INIDEP

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO PESQUERO

INFORME TÉCNICO OFICIAL

Número	Páginas
025	028

Dirección: DIRECCIÓN DE PESQUERIAS DE INVERTEBRADOS, PECES PELAGICOS Y AMBIENTE MARINO

Programa / Gabinete: Pesquerías de Peces Pelágicos

Fecha de aprobación: 01 AGO 2017

Actividad: PPEL 23. Estudio del rendimiento potencial de caballa.

DIAGNÓSTICO DE LA POBLACIÓN DE CABALLA AL SUR DE 39ºS MEDIANTE UN MODELO DE PRODUCCIÓN ESTRUCTURADO POR EDADES Y ESTIMACIÓN DE CAPTURAS BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLES EN EL AÑO 2017.

Citar Indicando la fuente. El contenido no debe ser reproducido total o parcialmente sin la expresa conformidad del INIDEP

SOLICITADO POR

Institución	Cargo

PREPARADO POR	PREPARADO POR	APROBADO POR
Firma: Nombre: BURATTI, CLAUDIO CESAR		Jefe de Programa / Gabinete
Firma: Nombre: ORLANDO, PAULA		Dr. MARCELO PAJARO A/C DIRECCION Pesquerías de Invertebrados, Peces Pelágicos y Ambiente Marino — Director de área
Firma: Nombre: GARCIARENA, A. DAVID		Director Nacional de Investigación
		Dr. OTTO C. WÖHLER DIRECTOR INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACION Y DESARROLLO PESQUERO INIDEP — Director del INIDEP

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Diagnóstico de la población de caballa al sur de 39ºS mediante un modelo de producción estructurado por edades y estimación de capturas biológicamente aceptables en el año 2017.

C.C. Buratti[1,2], P. Orlando[1], A.D. Garciarena[1]

[1] Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)
[2] Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP)

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Resumen

Se actualizó el ajuste de un modelo de producción estructurado por edades, que incluyó pulsos estacionales de explotación, del *stock* de caballa al sur de 39ºS. Se utilizaron datos del periodo 1990 - 2016 y el modelo se implementó mediante un código especial para un *software* de diferenciación automática (ADMB). El ajuste del mismo se efectuó con: (a) valores de abundancia de edades 3 a 10 (años 1996, 1997, 2000 y 2013) y de edad 2 (2012) derivados de campañas de estimación acústica; (b) rendimientos anuales; y (c) proporciones por edad en las capturas. La abundancia total de caballa a mediados de agosto de cada año habría variado entre 99.000 y 203.000 toneladas, promediando casi 155 mil toneladas, mientras que la biomasa de reproductores al 15 de noviembre habría alcanzado valores entre 78.000 t y 172.000 t, con una media de 125.000 t. Se determinaron puntos formales de referencia biológica mediante un análisis de biomasa reproductiva (*BR*) por recluta. El 60% de la que teóricamente se generaría en ausencia de pesca constituye un posible objetivo teórico (BRO = 89.000 t) y sería alcanzada si se aplicara la F_{60} = 0,32. Se estableció un valor límite, correspondiente a la F_{40} = 0,79 (*BRL* = 60.000 t), asumiendo reclutamientos iguales a la media de 278 millones de ejemplares. La *BR* actual se estimó en un nivel bastante superior al considerado como límite. Simulaciones efectuadas para pronosticar la posible evolución del *stock* y evaluar los riesgos biológicos de colapso si se aplicaran en el futuro diferentes tasas de mortalidad pesquera, permitieron estimar capturas que podrían ser biológicamente aceptables durante el año en curso (CBA 2017). Se utilizó como punto de partida la biomasa predicha por el modelo a inicios del último año con pesca (119.300 toneladas, con desviación estándar de 14.600). Los rendimientos pronosticados para el año 2017 variaron ampliamente de acuerdo con la tasa de explotación investigada, entre algo menos de 26.000 toneladas y hasta 55.000 t. La presente evaluación permite inferir que la situación del *stock* sureño de caballa continúa estable y por debajo de su potencial pesquero, y que una captura de 38.000 toneladas durante el año 2017 constituiría un riesgo menor para el futuro del *stock*. Dado que el último crucero de investigación se realizó en 2013 y existe incertidumbre asociada con las estimaciones directas de abundancia, se sugiere para el año 2017, con un criterio precautorio, una Captura Biológicamente Aceptable de 31.000 toneladas. Este valor ha sido establecido en los últimos tres años por el Consejo Federal Pesquero como Captura Máxima Permisible, con el objetivo de procurar un desarrollo gradual de la pesquería (Resol. CFP Nº 7/2014, 9/2015 y13/2016).

Introducción

En la actualidad, existe consenso entre los taxónomos en aceptar que cuatro especies conforman el Género Scomber: *S. colias, S. australasicus, S. japonicus* y *S. scombrus* (Collette, 2002; Collette *et al*., 2011 y Eschmeyer *et al*., 2017). Como fuera destacado por Buratti *et al.* (2016), una revisión taxonómica por análisis filogenético de la caballa argentina permitió identificar que la especie presente en el Atlántico sudoccidental es *S. colias* y no *S. japonicus* (Trucco y Buratti, 2016).

S. colias habita aguas templadas del océano Atlántico, mar Mediterráneo y mar Negro. En el Atlántico occidental lo hace desde Nueva Escocia hasta el sur de Argentina (Collette *et al*., 2011, Martins *et al*., 2013 y Eschmeyer *et al*., 2017).

Al sur de los 34ºS, dos efectivos o *stocks* con separación en los 39ºS han sido caracterizados mediante estudios genéticos, parasitológicos y morfométricos (Perrotta y Aubone, 1991; Perrotta, 1992; Cremonte y Sardella, 1997; Roldán *et al*., 2000). El efectivo sureño presenta una mayor explotación, producto de la actividad de las flotas fresquera de altura y costera que operan principalmente durante los meses de agosto a octubre (Garciarena *et al*., 2015 y 2016; Orlando *et al*., 2017). En cambio, el *stock* norteño es pescado por la tradicional flota de rada-ría durante fines de primavera e inicios de verano (Garciarena *et al*., 2015 y 16, Orlando *et al*., 2017).

En este informe se presentan los resultados obtenidos al ajustar, con el auxilio de distintas estimaciones independientes de abundancia, un modelo de producción con estructura de edades (Deriso *et al*., 1985; Hilborn, 1990) a la evolución histórica del efectivo de caballa al sur de 39°S. El diagnóstico es complementado con un análisis de riesgo por simulación, efectuado con el fin de medir la probabilidad de provocar situaciones no deseadas en el futuro, así como de determinar cuáles niveles de capturas se obtendrían con tasas de mortalidad pesquera biológicamente aceptables.

Materiales y métodos

1. Información utilizada

- Capturas comerciales por cuatrimestre y por año, entre 1991 y 2016, provenientes del efectivo ubicado al sur de 39ºS. Las mismas fueron provistas por el Centro de Cómputos del INIDEP (Tabla 1).
- Matrices de pesos medios por edad del *stock* en distintos momentos del año, cada una incluyendo los valores al 1º de enero y a mediados de los meses de agosto, septiembre y noviembre (Tabla 2). Los elementos de las matrices fueron derivados de información de muestreo de desembarque. La primera, con datos del año 2010 (Garciarena y Buratti, 2011), fue utilizada para representar los pesos individuales durante el periodo 1990 – 2011. La segunda matriz se estimó de muestreos efectuados en 2012 (Garciarena y Buratti, 2013) y se usó para ese año; la tercera, con datos de 2013 (Garciarena *et al*., 2014), fue utilizada para los años 2013 y 2014, la cuarta matriz contempló datos de 2015 y se utilizó para dicho año de estudio; y finalmente la quinta matriz contó con los datos de 2016 para el análisis del último año del periodo de estudio. De acuerdo con la estacionalidad de la pesca, los pesos medios por edad en las capturas fueron asumidos como iguales a los estimados al día 15 de septiembre de cada año. Los parámetros de crecimiento, estimados por Orlando *et al.* (2017), fueron: L_∞ = 516,5 mm; k = 0,17, t_o = -2,07 años y P_∞ = 934,3 gramos; considerando ambos sexos juntos.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

- Un patrón de explotación por edad (S_t), ingresado como constante durante todo el periodo de estudio y conformado por el siguiente vector: S_1 = 0,010; S_2 = 0,150; S_3 = 0,530; S_4 = 0,837; S_5 = 0,900; S_6 = 0,994; S_7 -S_{10} = 1,00 (Buratti *et al*., 2012 al 2016).
- Proporción (m_t) de ejemplares maduros por grupo de edad asumida constante en los distintos años: m_{t1} = 0,3; m_{t2} = 0,9 y $m_{t\geq 3}$ = 1,00 (Perrotta, 1995).
- Evaluaciones parciales directas de biomasa del efectivo sureño de caballa (Tabla 3). Estas correspondieron a estimaciones de abundancia de los grupos de edades 3 a 10 en las campañas que se efectuaron a mediados de agosto de 1996 y 1997, a inicios de septiembre de 2000 (Perrotta *et al*., 1999 y 2003), y a mediados de septiembre de 2013 (Buratti *et al*., 2014), así como a la estimación de la biomasa del grupo de edad 2 en el crucero de octubre de 2012 (Buratti *et al*., 2013b).
- Estimaciones de las proporciones de individuos capturados por grupo de edad y por año ($p_{t,y}$), de acuerdo con datos registrados en muestreos de desembarque de caballa en el puerto de Mar del Plata durante los años 2001, 2002, y 2007 a 2016 (Tabla 4). Debido a particularidades en el muestreo efectuado en 2014, la conversión de longitudes a edades de ese año se efectuó mediante la clave del año previo.
- Un valor de la tasa instantánea de mortalidad natural (*M*) igual a 0,38, que se asumió constante para todos los años y todas las edades, estimado por Perrotta *et al.* (1999) y utilizado en evaluaciones previas (Buratti *et al*., 2012 al 2016).

2. Modelo adoptado

El diagnóstico se realizó mediante un Modelo de Producción Estructurado por Edades (MPEE) implementado mediante un código especial para *AD Model Builder* (ADMB) versión 11.0 (http://admb-project.org), buscando que el modelo predijera tanto capturas totales anuales iguales o similares a las registradas durante el periodo 1991-2016, como proporciones por edad próximas a las observadas en los años donde se dispuso de esa información (Buratti *et al*., 2012 al 2016).

El ajuste fue auxiliado con estimaciones independientes de la abundancia parcial del *stock*, que fueron cotejadas con las estimaciones obtenidas del modelo para las mismas edades. Las estimaciones directas fueron:

- biomasas del conjunto de edades 3 a 10, estimadas en cruceros acústicos de investigación efectuados por el INIDEP en los años 1996, 1997, 2000 y 2013,
- biomasa del grupo de edad 2 en la campaña del año 2012.

2.1. Estacionalidad de las capturas

El carácter estacional de la extracción de caballa fue considerado mediante el cálculo de un factor especial constante para toda edad, denominado $\gamma(M)_y$, de acuerdo con Mertz y Myers (1996). Para ello, fue necesario agrupar las capturas por cuatrimestres (periodos igual a 0,333 de año) y calcular el factor como:

$$\gamma(M)_y = \frac{\sum_i Y_{i,y} \exp\{M * [(i-1)\ 0{,}333 + 0{,}333/2]\} \exp(-M)}{Y_y} \qquad [1]$$

donde M = 0,38 según ya se ha indicado, e $Y_{i,y}$ es la captura de caballa en toneladas registrada en el cuatrimestre *i*-ésimo (*i* = 1, 2, 3) del año *y*-ésimo, siendo Y_y el rendimiento anual total (Tabla 1, Fig. 5).

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

2.2. Condiciones iniciales

Se asumió una condición de equilibrio en ausencia de pesca a inicios de 1990, donde la estructura de edades se calculó de acuerdo con Punt y Japp (1994) como:

$N_{t,1990} = R_v * n_t$

$$n_t = \begin{cases} 1 & \text{para } t = 1 \\ exp(-M*(n_t - 1)) & \text{para } t = 2, 3, \ldots, 10 \end{cases} \quad [2]$$

donde R_v, el número de peces de edad 1, se calculó a partir del valor de la biomasa total en toneladas en ausencia de pesca ($B_{t,1990} = K$, la capacidad de carga del ambiente) aplicando la fórmula:

$$Rv = \frac{K}{\sum_{t=1}^{10} \overline{w}_t * n_t} \quad [3]$$

siendo $\overline{w}_t$ el peso medio por edad en enero de ese año.

La biomasa total en dicho estado virginal (K) fue un parámetro introducido en el modelo en logaritmo ($ln(K)$), limitado al intervalo $10{,}5 \leq ln(K) \leq 13{,}0$, esto es entre unas 36.300 y 442.400 toneladas, y estimado en la primera fase de minimización de la función objetivo.

La biomasa reproductiva en el año inicial, *BRV*, se calculó como el producto de los sobrevivientes al momento de máxima actividad reproductiva (a mediados de noviembre) por el peso de los individuos en ese momento ($\overline{w'}_t$) y por la proporción de maduros (m_t):

$$BRV = \sum_{t=1}^{10} N_{t,1990} * \exp\left(-\frac{10{,}5}{12}\right) * \overline{w'}_t * mt \quad [4]$$

2.3. Reclutamientos

Los valores de los parámetros α y β de la función de reclutamiento de Beverton y Holt (1957) se calcularon considerando la relación entre *BRV*, *Rv* y *h* (Punt y Japp, 1994):

$$\alpha = \frac{BRV\ (1-h)}{4\ h\ Rv}; \qquad \beta = \frac{5\ h - 1}{4\ h\ Rv} \quad [5]$$

donde *h* simboliza la "inclinación" (*steepness*) de la curva *stock* – recluta. Esta sería la proporción esperada de reclutamiento en caso de que el tamaño del efectivo reproductor se redujera a una proporción *r* (generalmente 0,2) del existente antes del inicio de la pesquería (Francis, 1992). Como en informes previos, el estimador de *h* fue tomado como el exponencial de *ln(h)*, que fue la cantidad resultante del ajuste del modelo. Este parámetro fue limitado al rango [-1,61, -0,01], equivaliendo a valores entre 0,2 y 0,99; y fue estimado en la primera fase de minimización de la función objetivo.

Los millones de reclutas en años sucesivos posteriores a 1990 fueron calculados a partir de la biomasa de reproductores supuestamente presentes a mediados de noviembre del año inmediato anterior (BR_{y-1}) y una versión estocástica, con errores de proceso log-normalmente distribuidos y con la debida corrección (por ej., Maunder y Deriso, 2003) de la función *stock* – recluta de Beverton y Holt:

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

$$N_{1,y} = \frac{BR_{y\text{-}1}}{\alpha + \beta\, BR_{y\text{-}1}} \quad * \ \exp\left(\Omega_y - 0{,}5 * \sigma_R^2\right) \qquad [6]$$

donde los valores de Ω_y, los residuales, se estimaron en la segunda fase de minimización, limitándose al intervalo [-1,096, 1,096]; y asumiendo que el desvío de los logaritmos de los reclutamientos, de acuerdo con informaciones previas, fue σ_R = 0,25, lo que equivalió a posibilitar desviaciones tan grandes como 1/3 y hasta 3 veces el valor teórico.

2.4. Dinámica del recurso

El número de ejemplares de los restantes grupos de edad a inicios de cada año, entre 1991 y 2016, se determinó mediante las expresiones siguientes, derivadas de la ecuación 7 de Mertz y Myers (1996):

$$N_{t,y} = \left[N_{t-1,y-1} \ - C_{t-1,y-1}\ \gamma(M)_{y-1}\ \exp(M)\right]\exp(-M)\ ; \qquad 2 \le t \le 10 \qquad [7]$$

donde $C_{t,y}$, la captura en millones de individuos de edad t durante el año *y-ésimo*, se calculó aplicando (Mertz y Myers, 1996, ecuación 14):

$$\hat{C}_{t,y} = \ N_{t,y}\ \left[\exp(-M)\ - \exp(-M - F_y\ S_t)\right] / \ \gamma(M)_y \qquad [8]$$

en la cual las tasas anuales de mortalidad por pesca (F_y) fueron estimadas por el ADMB en la primera fase de minimización de la función objetivo, con la restricción de estar comprendidas en el rango de 0,001 a 1,3.

Las capturas anuales totales en toneladas predichas por el modelo resultan simplemente:

$$\hat{Y}_y = \ \sum_{t=1}^{10}\left(\hat{C}_{t,y}\ \overline{w''}_{t,y}\right) \qquad [9]$$

representando $\overline{w''}_{t,y}$ los pesos medios por edad al 15 de septiembre (Tabla 2).

El número de ejemplares a mediados de agosto, cuando se realizaron las campañas de investigación de los años 1996 y 2000, se estimó de acuerdo con:

$$N_{t,y}^{ago} = \left[N_{t,y}\ \exp(-M\ 2/12) - C_{1,t,y}\right]\exp(-M\ 5{,}5/12) - C_{2,t,y}0{,}85 \qquad [10]$$

donde el factor 0,85 del último término surgió de asumir que el 85% de la captura del segundo cuatrimestre se obtiene entre el 1º de mayo y el 15 de agosto. Calculándose el número de ejemplares al 15 de noviembre, momento de máxima actividad reproductiva, como:

$$N_{t,y}^{nov} = \left[(N_{t,y}\ \exp(-M\ 2/12) - C_{1,t,y})\exp(-M4/12) - C_{2,t,y})\right]\exp(-M\ 4{,}5/12) - C_{3,t,y}0{,}8 \qquad [11]$$

lo cual requirió calcular previamente cada captura cuatrimestral, a partir de los valores de la Tabla 1, como:

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

$$C_{i,t\,y} = \hat{C}_{t,y}\ Y_{i,y} / Y_y \qquad [12]$$

Dos valores relevantes de biomasa (la abundancia total al inicio del año, BI_y y al 15 de agosto, B_y), se estimaron en la forma:

$$BI_y = \sum_{t=1}^{10} \left(\overline{w}_t\ N_{t,y} \right) \qquad [13]$$

$$B_y = \sum_{t=1}^{10} \left(w_t^{ago}\ N^{ago}_{t,y} \right) \qquad [14]$$

siendo $\overline{w}_t$ y w_t^{ago} el peso medio de cada edad *t* a inicios del año y al 15 de agosto, respectivamente (Tabla 2). Los índices de abundancia obtenidos a partir de las campañas de 2012 y 2013 hicieron necesario calcular la numerosidad predicha por el modelo de los individuos de edad 2 (año 2012) y de edad 3 a 10 (año 2013), así como los valores de biomasa hacia el 15 de septiembre, fecha aproximada de realización de ambos cruceros. Esto se realizó efectuando el promedio simple de las cantidades predichas a mediados de agosto y de noviembre.

Las proporciones de ejemplares capturados por edad estimadas por el modelo se calcularon como:

$$\hat{p}_{t,y} = C_{t,y} / \sum_{t=1}^{10} C_{t,y} \qquad [15]$$

y se cotejaron luego con las proporciones análogas $p_{t,y}$ derivadas de muestreos de desembarque (Tabla 4).

La biomasa total de reproductores (BR_y) considerada al 15 de noviembre fue:

$$BR_y = \sum_{t=1}^{10} \left(w_t^{nov}\ N^{nov}{}_{t,y}\ mt \right) \qquad [16]$$

donde m_t es la proporción de individuos de edad *t* que alcanzan la madurez en esa época del año, y w_t^{nov} es su peso medio.

2.5. Función de verosimilitud

El ajuste del modelo se llevó a cabo con información de los rendimientos totales anuales observados, con evaluaciones directas de biomasa total (grupos de edades 3 a 10 en las campañas de 1996, 1997, 2000 y 2013, y de edad 2 en 2012), así como con las proporciones por grupo de edad observadas en muestras de los desembarques de los años 2001, 2002, y 2007 a 2016. La función de verosimilitud estuvo integrada por cuatro términos aditivos, L_1 a L_4, siendo el logaritmo de la verosimilitud total, o función objetivo a minimizar por el ADMB:

$$-\ logLik = 50 * L_1 + L_2 + 12{,}5 * L_3 + L_4 \qquad [17]$$

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Los factores de las componentes L_1 y L_3 se escogieron subjetivamente, procurando que las magnitudes de los distintos términos fueran comparables.

Los rendimientos anuales en toneladas Y_y se asumieron distribuidos log-normalmente, siendo L_1 el término correspondiente a la log-verosimilitud negativa de los valores $\hat{Y}y$ predichos por el modelo:

$$-L_1 = \frac{\sum_{y=1991}^{2016}\left(\ln(Yy) - \ln(\hat{Y}y)\right)^2}{2\,\sigma_Y{}^2} \qquad [18]$$

donde la desviación estándar σ_Y se aproximó empleando el coeficiente de variabilidad de los rendimientos del periodo (Tabla 1, $C.V._Y$ = 0,827).

Para la distribución de las proporciones por edades ajustada a los datos de muestreo de desembarque se asumió una distribución multinomial, calculándose este término de log-verosimilitud L_2 como:

$$-L_2 = -n_{t,y} \sum_{y=1991}^{2016} \sum_{t=1}^{10} p_{t,y} \ln(\hat{p}_{t,y}) \qquad \text{para } y = 2001, 2002, 2007 \text{ a } 2016 \qquad [19]$$

asumiendo como constante e igual a 40 el "tamaño efectivo de muestra" ($n_{t,y}$) o mínimo número de individuos que integraron las muestras para determinar la estructura de edades (Francis, 2011). Este valor se obtuvo a partir del estimador teórico empleado por Gavaris e Ianelli (2002).

La biomasa B_y de los grupos de edad 3 a 10 estimada en los cruceros acústicos de 1996, 1997, 2000 y 2013, y del grupo de edad 2 en la campaña de 2012 (Tabla 3), se asoció a una misma distribución log-normal (varianza similar), cuya verosimilitud negativa fue:

$$-L_3 = \frac{\sum_{y=1991}^{2016}\left[\ln(By) - \ln(\hat{B}t_y)\right]^2}{2\,\sigma_B^2} \qquad \text{para } y = 1996, 1997, 2000, 2012 \text{ y } 2013 \qquad [20]$$

A partir del coeficiente de variabilidad de las estimaciones acústicas de biomasa (Tabla 3, $C.V.$ = 0,50), se aproximó la desviación estándar σ_B en escala logarítmica (Sampson y Yin, 1998):

$$\sigma_B = \sqrt{\ln(1 + CV^2)}$$

El cuarto término de la función objetivo fue una penalidad sobre los reclutamientos, planteada asumiendo para los mismos un desvío estándar σ_{N1} = 0,25, y calculada según la expresión (Maunder y Deriso, 2003):

$$-L_4 = \sum_{y=1991}^{2016} \ln(\sigma_{N1}) + \frac{(\Omega_y)^2}{2\,(\sigma_{N1})^2} \qquad [21]$$

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

2.6. Confiabilidad de las estimaciones

Finalizado el ajuste del modelo, se utilizó el procedimiento de cadenas de Markov mediante la técnica de Montecarlo (MCMC) para generar perfiles de verosimilitud de los parámetros y aproximar las distribuciones posteriores bayesianas. Se realizaron 2,5 millones de simulaciones, almacenándose una de cada 200, de: la capacidad de carga *K*, y los parámetros *h, α* y *β* de la función *stock* – recluta.

2.7. Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Un análisis de biomasa reproductiva por recluta (BR/N_1) se utilizó para determinar puntos formales de referencia biológica (Goodyear, 1993), considerándose:

- el valor promedio en el periodo 1991-2016 del parámetro de estacionalidad, $\gamma(M)$ = 0,903,
- el reclutamiento medio en el mismo periodo, $\left(\overline{N}_{1,1991-2016}\right)$= 278 millones de ejemplares,
- los valores medios entre 1991 y 2016 de las proporciones por cuatrimestre en las capturas Y_1/Y_y = 0,018; Y_2/Y_y = 0,267; e Y_3/Y_y = 0,715.

Luego, mediante la ecuación (8) se calcularon las capturas por edad; con la fórmula (7), los sobrevivientes de los grupos *t* >1 al comienzo de cada año; y aplicando las expresiones (11) y (16) se estimó el aporte de cada edad a la biomasa de reproductores.

Los PBR estimados fueron F_{60} y F_{40}, tasas de mortalidad pesquera que generan valores de biomasa desovante por recluta del 60% y 40% del valor no explotado, es decir de la BR/N_1 cuando $F=0$ (Clark, 1991; Francis, 1993; Mace, 1994). La biomasa de reproductores correspondiente a la F_{60} se eligió como **Punto Biológico de Referencia Objetivo (PBRO)**, mientras que la que se obtiene de aplicar la tasa F_{40} se adoptó como **Punto Biológico de Referencia Límite (PBRL).** Además de los mencionados valores de mortalidad por pesca escogidos como PBR, se calcularon otras tasas utilizadas frecuentemente en evaluaciones de peces dependiendo del objetivo perseguido: $F_{0,1}$; $F_{0,2}$; F_{35} y $F=M$ (Mace, 1994).

Valores de mortalidad por pesca en el rango F_{20} - F_{40} han sido destacados como umbrales de sobrepesca de reclutamiento y establecidos como PBRL (Mace y Sissenwine, 1993; Rosenberg *et al*., 1994). Por otra parte, con el fin de mantener un balance entre rendimientos y abundancia, Clark (2002) ha sugerido considerar como PBRO aquellos basados en mortalidades de F_{55} o F_{60}. Mace (1994) determinó que rendimientos próximos al máximo sostenible se alcanzan con valores de mortalidad por pesca en el rango F_{40} - F_{60}. En Chile, la explotación de peces pelágicos pequeños como la anchoveta (*Engraulis ringens*), la sardina española (*Sardinops sagax*) y la sardina común (*Strangomera bentincki*) se efectúa considerando como *proxies* de la F_{RMS}, tasas de F_{55} o F_{60} (*SUBPESCA, 2015*).

2.8. Proyecciones

Se simuló la evolución del efectivo analizando los riesgos biológicos de sobreexplotación ante distintas intensidades de pesca. El riesgo se definió como la probabilidad mayor o igual al 10% de que la biomasa de reproductores en el largo plazo cayese por debajo del 40% de la que existiría en ausencia de pesca ($BRLP < BR_{F40}$). El máximo valor de *F* que cumple esta condición fue considerado como la tasa de mortalidad pesquera de referencia (F_{ref}).

A partir de las estimaciones del modelo a inicios de 2016, se efectuaron proyecciones contemplando incertidumbre acerca de la biomasa actual, de su composición por grupos de edad, de los reclutamientos futuros y de la estacionalidad de la explotación. Se utilizaron del diagnóstico: el número de ejemplares por edad $N_{t,2016}$ (t = 1, 2,…10), el valor de biomasa total

COPIA ELECTRONICA INIDEP

($\hat{B}_{2016}$) y su desviación estándar (S_{B2016}). Se realizaron j = 1.500 simulaciones para cada uno de los 21 valores de F sometido a prueba, los cuales se mantuvieron constantes durante un periodo de proyección de 16 años (2017 - 2032). Luego, se promediaron las simulaciones (j = 1, 2, …, 1.500) para obtener medias por año de: rendimiento, abundancia de reproductores (BR), y probabilidad de que esta abundancia fuera inferior al punto de referencia límite, BR_{40}.

En cada simulación (j) el procedimiento fue:

- Asumir una distribución normal con media $\hat{B}_{2016}$ y desviación estándar S_{B2016} para generar aleatoriamente una biomasa total a inicios del último año con pesca ($B_{aleat,j}$), con la cual calcular nuevos valores de ejemplares por edad al inicio de ese año:

$$N_{t,2016,j} = \frac{N_{t,2016} * Baleat,j}{\hat{B}_{2016}} \qquad [22]$$

- Determinar la tasa de mortalidad $F_{2016,j}$ que hubiera rendido, a partir del nuevo vector de números por edad, las capturas efectivamente registradas durante ese año.

- Generar los reclutamientos ($N_{1,y,j}$) del año 2017 y siguientes, suponiendo una distribución log-normal, con los siguientes parámetros: media igual al logaritmo del reclutamiento promedio estimado por el MPEE, y desviación estándar aproximada por el coeficiente de variabilidad de los reclutamientos anuales estimados, esto es:

$$\sigma_{\ln N_1} \cong C.V.\left(N_{1,1991-2016}\right) \qquad [23]$$

- Simular valores aleatorios con distribución normal para el parámetro $\gamma(M=0,38)_{y,j}$, considerando la media y la desviación estándar observadas entre 1991 y 2016. De estos valores, calcular las proporciones por cuatrimestre en las capturas futuras atendiendo a las relaciones entre los valores observados de ambas variables (Figura. 6, ecuación 24).

- Calcular el resto de las cantidades que determinan la evolución y rendimiento del recurso (cantidad de ejemplares por grupo de edad al comienzo de cada año, biomasa de reproductores, capturas totales), aplicando las ecuaciones [6] a [16].

Resultados y discusión

Las capturas desembarcadas durante 2016 fueron inferiores a las del año previo (Figura 1); y estuvieron compuestas por ejemplares de menor longitud (Figura 2): en la última temporada el 70% de los mismos estuvieron comprendidos entre los 270 y 300 mm, mientras que en 2015 ese mismo porcentaje correspondió a individuos de entre 320 y 400 mm de longitud total (Garciarena *et al.* 2016; Orlando *et al*., 2017). Como es habitual en esta pesquería, las capturas se produjeron principalmente en el último tercio del año (Figura 3), descargándose durante septiembre, agosto y octubre 4.300 t, 2.500 t y 1.800 t, respectivamente (Figura 4). Los mayores rendimientos se obtuvieron en los rectángulos estadísticos 40-60 y 41-61 (Figura 5).

Las proporciones por cuatrimestre de las capturas en 2016 fueron 0,007; 0,237 y 0,757; mientras que las medias ponderadas por los rendimientos totales anuales fueron 0,018; 0,267 y 0,715, respectivamente.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Las relaciones entre la proporción de la captura anual tomada en cada cuatrimestre ($PC_{i,y,}$; i = 1 a 3) y el valor anual del parámetro (Figura 6) permitieron utilizar en las simulaciones las siguientes funciones:

$$\left.\begin{array}{ll} PC_{1,y} = 0 & \text{si } (PC_{2,y} + PC_{3,y}) = 1 \\ PC_{1,y} = 1 - (PC_{2,y} + PC_{3,y}) & \text{si } (PC_{2,y} + PC_{3,y}) < 1 \\ & \\ PC_{2,y} = 0 & \text{si } \gamma(M)_y > 0{,}9108 \\ PC_{2,y} = 7{,}561 - 8{,}11 * \gamma(M)_y & \text{si } 0{,}826 \leq \gamma(M)_y \leq 0{,}9108 \\ PC_{2,y} = 1 & \text{si} \gamma(M)_y < 0{,}826 \\ & \\ PC_{3,y} = 0 & \text{si } \gamma(M)_y < 0{,}786 \\ PC_{3,y} = -7{,}010 + 8{,}559 * \gamma(M_y) & \text{si } 0{,}786 \leq \gamma(M)_y \leq 0{,}9108 \\ PC_{3,y} = 1 & \text{si } \gamma(M)_y > 0{,}9108 \end{array}\right\} \quad [24]$$

El ajuste entre las estimaciones del modelo y los datos de captura nominal fue estrecho (Figura 7). Se observó una buena relación entre las biomasas de las distintas campañas y las estimadas por el modelo.

Las biomasas de los grupos de edades 3 a 10 entre 2007 y 2014 mostraron una tendencia estable en torno a las 110.000 t; sin embargo, en los últimos dos años presentó una leve declinación, cayendo por debajo de las 100.000 t (Figura 8). En el periodo 1990 – 2016, la biomasa de todos los grupos de edad al 15 de agosto habría variado entre 99.000 y 203.000 toneladas (promedio = 155.000 t; C.V. = 21%); y la de reproductores (al 15 de noviembre), entre 78.000 y 172.000 t (media = 125.000 toneladas; C.V. = 21%).

El ajuste entre las proporciones de capturas por edad estimadas por el modelo respecto de las observadas fue disímil entre años (Figura 9), pudiendo deberse a las dificultades halladas durante las determinaciones de edades en esta especie (Buratti *et al*., 2012 *et seq*.).

Los reclutamientos estimados a la edad 1, ajustados mediante el modelo de Beverton y Holt (Figura 10a), presentaron una gran variabilidad, con valores que oscilaron entre 102 y 498 millones de ejemplares, con un promedio de 278 millones. En la Figura 10 (b) se presenta la secuencia anual de los reclutamientos, donde puede observarse que al elevado reclutamiento del año 2014 le siguieron reclutamientos menores en 2015 y 2016. Los residuos estandarizados permitieron observar dos periodos con características diferentes (Figura 10c), donde el primero se destaca por reclutamientos menos favorables hasta el año 2003 y desde entonces, a excepción principalmente del año 2013, a reclutamientos más exitosos. En los últimos dos años, los reclutamientos estuvieron por debajo de la media.

De acuerdo con el análisis de biomasa desovante por recluta, la biomasa de reproductores generada por cada recluta, en ausencia de pesca, sería de unos 534 gramos. Las tasas de mortalidad por pesca F_{60}= 0,32 y F_{40}= 0,79 determinaron los Puntos Biológicos de Referencia Objetivo y Límite, respectivamente. Ambas, junto a otras tasas pesqueras que frecuentemente son consideradas para sugerir capturas, se presentan en la Tabla 5.

De sostenerse en el tiempo reclutamientos iguales al promedio (278 millones de ejemplares), las correspondientes biomasas absolutas de reproductores serían de 89.000 t (Biomasa objetivo) y de aproximadamente 60.000 t (Biomasa límite). La biomasa reproductiva estimada por el modelo a mediados de noviembre de 2016 fue de unas 103.200 t, bien por encima del límite mencionado, aunque inferior a la obtenida en el año previo (129.000 t).

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

La estimación de la biomasa a inicios del último año con pesca fue de 119.310 toneladas, con una desviación estándar de 14.600 t (C.V. = 12 %); y se utilizó como punto de partida de las proyecciones para analizar los riesgos asociados a las tasas vinculadas con los puntos de referencia.

Los perfiles de verosimilitud, así como las aproximaciones normales de los parámetros *k* (capacidad de carga) y *h, α* y *β* de la función *stock* – recluta, no mostraron grandes discrepancias con las distribuciones posteriores aproximadas por el procedimiento MCMC (Figura 11).

Las distintas tasas de mortalidad por pesca investigadas, entre ellas las que definen los puntos biológicos de referencia objetivo y límite, se presentan en la Tabla 5. De aplicarlas, se obtendrían rendimientos para el año 2017 en el rango de 26.000 t a 55.000 t. El mayor valor de *F* asociado a un riesgo del 10% de que la biomasa de reproductores a largo plazo caiga por debajo del valor límite (F_{ref}) fue igual a 0,49, el cual pronostica una captura de 38.000 toneladas para el año 2017 (Figura 12). De mantenerse esa tasa las capturas se estabilizarían en un par de años, de mantenerse esa tasa, en valores próximos a 20.000 t (Figura 13a), y la biomasa desovante en 75.000 t (Figura 13b). Este dato debiera ser significativo en función de dimensionar el potencial futuro de la pesquería y evitar peligros de sobre – capitalización.

Los resultados del presente análisis no distan demasiado de los obtenidos en 2015. La biomasa reproductiva en el último año con pesca, 2016, constituyó el 60% de la que existiría en ausencia de pesca (BRV), y la tasa instantánea de mortalidad por pesca fue prácticamente la mitad de la que establece el PBRO (F_{60}). Por ello, podemos destacar que el estado del efectivo sureño de caballa presenta una condición estable, con rendimientos por debajo de los que pudiera proporcionar esta pesquería. Sin embargo, no se ha avanzado en lograr reducir la incertidumbre asociada a la estimación acústica de abundancia. Para ello es necesario efectuar en agosto la campaña de investigación planificada anualmente, y que fue ejecutada por última vez en 2013.

Como se mencionó anteriormente, podrían obtenerse 38.000 t de caballa con un riesgo del 10% de provocar que la biomasa de reproductores a largo plazo caiga por debajo del valor límite. Sin embargo, debido a las distintas fuentes de incertidumbres destacadas en este informe y en trabajos previos (Buratti *et al*., 2014, 2015 y 2016), sugerimos con un criterio precautorio mantener para el año 2017 el valor de 31.000 toneladas establecido en años previos (Resol. CFP Nº 7/2014, 9/2015, 13/2016).

COPIA ELECTRONICA INIDEP

Tabla 1. Capturas nominales (toneladas) de caballa al sur de 39°S por cuatrimestre y año, y factor de estacionalidad anual $\gamma(M)y$ estimado. Periodo 1991 – 2016.

Año *y*	Cuatr. 1	Cuatr. 2	Cuatr. 3	*Yy*	$\gamma(M)y$
1991	21	0	221	243	0,920
1992	8	1.823	321	2.153	0,843
1993	82	457	3.781	4.320	0,923
1994	85	1.731	4.218	6.035	0,904
1995	28	4.599	5.632	10.259	0,888
1996	168	1.889	6.002	8.059	0,908
1997	110	3.707	5.051	8.868	0,889
1998	56	434	2.385	2.875	0,918
1999	22	4.376	2.142	6.540	0,863
2000	7	589	9.518	10.114	0,932
2001	130	37	3.177	3.344	0,929
2002	5	4.767	5.569	10.341	0,887
2003	54	17	309	380	0,904
2004	506	29	1.458	1.993	0,884
2005	46	22	306	374	0,906
2006	186	81	591	858	0,882
2007	164	516	7.212	7.891	0,927
2008	167	1.291	10.787	12.246	0,924
2009	83	290	11.408	11.780	0,934
2010	756	1.337	23.404	25.497	0,927
2011	820	12.339	13.406	26.565	0,880
2012	32	7.111	12.966	20.109	0,899
2013	200	3.552	13.846	17.597	0,914
2014	254	1.960	4.424	6.637	0,898
2015	117	6.508	9.623	16.248	0,892
2016	71	2.452	7.840	10.362	0,911

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Tabla 2. Matrices de pesos medios por grupo de edad (gramos) del efectivo sureño de caballa, correspondiente a cuatro periodos durante diferentes momentos del año.

Periodo 1990 – 2011				
Edad	1º de enero	15 de agosto	15 de septiembre	15 de noviembre
1	80,0	119,6	125,3	136,9
2	145,7	192,0	198,3	211,1
3	220,7	269,4	275,9	288,8
4	298,5	346,5	352,7	365,2
5	374,5	419,6	425,5	437,0
6	445,6	486,7	492,0	502,4
7	510,1	546,8	551,5	560,7
8	567,4	599,5	603,6	611,6
9	617,5	645,2	648,7	655,6
10	660,6	684,3	687,3	693,1
Año 2012				
Edad	1º de enero	15 de agosto	15 de septiembre	15 de noviembre
1	38,2	73,7	79,2	90,8
2	100,0	150,7	158,1	173,0
3	184,5	244,9	253,2	270,0
4	282,8	347,3	356,0	373,3
5	386,3	450,9	459,4	476,3
6	489,0	550,7	558,7	574,6
7	586,4	643,5	650,9	665,4
8	676,2	727,8	734,4	747,4
9	757,0	802,7	808,6	820,0
10	828,5	868,5	873,6	883,5
Año 2013				
Edad	1º de enero	15 de agosto	15 de septiembre	15 de noviembre
1	41,1	82,0	88,3	101,5
2	111,9	168,3	176,3	192,5
3	204,8	268,0	276,5	293,5
4	306,3	369,4	377,7	394,1
5	406,3	465,2	472,7	487,7
6	498,7	551,2	557,8	570,9
7	580,5	625,8	631,5	642,6
8	650,8	689,0	693,8	703,1
9	709,9	741,6	745,6	753,3
10	758,9	784,9	788,1	794,4

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Año 2015				
Edad	1º de enero	15 de agosto	15 de septiembre	15 de noviembre
1	36,4	74,9	81,0	93,8
2	103,9	159,8	167,8	184,2
3	196,7	261,8	270,7	288,6
4	302,1	369,6	378,6	396,4
5	409,7	474,9	483,4	500,2
6	512,6	572,6	580,3	595,5
7	606,6	660,0	666,8	680,1
8	689,9	736,3	742,1	753,6
9	762,0	801,6	806,5	816,3
10	823,4	856,7	860,8	869,0
Año 2016				
Edad	1º de enero	15 de agosto	15 de septiembre	15 de noviembre
1	23,3	50,9	55,4	64,8
2	72,3	114,5	120,7	133,3
3	143,0	193,9	201,0	215,2
4	225,9	280,2	287,5	302,0
5	312,8	366,4	373,5	387,4
6	397,8	448,1	454,6	467,4
7	476,9	522,5	528,4	539,9
8	548,3	588,6	593,7	603,8
9	611,2	646,1	650,5	659,1
10	665,5	695,3	699,1	706,4

Tabla 3. Estimaciones directas de la abundancia parcial de caballa (en toneladas) al sur de 39ºS, efectuadas mediante campañas de investigación. Años 1996, 1997, 2000 y 2013: biomasa de grupos de edades 3 a 10 ($B_{y3\text{-}10}$); año 2012: biomasa del grupo de edad 2 (B_{y2}).

Año *y*	Toneladas	Grupos
1996	77.175	$(By_{3\text{-}10})$
1997	133.900	$(By_{3\text{-}10})$
2000	47.796	$(By_{3\text{-}10})$
2012	44.057	(By_2)
2013	129.433	$(By_{3\text{-}10})$

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Tabla 4. Proporciones de individuos de caballa capturados por grupo de edad y año ($p_{t,y}$), según datos procedentes de muestreos de desembarque en el puerto de Mar del Plata.

Año *y*	*p1,y*	*p2,y*	*p3,y*	*p4,y*	*p5,y*	*p6,y*	*p7,y*	*p8,y*	*p9,y*	*p10,y*
2001	0,0002	0,0339	0,1174	0,0597	0,1422	0,1632	0,1242	0,1485	0,1487	0,0620
2002	0,0067	0,0124	0,3003	0,0734	0,1102	0,1459	0,1140	0,0944	0,1016	0,0411
…										
2007	0,0000	0,0724	0,3858	0,3930	0,0645	0,0487	0,0173	0,0183	0,0000	0,0000
2008	0,0051	0,1027	0,1131	0,4128	0,2625	0,0423	0,0359	0,0165	0,0091	0,0000
2009	0,0162	0,1487	0,1582	0,1821	0,3590	0,0927	0,0431	0,0000	0,0000	0,0000
2010	0,0002	0,2280	0,2726	0,1281	0,1266	0,1719	0,0571	0,0123	0,0032	0,0000
2011	0,0037	0,0696	0,3209	0,2537	0,2123	0,1129	0,0269	0,0000	0,0000	0,0000
2012	0,0009	0,0942	0,1443	0,3103	0,2606	0,1476	0,0393	0,0028	0,0000	0,0000
2013	0,0000	0,0842	0,1557	0,1863	0,3023	0,1721	0,0812	0,0182	0,0000	0,0000
2014	0,0011	0,0864	0,2472	0,2133	0,2480	0,1288	0,0614	0,0137	0,0000	0,0000
2015	0,0003	0,1656	0,1127	0,2992	0,2650	0,1187	0,0350	0,0036	0,0000	0,0000
2016	0,0030	0,0707	0,6442	0,0935	0,1000	0,0539	0,0283	0,0063	0,0000	0,0000

Tabla 5. Puntos Biológicos de Referencia determinados respecto del *stock* de caballa explotado al sur de 39º de latitud: valores de las tasas de mortalidad pesquera correspondientes. Puntos de Referencia, promedio a largo plazo de la biomasa de reproductores (*BRLP*), riesgo de que ésta sea inferior al límite establecido (*BRL*), captura susceptible de ser tomada como biológicamente aceptable en la próxima temporada de pesca (*CBA 2017*) y rendimiento predicho en el largo plazo (toneladas).

Tasa	Punto de Referencia	BRLP media	Riesgo BRLP < BRL	CBA 2017	Captura largo plazo
0,32	*BR Objetivo* = BR_{60}	89.900	0%	26.000	17.100
0,37	$F_{0,2}$	84.700	1%	30.000	18.300
0,38	$F = M$	83.900	2%	30.700	18.500
0,49	F_{ref}	75.400	10%	38.000	20.400
0,60	$F_{0,1}$	68.400	24%	44.700	21.500
0,79	*BR Límite* = BR_{40}	60.000	55%	55.000	23.000

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

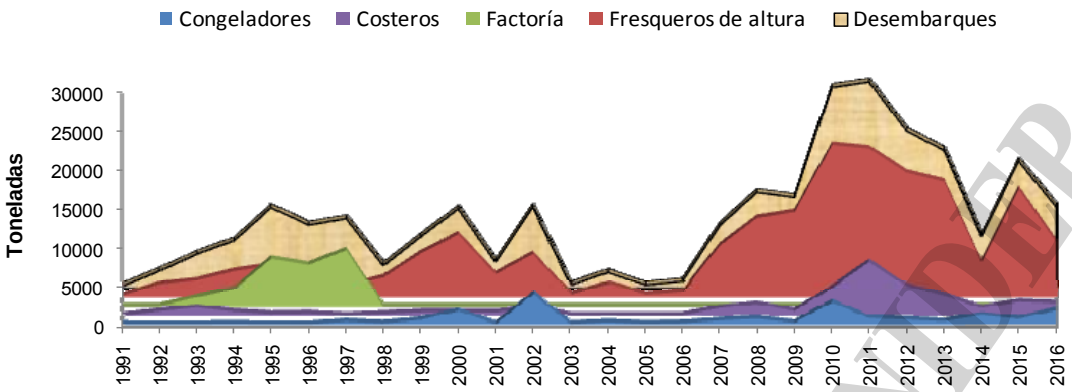


Figura 1. Desembarques de caballa por tipo de flota. Periodo 1991 - 2016.

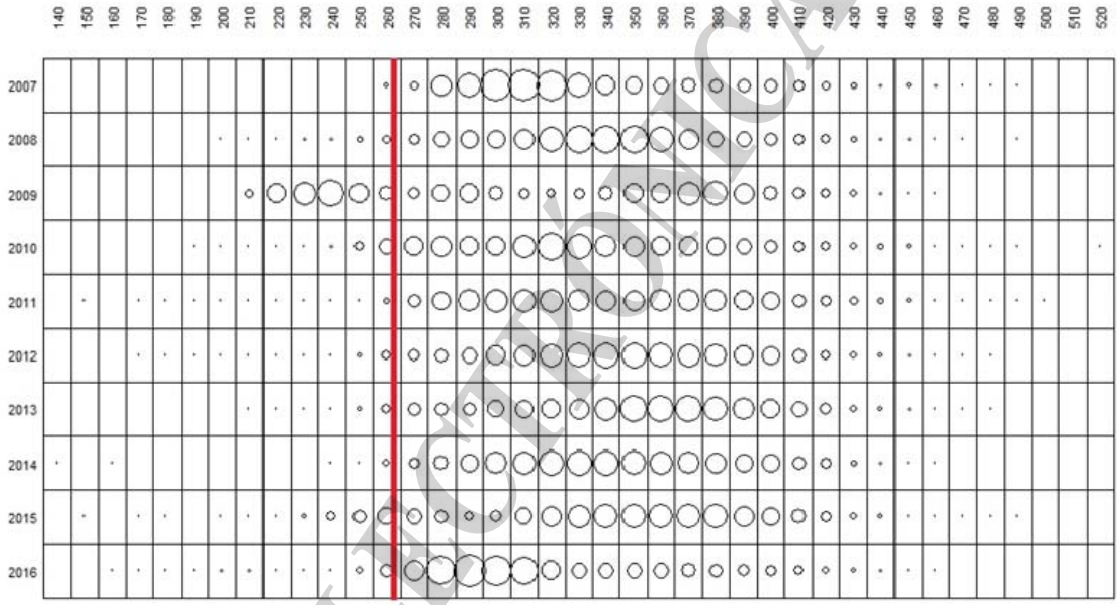


Figura 2. Desembarques de caballa por clase de longitud capturada al sur de 39°S. Periodo 2007 – 2016. La línea roja indica la longitud de primera madurez (26,8 cm según Perrotta *et al.*, 1990).

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

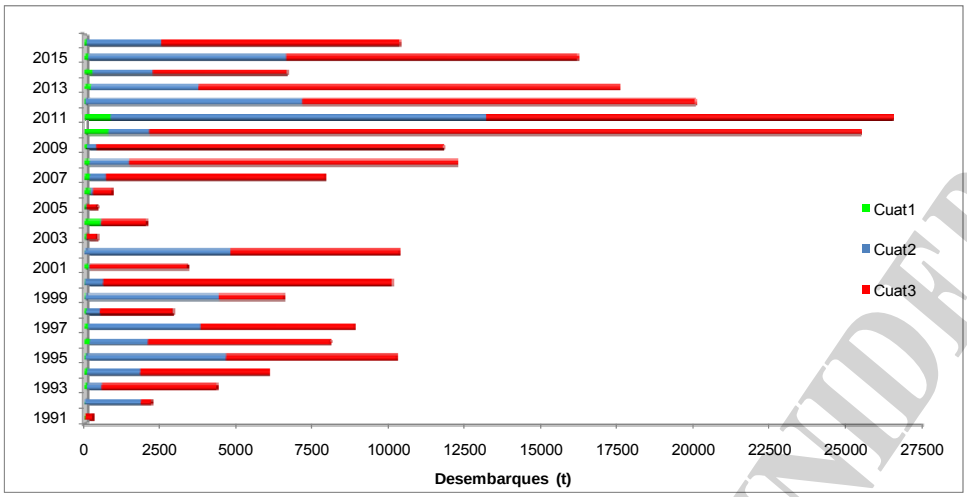


Figura 3. Desembarques por cuatrimestre del *stock* sureño de caballa. Periodo 1991 – 2016.

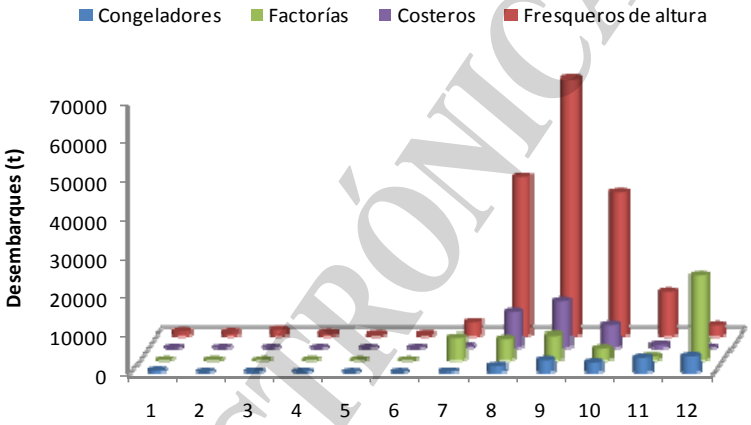


Figura 4. Desembarques mensuales acumulados de caballa capturada al sur de 39°S. Periodo 1991 – 2016.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

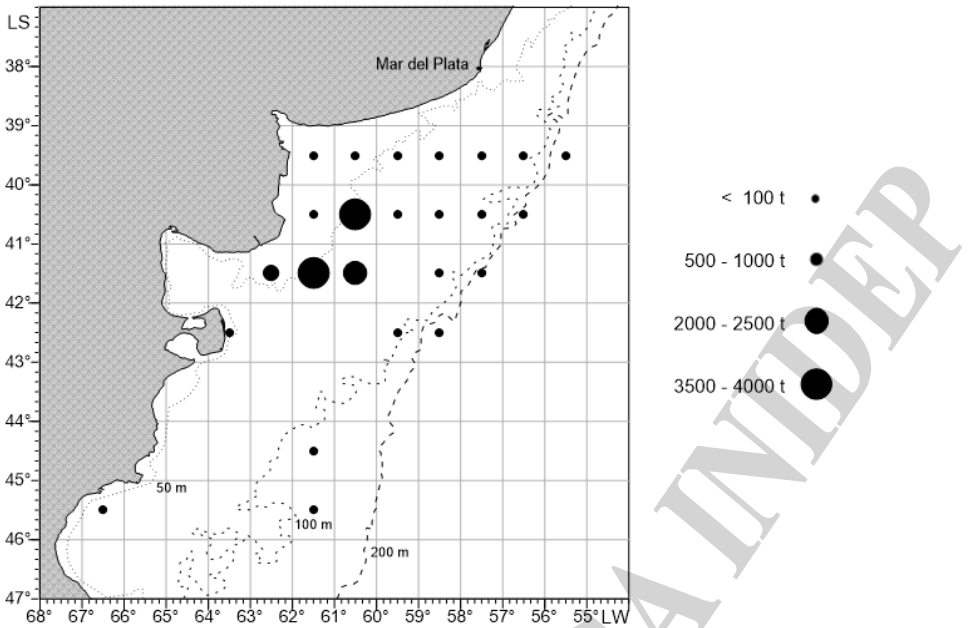


Figura 5. Capturas nominales de caballa por rectángulo estadístico al sur de 39ºS. Año 2016

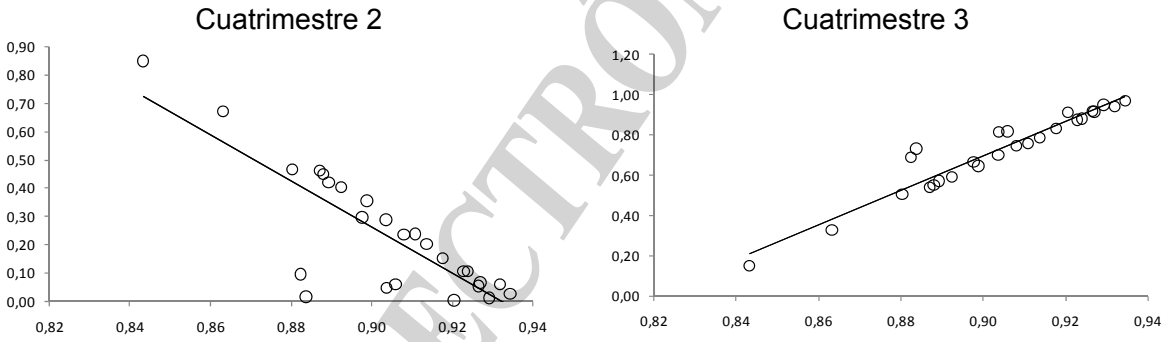


Figura 6. Proporciones de las capturas totales anuales de caballa obtenidas en el segundo y tercer cuatrimestre. Periodo 1991 – 2016, como función del parámetro $\gamma(M)y$ de pulsos estacionales de explotación (Mertz y Myers, 1996).

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

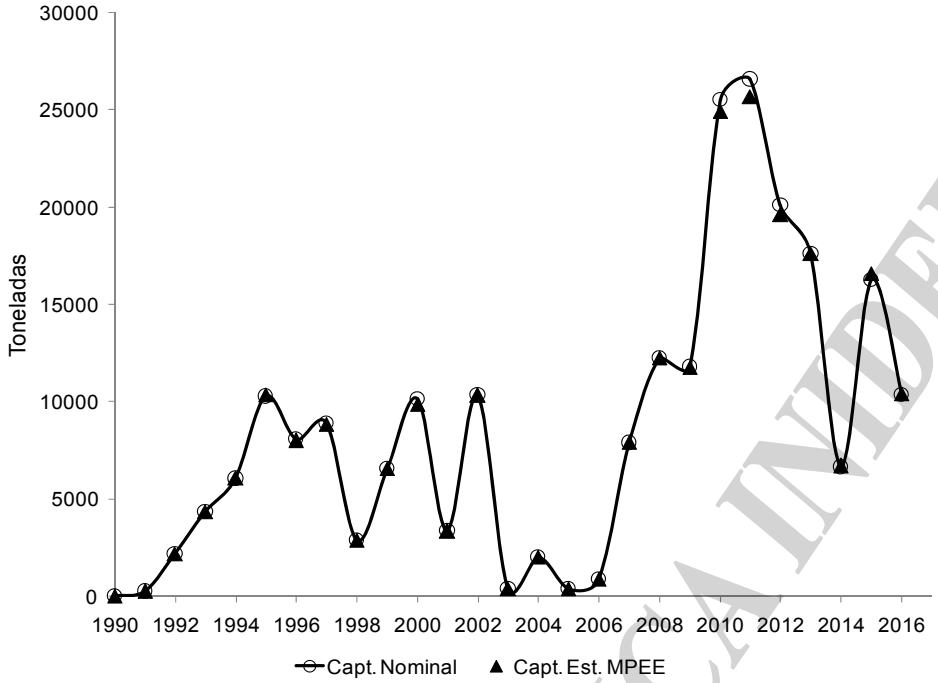


Figura 7. Ajuste del Modelo de Producción con Estructura de Edades a los datos de capturas nominales totales de caballa al sur de 39ºS. Periodo 1991 – 2016.

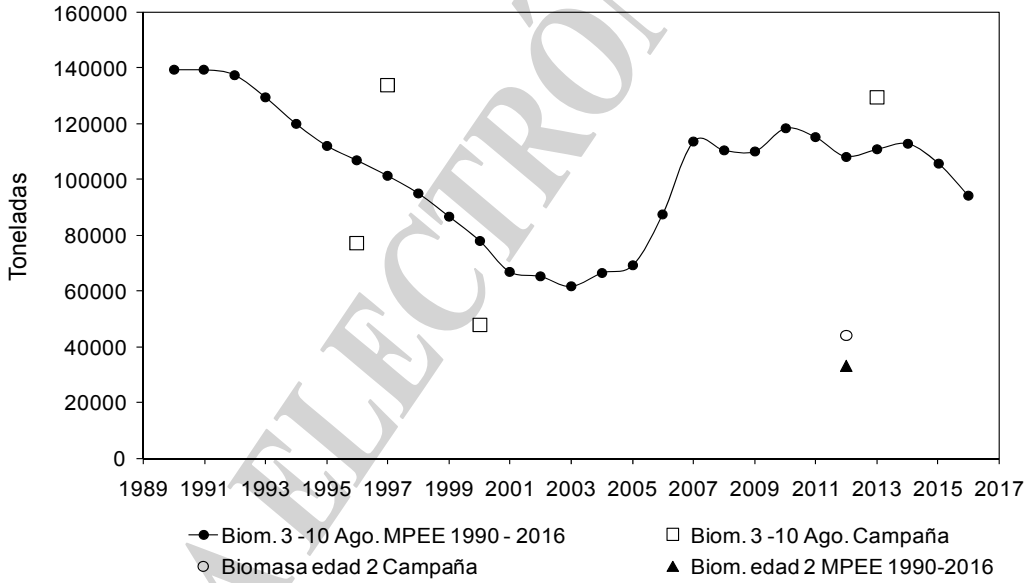
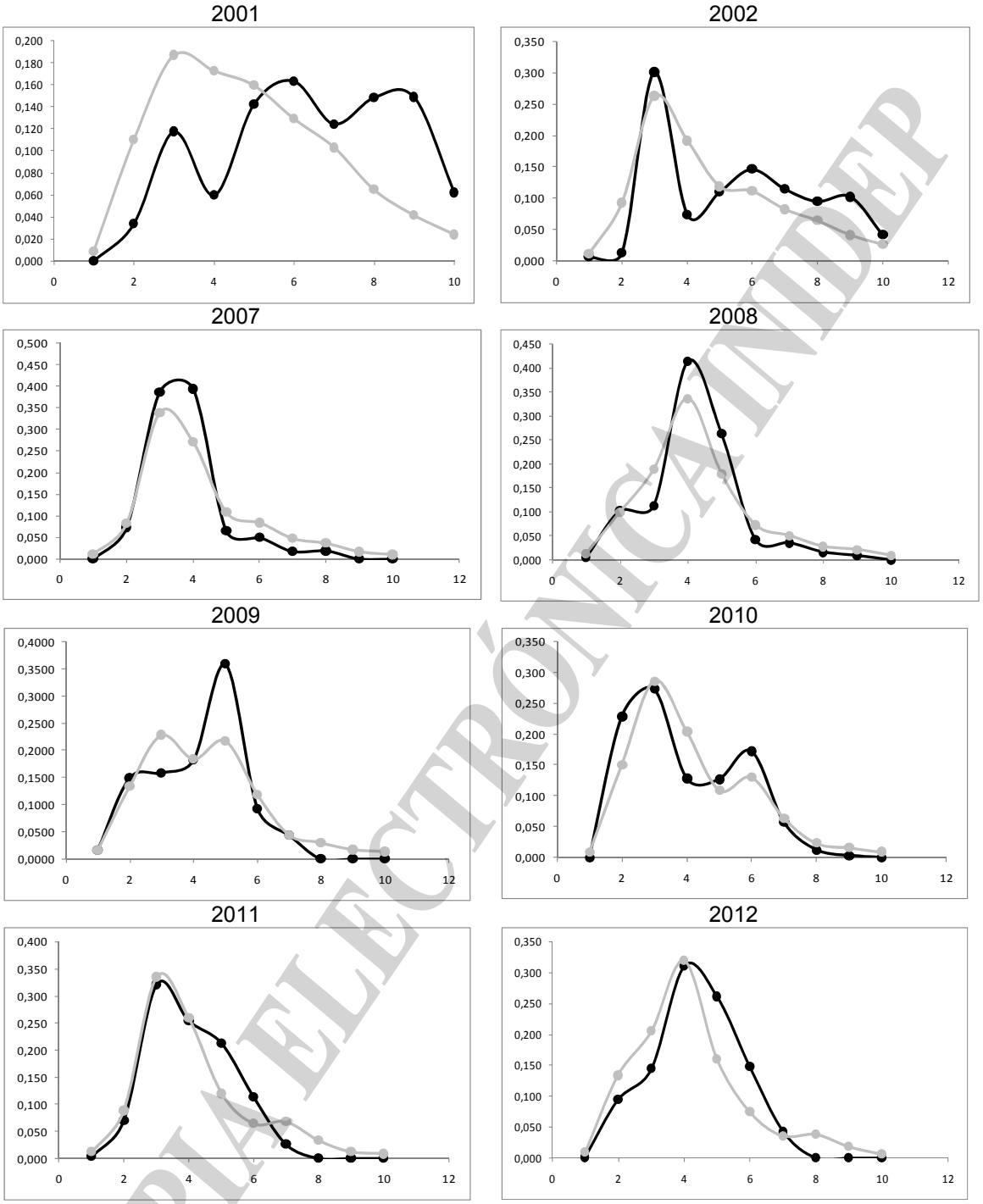


Figura 8. Relación entre las estimaciones de biomasa acústica (grupos de edad 3 a 10 obtenidas en los cruceros de investigación de agosto de 1996, 1997, 200 y 2013, y de edad 2 en la campaña de 2012), y las predichas por el Modelo de Producción para los grupos correspondientes.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP



COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

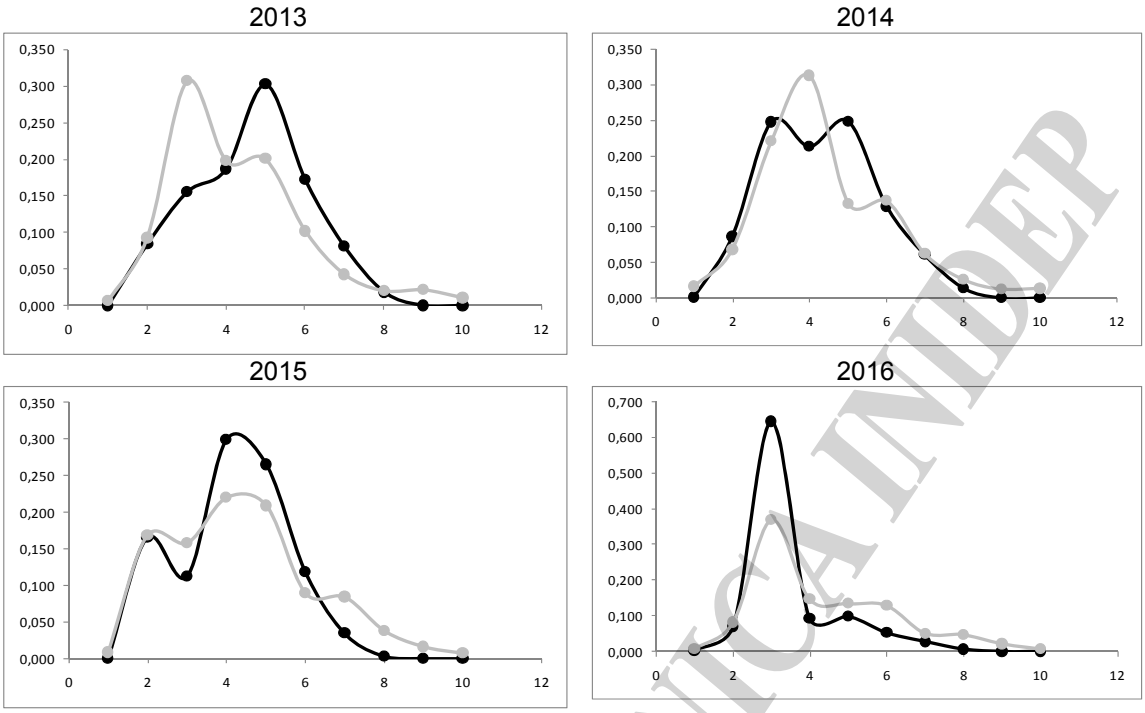


Figura 9. Proporciones de cada edad (1 a 10) en los desembarques anuales (líneas y círculos negros) y estimaciones del modelo ajustado (líneas y círculos grises) en los años 2001, 2002 y 2007 a 2016.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

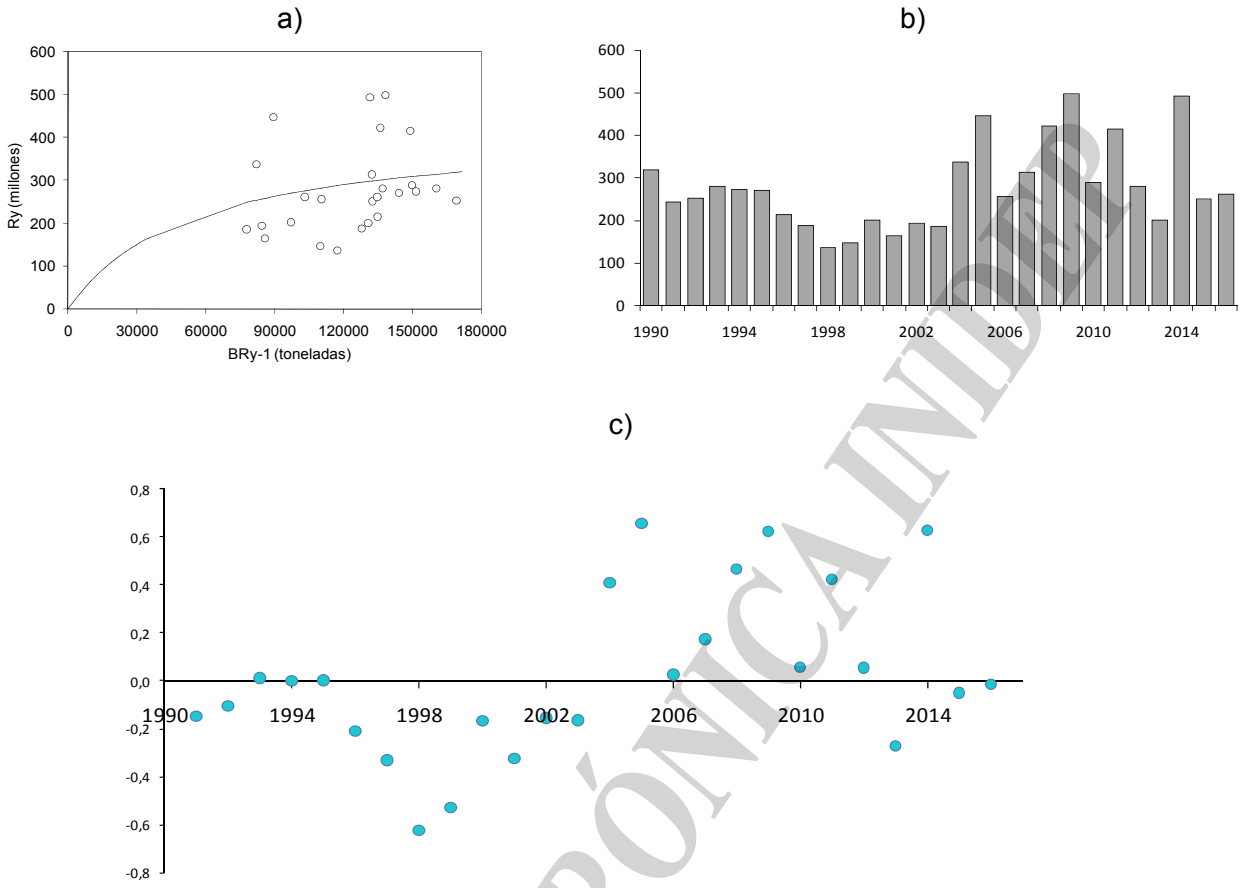


Figura 10. Estimaciones del modelo respecto al reclutamiento: a) ajuste de la relación teórica de Beverton y Holt entre la biomasa de reproductores y los reclutas a la edad 1, b) detalle por año de los reclutamientos a la edad 1 (en millones de ejemplares) y c) residuos estandarizados de la relación *stock*-recluta. Periodo 1990 – 2016.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

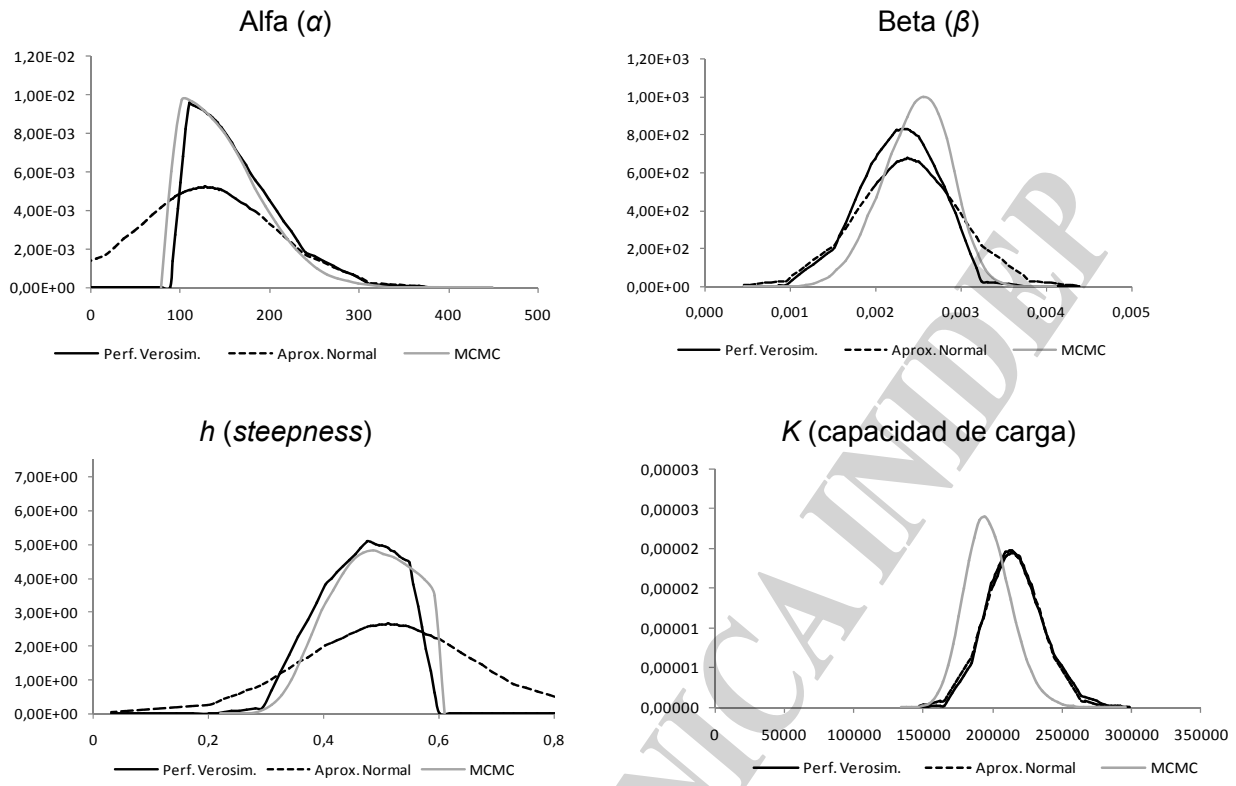


Figura 11. Perfiles de verosimilitud, aproximaciones Normales y aproximaciones por MCMC a las distribuciones posteriores de las estimaciones de distintos parámetros del modelo.

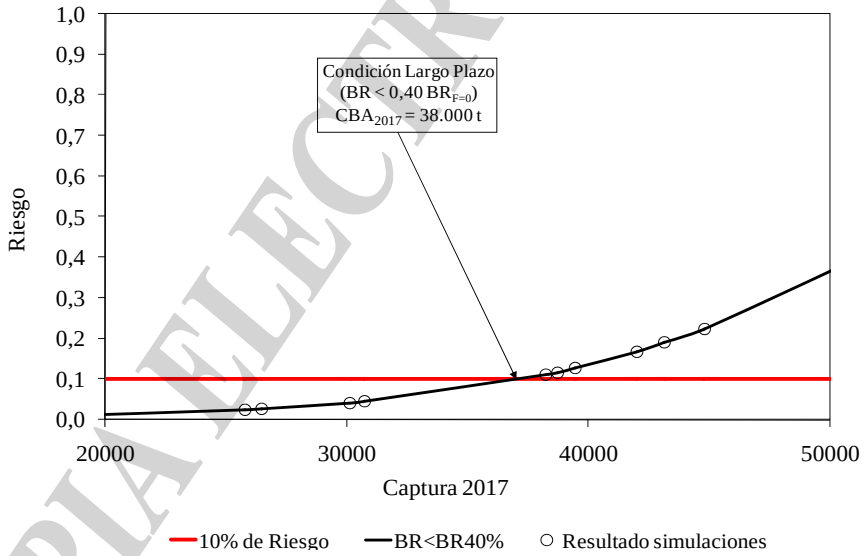


Figura 12. Curva de riesgo ajustada considerando que la Biomasa de Reproductores a Largo Plazo (BRLP) no sea menor al 40% de la Biomasa de Reproductores en ausencia de pesca. Se señala el punto que determina con un riesgo del 10% la captura biológicamente aceptable sugerida para el año 2017.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

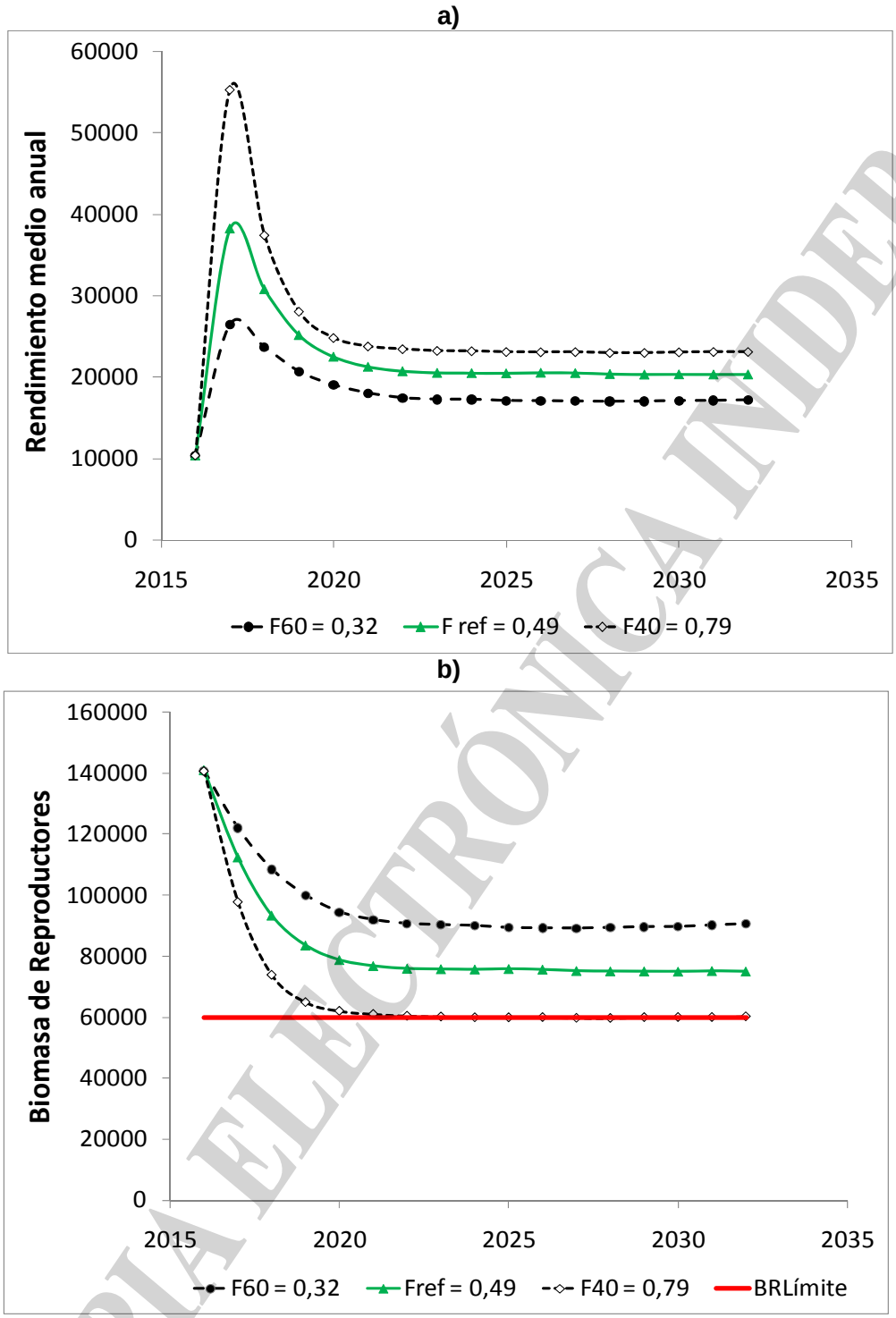


Figura 13. Evolución simulada de: a) las capturas y b) la biomasa anual de reproductores, (ambas en toneladas), de aplicarse diferentes tasas de mortalidad pesquera: posible nivel objetivo (F_{60}), posible nivel límite (F_{40}) y punto de referencia (F_{ref}) que rendiría la CBA_{2017} considerando un riesgo de 10%.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

Bibliografía

BEVERTON, R.J.H. & HOLT, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B. (2 Sea Fish), 19: 533 pp.

BURATTI, C.C. 2015. Identificación de *stocks* de caballa (*Scomber japonicus*) en el mar Argentino mediante técnicas de morfometría tradicional y geométrica. INIDEP Inf. Invest. Nº 98, 20 pp.

BURATTI, C.C.; GARCIARENA, A.D. & HANSEN, J.E. 2012. Diagnóstico de la población de caballa al sur de 39º S y recomendación de capturas biológicamente aceptables durante el año 2012. Inf. Téc. Of. INIDEP 21/12, 20 pp.

BURATTI, C.C.; GARCIARENA, A.D. & HANSEN, J.E. 2013. Estimación del estado actual del *stock* de caballa explotado al sur de 39º S y recomendación de capturas biológicamente aceptables durante el año 2013. Inf. Téc. Of. INDEP N° 13, 21 pp.

BURATTI, C.C.; HANSEN, J.E.; MADIROLAS, A.; CABREIRA, A.G. & GARCIARENA, A.D. 2013 b. Estimación directa de la biomasa y descripción de la estructura poblacional de caballa (*Scomber japonicus*) en el área de "El Rincón" durante octubre del año 2012. Inf. Téc. Of. INIDEP 03/13, 14pp.

BURATTI, C.C.; CABREIRA, A.G.; GARCIARENA, A.D.; HANSEN, J.E. & MADIROLAS, A. 2014. Estimación directa de la biomasa de caballa (*Scomber japonicus*) en el área de "El Rincón" durante septiembre del año 2013. Inf. Téc. Of. INIDEP N°03, 13pp.

BURATTI C.C.; ORLANDO, P.; GARCIARENA, A.D. & HANSEN, J.E. 2015. Evolución de la población de caballa al sur de 39ºS entre 1990 y 2014. Recomendaciones de capturas biológicamente aceptables para el año 2015. Inf. Téc. Of. INIDEP N°17, 22 pp.

BURATTI C.C.; ORLANDO, P.; GARCIARENA, A.D. Evaluación del stock de caballa al sur de 39ºS y recomendaciones de capturas para el año 2016. Inf. Téc. Of. INIDEP N°37, 30 pp.

CLARK, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aq. Sci., 48: 734 –750.

CLARK, W.G. 2002. F35% revisited ten years later. North American J. Fish. Manag. 22: 251–257.

COLLETTE, B.B. 2002. Perciformes: Scombroidei: Scombridae: Mackerels and tunas. En: CARPENTER, K.E. (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Rome: FAO: 1836-1848.

COLLETTE, B., AMORIM, A.F., BOUSTANY, A., CARPENTER, K.E., DE OLIVEIRA LEITE JR., N., DI NATALE, A., FOX, W., FREDOU, F.L., GRAVES, J., VIERA HAZIN, F.H., JUAN JORDA, M., KADA, O., MINTE VERA, C., MIYABE, N., NELSON, R., OXENFORD, H., TEIXEIRA LESSA, R.P. & PIRES FERREIRA TRAVASSOS, P.E. 2011. *Scomber colias*. The IUCN red list of threatened species 2011: HTTP://DX.DOI.ORG/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T170357A6767497.

CREMONTE , F. & SARDELLA, N.H. 1997. The parasitofauna of *Scomber japonicus* Hottuyn, 1782 (Pisces: Scombridae) in two zones of the Argentine Sea. Fish. Res. 31: 1-9.

DERISO, R.B.; QUINN, T.J. & NEAL, P.R. 1985. Catch age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42(4): 815 – 824.

ESCHMEYER, W. N., R. FRICKE, & VAN DER LAAN, R. 2017. Catalog of Fishes: Genera, Species, References. Electronic version (accessed 01/07/2017). (http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp).

FRANCIS, R.I.C.C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatam Rise, New Zealand. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49(5): 922 – 930.

FRANCIS, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessment, In: S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [ed]. Risk

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP

evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aq. Sci., 49 (5): 922 – 930.
FRANCIS, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries *stock* assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124 – 1138.
GARCIARENA, A.D & BURATTI, C.C. 2011. Análisis de los desembarques de caballa efectuados por la flota comercial en 2010. Inf. Téc. Of. INIDEP 18/11, 13 pp.
GARCIARENA, A.D & BURATTI, C.C. 2012. Análisis de los desembarques de caballa (Scomber japonicus) capturada al sur de 39ºS por la flota comercial durante 2011. INIDEP Inf. Téc. Of. Nº 08, 13 pp.
GARCIARENA, A.D & BURATTI, C.C. 2013. Análisis de la explotación comercial de caballa al sur de 39º S durante 2012 y estimación de parámetros poblacionales de interés biológico-pesquero. Inf. Téc. Of. INDEP N° 08, 13 pp.
GARCIARENA, A.D & BURATTI, C.C. 2015. Resultados de la pesca comercial de caballa durante el año 2014 y estimación de parámetros biológico-pesqueros de interés. Inf. Téc. Of. INIDEP N°14, 17 pp.
GARCIARENA, A.D.; BURATTI, C.C. & ORLANDO, P. 2014. Explotación de la caballa al sur de 39º S por la flota comercial durante 2013 y estimación de parámetros poblacionales de interés biológico-pesqueros. Inf. Téc. Of. INIDEP Nº10, 13 pp.
GARCIARENA, A.D.; BURATTI, C.C. & ORLANDO, P. 2016. Análisis de la pesca comercial de caballa durante el año 2015 y estimación de parámetros biológico-pesqueros de interés. Inf. Téc. Of. INIDEP Nº38, 13 pp.
GAVARIS, S. & IANELLII, J.N. 2002. Statistical issues in fisheries stock assessments. Scand. Jour. Stat. 29, 245–271.
GOODYEAR, C.P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In: S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard (ed.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 67-81.
HILBORN, R. 1990. Estimating the parameters of full age-structured models from catch and abundance data. Bull. Int. N. Pac. Fish. Comm., 50: 207-213.
MACE, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aq. Sci., 51:110-122.
MACE, P.M. & SISSENWINE, M.P. 1993. How much spawning per recruit is enough? In S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [eds.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. and Aq. Sci., 120:101-118.
MARTINS, M.M., SKAGEN, D., MARQUEZ, V., ZWOLINSKI, J. SILVA, A. 2013. Changes in the abundance and spatial distribution of the Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the pelagic ecosystem and fisheries off Portugal. Sci. Mar., Vol 77, No 4, 551-563.
MAUNDER, M.N. & DERISO, R.B. 2003. Estimation of recruitment in catch-at-age models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 1204-1216.
MERTZ, G. & MYERS, R.A. 1996. An extended cohort analysis: incorporating the effect of seasonal catches. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, 159-163.
ORLANDO, P.; GARCIARENA, A.D. y C.C. BURATTI. 2017. Composición en número, longitud y edad de las capturas comerciales de caballa en el año 2016 y estimación de parámetros poblacionales. Inf. Téc. Of. INIDEP N°17, 16 pp.
PERROTTA, R.G. 1992. Growth of Mackerel (*Scomber japonicus* Houttuyn, 1782) from the Buenos Aires-north Patagonian region (Argentine Sea). Sci. Mar., 56(1): 7-16.
PERROTTA, R.G. 1995. Caballa (*Scomber japonicus*). Muestreo de desembarque en el puerto de Mar del Plata (38º S-57º 30'W). Temporada de pesca 1991/92 y 1992/93. Ser. Inf. Téc. INIDEP, 4, 22 pp.
PERROTTA, R.G. & AUBONE, A. 1991. De nuevo sobre la morfometría de la caballa (*Scomber japonicus*). Frente Marít., 8 (A): 37-42.

COPIA ELECTRONICA INIDEP

PERROTTA, R.G.; MADIROLAS, A.; VIÑAS, M.D.; AKSELMAN, R.; GUERRERO, R.; SANCHEZ, F.; LOPEZ, F.; CASTRO MACHADO, F. & MACCHI, G. 1999. La caballa (*Scomber japonicus*) y las condiciones ambientales en el área bonaerense de "El Rincón" (39º-40º30'). Agosto, 1996. INIDEP Inf. Téc., 26, 29 pp.

PUNT, A.E. & JAPP, D.W. 1994. *Stock* assessment of the kingklip *Genypterus capensis* off South Africa, South Afr. J. Mar. Sci., 14:1, 133-149.

ROLDAN, M.I.; PERROTTA; R.G.; CORTEY, M. & PLA, C. 2000. Molecular and morphologic approaches to discrimination of variability patterns in chub Mackerel, *Scomber japonicus*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 253: 63-74.

ROSENBERG, A.; MACE, P.; THOMPSON, G.; DARCY, G.; CLARK, W.; COLLIE, J.; GABRIEL, W.; MACCALL, A.; METHOT, R.; POWERS, J.; RESTREPO, V.; WAINWRIGHT, T.; BOSTFORD, L.; HOENIG, J. & STOKES, K. 1994. Scientific review of definitions of overfishing in U.S. Fishery Management Plans. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-17. 205 pp.

SAMPSON, D.D. & YIN, Y. 1998. A Monte Carlo Evaluation of the *Stock* Synthesis Assessment Program. Fishery *Stock* Assessment Models, Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98-01: 315-338.

SUBPESCA. 2017. Subsecretaría de Pesca de Chile. http://www.subpesca.cl.

TRUCCO, M.I. & BURATTI, C.C. 2016. Revisión taxonómica por análisis filogenético de la caballa argentina *Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782). INIDEP Inf. Invest. Nº 18, 13 pp.

COPIA ELECTRÓNICA INIDEP