; selectividad, relacion SR, mortalidad por pesca, numeros iniciales a la
edad y desvios reclutamientos (edad 2), capturabilidad y selectividad.
```

```
// Datos: composición edades de la captura total; composición de edades del crucero; biomasa crucero acustico; cpue flota arrastre (3 opciones); capturas comerciales(2 opciones); pesos medios a la edad (crucero y flota industrial); cpua de jibia crucero IFOP; ojivas de madurez sexual, periodos 1968-2003, 2004-2012.
// Notas: Esta version del codigo incluye los siguientes cambios: opcion de usar steepness en la relacion SR, opcion de usar una segunda ojiva de madurez para el periodo 2004-2012, opcion de dejar libre el componente variable de M (random walk sin jibia), opcion de selectividad (logistica) variable en el tiempo, capturabilidad del la flota variable en el tiempo, posibilidad de estimar q y h (priors normales).
// Proyecto: Modelo evaluacion implementado en el marco del Convenio: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012, financiado por la Subsecretaria de Pesca.
//--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

GLOBALS_SECTION
  #include  <admodel.h>
  ofstream mcmc_report("mcmc.csv");
  #include "modelo1.cxx"

DATA_SECTION

 !! ad_comm::change_datafile_name("modelo1.dat");

 init_int nanos
 init_int nedades
 init_matrix indices(1,nanos,1,7)
 init_matrix Cflo(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Ccru(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Wm(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Win(1,nanos,1,nedades)
 init_matrix Wcru(1,nanos,1,nedades)
 init_vector edades(1,nedades)
 init_vector msex1(1,nedades)
 init_vector msex2(1,nedades)

 int reporte_mcmc;

  !! ad_comm::change_datafile_name("ctrl_1.dat");
  init_vector lambda(1,16);
  init_number tipsel;
  init_number sel_period;
  init_number sel_periodflo;
  init_number ansel;
  init_number ansel2;
```

```
 init_ivector phase_dev_50flota(1,nanos-1);
 init_ivector phase_dev_Dflota(1,nanos-1);
 init_int phase_sel;
 init_int sel_cru;
 init_int phase_F;
 init_int phase_Fini;
 init_int phase_R;
 init_int phase_devR1;
 init_int phase_devRt;
 init_int phase_qcru;
 init_int phase_qflo;
 init_ivector phase_dev_qflo(1,nanos-1);
 init_ivector phase_dev_Mf(1,nanos-1);
 init_int opt_jibia;
 init_int phase_qjibia;
 init_int tip_rec;
 init_int phase_alfa;
 init_int phase_beta;
 init_int phase_h;
 init_int F_inicial;
 init_int cambio_ojiva;
 init_int free_M;
 init_int msy_est;


INITIALIZATION_SECTION

 log_qcru 0
 log_alfa 2.1
 log_beta -8.75
 log_qjibia -20
  log_qflota -5.48
 log_R1 7
 log_Rbar 7
 log_h -0.361
 //log_alpha 1.17
 log_delta -0.69
 log_Fini 0.92
```

```
PARAMETER_SECTION

 // Selectividad Flota
 init_bounded_vector log_50f(1,3,0.,4,phase_sel);
 init_bounded_vector log_Df(1,3,-1.5,4,phase_sel);
 init_bounded_number_vector dev_50flota(1,nanos-1,-3,4,phase_dev_50flota);
 init_bounded_number_vector dev_Dflota(1,nanos-1,-3,4,phase_dev_Dflota);

// Selectividad crucero
 init_bounded_vector log_50c(1,2,0.,4,phase_sel);
 init_bounded_vector log_Dc(1,2,0.,4,phase_sel);

//parametros de F
 init_bounded_vector log_Fcr(1,nanos,-7,1.5,phase_F);
 init_bounded_number log_Fini(0,0.96,phase_Fini);

//parametros de M
 init_bounded_number_vector dev_Mf(1,nanos-1,-20,20,phase_dev_Mf);

//parametros de No y R
 init_bounded_number log_R1(2,10,phase_R);
 init_bounded_number log_Rbar(4,10,phase_R);
 init_bounded_dev_vector dev_Rt(1,nanos-1,-20,20,phase_devRt);
 init_bounded_dev_vector dev_R1(1,nedades,-20,20,phase_devR1);

//parametros de q
 init_bounded_number log_qflota(-7,0.69,phase_qflo)
 init_bounded_number_vector dev_qcpue(1,nanos-1,-20,20,phase_dev_qflo);
 init_bounded_number log_qjibia(-6.9,-0.9,phase_qjibia)
 init_bounded_number log_qcru(-2.3,0.69,phase_qcru)

//parametros de la relacion S-R
 init_bounded_number log_h(-1.61,0,phase_h);
 init_bounded_number log_alpha(-2,40,phase_alfa);
 init_bounded_number log_alfa(-5,2.5,phase_alfa);
 init_bounded_number log_beta(-12,-4.5,phase_beta);
 init_bounded_number log_M(-5.0,-0.25,-2);
 !! log_M= log(0.33);//

//=====================================================
//Definicion de variables

  vector anos(1,nanos);
  vector sel(1,nedades)
```

```
vector Fini(1,nedades);
vector S_ini(1,nedades);
vector Yflo_obs(1,nanos);
vector Yflo_pred(nanos,1);
vector Bcru_obs(1,nanos);
vector Bcru_pred(nanos,1);
vector CPUE_obs(1,nanos);
vector CPUE_pred(nanos,1);
vector CPUE_jibia(1,nanos);
vector CPUE_jibia_pred(nanos,1);
vector Unos_edad(1,nedades);
vector Unos_anos(nanos,1);
vector log_Rec(1,nanos-1)
vector log_50flota(1,nanos);
vector log_Dflota(1,nanos);
vector log_qcpue(1,nanos)
vector log_pjibia(1,nanos);
vector Mf(1,nanos);
vector log_No(1,nedades);
vector BMf(1,nanos);
vector BMc(1,nanos);
vector N1(1,nedades);
vector like(1,18);
vector delta(1,nanos-2);
vector Rpred(1,nanos-2);
vector Reclutas(1,nanos);
vector Pt_obs(1,nanos);
vector Pt_est(1,nanos);
vector BDo(1,nanos)
matrix Scru(1,nanos,1,nedades);
matrix Sflo(1,nanos,1,nedades);
matrix smat(1,nanos,1,nedades);
matrix Sjibia(1,nanos,1,nedades);
matrix Mt(1,nanos,1,nedades);
matrix F(1,nanos,1,nedades);
matrix Z(1,nanos,1,nedades);
matrix Fjib(1,nanos,1,nedades);
matrix N(1,nanos,1,nedades);
matrix Nv(1,nanos,1,nedades);
matrix S(1,nanos,1,nedades);
matrix Sv(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 BT3m(1,nanos,1,nedades);

  number suma1
  number suma2
  number suma3
  number suma4
  number suma5
  number suma6
  number suma7
  number BDeq

  sdreport_vector BD(1,nanos)
  sdreport_vector BT(1,nanos)
  sdreport_vector BT3(1,nanos)
  sdreport_vector BV(1,nanos)

  number alfa;
  number bbeta;
  number CR;
  number ro;
  number bo;
  number phie;
  vector depletion(1,nanos);
  number M;
  number tau;
  number sig;

  objective_function_value f

PRELIMINARY_CALCS_SECTION

// Lectura de la matriz de indices

  anos = (column(indices,1));
  Yflo_obs = (column(indices,2));
  CPUE_obs = (column(indices,3));
  Bcru_obs = (column(indices,6));
  CPUE_jibia = (column(indices,7));
  Sjibia=1.0;
  Unos_edad=elem_div(edades, edades);
  Unos_anos=elem_div(1 * anos, 1 * anos);
```

```
 reporte_mcmc=0;

PROCEDURE_SECTION

 M=mfexp(log_M);
 Eval_selectividad();
 Eval_madurez();
 Eval_mortalidades();
 Eval_abundancia();
 Eval_biomasas();
 Eval_observaciones();
 Eval_logverosim();
 Eval_funcion_objetivo();

 if(mceval_phase())  Eval_mcmc();


FUNCTION void get_ref(const double& m)
        alfa=mfexp(log_alfa);
        bbeta=mfexp(log_beta);

        int i;
        dvar_vector lx(1,nedades); lx.initialize();
        dvariable sa=1.-exp(-m);
        dvar_vector fec=elem_prod(row(Wm,nanos),msex1);
        lx(1)=1.0;

        for(i=2; i<=nedades; i++)
        {
                lx(i)=lx(i-1)*mfexp(-M);
                if(i==nedades) lx(i)/=sa;
        }
        phie=sum(elem_prod(lx,fec));
        CR=alfa*phie;
        ro=log(alfa*phie)/(bbeta*phie);
        bo=ro*phie;
```

```
FUNCTION Eval_selectividad
  int i;

// Selectividad crucero

  if(tipsel == 2){
  log_50flota=log_50f(1);
  log_Dflota=log_Df(1);
 }

 for (i = 1; i <= nanos; i++){

 if(sel_cru<0){

 Scru(i)=1.0;}

 else{
     Scru(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c(1)))/exp(log_Dc(1))))));
     if(anos(i) >= ansel && sel_period == 2){
     Scru(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50c(2)))/exp(log_Dc(2))))));}}


// Selectividad de la flota

    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 && sel_periodflo > 1 ){
      Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50f(2)))/exp(log_Df(2))))));
     if(anos(i) >= ansel2 && sel_periodflo == 3){
     Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-exp(log_50f(3)))/exp(log_Df(3))))));}}}

      else{
      if(i>2){
      log_50flota(i)=log_50flota(i-1) + dev_50flota(i-1);
      log_Dflota(i)=log_Dflota(i-1) + dev_Dflota(i-1);}
      Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad,(1+exp(-1.0*log(19)*(edades-
exp(log_50flota(i)))/exp(log_Dflota(i))))));}
 }
```

```
FUNCTION Eval_madurez

 int i;

 smat=outer_prod(Unos_anos,msex1);
 if(cambio_ojiva > 1){
 for(i=37; i<=nanos; i++){
                smat.rowfill(i,msex2);}}


FUNCTION Eval_mortalidades

 int i, j;

 F = elem_prod(Sflo, outer_prod(exp(log_Fcr), Unos_edad));

 if(F_inicial>0){
 Fini = mfexp(log_Fini)*Sflo(1);}
else{Fini=0;}

if(opt_jibia  <0){Mt = M;}

 if(opt_jibia == 1){
   Fjib = elem_prod(Sjibia, outer_prod((exp(log_qjibia) * CPUE_jibia), Unos_edad));
   Mt = (M*outer_prod(Unos_anos, Unos_edad)) + Fjib;}

 if(opt_jibia < 0 && free_M > 0){

 Mf=M;
 for (i = 2; i <= nanos; i++){
    Mf(i)=Mf(i-1) + dev_Mf(i-1);}
 Mt=outer_prod(Mf,Unos_edad);}

 Z = F + Mt;
 S = exp(-1.0 * Z);
 S_ini=exp(-1.0*(M+Fini));
```

```
FUNCTION Eval_abundancia

 get_ref(value(Mt(nanos)(1)));
 int i, j;

    log_Rec(1,nanos-1) = log_Rbar + dev_Rt;
    log_No = log_R1 + dev_R1;


     N(1)=exp(log_No);


   N1(1) = N(1, 1);
   for (j = 2; j <= nedades; j++)
     {N1(j) = N1(j - 1) * S_ini(j-1);}

  for (j = 2; j <= nanos; j++)
    {N(j, 1) = exp(log_Rec(j - 1));}


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


// Poblacion sin pesca
// Estimacion de la sobrevivencia por edad(a + 1) y año(t + 1)

 Sv=exp(-1.0*Mt);
 Nv=N;

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

  BDo=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(Nv,exp(-0.5833  *  Mt))),  Wm));  //  Biomasa
deovante sin pesca con jibia
```

```
FUNCTION Eval_biomasas

 int i;

  BMf=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.5*Z)),Wm), Sflo));
  BV=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.5*Z)),Win), Sflo));
  NMc=elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.583*Z)),Scru);
  BMc=rowsum(elem_prod(NMc,Wcru));
  BD=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(N,exp(-0.583 * Z))), Wm));
  BT=rowsum(elem_prod(N, Win));

 for (i = 1; i <= nanos; i++) //biomasa Total 3+
    {BT3m(i)(2,nedades)=elem_prod(N(i)(2,nedades),Win(i)(2,nedades));
    BT3(i)= sum(BT3m(i)(2,nedades));}

 if(tip_rec==2){
 bo=mfexp(log_Rbar)*phie;}

FUNCTION Eval_observaciones

   int i;

  get_ref(value(Mt(nanos)(1)));
  log_alpha= log(4*(exp(log_h))/(1-exp(log_h)));


  Cpred=elem_prod(elem_div(F, Z), elem_prod((outer_prod(Unos_anos, Unos_edad) - S), N));
  Yflo_pred=rowsum(elem_prod(Cpred, Wm));


//Random walk qflota

  log_qcpue=log_qflota;
  for (i = 2; i <= nanos; i++){
     log_qcpue(i)=log_qcpue(i-1) + dev_qcpue(i-1);}

  CPUE_pred=elem_prod(exp(log_qcpue),BMf);
  Bcru_pred=mfexp(log_qcru) * BMc;
```

```
// Proporciones

  pflo_pred=elem_div(Cpred, outer_prod(rowsum(Cpred + 1e-16), Unos_edad));
  pflo_obs=elem_div(Cflo, outer_prod(rowsum(Cflo + 1e-16), Unos_edad));

  pcru_pred=elem_div(NMc, outer_prod(rowsum(NMc + 1e-16), Unos_edad));
  pcru_obs=elem_div(Ccru, outer_prod(rowsum(Ccru + 1e-16), Unos_edad));

 if(tip_rec==1){
//Reclutamientos: asumiendo una relación S-R Ricker
  Rpred= elem_prod(exp(log_alfa)*BD(1,nanos-2),exp(-exp(log_beta)*BD(1,nanos-2)));
  }
//Reclutamientos: asumiendo una relación S-R Ricker con steepness Myers et al (1999)
  if(tip_rec==2){
  Rpred=(BD(1,nanos-2)/phie)*mfexp(log_alpha*(1-(BD(1,nanos-2)/bo)));}

  Reclutas=column(N,1);



FUNCTION Eval_logverosim

  int i;

// Error multinomial

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

  suma1=0; suma2=0; suma3=0;suma4=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(3) = 1/(2 * square(lambda(3))) * suma1;
   like(4) = 1/(2 * square(lambda(4))) * suma2;
   like(5) = 1/(2 * square(lambda(5))) * suma3;
```

```
// Error de proceso del primer año

  if(tip_rec==1){
   like(6)=1/(2 * square(lambda(6))) * sum(square(log(N(1)) - log(N1)));}

// Penalizacion de los desvios del reclutamiento anual y vector de abundancia inicial.

  like(7)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_R1));
  like(8)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_Rt));


// Reclutamientos Ricker

     for(i=1; i<=nanos-2; i++){
     delta(i)=log(Reclutas(i+2))-log(Rpred(i))+(0.5*lambda(8)*lambda(8));}
     like(9)=dnorm(delta,lambda(8));

  //cout<<delta;exit(3);

// Penalizacion de los desvios de la caminatas aleatorias:

//selectividad

 like(10)=1/(2 * square(lambda(9))) * sum(square(dev_50flota));
 like(11)=1/(2 * square(lambda(10))) * sum(square(dev_Dflota));

// q de la flota de arrastre

 like(13)=1/(2 * square(lambda(11))) * sum(square(dev_qcpue));

//Mortalidad natural

 like(17)=1/(2 * square(lambda(12))) * sum(square(dev_Mf));


//Priors q de la flota y steepness

 if(phase_qcru>0){
 like(14)=dnorm(log_qcru,0.,lambda(13));}

 if(tip_rec==2){
 like(15)=dnorm(log_h,-0.43,lambda(14));}
```

```
 if(F_inicial>0){
 like(18)=dnorm(log_Fini,0.69,lambda(16));}



FUNCTION Eval_funcion_objetivo
   f=sum(like);

  if(mceval_phase())  Eval_mcmc();


REPORT_SECTION

// Biomasa crucero
  report << "Biomasa.crucero.obs" << endl;
  report << Bcru_obs << endl;
  report << "Biomasa.crucero.pred" << endl;
  report << Bcru_pred << endl;
// CPUE
  report << "CPUE.obs" << endl;
  report << CPUE_obs << endl;
  report << "CPUE.pred" << endl;
  report << CPUE_pred << endl;
  report << "log_qcpue" << endl;
  report << log_qcpue << endl;
  report << "devs.q.flota" << endl;
  report << dev_qcpue << endl;
// Jibia
// CPUE Jibia
  report << "CPUE.jibia.obs" << endl;
  report << CPUE_jibia << endl;
  report << "CPUE.jibia.pred" << endl;
  report << CPUE_jibia_pred << endl;
// q jibia
  report << "log.pjibia" << endl;
  report << log_pjibia << endl;
  report << "log.qjibia" << endl;
  report << log_qjibia << endl;
// Capturas
  report << "Capturas.obs" << endl;
  report << Yflo_obs << endl;
  report << "Capturas.pred" << endl;
  report << Yflo_pred << endl;
// Estructura de edades
```

```
// Captura
  report << "Comp.captura.obs" << endl;
  report << pflo_obs << endl;
  report << "Comp.captura.pred" << endl;
  report << pflo_pred << endl;
// Crucero
  report << "log_qcru" << endl;
  report << log_qcru << endl;
  report << "Comp.crucero.obs" << endl;
  report << pcru_obs << endl;
  report << "Comp.crucero.pred" << endl;
  report << pcru_pred << endl;
// Selectividades
  report << "Sel.flota" << endl;
  report << Sflo << endl;
  report << "Sel.crucero" << endl;
  report << Scru << endl;
  // Biomasas
  report << "BD" << endl;
  report << BD << endl;
  report << "BT" << endl;
  report << BT << endl;
  report << "BT3" << endl;
  report << BT3 << endl;
  report << "BV" << endl;
  report << BV << endl;
  report << "BMc" << endl;
  report << BMc << endl;

//Reclutamientos
//R1
  report << "log_R1" << endl;
  report << log_R1 << endl;
//Rbar
  report << "log_Rbar" << endl;
  report << log_Rbar << endl;
//Desvios R1
  report << "DesviosR1" << endl;
  report << dev_R1 << endl;
//Desvios Rt
  report << "DesviosRt" << endl;
  report << dev_Rt << endl;
//Desvios cpue
  report << "cpue.devs" << endl;
```

```
  report << dev_qcpue << endl;
//Reclutas
  report << "Reclutamientos" << endl;
  report << column(N,1) << endl;
// Abundancia de peces
  report << "N" << endl;
  report << N << endl;
//Verosimilitud
  report << "logLike" << endl;
  report << like << endl;
//Mortalidades
  report << "M" << endl;
  report << column(Mt,nedades) << endl;
  report << "Z" << endl;
  report << column(Z,nedades) << endl;
  report << "F" << endl;
  report << column(F,nedades) << endl;
  report << "Fjibia" << endl;
  report << column(Fjib,nedades) << endl;
//Biomasa desovante virginal y RPR
  report << "BDo" << endl;
  report << BDo << endl;
  report << "RPD" << endl;
  report << BD/bo << endl;
  report << "bo" << endl;
  report << bo << endl;

 //Parametros SR
    report<<"alfa"<<endl;
    report<<alfa<<endl;
    report<<"bbeta"<<endl;
    report<<bbeta<<endl;
    report<<"ro"<<endl;
    report<<ro<<endl;
    report<<"bo"<<endl;
    report<<bo<<endl;
    report<<"depletion"<<endl;
    report<<depletion<<endl;
    report<<"log_h"<<endl;
    report<<log_h<<endl;
```

```
FUNCTION Eval_mcmc

  if(reporte_mcmc == 0)
  mcmc_report<<"BT,BD,BV"<< endl;
  mcmc_report<<BT<<","<<BD<<","<<BV<< endl;
  reporte_mcmc++
```

A N E X O 4

Reporte
Reunión de Modelación y Evaluación
de stock

Reporte reunión de modelación y evaluación de stock.

Revisión de la modelación a emplear en la evaluación de stock de merluza común, año 2012.

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

I. **PROYECTO**: CONVENIO: Estatus y niveles de explotación biológicamente sustentables para los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Merluza común.

OBJETIVOS DE LA REUNIÓN:

- Revisar las principales hipótesis/supuestos de la población y las pesquerías, y como estos han sido incorporados en los modelos de evaluación de stock.
- Establecer el o los modelos que serán empleados para realizar la evaluación de stock.
- Generar un resumen sobre la calidad y suficiencia de los modelos en función de la calidad de la información, funcionalidad para fines de manejo y del tratamiento de fuentes de incertidumbre.

II. **FECHA/HORA**: Valparaíso, 21 de junio del 2012 entre las 15:00 y 17:30 hrs.

III. **LUGAR**: Subsecretaría de Pesca. Bellavista 168, piso 14. Valparaíso.

IV. **ASISTENTES**:

Jorge Farias (SUBPESCA), Renzo Tascheri (IFOP).

V. ANTECEDENTES:

El trabajo consistió en la discusión de las diferentes alternativas para la modelación de la dinámica de este stock, dadas las hipótesis de trabajo vigentes, el conocimiento disponible acerca del recurso (Anexo 1) y los aspectos técnicos específicos, vinculados al paradigma metodológico en uso.

La principal herramienta de análisis en la evaluación de stock de merluza común, son modelos de análisis estadístico de captura a la edad (MECE; Fournier y Archibald, 1982, Deriso *et al*. 1985; Schnute 1987; Kimura 1989), también denominados modelos de análisis integrado (Maunder 2003; Methot 2009), los que se emplean en la estimación de la abundancia, el reclutamiento y la mortalidad por pesca.

Estos modelos requieren de: datos de captura por edades e índices de abundancia, pero otras fuentes de información también pueden ser incluidas (Deriso *et al*., 1985). En estos análisis, normalmente se asume que la tasa de mortalidad por pesca a la edad puede ser modelada como una función de un efecto anual y otro que opera a través de las edades. Este procedimiento, permite una estimación estadística, en donde la captura a la edad se asume medida con error.

Bajo variadas circunstancias, el análisis mediante un MECE provee estimados más precisos del tamaño del stock y de otras cantidades relevantes al manejo, en comparación con otras técnicas de evaluación de stock.

En el presente informe, se refiere como *modelo base* a la versión del MECE actualizado en el año 2011 a partir del modelo implementado en el año 2010 y que fue revisado por pares en el año 2011 (Parma 2011).

El resumen de la calidad y suficiencia del o los modelos se entrega en el Apéndice 1 en función de la lista de referencia del National Research Council para la evaluación de stock (NRC, 1998).

En términos generales, la discusión se enmarcó en los términos técnicos de referencia de la reunión (Apéndice 2), la lista de referencia del NCR para la evaluación de stock (NRC, 1998; Apéndice 1) y el análisis cualitativo para la definición del estándar de esta pesquería, en función a la clasificación definida por la SUBPESCA (SUBPESCA, 2011; Canales *et al*, 2011).

Sin perjuicio de lo anterior, recibieron especial atención las recomendaciones realizadas en el informe de revisión por pares del año 2011 (Parma, 2011) y las inquietudes planteadas en la reunión por el sectorialista de la Subsecretaría de Pesca.

VI. PUNTOS CRÍTICOS.

a. Revisar las principales hipótesis/supuestos de la población y las pesquerías, y como estos han sido incorporados en los modelos de evaluación de stock.

Las descripciones que siguen están referidas al modelo base, actualizado en el año 2011.

Unidad de stock: Como hipótesis de trabajo, en las evaluaciones de stock de merluza común se ha asumido que el recurso explotado entre la IV y IX Regiones constituye una unidad de stock, cerrada a los procesos de migraciones y auto sustentada reproductivamente. Los fundamentos para esta suposición se abordan en el Anexo 1 del informe.

Mortalidad natural: En las últimas evaluaciones de stock realizadas por el IFOP, la mortalidad natural se considera compuesta por un efecto constante (M=0,33) y una fracción variable, esta última proporcional a la abundancia local de jibia entre los años 1997 y 2011. Esta característica modela la mortalidad natural adicional causada por la depredación por jibia (Tascheri *et al.*, 2012).

Capturas: Las capturas utilizadas en el modelo de evaluación de merluza común, corresponden a los desembarques oficiales reportados por el SERNAPESCA para los años 1968 al 2011. La captura total es igual a descartes + captura retenida y en este contexto, se aclara que los desembarques oficiales son iguales a la captura retenida - sub-reportes.

De acuerdo con el reporte de la reunión de datos del año 2011, se considera que los desembarques representan la mortalidad por pesca, pero con error y existe consenso de que este error en el caso de las capturas industriales, se origina principalmente por actividades de descarte (más que por sub-reportes) y la situación inversa se reconoce para las capturas artesanales.

Patrón de explotación de la flota de arrastre: En el modelo base se supone que las diferencias en los patrones de explotación de las flotas que capturan merluza común, no son significativas y por lo tanto no requieren ser modeladas de manera explícita.

El efecto de mortalidad edad-específico es modelado como una función logística, de acuerdo con la cual los peces completamente reclutados a la pesquería tienen igual probabilidad de ser removidos por una unidad de esfuerzo. El modelo también considera efectos selectivos diferentes en dos bloques de años (1968 – 2003; 2004 – 2011).

Capturabilidad de la flota de arrastre: En el modelo base se asume una capturabilidad variable en el tiempo, la que es modelada utilizando una caminata aleatoria.

Capturabilidad del crucero de evaluación acústico: La constante de proporcionalidad del crucero acústico de evaluación directa se asume igual a 1. El modelo considera una función logística de selectividad por edades del arte de arrastre utilizado en el crucero de evaluación directa. De esta manera, el supuesto implica que las edades completamente reclutadas a la red del crucero son detectadas en un 100%.

Reclutamiento: Los reclutamientos son modelados como desvíos en escala logarítmica en torno a un reclutamiento medio. Estos desvíos son restringidos ligeramente, para que conformen a una función Ricker (cv=0,6). Los desvíos por su parte, están sujetos a una ligera penalización para que conformen a una distribución normal.

Patrón de madurez a la edad: Con posterioridad al notable cambio que recientemente experimentó la estructura de edades del stock, se han estimado reducciones en la longitud media de madurez sexual (Lillo *et al,* 2010; Alarcón y Balbontín, 2008; Gálvez *et al*., 2011). Siguiendo las recomendaciones del comité científico de esta pesquería (CC), en la última evaluación de stock la ojiva de madurez histórica se mantuvo constante.

Edad y crecimiento: Los cambios que afectaron a la estructura de edades de la población, motivaron que tanto en el CC como en la reunión de datos del año 2011, se expresaran preocupaciones respecto de posibles cambios en el crecimiento individual de la merluza común.

En la última sesión del C del año 2011 se estableció que el crecimiento de la merluza común no ha experimentado cambios, a la luz de los resultados del trabajo realizado por Cerna (2010) que fueron presentados al CC en esa oportunidad.

b. Antecedentes provenientes de las observaciones y recomendaciones del taller de evaluación de stock realizado en mayo de 2011 (Anexo 3 en Taschери *et al*. 2012).

La semana del 23 al 27 de mayo de 2001 se realizó un taller de evaluación de stock, orientado a revisar el modelo base que sería empleado ese año para proveer asesoría para el manejo. De este taller emergieron observaciones y recomendaciones, que tocaron varios de los puntos críticos descritos en la sección anterior.

Mortalidad natural: Se deberían evaluar modos alternativos de incluir la depredación por jibia en el modelo, tales como permitir un punto de saciedad o incluir variabilidad inter-annual en la relación entre la CPUE y la depredación de merluza.

Dada la incertidumbre en la predación por jibia, en las proyecciones se deberían evaluar estrategias de explotación, incluyendo escenarios con y sin jibia.

Capturas: La posibilidad de que los descartes no cuantificados sean un componente significativo de las capturas totales debería ser considerada. Se deberían hacer análisis de sensibilidad a diferentes niveles posibles de descarte.

Incrementar la varianza para la captura total puede ser apropiado para los años en que la incertidumbre acerca de las capturas es mayor.

Una mejor cuantificación del descarte podría ser posible organizando un taller que involucre personas con conocimiento de las operaciones de pesca, esto con el fin de desarrollar un conjunto de escenarios posibles para los niveles históricos de descarte.

Capturabilidad de la flota de arrastre: Se observó un claro patrón en los residuos del ajuste del índice de CPUE de la flota de arrastre, de tal manera que estos son mayoritariamente negativos en los primeros años de la serie y positivos en los últimos años.

Se comentó que es poco probable que la capturabilidad permanezca constante durante 27 años. Esto originó la recomendación de evaluar alternativas para modelar la capturabilidad, tales como una caminata aleatoria, la definición de bloques temporales o incluir una tendencia lineal.

Capturabilidad del crucero de evaluación acústico:

En el modelo base se asume que la capturabilidad del crucero acústico es conocida e igual a 1. La capturabilidad del crucero es a menudo fijada de este modo, usualmente para lograr una consistencia entre años en las recomendaciones de captura biológicamente aceptable.

Este parámetro tiene un importante efecto en la escala del modelo y se puede argumentar que q está confundido con otros parámetros y que no puede ser estimado de manera realista. Sin embargo es importante entender el efecto de fijar este parámetro. Son aconsejables estudios futuros respecto del grado con el que este parámetro se confunde con otros.

Reclutamiento: el reclutamiento para poblar la estructura inicial de edades es el mismo usado para estimar los reclutamientos en los años subsecuentes. Se debería considerar la separación de los reclutamientos de la estimación de la estructura inicial de edades.

Se debería además considerar el simplificar las penalizaciones que constriñen los reclutamientos.

Proyecciones: Los escenarios evaluados en las proyecciones deben ser construidos de tal manera que representen la(s) fuente(s) dominante(s) de la incertidumbre en la evaluación.

Puntos biológicos de referencia: Las referencias incluidas en el marco biológico de referencia, deben ser calculadas usando el modelo actualizado de evaluación de stock porque los PBRs dependen de parámetros claves los que son estimados en cada evaluación.

c. Respuesta a las recomendaciones de la revisión por pares del año 2011 (Parma 2011).

En el año 2011 la SUBPESCA contrató un proceso de revisión de pares con la finalidad de revisar la evaluación de stock de la merluza común. El proyecto fue conducido por la Universidad de Concepción (UDEC) y la revisión fue realizada por la Dra. Ana Parma, en calidad de experto independiente contratado para este efecto por la UDEC.

La metodología del proyecto incluyó la realización de un taller de revisión en Valparaíso entre los días 26 y 30 de septiembre de 2011 y un taller de modelaje, desarrollado en Concepción entre el 1 y 4 de octubre.

Los resultados se sintetizaron en 21 recomendaciones, ordenadas con relación a 12 aspectos específicos directamente relacionados con 4 puntos que la revisión por pares debió abordar para satisfacer los Términos Técnicos de Referencia del proyecto: (1) enfoque de la evaluación; (2) datos; (3) modelo de evaluación; y (4) soporte técnico al manejo. Estas recomendaciones se reproducen en la Tabla 1 a partir de la Tabla 5 de Parma (2011).

Las recomendaciones 1, 6, 9 y 10, pertinentes al aspecto específico *datos*, son respondidas en el Anexo 2 de este informe. Las recomendaciones 4, 5 y 8, también relacionadas con los datos, serán discutidas en el marco del CC y respondidas en el informe final de este proyecto (Tabla 1).

Las recomendaciones 7, 11 y 12, relacionadas a los indicadores de CPUE serán abordadas en el segundo informe de este proyecto (Tabla 1). Se aclara que las series alternativas de CPUE aludidas por la recomendación 12, ya han sido producidas (Anexo 2), sin embargo para responder

completamente a esta recomendación, se requiere aún estudiar la sensibilidad de los resultados de la evaluación de stock al uso de estas series estimadas bajo diferentes criterios.

Las recomendaciones 2, 3, 13, 14, 15, 16, 17 y 19, serán respondidas en el segundo informe del proyecto (Tabla 1).

Finalmente las recomendaciones 18, 20 y 21, serán abordadas en el informe final del proyecto. Se aclara aquí que el desarrollo de un procedimiento de evaluación de estrategias de manejo (MSE), no constituye parte de los objetivos de este proyecto y consecuentemente, estos puntos serán sólo discutidos a la luz del conocimiento generado en el marco de este proyecto.

En el informe de Parma (2011), se abordan explícitamente la mayoría de los puntos críticos referidos en las secciones a y b de este anexo. Sus comentarios y recomendaciones a este respecto, se reproducen de manera fiel en los siguientes párrafos:

Mortalidad natural: La mortalidad natural es asumida constante (M=0.33) hasta el año 2000 y estimada como proporcional a la abundancia de jibia a partir de 2001. En el modelo alternativo desarrollado durante el taller de modelaje se reemplazó este supuesto por una tasa de mortalidad variable en el tiempo, estimada de manera empírica como una "random walk" a partir de 2001. El resultado de esta estimación fue comparable al del modelo del IFOP, en el sentido de que las estimaciones de mortalidad mostraron un aumento marcado a partir de 2002, aunque el mismo ocurrió con un cierto retraso respecto del incremento en la CPUE de jibia.

Se recomienda mantener un tratamiento alternativo para la mortalidad natural que permita estimar las tendencias de manera empírica, a fin de chequear regularmente el supuesto de que la mortalidad natural es proporcional a la abundancia de jibia.

Patrón de explotación de las flotas: El modelo de evaluación del IFOP incluye una única flota pesquera, no haciendo distinción entre la flota artesanal, con sus dos artes de pesca (espinel y agallera) y la flota industrial.

Las estructuras de tallas de la captura de las distintas flotas coinciden en algunos años pero no en otros. El porcentaje de cuota asignado a la flota artesanal es substancial y amerita el tratamiento y modelaje de la misma como flota independiente.

Dado que el índice de CPUE usado en el ajuste corresponde a la flota industrial, es importante que los parámetros de selectividad estimados reflejen adecuadamente el patrón de explotación de la flota arrastrera. Se recomienda en el futuro la incorporación de la flota artesanal agallera como flota independiente, bajo un supuesto de selectividad variable en el tiempo.

Tabla 1.

Cuadro que identifica y describe las recomendaciones de Parma (2011), proponiendo para cada recomendación: cuando se propone realizar los análisis de respuesta, el medio en donde se reportarán los resultados y la fecha en que serán informados. Datos adaptados de la Tabla 5 en Parma (2011)

Referencia/Aspecto específico	N° Recomendación	Descripción de la recomendación	Instancia de análisis	Medio de reporte	Fecha de reporte
Enfoque de la evaluación					
Estructura espacial	1	Indicadores abundancia por zona	Primer informe 2012	Primer informe 2012	junio 30, 2012
Estructura de las flotas	2	Incorporar flota enmalle	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 2012
Período cubierto	3	Extender período evaluación	Segundo informe 2012	Informe Final proyecto 2011	marzo 2012
Datos					
Captura y descarte	4	Identificar mecanismos para recolectar esta información	CC	Informe Final proyecto 2012	FP
	5	Coordinar seguimiento con SERNAPESCA	CC	Informe Final proyecto 2012	FP
Índice de CPUE selección datos	6	Análisis de lances dirigidos a otras spp y lances nulos	Primer informe 2012	Primer informe 2012	junio 30, 2012
	7	Información intencionalidad del lance de pesca	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
	8	Cruce información bitacoras de INPESCA e IFOP	CC	Informe Final proyecto 2012	FP
	9	Relajar criterio de selección de datos para índice de cpue	Primer informe 2012	Primer informe 2012	junio 30, 2012
Índice de CPUE análisis estadístico	10	Retener interacción Año:Zona	Primer informe 2012	Primer informe 2012	junio 30, 2012
	11	Estudiar interacción Año:Barco	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
	12	Considerar series de cpue alternativas	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Prospección acústica	13	Estimar coeficiente de capturabilidad	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
	14	Mantener el supuesto de selectividad constante	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Modelo de evaluación					
Selectividad de la flota comercial	15	Evaluar selectividad no paramétrica	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Mortalidad natural	16	Estimar tendencias de M de manera empírica	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Abundancia inicial	17	Distribución inicial de edades incluyendo F	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Incertidumbre	18	Construir esceanarios a ser usados en un modelo operativo	Informe Final proyecto 2012	Informe Final proyecto 2012	FP
Soporte técnico al manejo					
Estatus respecto de PBRs	19	Reemplazar PBRs absolutos por relativos	Segundo informe 2012	Segundo informe 2012	octubre 15, 2012
Estrategias de cosecha	20	Reglas de decisión para determinar la CTP	CC	Informe Final proyecto 2012	FP
	21	Avanzar hacia la evaluación de estrategias de manejo	CC	Informe Final proyecto 2012	FP

CC: Comité Científico; FP: final del proyecto.

Capturabilidad del crucero de evaluación acústico: Probablemente uno de los supuestos más fuertes del modelo del IFOP es que la prospección hidroacústica provee una estimación de la biomasa absoluta. Se recomienda tratar a la estimación hidroacústica como un índice relativo y estimar su coeficiente de proporcionalidad en el modelo.

Reclutamiento: El modelo del IFOP fue ajustado a las capturas del período 1968-2010. Esto incorpora sólo la parte final del primer ciclo de desarrollo de la pesquería que concluye a principios de los 1970s. En términos de comprender la evolución del stock, la relación entre el stock y el reclutamiento, y para modelar su dinámica futura, es aconsejable el análisis de la serie completa de datos. Se recomienda extender la evaluación al período para el cual se cuenta con datos de captura de manera de poder caracterizar mejor los ciclos históricos de productividad en el stock.

Patrón de madurez a la edad: "Se asumió una ojiva de madurez a la edad constante luego de concluir que la reducción en la talla media a la madurez observada luego del colapso de la estructura de edades de la población no se tradujo en un cambio en las proporciones a la edad".

Puntos biológicos de referencia: Los valores de referencia para la biomasa fueron BD_{40} y BD_{20}, correspondientes respectivamente al 40% y 20% de "la biomasa que estaría presente en ausencia de pesca"; los valores de referencia usados para *F* fueron las tasas de mortalidad por pesca correspondientes.

Una limitación del procedimiento seguido, es que el valor de biomasa en ausencia de pesca no es el estimado por el modelo sino un valor de biomasa acordado entre los distintos evaluadores en función de los resultados de modelos alternativos. Esto desacopla el valor usado como referencia del valor de biomasa estimado en la evaluación.

Además, dado que la selectividad de la pesca es variable en el tiempo, el valor absoluto de mortalidad por pesca para las edades completamente seleccionadas no determina de por sí las tasas de explotación, o el impacto de la pesca en la biomasa desovante por recluta. Se recomienda reemplazar los puntos de referencia expresados en valores absolutos de biomasa y mortalidad por niveles relativos, de manera de evitar inconsistencias entre evaluaciones sucesivas.

d. Acuerdos tomados con la contraparte técnica de la SUBPESCA.

La reunión con la contraparte técnica se enmarcó en los términos técnicos de referencia (Apéndice 2) pero confirió énfasis a las recomendaciones realizadas en el informe de revisión de pares del año 2011 (Parma, 2011; sección c) y las recomendaciones emanadas del taller de evaluación de stock efectuado en mayo de 2011 (Anexo 3 en Tascheri *et al.* 2012; sección b), incluyéndose además las inquietudes de la propia SUBPESCA.

En este contexto se tomaron los siguientes acuerdos:

1. En los informes del proyecto se requiere ser explícito y claro al señalar que el *modelo base* corresponde al modelo revisado por pares en el año 2011, incluyendo las recomendaciones realizadas en esa oportunidad. El modelo base, modela las capturas totales incluyendo como información auxiliar la CPUE y la estructura de edades de las capturas de arrastre. Este modelo incluye además la información de biomasa y edades del crucero acústico y la hipótesis de mortalidad natural variable debido a la jibia a partir del año 2001.

2. Los tamaños de muestra y coeficientes de variación de los modelos del error, serán determinados mediante el método iterativo descrito en el Anexo 2 de Tascheri *et al.* 2012.

3. Se implementarán dos modelos de evaluación: Modelo 1: incluyendo sólo la flota de arrastre; Modelo 2: incluyendo explícitamente las tres flotas (arrastre, espinel y enmalle).

4. De acuerdo con el punto 1, se aclara que el modelo 1 es el modelo base y consecuentemente será éste el modelo empleado en los estudios de casos y en los análisis de estrategias de explotación sustentables. Se acordó que el modelo 2 será considerado como *secundario* e implementado sólo para responder a las recomendaciones de la revisión de pares. No se contemplan proyecciones con este modelo, sólo la determinación del estatus.

5. Los casos a estudiar serán los siguientes:

- Inicio de la evaluación en el año1940 o 1968. En este último caso, la modelación del vector de abundancia inicial incluirá un término adicional de mortalidad por pesca.

- Se considerará un escenario con captura corregida: Se hará una distinción clara entre los conceptos de captura y desembarque y se estudiará un primer caso en donde las remociones de la pesquería estarán representadas por los desembarques oficiales y un segundo caso, que contempla corregir los desembarques. La finalidad del segundo caso, es contar con una noción del impacto que tiene el uso de una serie de capturas que posiblemente aproxime mejor las “remociones reales” causadas por la pesquería.

  Para el segundo caso no se realizará un estudio del descarte y sub-reporte históricos, sino que se usarán los criterios propuestos por Arancibia *et al.* (2009). Se acordó dejar claramente establecido que este será un ejercicio que en ningún caso significa endosar los criterios propuestos por estos autores. Este análisis más bien busca aportar a la discusión del tema de la corrección de las capturas históricas que tendrá lugar en el seno del CC.

  El estudio del segundo caso incluirá dos sub-casos, al considerar una situación con depredación por jibia y otra sin depredación por jibia.

- Capturabilidad de la acústica constante pero con selectividad o estimada, pero sin selectividad en este último caso.

- Implementación de la relación stock recluta de Ricker según se utiliza en el modelo base y otra opción alternativa, reparametrizada con steepness.

- La biomasa desovante del último año será representada con incertidumbre en el diagrama de fase.

- Las proyecciones a realizar, serán efectuadas sólo para horizontes de corto plazo (5 años).

- Se usarán indicadores de estatus complementarios (megadesovantes, MRS, e indicador de la estructura de edades), además de los adoptados oficialmente por el CC.

- Se requiere documentar bien los escenarios que serán analizados, en particular la estimación del q del índice de biomasa del crucero acústico.

- Resumir y caracterizar (desde el punto de vista de su plausibilidad) todas las opciones (casos) que se sean considerados/analizados. Esto con el fin de documentar adecuadamente la adopción de los casos que serán utilizados para definir el estatus y construir la tabla de decisión.

- Construir la tabla de decisión en función del eje principal de la incertidumbre. De acuerdo con Parma (2011), en el caso de la merluza común la incertidumbre central en las proyecciones de abundancia reside en la tasa de mortalidad natural y el posible impacto de la jibia sobre la misma.

VII. REFERENCIAS

Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt & A. Sepúlveda. 2008a. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.

Arancibia H., R. Roa, S. Neira, E. Niklitschek y M. Barros. 2010. Pre-Informe Final Proyecto FIP 2009-22. Evaluación de estrategias de recuperación en la pesquería de merluza común. Universidad de Concepción, 286 p. + Anexos.

Canales, C., J.C. Quiroz, R. Wiff. 2011. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Informe Final. Metas cualitativas; Cuarto Objetivo Específico. 23 p. + Anexos.

Cerna, F. 2010. Variación del Crecimiento Somático y la Madurez de Merluza Común (Merluccius gayi gayi) en el Pacifico Sur- Oriental frente a Chile: ¿Una respuesta compensatoria o evolutiva?. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias. Universidad de Concepción. 65 p.

Deriso, R.B., Quinn, T.J., II, and Neal, P.R. 1985. Catch–age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 815–824.

Fournier, D. A. and Archibald, C. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39: 1195-1207.

Gálvez, P., J. Sateler, A. Flores, Z. Young, J. Olivares, K. Riquelme y J, González. 2011. Convenio: Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2010.Actividad 2. Peces Demersales. Seguimiento demersal y aguas profundas 2010. Sección II. Demersales centro sur. Informe final. Subpesca - IFOP. 147 p + Anexos.

Kimura, D. K. 1989. Variability, tuning, and simulation for the Doubleday-Deriso catch at age model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:941-949.

Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, S. Nuñez, M. Braun y A. Saavedra. 2010. Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2011. Informe Final. Proyecto FIP 2009-13.Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.

Maunder, M. 2003. Paradigm shifts in fisheries stock assessment: from integrated analysis to bayesian analysis and back again. natural resource modeling. 16(4):465-475.

Methot, R. 2009. Stock Assessment: Operational Models in Support of Fisheries Management. 137: 165. In:The Future of Fisheries Science in North America. Beamish , R.J. and B.J. Rothschild, Eds Fish and Fisheries Series, Vol. 31. 719 p.

NRC-National Research Council. 1998. Improving Fish Stock Assessments. National Academic Press. Washington D.C. 188 pp.

Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación del stock de merluza común (Merluccius gayi)de año 2010. pag. 19 a 67. En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N°2011-4728-35. 276 p.

Schnute, J. 1987. A general fishery model for a size-structured fish population.Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44:924-940.

Subpesca. 2011. directrices para la explotación de los recursos pesqueros nacionales. Documento Técnico N°01. División de Administración Pesquera. 32 p.

Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2012. convenio: Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales. Merluza común 2011. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.

Apéndice 1

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. La codificación de números y colores fue tomada de Canales *et al*. (2011): sin relleno indica que no existe conocimiento (0 en el análisis), en rojo (numero 1) indica un conocimiento pobre, amarillo (numero 2) indica un conocimiento intermedio, en verde (numero 3) indica un conocimiento satisfactorio.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
IV. Modelo de evaluación de stock						
Estructurado por edades, longitudes o sexo	Se han considerado estructuras alternativas				3	Se considerará un modelo alternativo con tres flotas (arrastre, espinel y enmalle). La captura de arrastre estará estructurada por edades y las de espinel y enmalle por longitudes. Se implementó un modelo por sexos en la evaluación 2011. Este último no será actualizado el año 2012.
Espacialmente explícito	no		1			Parma (2011) señaló que en el futuro puede ser instructivo desarrollar un modelo paralelo que discrimine las tres zonas principales que abarca la pesquería, sin embargo el aumento en la complejidad asociado a incorporar la dimensión espacial no parece justificado.
II. Parámetros clave						
Mortalidad natural	Se asume constante a través de las edades y el tiempo.			2		Se asume partir del año 2001 en donde se incluye un componente adicional variable
Vulnerabilidad	Variable en dos bloques de tiempo			2		En el modelo con tres flotas se estudiarán opciones para implementar la selectividad variable en el tiempo.
Mortalidad por pesca	Separable a través de las edades y tiempo				3	Estimada directamente a través de la ecuación de captura.
Capturabilidad de la flota	Variable en el tiempo a través de una caminata aleatoria				3	Se considera esto devalúa la información de la serie aún más, considerando que en el modelo del error se ingresa un cv = 0,2.
Capturabilidad del crucero	Fija en q=1 y variable a través de las edades				3	Se evaluará un escenario estimando q y manteniendo su valor constante a través de las edades.
Reclutamiento	Reclutamiento medio con desvíos en escala log (cv=0,6) condicionado a una relación Ricker. sigmaR=0,6.			2		El reclutamiento se asume Ricker debido a consideraciones teóricas (Canibalismo) y no a causa de la calidad de los ajustes.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Formulación estadística						
Error de proceso	En los reclutamientos (cv=0,6)			2		
Error de observación	Índice acústico (cv=0,1) Índice CPUE (cv=0,2) Estructura edades captura (N=50) Estructura edades crucero (N=100) Desembarques(cv=0,05)			2		Aún cuando el error de observación es tomado en consideración. Los cv's son asumidos como conocidos y de este modo la verdadera incertidumbre no se refleja en los estimados.
Distribuciones de verosimilitud	Normal para los índices y las capturas. Multinomial para las estructuras de edades.			2		
Evaluación de la incertidumbre	La incertidumbre de los parámetros modelados se presenta tanto					
Como se calcula la incertidumbre de los parámetros modelados ?	Se utiliza la aproximación delta tanto como distribuciones posteriores bajo el paradigma bayesiano			2		La incertidumbre se representa tanto a través de intervalos de confianza/confiabilidad como mediante distribuciones.
Análisis retrospectivo	Los patrones retrospectivos son evaluados y presentados.				3	
Evaluación de políticas						
Parámetros para un solo modelo o modelos estructuralmente diferentes ?	Parámetros para un solo modelo.			2		
Como se confiere peso relativo a las hipótesis alternativas ?	Se confiere igual peso a todos los casos.		1			
Que supuestos se hacen acerca de los reclutamientos futuros, medio ambiente, estocasticidad, etc..?.	El reclutamiento medio se asume constante. Este reclutamiento es definido a partir de una hipótesis explícita. La estocasticidad se incluye simulando desvíos con el mismo sigmaR utilizado en la evaluación.			2		No se hacen supuestos explícitos respecto del ambiente. Implícitamente se asume que los cambios el nivel del reclutamiento es definido principalmente por el tamaño de la población desovante y no por la variabilidad ambiental.
Se considera la relación entre reclutas y desovantes ?	No			2		

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Acciones alternativas						
Que estrategias alternativas de explotación son implementadas ?	Mortalidad por pesca constante y captura constante.				3	Las estrategias evaluadas corresponden a multiplicadores de la captura o mortalidad estimada para el último año de la evaluación.
Como las acciones futuras reflejan cambios potenciales en el tamaño futuro de la población.	En el algoritmo de proyección, la aplicación de una política en un tiempo futuro t, no produce retroalimentación.			2		Los cambios futuros en el tamaño de la población no se reflejan en las acciones futuras, porque la política no es ajustada durante la corrida de la proyección.
Se considera error de implementación	No		1			
Indicadores de desempeño						
Cual es el verdadero objetivo de la pesquería	Mantener la biomasa desovante cercana al 40% de la biomasa desovante virginal.			2		En la merluza común sólo se han definido objetivos de manejo de conservación. Los objetivos económicos y sociales no se han hecho explícitos.
Cuales son los mejores indicadores de desempeño	$P(SSB_t<0,4SSB_o)$: probabilidad de no alcanzar el objetivo de manejo. $P(SSB_{t+1}<SSB_t)$: probabilidad de que la biomasa desovante sea menor a la del último año en la evaluación. $P(SSB_t<0,2SSB_o)$: probabilidad de agotar el stock.			2		Regularmente, no se emplea un indicador de estructura del stock. No se evalúan indicadores de desempeño económicos o sociales, porque estos objetivos no son explícitos.
Cual es la referencia de tiempo para los indicadores biológicos ?	El intervalo de tiempo de su evaluación es 1 año en horizontes de tiempo de 3 a 10 años.			2		En la última reunión de modelos se acordó evaluar los indicadores en un horizonte de 5 años.
Como se mide el riesgo ?	Los indicadores que se observan ya han sido señalados.				3	Los indicadores son calculados bajo diferentes casos definidos en función del eje principal de la incertidumbre. Para cada uno de estos casos, se presenta el percentil de 10% de la distribución posterior de la captura biológicamente aceptable (CBA).
Son apropiados lo PBR estándares ?	Si				3	La consideración de la literatura a la luz de los parámetros de historia de vida del recurso indica que el rango definido entre el 0,2SSB y 0,4SSB permite obtener rendimientos de largo plazo sin exceder el MRS. Los análisis preliminares realizados en la evaluación de stock dan soporte a esta perspectiva.
Se ha definido formalmente la condición de sobrepesca ?	Sí				3	La sobrepesca tiene lugar cuando se excede el PBR límite: $F_{20\%}$.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Presentación de resultados						
Como se presenta la incertidumbre de los parámetros y de la estructura del modelo ?	Intervalos de confianza y distribuciones posteriores de los parámetros estimados. Estudio de casos: sensibilidad de los resultados a cambios en los supuestos y/o los datos de entrada				3	Para presentar el rango de incertidumbre, se entregan intervalos de confianza, se calcula la probabilidad de alcanzar el objetivo de manejo y se muestra la sensibilidad de los resultados del modelo a cambios en los supuestos del modelo de evaluación, los datos utilizados. La incertidumbre en los datos es reflejada también en el énfasis conferido al ajuste de las diferentes piezas de información.
Se pueden usar tablas de decisión para resumir las incertidumbres y consecuencias ?	Si				3	La presentación de la incertidumbre de la evaluación y por ende de las consecuencias de acciones de manejo futuras en tablas de decisión es una práctica regular en ésta evaluación.
Hay consideración explícita de los compromisos entre diferentes indicadores de desempeño ?	No		1			En el manejo de la merluza común, sólo se observan indicadores de conservación y de este modo no hay consideración explícita de los compromisos con otros indicadores tales como económicos o sociales.
Tienen los administradores comprensión de la verdadera incertidumbre de la evaluación y de los compromisos involucrados en la selección de una política en particular ?	Si			2		Comúnmente la incertidumbre de la evaluación y las consecuencias de acciones de manejo futuras se presenta en tablas de decisión, las que destacan las implicancias de basar las recomendaciones de manejo en un conjunto de supuestos en circunstancias en que el conjunto de supuestos verdadero es otro.

Apéndice 2

Términos de Referencia

Reunión de revisión de la modelación empleada en la evaluación de recursos

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

1. Contexto.

Por más de dos décadas, IFOP ha realizado las evaluaciones de stocks y diagnósticos del estatus de los principales recursos pesqueros de Chile. Este proceso de evaluación de stock se inicia con la recolección de datos y generación de información, de manera que resulta necesario disponer de un proceso periódico de revisión de la información que recurrentemente es empleada para estos fines, esto con el objeto de identificar sus fortalezas y debilidades, así como proponer un plan de acción para la mejora en sus puntos deficitarios.

Por otra parte, IFOP por mandato de SUBPESCA y en el marco de una política de transparencia de los procesos, ha impulsado el establecimiento de un proceso independiente de la revisión de evaluación de stock, el cual involucra también la calidad de los datos. La transparencia se logra entre otras formas, difundiendo la actividad al público general y permitiendo el acceso de observadores a las rondas de reuniones del debate técnico.

El presente documento pretende orientar la conducción del taller de datos hacia la obtención de resultados concretos, los que permitan esencialmente disponer de un estado de situación sobre los criterios y supuestos empleados para dar base a los enfoques de modelación para fines de evaluación de las poblaciones, así como del programa de tareas de corto y mediano plazo que permita el mejoramiento continuo en estas materias.

2. Objetivos de la reunión

Los objetivos del taller son los siguientes:

4. Revisar las principales hipótesis/supuestos de la población y las pesquerías, y como estos han sido incorporados en los modelos de evaluación de stock.

5. Establecer el o los modelos que serán empleados para realizar la evaluación de stock.

6. Generar un resumen sobre la calidad y suficiencia de los modelos en función de la calidad de la información, funcionalidad para fines de manejo y del tratamiento de fuentes de incertidumbre.

A N E X O 5

Análisis de casos de evaluación en dos situaciones que difieren en el año de inicio del estudio

Análisis de casos de evaluación en dos situaciones que difieren en el año de inicio del estudio.

Introducción

El modelo base de evaluación de la merluza común incluye, las capturas totales, información de CPUE de la flota de arrastre, la biomasa medida mediante métodos acústicos, composiciones de edades de las capturas de arrastre y biomasa acústica y considera además una mortalidad natural variable a partir del año 2001, la que se asume proporcional a la CPUA de jibia medida en las capturas del crucero de evaluación (Anexo 4).

Al considerar sólo las capturas totales en el modelo, se esta asumiendo un único patrón de explotación para toda la pesquería, es decir que no vemos diferencias en el patrón de explotación a través de las tres pesquerías (arrastre, espinel y enmalle).

En este Anexo se analizan dos situaciones, las que se diferencian sólo en si el año de inicio de la evaluación es 1940 o 1968. En cada situación, se analizan diferentes casos que derivan de las recomendaciones realizas al proyecto de evalaución en diferentes instancias, siendo las principales la reunión de modelación y evaluación (Anexo 4) y la revisión por pares del año 2011 (Parma 2011).

Los casos analizados en ambas situaciones son similares, pero se consideraron separadamente, implementando dos versiones separadas del código computacional (En el Anexo 3, se incluye sólo la versión para la segunda situación).

Procedimento Metodológico

Los casos fueron estudiados mediante un analisis de sensibilidad de las estimaciones de la biomasa total, biomasa desovante, los reclutamientos y mortalidad por pesca, como también de los ajustes a la composición de edades de las capturas de arrastre, del crucero de evaluación y los índices de biomasa estimados por medios acústicos y de CPUE estandarizada de la flota de arrastre. Los resultados fueron examinados gráficamente y también revisando los componentes de versimilitud de las diferentes piezas de información.

Además de las sensibilidades, cada caso fue también analizado mediante análisis retrospectivo. El modelo con mejor comportamiento, se consideró como aquel que minimizó el valor absoluto del estadístico *DR* (Mohn 1999):

$$DR = \sum_{n-5}^{n} \frac{X_{(1:y),y} - X_{(1:n),y}}{X_{(1:y),y}}$$

Donde $X_{(1:y),y}$ es el valor predicho de la biomasa desovante en el año y, estimado con el conjunto de datos extendido entre el año 1 y el año y y $X_{(1:n),y}$ es el valor predicho de la biomasa desovante en el año y estimado a partir del conjunto de datos extendido entre el año 1 y el último año de la base completa de datos n.

En los casos en los que se consideró una selectividad variable en el tiempo, esta se implementó para todo el período de años considerado en cada caso. La aproximación metodológica seguida al respecto, fue la incusión de una caminata aleatoria en ambos parámetros de la función de selectividad logística.

Resultados

Situación con año de inicio en 1940

El fundamento para extender el período de años considerado en la evaluación a todo el período para el cual se cuenta con datos de desembarques, es que la historia de explotación pesquera es casi inexistente en 1940 y por esta razón, tiene más sentido asumir una situación de equilibrio (estocástico o no) para la condición inicial en 1940, que iniciar el modelo en 1968 adoptando este mismo criterio.

Sin embargo, esta desición de modelación no parece tan razonable si se considera que para el intervalo de años entre 1940 y 1967 sólo se cuenta con datos de desembarque y consecuentemente, no hay información de composición de edades que pueda informar la estimación de los desvíos del reclutamiento para para estos años.

De acuerdo con lo anterior los desvíos del reclutamiento fueron estimados en dos grupos, el primero entre 1940 y 1967 y el segundo entre 1968 y 2011. Sólo para el segundo grupo se requirió que los desvíos logaritmicos sumasen cero, pero el primero grupo fue penalizado de modo que los logartimos de los desvíos se mantuvieran en torno de cero. En la estimación máximo verosímil del reclutamiento, sólo se emplearon los desvíos de los años 1968 a 2011.

Los casos analizados con este modelo incluyeron: el uso de selectividad variable en el tiempo, prescindir de la estimación de una selectividad para el crucero de evaluacón (asumir selectividad igual a 1 para todas las edades) en combinación con la estimación del coeficiente de capturabilidad del crucero (para esta situación se consideró una prior normal centrada en log(1) y una desviación estándar de 0,1), cambiar la formulación de penalización de los reclutamientos para considerar steepness, uso de una segunda ojiva de madurez sexual para el período de años 2004-2012, manteniendo la ojiva histórica para el período 1940-2012 vs uso de la oijiva histórica solamente.

Todos los casos evaluados inciando el análisis en 1940, incluyeron a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural. Los casos se resumen en la **Tabla 1**.

Tabla 1
Casos estudiados con el modelo base iniciado en el año 1940. 1=inclusión del atributo.

	CASOS				
	A	B	C	D	E
Selectividad variable	0	1	1	1	0
Selectividad crucero	1	1	0	0	0
q crucero igual a 1	1	1	0	0	0
Inclusion de jibia	1	1	1	1	1
Uso de steepness	0	0	0	0	1
Cambio en madurez	0	0	0	1	1

Los casos D y E destacaron por presentar una mayor biomasa desovante entre los años 2004 y 2012, lo que fue causado por el cambio de oijiva de madurez incluido para este período. De manera regular, en los casos en que se dejó la selectividad libre se estimó una mayor mortalidad por pesca para los años 70s y 80s (**Figura 1**).

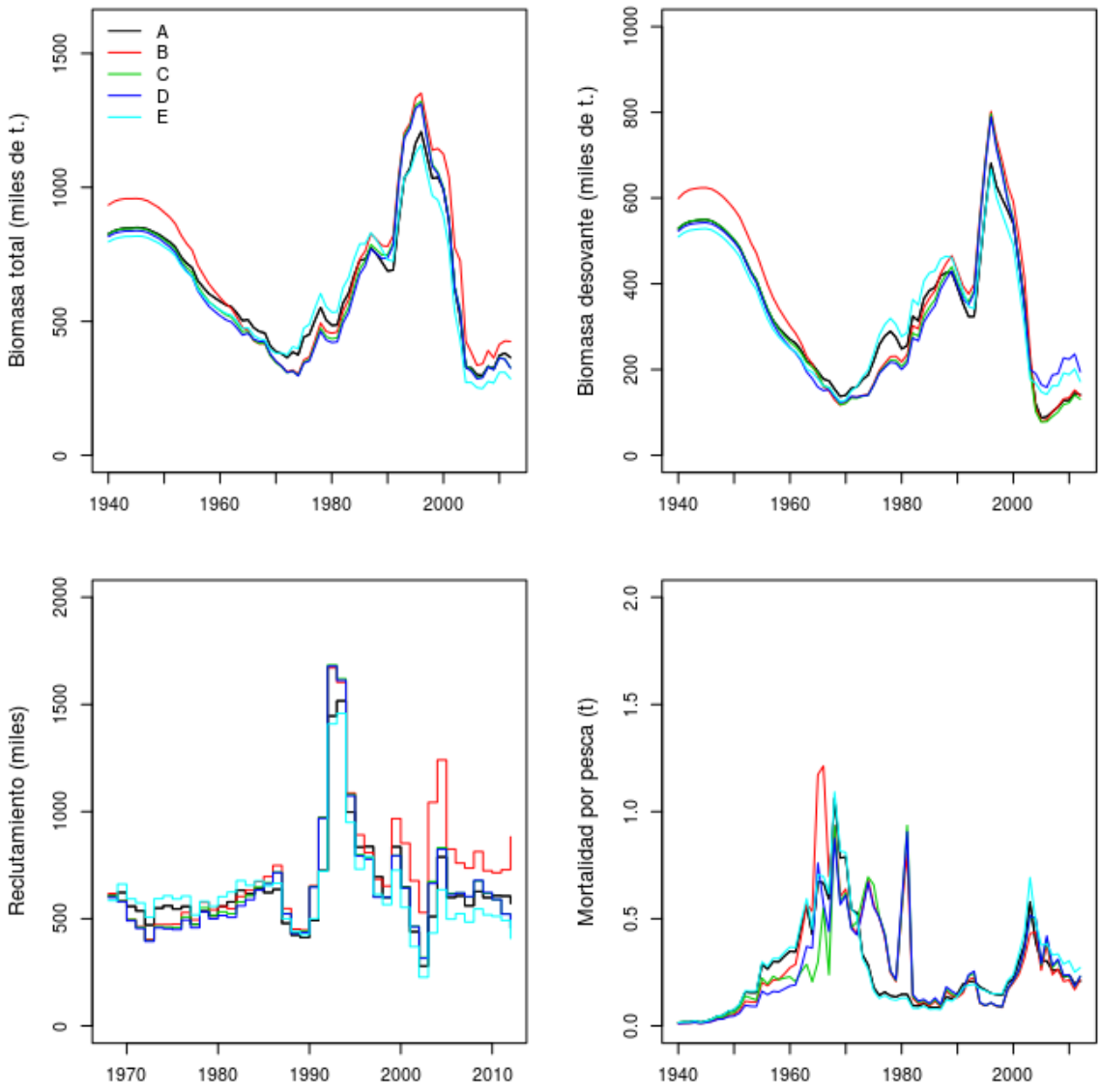


Figura 1. Estudio de sensibilidad de la biomasa total, biomasa desovante, reclutamiento y mortalidad por pesca, bajo 5 casos del modelo base e inciando el período de análisis en el año 1940.

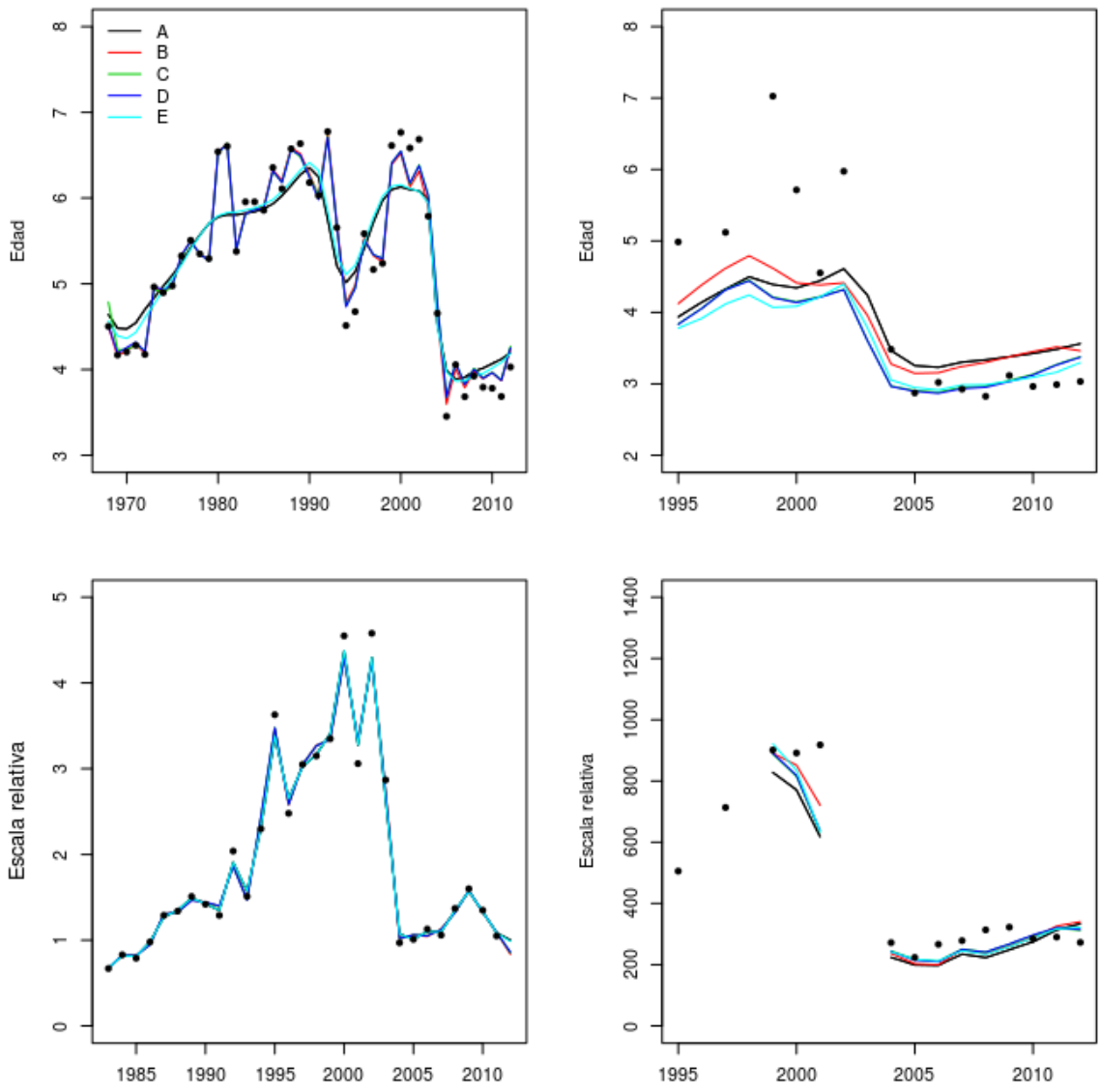


Figura 2. Ajuste del modelo base a las composiciones de edad de las capturas y el crucero de evaluación y a los índices de abundancia acústico y de CPUE de la flota de arrastre en los 5 casos descritos en la Tabla 1 e inciando el período de análisis en el año 1940.

El estadístico *DR* es menor en el caso D, el que corresponde a la segunda menor verosimilitud total, considerando las principales piezas de información usadas para ajustar el modelo (**Figura 3**, **Tabla 2**).

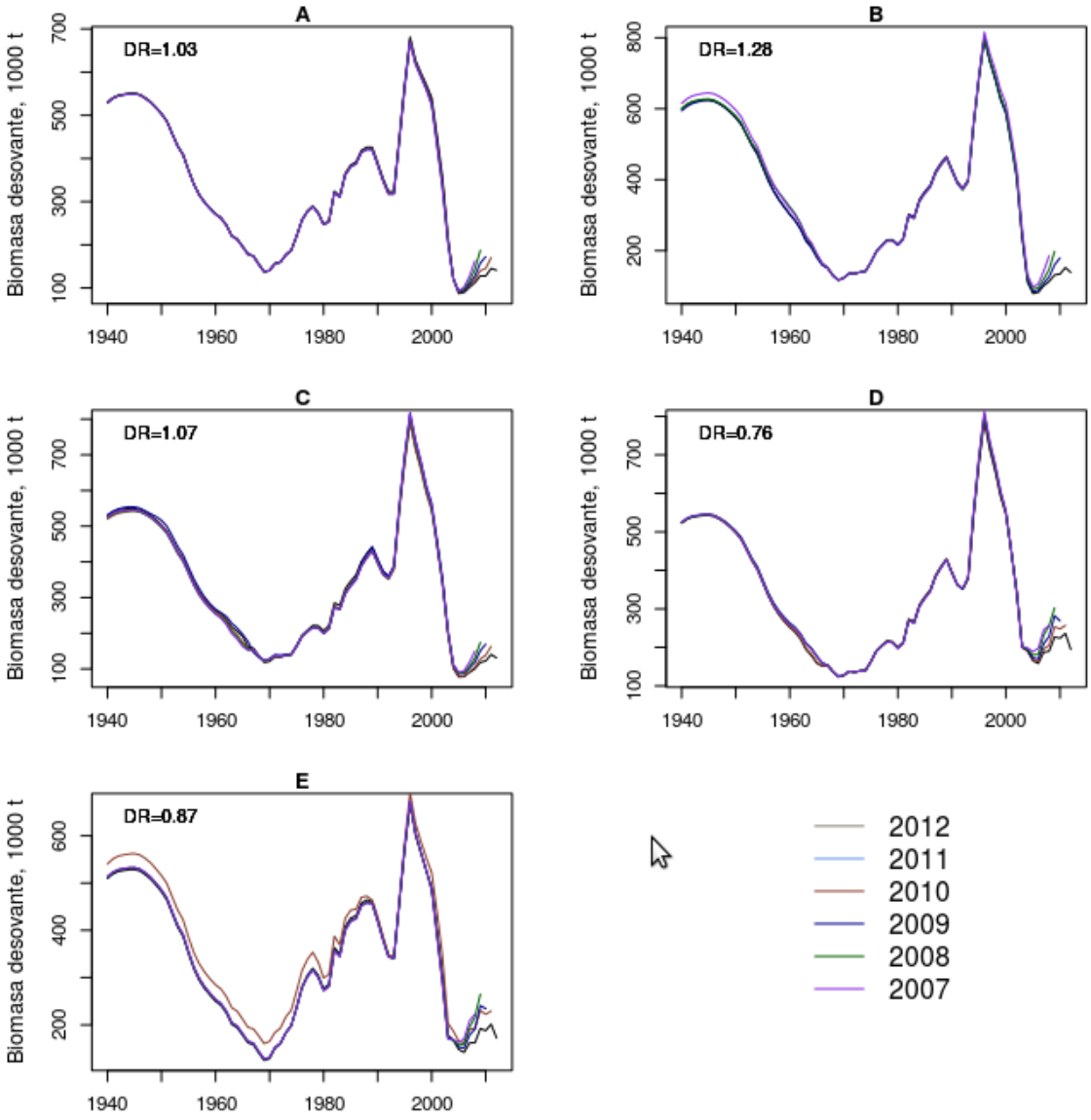


Figura 3. Análisis retrospectivo del modelo base en los cinco casos descritos en la Tabla 1 e inciando la evaluación de stock en 1940. Se indica el valor del estadístico *DR* (Mohn 1999) estimado en cada caso.

Una situación diferente se observó en el Caso B, en donde el estadístico *DR* no es particularmente bajo, aún cuando presentó la menor verosimilitud total estre todos los casos (**Figura 3**, **Tabla 2**).

Tabla 2

Log-verosimilitudes marginales de las estructuras de edad de la flota, el crucero de evaluación, la CPUE de la flota arrastrera y la biomasa estimada por medios acústicos, en cinco casos del modelo base, e iniciando la evaluación en el año 1940.

	CASOS				
Comp.Verosimilitud	A	B	C	D	E
comp flota	8924.75	8752.52	8756.7	8752.02	8915.49
comp crucero	1316.11	1300.07	1338.24	1338.58	1342.98
cpue arrastre	0.64	0.78	0.78	0.8	0.64
biomasa crucero	55.55	56.98	58.41	58.94	60
Total	10297.05	10110.35	10154.13	10150.34	10319.11

Situación con año de inicio en 1968

Aun cuando el paso de las cohortes no es claro en los datos de composición de edades de merluza común sino hasta aproximadamente 1988, desde el punto de vista de los desvíos del reclutamiento, esta es una mejor situación que la que se enfrenta cuando se inicia la evaluación en el año 1940.

Adicionalmente el poder contar con datos de estructura de edades para todo el período analizado, provee mejor información para estimar la selectividad de la pesquería, particularmente cuando se evalúan casos con selectividad variable en el tiempo.

Los casos analizados con este modelo incluyeron: el uso de selectividad variable en el tiempo, prescindir de la estimación de una selectividad para el crucero de evaluación (asumir selectividad igual a 1 para todas las edades) en combinación con la estimación del coeficiente de capturabilidad del crucero, cambiar la formulacióin de penalización de los reclutamientos para considerar steepness, inclusión de un parámetro adicional de mortalidad en la generación del vector inicial de abundancia a la edad, uso de una segunda ojiiva de madurez sexual para el período de años 2004-2012, inclusión de desvíos de M a partir del año 2001 excluyendo la CPUA de jibia del modelo. Los casos estudiados se resumen en la **Tabla 3**.

Tabla 3

Casos estudiados con el modelo base iniciado en el año 1968. 1=inclusión del atributo.

	CASOS						
	A	B	C	D	E	F	G
Selectividad variable	0	0	0	1	1	1	0
Selectividad crucero	1	0	0	0	0	0	0
Capturabilidad crucero	0	1	1	1	1	1	1
Inclusion de jibia	1	1	1	1	1	1	0
Opcion reclutamiento	0	0	0	0	1	1	1
F_inicial	0	0	1	0	1	1	1
cambio_ojiva	0	0	0	0	0	1	1
M libre	0	0	0	0	0	0	1

Los casos que no incluyeron selectividad variable en el tiempo produjeron en general una mayor biomasa entre 1968 y 1990 respecto del resto de los casos, lo que fue consistente con las mayores mortalidades por pesca estimadas para estos años en los casos en los que sí se uso una selectividad variable (**Figura 4**). Los casos F y G en que se uso una ojiva de madurez diferente para los años 2004 a 2012, claramente exhibieron una mayor biomasa desovante durante este intervalo de tiempo. Exceptuando por el caso C, las estimaciones de la mortalidad por pesca en 1968 fueron consistentes con la situación observada con estas estimaciones cuando se inició el modelo en 1940 (**Figura 4**).

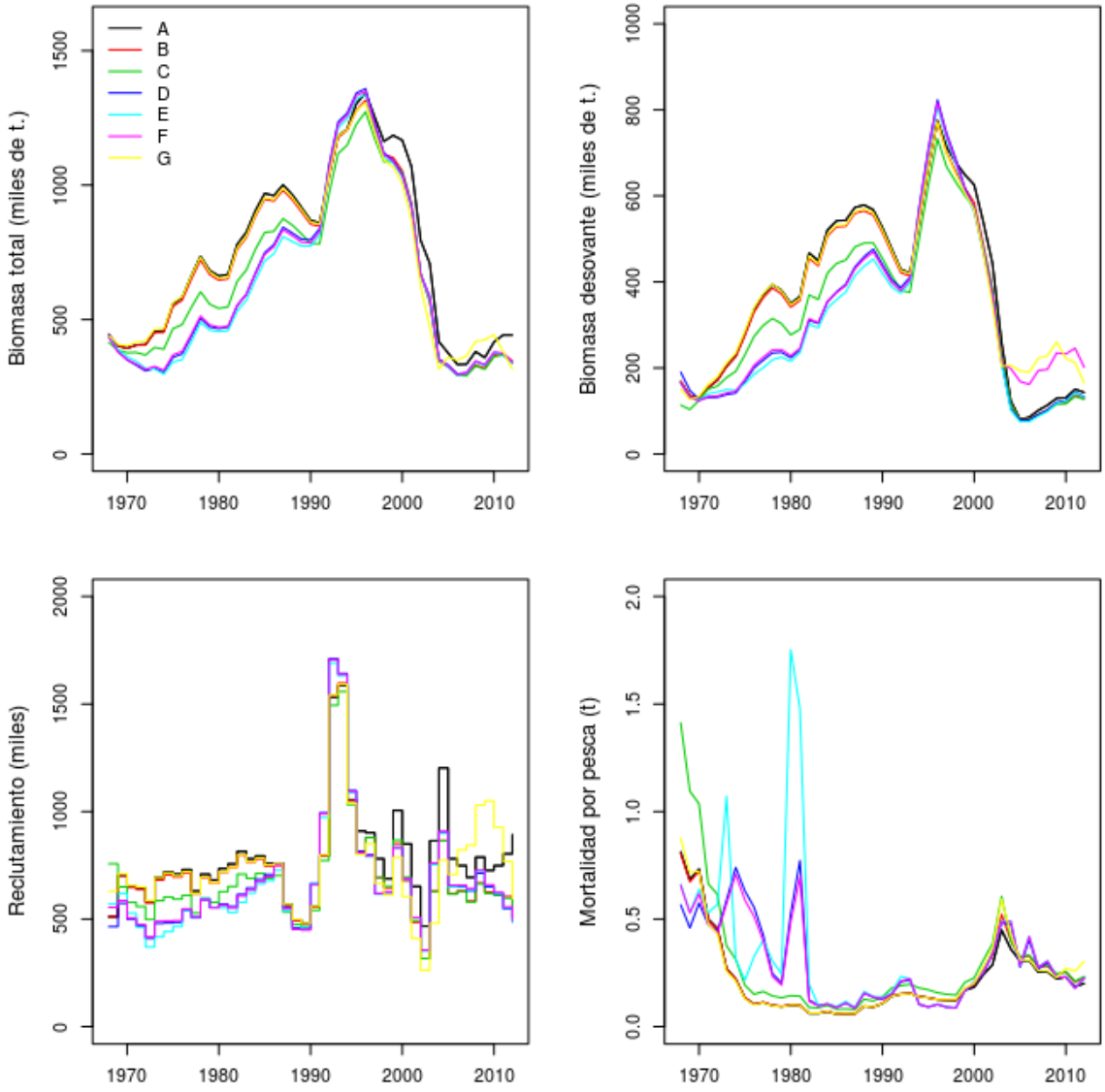


Figura 4. Estudio de sensibilidad de la biomasa total, biomasa desovante, reclutamiento y mortalidad por pesca, bajo 7 casos del modelo base e inciando el período de análisis en el año 1968.

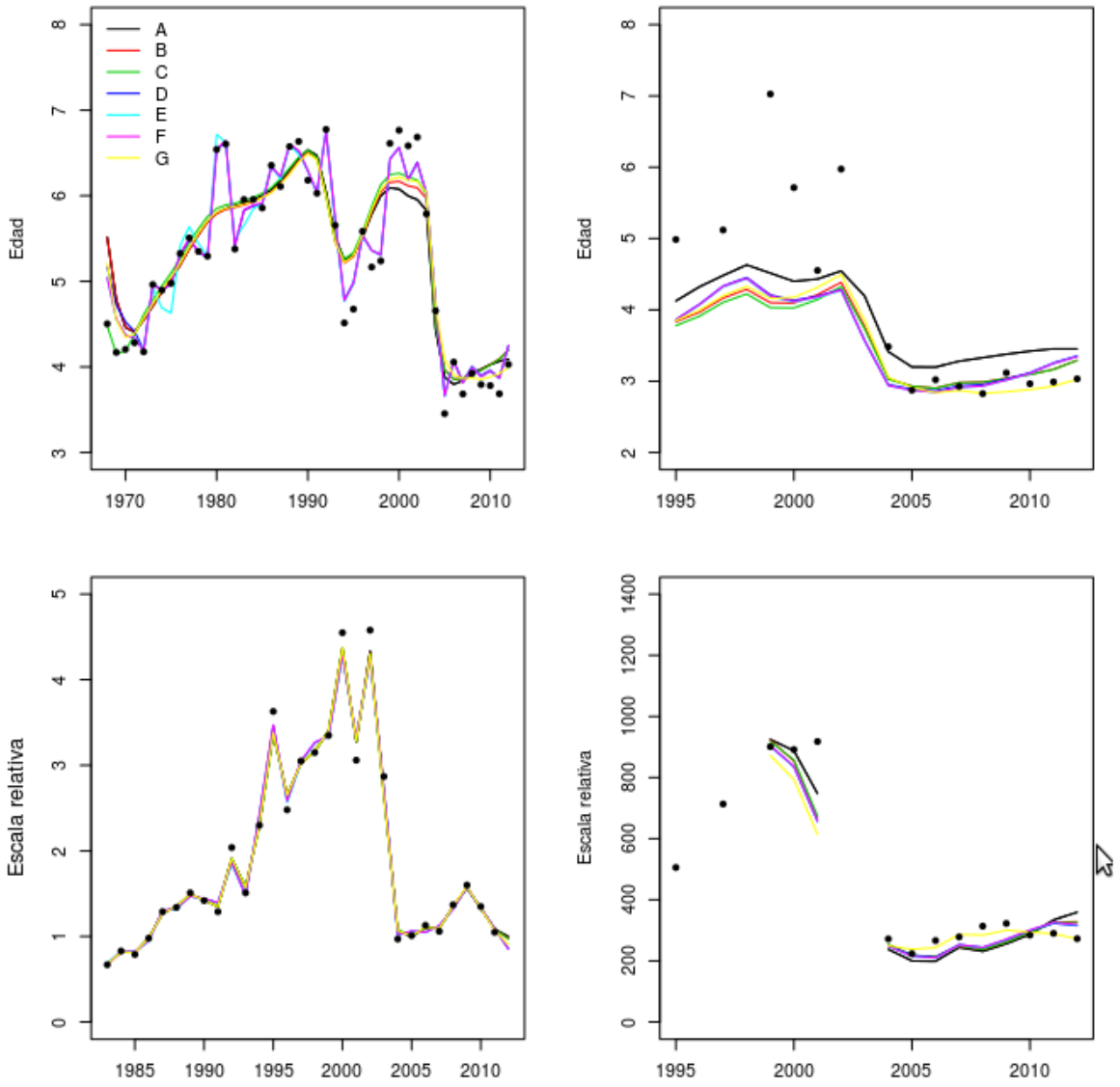


Figura 5. Ajuste del modelo base a las composiciones de edad de las capturas, del crucero de evaluación y a los índices de abundancia acústica y de CPUE de la flota de arrastre bajo los 7 casos descritos en la Tabla 3 e iniciando el período de análisis en el año 1968.

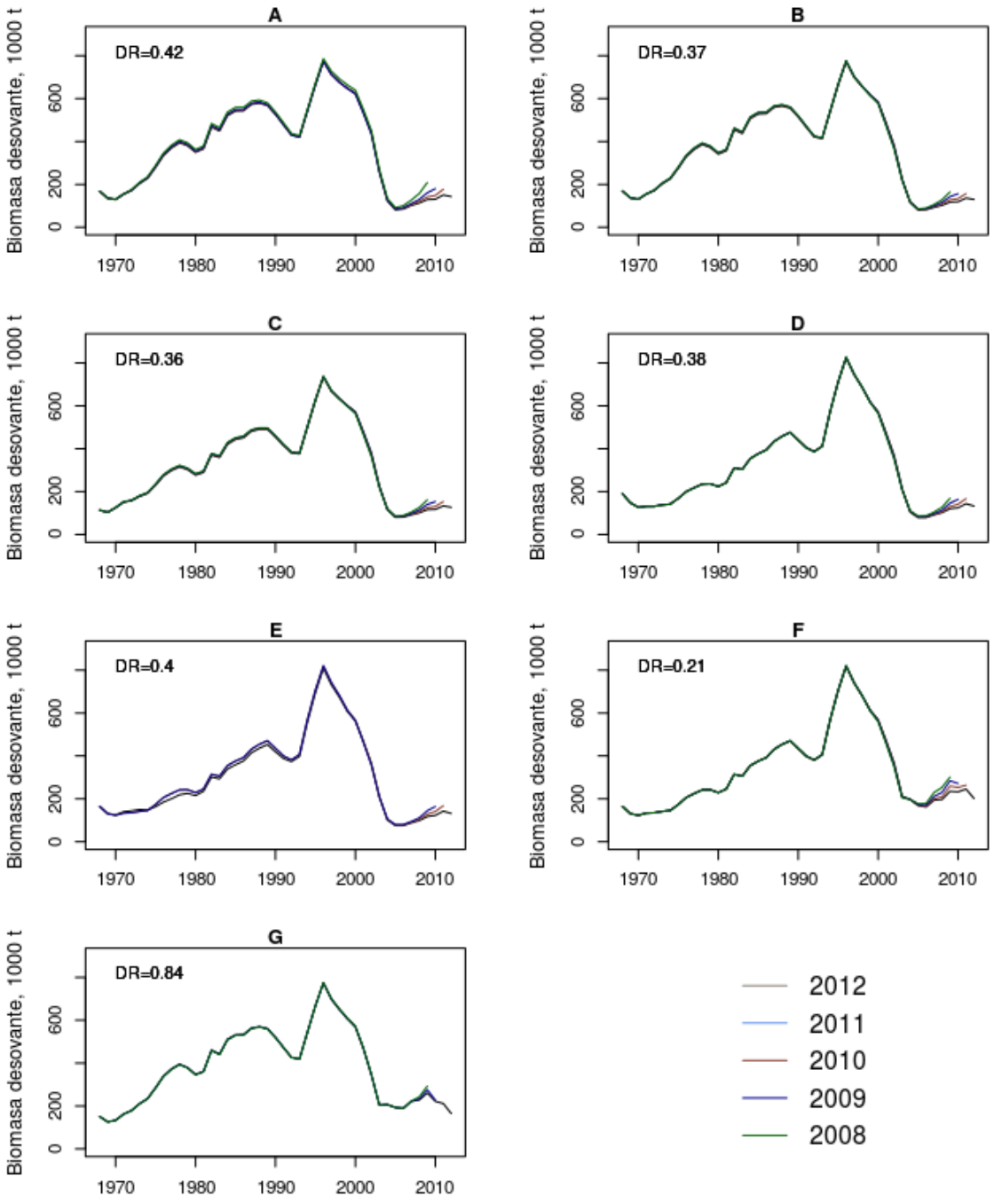


Figura 6. Análisis retrospectivo del modelo base en los siete casos descritos en la Tabla 3 e iniciando la evaluación del stock en 1968. Se indica el valor del estadístico *DR* (Mohn 1999) estimado en cada caso.

El caso F presentó el menor valor del estadístico *DR*, el que además exhibió la menor log-verosimilitud total en la **Tabla 4.** El resto de los casos exhibió valores similares de *DR* (**Figura 6**).

Tabla 4

Log-verosimilitudes marginales de las estructuras de edad de las capturas, el crucero de evaluación, la CPUE de la flota arrastrera y la biomasa estimada por medios acústicos en cinco casos del modelo base iniciando la evaluación en 1968.

	CASOS						
Comp.Verosimilitud	A	B	C	D	E	F	G
comp flota	8941.32	8939.85	8923.57	8775.98	8779.04	8767.05	8921.15
comp crucero	1301.63	1342.27	1348.73	1338.64	1339.88	1339.32	1337.66
cpue arrastre	0.59	0.61	0.67	0.77	0.83	0.77	0.61
biomasa crucero	56.73	55.06	51.23	57.72	57.49	57.84	45.69
Total	10300.27	10337.79	10324.2	10173.1	10177.24	10164.98	10305.12

En el caso G, en donde se estimó un componente de mortalidad natural adicional dependiente del tiempo sin incluir la CPUA de jibia en el modelo, los resultados muestran que la mortalidad natural se incrementó con posterioridad al año 2001, pero sugieren un mayor nivel al que se obtuvo para estos años cuando este componente de mortalidad se asume proporcional a la CPUA de jiba medida en el crucero de evaluación (**Figura 7**).

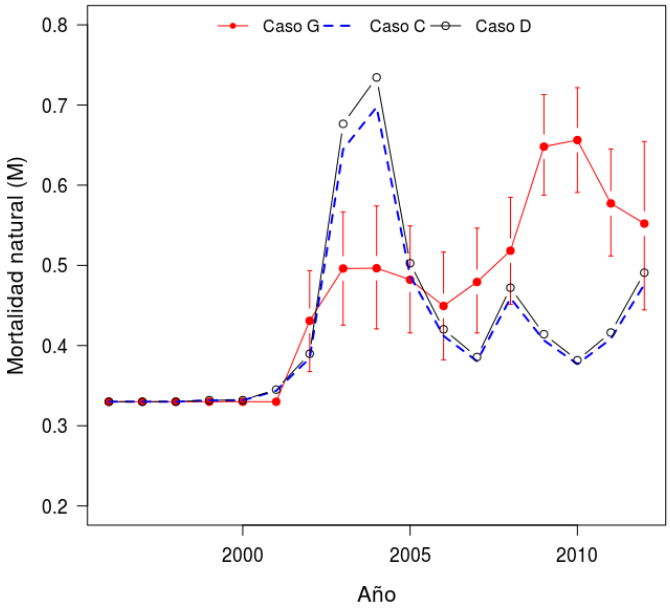


Figura 7. Mortalidad natural en los años 2001 a 2012 estimada en el Caso G, en donde se consideró un componente adicional que varió en el tiempo de acuerdo a una caminata aleatoria y mortalidad natural variable, estimada en los casos C y D, en donde se asume que el componente variable en el tiempo depende de la CPUA de jibia medida en el crucero de evaluación directa.

Referencias bibliográficas

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

Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.

A N E X O 6

Términos de Referencia.
Seminario/Taller Internacional de
Validación de modelos de evaluación
de stock.

Términos de Referencia

Seminario/Taller Internacional de Validación de modelos de evaluación de stock. "Seminary/Workshop on Stock Assessment Model Validation" (SSAMV)

Viña del Mar, 11, 12 y 13 de Diciembre 2012

Departamento de Evaluación de Recursos, IFOP, Chile.

1. Introducción.

El enfoque moderno de evaluación de stock exige el uso de diversos supuestos e hipótesis tanto respecto de los procesos poblacionales, datos, como de parámetros biológicos, pesqueros y estadísticos. Un modelo de la dinámica por ser una abstracción de la realidad puede dejar de lado aspectos importantes que en el extremo podrían conducir a una errónea interpretación de los resultados.

En el Seminario/Taller sobre "Validación de Modelos en Evaluación de Stock" se espera discutir sobre aquellos aspectos teóricos y metodológicos que debieran ser tomados en cuenta con el fin de reducir la incertidumbre relacionada con la evaluación de stock y el error de estimación. Entre los tópicos más importantes se destacan el uso de:

- Validación estadística (validación cruzada, análisis de residuales, etc)
- Análisis retrospectivos
- Elección de funciones de verosimilitud y estimación de ponderadores
- Estimación de parámetros biológicos dentro de la evaluación de stock (ej. mortalidad natural, steepness).
- Análisis y selección de los escenarios de evaluación
- El uso de la aproximación bayesiana o frecuentista (contrastes)
- Impacto de supuestos de modelos de selectividad
- Estimaciones de sesgo por simulación de procesos
- Horizonte de tiempo para la evaluación y proyección
- otras

2. Modalidad de participación

Los participantes deberán presentar breves trabajos (2-5 paginas) en los cuales se expongan de manera resumida temas puntuales de sus pesquerías/recursos y estén relacionados con la temática del seminario taller. Dependiendo del número de ponencias, se constituirá un comité editor para la selección/orientación de los trabajos.

3. Invitado Internacional

Mr. Chris Francis – NIWA - Nueva Zelanda

4. Preguntas claves

Sección 1: Validación estadística de modelos

- ¿Cual es el uso que debemos dar a las técnicas de validación de modelos estadísticos?
- ¿Podemos incorporar nuevas parametrizaciones al modelo a partir del desempeño de residuales?
- ¿Qué nos sugiere el análisis retrospectivo para mejorar el modelamiento?
- ¿Podemos elegir el modelo base a partir del criterio estadístico de selección de modelos?

Sección 2: Estimación de ponderadores y selección de modelos

- ¿Podemos excluir o seleccionar información a partir del desempeño de sus componentes de verosimilitud?
- ¿Podemos estimar y validar el coeficiente de variación de los índices de abundancia?

Sección 3: Estimación de parámetros

- ¿Cuándo estimar parámetros biológicos en un modelo de evaluación de stock?
- ¿Podemos hacer inferencia respecto del coeficiente de capturabilidad? ¿Cuándo pueden ser considerado resultados informativos?
- ¿Cómo seleccionar la mejor forma de un patrón de explotación?
- ¿Cómo evaluar el nivel de información contenida en los datos respecto de la estimación de parámetros? (bayes/frecuentista)

Sección 4: Simulación de procesos

- ¿Podemos concluir sobre el sesgo de estimación a partir de simulación de procesos?
- ¿Podemos reducir la incertidumbre de estimación considerando simulación previa de procesos?
- ¿Podemos validar un modelo de evaluación de stock considerando la simulación de procesos?
- ¿Podemos evaluar el desempeño de modelos alternativos a partir de simulación de procesos?

Sección 5: Contraste de hipótesis

- ¿Podemos realizar contraste de hipótesis en modelos de evaluación de stock?

Agenda propuesta

Seminario/Taller Internacional de Validación de modelos de evaluación de stock. "Seminary/Workshop on Stock Assessment Model Validation" (SSAMV)

Viña del Mar, 11, 12 y 13 de Diciembre 2012

Departamento de Evaluación de Recursos, IFOP, Chile.

Martes 11

9:00:9:30 Introducción, revisión de la agenda, elección de reporteros y presentación de participantes

9:30-10:30 Sección 1: Validación estadística de modelos

10:30-11:00 Pausa de Café

11:00-13:00 Seccion 1 (continuación)

13:00-14:30 Pausa de Almuerzo

14:30-16:00 Sección 2: Estimación de ponderadores y selección de modelos

16:00-16:30 Pausa de Café

16:30-18:00 Seccion 2 (continuación)

18:00 Término primer día

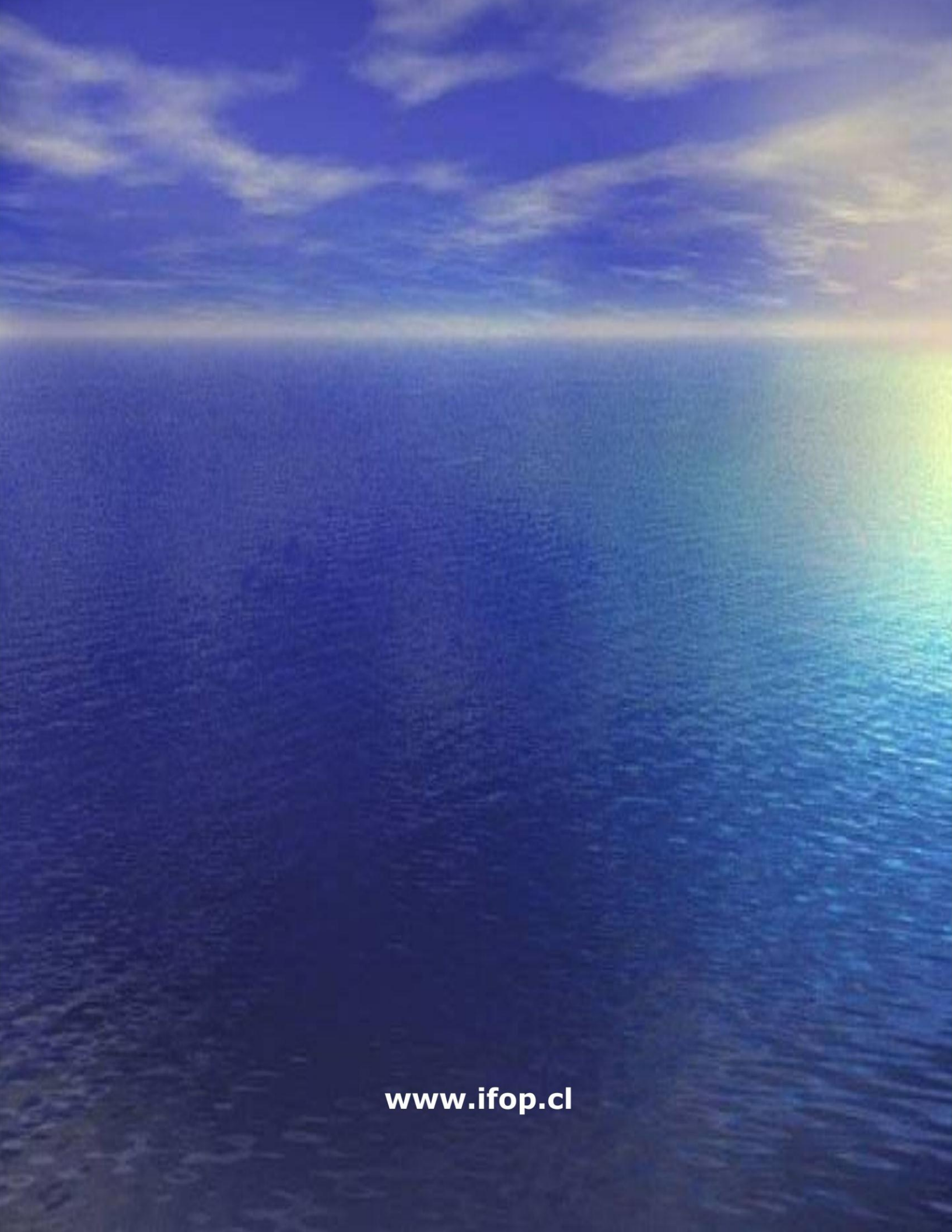
Miércoles 12

9:00-10:30	Sección 3: Estimación de parámetros
10:30-11:00	Pausa de Café
11:00-13:00	Seccion 3 (continuación)
13:00-14:30	Pausa de Almuerzo
14:30-16:00	Sección 4: Simulación de procesos
16:00-16:30	Pausa de Café
16:30-18:00	Seccion 4 (continuación)
18:00	Término segundo día

Jueves 13

9:00-10:30	Sección 4: Simulación de procesos (continuación)
10:30-11:00	Pausa de Café
11:00-13:00	Sección 5: Contraste de hipótesis
13:00-14:30	Pausa de Almuerzo
14:30-16:00	Seccion 5 (continuación)
16:00-16:30	Pausa de Café
16:30-17:30	Cierre Taller

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