

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION**  
**COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Stock Assessment Report 14

Informe de Evaluación de Stocks 14

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2012**

**CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2012**

La Jolla, California

2014



## **INTRODUCTION**

Stock Assessment Report 14 consists of the following background documents, prepared for the 4th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 29 April-03 May 2013.

## **CONTENTS**

1. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder .....	3
2. Analysis of large-scale spatial patterns in yellowfin tuna catch data from purse-seine and longline fisheries <i>by</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva .....	19
3. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder .....	31
4. Analysis of Japanese longline operational-level catch and effort data for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Hiroaki Okamoto and Mark N. Maunder .....	186
5. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder.....	217
6. Status of sailfish in the eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future <i>by</i> Michael G. Hinton and Mark N. Maunder .....	224
7. Reference points and harvest rate control rules <i>by</i> Mark N. Maunder and Richard B. Deriso.....	252
8. Kobe II strategy matrix for the bigeye and yellowfin tuna stocks of the eastern Pacific Ocean in 2012 <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva.....	259

## **INTRODUCCIÓN**

El Informe de Evaluación de Stocks 14 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 4<sup>a</sup> reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 29 de abril-03 de mayo de 2013.

## **ÍNDICE**

1. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2012 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	16
2. Análisis de los patrones espaciales de gran escala en los datos de captura de atún aleta amarilla de las pesquerías de cerco y de palangre <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva .....	28
3. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2012 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	156
4. Análisis de datos de captura y esfuerzo de patudo de la flota palangrera japonesa el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Hiroaki Okamoto and Mark N. Maunder.....	212
5. Indicadores actualizados de la condición de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder .....	221
6. Condición del pez vela en el Océano Pacífico oriental en 2011 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Michael G. Hinton and Mark N. Maunder .....	238
7. Puntos de referencia y reglas de control de tasa de extracción <i>por</i> Mark N. Maunder y Richard B. Deriso.....	255
8. Matriz estratégica Kobe II para las poblaciones atunes patudo y aleta amarilla del Océano Pacífico oriental en 2012 <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva.....	269

# STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2012 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

**Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder**

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.23b) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. This model is the same as that used in the previous assessment ([IATTC Stock Assessment Report 13](#)).

Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. The purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The majority of the catch in the EPO is taken in purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and unassociated schools. The movements of tagged yellowfin are generally over hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although there is some genetic evidence for local isolation. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality ( $F$ ), and stock structure. The assessment for 2012 is identical to that of 2011 except for new and updated data. The staff performed substantial investigative analyses in preparation for the external review of its assessment of yellowfin tuna, held in October 2012. The review resulted in a series of recommendations (Document [SAC-04-INF A](#)), which will be incorporated in an updated model for future assessments.

The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2012. New or updated longline catch data are available for China (2009, 2011), Chinese Taipei (2010-2011), Japan (2009-2011), Korea (2011), the United States (2010-2011), and Vanuatu (2005-2011). Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2012. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2008-2011). New surface-fishery size-composition data for 2012 were added. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2006-2011). For fisheries with no new data for 2012, catches were assumed to be the same as in 2011.

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses indicate that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2011) (Figure 1). The recruitments for 2010 and 2011 were estimated to be below average. The most recent recruitment (2012) was estimated to be above average, but this estimate is highly uncertain. As in previous assessments, a retrospective pattern is evident in the estimation of most recent recruitments. The wide confidence intervals of the estimate of recent recruitment, combined with this retrospective pattern, result in uncertain estimates of recent biomass. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and this is probably an artifact of the apparent regime shifts.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary

substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

Substantial levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO (Figure 2). These levels are highest for middle-aged yellowfin. Historically, the dolphin-associated and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. In more recent years, the impact of the floating-object fisheries has been slightly greater than that by unassociated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years (Figure 3).

The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to that of the unfished population; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during 1977-1983, coinciding with the low productivity regime, but above that level during most of the following years, except for the recent period (2005-2007 and 2010-2012) (Figure 4). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2013 was estimated to be 0.22, below the MSY level (0.26). The recent SBR levels (2011-2012) estimated by the current assessment are more pessimistic than those produced by the previous assessment, which indicated a sharp decline in the levels of spawning biomass since 2009 followed by an increase in 2011 ([IATTC Stock Assessment Report 13](#)). In the current assessment, the recent SBR levels off. This result is due to an increase in the fishing mortality levels for middle-age yellowfin tuna since 2009, which is estimated by the current assessment (Figure 2). The effort is estimated to be at the level that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries) (Figures 5a and 5b), and recent catches are at that level (Table 1). It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is flat around the MSY level (Figure 6). Therefore, moderate changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Reducing fishing mortality below the MSY level would result in only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. In addition, if management is based on the base case assessment (which assumes that there is no stock-recruitment relationship), when in fact there is such a relationship, there would be a greater loss in yield than if management is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is no relationship (Figure 6).

The MSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

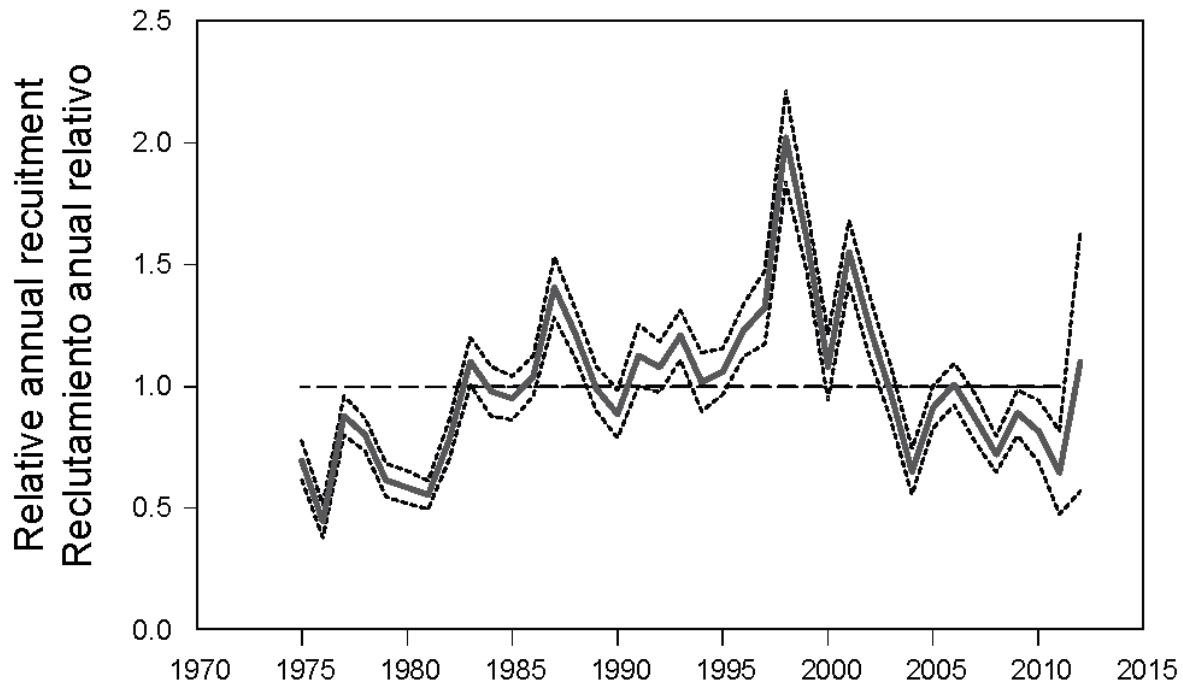
The MSY has been stable during the assessment period (1975-2012) (Figure 7), which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY level.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current effort is estimated to be above the MSY level (Table 1). Previous assessments have indicated that the status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish, and more pessimistic results are obtained when larger values are assumed for this parameter. At current (2010-2012) levels of fishing mortality and average levels of recruitment, the spawning biomass is predicted to increase slightly and remain at the MSY level (Figure 4). However, the confidence intervals are wide, a retrospective pattern exists in recent recruitment, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. In addition, the spawning biomass is predicted to remain below the MSY level if a stock-recruitment relationship is assumed (Figure 5). Fishing at  $F_{MSY}$  (as well as fishing at recent effort levels) is predicted to both increase the spawning biomass (Figure 4) and the catches (Figure 8)

under the assumption of average recruitment and no stock-recruitment relationship (base case). Fishing at recent effort levels is predicted to produce slightly lower catches if in fact such a relationship exists (Figure 8).

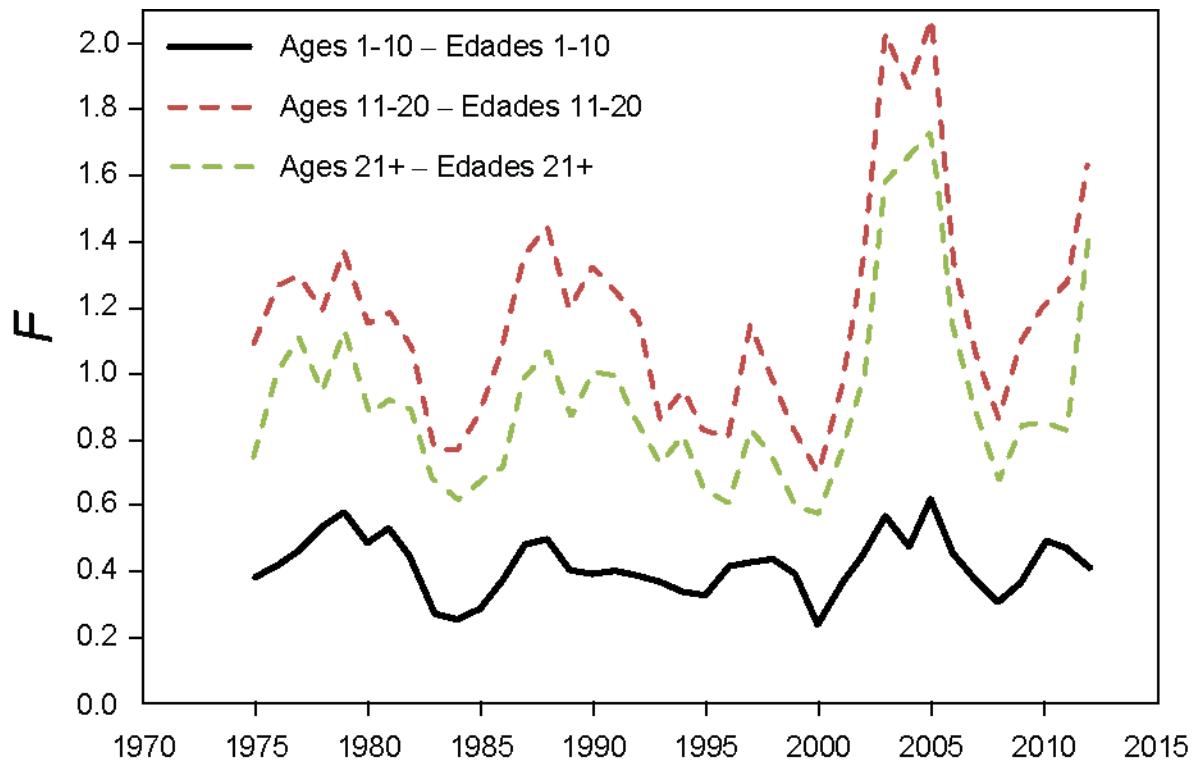
### **Key Results**

1. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the MSY levels and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have recently switched from a high to an intermediate productivity regime.
2. The recent fishing mortality rates are at the MSY level, and the recent levels of spawning biomass are estimated to be below that level. As described in [IATTC Stock Assessment Report 13](#) and previous assessments, these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish, and the assumed levels of natural mortality. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for the average size of the older fish, and if lower rates of natural mortality are assumed for adult yellowfin;
3. The recent levels of spawning biomass predicted by the current assessment are more pessimistic than those from the previous assessment ([IATTC Stock Assessment Report 13](#)). This result is due to a recent increase in the fishing mortality levels for middle-age yellowfin tuna since 2008 which is estimated by the current assessment.
4. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.



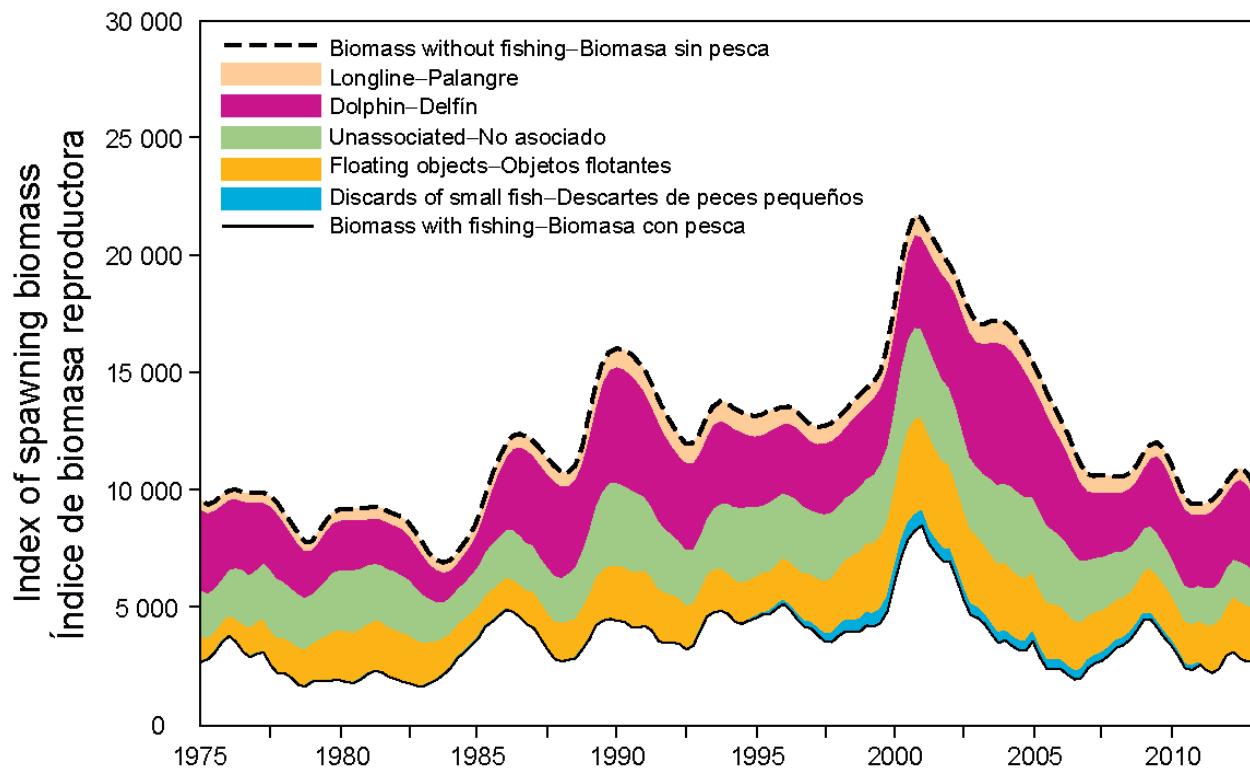
**FIGURE 1.** Estimated annual recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

**FIGURA 1.** Reclutamiento anual estimado a edad cero del atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1.0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y la zona sombreada los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones.



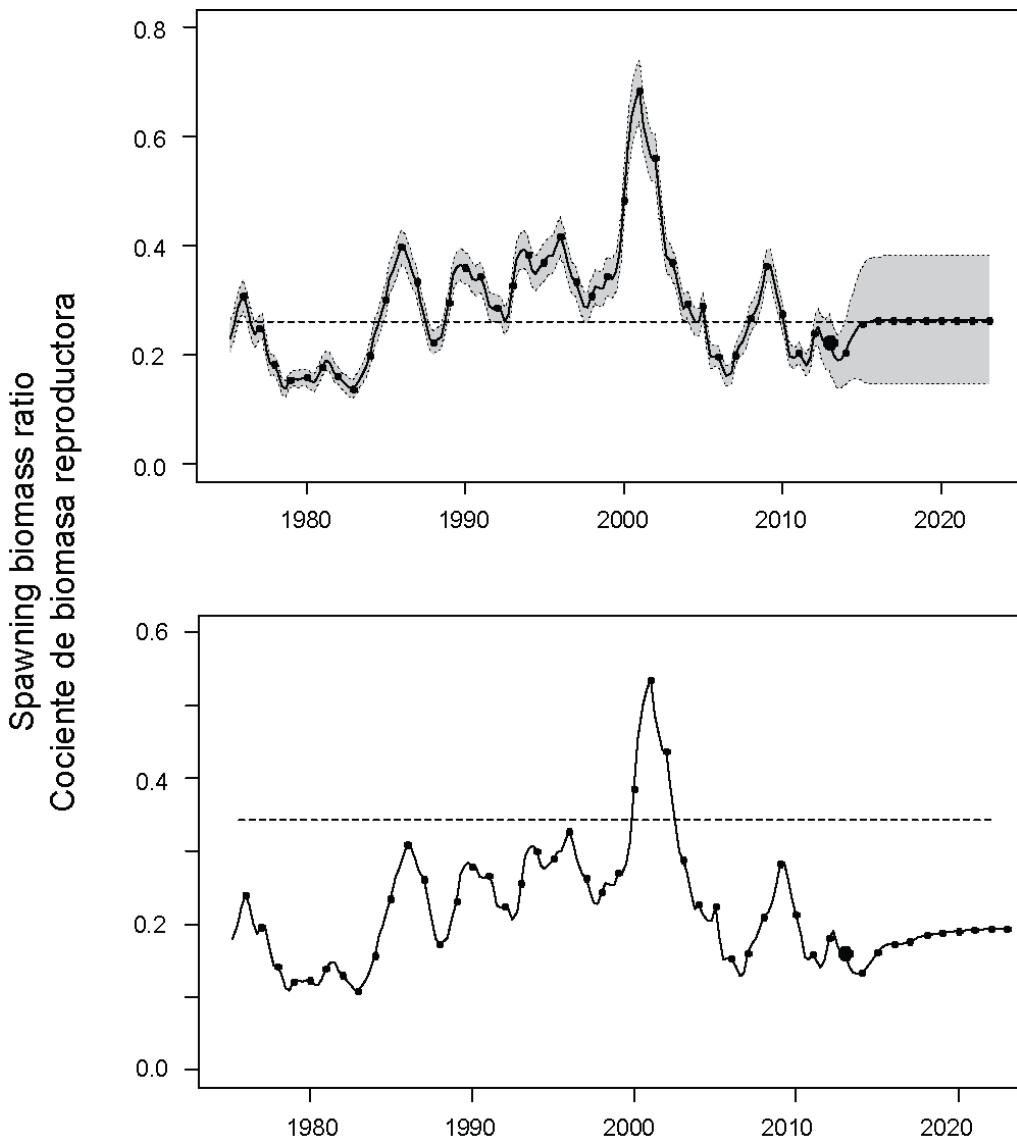
**FIGURE 2.** Average annual fishing mortality ( $F$ ) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

**FIGURA 2.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.



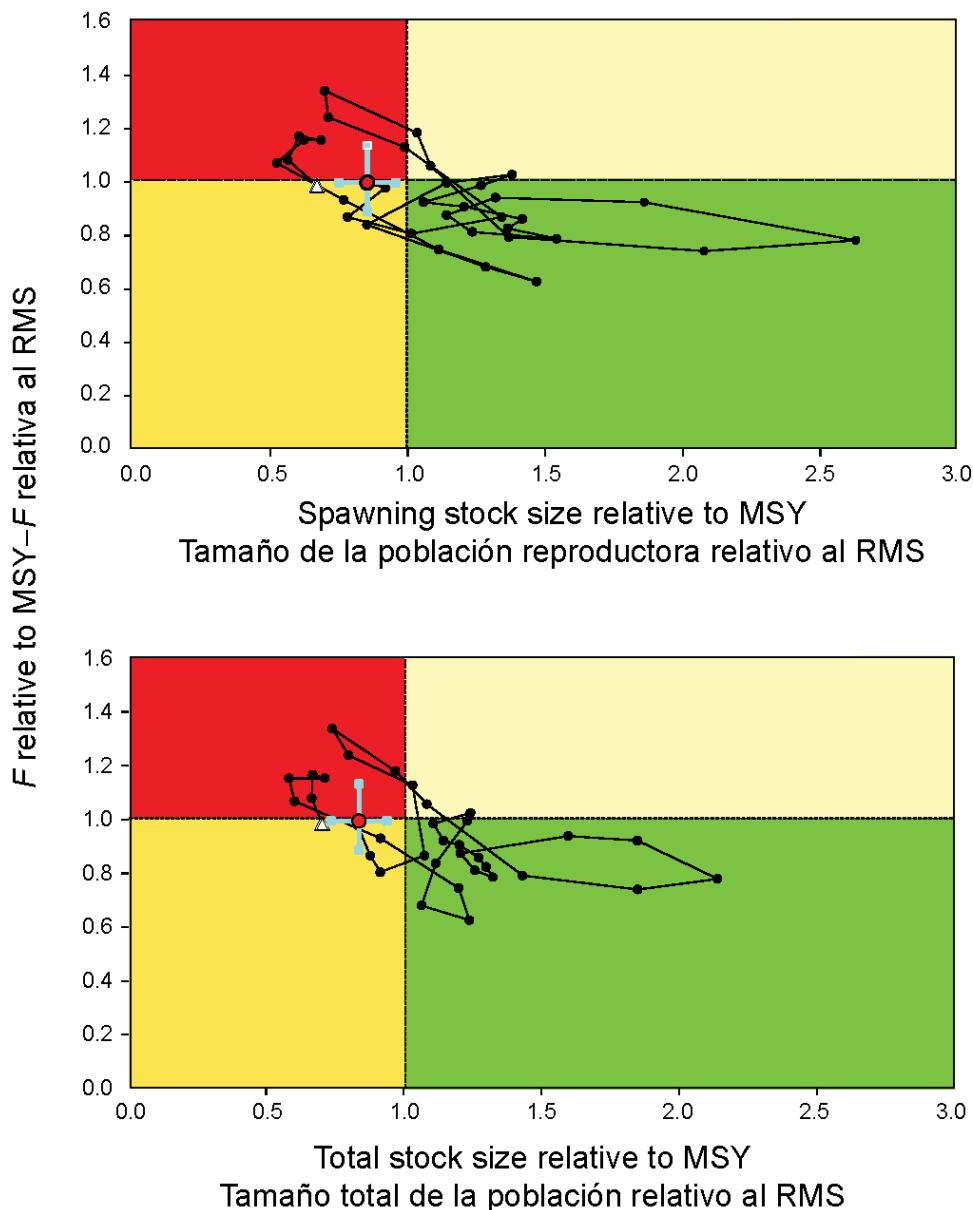
**FIGURE 3.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

**FIGURA 3.** Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por el modelo de evaluación de la población (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca.



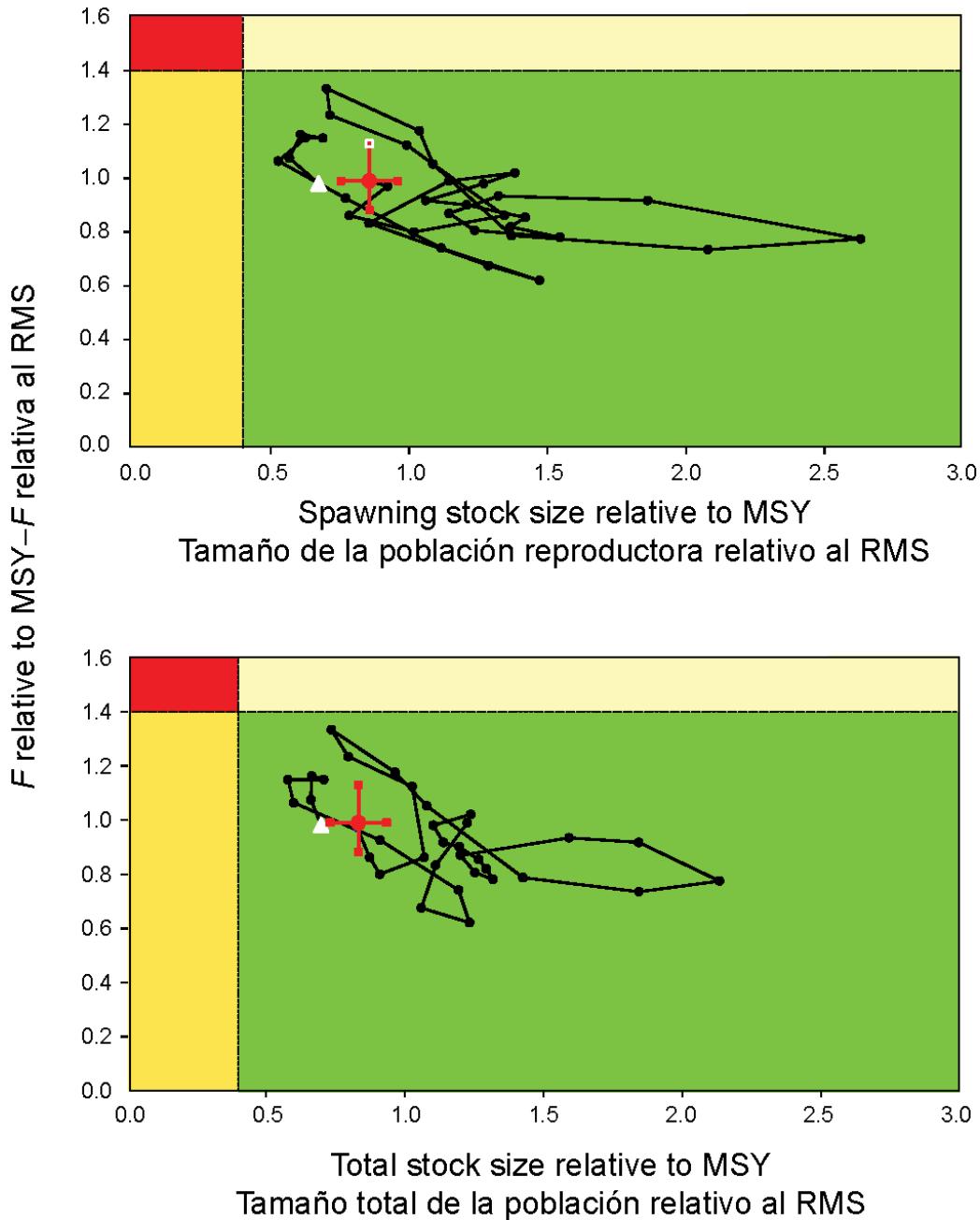
**FIGURE 4.** Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2013-2023 based on average fishing mortality rates during 2010-2012, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ( $h = 0.75$ , bottom). The dashed horizontal line (at 0.26 and 0.34, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2010-2012, and average environmental conditions occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

**FIGURA 4.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2013-2023 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2010-2012, del caso base (arriba) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ( $h = 0.75$ , abajo). La línea de trazos horizontal (en 0.26 y 0.34, respectivamente) identifica el SBR correspondiente al RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2010-2012, y con condiciones ambientales medias durante los 10 años próximos. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones.



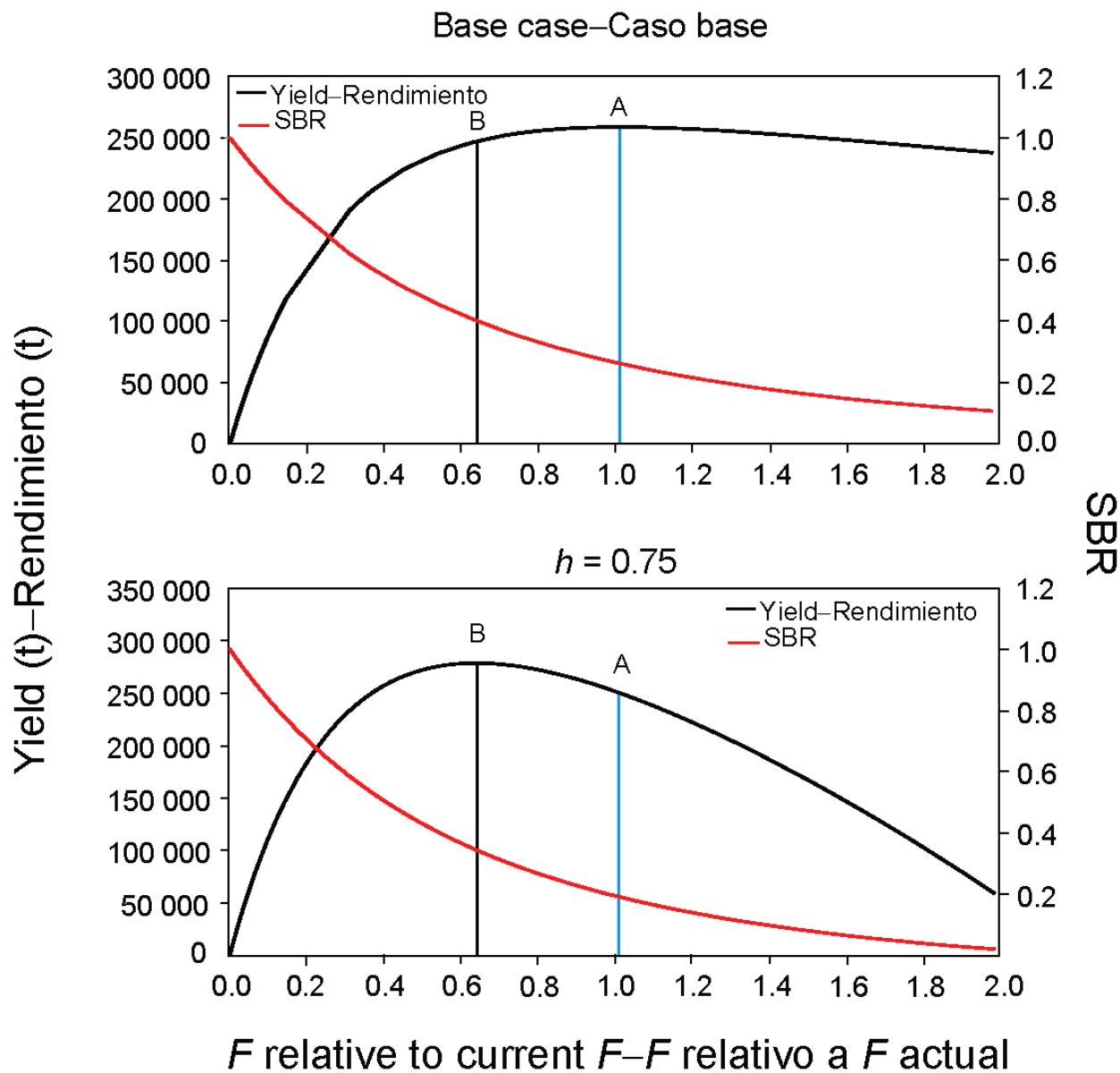
**FIGURE 5a.** Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: summary biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5a.** Gráfica de Kobe (fase) objetivo de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa sumaria) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los paneles representan puntos de referencia objetivo propuestos ( $S_{RMS}$  and  $F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



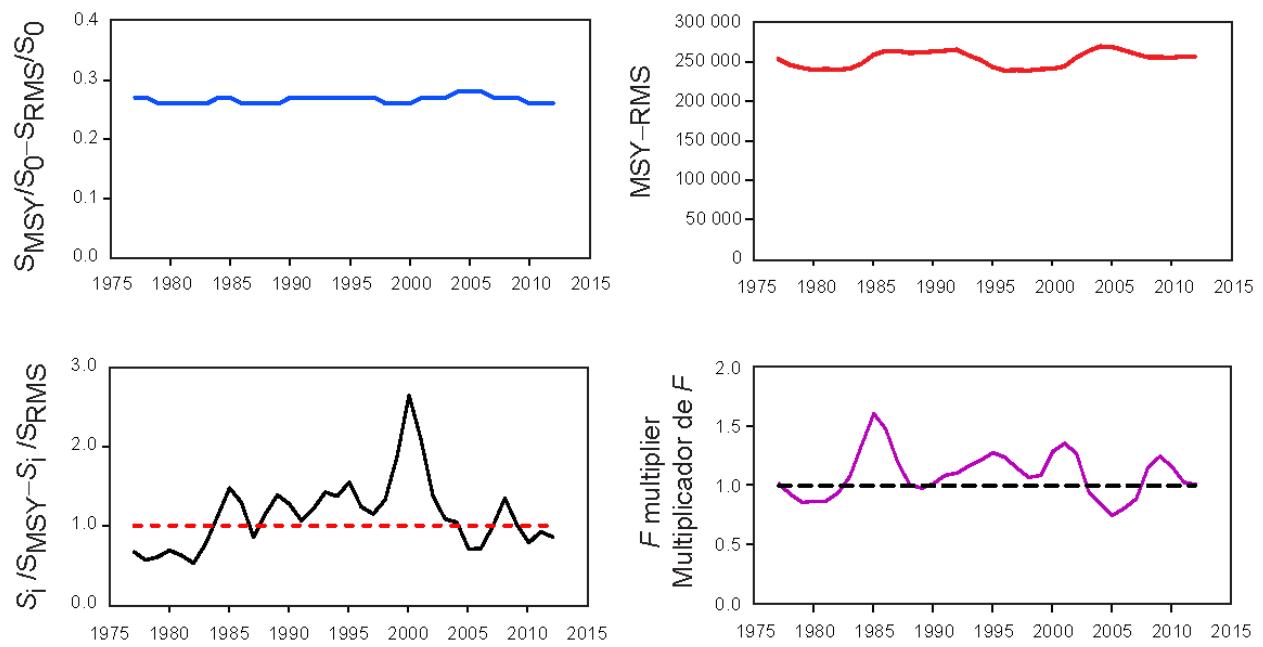
**FIGURE 5b.** Limit Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: summary biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed limit reference points ( $0.4*S_{MSY}$  and  $1.4*F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5b.** Gráfica de Kobe (fase) límite de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa sumaria) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los paneles representan puntos de referencia límite propuestos ( $0.4*S_{RMS}$  y  $1.4*F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



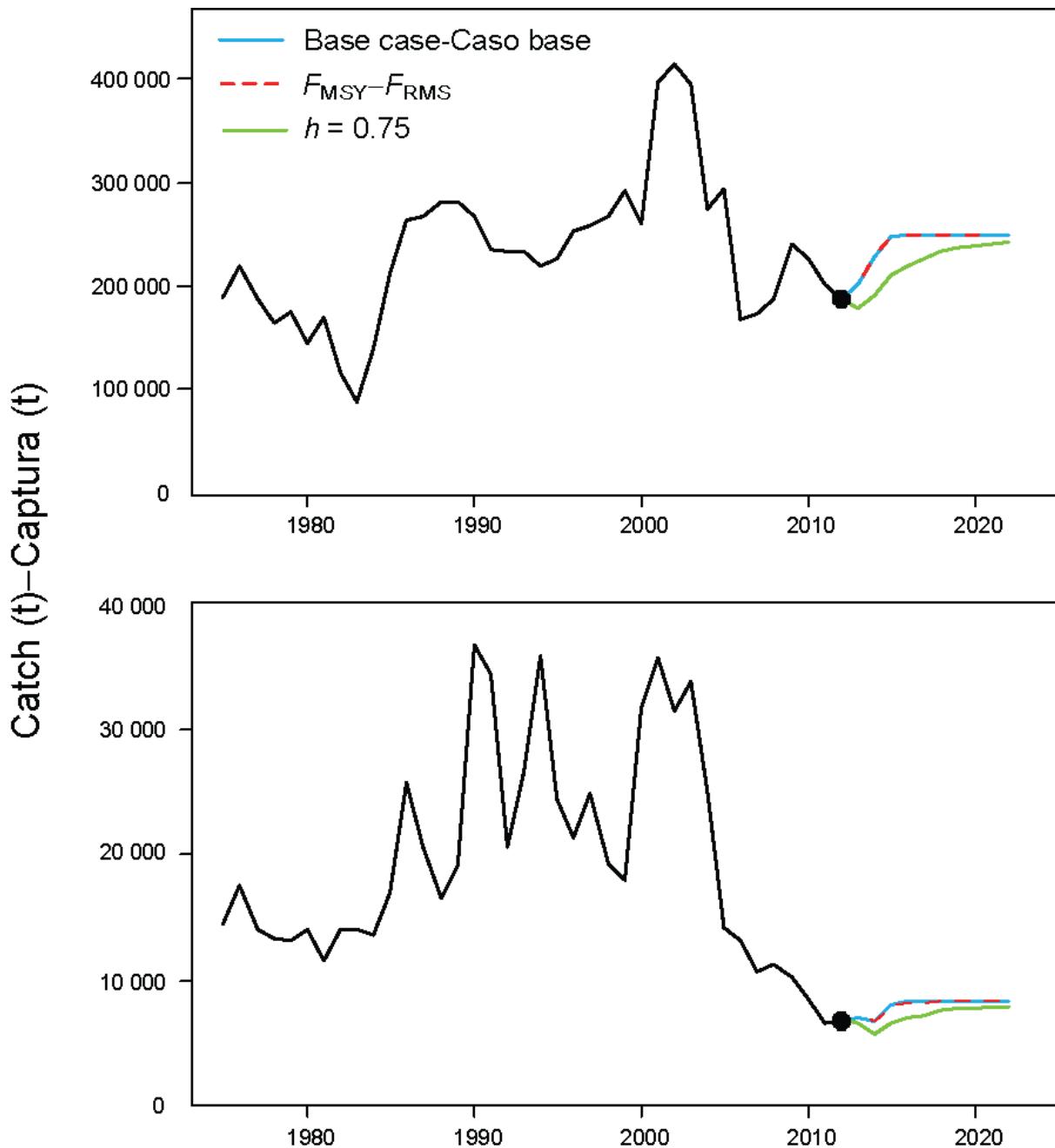
**FIGURE 6.** Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ( $h = 0.75$ ). The vertical lines A and B represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and  $h = 0.75$ , respectively.

**FIGURA 6.** Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y del análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ( $h = 0.75$ ). Las líneas verticales A y B representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y de  $h = 0.75$ , respectivamente.



**FIGURE 7.** Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year ( $S_i$  is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment).

**FIGURA 7.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año. ( $S_i$  es el índice de la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación).



**FIGURE 8.** Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY ( $F_{MSY}$ ), and the analysis of sensitivity to steepness (labeled  $h = 0.75$ ) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort. The large dot indicates the most recent catch (2012).

**FIGURA 8.** Capturas históricas y proyectadas de atún aleta amarilla por las pesquerías de superficie (panel superior) y palangre (panel inferior) del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS ( $F_{RMS}$ ), y el análisis de sensibilidad a la inclinación (identificado como  $h = 0.75$ ) de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual. El punto grande indica la captura más reciente (2012).

**TABLE 1.** MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality ( $F$ ) for 2010-2012.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{MSY}}$  are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2013 and at MSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{MSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch for 2012.

**TABLA 1.** RMS y cantidades relacionadas para el caso base y el análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca ( $F$ ) media de 2010-2012. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMS}}$  como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2013 y en RMS, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMS}}$  como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada de 2012.

YFT	Base case Caso base	<b><math>h = 0.75</math></b>
MSY-RMS	258,836	278,453
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	349,480	535,094
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,269	5,715
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.36
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.26	0.34
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.75	0.70
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.83	0.48
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.85	0.46
$F$ multiplier-Multiplicador de $F$	1.01	0.64

# CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2012 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

Este informe presenta la evaluación más reciente de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (Stock Synthesis Versión 3.23b) en la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. Este modelo es el mismo que aquél usado en la evaluación previa ([Informe de la condición de los stocks 13](#)).

El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°O. La mayor parte de la captura en el OPO proviene de lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla asociados a delfines y en cardúmenes no asociados. Los desplazamientos de aletas amarillas marcadas suelen ser de centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto concuerda con que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera varíen entre áreas. Es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de marcado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y la composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca ( $F$ ), y la estructura de las poblaciones. La evaluación de 2012 es idéntica a aquella de 2011 con la excepción de datos nuevos y actualizados. El personal realizó análisis investigativos sustanciales durante los preparativos para la revisión externa de su evaluación del atún aleta amarilla, que tuvo lugar en octubre de 2012. La revisión resultó en una serie de recomendaciones (Documento [SAC-04-INF A](#)), que serán incorporadas en un modelo actualizado para evaluaciones futuras.

Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2012. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2009, 2011), Taipei Chino (2010-2011), Japón (2009-2011), Corea (2011), Estados Unidos (2010-2011), y Vanuatu (2005-2011). Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie, y se añadieron datos de CPUE nuevos de 2012. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2008-2011). Se añadieron datos nuevos de 2012 de composición por tamaño de la pesquería de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2011). En el caso de pesquerías sin datos nuevos para 2012, se supuso que las capturas fueron iguales que en 2011.

En general, el reclutamiento de aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2011) (Figura 1). Se estimó que los reclutamientos de 2010 y 2011 fueron inferiores al promedio. Se estimó que el reclutamiento más reciente (2012) fue superior al promedio, pero esta estimación es altamente incierta. Al igual que en las evaluaciones previas, es evidente un patrón retrospectivo en la estimación de los reclutamientos más recientes. Los amplios intervalos de confianza de la estimación del reclutamiento reciente, combinados con este patrón retrospectivo, resultan en estimaciones inciertas de la biomasa reciente. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes de biomasa: un régimen de productividad alta produce niveles mayores de biomasa. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son

tenues, y esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes.

El peso medio de los aletas amarillas capturados en la pesquería ha sido bastante consistente en el transcurso de los años, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociada del sur, asociadas con delfines, y palangreras. En las pesquerías palangreras y en la pesquería asociada con delfines del sur se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías sobre delfines costera y del norte.

Se han estimado niveles sustanciales de mortalidad por pesca en la pesquería de aleta amarilla en el OPO (Figura 2). Estos niveles son máximos para los aletas amarillas de edad intermedia. Históricamente, las pesquerías cerqueras asociadas con delfines y no asociadas ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora del aleta amarilla, seguidos por las pesquerías sobre objetos flotantes. En los años más recientes, el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes ha sido ligeramente mayor que aquel de las pesquerías no asociadas. Los impactos de las pesquerías palangreras y de descarte cerqueras son mucho menores, y han disminuido en los últimos años (Figura 3)

El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la de la población no explotada; SBR) del aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1977-1983, correspondiendo al régimen de productividad baja, pero por encima de ese nivel durante la mayoría de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2005-2007 y 2010-2012) (Figura 4). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 a un cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedio. Los dos distintos regímenes de productividad podrían sostener dos niveles distintos de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2013 fue 0,22, por debajo del nivel correspondiente al RMS (0.26). Los niveles de SBR recientes (2011-2012) estimados por la evaluación actual son más pesimistas que aquellos producidos por la evaluación previa, que indicaba una reducción brusca del nivel de biomasa reproductora desde 2009, seguida por un aumento en 2011. ([Informe de la condición de los stocks 13](#)). En la evaluación actual, el SBR reciente se estabiliza. Este resultado se debe a un aumento de los niveles de mortalidad por pesca de atunes aleta amarilla de edad mediana o mayores desde 2009 estimada por la evaluación actual (Figura 2). Se estima que el esfuerzo está en el nivel que sostendría el RMS (con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías) (Figuras 5a y 5b), y las capturas recientes están en el nivel de RMS (Tabla 1). Es importante señalar que la curva que relaciona al rendimiento máximo promedio a la mortalidad por pesca a largo plazo es plana alrededor del nivel de RMS (Figura 6). Por lo tanto, cambios moderados en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma marginal solamente, pero cambiaron la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una disminución tan sólo marginal en el rendimiento promedio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande de la biomasa reproductora. Además, si se basa la ordenación en la evaluación de caso base (que supone que no existe una relación población-reclutamiento), cuando en realidad sí existe dicha relación, ocurre una mayor pérdida de rendimiento que si se basa la ordenación en el supuesto que sí existe una relación población-reclutamiento cuando en realidad no existe (Figura 6).

Los cálculos de RMS indican que, al menos en teoría, se podría incrementar las capturas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y a los lances sobre aleta amarilla asociado con delfines. Esto incrementaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación (1975-2012) (Figura 7), lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho a lo largo del tiempo. No obstante, el nivel general del esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que el esfuerzo actual se encuentra por encima del nivel de RMS (Tabla 1). Las evaluaciones previas han indicado que la condición de la población es también sensible al valor supuesto para el tamaño medio de

los peces más viejos, y se obtienen resultados más pesimistas si se suponen valores mayores para este parámetro. Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2009-2011), se predice que la biomasa reproductora aumentará ligeramente y permanecerá en el nivel de RMS (Figura 4). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, existe un patrón retrospectivo en el reclutamiento reciente, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de este nivel. Además, se predice que la biomasa reproductora permanecerá por debajo del nivel de RMS si se supone una relación población-reclutamiento (Figura 5). Se predice que la pesca en  $F_{rms}$  (así como la pesca en los niveles recientes esfuerzo, incrementará tanto la biomasa reproductora (Figura 4) como las capturas (Figura 8) bajo el supuesto de reclutamiento promedio y que no existe una relación población-reclutamiento (caso base). Se predice que la pesca en los niveles recientes de esfuerzo producirá capturas ligeramente más bajas si en realidad sí existe dicha relación (Figura 8).

## Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa. Hubo dos, y posiblemente tres, regímenes distintos de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente de un régimen de productividad alto a uno intermedio.
2. Las tasas recientes de mortalidad por pesca están en el nivel de RMS, y se estima que los niveles recientes de biomasa reproductora se encuentran por debajo de ese nivel. Tal como se describe en el [Informe de la condición de los stocks 13](#) y en evaluaciones previas, estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos, y los niveles supuesto de mortalidad natural. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento si se supone un valor más alto para el tamaño medio de los peces más viejos, y si se suponen tasas de mortalidad natural más bajas para el aleta amarilla adulto.
3. Los niveles recientes de biomasa reproductora predichos por la evaluación actual son más pesimistas que aquellos de la evaluación previa ([Informe de la condición de los stocks 13](#)). Este resultado se debe a un aumento reciente de los niveles de mortalidad por pesca del aleta amarilla de edad mediana desde 2008 estimado por la evaluación actual.
4. Incrementar el peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.

# **ANALYSIS OF LARGE-SCALE SPATIAL PATTERNS IN YELLOWFIN TUNA CATCH DATA FROM PURSE-SEINE AND LONGLINE FISHERIES**

Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva

## **1. BACKGROUND**

Fishery stratification is used in contemporary stock assessment models to address differences in stock and fishery dynamics. In general, fisheries data (catch, catch per unit of effort (CPUE), and age/size-composition data) are stratified after data collection to support the assumption that fishery-related parameters - catchability and selectivity - are constant over time. As fisheries evolve, it is useful to reevaluate definitions of stock assessment areas. For example, the current yellowfin tuna stock assessment areas for the purse-seine fishery were formed by aggregating the spatial strata of the IATTC port-sampling program (Figure 1; Suter 2010; Tomlinson 2004). Although these sampling strata were refined in the 1990s, they were primarily developed in the late 1960s (Suter 2010), when the purse-seine fishery was more coastal (Watters 1999).

This document presents an analysis of large-scale spatial patterns in yellowfin catch data from the purse-seine and longline fisheries of the eastern Pacific Ocean (EPO) for the purpose of the developing alternative fishery stratifications for the stock assessment model. Following the methods of Lennert-Cody *et al.* (2010; 2013), the analytic approach taken was to first identify similar large-scale spatial patterns in yellowfin length-frequency distributions and catch-per-unit-effort trends, by gear type. These results were then compared between the two gear types in order to develop alternative assessment stratifications.

## **2. DATA AND DATA PROCESSING**

For the purse-seine fishery, the analysis was limited to catch data from sets on tunas associated with dolphins (“dolphin sets”) by large ( $\geq 364$  metric tons (t) fish-carrying capacity) purse-seine vessels, because this set type produces the majority of yellowfin catches in the EPO, and the effort associated with this set type is fairly broadly distributed within the EPO (IATTC 2012). The length-frequency data were obtained from the port-sampling program for 2000-2011, and the catch and effort (in number of days fishing) data were obtained from observer and logbook data bases for 1975-2011. Details of the purse-seine data processing can be found in Lennert-Cody *et al.* (2012).

For the longline fishery, Japanese length-frequency data for 2002-2010, and catch and effort data (in number of hooks) for 1975-2011 were used in this analysis. Details of the longline data processing can be found in Lennert-Cody *et al.* (2013).

Length-frequency distributions and catch-per-unit-effort (CPUE) trends were estimated from the raw catch data on a fine-scale spatial-temporal grid throughout the EPO for each gear type. For the purse-seine data, the spatial-temporal grid was  $5^\circ$  latitude by  $5^\circ$  longitude by quarter (January-March; April-June; July-September; October-December). For the longline data, the spatial-temporal grid was  $5^\circ$  latitude by  $10^\circ$  longitude by quarter. The length-frequency distributions used in the analysis were interval frequencies based on 11 length intervals. For the purse-seine data the length intervals were:  $\leq 58$  cm, 59-69 cm, ..., 136-146 cm, 147-159 cm, and  $\geq 160$  cm. The interval frequencies for the longline data were similar, but could not be exactly the same due to the resolution of the unprocessed data, which were counts of fish in 2-cm intervals for longline, compared to 1-cm intervals for purse-seine. Smooth CPUE trends were estimated using penalized cubic regression splines (Wood 2006; details are provided in Lennert-Cody *et al.* 2012; 2013). To illustrate the types of inputs used in the analysis, a summary of interval frequencies and CPUE trends for the fourth quarter (October-December) for the purse-seine data are shown in Figures 2 and 3.

### **3. METHODS OF ANALYSIS**

Large-scale spatial-temporal patterns in the length-frequency distributions and in the CPUE trends were explored using a tree-based method.  $5^{\circ}$  latitude,  $5^{\circ}$  longitude, and quarter, all treated as numeric, were used as predictor variables. In addition, cyclic combinations of quarters (*e.g.*, October-December and January-March *versus* April-June and July-September) were also considered for the quarter variable. The response variables were the interval frequencies and the first-differenced smooth CPUE trends. The tree-based method simultaneously subdivides the collection of length-frequency distributions and CPUE trends into smaller subgroups that are more homogeneous, using the predictor variables. Only small trees are grown (without pruning) because the focus of the analysis is on large-scale patterns. Two analyses of length-frequency distributions and CPUE trends were conducted for each gear type: 1) one without accounting for error about the estimated CPUE trends (“unweighted” analysis), and the other taking into consideration variability about those trends (“weighted” analysis). Details of the methodology can be found in Lennert-Cody *et al.* (2010; 2013).

## **4. RESULTS AND DISCUSSION**

### **4.1. Purse seine**

The areas identified by the two tree analyses of the purse-seine data (Figures 4 and 5), which gave nearly identical results, show some similarity to the current stock assessment areas (Figure 1). In particular, there is an equatorial separation of the offshore region of the EPO into northern and southern areas, and also an inshore-offshore separation in the southern region of the EPO. However, the tree analyses indicate differences within the inshore area, north and south of  $5^{\circ}\text{N}$ , whereas the coastal stock assessment area (Area 8) is continuous. In addition, the western boundaries of the inshore tree areas extend to the west of stock assessment Area 8 (Figure 1), both north and south of the equator, suggesting that stock assessment Area 8 could be expanded westward.

### **4.2. Longline**

Even though the area of operation of the purse-seine fishery on dolphins and that of the longline fishery do not fully overlap (Figure 5), the large-scale spatial pattern identified by the tree analysis of the longline data (Figures 4-5) shows some similarities to the areas identified for the purse-seine data. For example, there is a separation of the EPO into northern and southern regions around  $0^{\circ}$ - $5^{\circ}\text{N}$ , of inshore and offshore areas south of the equator around  $95^{\circ}$ - $100^{\circ}\text{W}$ , and of inshore and offshore areas north of the equator at  $120^{\circ}\text{W}$ . The weighted and unweighted tree analyses of the longline data gave generally similar results, aside from the partitions at  $20^{\circ}\text{S}$  and  $85^{\circ}\text{W}$ . In the unweighted analysis, unusual trends at the margins can more easily exert leverage because the typically smaller sample sizes at the margins lead to more variable trend estimates.

### **4.3. Candidate assessment strata**

Five candidate stock assessment stratifications were constructed from the common features in Figure 5 (Figure 6). The stratifications were restricted to four areas to limit stock assessment model complexity: too many fishery strata can lead to insufficient catch composition sample sizes or make the computational demands impractical. Also, the candidate stratifications had to be constructed to accommodate the spatial resolution of the historical longline length-frequency data (some data prior to 2002 are only available at a  $10^{\circ}$  latitude x  $20^{\circ}$  longitude resolution). For each gear type (purse-seine, longline), the five candidate stratifications were ranked according to the average proportion of the variability explained for the two data types (length-frequency distributions, CPUE trends). Candidate stratification (1) had slightly better performance than the other four candidate stratifications, and is being considered as an alternative to the current stratifications (Figure 1).

The spatial structure could be accommodated within the yellowfin stock assessment model by either specifying separate fisheries for each stratum or by modeling sub-populations for each stratum. The

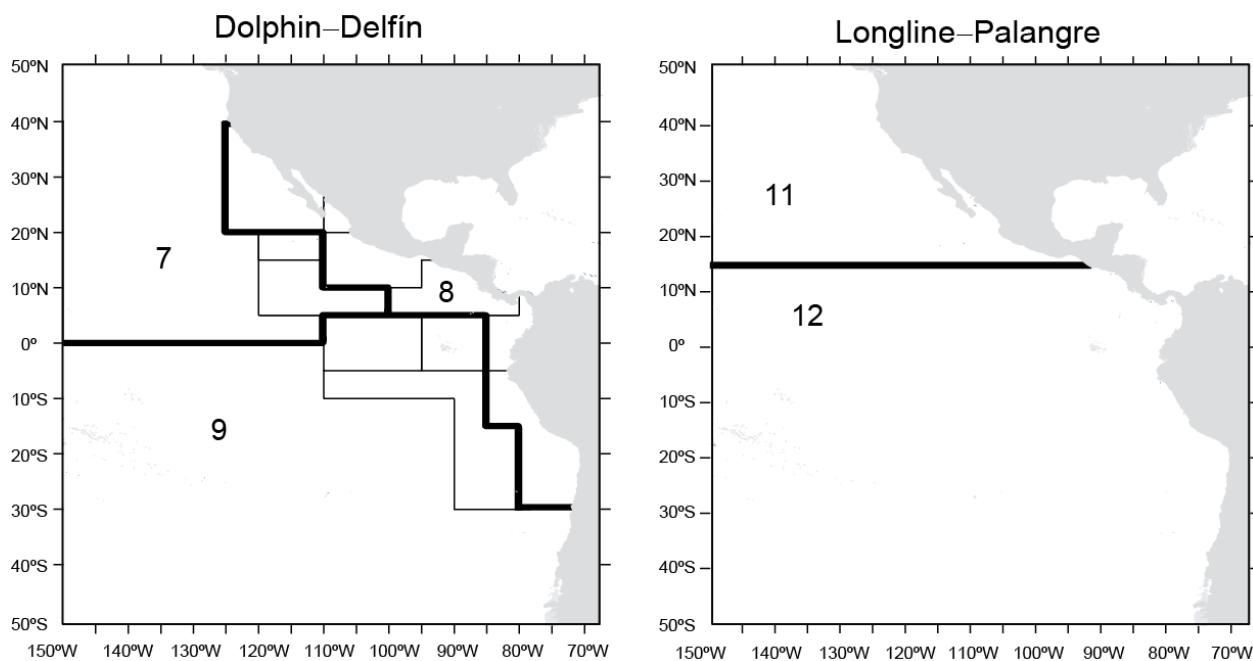
current evidence from tagging data for yellowfin (Schaefer *et al.* 2011) suggests that movement of this species in the EPO is limited, which indicates that modeling sub-populations is preferable. Modeling of two separate stocks split at around 5°N or 10°N is being considered for future yellowfin assessments. The other splits identified in this analysis will be used to create separate fisheries within the stock assessment model.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to Christine Patnode for help with graphics and Nickolas Vogel for data base assistance.

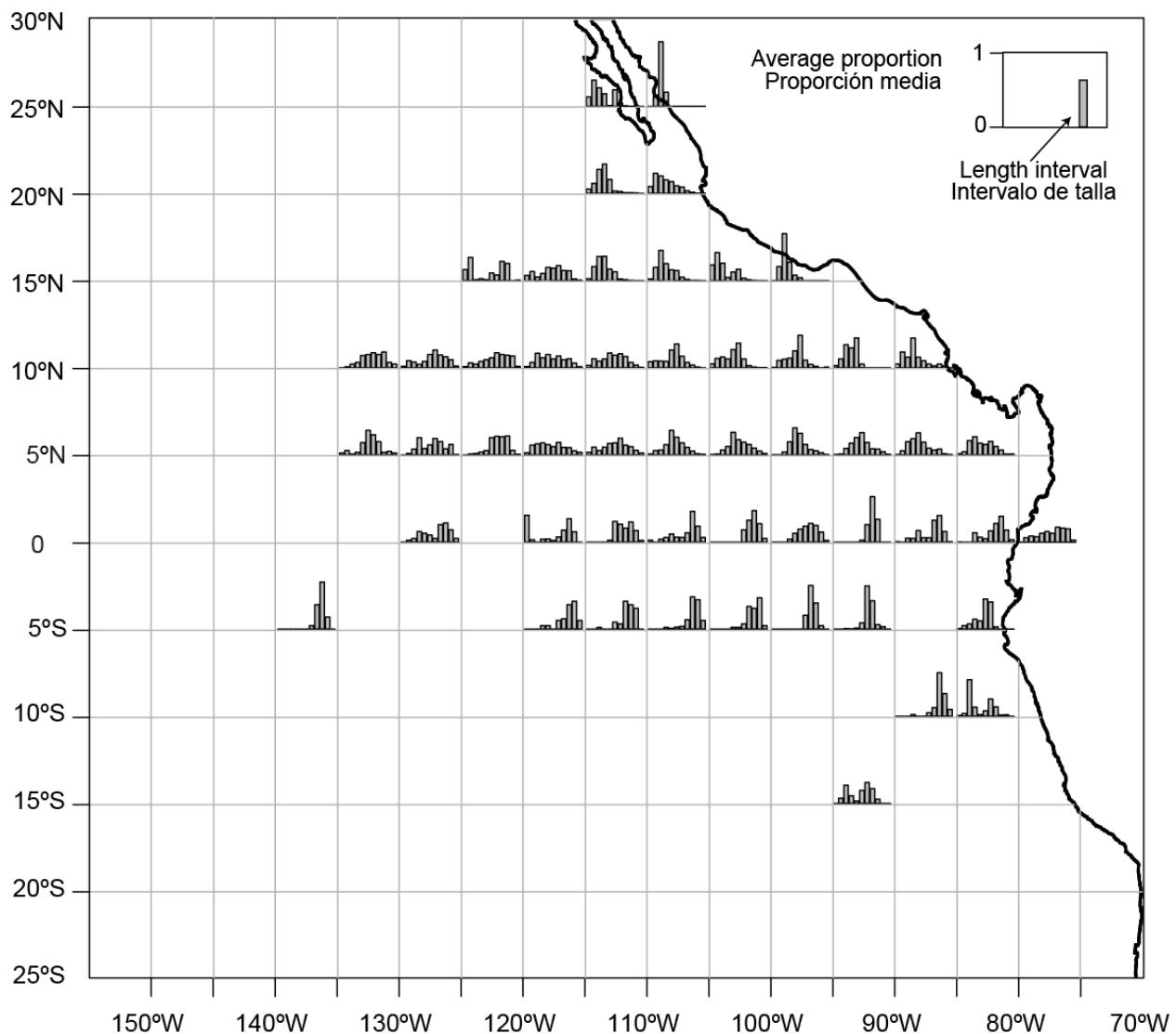
## REFERENCES

- IATTC 2012. IATTC Fishery Status Report 10. <http://www.iattc.org/FisheryStatusReportsENG.htm>
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: an example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102: 323-326.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2012. Exploring large-scale patterns in yellowfin tuna data from dolphin sets in the eastern Pacific Ocean purse-seine fishery. Document YFT-01-02, External Review of IATTC Yellowfin Tuna Assessment, 15-19 October, 2012, La Jolla, CA.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Minami, M. 2013. Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and times series. *Fisheries Research* 139, 85-92.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including unscented Kalman filtering. *Fisheries Research* 112: 22-37.
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Inter-American Tropical Tuna Commission Special Report 18.
- Tomlinson, P.K. 2004. Sampling the tuna catch of the eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 4, pages 311-333.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean during 1965-1998. IATTC Data Report 10.
- Wood, S.N. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC. 391 pp.



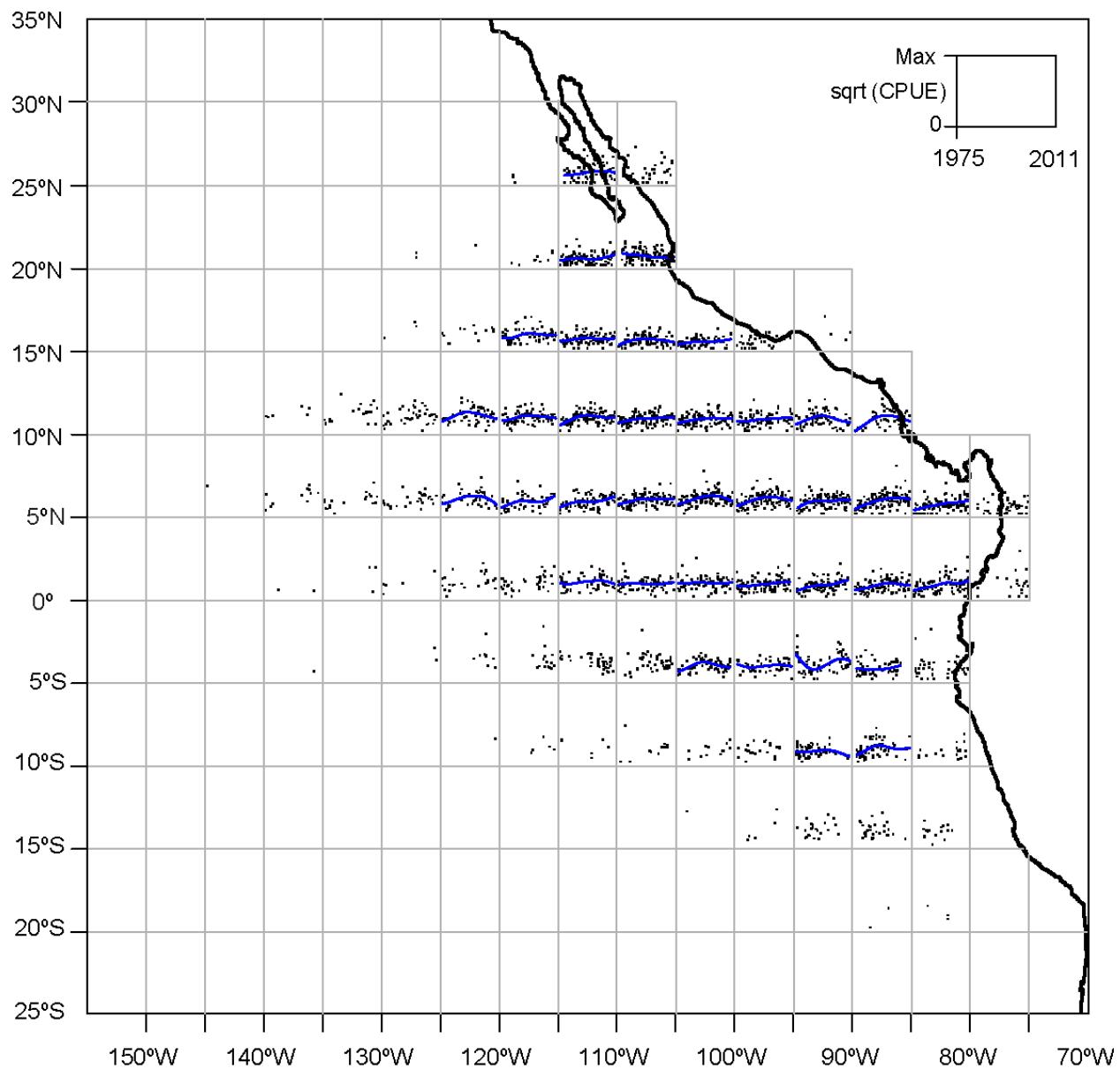
**FIGURE 1.** Current yellowfin tuna stock assessment areas for purse-seine dolphin sets (left) and longline (right). The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of the fisheries defined for the stock assessment, and the numbers the fisheries to which the latter boundaries apply.

**FIGURA 1.** Áreas usadas en la evaluación actual de la población de atún aleta amarilla para lances sobre delfines (izquierda) y palangre (derecha). Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites.



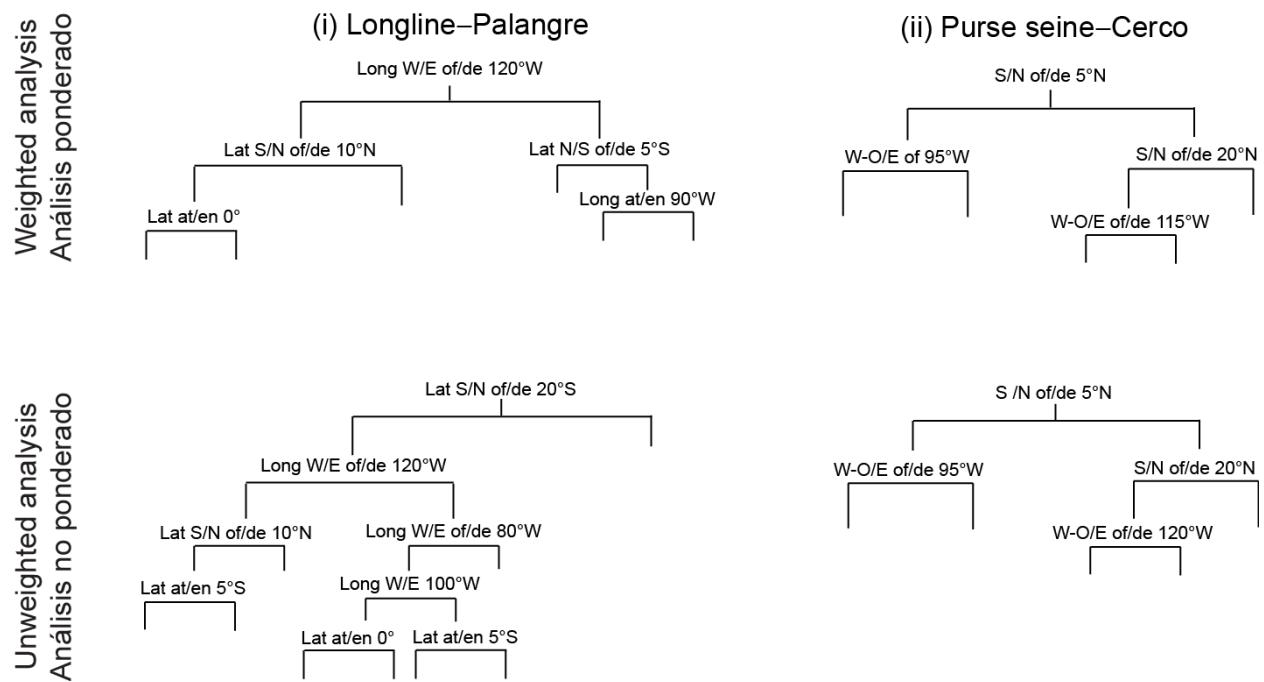
**FIGURE 2.** Summary of the purse-seine length-frequencies for the fourth quarter, 2000-2011. The values shown are the average proportion of the fish in each of the 11 length intervals, where the average was computed over all samples from months and years in the same grid cell. The y-axis for the length-frequency data ranges from 0-1.

**FIGURA 2.** Resumen de las frecuencias de talla de la pesquería de cerco correspondientes al cuarto trimestre, 2000-2011. Los valores representan la proporción media de los peces en cada uno de los 11 intervalos de talla, donde el promedio fue computado para todas las muestras de meses y años en la misma cuadrícula. El eje y de los datos de frecuencia de talla varía de 0 a 1.



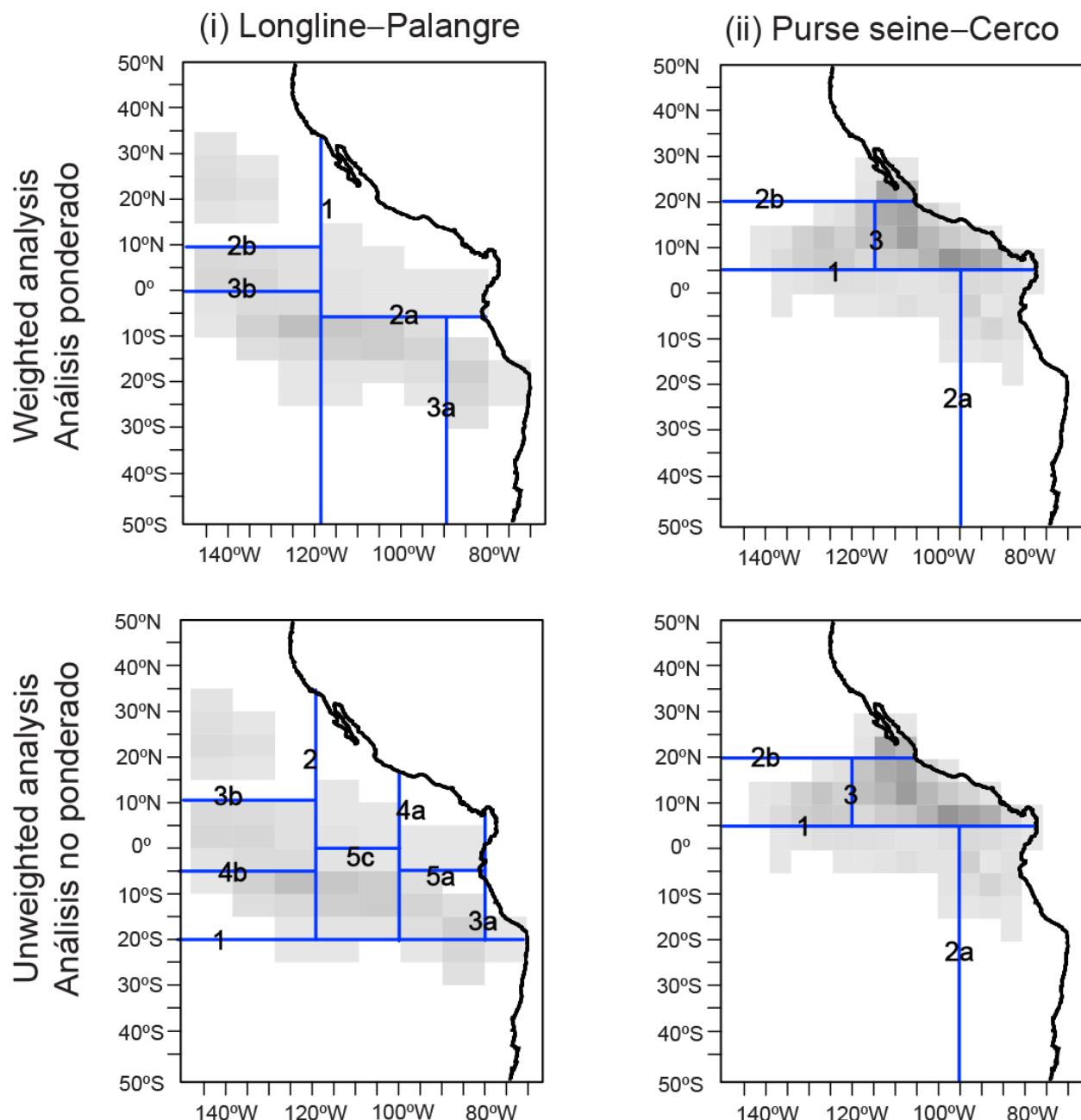
**FIGURE 3.** Purse-seine CPUE trend data for the fourth quarter, 1975-2011. The black dots are the data points (monthly catch per day fishing in the 4<sup>th</sup> quarter); the blue lines show the smoothed trends for grid cells with sufficient data. For each grid cell, the x-axis ranges from 1975 to 2011, and the y-axis from 0 to max(sqrt(CPUE)), the maximum value of the square root of the CPUE for all areas and quarters.

**FIGURA 3.** Datos de tendencias de CPUE cerquera correspondientes al cuarto trimestre, 1975-2011. Los puntos negros representan los puntos de datos (captura mensual por día de pesca en el cuarto trimestre); las líneas azules indican las tendencias suavizadas de las cuadrículas con suficientes datos. Para cada cuadrícula, el eje x va de 1975 a 2011, y el eje y de 0 a max(sqrt(CPUE)), el valor máximo de la raíz cuadrada de la CPUE de todas las áreas y trimestres.



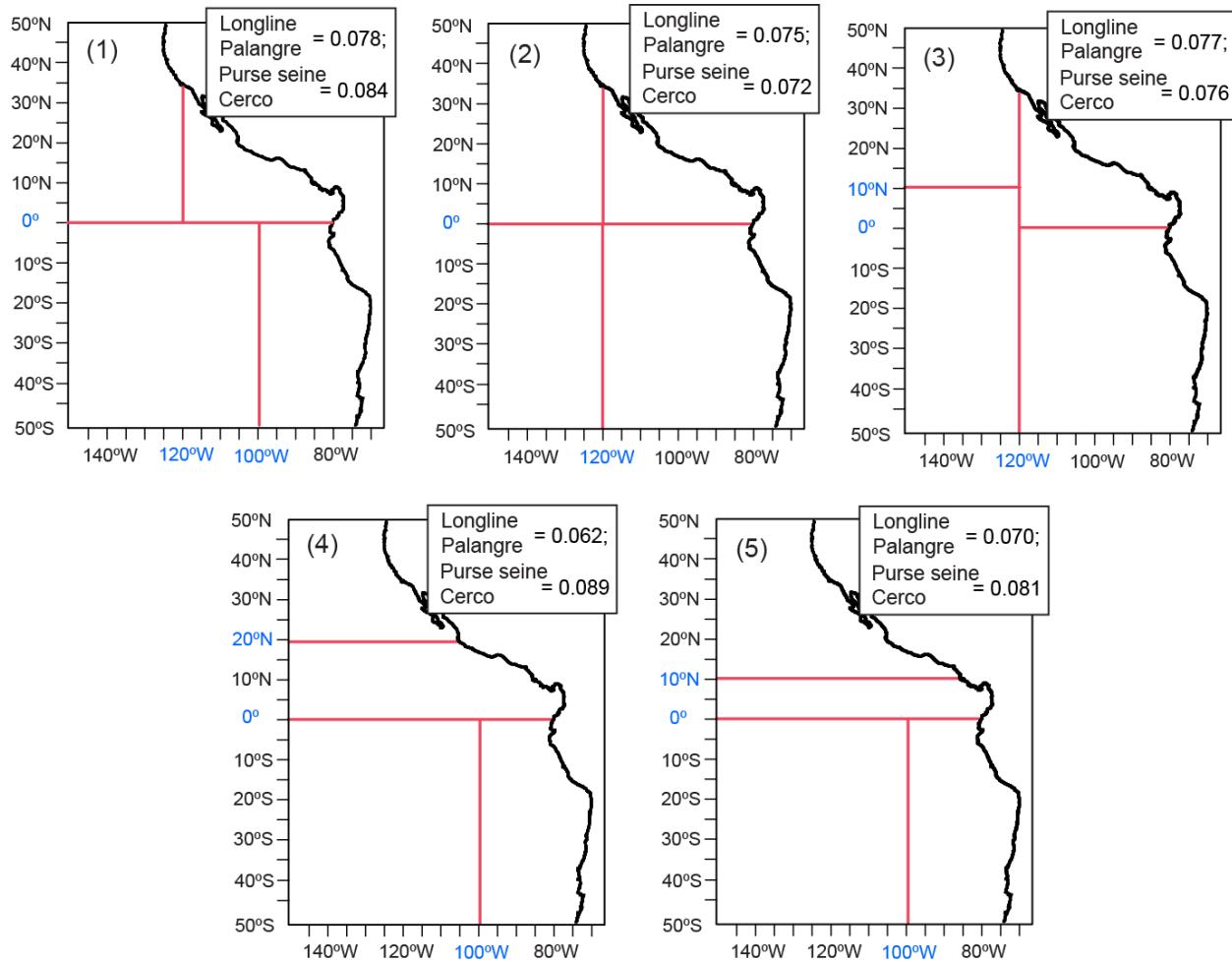
**FIGURE 4.** Trees produced by the weighted and unweighted analyses of yellowfin longline and purse-seine data.

**FIGURA 4.** Árboles producidos por los análisis ponderados y no ponderados de los datos de captura palangrera y cerquera de aleta amarilla.



**FIGURE 5.** Areas from the tree analyses for (i) longline and (ii) purse-seine data. The numbers represent the partition order in the respective trees (see Figure 4). To provide an indication of the general area of operation of each fishery, shown in grayscale is the spatial coverage of the length-frequency data, with darker gray indicating regions with more data.

**FIGURA 5.** Áreas del análisis de árbol para datos de (i) palangre y (ii) cerco. Los números representan el orden de partición en los árboles respectivos (ver Figura 4). Para dar una indicación de la zona general de operación de cada pesquería, se señala en gris la cobertura espacial de los datos de frecuencia de talla; como más oscuro el color, mayor la cantidad de datos.



**FIGURE 6.** Candidate 4-area stratifications created from the tree results presented in Figure 5. The values in each map represent the average proportion of the variance explained for longline and purse seine.

**FIGURA 6.** Candidatos de estratificación en cuatro áreas creados a partir de los resultados del análisis de árbol ilustrado en la Figura 5. Los valores en cada mapa representan la proporción media de la varianza explicada para palangre y cerco.

# **ANÁLISIS DE PATRONES ESPACIALES A GRAN ESCALA EN DATOS DE CAPTURA DE ATÚN ALETA AMARILLA DE PESQUERÍAS DE CERCO Y DE PALANGRE**

Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva

## **1. ANTECEDENTES**

Se usa la estratificación del pesquerías en modelos contemporáneos de evaluación de poblaciones para tratar diferencias en la dinámica de las poblaciones y pesquerías. En general, los datos de pesca (captura, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y de composición por talla o edad) son estratificados tras ser obtenidos para apoyar el supuesto que los parámetros relacionados con la pesca – capturabilidad y selectividad – son constantes a lo largo del tiempo. A medida que evolucionan las pesquerías, es útil reevaluar las definiciones de las zonas de evaluación de poblaciones. Por ejemplo, las zonas usadas para la pesquería de cerco en la evaluación actual de la población de atún aleta amarilla fueron formadas juntando los estratos espaciales del programa de muestreo en puerto de la CIAT (Figure 1; Suter 2010; Tomlinson 2004). Aunque estos estratos de muestreo fueron refinados en la década de 1990, fueron desarrollados principalmente a fines de los años 1960 (Suter 2010), cuando la pesquería de cerco era más costera (Watters 1999).

En este documento se presenta un análisis de los patrones espaciales a gran escala en los datos de captura de aleta amarilla de las pesquerías de cerco y palangre en el Océano Pacífico oriental (OPO) con el propósito de desarrollar estratificación es alternativas de la pesca para el modelo de evaluación de poblaciones. Siguiendo los métodos de Lennert-Cody *et al.* (2010; 2013), el enfoque analítico adoptado fue en primer lugar identificar patrones espaciales a gran escala similares en las distribuciones de frecuencia de talla y tendencias de la captura por unidad de esfuerzo de aleta amarilla, por tipo de arte. Estos resultados fueron entonces comparados entre los dos tipos de arte a fin de desarrollar estratificaciones de evaluación alternativas.

## **2. DATOS Y PROCESAMIENTO DE DATOS**

En el caso de la pesquería de cerco, el análisis fue limitado a datos de captura de lances sobre atunes asociados a delfines (« lances sobre delfines ») por buques cerqueros grandes ( $\geq 364$  toneladas métricas (t) de capacidad de acarreo de pescado), ya que este tipo de lance produce la mayoría de las capturas de aleta amarilla en el OPO, y el esfuerzo asociado a este tipo de lance se encuentra bastante ampliamente distribuido en el OPO (IATTC 2012). Se obtuvieron los datos de frecuencia de talla del programa de muestreo en puerto durante 2000-2011, y los datos de captura y esfuerzo (en número de días de pesca) de las bases de datos de observadores y cuadernos de bitácora durante 1975-2011 datos. En Lennert-Cody *et al.* (2012) se presentan detalles del procesamiento de los datos de la pesca cerquera.

En el caso de la pesquería palangrera, se usaron en el presente análisis datos japoneses de frecuencia de talla de 2002-2010, y datos de captura y esfuerzo (en número de anzuelos) de 1975-2011. En Lennert-Cody *et al.* (2013) se presentan detalles del procesamiento de los datos de la pesca palangrera.

Se estimaron las distribuciones de frecuencia de talla y Las Tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) a partir de los datos no procesados de captura en una rejilla espaciotemporal a escala fina para el OPO entero para cada arte. En el caso de los datos, la rejilla temporal fue de  $5^{\circ}$  de latitud por  $5^{\circ}$  de longitud por trimestre (enero-marzo; abril-junio; julio-septiembre; octubre-diciembre). En el caso de los datos palangreros, la rejilla fue de  $5^{\circ}$  de latitud por  $10^{\circ}$  de longitud por trimestre. Las distribuciones de frecuencia de talla usadas en el análisis fueron intervalos de frecuencia basados en 11 intervalos de talla. En el caso de los datos cerqueros los intervalos fueron:  $\leq 58$  cm, 59-69 cm, ..., 136-146 cm, 147-159 cm, y  $\geq 160$  cm. Los intervalos de los datos palangreros fueron similares, pero no pudieron ser exactamente iguales debido a la resolución de los datos sin procesar, que fueron conteos de peces en intervalos de 2 cm en el caso del palangre y de 1 cm en el caso de la red de cerco. Se estimaron tendencias suavizadas de la

CPUE usando *splines* de regresión cúbica penalizados (Wood 2006; detalles en Lennert-Cody *et al.* 2012; 2013). A fin de ilustrar los tipos de insumos usados en el análisis, en las Figuras 2 y 3 se presenta un resumen de las frecuencias de intervalo y tendencias de la CPUE correspondientes al cuarto trimestre (octubre -diciembre) para los datos cerqueros.

### 3. MÉTODOS DE ANÁLISIS

Se exploraron los patrones espacio temporales a gran escala en las distribuciones de frecuencia de talla y en las tendencias de la CPUE usando un método de árbol. Se usaron 5° de latitud, 5° de longitud, y trimestre, todos tratados como numéricos, como variables predictoras. Además se consideraron también para la variable de trimestre combinaciones cíclicas de trimestres (por ejemplo, octubre-diciembre y enero-marzo contra abril-junio y julio-septiembre). Las variables de respuesta fueron las frecuencias de intervalo y las tendencias suavizadas de la CPUE de primera diferencia. El método basado en árboles simultáneamente subdivide la colección de distribuciones de frecuencias de talla y tendencias de la CPUE en subgrupos pequeños más homogéneos, usando las variables predictoras. Se crecen solamente árboles pequeños (sin podar) porque el enfoque del análisis es los patrones a gran escala. Se realizaron dos análisis de las distribuciones de frecuencia de talla y tendencias de la CPUE para cada tipo de arte: 1) sin tomar en cuenta el error alrededor de las tendencias estimadas de la CPUE (análisis « no ponderado »); y 2) tomando en consideración la variabilidad alrededor de dichas tendencias (análisis « ponderado »). Se presentan los detalles de la metodología en Lennert-Cody *et al.* (2010; 2013).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Cercos

Las zonas identificadas por los dos análisis de árbol de los datos de cerco (Figuras 4 y 5), que arrojaron resultados casi idénticos, muestran cierta similitud a las áreas actuales de evaluación de poblaciones (Figura 1). En particular, existe una separación ecuatorial en la región de alta mar del OPO en zonas norte y sur, y además una separación costera-alta mar en la región sur del OPO. No obstante, los análisis de árbol indican diferencias dentro de la zona costera, al norte y sur de 5°N, mientras que la zona costera de evaluación de poblaciones (Área 8) es continua. Además, los límites occidentales de las zonas de árbol costeras se extiende en al oeste del Área 8 (Figura 1), tanto al norte como al sur de la línea ecuatorial, lo cual sugiere que el Área 8 podría ser extendida al oeste.

### 4.2. Palangre

Aunque la zona de operación de la pesquería cerquera sobre delfines y aquella de la pesquería palangrera no se sobreponen completamente (Figura 5), el patrón espacial a gran escala identificado por el análisis de árbol de los datos de palangre (Figuras 4 y 5) muestra ciertas similitudes con las zonas identificadas para los datos de cerco. Presentó, existe una separación del OPO en regiones norte y sur alrededor de 0°-5°N, en zonas costera y de altamar al sur de la línea ecuatorial alrededor de 95°-100°O, y en zonas costera y de altamar al norte de la línea ecuatorial en 120°O. Los análisis de árbol ponderados y no ponderados de los datos de palangre arrojaron resultados generalmente similares, aparte de las particiones en 20°S y 85°O. En el análisis no ponderado, tendencias atípicas en los márgenes pueden ejercer influencia más fácilmente porque el tamaño de las muestras típicamente más pequeño en los márgenes conduce a estimaciones más variables de las tendencias.

### 4.3. Candidatos de estrato de evaluación

Sobre la base de las características comunes en la Figura 5, se construyeron cinco candidatos de estratificación de evaluación de poblaciones (Figure 6). Se limitaron las estratificaciones a cuatro zonas, a fin de limitar la complejidad del modelo de evaluación: demasiados estratos de pesca pueden conducir a tamaños de muestra de composición de la captura insuficientes o a que las demandas de computación sean imprácticas. Además, los candidatos de estratificación tenían que ser construidos para acomodar la resolución espacial de los datos de frecuencia de talla palangrera histórica (se dispuso de ciertos datos de

antes de 2002 en una resolución de 10° de latitud x 20° de longitud). Para cada tipo de arte (red de cerco, palangre), los cinco candidatos de estratificación fueron clasificados conforme a la proporción media de la variabilidad explicada para los dos tipos de datos (distribuciones de frecuencia de talla, tendencias de la CPUE). El candidato (1) funcionó ligeramente mejor que los otros cuatro, y está siendo considerado como alternativa a las estratificaciones actuales (Figura 1).

La estructura espacial podría ser acomodada en el modelo de evaluación del aleta amarilla mediante la especificación de pesquerías separadas para cada estrato o mediante el modelado de subpoblaciones para cada estrato. Las pruebas actuales de los datos de marcado de aleta amarilla (Schaefer *et al.* 2011) sugieren que los desplazamientos de esta especie en el OPO son limitados, lo cual indica que es preferible modelar su poblaciones. Se está considerando para evaluaciones futuras del aleta amarilla modelar dos subpoblaciones separadas divididas alrededor de 5°N o 10°N. Las otras divisiones identificadas en el presente análisis serán usadas para crear separadas pesquerías en el modelo de evaluación de poblaciones.

## RECONOCIMIENTOS

Se agradece especialmente a Christine Patnode su ayuda con las gráficas y a Nickolas Vogel su ayuda con las bases de datos.

## REFERENCIAS

- CIAT 2012. Informe de la situación de la pesquería 10.  
<http://www.iattc.org/PDFFiles2/FisheryStatusReports/FisheryStatusReport10SPN.pdf>
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: an example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102: 323-326.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2012. Exploring large-scale patterns in yellowfin tuna data from dolphin sets in the eastern Pacific Ocean purse-seine fishery. Documento YFT-01-02, Revisión externa de la evaluación de la CIAT del atún aleta amarilla, 15-19 de octubre de 2012, La Jolla, CA.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Minami, M. 2013. Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and times series. *Fisheries Research* 139, 85-92.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including unscented Kalman filtering. *Fisheries Research* 112: 22-37.
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe Especial 18.
- Tomlinson, P.K. 2004. Sampling the tuna catch of the eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de la Situación de las Poblaciones 4, pág. 311-333.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean during 1965-1998. Informe de Datos de la CIAT 10.
- Wood, S.N. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC. 391 pp.

# STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2012 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

## CONTENTS

1.	Summary.....	31
2.	Data.....	33
3.	Assumptions and parameters.....	37
4.	Stock assessment.....	41
5.	Stock status .....	52
6.	Simulated effects of tuna conservation resolutions and future fishing operations .....	54
7.	Future directions .....	57
	Figures .....	58
	Tables .....	117

## 1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis 3) was used in the assessment.

Bigeye tuna are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made to the east and to the west. The purse-seine catches of bigeye are substantially lower close to the western boundary (150°W) of the EPO; the longline catches are more continuous, but relatively low between 160°W and 180W°. Bigeye are not often caught by purse seiners in the EPO north of 10°N, but a substantial portion of the longline catches of bigeye in the EPO is made north of that parallel. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at local levels. The assessment is conducted as if there were a single stock of bigeye in the EPO, and there is minimal net movement of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean. Its results are consistent with the results of other analyses of bigeye tuna on a Pacific-wide basis. Data from recent tagging programs, which will help to provide estimates of movement between the EPO and the western and central Pacific Ocean, are being collected and analyzed.

The assessment assumptions have been improved since the [previous full assessment](#) conducted in 2010, which had already been modified following the recommendations of the [external review](#) of the IATTC staff's assessment of bigeye tuna, held in May 2010. The current bigeye assessment includes several improvements. First of all, a new Richards growth curve estimated externally from an integrated analysis of otolith age-readings and tag-recapture observations was introduced. This curve reduced in particular the uncertainty about the average size of the oldest fish ( $L_2$  parameter). In addition, the parameters which determine the variance of the length-at-age were also taken from the new externally-derived growth estimates. Diagnostic analyses with the previous base case model configuration indicated a dominant influence of the size-composition data in determining the productivity (the  $R_0$  parameter) of the bigeye stock, and conflicts among datasets were also found. As a result, improvements were made in the current assessment on the weighting assigned to the different datasets. Specifically, the size-composition data of all fisheries were down-weighted. In addition, the number of catch per unit of effort (CPUE) data series used as indices of abundance was reduced in order to minimize conflict trends among data sets. Rather than fitting to a total of ten CPUE series (two purse-seine indices and eight longline indices), a reduced set of indices of abundance was chosen to best represent the bigeye stock trends (the early and late periods of the Central and Southern longline fisheries).

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, CPUE, and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made. Catch and CPUE data for the surface fisheries have been updated, and include new data for 2012. New or updated longline catch data are available for China (2009 and 2011), Chinese Taipei (2009-2011), Japan (2009-2011), Korea (2011), the United States (2010-2011), and Vanuatu (2005-2011). Longline catch data for 2012 are available for China, Chinese Taipei, Japan, Korea, and Vanuatu from the monthly report statistics. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2009-2011). New purse-seine length-frequency data are available for 2012 and updates are available for 2011. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2006-2011). A prominent feature in the time series of estimated bigeye recruitment is that the highest recruitment peaks of 1983 and 1998 coincide with the strongest El Niño events during the historic period of the assessment. There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly strong in 2005. More recently, the recruitments were below average during 2007-2009, and have fluctuated around average during 2010-2012. The most recent annual recruitment estimate (2012) is slightly below average levels. However, this estimate is highly uncertain, and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, and that of fish more than about 15 quarters old has also increased, but to a lesser extent. The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the purse-seine fisheries that catch tuna in association with floating objects. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in longline effort and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the bigeye stock is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

Since the start of 2005, the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock) gradually increased, to a level of 0.31 at the start of 2010. This may be attributed to a combined effect of a series of above-average recruitments since 2001, the IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009, and decreased longline fishing effort in the EPO. However, although the resolutions have continued to date, the rebuilding trend was not sustained, and the SBR gradually declined to a low historic level of 0.22 at the start of 2013. This decline could be related to a period dominated by below-average recruitments that began in late 2007 and coincides with a series of particularly strong La Niña events.

At the beginning of January 2013, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 8% higher than  $S_{MSY}$ , and the recent catches are estimated to have been about 3% lower than the maximum sustainable yield (MSY). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained,  $F_{MSY}$  is about 5% higher than the current level of effort.

According to the base case results, the most recent estimate indicates that the bigeye stock in the EPO is likely not overfished ( $S > S_{MSY}$ ) and that overfishing is not taking place ( $F < F_{MSY}$ ). In fact, the current exploitation is very close to the MSY target reference points. Likewise, interim limit reference points (0.5  $S_{MSY}$  and 1.3  $F_{MSY}$ ) have not been exceeded under the current base case model. These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots. Also, they are strongly dependent on the assumptions made about the

steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed levels of adult natural mortality, and the weighting assigned to the size-composition data.

The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that of the longline fisheries, because they catch larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was much less than  $F_{MSY}$ .

At current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to further decline, to an historic low of 0.19 by 2015. After that, the SBR is predicted to gradually increase, and stabilize at about 0.21 around 2018, slightly above to the level corresponding to MSY (0.20). If a stock-recruitment relationship is assumed, it is estimated that catches will be lower in the future at current levels of fishing effort, particularly for the surface fisheries.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increased catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

### **Key Results**

1. The results of this assessment indicate a recent recovery trend for bigeye tuna in the EPO (2005–2010), subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004. However, a decline of the spawning biomass began at the start of 2011, persisted through 2012 and reduced both summary and spawning biomasses to their lowest historic levels at the start of 2013. This recent decline may be related to a series of recent below-average recruitments which coincide with a series of strong La Niña events. However, at current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to stabilize at about 0.21, very close to the level corresponding to MSY.
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
3. The recent fishing mortality rates are estimated to be slightly below the level corresponding to MSY, and the recent levels of spawning biomass are estimated to slightly above that level. These interpretations are uncertain and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed rates of natural mortality for adult bigeye, and the weighting assigned to the size-composition data, in particular to the longline size-composition data. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if lower rates of natural mortality are assumed for adult bigeye, and if a greater weight is assigned to the size-composition data, in particular the longline fisheries.

## **2. DATA**

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2012 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2012, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-March 2013. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

### **2.1. Definitions of the fisheries**

Twenty-three fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna (Table 2.1); the spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1. They are defined on the basis of gear type (purse seine, pole and line, and longline), purse-seine set type (on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, IATTC length-frequency sampling area or latitude, and unit of longline catch (in numbers or weight).

In general, the fisheries are defined so that, over time, there is little change in the average size composition of the catch. The fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide an approximate distinction among sets made mostly on flotsam (natural floating-objects) (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mixture of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). Data on catches by pole-and-line gear and by purse-seine vessels setting on dolphins and unassociated schools (Fisheries 6 and 7) are pooled, since relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 are referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools throughout this report. This assessment considers four longline fisheries (Northern, Central, Southern and Inshore). The spatial definitions of the longline fishery are based on the results of a regression tree analysis using longline catch per unit of effort (CPUE) data and length-frequency data to investigate the stock structure of bigeye in the EPO ([Lennert-Cody, Maunder and Aires-da-Silva 2010](#); Lennert-Cody, Maunder and Aires-da-Silva *et al.* 2012).

The previous full assessment of bigeye identified a major shift in residual patterns that occurred in the late 1980s in the bigeye longline size-composition distributions ([Aires-da-Silva and Maunder 2010](#); [Aires-da-Silva, Maunder and Lennert-Cody 2010](#)), due apparently to important temporal changes in longline catchability and/or selectivity. A spatial analysis of trends in the numbers of hooks per basket, which determine the fishing depth of the longline gear, indicated a transition, around the late 1980s, from an early period of increasing and more variable numbers of hooks per basket, to a late period of more stable numbers of hooks per basket ([Aires-da-Silva, Maunder and Lennert-Cody 2010](#)). On the basis of these major changes in fishing technology, which occurred around 1990, all four longline fisheries (Fisheries 12-23) were subdivided into two time periods with different catchabilities and/or selectivities: early (1975-1989) and late (1990-2012).

The catch data reported by the longline fisheries are a mixture of catch in numbers and weight records. Since the Stock Synthesis model (see description in section 4) has the flexibility of including catch data in either numbers or weight, twelve longline fisheries are defined: eight fisheries with catch reported in numbers caught (Fisheries 12-19), and four additional longline fisheries that report catch in weight for the late period (Fisheries 20-23).

## 2.2. Catch

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified in accordance with the fishery definitions described in Section 2.1 and listed in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology in this report is consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout this document, the term “catch” is used to reflect either total catch (retained catch plus discards) or retained catch; the appropriate definition is determined by the context.

Three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1): removals by Fisheries 1, 6, and 12-23 are simply retained catch; removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (Section 2.2.1); and removals by Fisheries 8-11 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.1).

Updated and new catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-11) have been incorporated into the current assessment. The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches by the surface fisheries. Average scaling factors for 2000-2008 were calculated by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates, and these were then applied to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average of Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average

of Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average of Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates.

Updated or new catch data for the longline fisheries (Fisheries 12-23) are available for China (2009 and 2011), Chinese Taipei (2009-2011), Japan (2009-2011), Korea (2011), the United States (2010-2011) and Vanuatu (2005-2011). Catch data for 2012 are available for China, Chinese Taipei, Japan, Korea, and Vanuatu from the monthly reporting statistics. Trends in the catches of bigeye taken by each fishery from the EPO during each year of the 1975-2012 period are shown in the upper panel of Figure 2.2. The annual catch trends for the combined surface fleet (Fisheries 1-11) and the longline fleet (Fisheries 12-23) are also shown (Figure 2.2, lower panel). There has been substantial annual variation in the catches of bigeye by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2, upper panel). Prior to 1996, the longline fleet removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Figure 2.2, lower panel). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from 1 January 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

### 2.2.1. Discards

For the purposes of the stock assessment, it is assumed that bigeye are discarded from the purse-seine catches for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of discarded bigeye is estimated from information collected by observers from the IATTC or national programs, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why fish are discarded, it is assumed that they all die.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained purse-seine catches (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the average discard rate for the same quarter from adjacent years or, if not available, the following year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 8-11), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Maunder and Hoyle 2007). Watters and Maunder (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5), because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of annual discards as proportions of the total (retained plus discarded) catches for the surface fisheries that catch bigeye in association with floating objects are shown in Figure 2.3. For the four main floating-object fisheries (Fisheries 2-5) with corresponding discard fisheries (Fisheries 8-11), the proportions of the catches discarded have been low since the late 1990s relative to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997-1998. There is strong evidence that some of this is due to year classes that were weaker than the 1997-1998 year classes. However, there have been several recruitments since 1998 which have been greater than the long-term average since 1998 (2001-2006; Figure 4.5b). It is possible that the regulations that have prohibited discarding of tuna since 2001 (Resolutions C-00-08 and C-05-04) have caused the proportion of discarded fish to decrease. However, the recent high proportions of discards observed in Fishery 10 (inshore) are an exception.

It is assumed that bigeye tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 12-23).

### **2.3. Indices of abundance**

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. Fishing effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7) have been updated and new data included for 2012. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2009-2011). Trends in the amount of fishing effort exerted by the fisheries defined for this assessment are shown in Figure 2.4. Purse-seine fishing effort (in days fished) has shown an overall increasing trend since the expansion of the floating-object fisheries in the mid-1990s (Fisheries 2, 3 and 5). With respect to longliners, the fishing effort went through a pronounced decline after 2002 (late longline Fisheries 13, 15, 17, and 19) which coincided with the sharp increase in the cost of fuel. However, an increasing trend in longline fishing effort has been observed in the EPO since the late 2000s, particularly in the central and southern areas (Fisheries 15 and 17).

Observer data are available only for purse-seine vessels with a fish-carrying capacity greater than 363 t (IATTC capacity class 6). The catch per unit of effort (CPUE) for such vessels was calculated as catch divided by number of days fished. The number of days fished by set type was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters 2001).

Estimates of standardized CPUE (1975-2011) were obtained for the eight (early and late) longline fisheries (Fisheries 12-19). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder 2006).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 2.5. The indices of abundance that were considered appropriate for model fitting in the assessment were the CPUE series from the early and late Central and Southern longline fisheries (Fisheries 14-15 and 16-17, respectively). The areas covered by these fisheries include the main longline fishing grounds for bigeye. Some of the fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low (Fishery 1) or because they combined gears (purse seine and pole and line; Fisheries 6 and 7). In the previous assessment base case model configuration, the model was allowed to fit the indices of abundance from Fisheries 2, 3, and 5 (purse-seine sets on floating objects) and also Fisheries 12-13 and 18-19 (early and late Northern and Inshore longline fisheries). However, this was done while estimating the coefficients of variation (CVs) for these CPUE indices, which substantially down-weights their influence on the model fit. Considering their higher variability and lesser representativeness of the bigeye stock, these indices were excluded from the model fit in the current assessment, to avoid potential conflicts with other sources of data (see Section 4.3, Diagnostics).

### **2.4. Size composition data**

New length-frequency data for 2012 are available for the surface fisheries. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2006-2011). Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006), and therefore these data are not used in the base case assessment. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis in which the Chinese Taipei fleet was treated as a separate fishery. Also, Wang *et al.* (2009) carried out an investigation that treated the Chinese Taipei fishery as a separate entity, rather than combining data for that fishery with those for other longline fisheries, as in this assessment. The results from these studies revealed few differences with respect to the base case results.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in previous assessments. The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125

cm) bigeye (Figures 2.6a-b, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium-sized bigeye (Figure 2.6a, Fishery 1); since 1993, however, small bigeye from the purse-seine fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (Figures 2.6a-b, Fisheries 2-5). An exception is the 1999-2002 period, when a strong cohort moved through the fishery and medium-sized fish dominated the catch of the floating-object fisheries.

Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured in unassociated schools (Figure 2.6b, Fishery 6). Since 1990, more small and large (>125 cm) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.6c, Fishery 7).

As described above, there is high variability in the size composition data of the surface fisheries. This variability is particularly strong in the Central floating-object fishery (Fishery 3) when strong cohorts appear and are apparently targeted over the subsequent years (Figure 2.6a). This pattern has also been identified in the floating-object fisheries for yellowfin tuna, and indicates that selectivity is time-varying for these fisheries (External review of the yellowfin tuna assessment: Document [YFT-01-06](#) and [report](#)). As described below, selectivities are assumed to be constant over time for the surface fisheries in the bigeye assessment (see Section 4, Stock Assessment). This potential model misspecification has been identified as a plausible cause for the strong retrospective pattern in recent recruitment estimates in previous assessments. For this reason, the size composition data of all surface fisheries has been down-weighted in the present base case model configuration (see Section 4, Stock Assessment).

The catches taken by longline fisheries 12-19 have distinctly different size compositions. In the area north of 10°N (Northern longline Fisheries 12 and 13), longliners catch mostly medium-sized fish, and the average size composition has two distinct peaks (Figure 2.6c: bands at 80 cm and 120 cm). In the Central and Southern longline areas (Fisheries 14-15 and 16-17, respectively), longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye (Figures 2.6d and 2.6e). However, there appears to have been a transition from medium-sized fish to fish over 150 cm during the late 1980s. There also seems to be a shift to larger fish caught by longliners in the inshore area (Fisheries 18 and 19) around the late 1980s, but these fish are not as large as those caught in the central and southern areas in the late period (Fisheries 15 and 17). In order to better model these observed shifts in the size-composition data of bigeye caught by longliners, and deal with the associated residual pattern (see Section 4.3.1), the current assessment considers two time blocks with different catchabilities and/or selectivities for all longline fisheries (see Section 2.1).

Diagnostics identified the Japanese longline length-frequency data as the most influential component determining absolute scale (the  $R_0$  parameter) in the previous base case model configuration (see Section 4.3, Diagnostics). This effect was minimized in the current assessment by down-weighting these data.

### **3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS**

#### **3.1. Biological and demographic information**

##### **3.1.1. Growth**

As with many tuna species, specifying growth in the bigeye stock assessment for the EPO presents some challenges. Age-at-length data derived from readings of daily increments on otoliths are available for fish up to four years of age only (Schaefer and Fuller 2006), a narrow spectrum of ages for a species that is estimated from tagging studies to have a lifespan of at least 15-16 years (Langley *et al.* 2008). Otolith readings for large (older) fish are very difficult to interpret. Acquiring tag-recapture information for the older fish has been problematic since it is difficult to capture large bigeye for tagging, and few samples of tag recaptures from larger fish have been available from the longline fisheries.

The most recent study of the age and growth of bigeye in the EPO was done by Schaefer and Fuller (2006), who used tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth. The two data sources provided very similar estimates, but the asymptotic length of the von Bertalanffy growth curve is much

greater than any length recorded. This is reasonable as long as no biological significance is given to the asymptotic parameter and the growth model is used only as a representation of the ages of fish that were sampled. The maximum age in their data set is around 4 years (16 quarters), and hence the resulting von Bertalanffy growth curve cannot be used to predict growth beyond this age.

An attempt has been made to estimate growth internally in previous EPO bigeye assessment models. The growth model is fitted to the age-at-length data from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) and the bigeye size-composition data sampled from different fisheries. Using the A-SCALA stock assessment model (Maunder and Watters 2003), a Richards growth curve was fitted while setting the asymptotic length parameter at about the size of the largest bigeye in the data (186.5 cm; Maunder and Hoyle 2006). This resulting curve has also been taken as a prior for all ages in the bigeye assessment (Maunder and Hoyle 2007).

Previous growth studies and stock assessments of tuna species (*e.g.* Harley and Maunder 2005; Maunder 2002a) indicate that rapid and almost linear growth of juvenile tuna is best fitted by a Richards growth model. In two early assessments of bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2007, 2009), a von Bertalanffy growth curve was used to predict the mean length-at-age, due mainly to a Richards function not being available then in Stock Synthesis (version 2; Methot 2005). In a subsequent bigeye assessment ([Aires-da-Silva and Maunder 2010a](#)), a sensitivity analysis was performed using the Richards growth model. There were substantial improvements in the model fit to the data, particularly to the bigeye age-at-length (otolith readings) and size-composition data.

Following the recommendations of the [external review](#) of the IATTC staff's assessment of bigeye tuna, held in May 2010, a transition was made in the previous full assessment from the traditional von Bertalanffy model to a more flexible Richards growth model ([Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)). The choice of  $L_2$  (average size of the oldest fish) for bigeye is somewhat arbitrary, and the parameter has generally been fixed at about the size of the largest fish in the data. As in previous assessments, and following the recommendation of the [external review](#),  $L_2$  is pre-specified rather than estimated in the present bigeye assessment; it was fixed at 185.5 cm, a value which is about the average size of the largest fish in the data. Previous sensitivity analyses have shown that the bigeye assessment results are highly sensitive to the assumed value for  $L_2$  (Hampton and Maunder 2005; Aires-da-Silva and Maunder 2007; [Aires da Silva and Maunder 2010c](#); [Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)).

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length-at-age, which can be just as influential as the mean length-at-age. Information on the variability of length-at-age can be obtained from age-at-length data, which is available for bigeye tuna (Schaefer and Fuller 2006). Unfortunately, the bigeye otolith samples were not collected randomly, but rather to cover a range of sizes to provide information on mean length-at-age. Therefore, these data do not provide a good measure of variation of length-at-age. In a previous assessment using A-SCALA (Maunder and Hoyle 2007), conditional probability was used to apply an appropriate likelihood to the data and estimate variation of length-at-age. These variability estimates have been used (fixed) in the latest assessments of bigeye that use Stock Synthesis. Following a recommendation of the [external review](#), in the previous full assessment ([Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)) the parameters that determine the variance of the length-at-age were estimated rather than set to the values estimated from A-SCALA. Age-at-length data derived from otolith readings from fish caught in the floating-object fisheries (Schaefer and Fuller 2006) were integrated into the stock assessment model to provide information on variation in length at age.

Progress has been made in reducing the uncertainty regarding bigeye growth, in particular the average size of the older fish ( $L_2$ ). A Richards growth model (Schnute 1981) was developed to fit simultaneously to the age-at-length (otolith readings) and tag-recapture data, following the Laslett-Eveson-Polacheck statistical framework (Laslett *et al.* 2002; Eveson *et al.* 2004). The age-at-length data consisted of age estimates from counts of daily increments on otoliths, and the lengths of 254 fish caught in 2002 in the

floating-object fisheries (Schaefer and Fuller 2006). As noted above, these otolith readings are mostly from bigeye less than 4 years old and less than 150 cm in length. The available tag-recapture data are also dominated by young bigeye of less than 150 cm. However, some tag-recapture observations from larger (older) bigeye are also available, thanks to the recent recaptures of bigeye of up to 190 cm after times at liberty up to almost 8 years.

The integrated aging and tagging data Richards growth model was parameterized following Schnute (1981). The variability of the length at age was estimated assuming a linear relationship between the standard deviation of the length at age and the mean length at age. The estimated Richards growth curve for bigeye, and the associated variability of the length at age and the model fit to the age-at-length and tag recapture data, are shown in Figure 3.1a. A comparison between the new Richards growth curve and that used in the last full assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2011) is shown in Figure 3.1b. The value assumed for  $L_2$  increased from 185 cm in the last assessment to 196 cm in the current assessment. In addition, the variability of the length-at-age increased slightly in the current assessment, particularly for older fish.

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert lengths to weights in the current stock assessment:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

where  $w$  = weight in kilograms and  $l$  = length in centimeters.

### **3.1.2. Natural mortality**

Age-specific vectors of natural mortality ( $M$ ) are assumed for bigeye. This assessment uses a sex-specific model, and therefore natural mortality schedules are provided for each sex (Figure 3.2). A higher level of natural mortality ( $M = 0.25$ ) is assumed for fish of both sexes 0 quarters old, decreasing to 0.1 at 5 quarters of age. As in previous assessments, it is assumed that the natural mortality of females increases after they mature. These age-specific vectors of natural mortality are based on fitting to the estimates of age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality of Hampton (2000).

The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the maximum sustainable yield (MSY; see definition in Section 5) (Watters and Maunder 2001) is retained. Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters. In addition, the effect on the bigeye stock assessment of assuming alternative scenarios of juvenile natural mortality rates has been evaluated (Document [SARM-9-INF-B](#)<sup>1</sup>). The management quantities showed little sensitivity when higher levels of  $M$  were assumed for fish 0-5 quarters of age. In contrast, they showed a greater sensitivity to the assumption made about the oldest of the early ages (5-12 quarters old) included in the early high levels of  $M$ . However, the high levels of  $M$  assumed for bigeye 5-12 quarters (60-120 cm) old seem unrealistic. This report presents a sensitivity analysis to assuming lower and higher rates of adult natural mortality for bigeye (Appendix B).

An ongoing investigation of natural mortality rates for bigeye, based on an integrated analysis which includes tagging and sex ratio data, indicates levels of  $M$  for adult bigeye higher than those currently used (Maunder *et al.* 2010). However, these estimates are highly uncertain, and strongly dependent on the assumptions made about tag-reporting rates by longliners.

### **3.1.3. Recruitment and reproduction**

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

---

<sup>1</sup> <http://www.iatc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

The Stock Synthesis model allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called steepness. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of a lack of contrast in spawning biomass and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that can cause recruitment to be extremely variable. For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. However, simulation analyses have shown that estimation of steepness is problematic, with large uncertainty and frequent estimates equal to 1 even if the true steepness is moderately less than 1 (Conn *et al.* 2010). A sensitivity analysis with steepness = 0.75 and a likelihood profile on this parameter are presented in Appendix A of this report. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied. Recruitment is modeled at age-0 in Stock Synthesis.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan. Information on age at length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert proportion mature at length into an age-at-maturity schedule (Figure 3.3, Table 3.1). A maturity at length schedule following Schaefer and Fuller (2006) is incorporated in the assessment model. The corresponding age-at-maturity schedule is available (Figure 3.3 and Table 3.1).

### 3.1.4. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies indicate substantial levels of regional fidelity of bigeye within the EPO. This implies that localized depletion patterns of bigeye may exist in the EPO. A preliminary evaluation of spatial structure in the bigeye stock assessment has been initiated ([Aires-da-Silva and Maunder 2010b](#)). A spatially-structured framework will be considered in future stock assessments. The spatial definition of the fisheries accommodates some forms of movement by means of different selectivity and catchability.

### 3.1.5. Stock structure

Schaefer and Fuller (2009) provide an overview of the stock structure of bigeye in the EPO. The results of tagging studies in the equatorial EPO, with releases restricted to around 95°W, indicate restricted movements and regional fidelity to the equatorial EPO, and suggest a very low level of mixing between the eastern and western Pacific (Schaefer and Fuller 2002, 2009). Accordingly, and for the purposes of the current assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific Ocean (WCPO), and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff periodically conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community and of the NRIFSF. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the Stock Synthesis model. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific Ocean provided biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004), and differences in absolute levels of biomass were mainly due to differences in growth rates between the two sides of the Pacific Ocean.

In order to investigate the sensitivity of the assessment results to the assumptions made about stock structure, a sensitivity analysis to extending the western limit of the bigeye stock distribution was conducted ([Aires-da-Silva and Maunder 2010a](#)). When the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E, and the additional catch taken from the WCPO was included in the model, the recruitments and biomasses were greater than those estimated by the base case model, but the relative trends are very similar. When the model was also fitted to the additional CPUE and size-composition data from the WCPO, the biomass estimates for most years became lower than the base case, but the relative trends were also similar. The stock status assessment for these sensitivity analyses was similar to that for the base case.

### **3.2. Environmental influences**

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. In previous assessments (e.g. Watters and Maunder 2001, 2002), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at a depth of 240 m were used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious, so the relationship between zonal velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, this relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. In fact, two of the periods of greatest recruitment (1982-1983 and 1997-1998) coincide with the two strongest El Niño events of the 20<sup>th</sup> century. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index; this showed that there was a significant negative relationship, but it explained only a small proportion of the total variability in the recruitment.

Other sensitivity analyses in which environmental indices were incorporated into the stock assessment model have been conducted in previous assessments. It was assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5) (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002). In the assessment of Maunder and Harley (2002), an environmental influence on catchability was assumed for the Central floating-object fishery (Fishery 3) only. It was found that including this effect did not greatly affect the results.

In general, analyses in which no environmental indices were included produced estimates of recruitment similar to those that used zonal velocity (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year-class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts, for which few size-composition samples are available. A previous sensitivity analysis of the effect of including the environmental index showed that the index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006), or explained only a small proportion of the total variation in recruitment (Maunder and Hoyle 2007). However, the “two-stanza” recruitment pattern for bigeye in the EPO identified in earlier assessments (Section 4.1.2), which consists of a period of lower recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-2009), may be preventing a significant correlation. Investigating environmental correlations for the late period only may be preferable. The time series of bigeye quarterly recruitments estimated in the current assessment (1975-2012) are compared with the Southern Oscillation Index (SOI; Philander 1990) (see Section 4.1.2.). An evaluation of spatial structure in the bigeye assessment indicates that similar recruitment trends in different regions of the EPO may be driven by a similar large-scale environmental effect (e.g., El Niño/La Niña events) ([Aires-da-Silva and Maunder 2010b](#)).

In view of the results from previous sensitivity analyses described above, no environmental index was incorporated into this assessment.

## **4. STOCK ASSESSMENT**

The Stock Synthesis model (SS - Version 3.23b; Methot 2005, 2009; Methot and Wetzel 2013) was used

to assess the status of bigeye tuna in the EPO. It consists of a size-based, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model.

The model is fitted to the observed data (indices of relative abundance and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 8-11) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes (fully selected between 1 and 3 quarters of age).
2. The size-based selectivity curves for the late longline fisheries in the Central and Southern areas (Fisheries 15 and 17) are assumed to be asymptotic.
3. The data for fisheries that catch bigeye tuna in unassociated schools (Fisheries 6 and 7), the pre-1993 and Inshore floating-object fisheries (Fisheries 1 and 4), and fisheries whose catch is composed of discards from sorting (Fisheries 8-11), provide relatively little information about biomass levels, because these fisheries do not direct their effort at bigeye. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance. The CPUE time series for the Southern, Central and Northern floating-object fisheries (2-3) are highly variable. For this reason, and to avoid potential conflicts in the model fit with more reliable CPUE data, these CPUE time series were not used as indices of abundance. Likewise, the CPUE time series of the Northern and Inshore longline fisheries (12-13 and 18-19) were not used as indices of abundance. The former fishery is seasonal, and the catches of bigeye by both fisheries are minor.

The following parameters have been estimated in the current stock assessment of bigeye tuna from the EPO:

1. Recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the fourth quarter of 2012 (includes estimation of virgin - or average - recruitment and temporal recruitment penalized anomalies);
2. Catchability coefficients for the four CPUE time series that are used as indices of abundance (the early and late periods of the Central and Southern longline fisheries (14-15 and 16-17, respectively). Following a recommendation by the [external review](#), two time blocks (early and late fisheries, split at 1990, associated with a change in the mean length of the catch) with different catchability parameters are assumed for these longline fisheries.
3. Following a recommendation by the [external review](#), the coefficients of variation (CVs) of the CPUE for the early and late Southern longline fisheries (16 and 17) were fixed at 0.15. The same fixed CV is applied in the current assessment to both periods (early and late) of the Central longline fisheries (14 and 15) which have shown similar CPUE trends to those observed in the Southern longline fisheries (16 and 17).
4. Selectivity curves for fifteen of the 23 fisheries (Fisheries 8-11 have an assumed selectivity curve, and the selectivities of Fisheries 20 to 23 are the same as those of Fisheries 13, 15, 17, and 19, respectively). Except for the late Central and Southern longline fisheries (15 and 17), which catch larger bigeye, the selectivity curves of all fisheries that retain their catches are assumed to be dome-shaped (double normal).
5. Initial population size and age structure. Two initial fishing mortality parameters (for surface and combined longline fisheries, respectively) are estimated. In addition, the average recruitment used to estimate the initial conditions and deviates for the youngest 15 age classes are estimated.

The following parameters are assumed to be known for the current stock assessment of bigeye in the EPO:

1. Mean length-at-age and the variability of the length at age (Figure 3.1a);
2. Sex- and age-specific natural mortality rates (Figure 3.2);
3. Age-specific maturity curve (Table 3.1 and Figure 3.3);
4. Selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 8-11);
5. The steepness of the stock-recruitment relationship.

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average fishing mortality rates, by gear, for 2010-2012. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the last year (2012) in the 3-year average fishing mortality rate estimate was tested. For this purpose, a 2-year (2010-2011) average fishing mortality rate was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population or of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and CVs. The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model does perfectly represent the dynamics of the system. Since it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment. The model structure uncertainty is investigated in several sensitivity analyses.

The following summarizes the important aspects of the base case assessment (1) and the three sensitivity analyses (2-4):

1. **Base case assessment:** steepness of the stock-recruitment relationship = 1 (no relationship between stock and recruitment); the mean length-at-age, and the parameters that define the variability of the length-at-age, are fixed; fitted to CPUE time series for the early and late periods of the Central and Southern longline fisheries (14-17) (two time blocks of catchability separating the early and late periods of these fisheries); two time blocks of selectivity for longline Fisheries 12-19; asymptotic size-based selectivities for the late Central and Southern longline fisheries (15 and 17), which catch larger bigeye; and down-weighted size composition data for all fisheries (a multiplicative weighting factor –  $\lambda$  (lambda) - of 0.05 was applied to all size composition data; see Sections 2.4, Size composition data, and 4.3, Diagnostics, for rationale on this assumption).
2. **Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship.** The base case assessment includes the assumption that recruitment is independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis. In addition, a likelihood profile for steepness was computed (steepness ranging from 0.5 to 1, with 0.1 increments).
3. **Sensitivity to assuming lower and higher values of adult natural mortality ( $M$ ) for both females and males.** While defining the alternative  $M$  schedules for bigeye, and in order to maintain the age-specific absolute differences of natural mortality estimated from sex-ratio data (Figure 3.2), the  $M$  values for adult (12+ quarters old) females and males assumed in the base case were decreased/increased by the same multiplicative factor (Figure B.1).
4. **Sensitivity to weighting assigned to the size composition data.** In the base case model, a multiplicative weighting factor (lambda,  $\lambda$ ) of 0.05 was applied to the size composition data of all surface and longline fisheries. The following sensitivity analyses were done to explore the effect on the assessment results of assigning different weights to individual fisheries or groups of fisheries: 1) down-weighting ( $\lambda = 0.05$ ) the size composition data for only the surface or the

longline fisheries at a time, while keeping the original weighting ( $\lambda = 1$ ) for the fisheries of the other gear type; 2) down-weighting ( $\lambda = 0.05$ ) the size composition data for all fisheries except the Central and Southern longline fisheries (14-17) which were driving absolute scale ( $R_0$ ) in the previous base case model configuration (see Section 4.3, Diagnostics); 3) down-weighting ( $\lambda = 0.05$ ) the size composition data for all fisheries except the Southern floating-object fishery (2), which shows less variability and potentially less issues related to time-varying selectivity (see Figure 2.6a).

#### 4.1. Assessment results

The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

##### 4.1.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality of bigeye in the EPO. On average, the fishing mortality of fish less than about 15 quarters old has increased greatly since 1993, and that of fish more than about 15 quarters old has increased to a much lesser extent since then (Figure 4.1). The increase in average fishing mortality of younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 2-5). These fisheries catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are generally less than about 100 cm in length (Figure 4.2), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.4).

Temporal trends in the age-specific amounts of annual fishing mortality of bigeye are shown in Figure 4.3. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (Figure 2.4) and changes in catchability. The trend in annual fishing mortality rate by time shows that fishing mortality has increased greatly for young fish (ages 1-12 quarters) since the early 1990s. This was due to the expansion of the purse-seine fisheries that catch juvenile bigeye on floating objects since 1993. Fishing mortality for older fish (13+ quarters) has also increased over the historic period of the assessment until the early 2000s. From 2002 to 2007-2008, fishing mortality of older fish declined by about 70%, which may be due to the combined effect of decreased longline fishing effort in the EPO (Figure 2.4) as well a strong cohort which entered the fishery in 1998 (see Section 4.1.2, Recruitment). Afterwards, fishing mortality rates for older fish increased again until 2012 (Figure 4.3). Fishing mortality rates for older fish (20+ quarters) increased greatly in the early 1990s, which is associated with the change in selectivity, as higher proportions of larger (>150 cm) fish became vulnerable to the longline fisheries, particularly in the Central and Southern areas (Fisheries 15 and 17, respectively; Figures 2.6d-e). The average levels of adult fishing mortality have remained nearly half of those for juvenile bigeye since the mid-1990s. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix E (Table E.1).

##### 4.1.2. Recruitment

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.4). Previous assessments of bigeye in the EPO (e.g. Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which corresponds to a model with an assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost equilibrium yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Zhu *et al.* 2012). A sensitivity analysis is presented in Appendix A that assumes that recruitment is related to stock size in varying degrees (steepness ranging from 0.5 to 1).

The time series of estimated quarterly recruitment (age-0 quarters fish) of bigeye produced by the current stock assessment is shown in Figure 4.5a, and the total recruitment estimated to occur during each year is shown in Figure 4.5b and Table 4.1. There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly strong in 2005. More recently, the recruitments were below average during 2007-2009, and have fluctuated around average during 2010-2012. The most recent annual recruitment estimate (2012) is slightly below average levels. However, this estimate is highly uncertain, and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

There are two important features in the time series of estimated recruitment of bigeye which have been identified in previous assessments ([Maunder and Hoyle 2007](#); [Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)). In previous assessments, estimates of recruitment before 1993 were very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with FADs were not in use. In addition, a “two-stanza” pattern was prominent in the time series of bigeye recruitments for the EPO (Figure 4.5 of [Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)). This pattern was characterized by an early period of low recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-2009) which coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The “two-stanza” recruitment pattern has been greatly minimized under the current base case model configuration (Figure 4.19a in Section 4.4, Comparison to previous assessment). As explained in Sections 4.3, Diagnostics, and 5.3, Sensitivity Analyses, diagnostic analyses revealed that results from the previous bigeye assessment model configuration were highly driven by the model fit to the bigeye size-composition data. This dominant effect is not desirable, since there are unexplained inconsistencies with the longline size composition data and potential lack of the right modeling process to deal with time-varying selectivity of the surface fisheries (see Section 2.4, Size composition data, and Section 4.3, Diagnostics). Down-weighting the size composition data substantially reduced (about halved) the recruitment pattern; however, a shift towards higher average recruitment levels after 1994 is still apparent in the time series (Figure 4.19a). Any of the hypothesis previously presented to explain the recruitment pattern are still valid (Document [SARM-9-INF-B](#); [Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson 2010](#)). The impact on the bigeye assessment results of potentially biased low recruitments prior to 1994 has been investigated as a sensitivity analysis in the previous full assessment ([Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)). Adjustment of the spawning biomass ratios (SBRs, see definition in Section 5.1) and management quantities to using the recent period of the assessment only to calculate average recruitment would result in a more pessimistic stock evaluation (see Appendix A of [SARM-9-INF-B](#)). A sensitivity analysis was performed in the previous full assessment using fishery data covering the most recent period of the fishery only (1995-2009), which best reflects the current mix of tuna fisheries (surface and longline) and selectivities operating in the EPO (see Appendix D of [Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)).

In Appendix D, the time series of estimated bigeye quarterly recruitments (1995-2009) are compared with the Southern Oscillation Index (SOI; Philander 1990). The strongest bigeye recruitments estimated within the historic period of the assessment (1975-2012) coincide with the strongest El Niño events, which were felt in 1983 and 1998. The relationship tends to indicate that the bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events (Figure D.1); however, the relationship often breaks down. The mainly below-average recruitments since 2007 coincide with a period dominated by particularly strong La Niña events.

#### 4.1.3. Biomass

Trends in the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1985, and reached the highest historic peak of about 1,378 thousand t in 1986, after which it gradually decreased to a historic low of about 428 thousand t at the beginning of

2013, with two intermediate peaks at 2000 and 2008. The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.7, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have rebuilt during 2004-2010, after which they gradually declined to their lowest historic levels at the start of 2013. A simulation study indicates that the population increase may be attributed to the effect of the IATTC tuna conservation resolutions that started in 2004 (Section 6.2.3). Additional factors likely contributing to this increase are above-average recruitments and reduced longline effort in the EPO in the last decade. The most recent period dominated by below-average recruitments (2007-2012) could explain the declining trend observed since 2010.

There is uncertainty in the estimated biomasses of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.30, which represents a slight decrease in precision when compared to previous assessments (CV at about 0.2). This results from the down-weighting of the size-composition data in the current assessment, which decreased the precision of the recruitment estimates and reduced information on abundance from the size-composition data, particularly for the two longline fisheries with asymptotic selectivity (Fisheries 15 and 17).

Given the amount of uncertainty in the estimates of both recruitment and biomass (Sections 4.1.2 and 4.1.3), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in recruitment or fishing mortality. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions. First, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2001; Figure 4.6) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1997-1998, respectively; Figure 4.5). These strong recruitments coincide with the strongest El Niño events, which were felt in 1983 and 1998 (Figure D.1)

Second, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected over the historic period of the assessment (1975-2013), using the time series of estimated recruitment anomalies in the absence of fishing. To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was run forward as in the no-fishing simulation (see Wang *et al.* 2009 for details of the simulation methodology). The results of this analysis are shown in Figure 4.8. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in effort by the longline fisheries, and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the population is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall, the current spawning biomass is estimated to be about 22% of that expected had no fishing occurred.

#### **4.1.4. Average weights of fish in the catch**

Trends in the average weights of bigeye caught by the fisheries that operate in the EPO are shown in Figure 4.9. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly small fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (Maunder and Hoyle 2007). The average weight of bigeye taken by the longline fisheries (Fisheries 12 and 19) has been around the critical weight, which indicates that these fisheries tend to maximize the yield per recruit. The average weight for all fisheries combined declined substantially after 1993 as the catch of bigeye in purse-seine sets on floating objects increased and that of bigeye by longline decreased.

The average weight in both the surface and longline fisheries declined around 1997-2000 as a strong cohort entered the fishery. The average weights then increased as the fish in that cohort increased in size. The average weight then declined again as that cohort was removed from the population.

The average weights for the surface fishery predicted by the model differ from the observed mean weights, particularly before 1984 (Figure 4.9, middle panel). The observed average weights are estimated by scaling up the length-frequency samples to the total catch, which differs from the method used in the stock assessment model, which uses the selectivity curves and estimated fishing mortality rates for each fishery to estimate the average weight. There was an apparent shift around 1985 from higher proportions of smaller (<75 cm) bigeye caught to higher proportions of medium-sized (75-125 cm) bigeye caught by the early floating-object fishery (Fishery 1; Figure 2.6a). Therefore, assuming two time blocks of selectivity (pre- and post-1985) in future assessments may help to minimize the differences between observed and predicted average weights for this early fishery.

Improvement was made in the previous full assessment ([Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)) with regard to the differences identified in previous assessments between the observed weights of bigeye caught by Japanese longliners and the estimates predicted by the stock assessment model (Figure 4.9, bottom panel). This better correspondence between the observed and predicted average weights of bigeye results from the new assumption of two blocks of catchability and selectivity for the longline fisheries, split at 1990 (recommendation by the External Review). There are some exceptions, particularly in the late 1990s and early 2000s, which coincide with the expansion of the Chinese Taipei fishery in the EPO. The correspondence between the observed and predicted average weights of bigeye for the longline fishery has deteriorated for the late period (post-1990) under the current base case model configuration. Specifically, the model overestimates the average weight of bigeye caught by the longline fisheries. This result can be explained by the down-weighting of the size-composition data as well as the higher assumed value for the average size of the oldest fish ( $L_2$ ).

## 4.2. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

## 4.3. Diagnostics

Diagnostics are discussed in the next four sections: data diagnostics,  $R_0$  profile, residual analysis, and retrospective analysis.

### 4.3.1. $R_0$ profile

A new method for diagnosing over-weighting of size-composition data and misspecification of selectivity based on likelihood profiling of virgin recruitment is applied to the bigeye tuna assessment. Virgin recruitment ( $R_0$ ; the equilibrium recruitment in the absence of fishing) is a common parameter in stock assessment that scales the population size. Information on population size comes from two main sources: 1) how catch changes indices of relative abundance; and 2) how the relative abundance changes in consecutive ages of age composition data (or appropriately adjusted size-composition data). Francis (2011) argues that abundance information should primarily come from indices of abundance and not from composition data. This is particularly true if the selectivity curve is not asymptotic. The diagnostic indicates over-weighting of composition data or misspecification in selectivity when the associated composition component of the likelihood profile for  $R_0$  provides too much information about how low or how high  $R_0$  can be. The selectivity curve for the fishery or survey related to that composition data should be modified, or the weighting of the composition data reduced, so that the composition data has little information on  $R_0$ . These features are indicative of model misspecification and should be minimized (Francis 2011).

The following aspects are revealed from the  $R_0$  likelihood profile diagnostic applied to the results from the previous base case model configuration (Figure 4.10a). First, the  $R_0$  maximum likelihood estimate at about 8.6 (in log space) is strongly driven by the dominant gradient provided by the size-composition data of Fishery 17, which consists of the late period of the Southern longline fishery, which assumes logistic selectivity (top panel, Figure 4.10a). The change in the negative log-likelihood is about 30 units higher compared to that of other data components. Second, there is a conflicting trend between the CPUE data

fitted in the model as indices of abundance (bottom panel 4.10a). While the CPUE data of longline Fisheries 14, 16, and 17 are signaling the model for a low  $R_0$  estimate, Fishery 15 is dominating among the CPUE data components towards a higher  $R_0$  value.

The issues above were minimized through down-weighting of the size-composition data (4.10b). A multiplicative weighting factor of 0.05 ( $\sim 1/30 = 0.03$ ) was applied equally to all size-composition data.

#### 4.3.2. Residual analysis

The model fits to the CPUE data from different fisheries are shown in Figure 4.11a-c. The model fits the longline CPUE observations of the early and late Central and Southern longline fisheries closely (Fisheries 14-15 and 16-17, respectively). The model fits particularly well to the CPUE data of the early and late Southern longline fishery (Fisheries 16 and 17). When compared to model fits from previous assessments (Figure 4.10 of [Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)), the new assumption of two time blocks (early and late) for longline catchability and selectivity greatly improved the model fit to the CPUE increases observed around the mid-1980s (Fishery 16) and early 2000s (Fishery 17). The fits to the surface fisheries CPUE data series are less satisfactory.

Pearson residual plots are presented for the model fits to the size-composition data (Figures 4.12a-f). The gray and black circles represent observations that are, respectively, less than and greater than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model underestimates (black circles) the proportions of medium and small fish for the post-1993 floating-object fisheries. In particular, it underestimates the proportions of large fish during 1999-2002, when a strong cohort moved through the fishery.

No prominent residual pattern is identifiable in the model fit to size-composition data collected for both periods of the Northern (Fisheries 12 and 13) and Inshore (Fisheries 18 and 19) longline fisheries. However, there is still prominent residual pattern in the model fit to the Central (Fisheries 14 and 15), and the Southern (Fisheries 16 and 17) longline size-composition data. The residual pattern is particularly strong in the model fit to the length data from the late period of the Southern and Central longline fisheries (Fisheries 15 and 17; Figure 4.12d-e). Specifically, the proportions of medium-sized fish are systematically underestimated around two distinct length modes centered at about 100 and 150 cm. Possible reasons for the remaining pattern are further spatial misspecification issues, time-varying selectivity, and dome-shaped rather than logistic selectivity as specified for this fishery. The average fits to the observed size-compositions of the catches taken by the surface and longline fisheries defined in the stock assessment model are shown in Figure 4.12g. The model fits to the size-compositions of the recent catches of bigeye are also shown for different selected fisheries (Figures 4.12h-k). The model estimates more larger fish in the two longline fisheries with asymptotic selectivity than were observed.

The fit to the data, as measured by root mean square error, indicates that the model fits the CPUE index for the early and late Southern longline fisheries (Fisheries 16 and 17) better ( $CV = 0.11$  and  $0.13$ , respectively) than the CPUE index for the early and late Central longline fisheries ( $CV = 0.19$  and  $0.12$ , respectively). Although the model is not fitting to the CPUE series of the other fisheries, the root mean square error provides an indication of how well the model corresponds with these data. Disregarding the CPUE series of floating-object Fisheries 1 and 4 (early and Inshore) which are not considered reliable, the worst correspondence to the CPUE data are those for floating-object fisheries 3 and 5 (both with  $CV = 0.57$ ), followed by the late Northern longline fishery (Fishery 13;  $CV = 0.43$ ). These results are very similar to those obtained in the previous full assessment ([Aires-da-Silva and Maunder 2011](#)) in which the CPUE series of the floating-object fisheries were fitted in the model while estimating their CVs. With respect to the length-frequency data, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes in the likelihood functions. In an earlier assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2007), a sensitivity analysis, using iterative reweighting, was conducted to investigate the weighting of the data sets. Specifically, the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions were determined iteratively, based on the fit to the data.

When iterative reweighting was applied, more weight was given to the length-frequency data, and the biomasses were estimated to be lower in the earlier and later segments of the historical period. However, increasing the weight on the size-composition data causes the composition data to have an even larger influence on the estimates of absolute abundance and abundance trends relative to the indices of abundance, which is not desirable.

#### 4.3.3. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the method. This approach is different from the comparison of recent assessments (Section 4.4), in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective bias does not necessarily indicate the magnitude and direction of the bias in the current assessment, only that the model may be misspecified.

Retrospective analyses were conducted by removing one year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, 2010) and four years (2012, 2011, 2010, 2009) of data (Figures 4.13-4.15). Previous bigeye assessments showed strong retrospective patterns in the recent recruitment estimates, which propagated into the recent biomass levels. Specifically, the recruitment and biomass estimates from the base case model were lower than those estimated when the last years of data were not incorporated into the model. Retrospective bias in recent recruitment estimates was greatly minimized with the current base case model configuration (Figure 4.13) when compared to retrospective analyses presented in previous assessments. This improvement resulted from down-weighting the size-composition data, which indicates some model mis-specification in previous assessments (*e.g.*, constant selectivity curves for the floating-object fisheries). Likewise, a retrospective pattern is not found in the recent estimates of the summary biomass produced by the current assessment (Figure 4.14). The exception is the run dropping the longest period of terminal years (four years), which resulted in a slight change of absolute scale. However, there is no retrospective bias in the time series of the spawning biomass ratios (SBR, see definition in Section 5.1) even when the last four years of data are dropped from the model (Figure 4.15).

#### 4.3.4. Sensitivity analyses

The results of the three sensitivity analyses are presented in the appendices: sensitivity to (a) the stock-recruitment relationship (Appendix A); (b) assuming higher rates of adult natural mortality ( $M$ ) for bigeye (Appendix B); and (c) assigning different weighting to the size-composition data (Appendix C). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status until Section 5. A comparison of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.3a. In addition, a comparison of the average effective sample sizes estimated for the base case and the sensitivity analyses is given in Table 4.3b.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set at 0.75. The estimates of the summary biomass (Figure A.1) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. Absolute recruitment estimates are slightly greater than those estimated in the base case (Figure A.2a), but the relative recruitment time series is similar to that of the base case (Figure A.2b). The trends in the SBR are very similar between the base case and the model that assumes a stock-recruitment relationship (Figure A.3). The estimated stock-recruitment relationship is shown in Figure A.4. A likelihood profile on the steepness parameter indicates that the model fits the data better for higher values of steepness, and that the base case (steepness = 1) produced the best fit. In addition, different data components all support a steepness of 1.

A sensitivity analysis was conducted to assuming several scenarios of adult natural mortality ( $M$ ) for bigeye tuna of both sexes (Figure B.1). To be consistent with the absolute differences in  $M$  between females and males estimated from sex-ratio data, the absolute difference in  $M$  between sexes was kept the same in all sensitivity analyses. The biomass and recruitment estimates are very sensitive to adult  $M$  (Figures B.2 and B.3): they are greater for higher levels of adult  $M$ . As expected, absolute recruitment estimates increase in order to explain observed catches with higher natural mortality rates (Figure B.3a). As described in [Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson \(2010\)](#), assuming higher rates of adult  $M$  contributes to minimizing the “two-stanza” bigeye recruitment pattern (Section 4.1.2). A likelihood profile on adult  $M$  indicates that the model fits better for higher values of  $M$  than those assumed in the base case (Figure B.5). However, these rates seem unreasonably high for bigeye.

A sensitivity analysis was conducted to investigate the effect on assessment results from assigning different weights to the size-composition data. The absolute scale of the summary biomass was found to be strongly determined by the weighting assigned to the size-composition data, in particular the data from the Central and Southern longline fisheries (14-17) which include a late period that assumes logistic selectivity (Figure C.1a). The absolute scale of the biomasses is much less affected by the weighting assigned to the size-composition data of the floating-object fisheries (Figure C.1b). This results from the impact that different weighting assigned to the size-composition data has on virgin recruitment ( $R_0$ ) which drives the absolute scale of the recruitment estimates (Figure C.2a and C.2b), and corresponding biomasses. Down-weighting the size-composition data of the longline fisheries greatly minimized the “two-stanza” recruitment pattern identified in previous assessments (Figure C.3a). The effect of down-weighting the size-composition data of the floating-object fisheries contributed little to minimizing this pattern (Figure C.3b).

Other sensitivity analyses, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, natural mortality, use of iterative reweighting, and use of two time blocks for selectivity and catchability for the southern longline fishery, were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), Maunder and Hoyle (2007), and Aires-da-Silva and Maunder (2007, 2009, 2010a, b, c).

#### 4.4. Comparison to previous assessment

There are substantial differences between the summary and the spawning biomasses (Figures 4.15 and 4.16, respectively) estimated by the current and the previous stock assessment models ([Aires-da-Silva and Maunder 2010](#)). These differences are mainly due to reduced size-composition data weighting, in particular to down-weighting of the size-composition data. As explained early in Section 4.3., Diagnostics, the size-composition data of longline Fisheries 15 and 17 were found to be dominating over other data components in the previous base case model configuration. Down-weighting all size-composition data minimized this dominance and balanced out the contribution of all data components, in particular the longline CPUE data which are believed to provide the most reliable information on absolute scale (the virgin recruitment parameter,  $R_0$ ).  $R_0$  increased in the current assessment, which explains its higher biomass levels when compared to those produced by the previous assessment (Figures 4.16 and 4.17). However, relative trend is very similar between the two assessments, except in the earliest and the later years of the assessment. The absolute and relative differences in the biomasses in the early years are due to higher uncertainty in the estimates for the initial conditions (Figure 4.7) resulting from the down-weighting of the size compositions. Those differences in the recent years are more likely due to the new data available for those years, in particular the recent declines observed in the longline CPUE data. The relative trends in the SBRs are also very similar, with final SBR levels being very similar (at about 0.24 at the start of 2012; Figure 4.18). The recruitments estimated by the current assessment are generally higher than the estimates from the previous assessment prior to 1994 when the floating-object fisheries expanded, and lower after that year (Figure 4.19). This reflects a reduction in the magnitude of the “two-stanza” recruitment pattern reported in previous assessments (see Section 4.1.2. Recruitment). In fact, the difference in average recruitment estimates between the early and late period have been greatly

minimized under the current base case model configuration (Figure 4.19a). In addition, the recent recruitments estimated in the current assessment are generally lower than those from the previous assessment (Figure 4.19b). This result is explained by improvements made in the current assessment on the retrospective pattern of recent recruitments (see Section 4.3.3, Retrospective analysis)

#### 4.5. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially since 1993, and that of fish more than about 15 quarters old has increased to a much lesser extent. The increase in fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

There are two important features in the estimated time series of bigeye recruitment which have been identified under the previous assessment model configuration. In previous assessments, estimates of recruitment before 1993 were very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. In addition, a “two-stanza” pattern was prominent in the time series of bigeye recruitments for the EPO. This pattern was characterized by an early period of low recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-2009) which coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The “two-stanza” recruitment pattern has been greatly reduced under the current base case model configuration.

A prominent feature in the time series of estimated bigeye recruitment is that the highest recruitment peaks of 1983 and 1998 coincide with the strongest El Niño events during the historic period of the assessment. Recently, the recruitments were below average during 2007-2009, and have fluctuated around average during 2010-2012.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1985, and reached its highest historic peak of about 1,378 thousand t in 1986, after which it gradually decreased to a historic low of about 428 thousand t at the beginning of 2013, with two intermediate peaks at 2001 and 2009. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have rebuilt during 2004-2010, after which they gradually declined to their lowest historical levels at the start of 2013. A simulation study indicates that the population increase may be attributed to the effect of the IATTC tuna conservation resolutions which started in 2004 (see Section 6.2.3). Additional factors likely contributing to this increase are above-average recruitments and reduced longline effort in the EPO in the last decade. The most recent period dominated by below-average recruitments (2007-2012) could explain the declining trend observed since 2010.

The estimates of summary biomass are moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. Specifically, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The relative trend in recruitment is similar to the base case.

The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed rate of adult natural mortality for bigeye. Biomass and recruitment estimates increase with higher levels of adult  $M$ . A likelihood profile on adult  $M$  indicates that the model fits better to all data components for higher values of adult  $M$ , which indicates higher productivity for the bigeye stock than is estimated by the base case model. However, the higher rates of natural mortality seem unreasonably high for bigeye.

The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the weighting assigned to the size composition data, in particular the data from the Central and Southern longline fisheries (14-17), which include a later period assuming logistic selectivity. Higher biomasses and recruitments are obtained if these data are down-weighted in the model.

## 5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex with constant fishing mortality under prevailing ecological and environmental conditions.

Maintaining tuna stocks at levels that produce the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks that it manages, but some possible reference points are described in the following subsections.

### 5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio (the ratio of the current spawning biomass to that of the unfished stock; SBR), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations are capable of producing the MSY when the SBR is about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not capable of producing the MSY if the spawning biomass ( $S$ ) during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR can be compared to an estimate of SBR corresponding to the MSY ( $SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$ ).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the study period (1975-2012) are presented in Section 4.1.3. The SBR corresponding to the MSY ( $SBR_{MSY}$ ) is estimated to be about 0.20.

At the beginning of January 2013, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at about 115 thousand tons (Figure 4.7). At that time the SBR was about 0.22, 7% higher than the level corresponding to the MSY (Figure 5.1). The SBR trend follows that observed for the spawning biomass (see Section 4.1.3)

### 5.2. Assessment of stock status based on MSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. Watters and Maunder (2001) describe how the MSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) for details). It is important to note that estimates of the MSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The MSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2010 and 2012. Therefore, while these MSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results.

At the beginning of January 2013, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 8% higher than  $S_{MSY}$ , and the recent catches are estimated to have been about 3% lower than the MSY (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained,  $F_{MSY}$  is about 5% higher than the current level of effort.

The MSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing and ecological conditions. However, the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of cohorts recruited to the fishery. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those fisheries.

Estimates of the MSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The MSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (estimated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each group of fisheries (Table 5.2). If only the purse-seine fishery were operating, the MSY would be about 27% less. If bigeye were caught only by the longline fishery, the MSY would be about 139% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this MSY level, longline effort would need to be increased by 857%.

The MSY-related quantities vary with the size composition of the catch. The evolution of four of these quantities during 1975-2012 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, MSY was greater than the current MSY, and the fishing mortality was less than that corresponding to MSY (Figure 5.2). The MSY increased about 24,000 tons with respect to the previous assessment estimate ([Aires-da-Silva and Maunder 2012](#)). This is explained by an increase in  $R_0$  after down-weighting the size-composition data in the current base case.

When MSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2010-2011, it is about 1,575 t (1%) higher than that of the base case.

The historical time series of exploitation rates, spawning biomass, and summary biomasses relative to potential MSY-based target and interim limit reference points (0.5  $S_{MSY}$  and 1.3  $F_{MSY}$ ) are shown in Figures 5.3a and 5.3b, respectively. Overall, results from the current base case model indicate that the target reference points were not exceeded during the historic period of the assessment (1975-2012). According to the base case results, the most recent estimate indicates that the bigeye stock in the EPO is likely not overfished ( $S > S_{MSY}$ ) and that overfishing is not taking place ( $F < F_{MSY}$ ). In fact, current exploitation is very close to the MSY target reference points. Likewise, limit reference points have not been exceeded under the current base case model. These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots (model precision). Also, they are strongly dependent on the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed levels of adult natural mortality, and the weighting assigned to the size-composition data (model uncertainty) (Figure 5.3c). A simulation was conducted to evaluate the effects of the IATTC tuna conservation resolutions implemented during 2004-2012 (see Section 6.2.3) on potential MSY-based target reference points, particularly in recent years. Without the management actions established by the resolutions since 2004, the base case model predicts that the bigeye stock would have been currently overfished ( $S < S_{MSY}$ ) and overfishing ( $F > F_{MSY}$ ) would have been occurring (Figure 5.3d).

### 5.3. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are highly sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality (Tables 5.1 and 5.2).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support the MSY to be at 0.30, compared to 0.20 for the base case assessment (Table 5.1). The sensitivity analysis for steepness = 0.75 estimated an  $F$  multiplier of 0.82, considerably lower than that for the base case assessment (1.05). Assuming lower values of steepness results in much lower  $F$  multipliers (Table A.1, Figure A.6). Although the base case model results indicate that the recent spawning biomass level is above that corresponding to MSY ( $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 1.08$ ), this ratio is estimated to be less than 1 for assumed steepness values lower than 1.

When lower rates of adult natural mortality are assumed for both sexes of bigeye, the stock status is more pessimistic than the base case results (lower  $F$  multiplier). Assuming higher adult natural mortality rates produces the opposite effect (higher  $F$  multiplier). However, the highest rates considered in this sensitivity analysis seem biologically unrealistic for bigeye. Likewise, the  $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}$  ratio is highly sensitive to the assumed rates of adult natural mortality: specifically, it decreases and increases towards, respectively, lower and higher assumed values of  $M$ .

Finally, the management quantities estimated in the bigeye stock assessment are highly sensitive to the weighting of the size-composition data (Table C.1). In particular, the weighting factors ( $\lambda$ ) assigned to the size-composition data of the Central and Southern longline fisheries (Fisheries 14 to 17) strongly determine the bigeye stock status. If the original sample sizes input in the model for these fisheries are not down-weighted ( $\lambda = 1$ ), the management quantities produced are pessimistic ( $F$  multiplier = 0.51;  $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.32$ ). This result is due to the dominance of the size-composition data of longline Fisheries 15 and 17 (with assumed logistic selectivities) in determining absolute scale (the  $R_0$  parameter) in the model. Once this dominance is balanced out by down-weighting these data ( $\lambda = 0.05$ ), other data components (mainly the longline CPUE) are allowed to also inform the model on absolute scale ( $R_0$ ). As a result, management quantities are less pessimistic (see  $R_0$  profile in Section 4.3, Diagnostics). The effect on the  $F$  multiplier of assigning different weight factors ( $\lambda$ ) equally applied to the size-composition data for all fisheries is shown on Figure C.5.

#### 5.4. Summary of stock status

At the beginning of January 2013, the SBR of bigeye tuna in the EPO was at about 0.22, about 8% higher than the level corresponding to the MSY.

Recent catches are estimated to have been 3% lower than the MSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 5% higher than the current (2010-2012) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery, because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY, and the fishing mortality was less than  $F_{\text{MSY}}$  (Figure 5.2).

The management quantities are sensitive to how the assessment model is parameterized and the data that are included in the assessment. In particular, the  $F$  multiplier and  $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}$  are highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the rates of adult natural mortality assumed for both sexes of bigeye, and the weighting assigned to the size composition data in the model.

### 6. SIMULATED EFFECTS OF TUNA CONSERVATION RESOLUTIONS AND FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding on the effects of the IATTC tuna conservation resolutions implemented during 2004-2012 ([C-04-09](#), [C-06-02](#), [C-09-01](#), [C-10-01](#), and [C-11-01](#)), and of how changes in the amount of fishing effort exerted by the tuna fisheries in the EPO in the future might simultaneously affect the stock of bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries.

In order to evaluate the effects of the resolutions, a model was constructed in which the fishing effort (fishing mortality) of different fisheries was increased to simulate a scenario in which no resolutions were in force during 2004-2012. Beginning in 2004, this model was then projected into the future, using the time series of historic recruitment anomalies estimated by the base case model.

With respect to future fishing operations, different scenarios were constructed to define how the various fisheries that catch bigeye in the EPO would operate in the future, and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2. The method is implemented by extending the assessment model an additional 10 years (40 quarters), with exploitation rates equal to 1) the average for 2010-2012 and 2)  $F_{MSY}$ . No catch or length-frequency data are included for these future years. The recruitments for the 10 years are estimated as in the assessment model, with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. The uncertainty in the projected recruitment is implemented following Maunder *et al.* (2006).

## 6.1. Assumptions about fishing operations

### 6.1.1. Fishing effort

Projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort (fishing mortality rates) on the stock biomass and catch.

The analyses carried out were:

1. Quarterly fishing effort (fishing mortality rates) during 2004-2012 was increased to simulate a scenario in which IATTC tuna conservation resolutions C-04-09, C-06-02, C-09-01 and C-11-01 had not been in force.
  - a. [Resolutions C-04-09](#) and [C-06-02](#) call for restrictions on purse-seine effort and longline catches during 2004-2007: a six-week closure during the third or fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. For 2004-2007, fishing mortality rates were increased by 86% for the purse-seine fisheries in the third quarter.
  - b. [Resolution C-09-01](#), adopted in 2009, establishes more restrictive measures than previous resolutions: purse-seine vessels must stop fishing for a period of 59 days in 2009, 62 days in 2010, and 73 days (12 weeks) in 2011 in the entire EPO, and in the area from 96° to 110°W between 4°N and 3°S from 29 September to 29 October. The “no resolution” scenario results in a 212% increase in fishing mortality by purse-seine fisheries in the third quarter of 2009..
  - c. [Resolution C-11-01](#) establishes a 62-day closure of the EPO for purse-seine vessels during each of the years 2010-2013, plus the closure of the high-seas area, as in C-09-01. The “no resolution” scenario results in a 248% increase in fishing mortality by purse-seine fisheries in the third quarter of 2009.
  - d. Longline fishing mortality for 2004 and later is set to the actual fishing mortality or the fishing mortality, by quarter, averaged over 2001-2003, whichever is larger.
2. Quarterly fishing mortality rates for each year in the future were set equal to the average rates during 2010-2012, to simulate that fishing mortality rates are maintained at current levels ( $F_{cur}$ ) – a *status quo* exploitation strategy. An additional analysis was carried out that estimates the population status if fishing effort is approximated to the levels corresponding to MSY ( $F_{MSY}$ ).

## 6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the spawning biomass, SBR, the total annual catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total annual catch taken by the longline fleet (Fisheries 12-23). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.6. The amount of uncertainty is probably underestimated, because the simulations were

conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describes the dynamics of the system, with no account taken of variation in catchability.

### **6.2.1. Current fishing mortality rates ( $F_{cur}$ ) – *status quo***

Projections were undertaken, assuming that fishing mortality rates would remain at the average 2010–2012 levels.

SBR is estimated to have gradually increased since 2005 and attained a level of 0.31 at the start of 2010 (Figure 5.1). This increase may be attributed to the combined effect of three consecutive years of above-average annual recruitments (2004–2006; Figure 4.5b), IATTC tuna conservation resolutions during 2004–2009, and decreased longline fishing effort in the EPO (Section 6.2.3). Regardless of continuing IATTC conservation resolutions throughout 2010–2012, the rebuilding trend was not sustained after 2010, and the SBR gradually declined to its lowest historic level of 0.22 at the start of 2013. This decline may be explained by a series of predominantly below-average recruitments in recent years (2007–2012; Figure 4.5b). In fact, a simulation run assuming average recruitments since 2004, when the IATTC resolutions began, shows that the SBR decline after its 2010 peak would have been much less, and that the SBR would have stabilized above the level corresponding to MSY (Figure 6.5).

Under current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to further decline and reach a historic low of 0.19 by 2015 (Figure 6.1a). After that, the SBR is predicted to gradually increase and stabilize at about 0.21 around 2018, very close to the level corresponding to MSY. Under the *status quo* scenario and the assumption of no stock-recruitment relationship, purse-seine catches are predicted to increase from 2013–2015 and then stabilize at around 71,000 t in 2016 (Figure 6.3a, upper panel). At current effort, longline catches are predicted to slightly decrease to around 32,000 t in 2015 and then increase and stabilize at about 35,000 t in 2020 (Figure 6.3a, lower panel). If a stock-recruitment relationship is included, the catches of the surface and longline fisheries would stabilize at lower levels, at around 66,000 and 33,000 t, respectively (Figure 6.3a). Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be greater than those predicted here.

### **6.2.2. Fishing mortality rates at MSY ( $F_{MSY}$ )**

Maintaining tuna stocks at levels that permit MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. To assess the impact on the bigeye stock of an exploitation strategy targeting MSY, we projected the population forward 10 years, assuming the fishing mortality rates (fishing effort) corresponding to MSY ( $F_{MSY}$ ). Projected catches for both surface and longline fisheries at  $F_{MSY}$  stabilize at about the same levels obtained at  $F_{cur}$  (less than 1,000 t difference; Figure 6.3a). The long-term SBR levels which would be attained if the current fishing mortalities persist in the future (0.22) are only slightly higher than those corresponding to the MSY (0.20) (Figure 6.4).

### **6.2.3. Effect of IATTC tuna conservation resolutions**

A comparison of the spawning biomass predicted with and without the restrictions of the resolutions shows substantial differences (Figures 6.4 and 6.6). Without the effect of the resolutions from 2004 to 2012, the SBR would have declined well below the level corresponding to MSY (0.2). Future projections assuming the “no resolution” scenario and average recruitment conditions indicate that the SBR would decline and stabilize at around 0.08, a level that would not support MSY. Simulations using average recruitment since 2004 show that recruitment contributed to the increase in spawning biomass in the late 2000s, but it was minor compared to the management actions (Figure 6.5). The simulations also showed that the recent decline in spawning biomass is partly due to lower recruitment.

#### **6.2.4. Sensitivity analysis**

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR<sub>MSY</sub> and will remain at this level at current effort levels (Figure 6.1b).

#### **6.3. Summary of the simulation results**

At current effort levels, the population is likely to remain above the level corresponding to MSY.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

### **7. FUTURE DIRECTIONS**

#### **7.1. Collection of new and updated information**

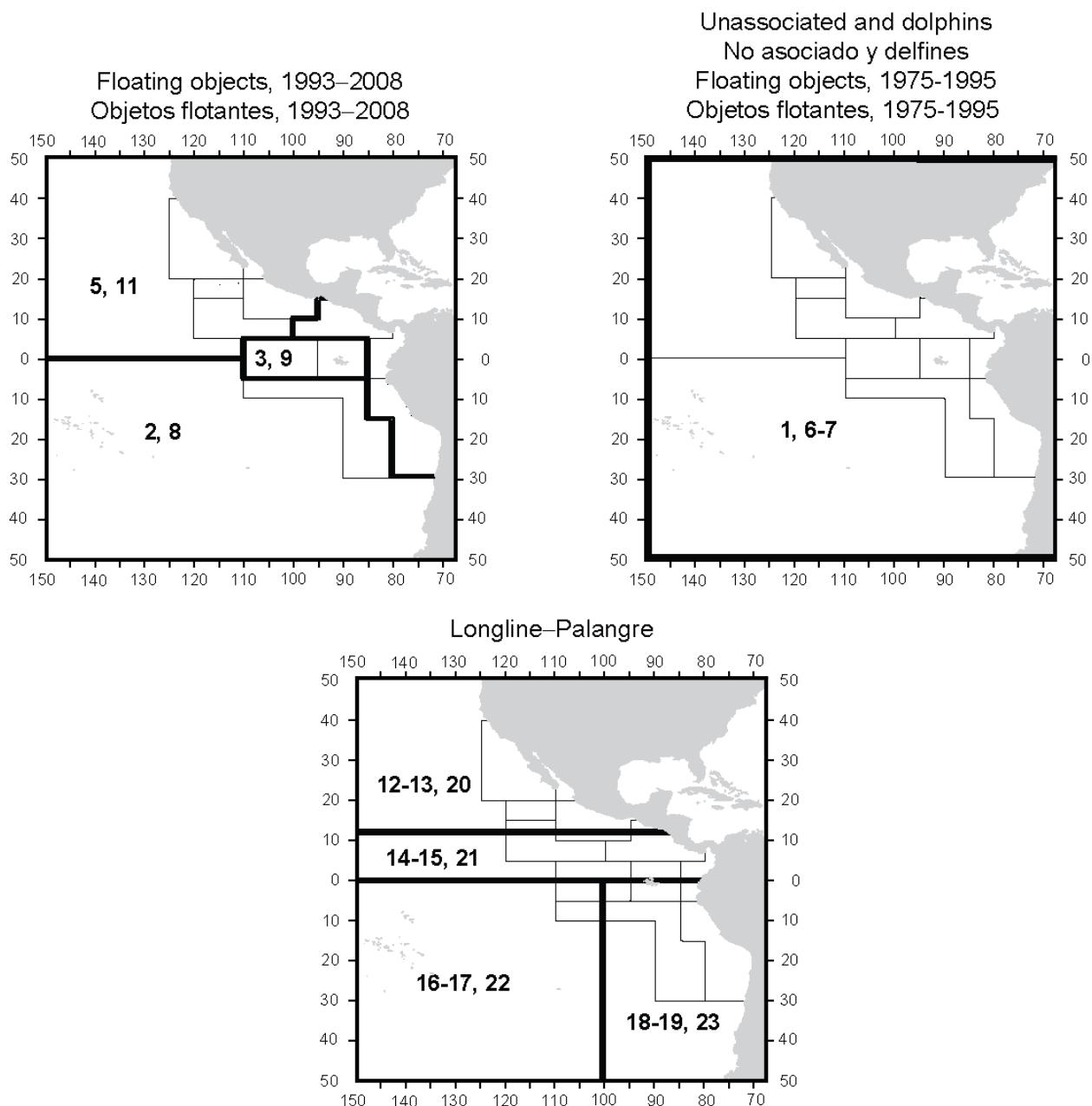
The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated and new data will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff will continue to compile catch, effort and size-composition data for the longline fisheries operating in the EPO. In particular, it will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

#### **7.2. Refinements to the assessment model and methods**

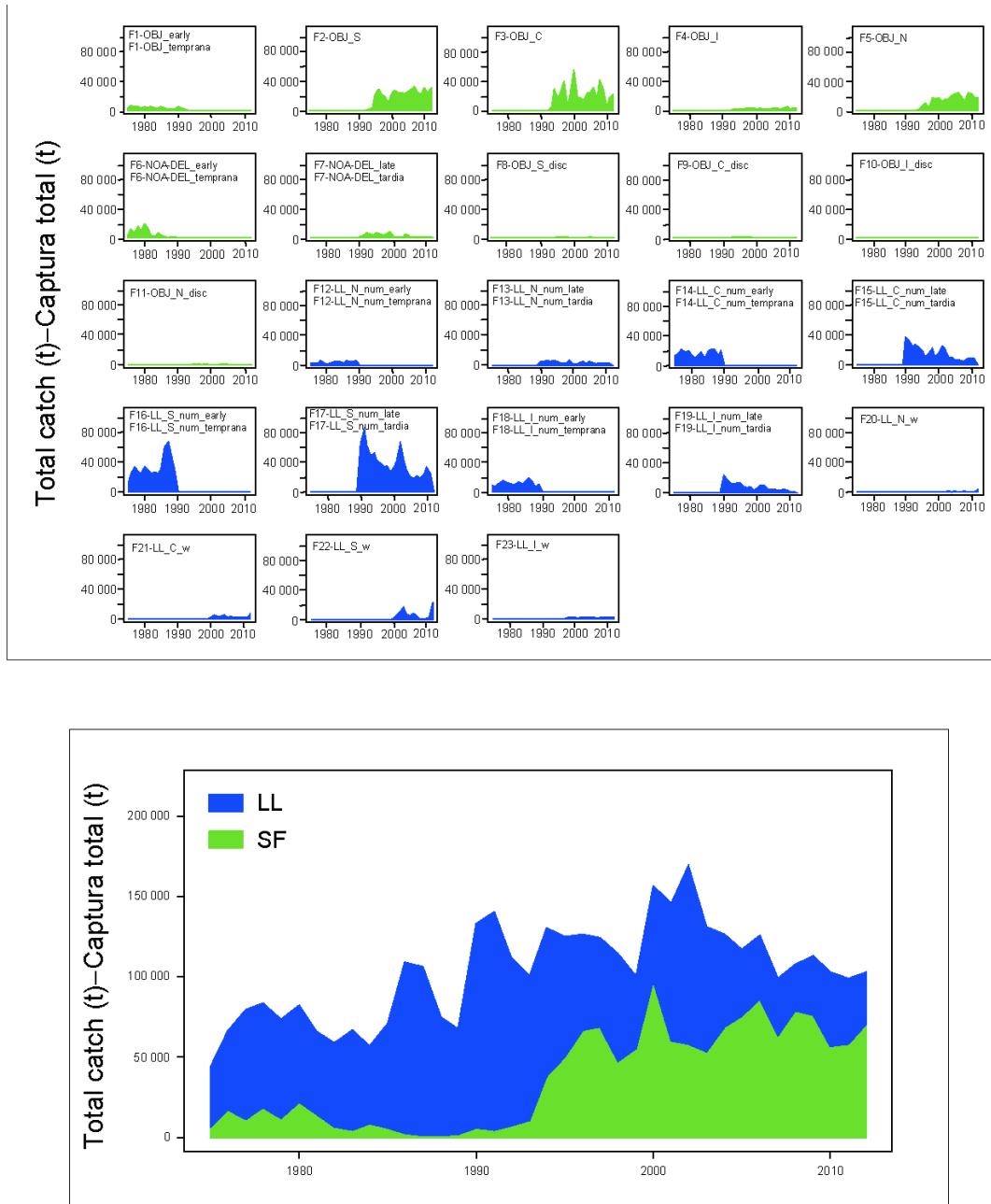
The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis (Version 3) assessment model for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Determine appropriate weighting of the different data sets;
2. Include available tagging data in the assessment;
3. Explore alternative assumptions on stock structure (spatial analysis);
4. Investigate the need for logistic selectivities;
5. Improve growth estimates as more large tagged bigeye tuna are recovered;
6. Investigate possible discrepancies in some of the size-composition data.



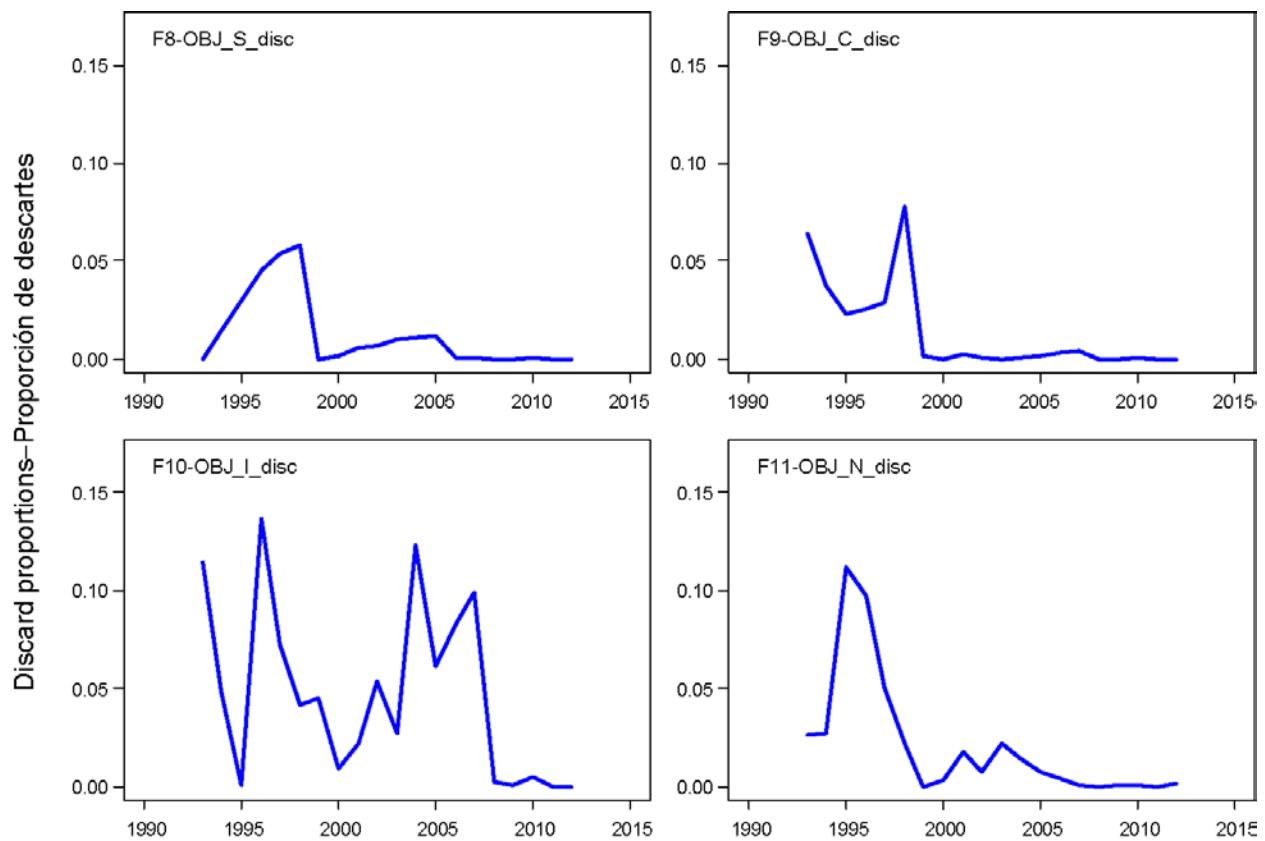
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

**FIGURA 2.1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.



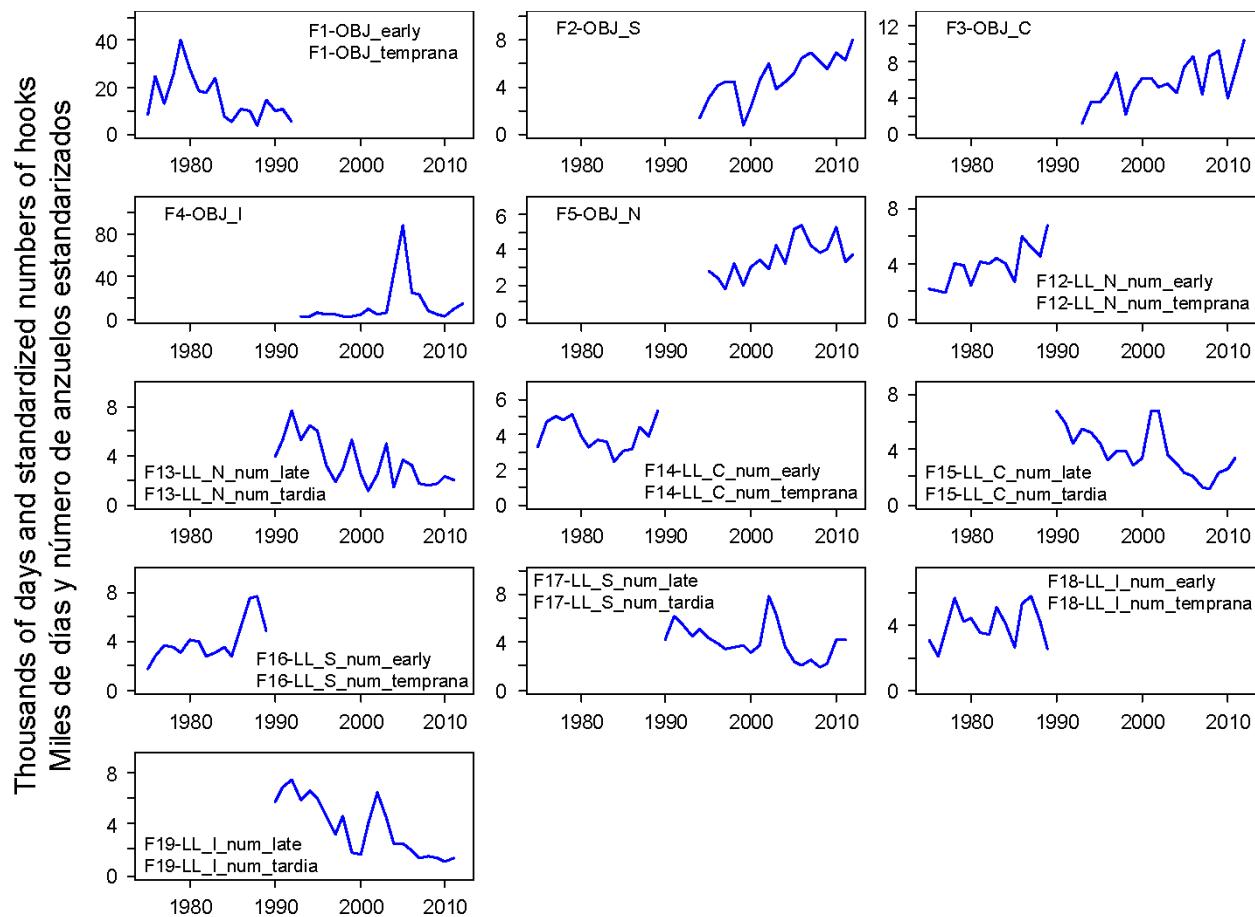
**FIGURE 2.2.** Upper panel: Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). The stock assessment model uses catches in numbers of fish for longline Fisheries 12-19, but the figure shows catches in weight estimated by the model for those fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1. Lower panel: Annual catches of bigeye tuna pooled by longline and surface fisheries in the EPO. LL = longline; SF = surface fisheries; t = metric tons.

**FIGURA 2.2.** Panel superior: Capturas anuales de atún patudo por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). El modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 12 a 19, pero en la figura se presentan capturas en peso estimadas por el modelo para esas pesquerías. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1. Panel inferior: Capturas anuales de atún patudo en el OPO de las pesquerías de palangre y de superficie combinadas. LL = palangre; SF = pesquerías de superficie; t = toneladas métricas.



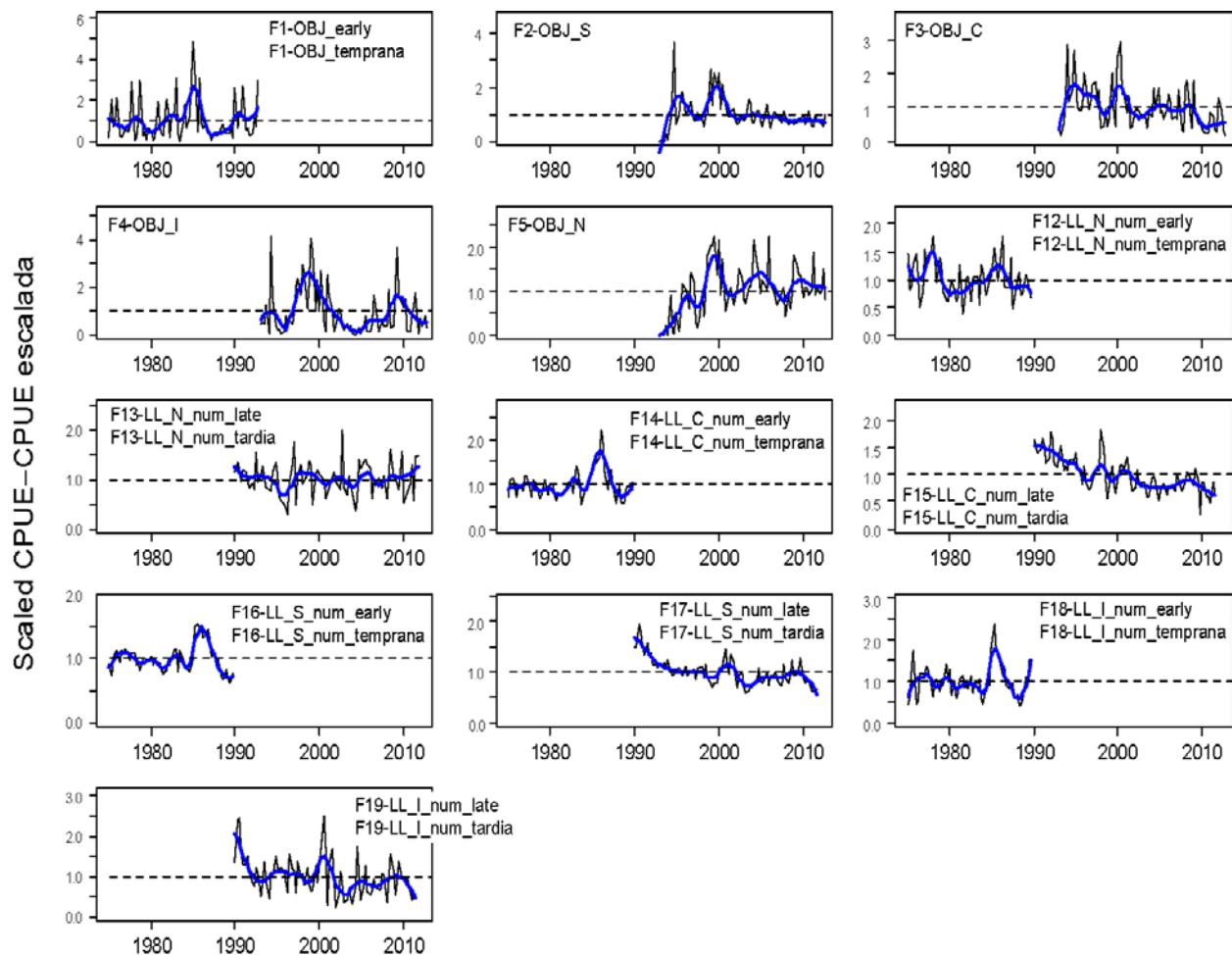
**FIGURE 2.3.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2-5 are the “real” fisheries, and Fisheries 8-11 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.3.** Pesos de atún patudo descartado como proporción de las capturas anuales totales (retenidas más descartadas) de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las Pesquerías 2-5 son las pesquerías “reales”, y las Pesquerías 8-11 las pesquerías de descarte correspondientes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



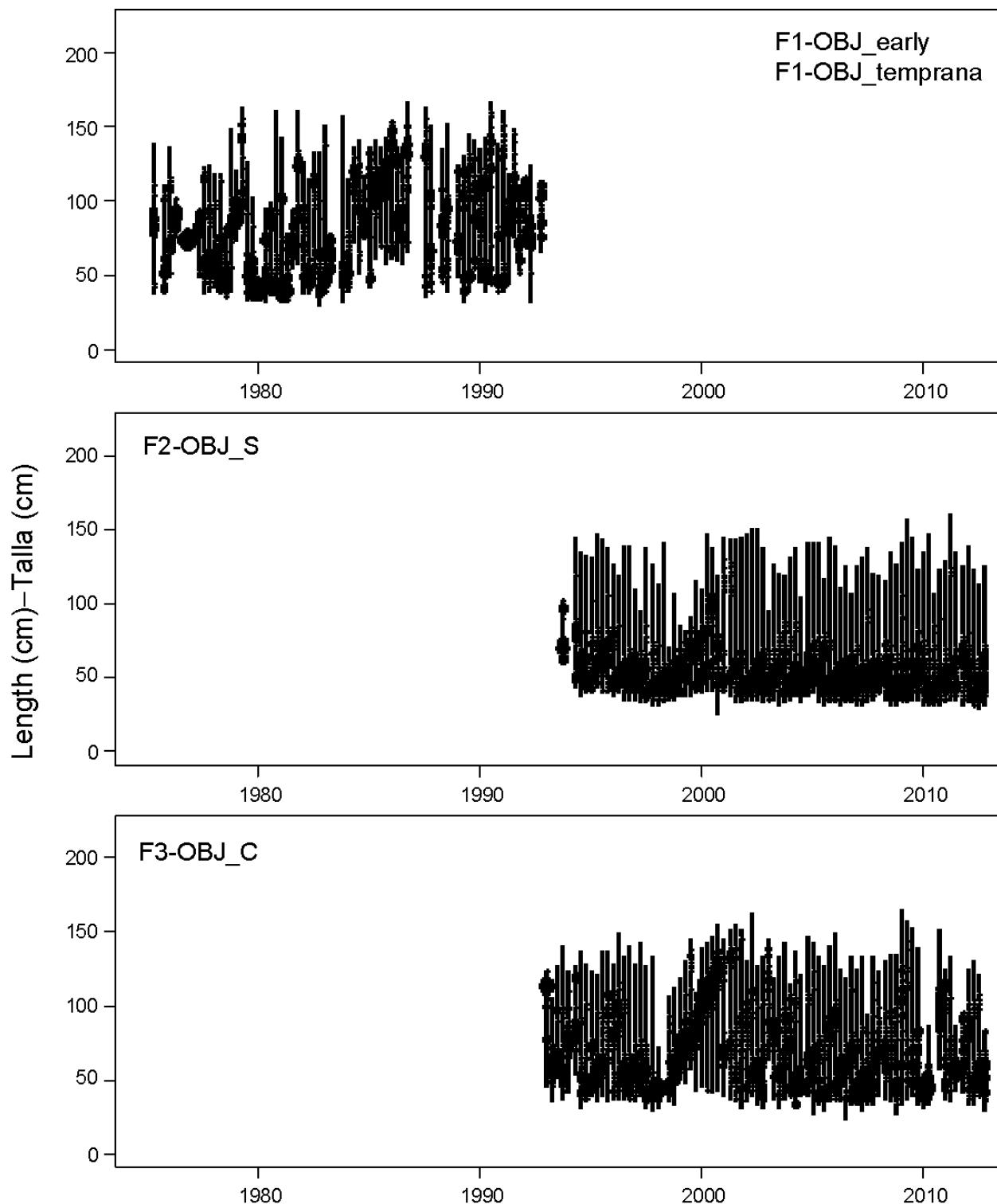
**FIGURE 2.4.** Annual fishing effort by purse-seine vessels of more than 363 metric tons carrying capacity and longline vessels in the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-5 is in days fished, and that for Fisheries 12-19 in standardized numbers of hooks. Fishing effort is not shown for Fisheries 6 and 7, since two gears (purse seine and pole-and-line) were combined for these fisheries. Fishing effort for the discard fisheries (8-11) is that of their corresponding ‘real’ fisheries (2-5). Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.4.** Esfuerzo de pesca anual por buques de cerco de más de 363 toneladas métricas de capacidad de acarreo y buques de palangre en las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-5 en días de pesca, el de las Pesquerías 12-19 en número estandarizado de anzuelos. No se ilustra el esfuerzo de pesca de las Pesquerías 6 y 7, ya que se combinaron dos artes (red de cerco y caña) en las mismas. El esfuerzo de pesca de las pesquerías de descarte (8-11) es aquél de sus pesquerías ‘reales’ correspondientes (2-5). Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



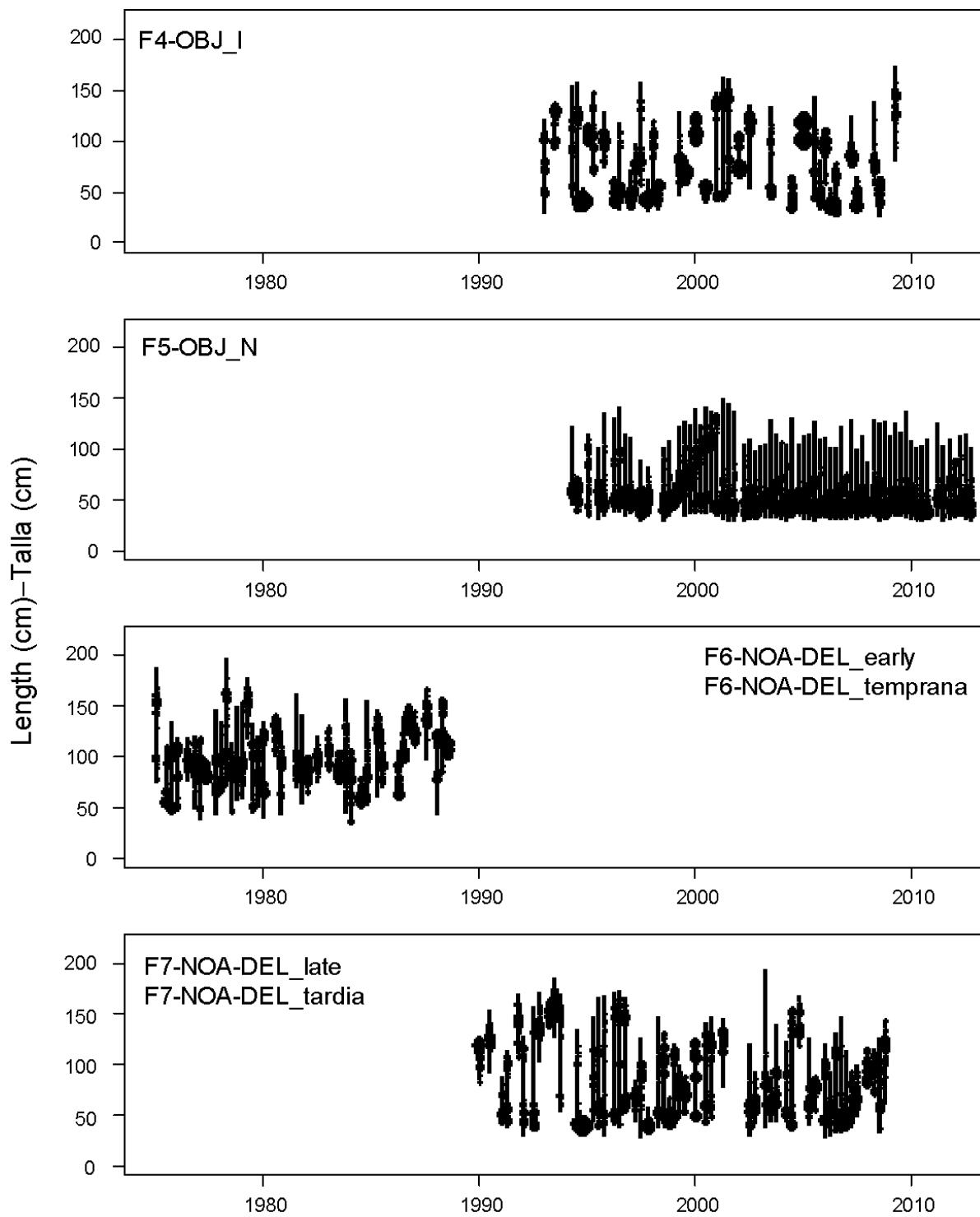
**FIGURE 2.5.** Quarterly CPUE and four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for the floating-object fisheries (1-5) are in kilograms per day fished, and those for the longline fisheries (12-19) are standardized CPUE. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.5.** CPUE trimestral y promedio móvil de cuatro trimestres de CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie (1-5) en kilogramos por día de pesca, y las de las pesquerías de palangre (12-19) en CPUE estandarizada. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



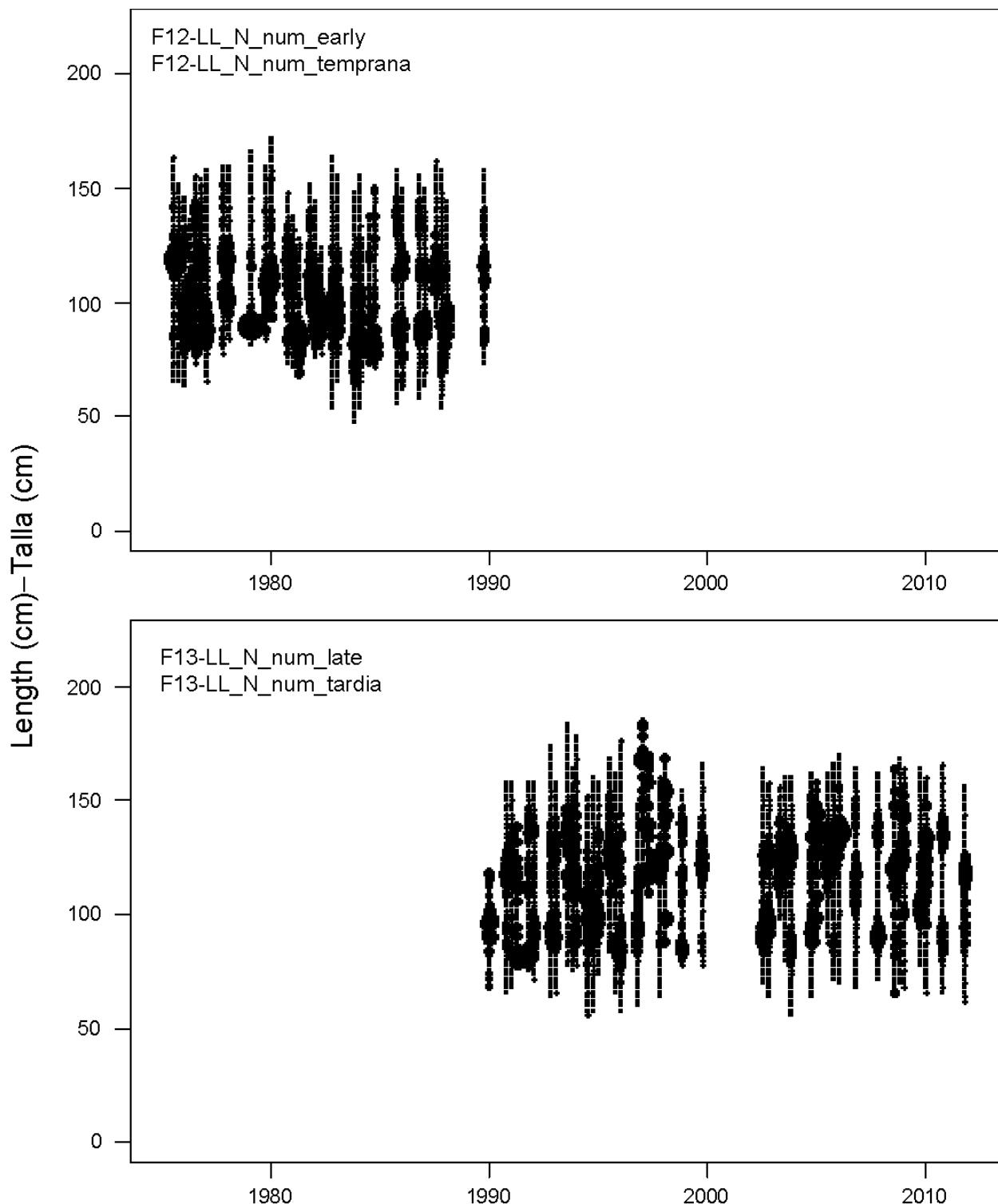
**FIGURE 2.6a.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 1, 2 and 3, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6a.** Composición por talla de las capturas de patudo de las Pesquerías 1, 2 y 3, por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



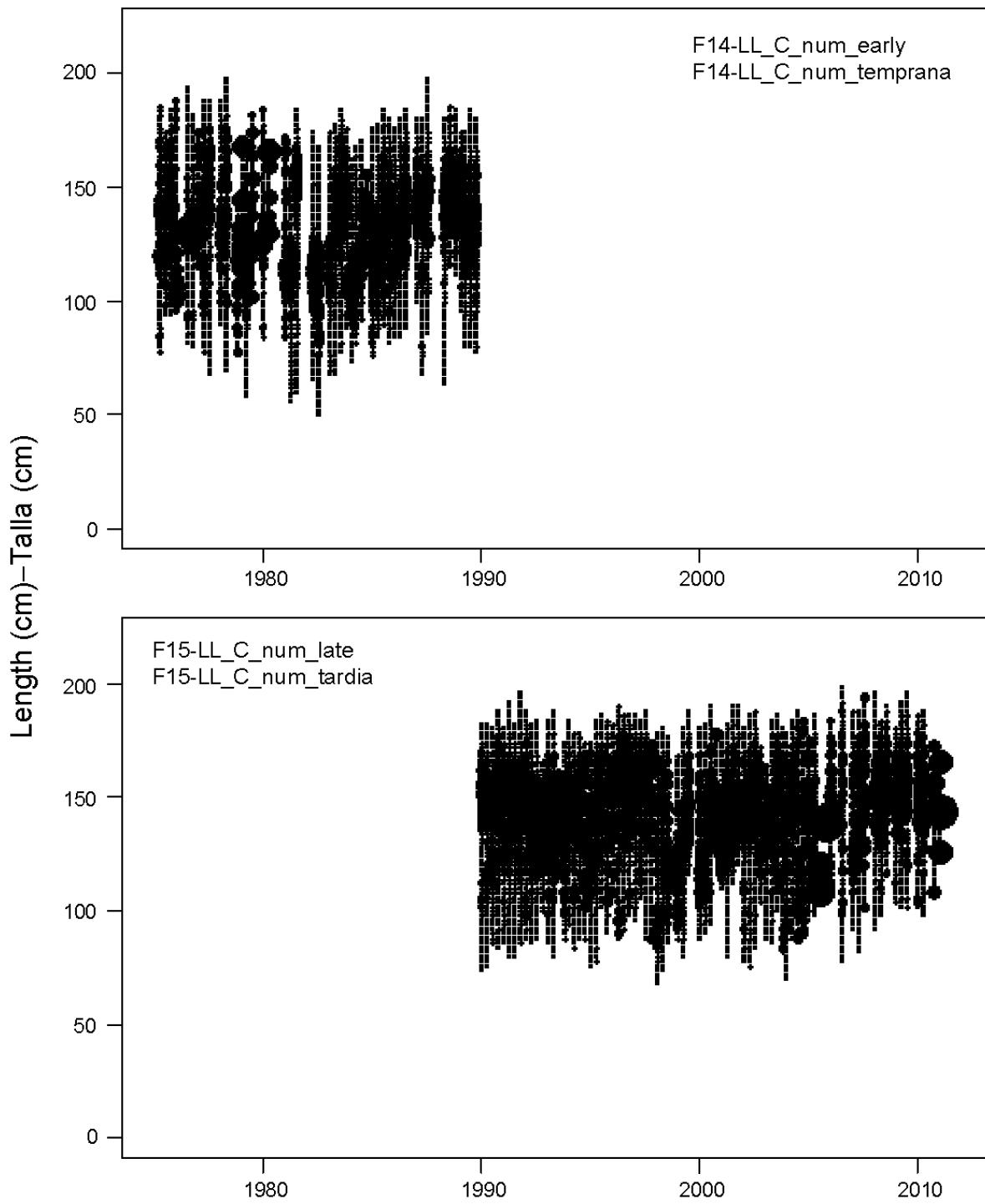
**FIGURE 2.6b.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 4, 5, 6, and 7, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6b.** Composición por talla de las capturas de patudo de las Pesquerías 4, 5, 6, y 7, por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



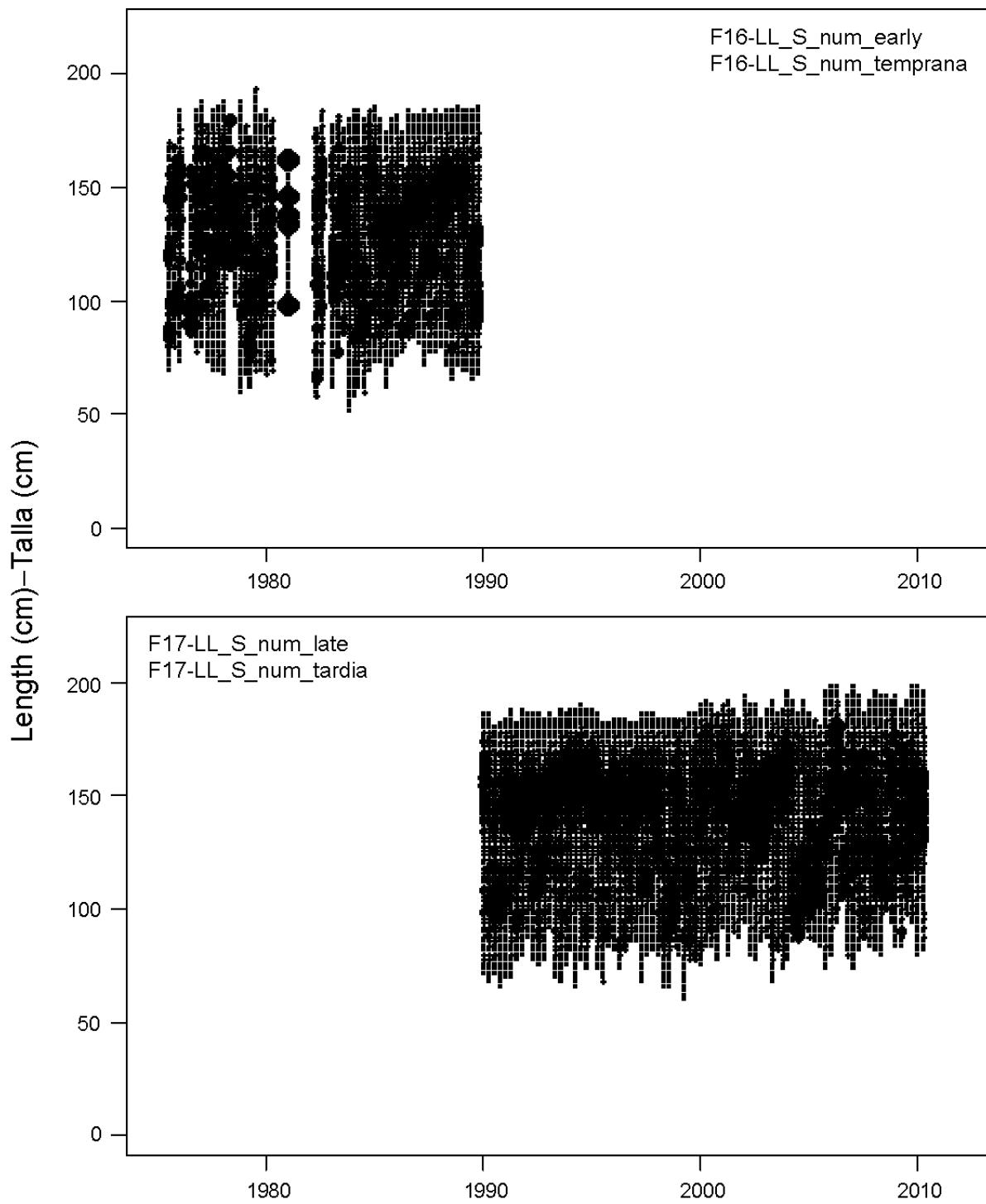
**FIGURE 2.6c.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the northern longline fishery (Fisheries 12 and 13), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6c.** Composición por talla de las capturas de patudo de la pesquería de palangre del norte (Pesquerías 12 y 13), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



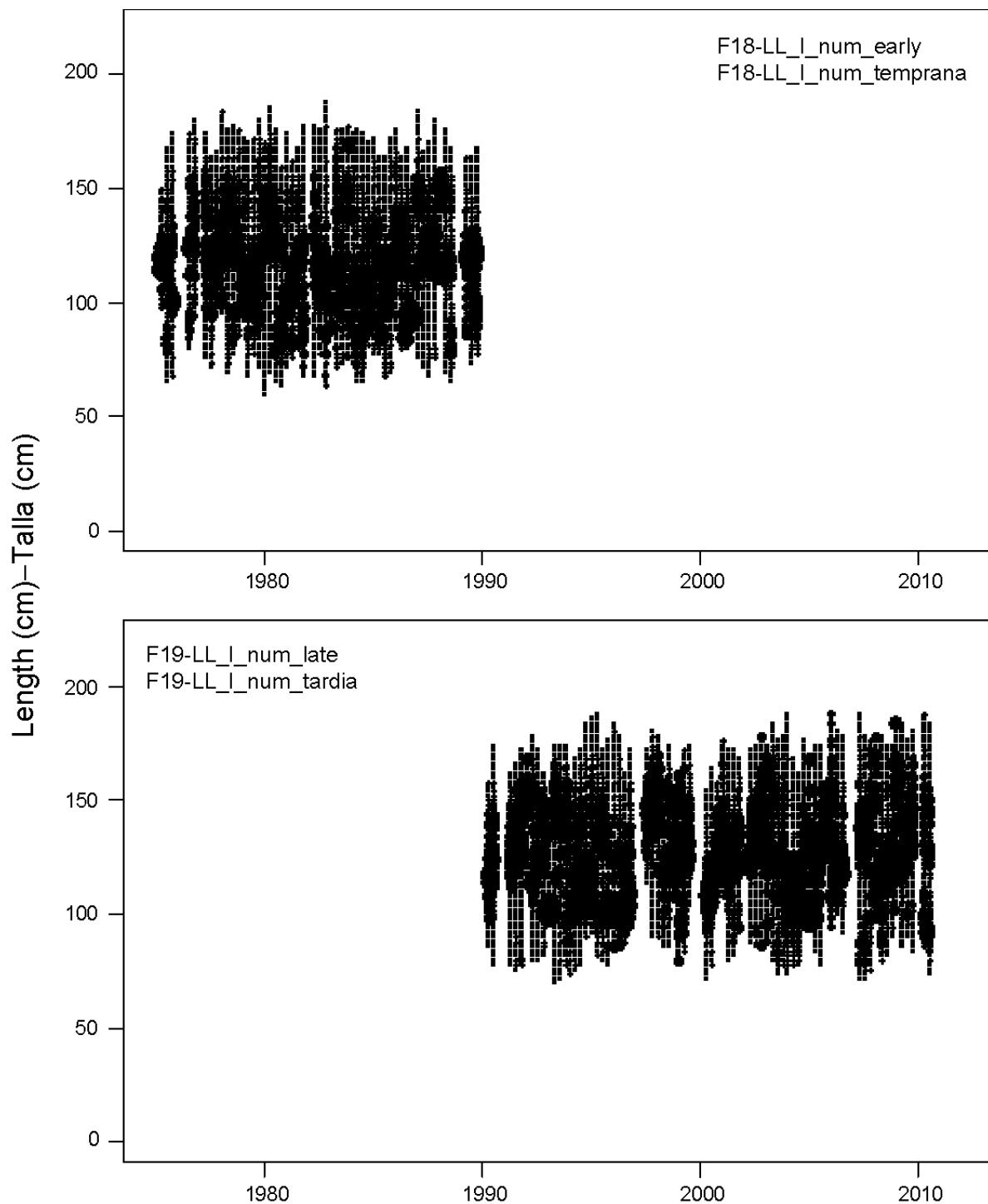
**FIGURE 2.6d.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the central longline fisheries (Fisheries 14 and 15), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6d.** Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre centrales (Pesquerías 14 y 15), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



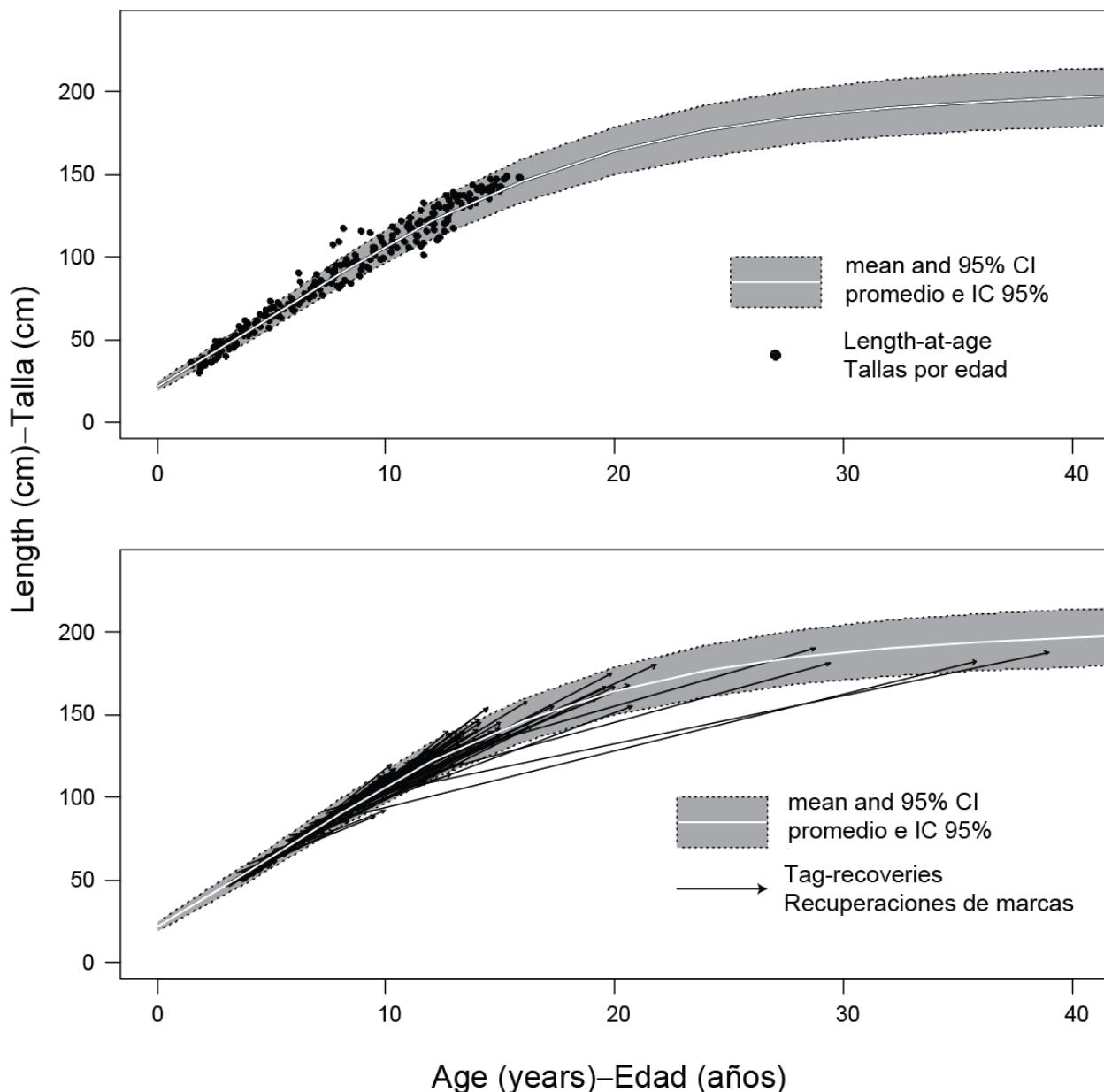
**FIGURE 2.6e.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the southern longline fisheries (Fisheries 16 and 17), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6e.** Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre del sur (Pesquerías 16 y 17), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



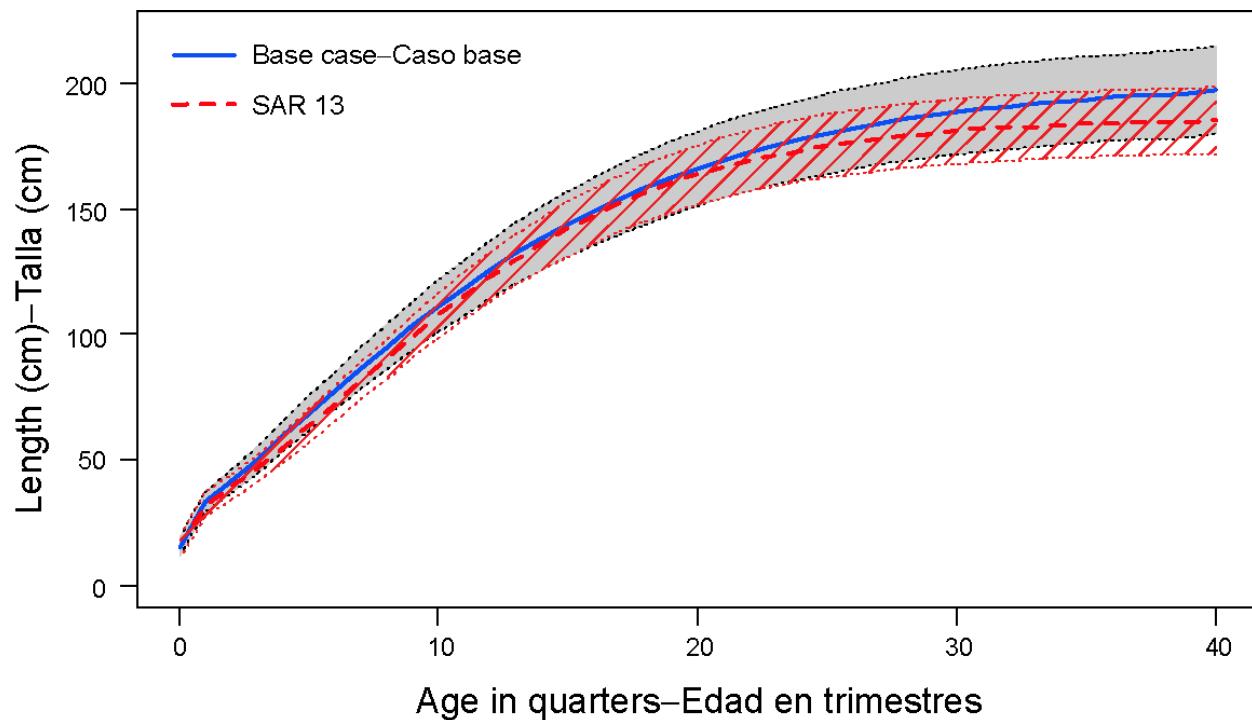
**FIGURE 2.6f.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the inshore longline fisheries (Fisheries 18 and 19), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 2.6f.** Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre costeras (Pesquerías 18 y 19), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



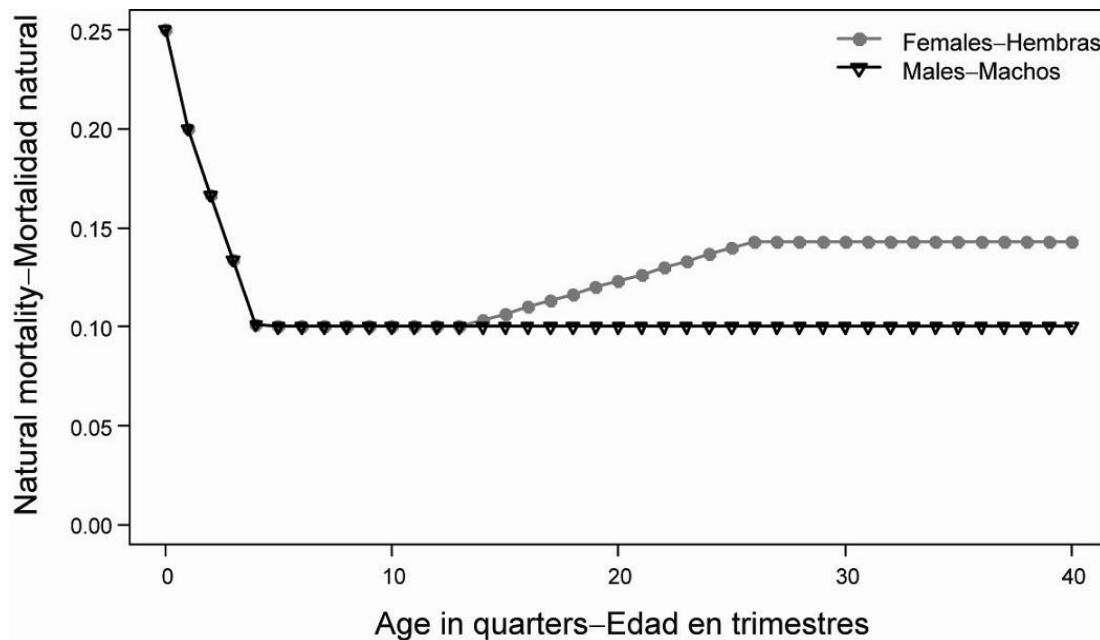
**FIGURE 3.1a.** Richards growth curve estimated for bigeye tuna in the EPO from an integrated age-at-length and tagging data model. Top panel: model fit to the otolith age-at-length data (dots); bottom panel: model fit to the tag-recapture data (vectors). The shaded area indicates the estimated variation (95% confidence intervals) of the mean lengths at age.

**FIGURA 3.1a.** Curva de crecimiento de Richards estimada para el atún patudo en el OPO con un modelo que integra datos de talla por edad y marcado. El Panel superior: ajuste del modelo a los datos de otolitos de talla por edad (puntos); panel inferior: ajuste del modelo a los datos de marcado (vectores). La zona sombreada indica la variación estimada (intervalos de confianza de 95%) de las tallas medias por edad.



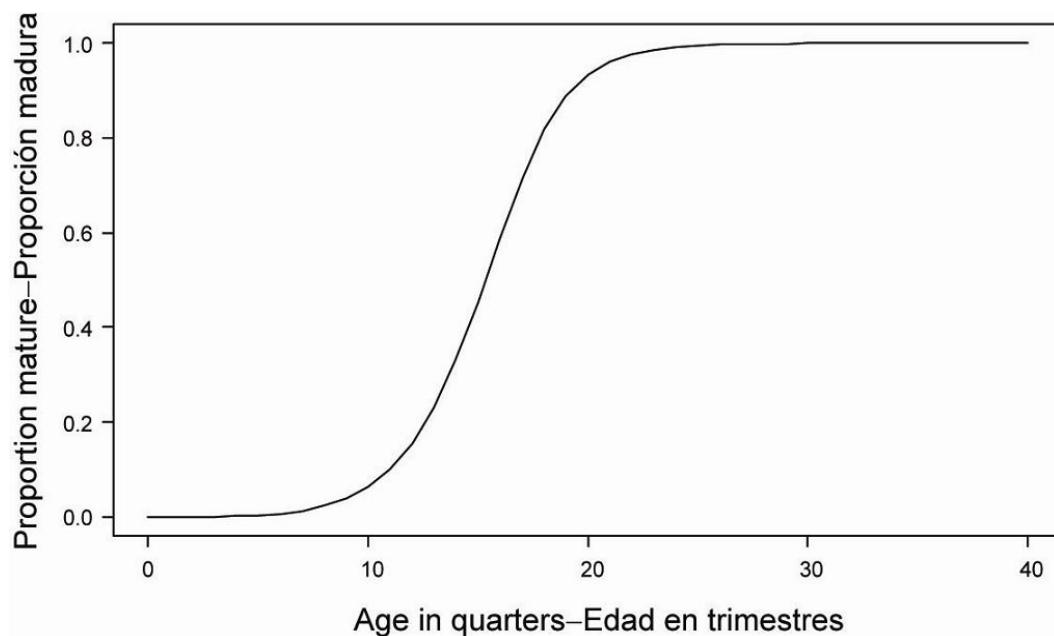
**FIGURE 3.1b.** Comparison between the Richards growth curve for bigeye from the integrated age-at-length and tagging data model and the growth curve estimated in the previous assessment (SAR 13; Aires-da-Silva and Maunder 2012).

**FIGURA 3.1b.** Comparación de la curva de crecimiento de Richards para el patudo del modelo que integra los datos de talla por edad y marcado y la curva de crecimiento estimada en la evaluación previa (SAR 13; Aires-da-Silva y Maunder 2012).



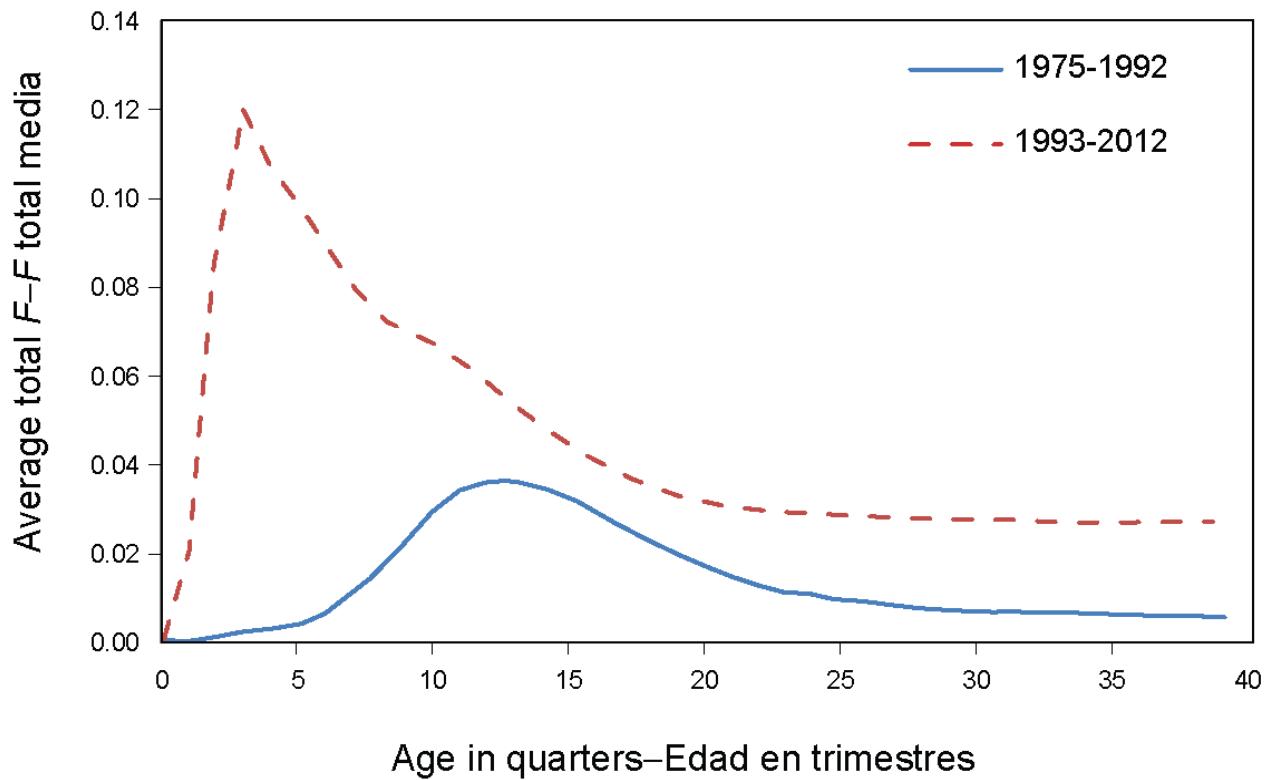
**FIGURE 3.2.** Quarterly natural mortality ( $M$ ) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

**FIGURA 3.2.** Tasas trimestrales de mortalidad natural ( $M$ ) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.



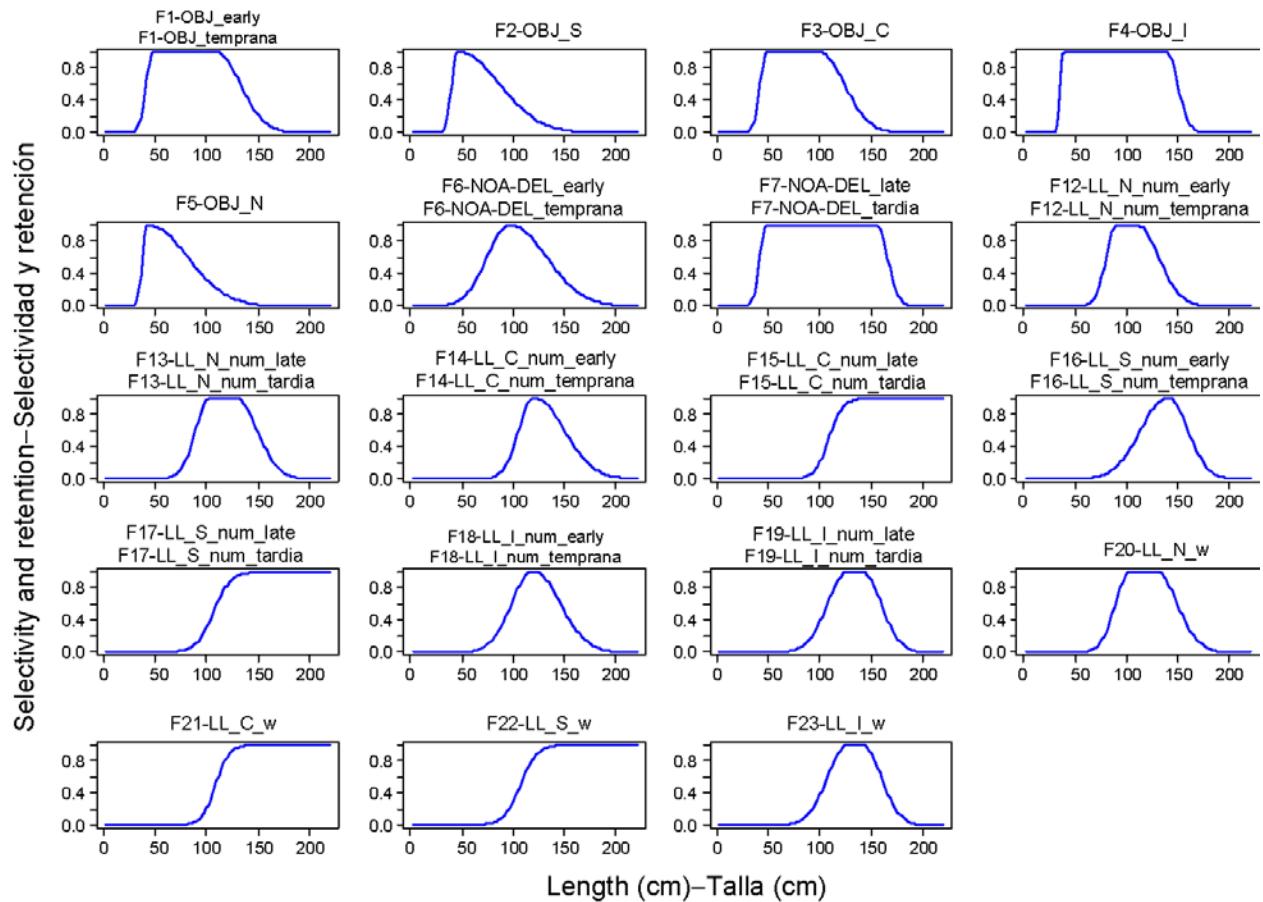
**FIGURE 3.3.** Age-specific maturity schedule (proportions of mature females) of bigeye tuna as assumed in the base case model.

**FIGURA 3.3.** Relación de madurez por edad (proporción de hembras maduras) de atún patudo, supuesto en el modelo del caso base.



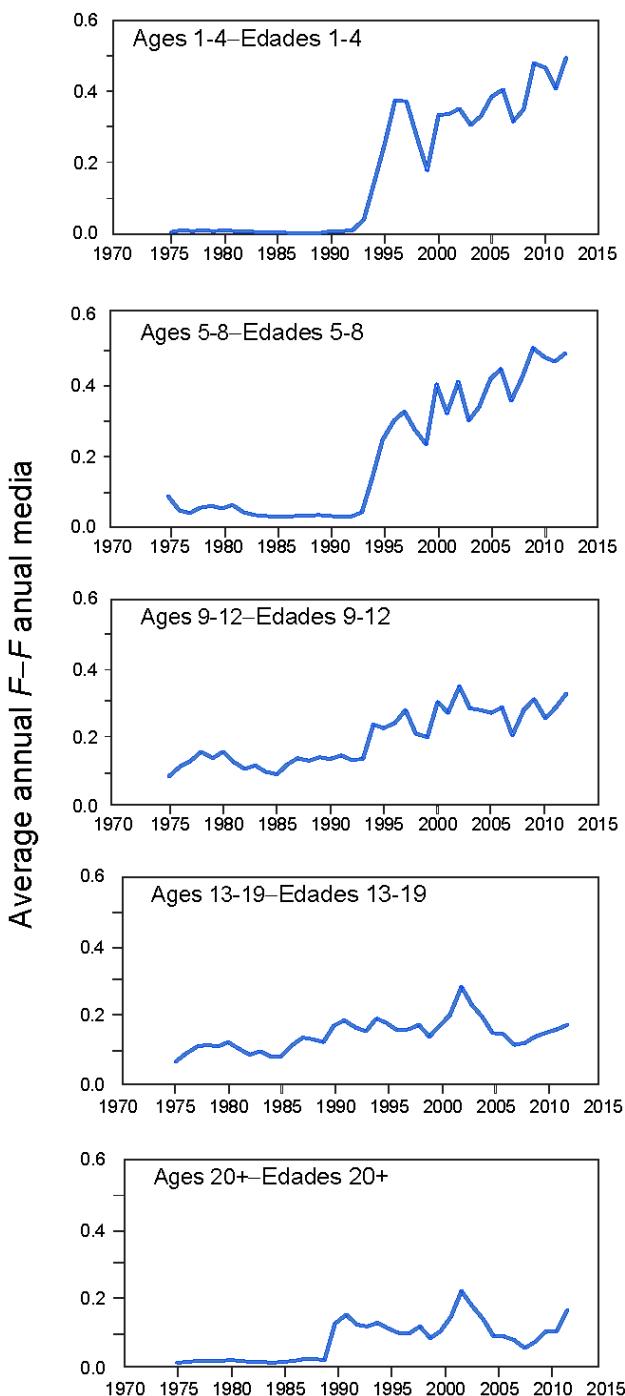
**FIGURE 4.1.** Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2012 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

**FIGURA 4.1.** Mortalidad por pesca trimestral media por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2012 indican los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.



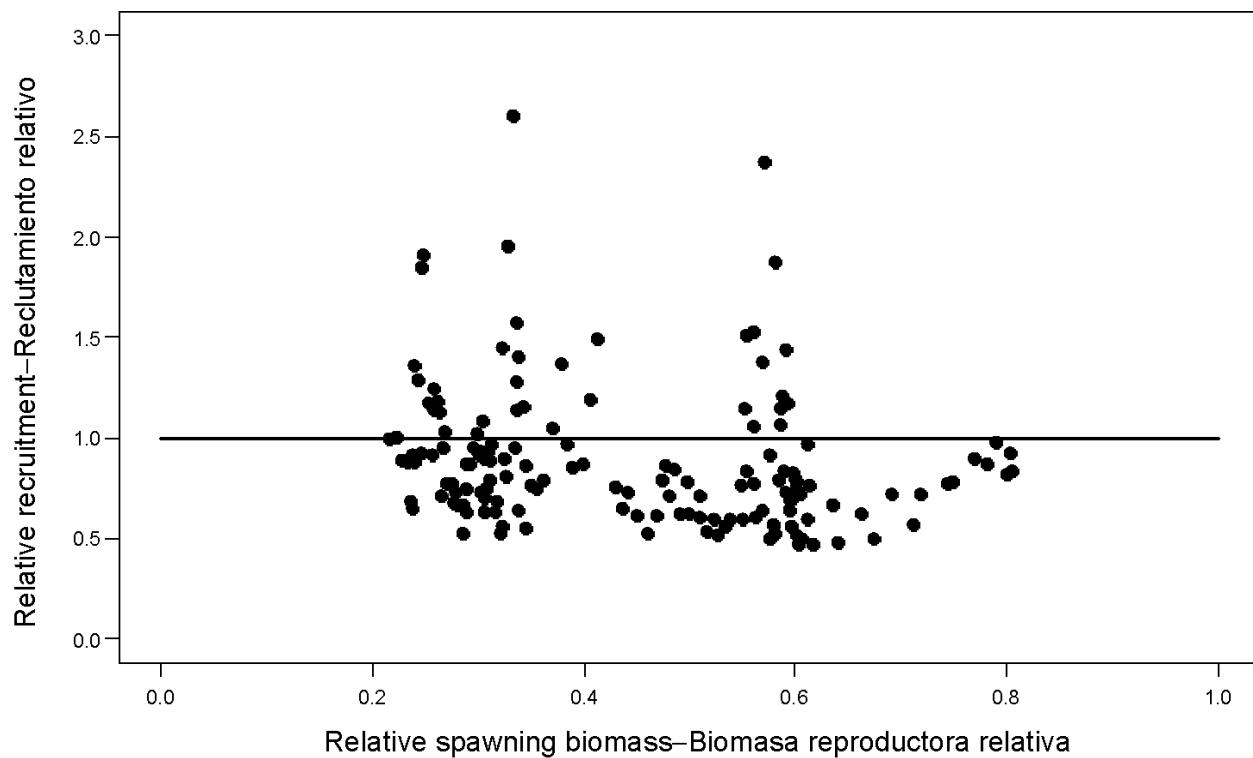
**FIGURE 4.2.** Size selectivity curves for surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-23 estimated with Stock Synthesis. Age 1-3 quarter fish are assumed to be fully selected for the discard fisheries (8-11). The selectivity curves for Fisheries 20-23 are the same as those for Fisheries 13, 15, 17, and 19, respectively. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.2.** Curvas de selectividad por talla correspondientes a las pesquerías de superficie 1-7 y las pesquerías de palangre 12-23 estimadas con *Stock Synthesis*. En el caso de las pesquerías de descarte (8-11), se supone que los peces de 1 a 3 trimestres de edad son plenamente seleccionados. Las curvas de selectividad de las pesquerías 20-23 son iguales que las de las pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



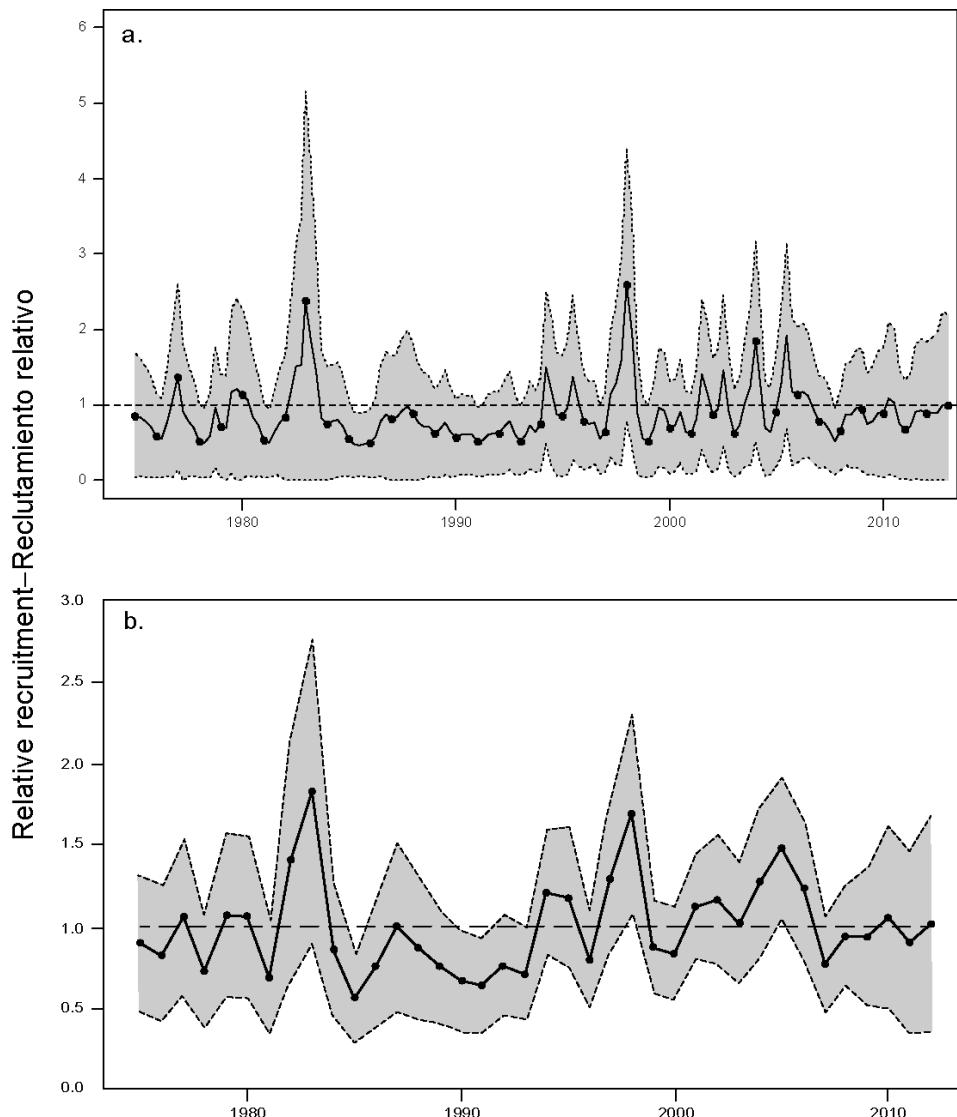
**FIGURE 4.3.** Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

**FIGURA 4.3.** Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.



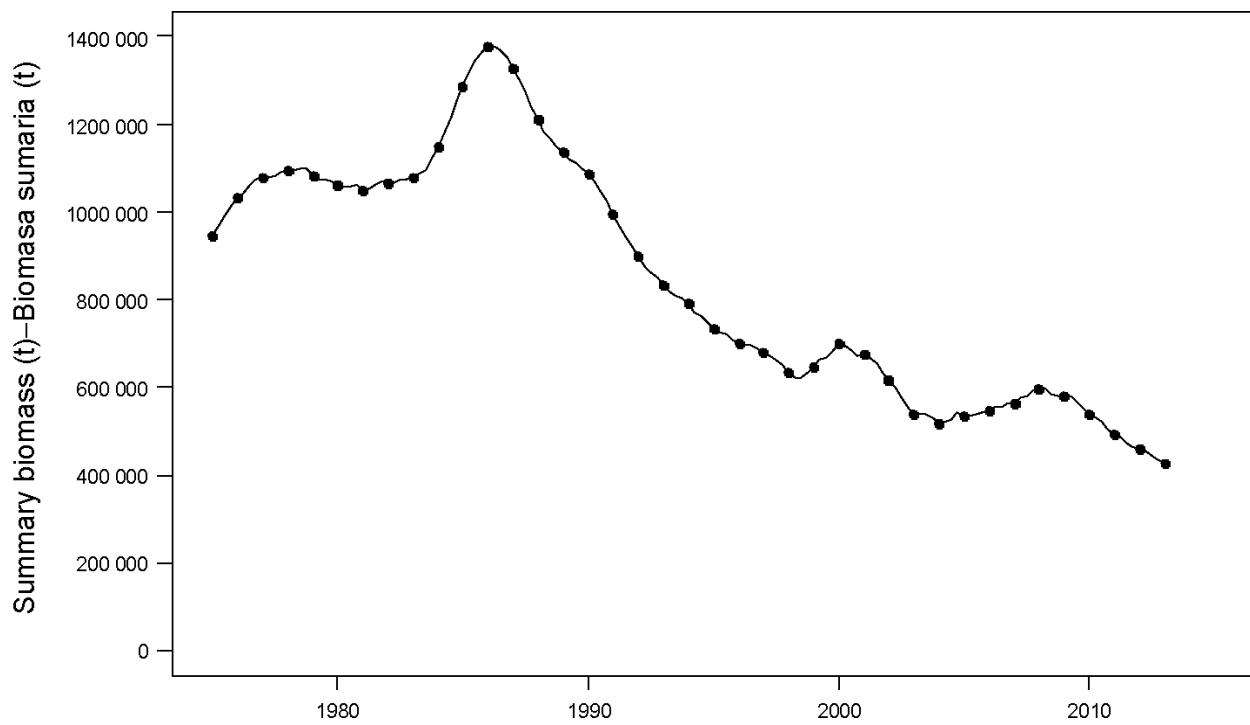
**FIGURE 4.4.** Estimated relationship between the recruitment and spawning biomass of bigeye tuna. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

**FIGURA 4.4.** Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.



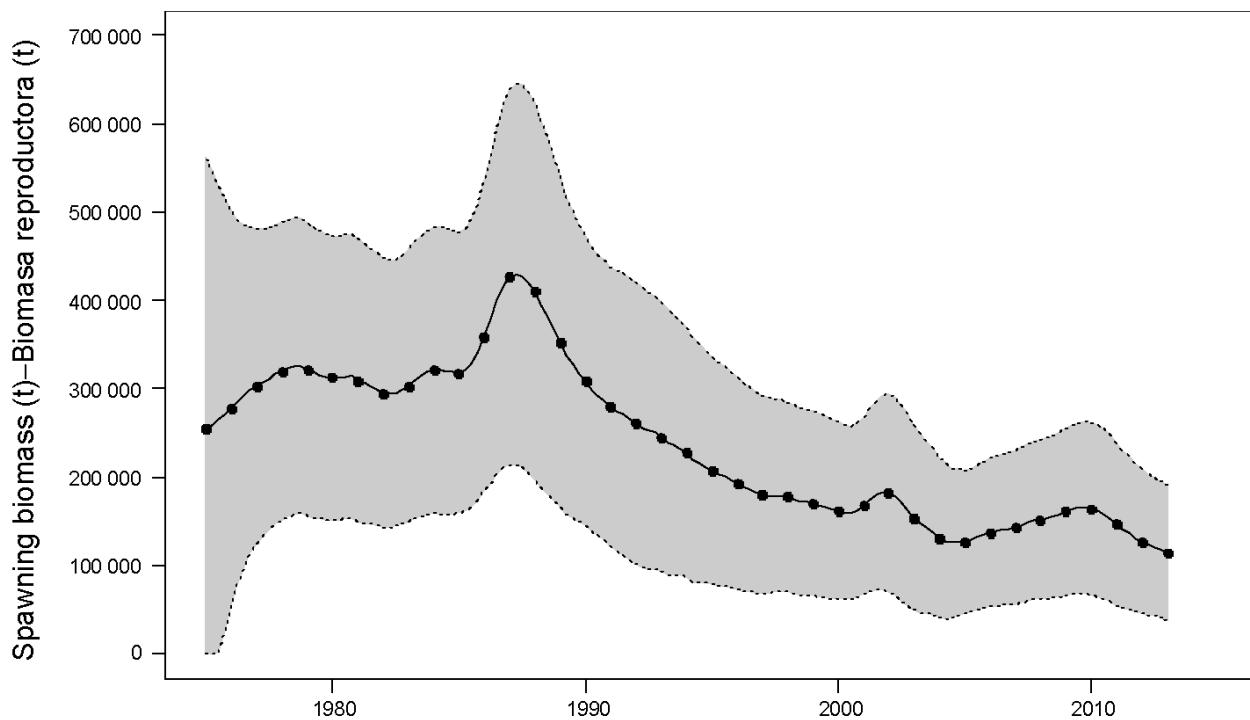
**FIGURE 4.5.** Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates.. The labels on the time axis are drawn at the beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

**FIGURA 4.5.** Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO: a) reclutamiento trimestral; b) reclutamiento anual. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea horizontal de trazos). La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.



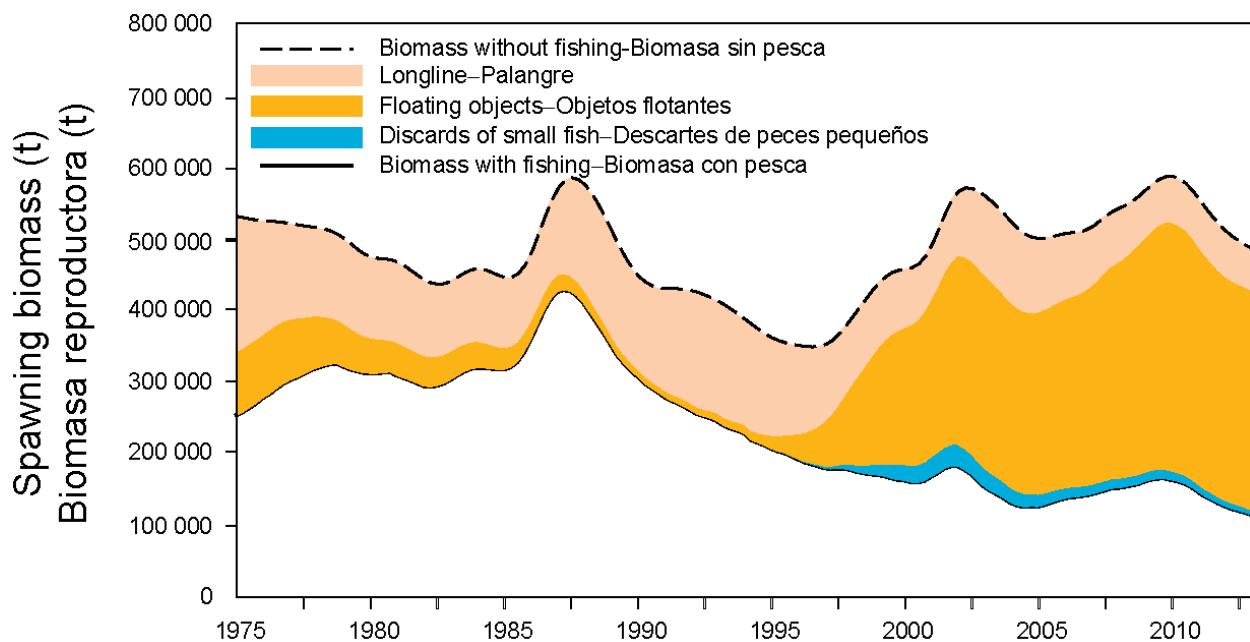
**FIGURE 4.6.** Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

**FIGURA 4.6.** Estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.



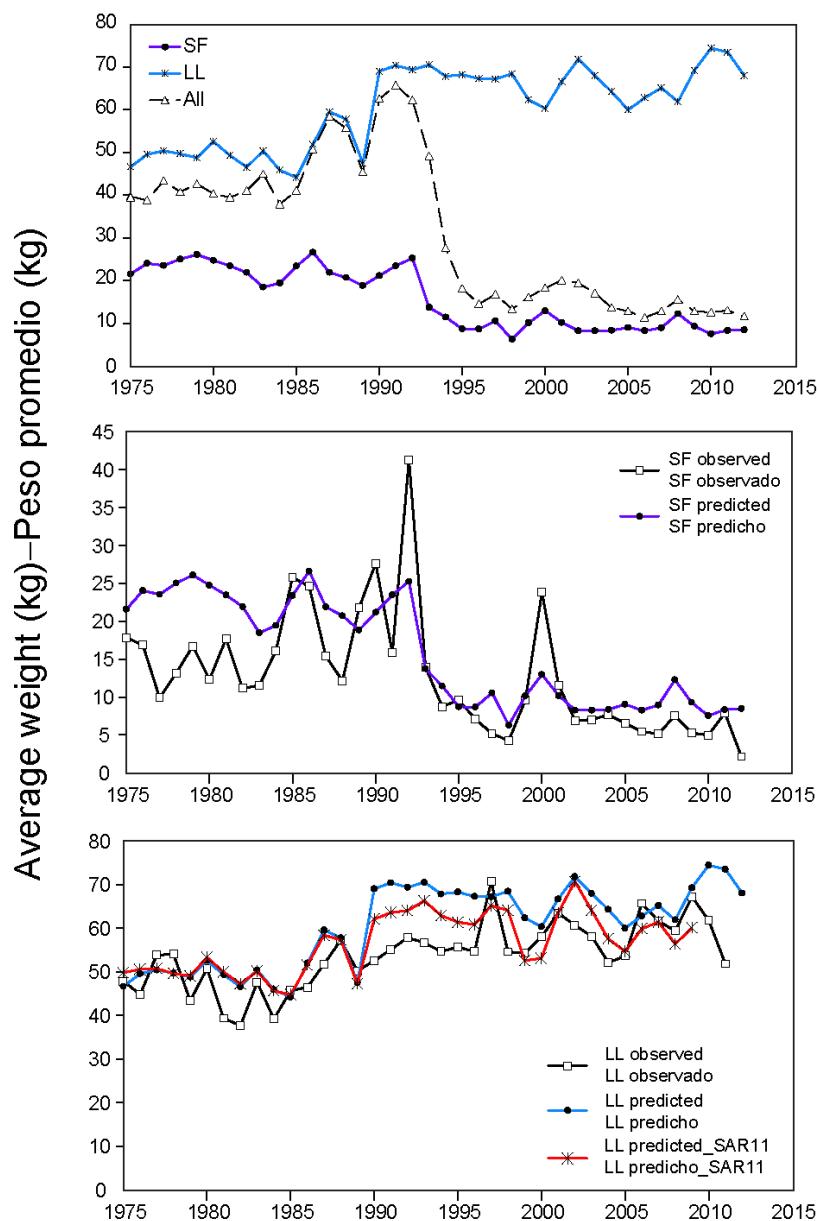
**FIGURE 4.7.** Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of the index for each year. t = metric tons.

**FIGURA 4.7.** Estimaciones de verosimilitud máxima del índice de biomasa reproductora (Sección 4.1.3) de atún patudo en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas de trazos los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones del índice para cada año. t = toneladas métricas.



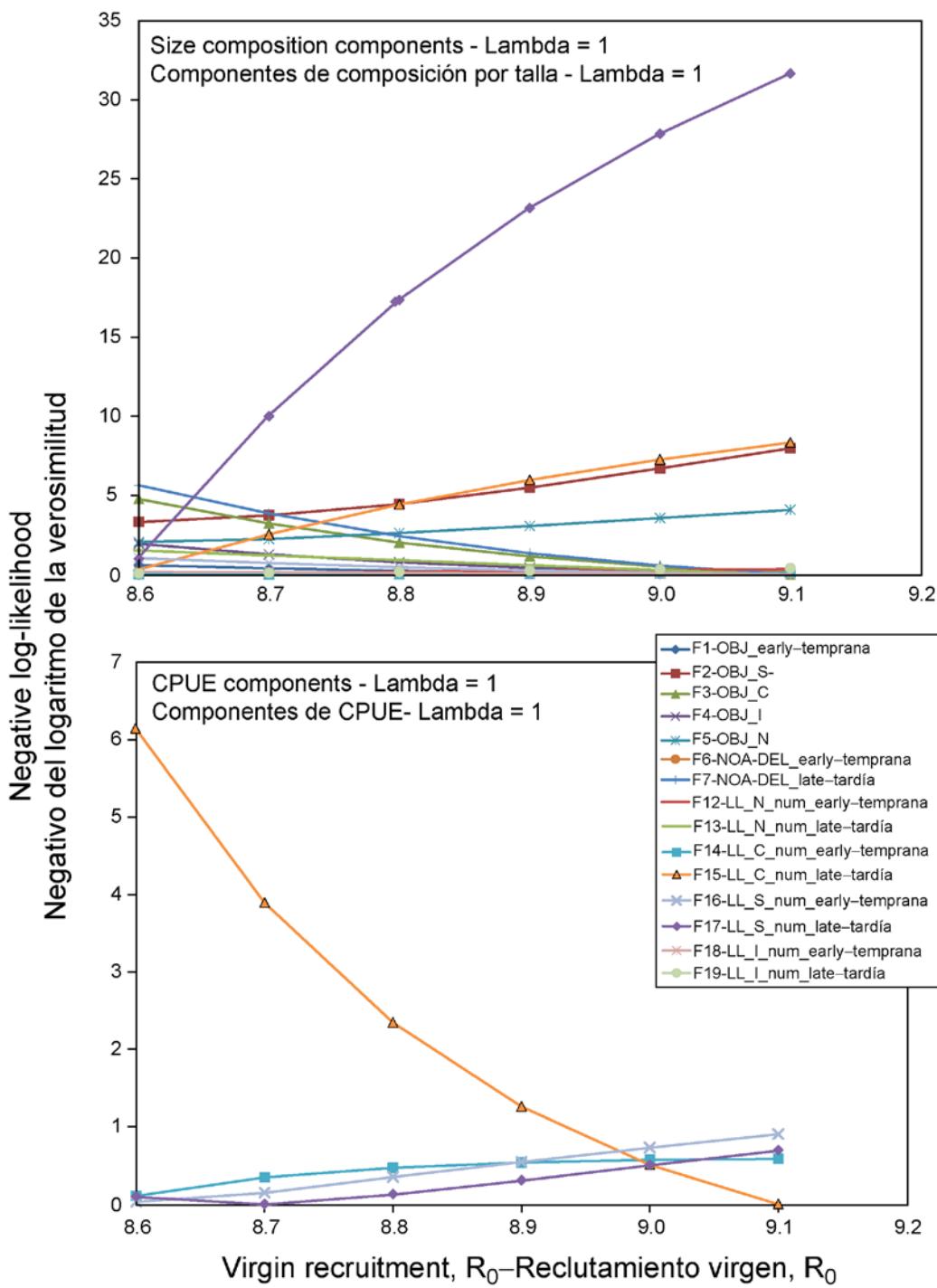
**FIGURE 4.8.** Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 4.8.** Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.



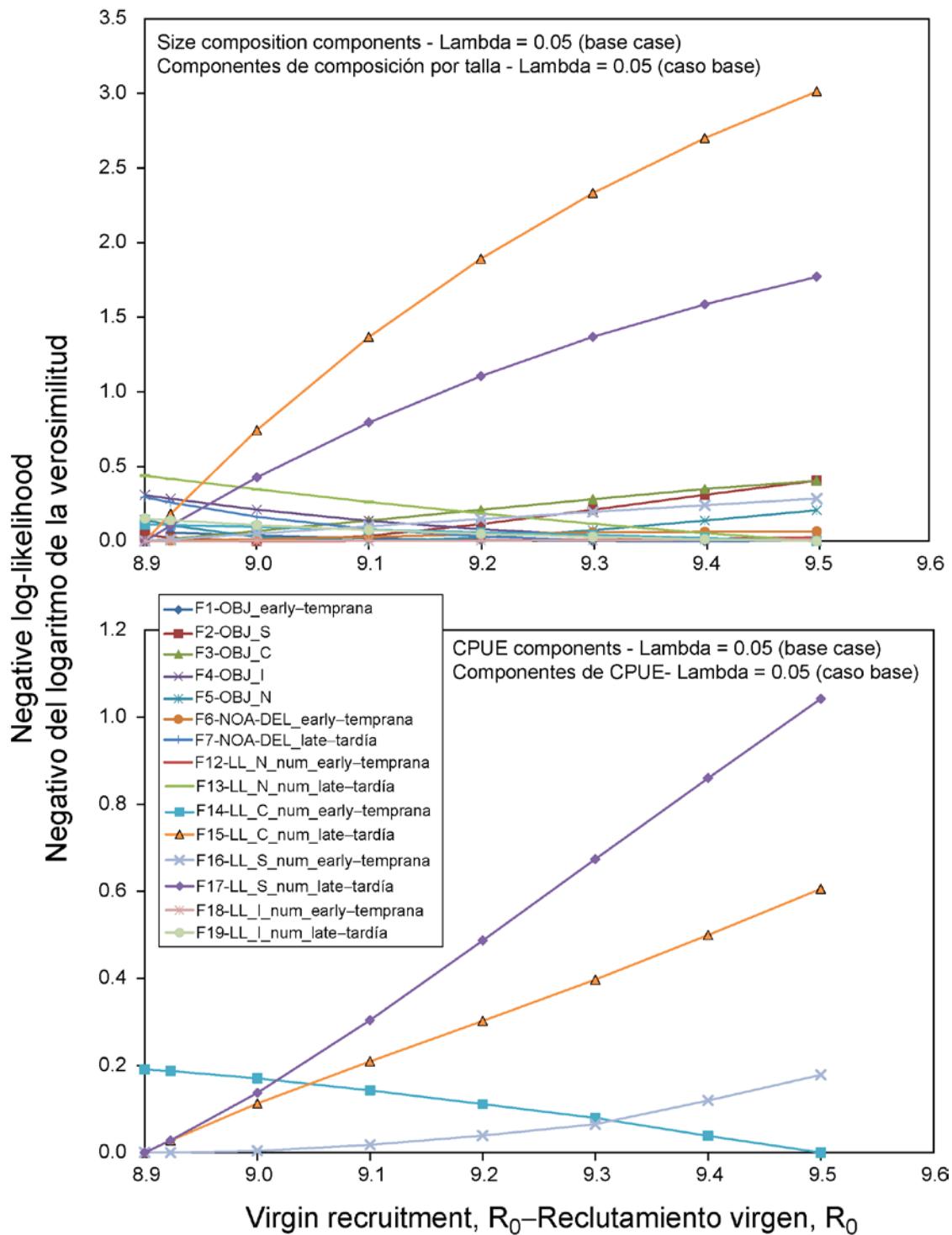
**FIGURE 4.9.** Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2012, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 12-23), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; middle panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries; lower panel: predicted (present and previous full assessments, SAR11) and observed (Japanese data) average weights for the longline fisheries.

**FIGURA 4.9.** Peso promedio de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2012, por las pesquerías de superficie (SF, pesquerías 1-7), de palangre (LL, pesquerías 12-23), y todas las pesquerías combinadas (All). Recuadro superior: pesos promedio predichos; recuadro medio: pesos promedio predichos y observados de las pesquerías de superficie; recuadro inferior: pesos promedio predichos (evaluaciones actual y completa previa, SAR 11) y observados (datos japoneses) de las pesquerías de palangre.



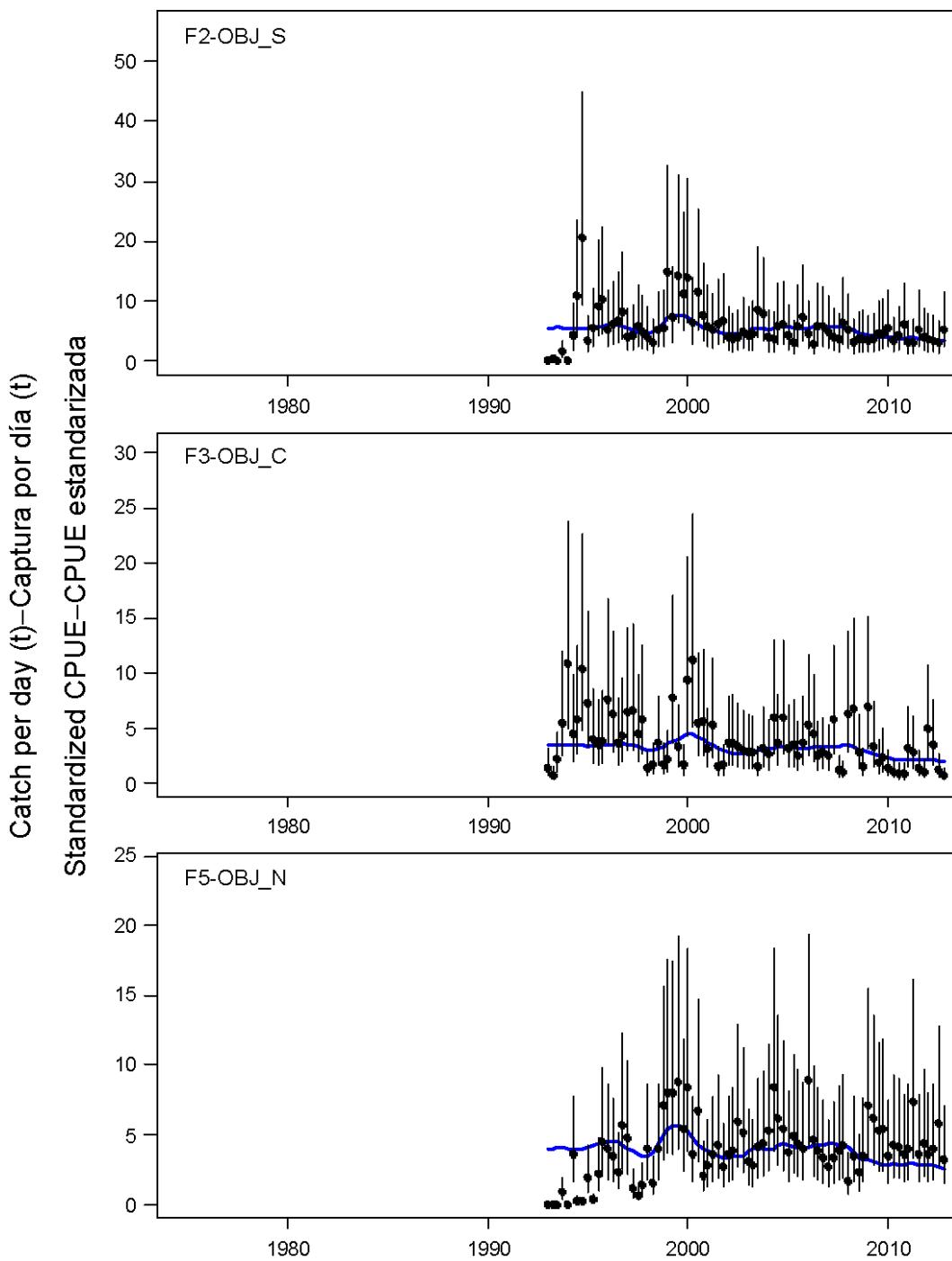
**FIGURE 4.10a.** Likelihood profile for the virgin recruitment ( $R_0$ ) parameter estimated under the previous base case model configuration (Aires-da-Silva and Maunder 2011), which assumed the original input sample sizes of the size composition data ( $\lambda = 1$ ). Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

**FIGURA 4.10a.** Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen ( $R_0$ ) estimado con la configuración del modelo de caso base previo (Aires-da-Silva y Maunder 2011), que supuso los tamaños de muestra de los insumos originales de los datos de composición por talla ( $\lambda = 1$ ). Cada línea representa el perfil correspondiente a cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.



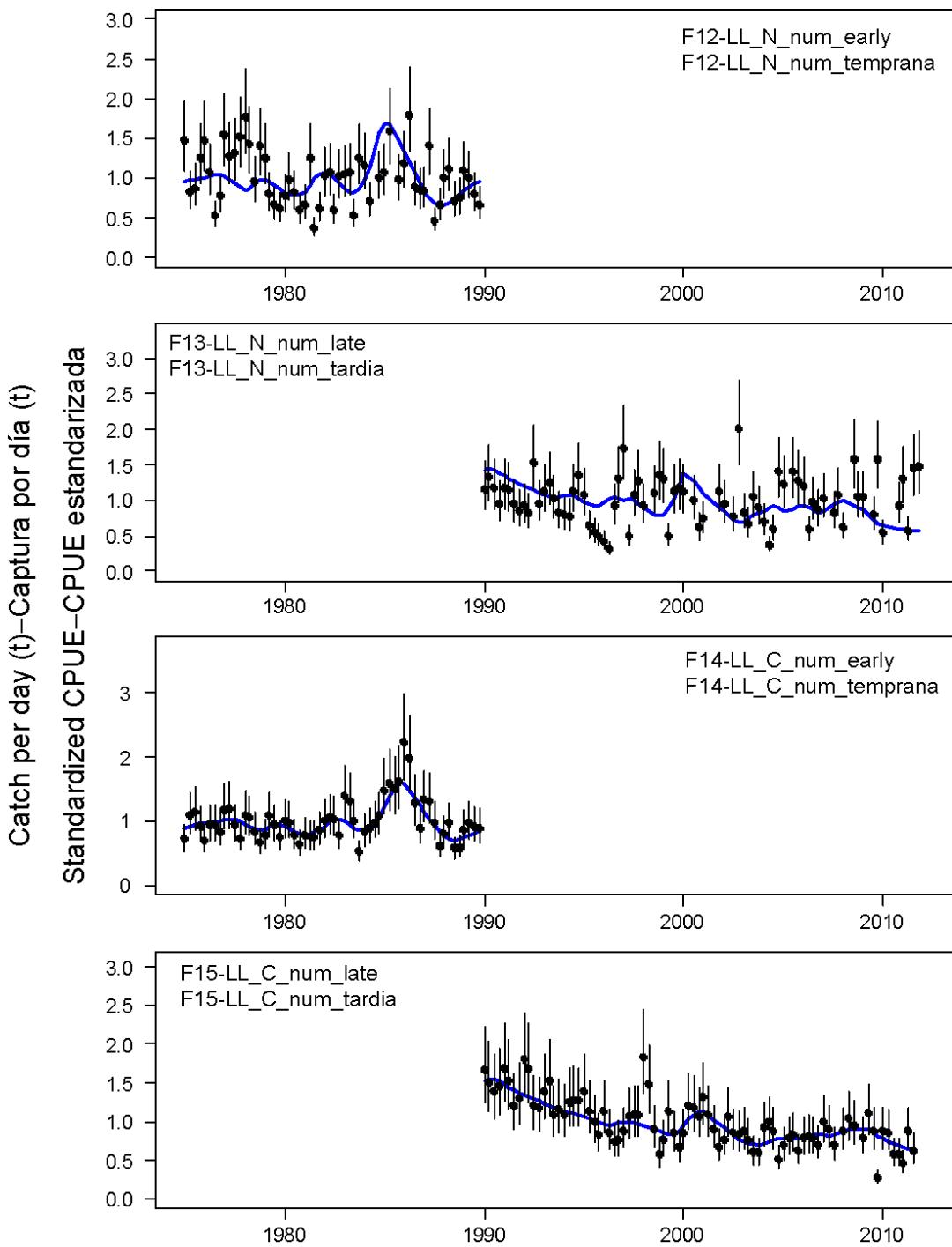
**FIGURE 4.10b.** Likelihood profile for the virgin recruitment ( $R_0$ ) parameter estimated under the current base case model in which the size composition data was downweighted for all fisheries ( $\lambda = 0.05$ ). Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

**FIGURA 4.10b.** Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen ( $R_0$ ) estimado con el modelo de caso base actual en el cual se redujo la ponderación de los datos de composición por talla para todas las pesquerías ( $\lambda = 0.05$ ). Cada línea representa el perfil correspondiente a cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.



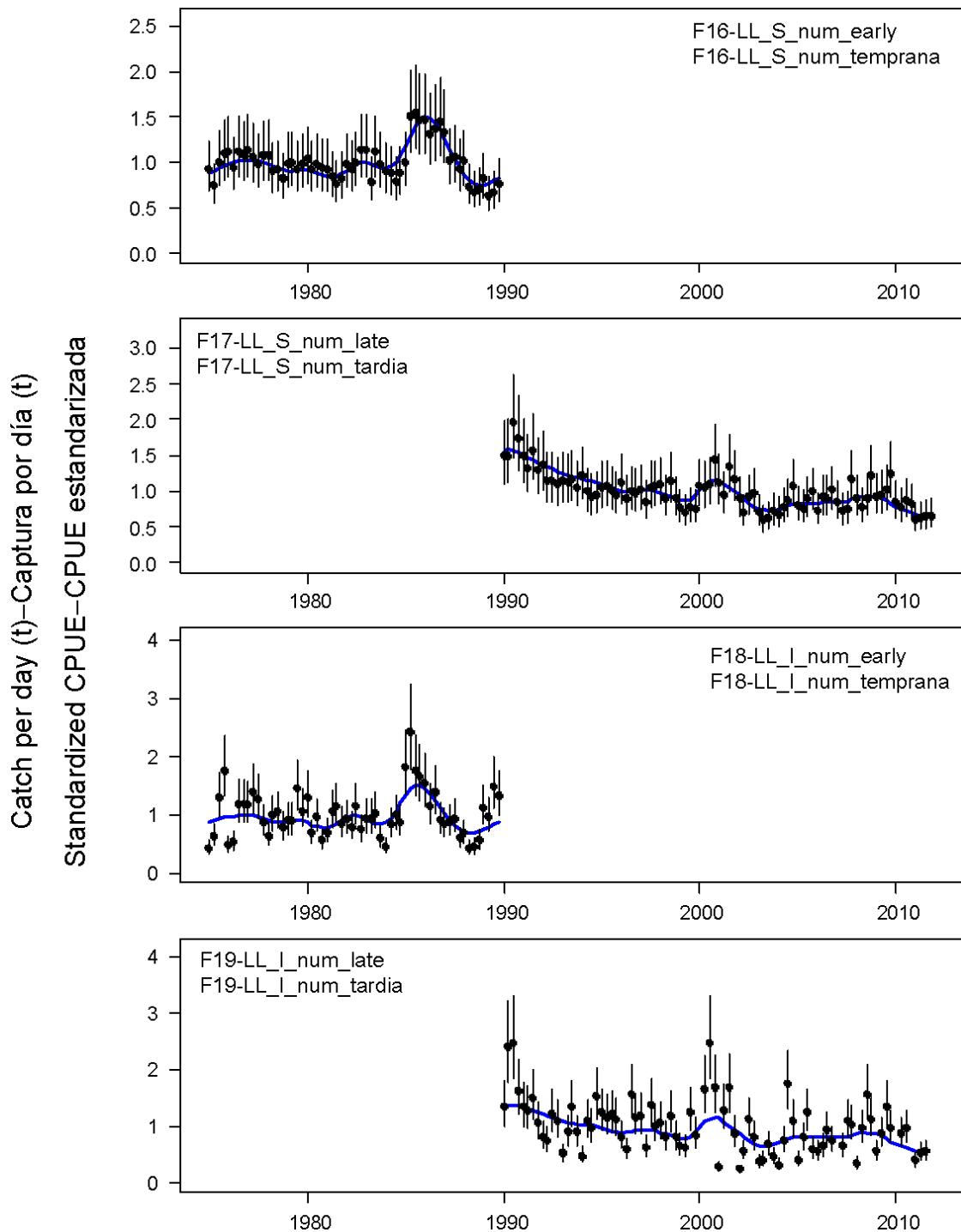
**FIGURE 4.11a.** Model fit to the CPUE data from different surface fisheries. The CPUEs for surface fisheries 2, 3, and 5 are in tons per day fished. The vertical lines represent the fixed confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the observed CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1. t = metric tons.

**FIGURA 4.11a.** Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de superficie. Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie 2, 3, y 5 en toneladas por día de pesca. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1. t = toneladas métricas.



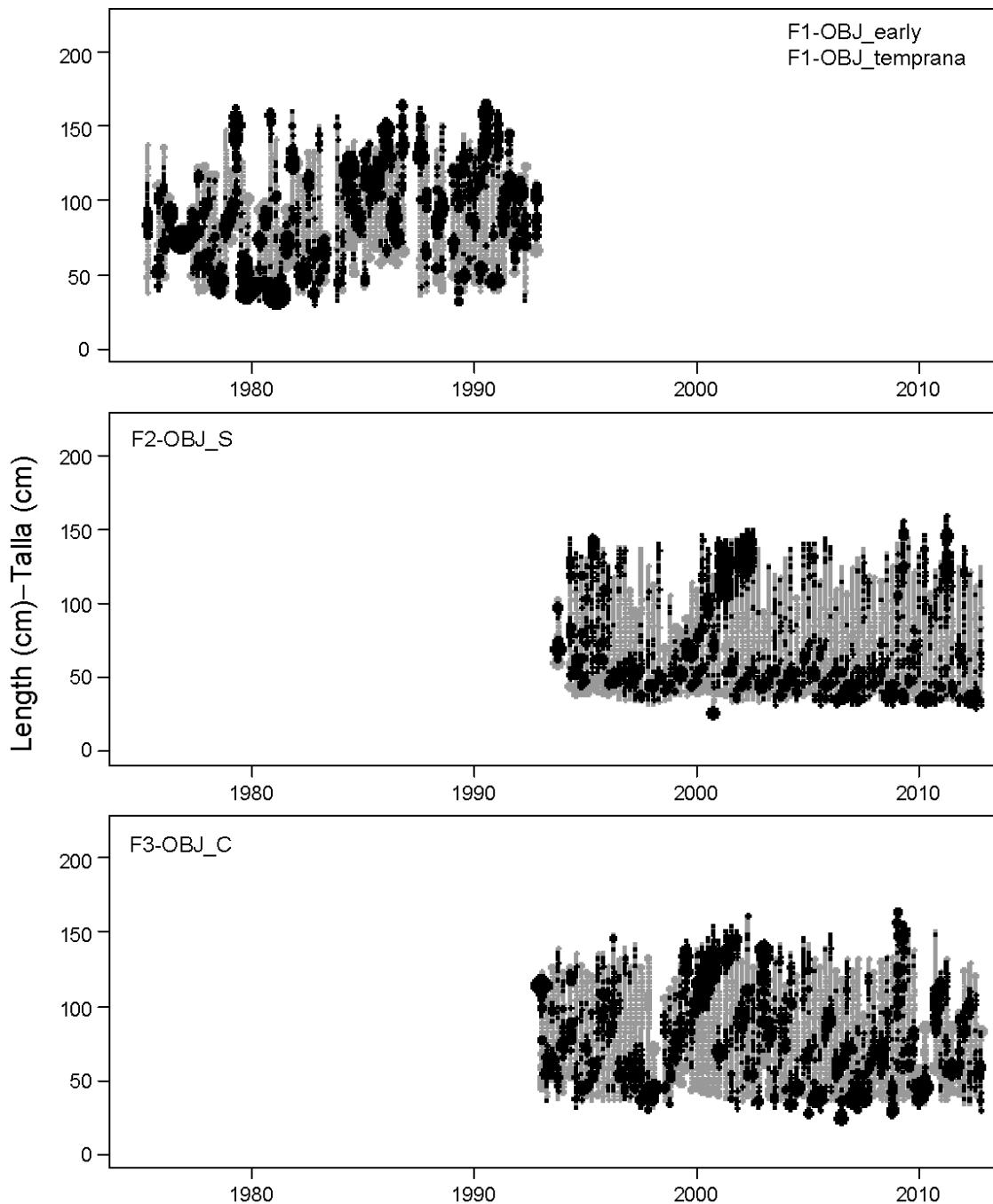
**FIGURE 4.11b.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 12-15 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.11b.** Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre. Las CPUE de las pesquerías de palangre 12-15 son CPUE estandarizadas. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



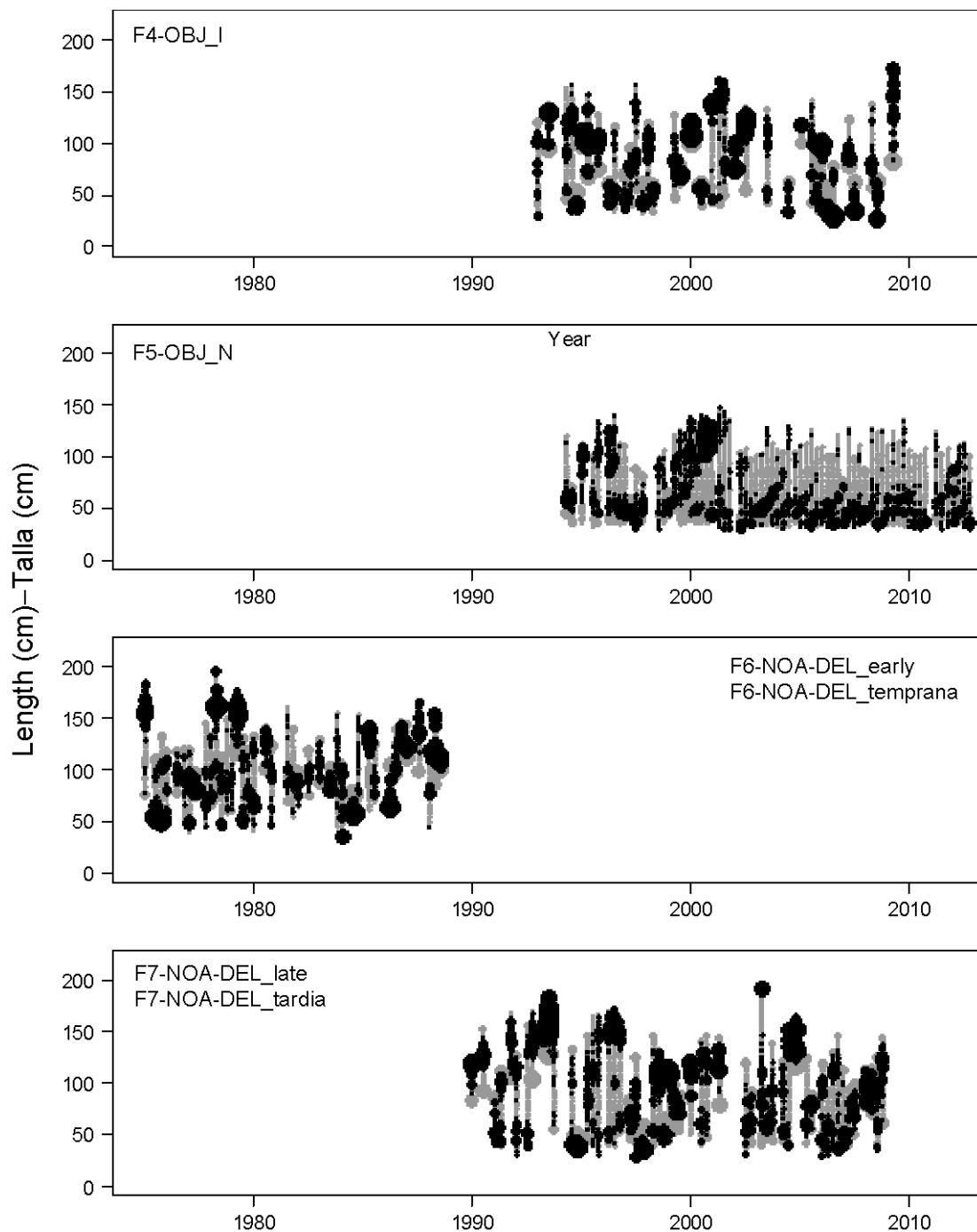
**FIGURE 4.11c.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 16-19 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.11c.** Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre. Las CPUE de las pesquerías de palangre 16-19 son CPUE estandarizada. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



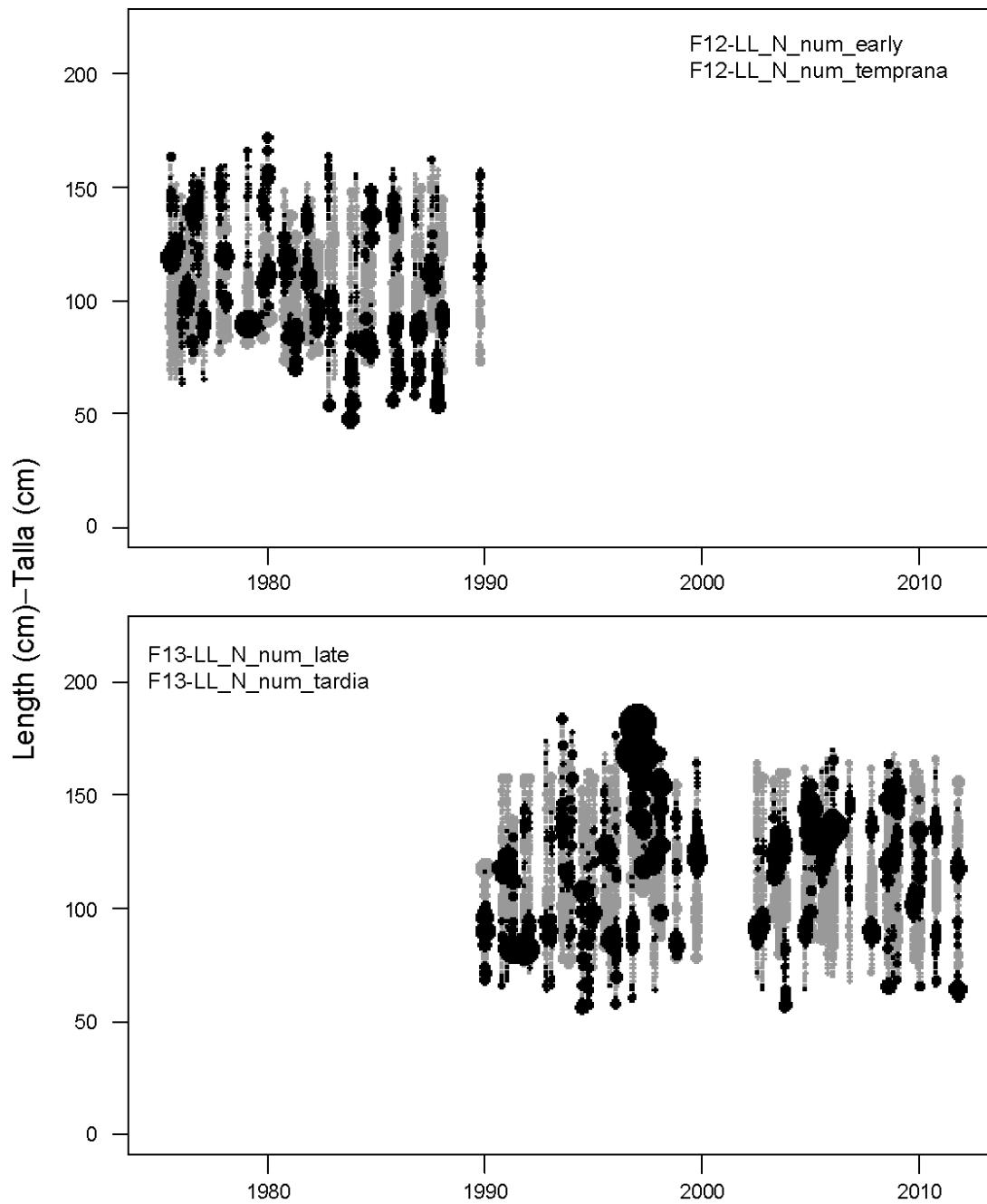
**FIGURE 4.12a.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 1, 2, and 3. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12a.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 1, 2, y 3. Los círculos grises y negros representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



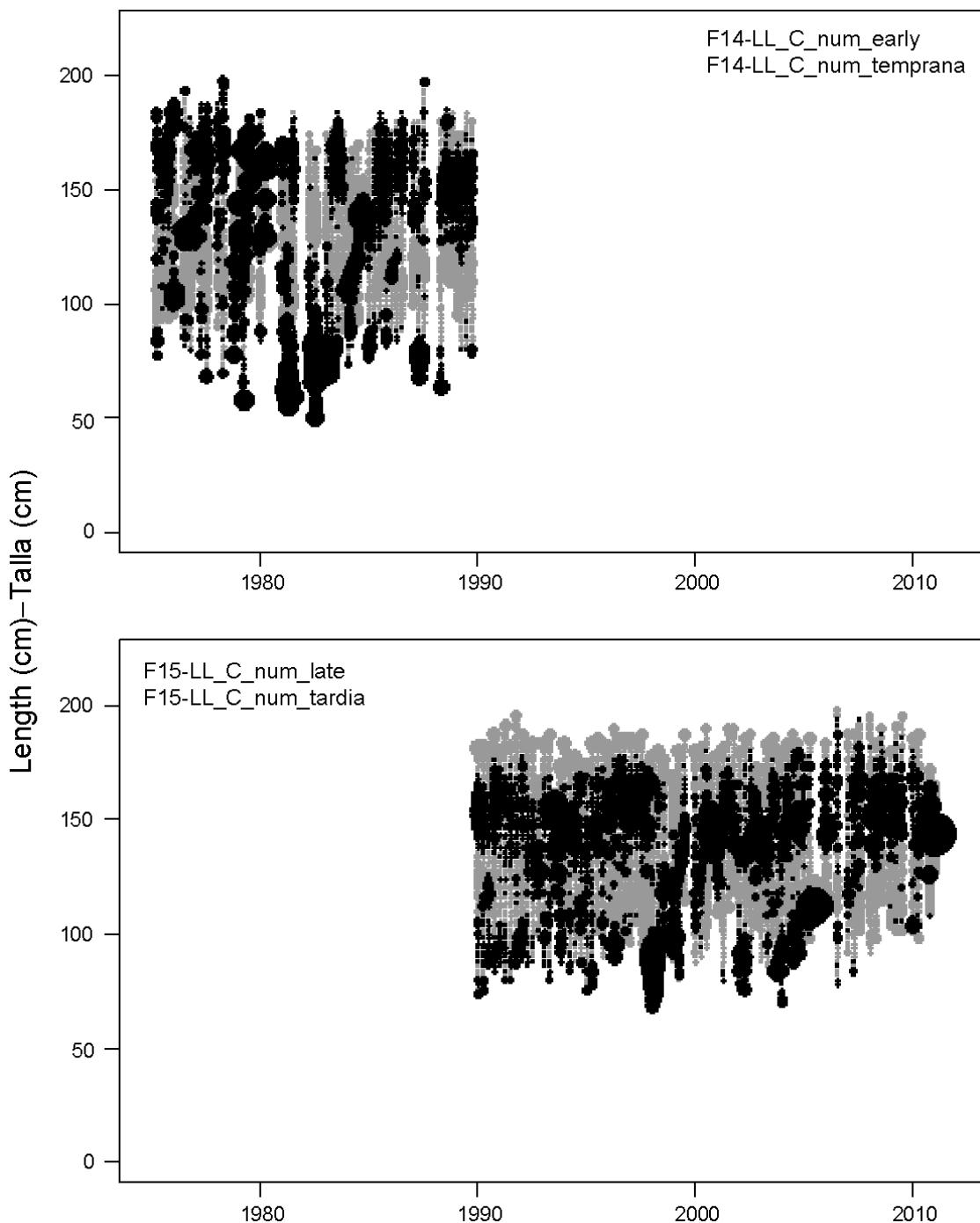
**FIGURE 4.12b.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 4-7. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12b.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 4-7. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



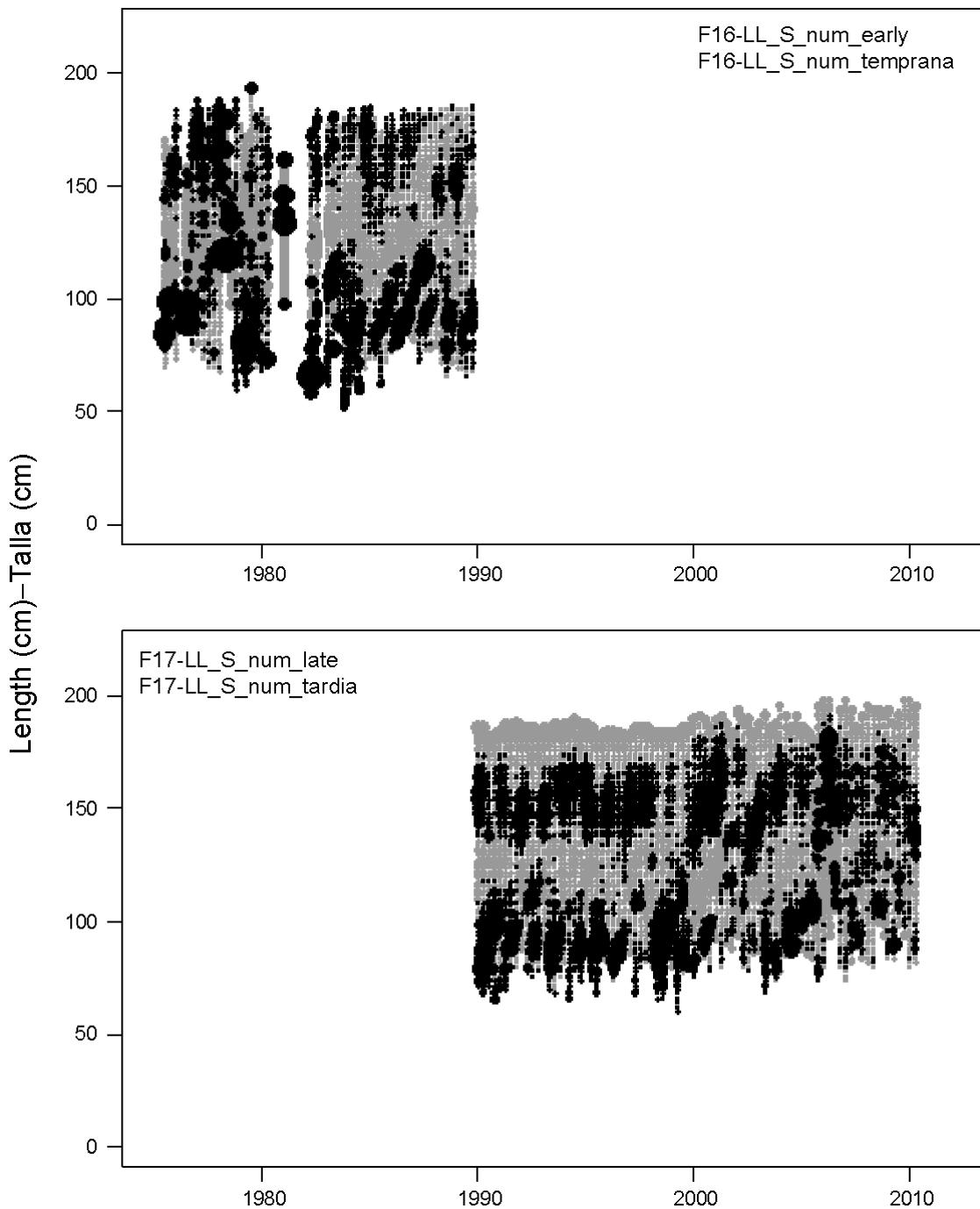
**FIGURE 4.12c.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 12 and 13. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12c.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 12 y 13. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



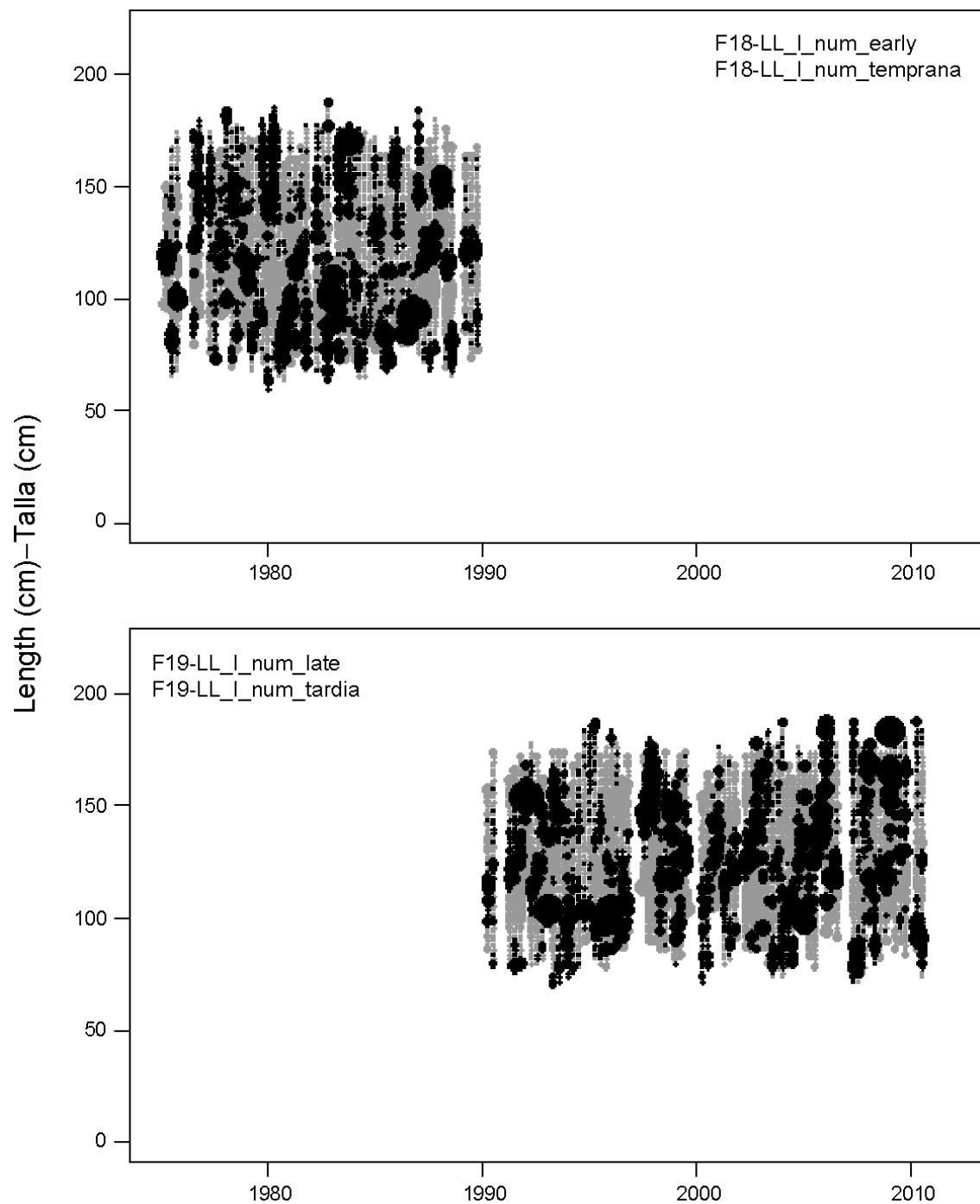
**FIGURE 4.12d.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 14 and 15. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12d.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 14 y 15. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



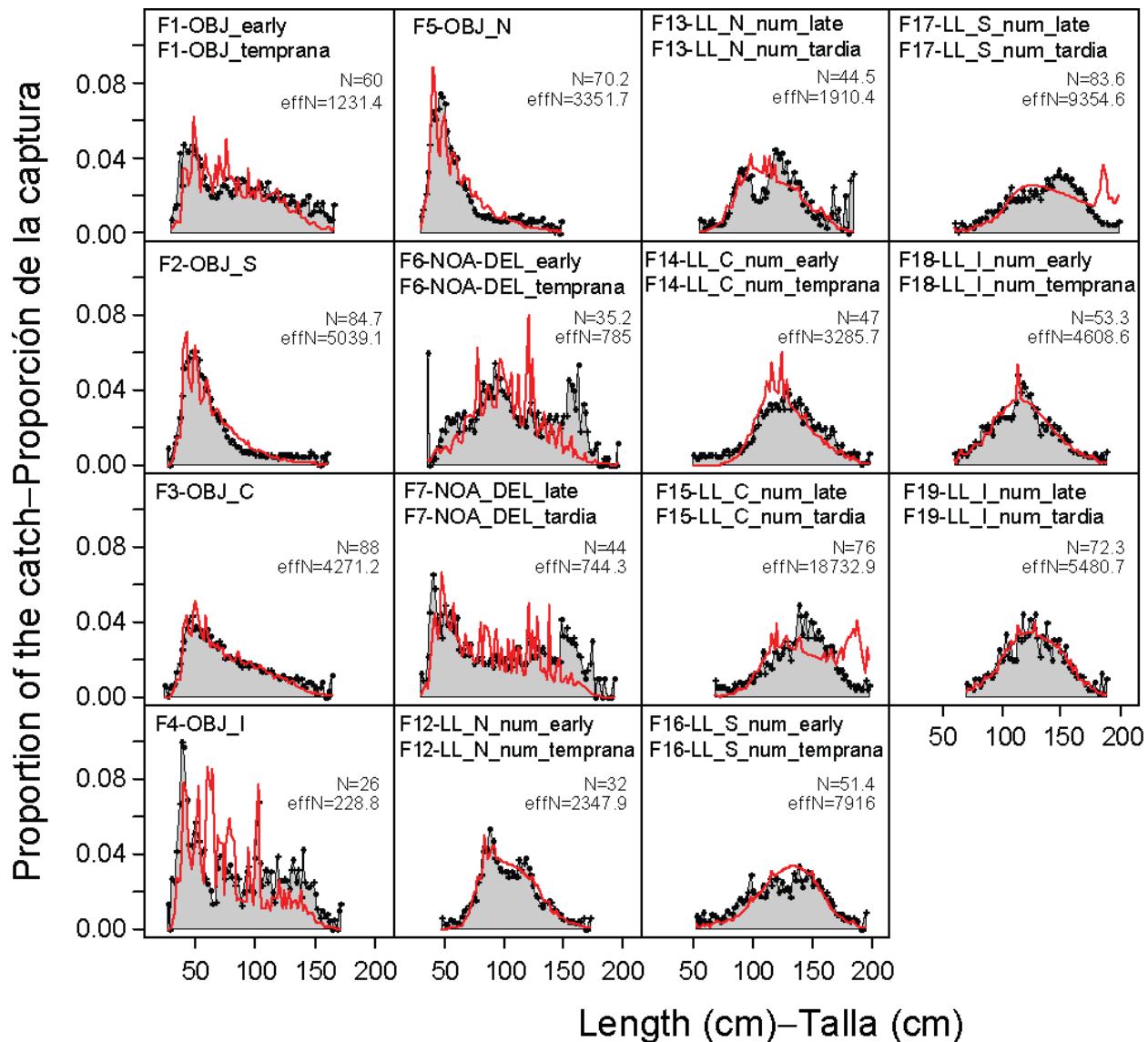
**FIGURE 4.12e.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 16 and 17. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12e.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 16 and 17. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



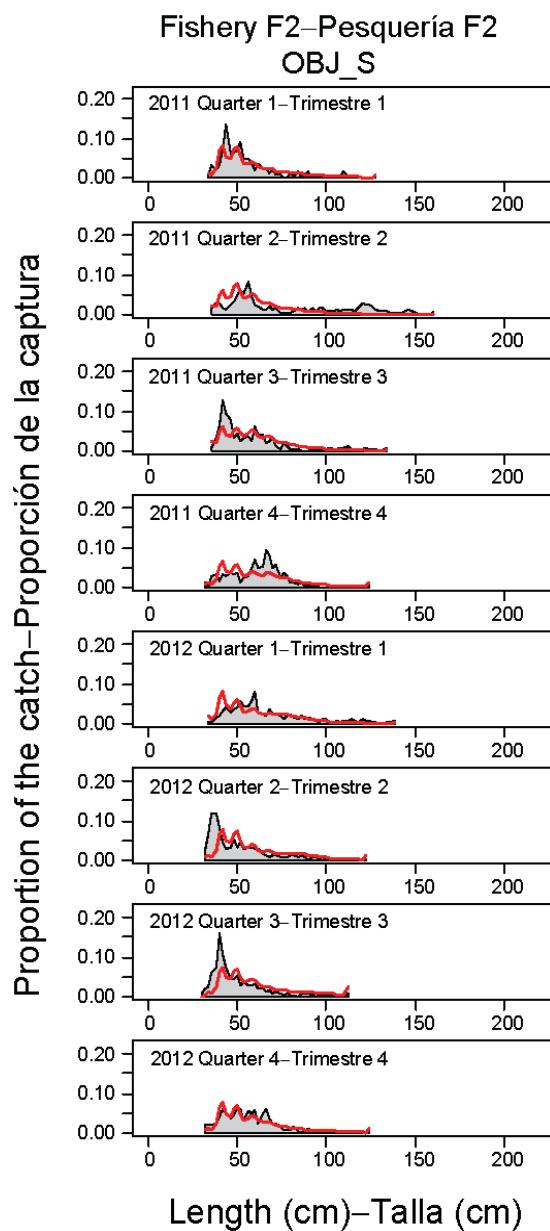
**FIGURE 4.12f.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 18 and 19. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12f.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 18 y 19. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



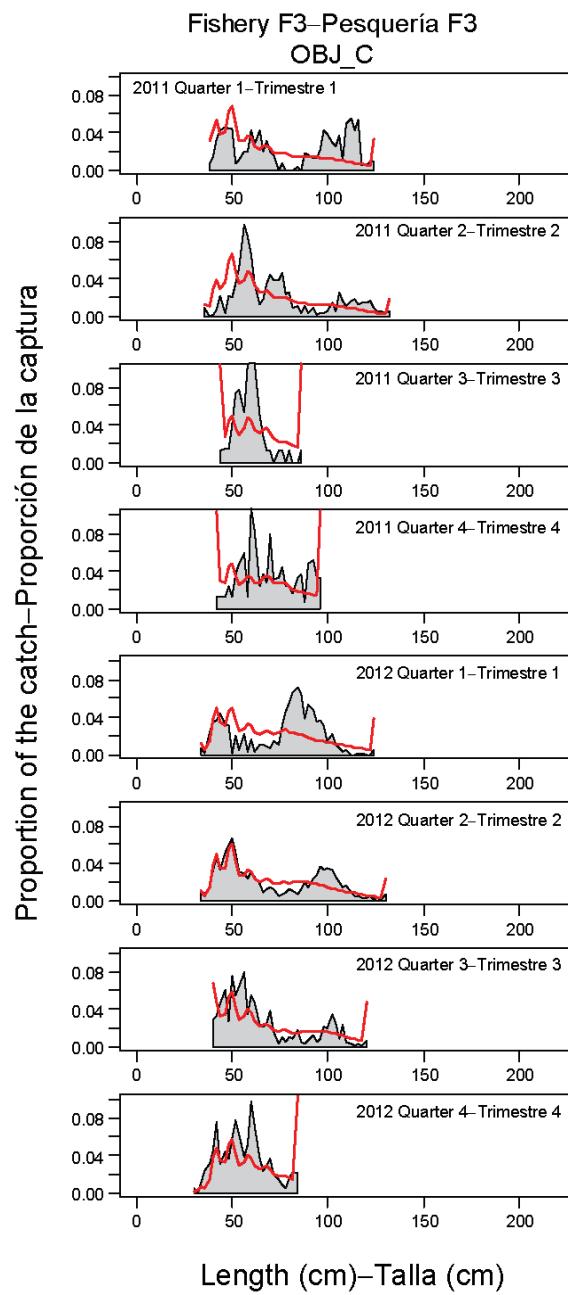
**FIGURE 4.12g.** Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-19 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12g.** Composición por talla media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías de superficie 1-7 y las pesquerías de palangre 12-19 definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



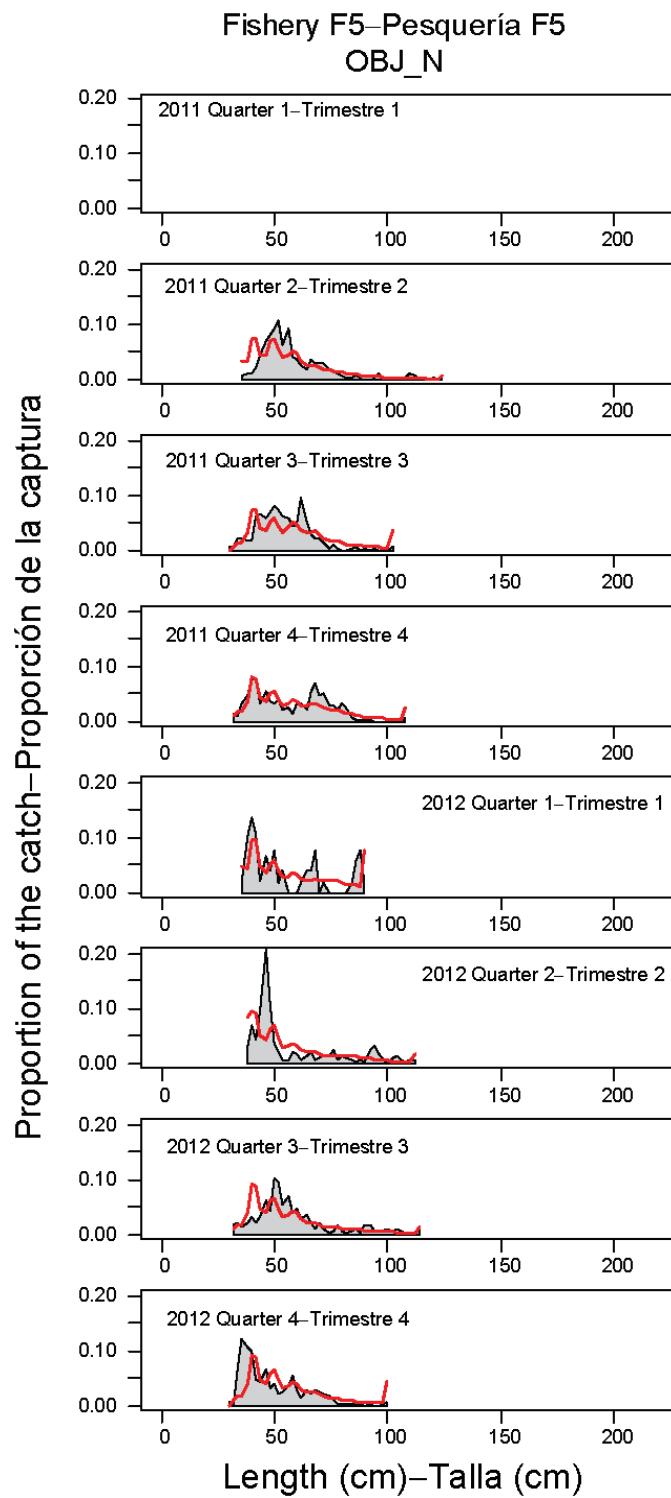
**FIGURE 4.12h.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 2. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12h.** Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 2. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.



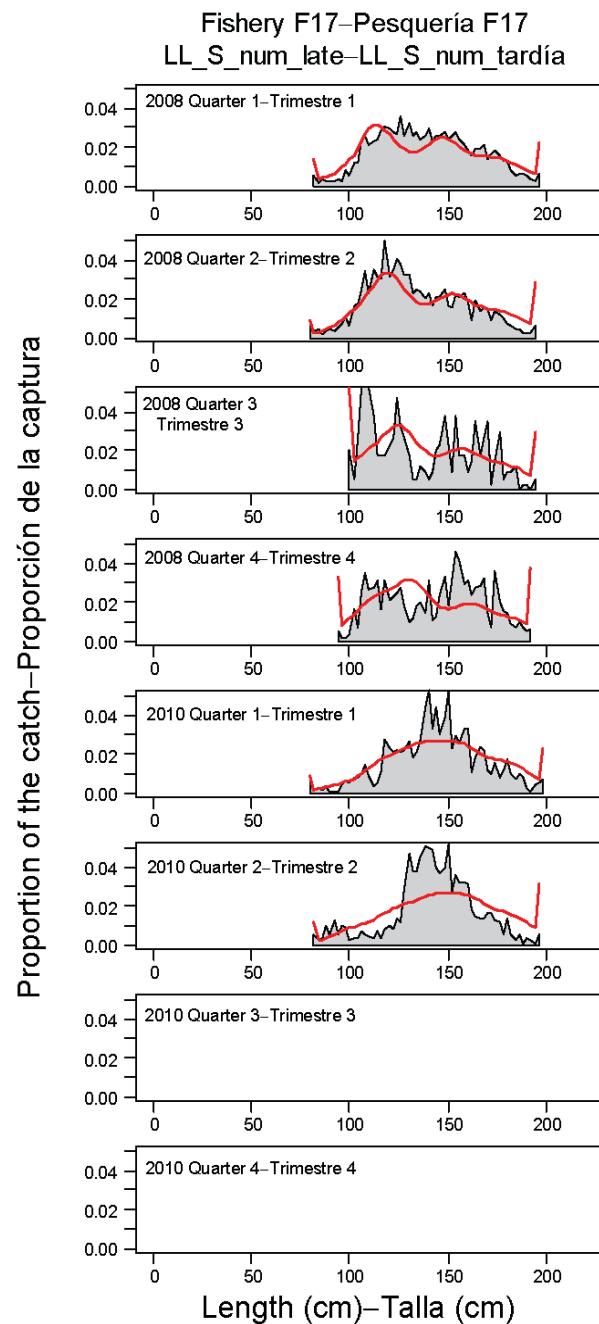
**FIGURE 4.12i.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 3. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12i.** Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 3. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.



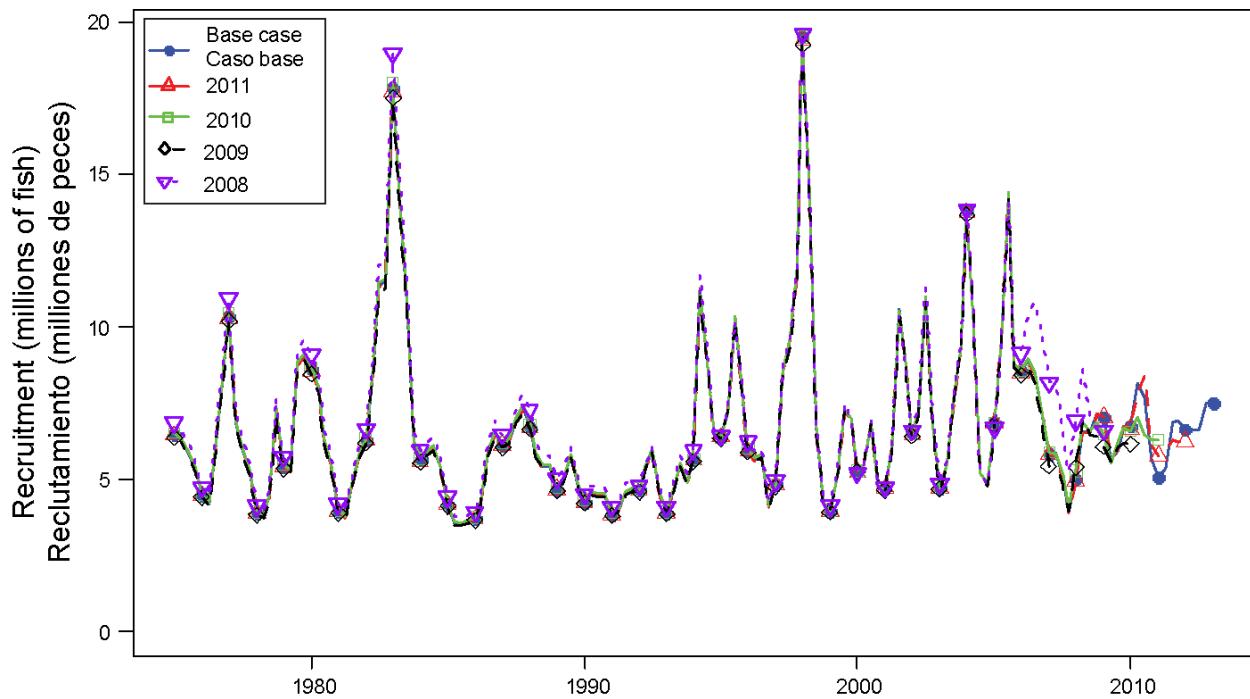
**FIGURE 4.12j.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 5. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12j.** Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 5. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.



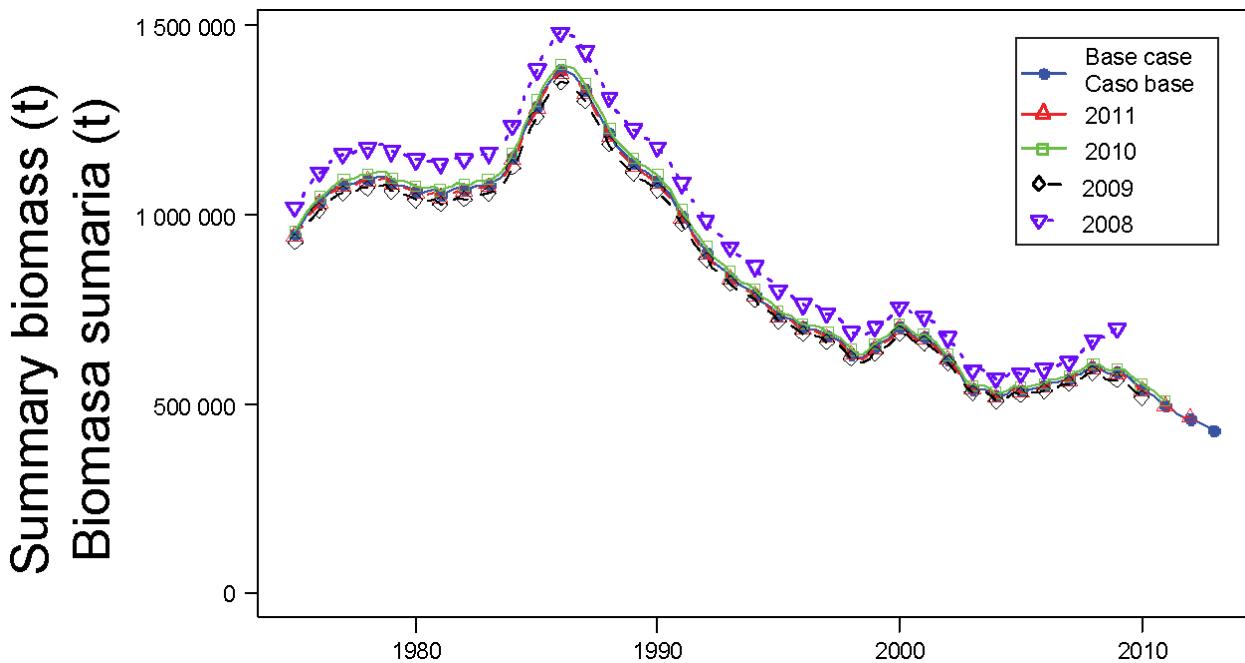
**FIGURE 4.12k.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 17. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12k.** Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la pesquería 17. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.



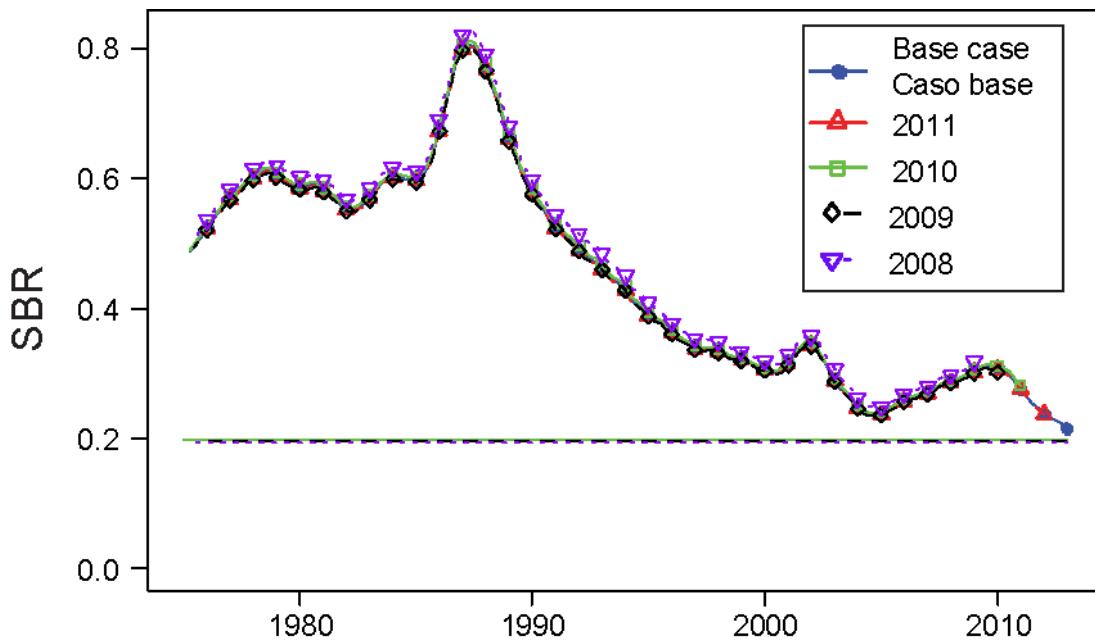
**FIGURE 4.13.** Retrospective comparisons of estimates of the recruitment of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded.

**FIGURA 4.13.** Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2009) más recientes.



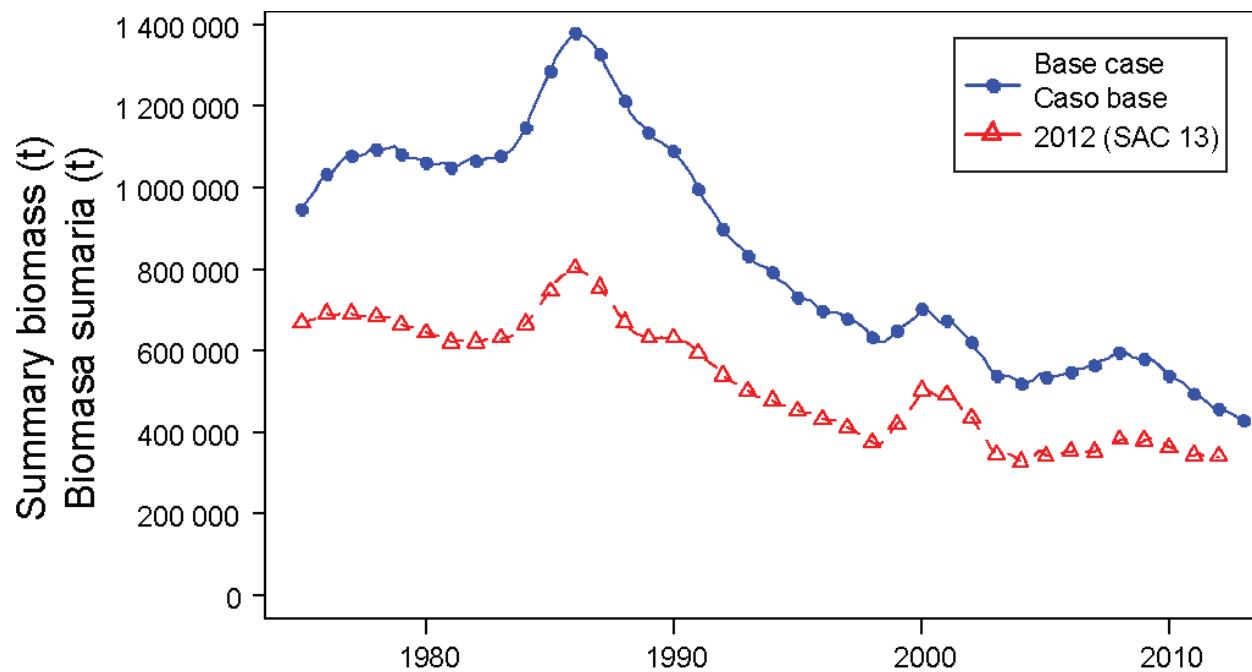
**FIGURE 4.14.** Retrospective comparisons of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). The estimates from the base case model are compared to the estimates obtained when the most recent year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded. t = metric tons.

**FIGURA 4.14.** Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2009) más recientes. t = toneladas métricas.



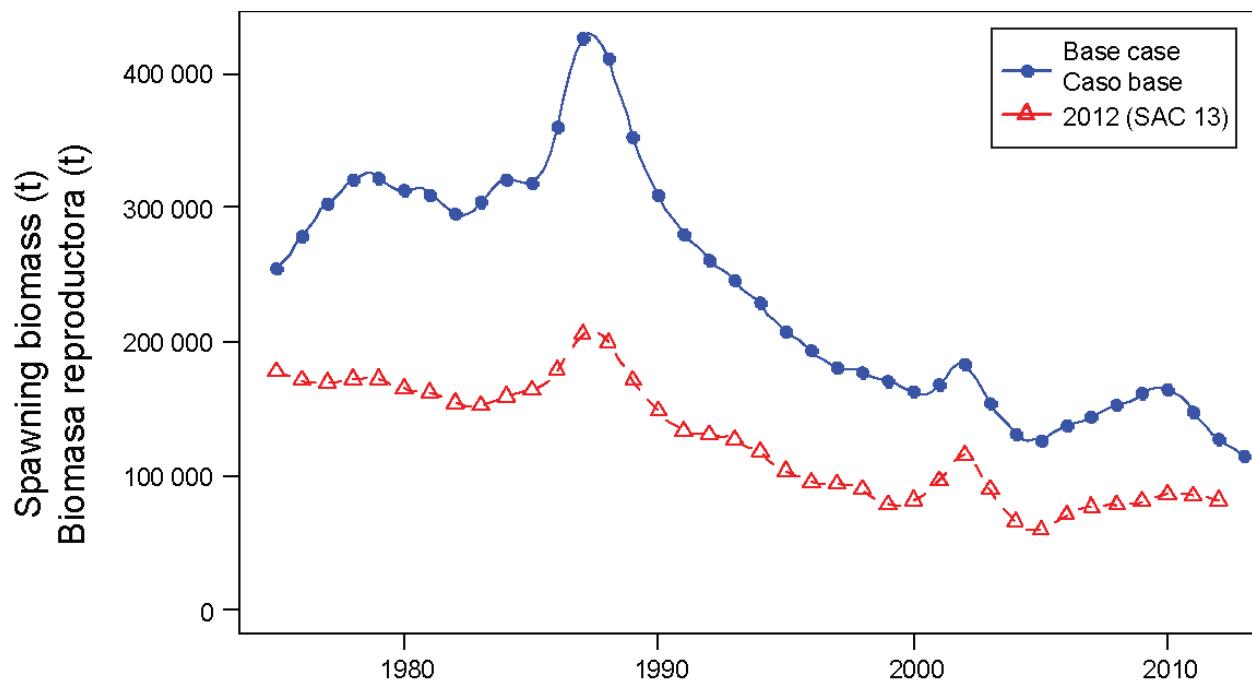
**FIGURE 4.15.** Retrospective comparisons of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded. The horizontal line indicates the SBR at MSY.

**FIGURA 4.15.** Comparaciones retrospectivas de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2009) más recientes. La línea horizontal indica el SBR en RMS.



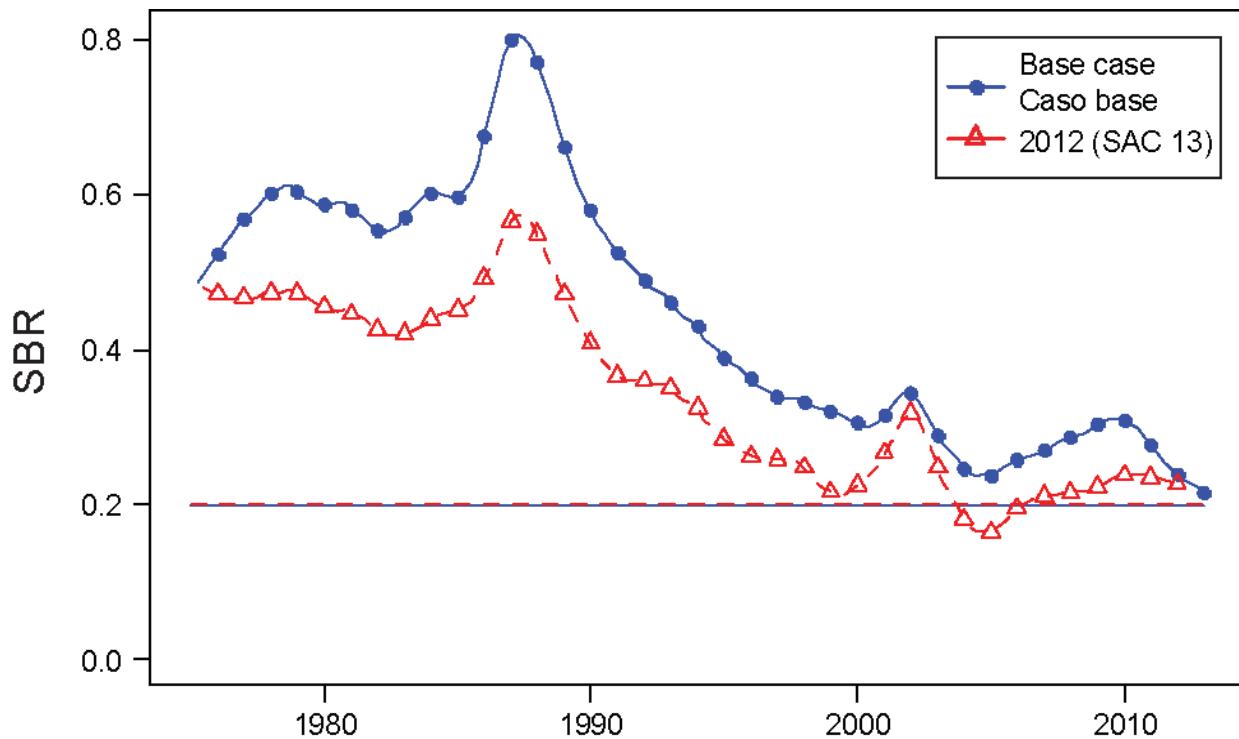
**FIGURE 4.16.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

**FIGURA 4.16.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.



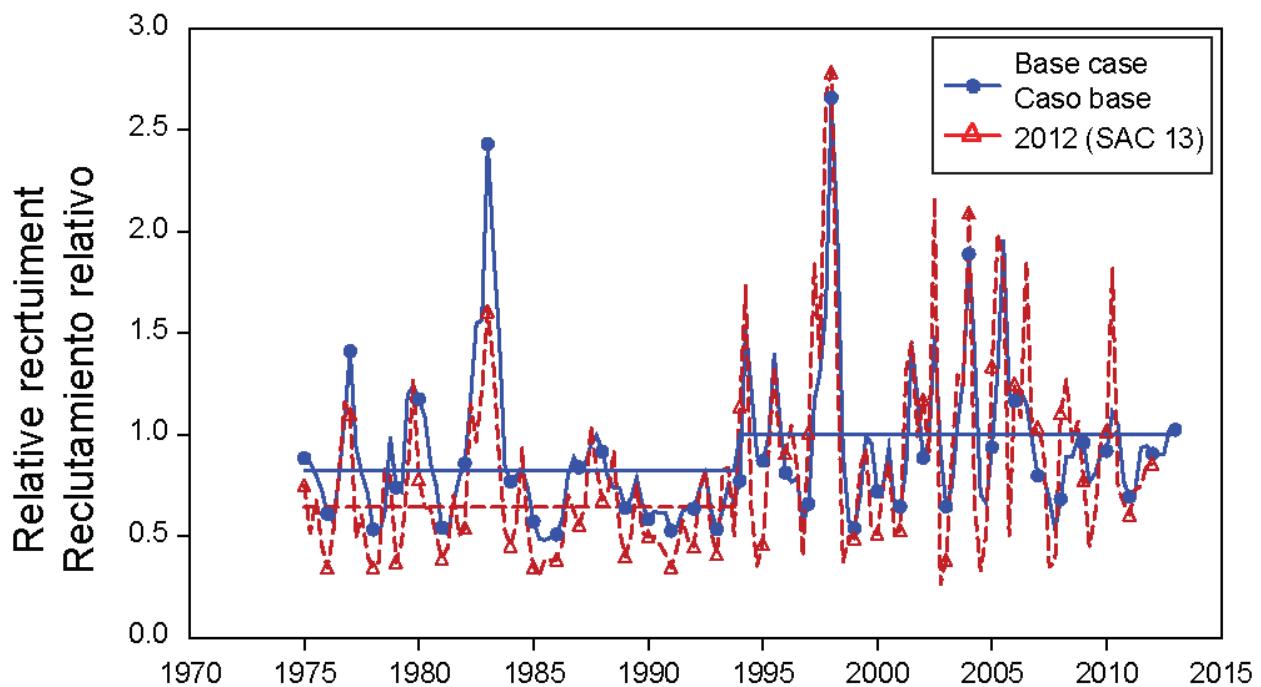
**FIGURE 4.17.** Comparison of estimates of the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

**FIGURA 4.17.** Comparación de la biomasa reproductora estimada de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.



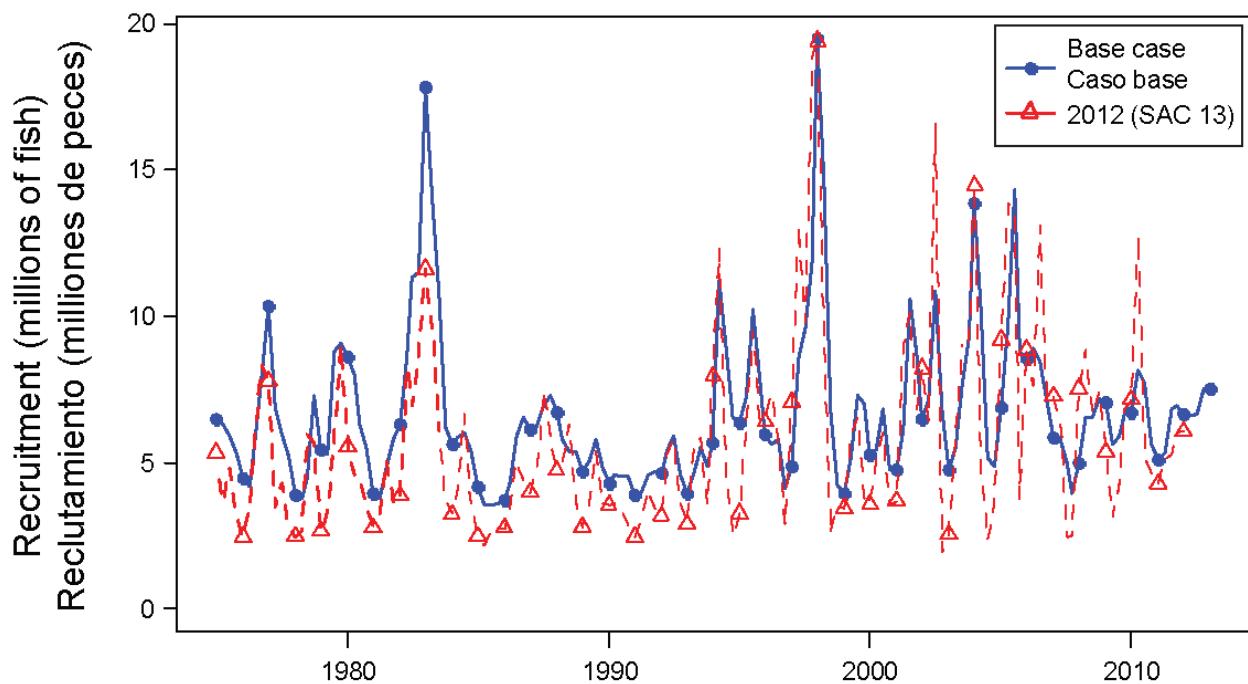
**FIGURE 4.18.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

**FIGURA 4.18.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.



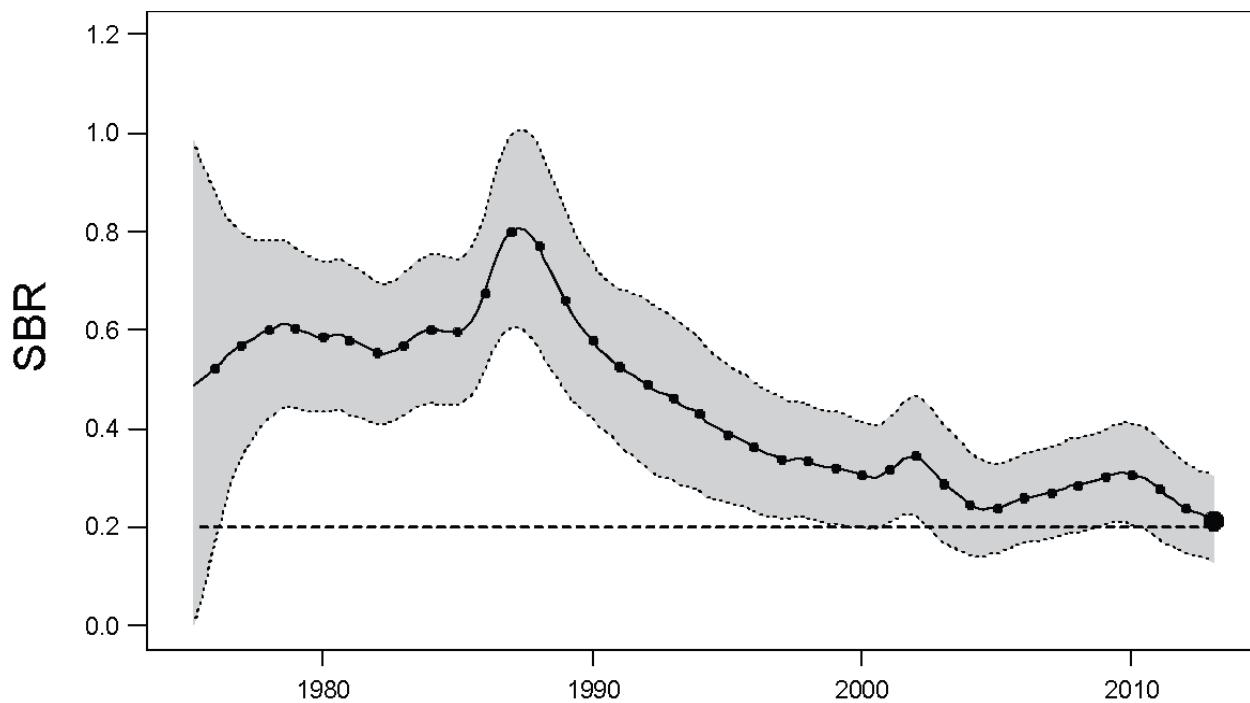
**FIGURE 4.19a.** Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal solid and dashed lines represent average recruitment (relative to the post-1994 average recruitment) to visualize the “two-stanza” recruitment pattern in both assessments.

**FIGURA 4.19a.** Comparación del reclutamiento relativo estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2012) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*. Las líneas horizontales sólida y de trazos representan el reclutamiento promedio (relativo al reclutamiento promedio posterior a 1994) para visualizar el patrón de reclutamiento de dos stanzas en ambas evaluaciones.



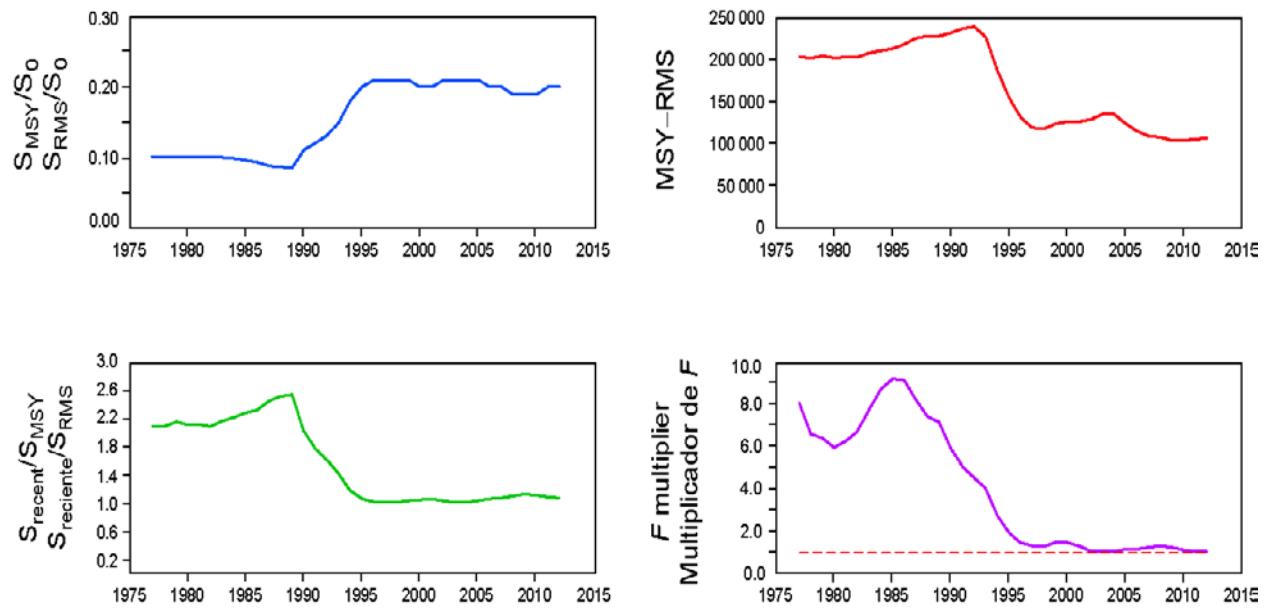
**FIGURE 4.19b.** Comparison of estimated absolute recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.

**FIGURA 4.19b.** Comparación del reclutamiento absoluto estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2012) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.



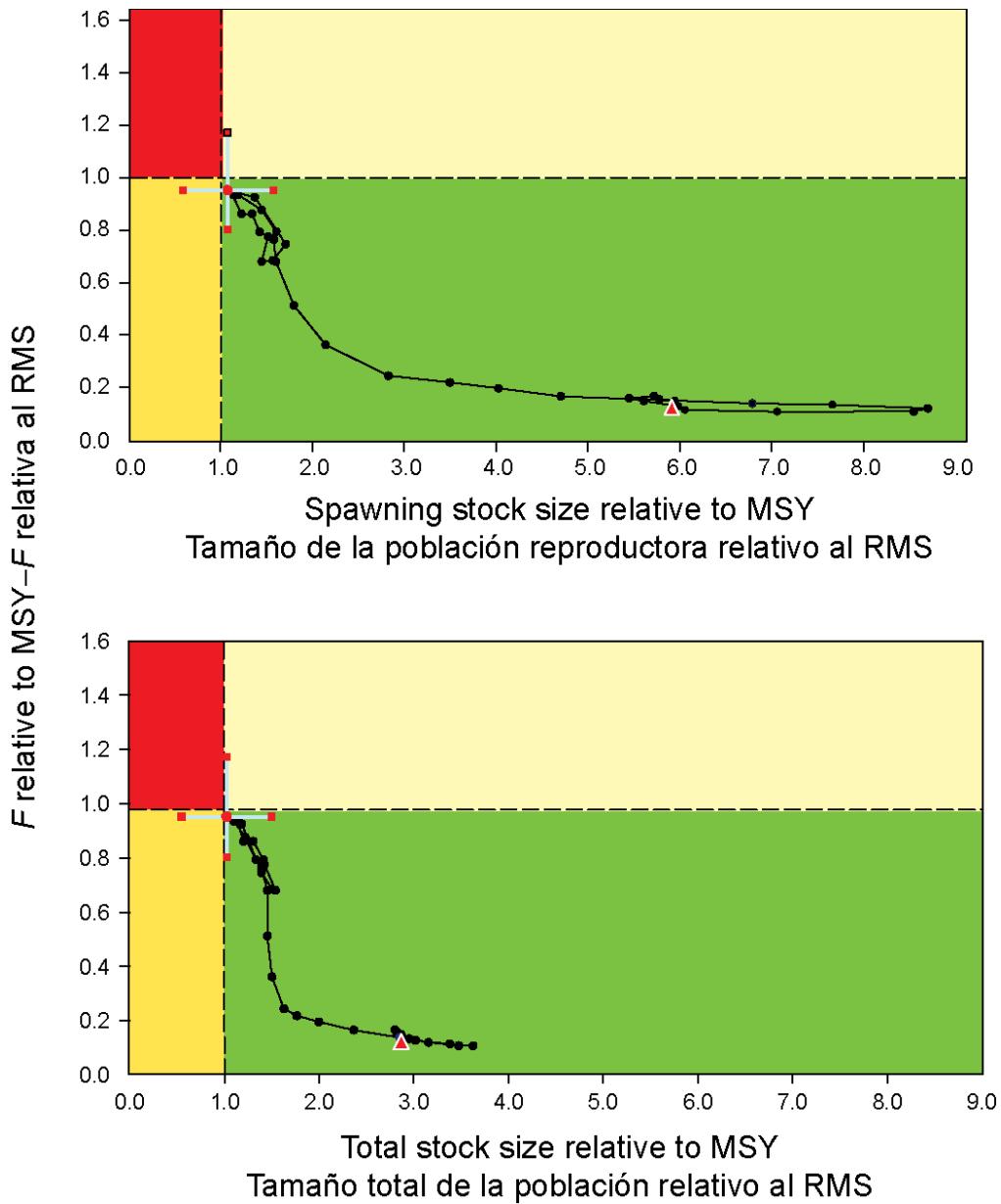
**FIGURE 5.1.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area represents the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates.

**FIGURA 5.1.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,20) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y el área sombreada representa los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.



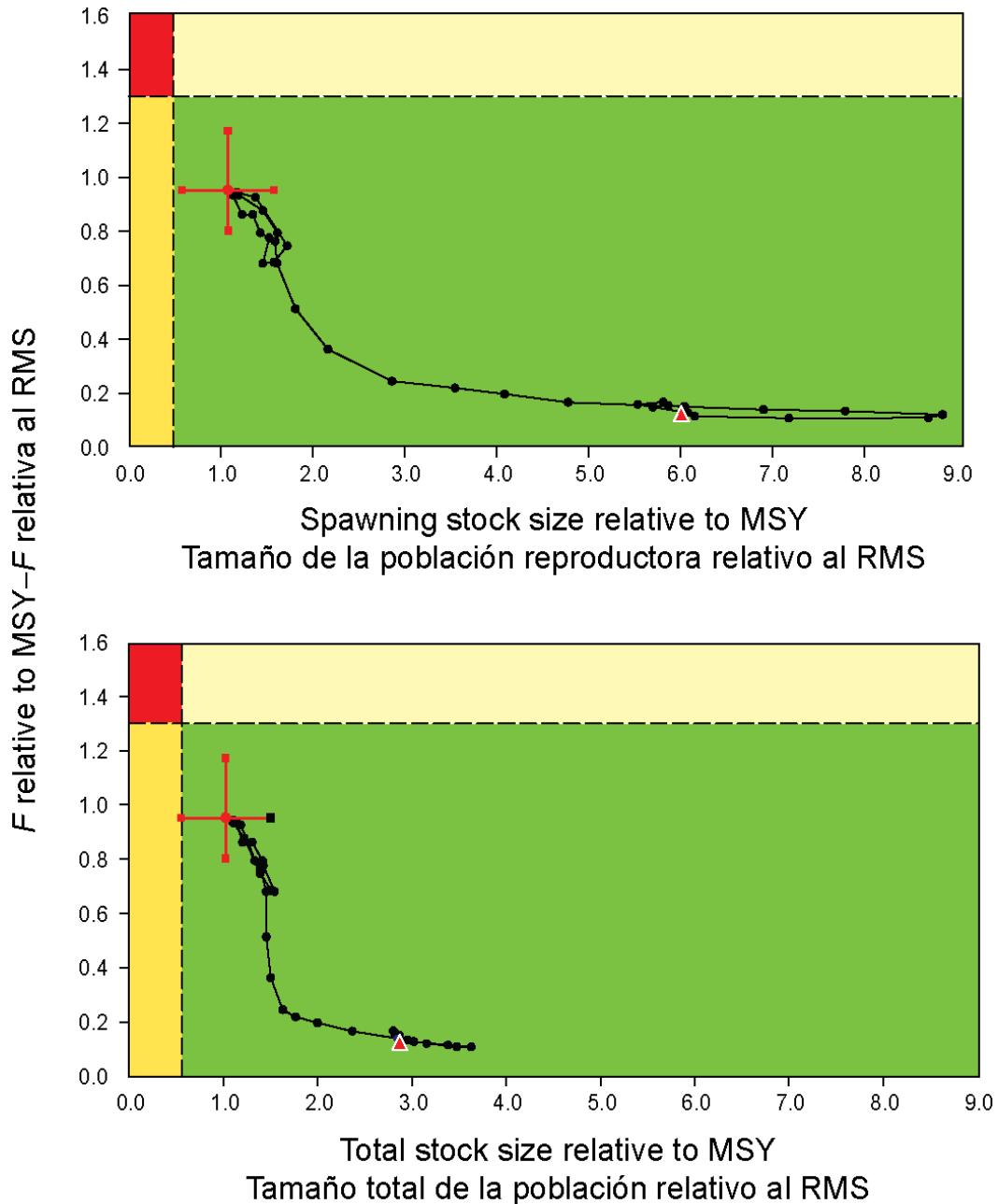
**FIGURE 5.2.** Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{recent}$  is the spawning biomass at the beginning of 2013.)

**FIGURA 5.2.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ( $S_{reciente}$  es la biomasa reproductora al principio de 2013.)



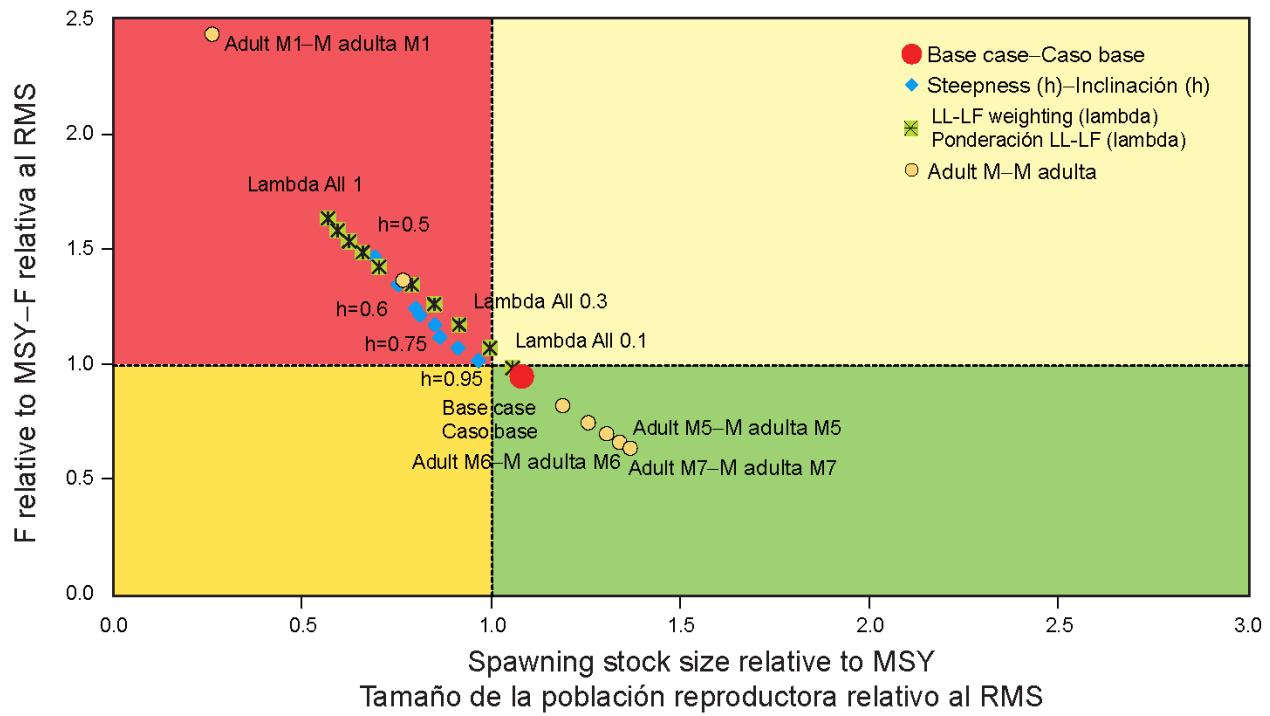
**FIGURE 5.3a.** Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5.3a.** Gráfica de Kobe (fase) objetivo de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros representan puntos de referencia objetivo propuestos ( $S_{RMS}$  and  $F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan el intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



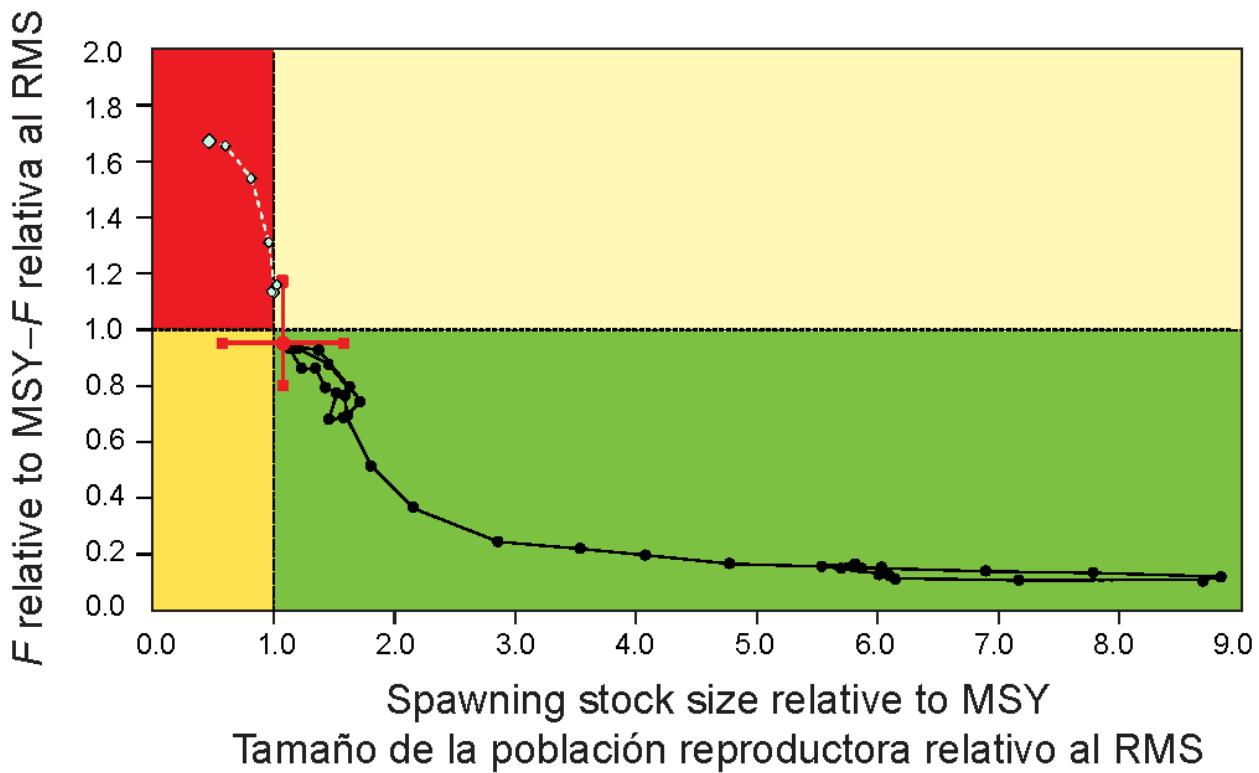
**FIGURE 5.3b.** Limit Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed limit reference points ( $0.5 S_{MSY}$  and  $1.3 F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5.3b.** Gráfica de Kobe (fase) límite de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros representan puntos de referencia límite propuestos ( $0.5 S_{RMS}$  and  $1.3 F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan el intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



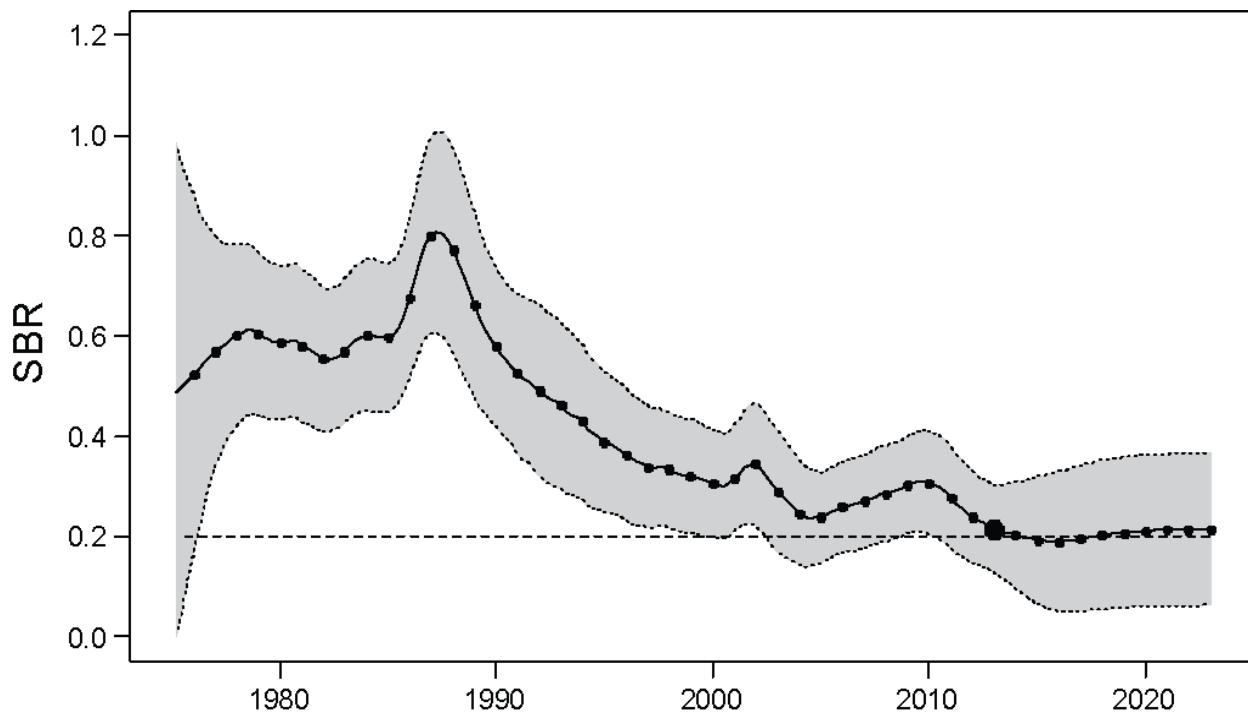
**FIGURE 5.3c.** Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years.

**FIGURA 5.3c.** Gráfica de fase de la estimación más reciente del tamaño de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de los tres años más recientes.



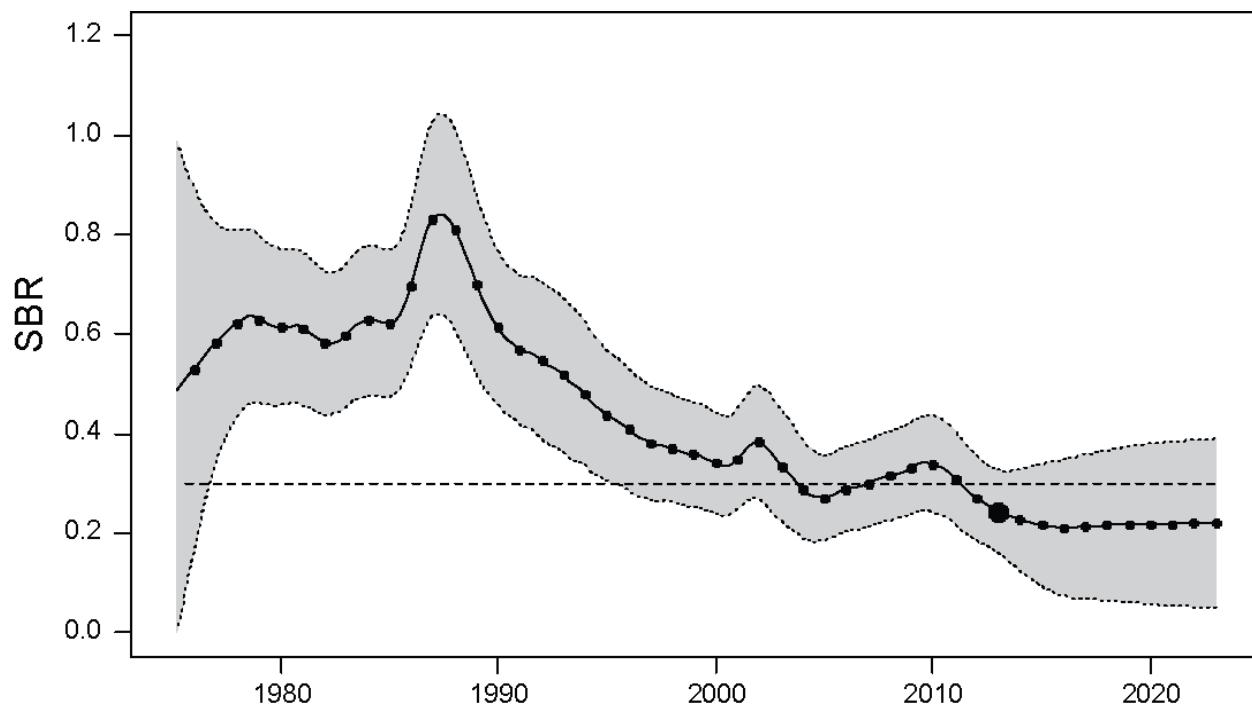
**FIGURE 5.3d.** Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning biomass and fishing mortality relative to their MSY reference points, with (dots and solid line) and without (squares and dashed line) IATTC conservation resolutions. The panels represent proposed target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). Each dot (square) is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot (square) indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5.3a.** Gráfica de Kobe (fase) objetivo de la serie de tiempo de las estimaciones de biomasa reproductora y mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS, con (puntos y línea sólida) y sin (cuadros y línea de trazos) resoluciones de conservación de la CIAT. Los recuadros representan puntos de referencia objetivo propuestos ( $S_{RMS}$  y  $F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto (cuadro) grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



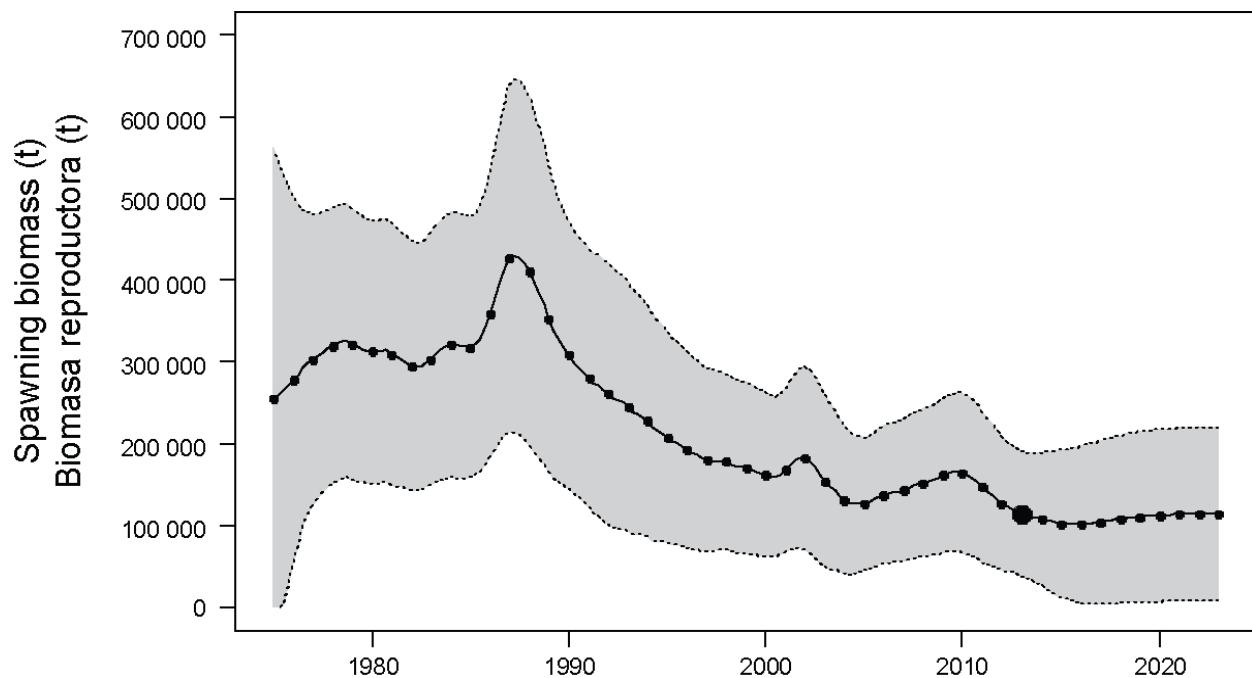
**FIGURE 6.1a.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2013-2022 based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2010-2012. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

**FIGURA 6.1a.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2011-2020 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2010-2012. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2012-2013. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.



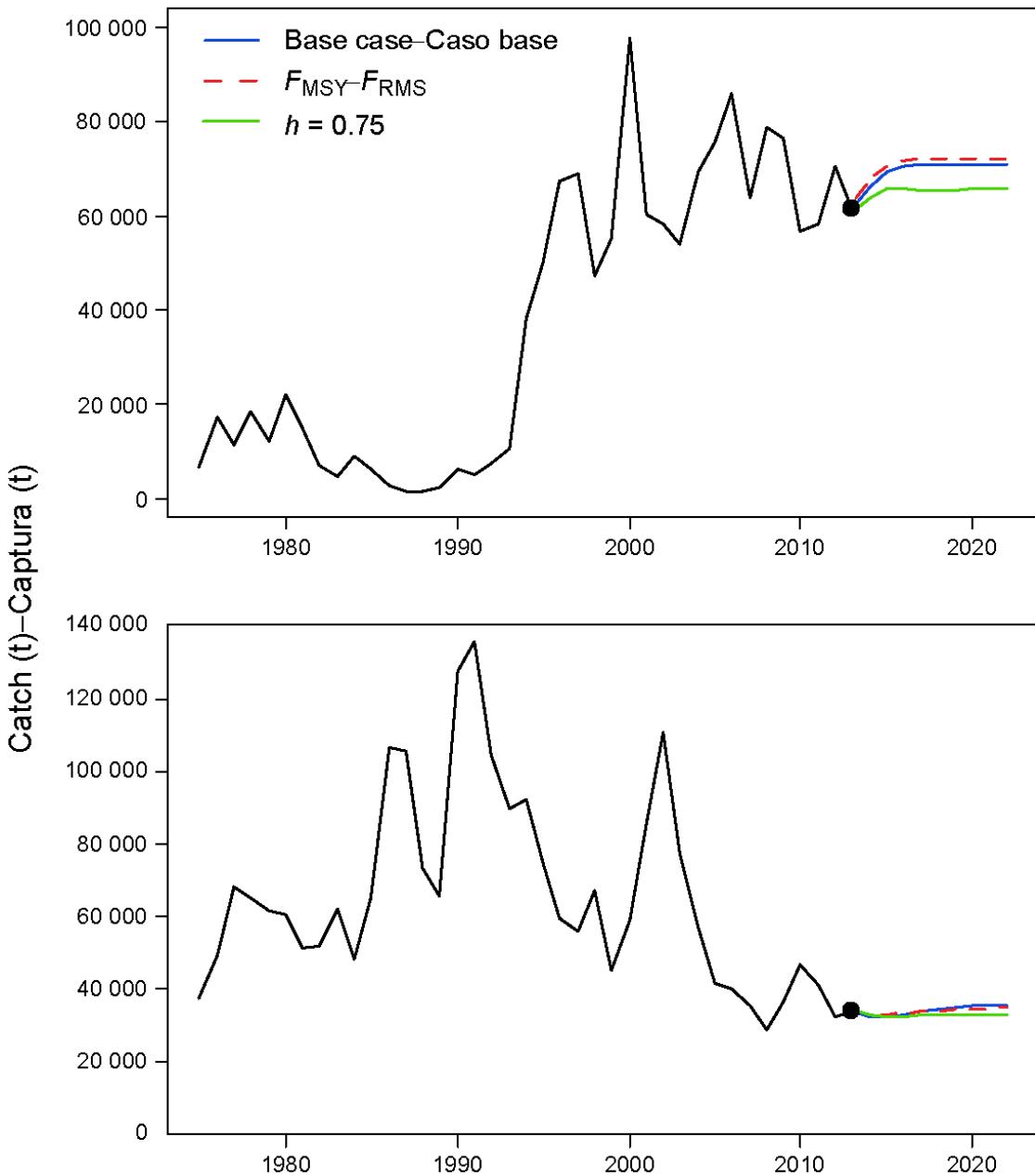
**FIGURE 6.1b.** Projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The dashed horizontal line (at about 0.30) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2012-2013. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

**FIGURA 6.1b.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2010-2012. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,30) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2010-2012. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.



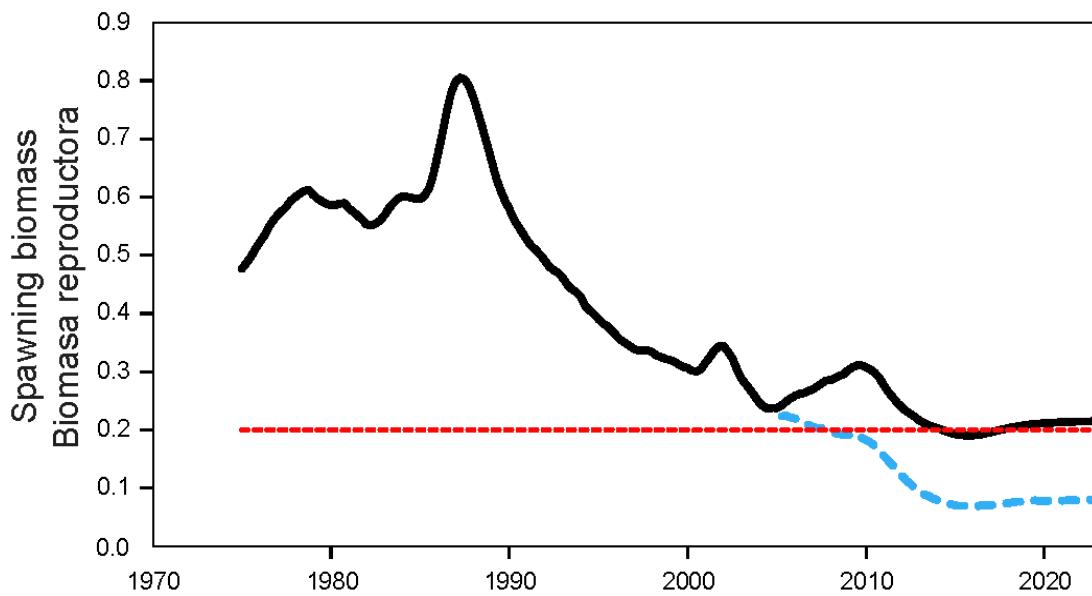
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2013-2022 based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the spawning biomass predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2010-2012. The areas between the dashed lines indicate the 95-percent confidence intervals. t = metric tons.

**FIGURE 6.2.** Biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2013-2022 basadas en las tasas de mortalidad por pesca media durante 2010-2012. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (el punto grande) señalan la biomasa reproductora predicha si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2010-2012. La zona sombreada entre las líneas de trazos representa los intervalos de confianza de 95%. t = toneladas métricas.



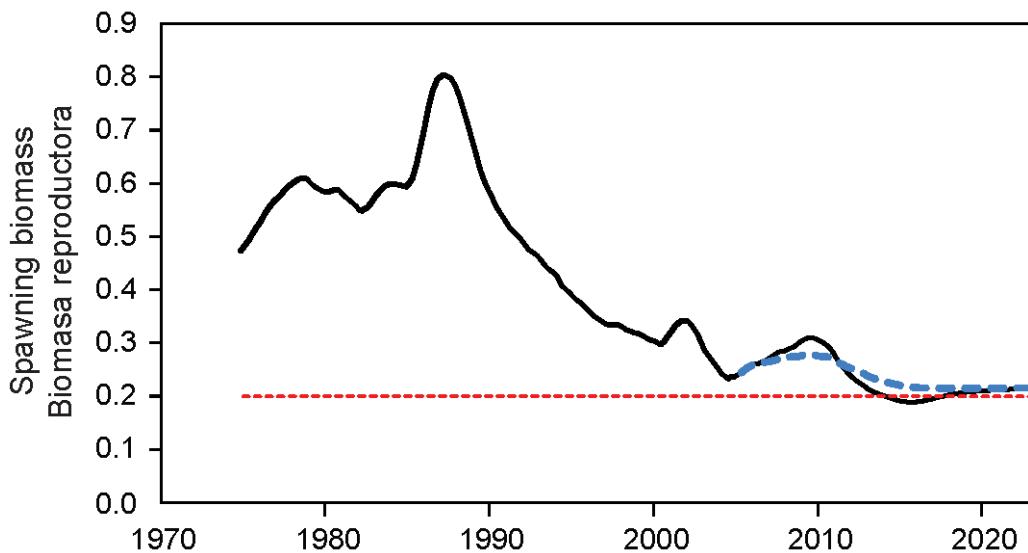
**FIGURE 6.3.** Historic and predicted annual catches of bigeye tuna during 2013-2022 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2010-2012. Predicted catches are compared between the base case, the analysis assuming  $F_{MSY}$  and the analysis in which a stock-recruitment relationship ( $h = 0.75$ ) was used.  $t$  = metric tons.

**FIGURA 6.3.** Capturas anuales históricas y predichas de atún patudo durante 2013-2022 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2010-2012. Se comparan las capturas predichas entre el caso base, el análisis que supone  $F_{MSY}$  y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ( $h = 0.75$ ).  $t$  = toneladas métricas.



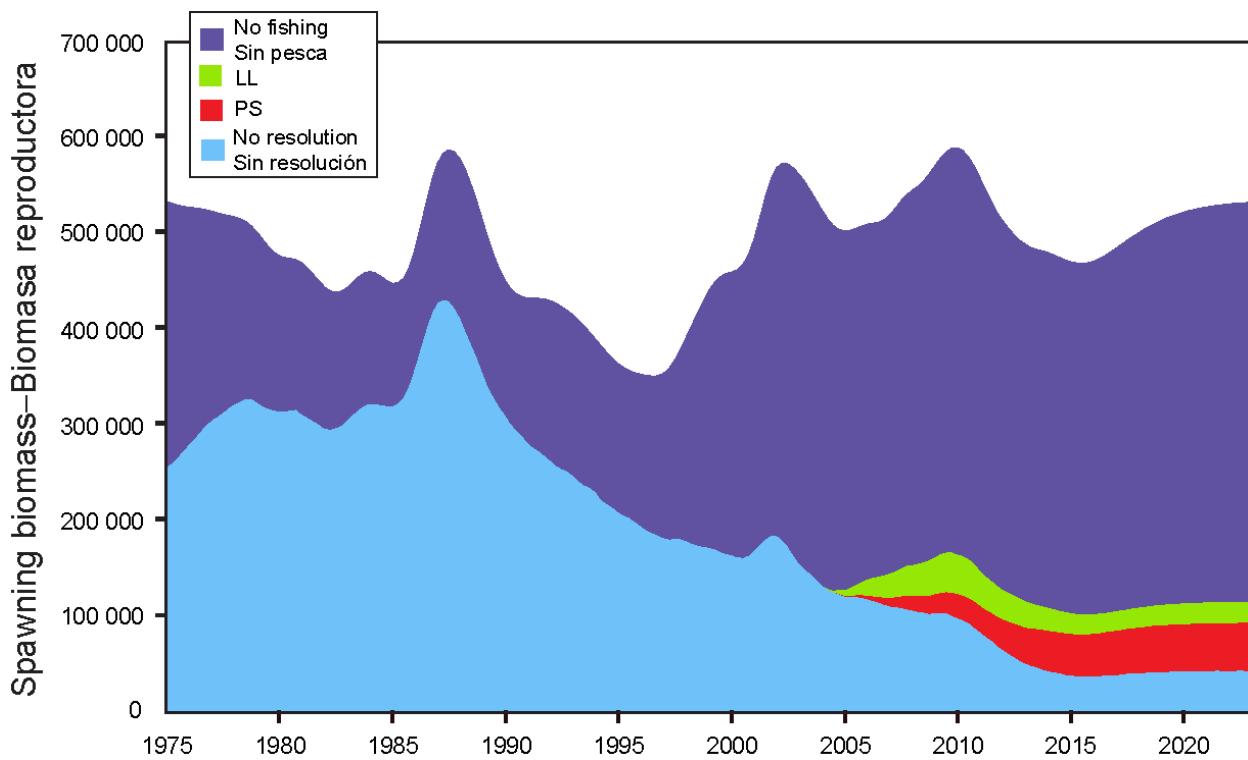
**FIGURE 6.4.** Projected spawning biomass ratio (SBR) from the base case model assuming a harvesting strategy targeting current fishing mortality rates (solid), the fishing mortality rate corresponding to MSY (long dash), and the fishing mortality corresponding to a no conservation resolution scenario (short dash).

**FIGURA 6.4.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado a partir del modelo de caso base suponiendo una estrategia de extracción que apunta a las tasas de mortalidad por pesca actuales (sólida), la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al RMS (trazos largos), y la mortalidad por pesca correspondiente a un escenario sin resoluciones de conservación (trazos cortos).



**FIGURE 6.5.** Projected spawning biomass ratio (SBR) from the base case model assuming a harvesting strategy targeting current fishing mortality rates (solid) and from a model assuming average recruitment starting in 2004 (dashed).

**FIGURA 6.5.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado a partir del modelo de caso base suponiendo una estrategia de extracción que apunta a las tasas de mortalidad por pesca actuales (sólida) y de un modelo que supone que la reclutamiento medio a partir de 2004 (trazos).



**FIGURE 6.6** Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model without the resolution management actions in place (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact of the resolution management action attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 6.6** Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo que no fue explotada (línea superior) y aquella predicha por el modelo de evaluación sin las acciones de ordenación en vigor (línea inferior). Las zonas sombreadas entre las dos líneas señalan las porciones del impacto de la acción de ordenación atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

**TABLE 2.1.** Fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and the discards are described in Section 2.2.1.

**TABLA 2.1.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 se describen los descartes.

Fishery Pesquería	Gear Arte	Set type Tipo de lance	Years Años	Sampling areas		Catch data Datos de captura
				Zonas de muestreo		
1	PS	OBJ	1975-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente	
2	PS	OBJ	1993-2008	11-12		
3	PS	OBJ	1993-2008	7, 9	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca	
4	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13		
5	PS	OBJ	1993-2008	1-4, 8, 10		
6	PS LP	NOA DEL	1975-1989	1-13	retained catch only—captura retenida solamente	
7	PS LP	NOA DEL	1990-2008	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca	
8	PS	OBJ	1993-2008	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2	
9	PS	OBJ	1993-2008	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3	
10	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4	
11	PS	OBJ	1993-2008	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5 – descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5	
12	LL	-	1975-1989	N of–de 10°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)	
13	LL	-	1990-2009	N of–de 10°N		
14	LL	-	1975-1989	N of–de 0° and S of–de 10°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)	
15	LL	-	1990-2009	N of–de 0° and S of–de 10°N		
16	LL	-	1975-1989	S of–de 0° and W of–de 100°W	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)	
17	LL	-	1990-2009	S of–de 0° and W of–de 100°W		
18	LL	-	1975-1989	S of–de 0° and E of–de 100°W	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)	
19	LL	-	1990-2009	S of–de 0° and E of–de 100°W		
20	LL	-	1990-2009	N of–de 10°N	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)	
21	LL	-	1990-2009	N of–de 0° and S of–de 10°N	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)	
22	LL	-	1990-2009	S of–de 0° and W of–de 100°W	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)	
23	LL	-	1990-2009	S of–de 0° and E of–de 100°W	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)	

**TABLE 3.1.** Age-specific maturity schedule (proportion of mature female fish) used to define the spawning biomass.

**TABLA 3.1.** Relación de madurez por edad (proporción de peces hembra maduros) usada para definir la biomasa reproductora.

Age (quarters)	Proportion mature	Age (quarters)	Proportion mature
Edad (trimestres)	Proporción madura	Edad (trimestres)	Proporción madura
1	0.00	21	0.96
2	0.00	22	0.98
3	0.00	23	0.98
4	0.00	24	0.99
5	0.00	25	0.99
6	0.01	26	1.00
7	0.01	27	1.00
8	0.02	28	1.00
9	0.04	29	1.00
10	0.06	30	1.00
11	0.10	31	1.00
12	0.16	32	1.00
13	0.23	33	1.00
14	0.33	34	1.00
15	0.45	35	1.00
16	0.59	36	1.00
17	0.71	37	1.00
18	0.82	38	1.00
19	0.89	39	1.00
20	0.93	40	1.00

**TABLE 4.1.** Estimated total annual recruitment (thousands of age-0 quarters fish), summary biomass (fish of age 3+ quarters), spawning biomass (metric tons), and spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO.

**TABLA 4.1.** Reclutamiento anual total estimado (miles de peces de edad 0), biomasa sumaria (peces de edad 3+ trimestres), biomasa reproductora (toneladas métricas), y cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO.

Year Año	Total recruitment Reclutamiento total	Summary biomass Biomasa sumaria	Spawning biomass Biomasa reproductora	SBR SBR
1975	24,035	947,749	254,379	0.48
1976	22,301	1,034,370	279,099	0.52
1977	28,390	1,078,330	303,633	0.57
1978	19,400	1,092,950	320,361	0.60
1979	28,528	1,083,840	322,321	0.60
1980	28,374	1,061,810	312,798	0.59
1981	18,336	1,050,340	309,876	0.58
1982	37,744	1,064,230	295,137	0.55
1983	48,890	1,079,340	303,875	0.57
1984	22,912	1,147,710	320,770	0.60
1985	14,893	1,284,510	318,268	0.60
1986	20,404	1,378,340	359,784	0.67
1987	26,663	1,328,090	426,686	0.80
1988	23,296	1,212,010	410,653	0.77
1989	20,273	1,134,370	353,195	0.66
1990	17,820	1,088,420	309,173	0.58
1991	17,109	995,346	280,239	0.53
1992	20,534	899,447	261,416	0.49
1993	18,909	834,681	245,798	0.46
1994	32,365	790,916	228,842	0.43
1995	31,734	732,782	207,689	0.39
1996	21,443	699,779	193,121	0.36
1997	34,811	678,499	180,547	0.34
1998	45,117	633,369	177,663	0.33
1999	23,341	649,349	170,774	0.32
2000	22,334	701,734	163,029	0.31
2001	30,032	674,610	168,355	0.32
2002	31,269	620,272	183,541	0.34
2003	27,243	540,494	154,163	0.29
2004	34,091	520,057	131,609	0.25
2005	39,668	534,673	126,477	0.24
2006	33,006	546,266	137,760	0.26
2007	20,549	565,529	143,732	0.27
2008	25,245	596,815	152,453	0.29
2009	25,232	581,421	161,345	0.30
2010	28,205	539,092	163,903	0.31
2011	24,185	495,623	147,287	0.28
2012	27,420	459,772	127,277	0.24
2013	-	428,325	114,919	0.22

**TABLE 4.2.** Estimates of the average sizes and weights of bigeye tuna derived from the base case model. The ages are quarters after hatching.

**TABLA 4.2.** Estimaciones del tamaño y peso promedio del atún patudo derivados del modelo de caso base. Se expresa la edad en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	33.2	1.0	21	169.4	108.1
2	41.5	1.8	22	172.4	113.8
3	50.3	3.2	23	175.2	119.2
4	59.4	5.2	24	177.7	124.2
5	68.5	7.8	25	180.0	128.9
6	77.6	11.2	26	182.0	133.3
7	86.4	15.4	27	183.9	137.3
8	95.1	20.2	28	185.6	140.9
9	103.3	25.8	29	187.1	144.3
10	111.2	31.9	30	188.5	147.4
11	118.6	38.5	31	189.7	150.3
12	125.6	45.4	32	190.8	152.8
13	132.2	52.7	33	191.9	155.2
14	138.3	60.0	34	192.8	157.3
15	143.9	67.4	35	193.6	159.2
16	149.1	74.7	36	194.3	161.0
17	153.9	81.9	37	195.0	162.6
18	158.3	88.9	38	195.6	164.0
19	162.3	95.6	39	196.1	165.3
20	166.0	102.0	40	197.0	167.6

**TABLE 4.3a.** Likelihood components obtained for the base case and the sensitivity analyses.**TABLA 4.3a.** Componentes de verosimilitud obtenidos para el caso base y los análisis de sensibilidad.

		Appendix-Anexo							
Data Datos	Base case Caso base	<b><i>h = 0.75</i></b>	A		B		C		
			Adult M-M adulto		$\lambda = 1$				
			Sens M1	Sens M5	LL All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2	
<b>CPUE</b>									
1	195.84	195.156	191.852	196.099	192.452	192.688	193.958	195.94	
2	-44.5238	-44.2195	-42.9116	-44.1636	-45.0213	-44.6798	-42.2471	-44.3206	
3	6.13	6.06965	7.26421	8.30431	8.73637	6.91472	8.30835	4.91525	
4	212.75	211.7	217.657	212.022	217.036	216.482	213.66	216.769	
5	6.90	7.96826	12.2763	5.51157	8.96672	10.0219	11.433	11.0729	
12	56.04	57.3324	51.7447	57.1805	57.0969	50.7934	65.1018	56.0167	
13	164.45	168.757	150.042	161.369	148.791	154.081	267.705	216.091	
14	-67.60	-67.6281	-67.34	-67.6288	-63.3868	-63.202	-66.7725	-67.5925	
15	-66.62	-66.4128	-66.01	-66.8958	-57.2769	-58.7199	-50.6992	-55.2851	
16	-98.09	-98.1472	-97.67	-98.0399	-94.6007	-94.6036	-97.8979	-98.0853	
17	-131.43	-131.139	-131.43	-131.505	-128.296	-128.197	-123.58	-130.666	
18	17.80	17.2513	16.25	17.6372	16.9751	20.9719	13.4457	17.5684	
19	172.00	169.689	191.80	169.001	197.656	186.622	172.701	174.137	
<b>Total</b>	<b>-363.751</b>	<b>-363.327</b>	<b>-362.444</b>	<b>-364.070</b>	<b>-343.560</b>	<b>-344.723</b>	<b>-338.950</b>	<b>-351.629</b>	
<b>Size compositions – Composición por talla</b>									
1	55.0732	55.05	55.1812	54.93	56.4414	56.27	159.095	55.0937	
2	25.1443	25.12	28.3671	25.47	27.8636	26.52	299.884	279.032	
3	41.7469	41.79	43.5306	41.62	45.6855	43.25	328.801	43.2651	
4	43.3528	43.16	43.30	43.19	45.5335	45.08	77.3006	44.1171	
5	27.8305	27.76	32.00	27.87	32.7235	29.78	203.996	26.8177	
6	38.1199	38.17	38.25	38.17	38.4488	38.24	124.149	38.1183	
7	55.7242	55.43	55.61	55.68	59.8478	59.14	131.071	55.7707	
12	12.6024	12.61	12.66	12.60	31.5795	13.01	13.7197	12.6066	
13	25.8381	25.70	26.01	25.60	61.4318	25.51	27.8317	27.3964	
14	24.6072	24.60	24.82	24.62	34.0475	33.27	23.2526	24.6	
15	35.8985	37.19	37.69	31.21	49.2388	48.95	41.4491	36.1078	
16	16.233	16.34	16.03	16.34	40.5502	40.44	16.7004	16.2187	
17	19.8067	20.57	22.31	16.08	120.932	122.08	23.0363	19.4529	
18	19.6126	19.61	19.65	19.60	53.4593	19.26	19.5067	19.6119	
19	29.5176	29.44	29.77	29.54	60.7296	30.62	30.1652	28.936	
<b>Total</b>	<b>471.108</b>	<b>472.529</b>	<b>485.188</b>	<b>462.523</b>	<b>758.513</b>	<b>631.422</b>	<b>1519.958</b>	<b>727.145</b>	
<b>Recruitment-Reclutamiento</b>									
	-55.0666	-54.7508	-37.4801	-56.6466	-42.2957	-42.2957	-27.6621	-43.0154	
<b>Total</b>	<b>52.290</b>	<b>54.451</b>	<b>85.264</b>	<b>41.807</b>	<b>372.657</b>	<b>244.404</b>	<b>1153.347</b>	<b>332.501</b>	

**TABLE 4.3b.** Average effective sample sizes estimated for the base case and the sensitivity analyses.  
**TABLA 4.3b.** Tamaños de muestra efectiva promedio estimados para el caso base y los análisis de sensibilidad.

		Appendix-Anexo							
Data Datos	Base case Caso base	<i>h</i> = 0.75	A		B		C		
			Adult M-M adulto		λ = 1				
			Sens M1	Sens M5	LL All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2	
1	19.91	19.92	20.00	19.97	19.16	19.25	21.42	19.93	
2	66.30	66.44	54.63	66.79	56.13	60.93	77.24	78.29	
3	54.77	55.11	47.20	55.27	50.31	54.92	67.06	58.23	
4	6.49	6.61	6.44	6.53	5.99	6.11	6.98	6.59	
5	49.29	49.74	35.29	50.46	37.23	40.26	59.25	52.68	
6	19.84	19.86	20.20	19.78	19.47	19.12	30.15	19.84	
7	14.25	14.03	14.38	14.06	14.55	14.65	14.08	14.06	
12	73.37	73.58	73.04	73.65	71.75	68.71	67.02	73.27	
13	44.43	44.96	41.65	44.97	48.67	42.11	40.52	42.21	
14	69.91	69.82	70.95	70.22	101.13	112.09	76.22	70.00	
15	243.30	109.62	58.02	85.04	97.40	103.80	34.35	156.76	
16	158.32	157.29	165.03	156.23	197.21	198.38	157.77	158.88	
17	114.08	100.90	101.35	183.07	173.96	173.52	86.95	114.40	
18	86.96	86.84	86.86	87.34	90.48	87.57	86.07	86.95	
19	76.12	76.48	74.56	76.01	81.95	66.08	74.32	78.48	
<b>Average-Promedio</b>	73.16	63.41	57.97	67.29	71.03	71.17	59.96	68.70	

**TABLE 5.1.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2010-2012.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{MSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2013 and at MSY, respectively.  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{MSY}}$  are in metric tons.  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2012. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2010-2012.

**TABLA 5.1.** Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2010-2012. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMS}}$  como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2013 y en RMS, respectivamente. Se expresan  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{MSY}}$  en toneladas métricas.  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2012. El multiplicador de  $F$  indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2010-2012.

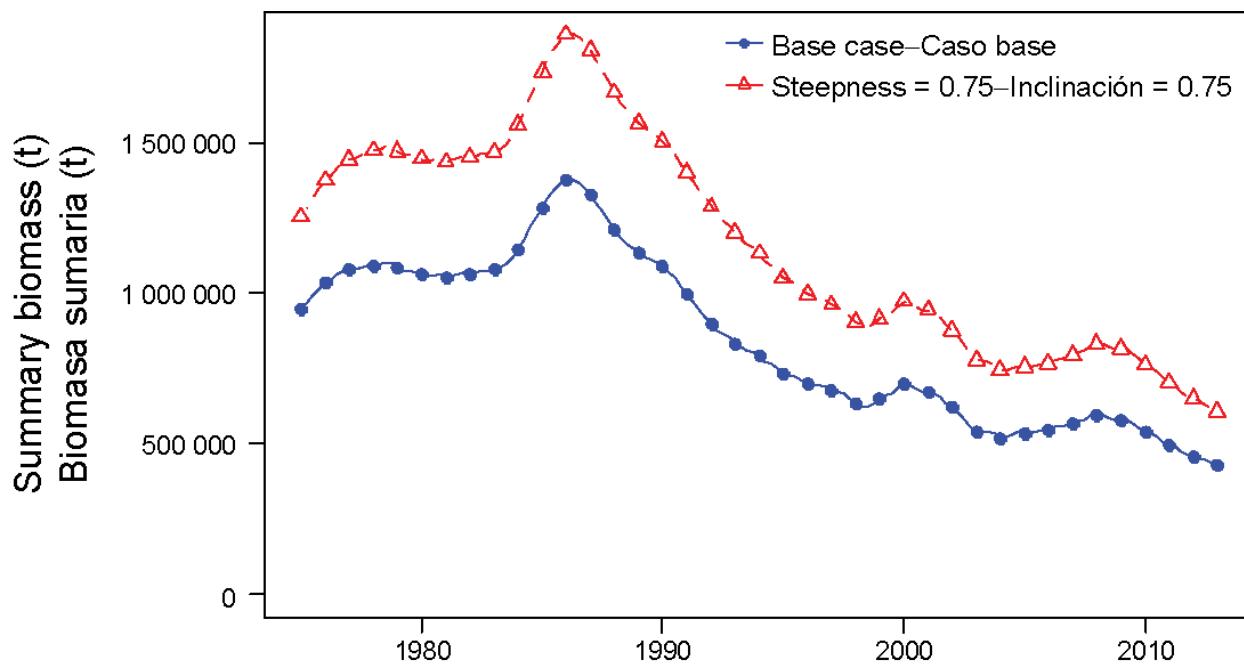
	Base case- Caso base	$h = 0.75$	Appendix-Anexo					
			A		B		C	
			Adult M-M adulto		$\lambda = 1$			
			Sens M1	Sens M5	All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2
MSY-RMS	106,706	101,994	100,282	121,804	99,124	98,180	97,018	95,334
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	418,468	754,430	561,929	413,296	312,484	313,793	409,722	388,362
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,969	210,470	168,599	95,869	71,818	72,708	106,472	99,877
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.24	0.33	0.27	0.25	0.29	0.29	0.24	0.24
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.30	0.26	0.20	0.22	0.22	0.20	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	1.01	1.03	0.85	1.04	1.05	1.06	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.02	0.80	0.29	1.25	0.47	0.41	1.01	0.86
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.81	0.26	1.33	0.36	0.32	1.12	0.97
$F$ multiplier- Multiplicador de $F$	1.05	0.82	0.41	1.42	0.54	0.51	0.95	0.85

**TABLE 5.2.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only one operating in the EPO. The estimates of the MSY and  $B_{MSY}$  are in metric tons. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2010-2012. An analysis of the sensitivity of the management quantities estimates to using the average fishing mortality rates for 2010-2011 is also presented. PS: purse seine; LL: longline; “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero.

**TABLA 5.2.** Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan las estimaciones del RMS y  $B_{RMS}$  en toneladas métricas. El multiplicador de  $F$  indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMS en relación con la mortalidad por pesca promedio durante 2010-2012. Se presenta también un análisis de sensibilidad a las estimaciones de las cantidades de ordenación al uso de las tasas medias de mortalidad de pesca durante 2010-2011 PS: red de cerco; LL: palangre; « solamente » significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

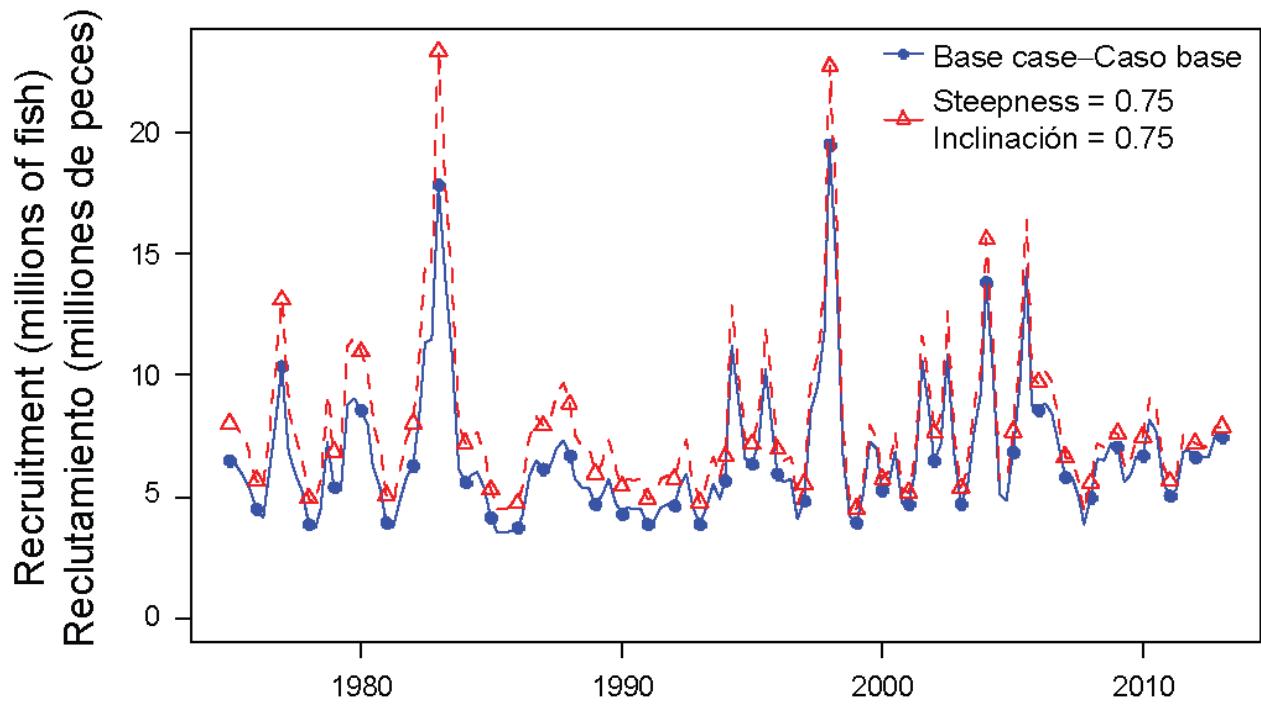
	Base case- Caso base	PS only- solamente	LL only- solamente	2010-2011
MSY-RMS	106,706	77,766	254,983	108,281
$B_{MSY}$ - $B_{RMS}$	418,468	323,018	464,742	426,310
$S_{MSY}$ - $S_{RMS}$	105,969	84,446	61,676	108,054
$B_{MSY}/B_0$ - $B_{RMS}/B_0$	0.24	0.19	0.27	0.25
$S_{MSY}/S_0$ - $S_{RMS}/S_0$	0.20	0.16	0.12	0.20
$C_{recent}/MSY$ - $C_{recent}/RMS$	0.97	1.32	0.40	0.95
$B_{recent}/B_{MSY}$ - $B_{recent}/B_{RMS}$	1.02	1.33	0.92	1.00
$S_{recent}/S_{MSY}$ - $S_{recent}/S_{RMS}$	1.08	1.36	1.86	1.06
$F$ multiplier-Multiplicador de $F$	1.05	1.54	8.57	1.09

**APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS**  
**ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN**



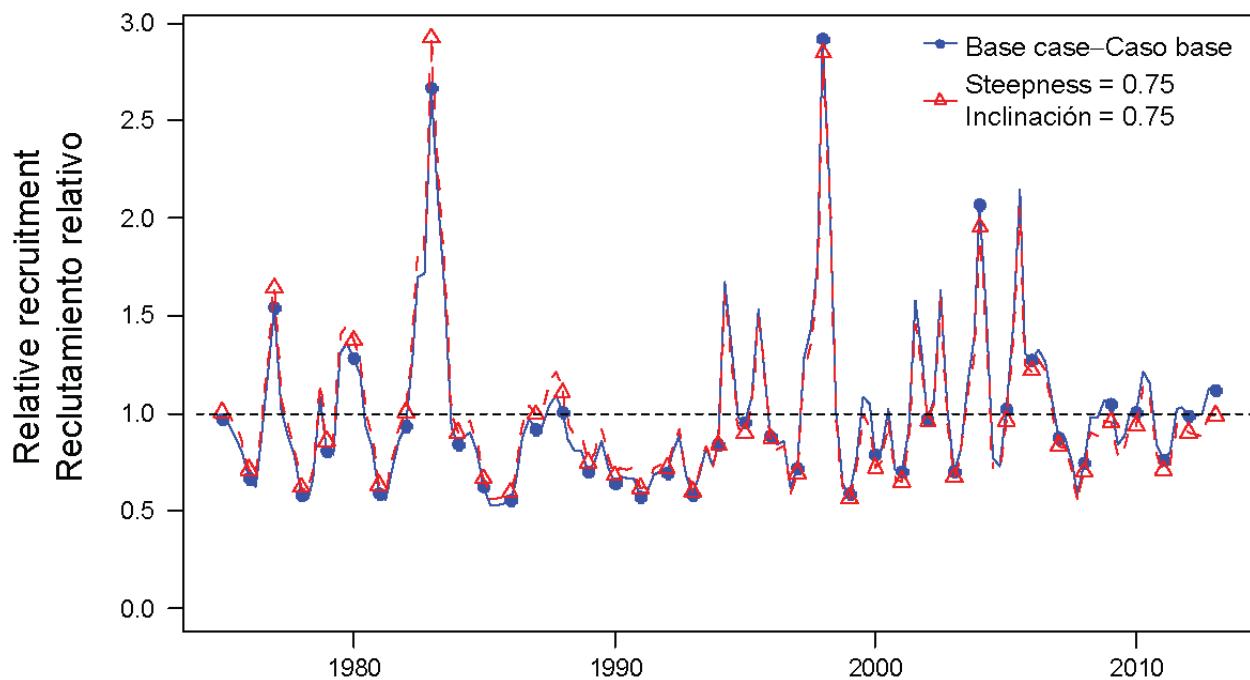
**FIGURE A.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

**FIGURA A.1.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). t = toneladas métricas.



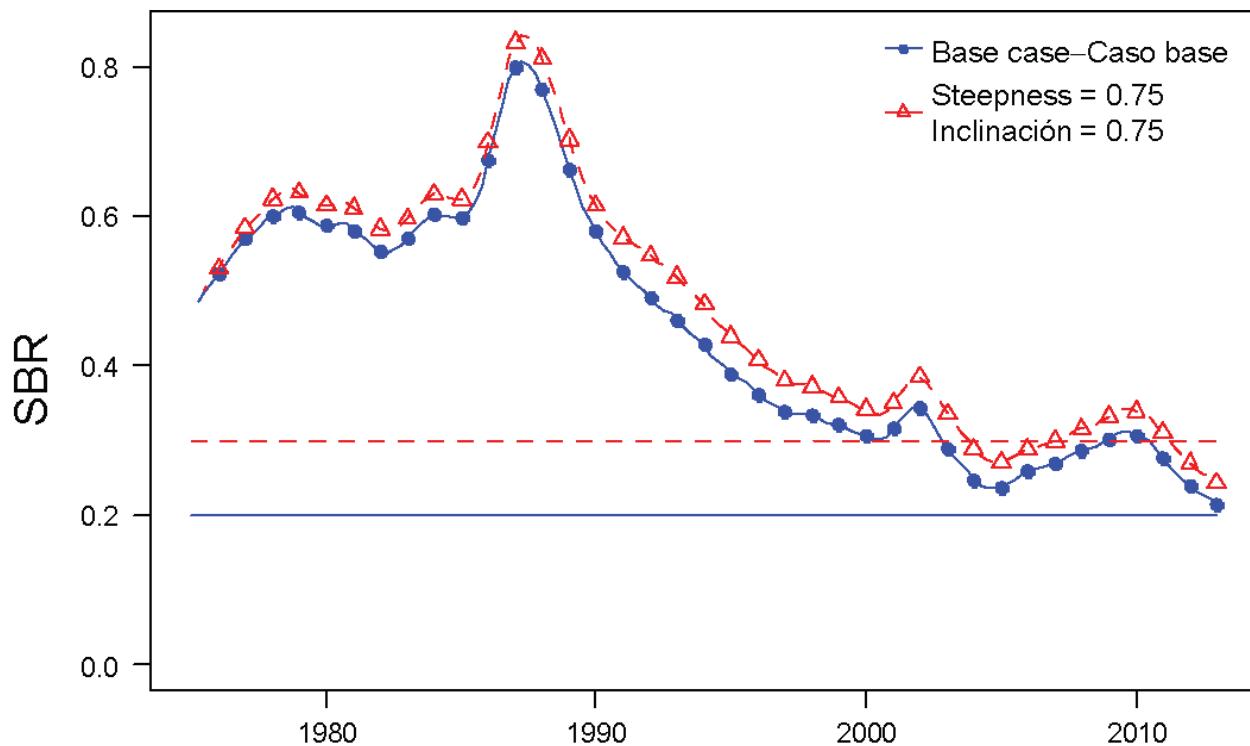
**FIGURE A.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A.2a.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).



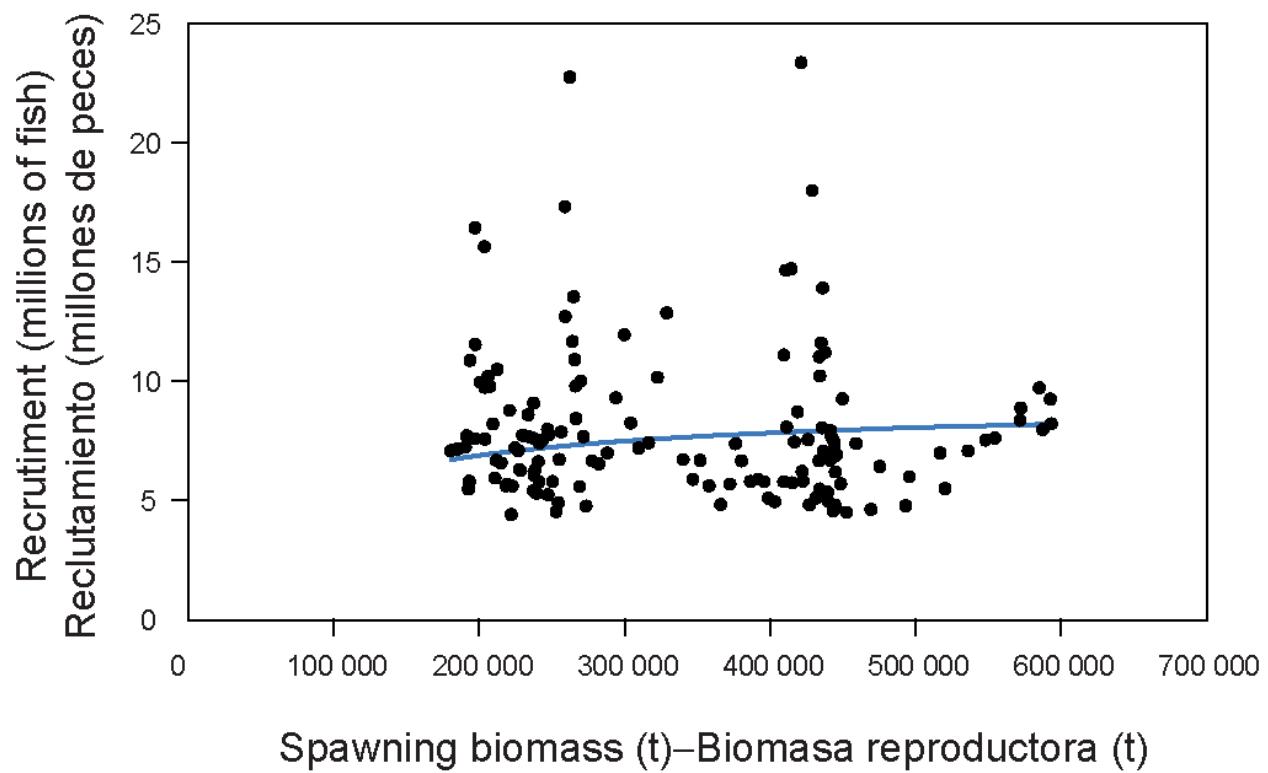
**FIGURE A.2b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

**FIGURA A.2b.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).



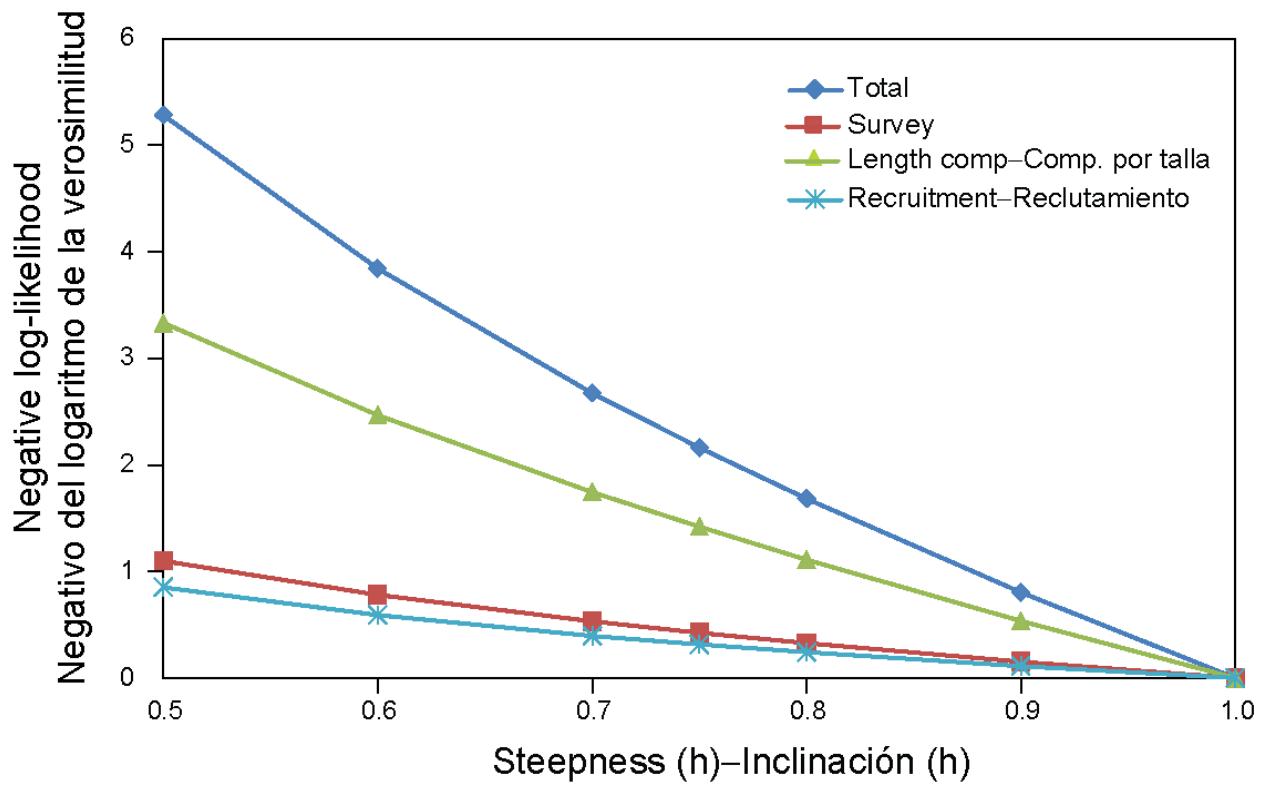
**FIGURE A.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

**FIGURA A.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.



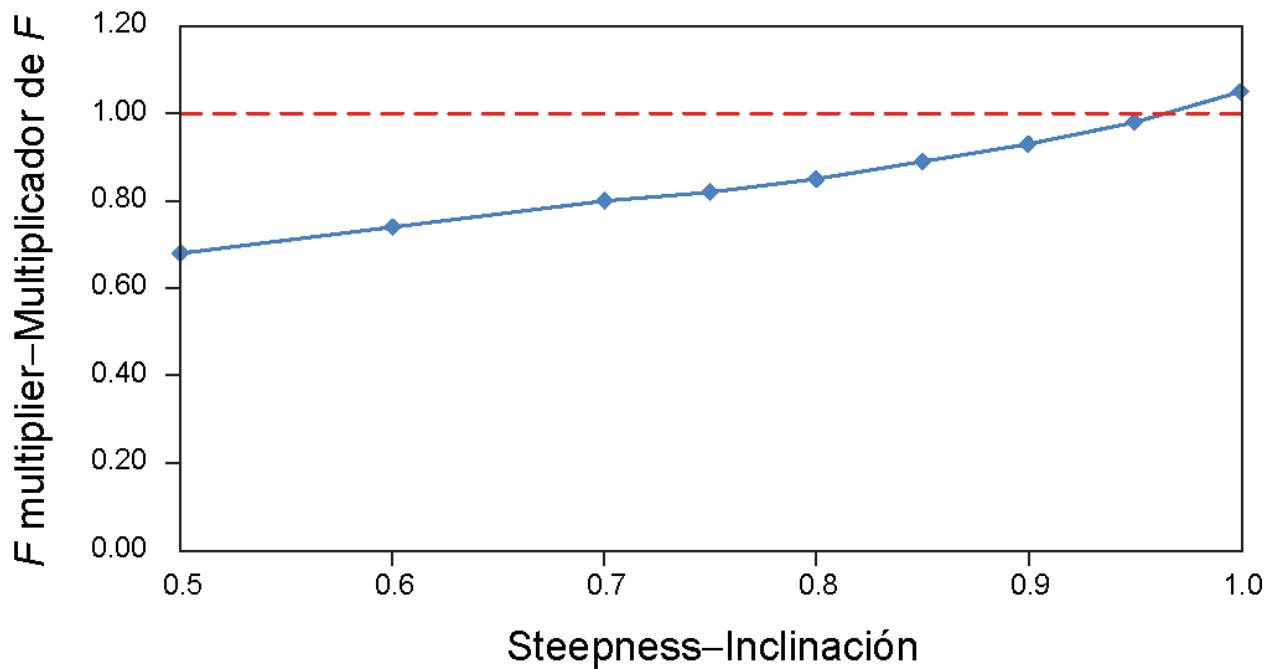
**FIGURE A.4.** Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A.4.** Reclutamiento de atún patudo graficado como función de la biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).



**FIGURE A.5.** Likelihood profile on steepness.

**FIGURA A.5.** Perfil de verosimilitud en inclinación.



**FIGURE A.6.**  $F$  multiplier as a function of steepness.

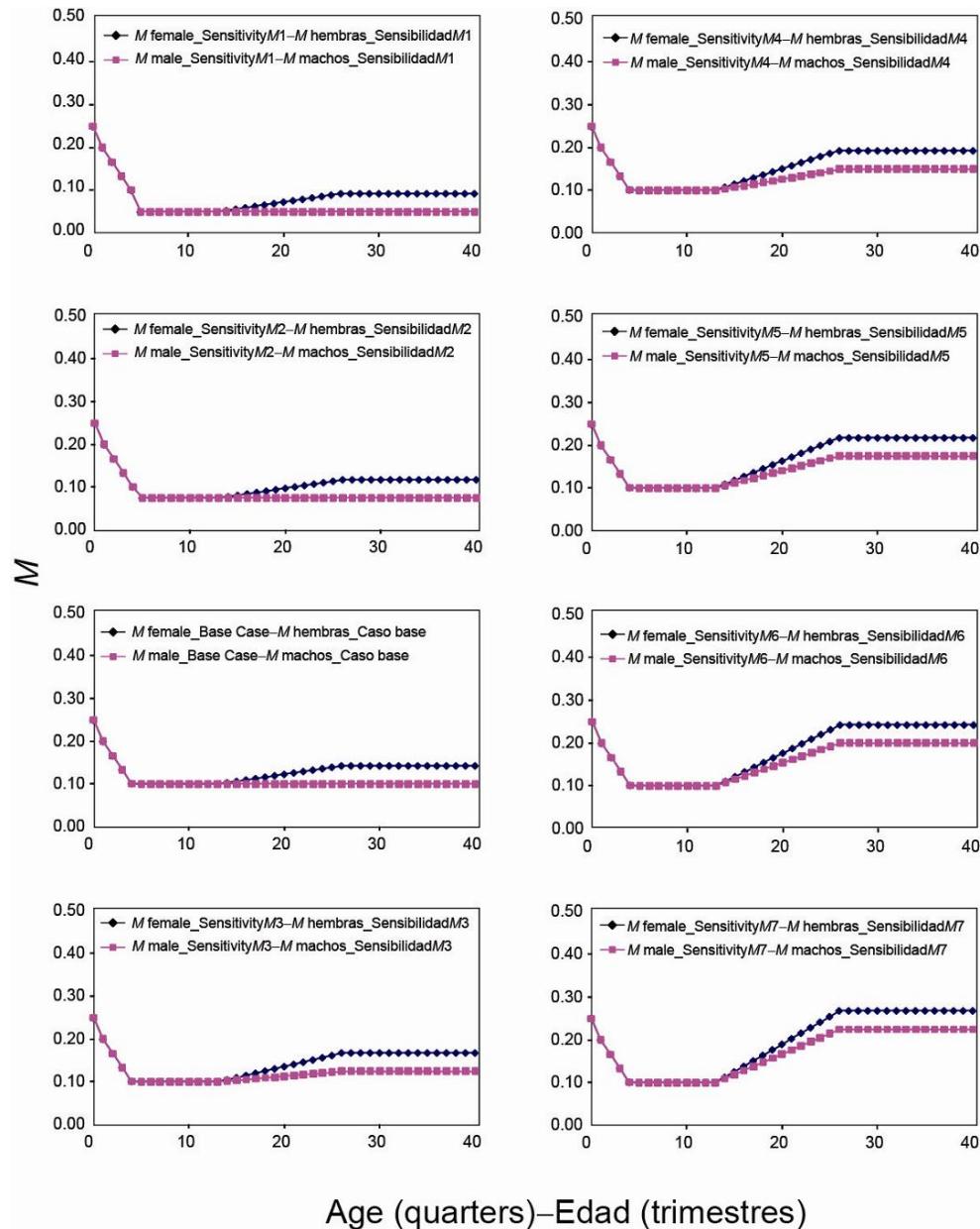
**FIGURA A.6.** Multiplicador de  $F$  como función de la inclinación.

**TABLE A.1.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, for different assumptions on steepness ( $h$ ).

**TABLA A.1.** Estimaciones de RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo, correspondientes a distintos supuestos sobre la inclinación ( $h$ ).

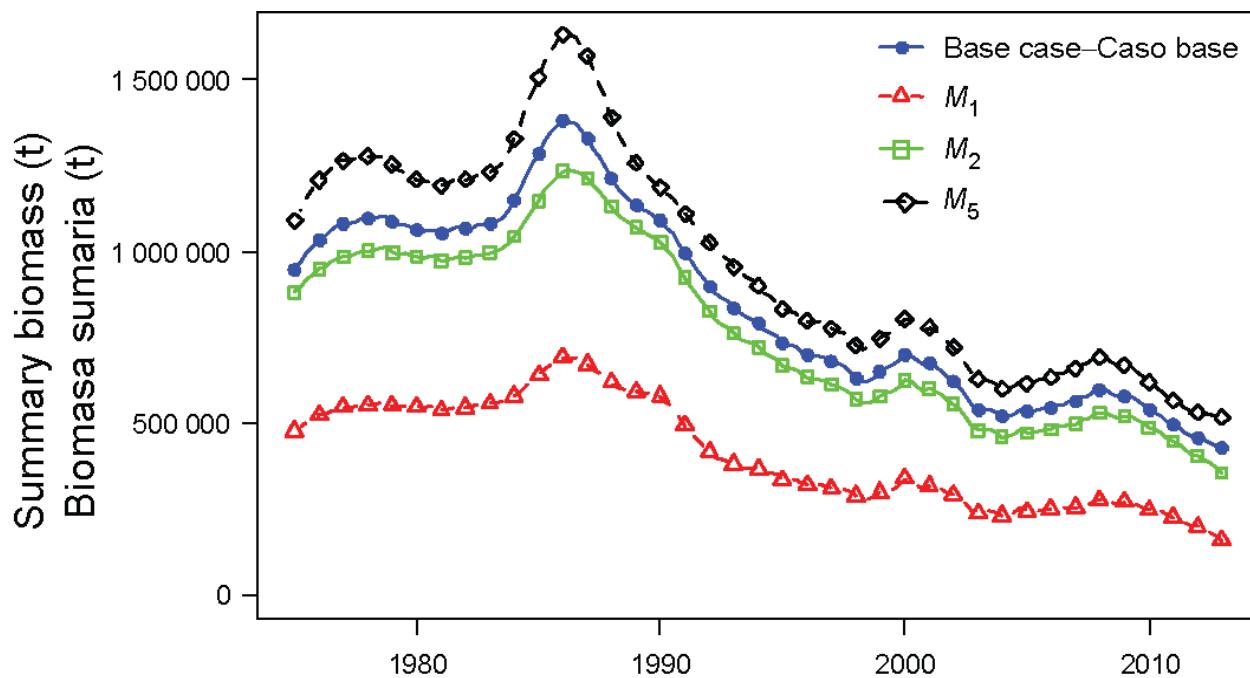
Base case— Caso base ( $h=1$ )	$h = 0.9$	$h = 0.8$	$h = 0.75$	$h = 0.7$	$h = 0.6$	$h = 0.5$	
MSY-RMS	106,706	104,468	102,782	101,994	101,199	99,483	97,415
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	418,468	547,941	679,829	754,430	838,483	1,051,330	1,375,260
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,969	146,270	187,294	210,470	236,561	302,550	402,818
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.24	0.28	0.32	0.33	0.34	0.37	0.39
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.25	0.28	0.30	0.31	0.34	0.38
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.99	1.00	1.01	1.02	1.04	1.06
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.02	0.90	0.83	0.80	0.78	0.74	0.70
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.92	0.84	0.81	0.79	0.74	0.70
<i>F</i> multiplier— Multiplicador de <i>F</i>	1.05	0.93	0.85	0.82	0.80	0.74	0.68

**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO HIGHER RATES OF ADULT NATURAL MORTALITY**  
**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES DE MORTALIDAD NATURAL DE ADULTOS**



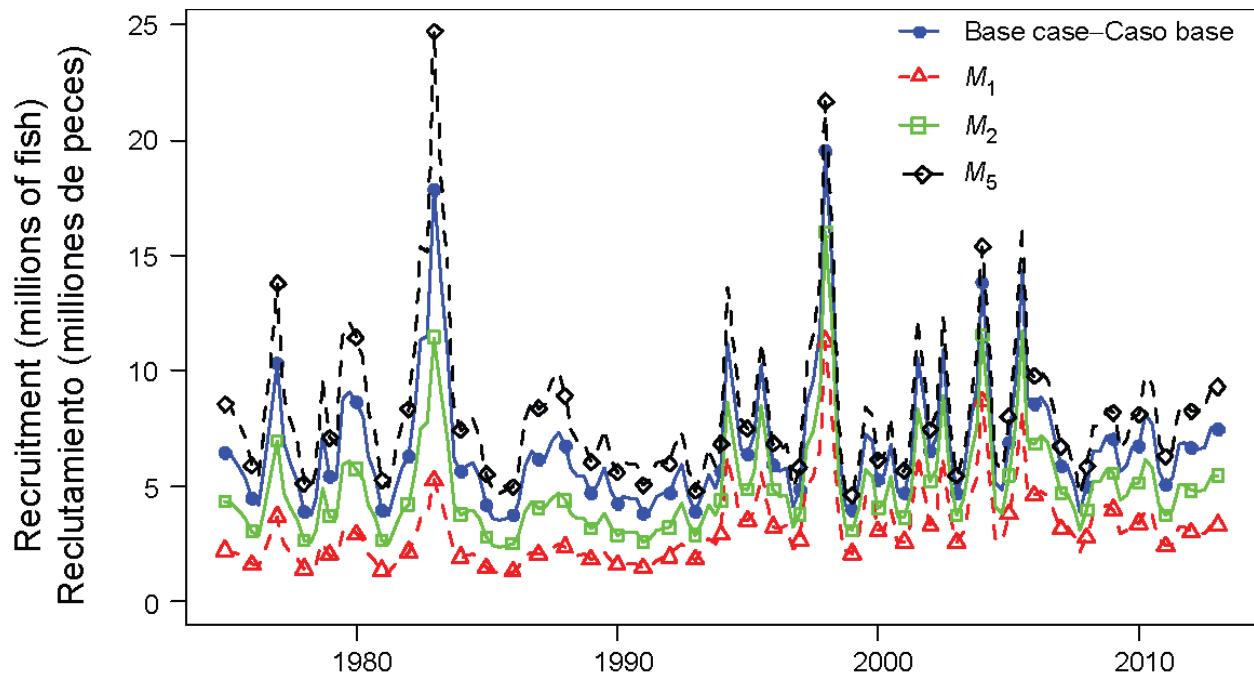
Age (quarters)–Edad (trimestres)

**FIGURE B.1.** Natural mortality ( $M$ ) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to higher  $M$  values for adults.  
**FIGURA B.1.** Vectores de mortalidad natural ( $M$ ) de patudos hembra y macho investigados en el análisis de sensibilidad a valores mayores de  $M$  para los adultos.



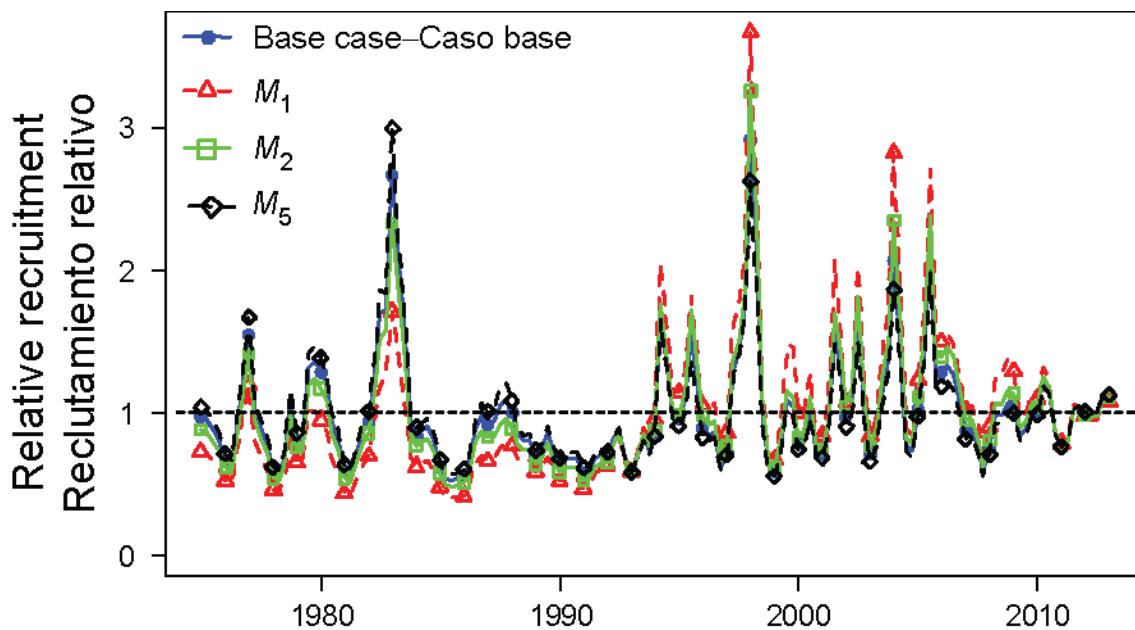
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules). t = metric tons.

**FIGURA B.2.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural ( $M$ ) de adultos menores (Sensibilidad  $M_1$ ) y mayores (Sensibilidad  $M_5$ ), respectivamente (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ). t = toneladas métricas.



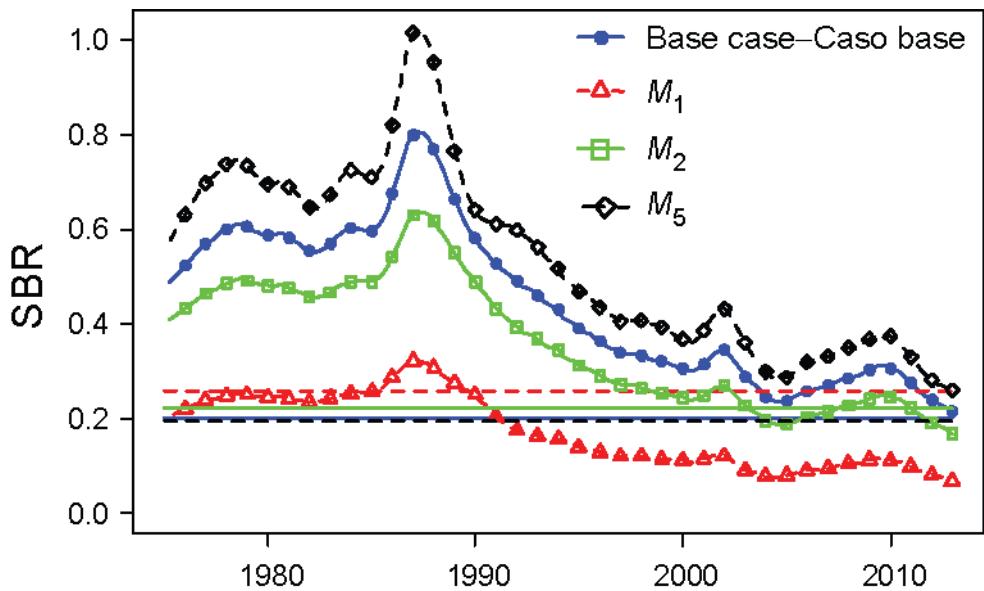
**FIGURE B.3a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules).

**FIGURA B.3a.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural ( $M$ ) de adultos menores (Sensibilidad  $M_1$ ) y mayores (Sensibilidad  $M_5$ ), respectivamente (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ).



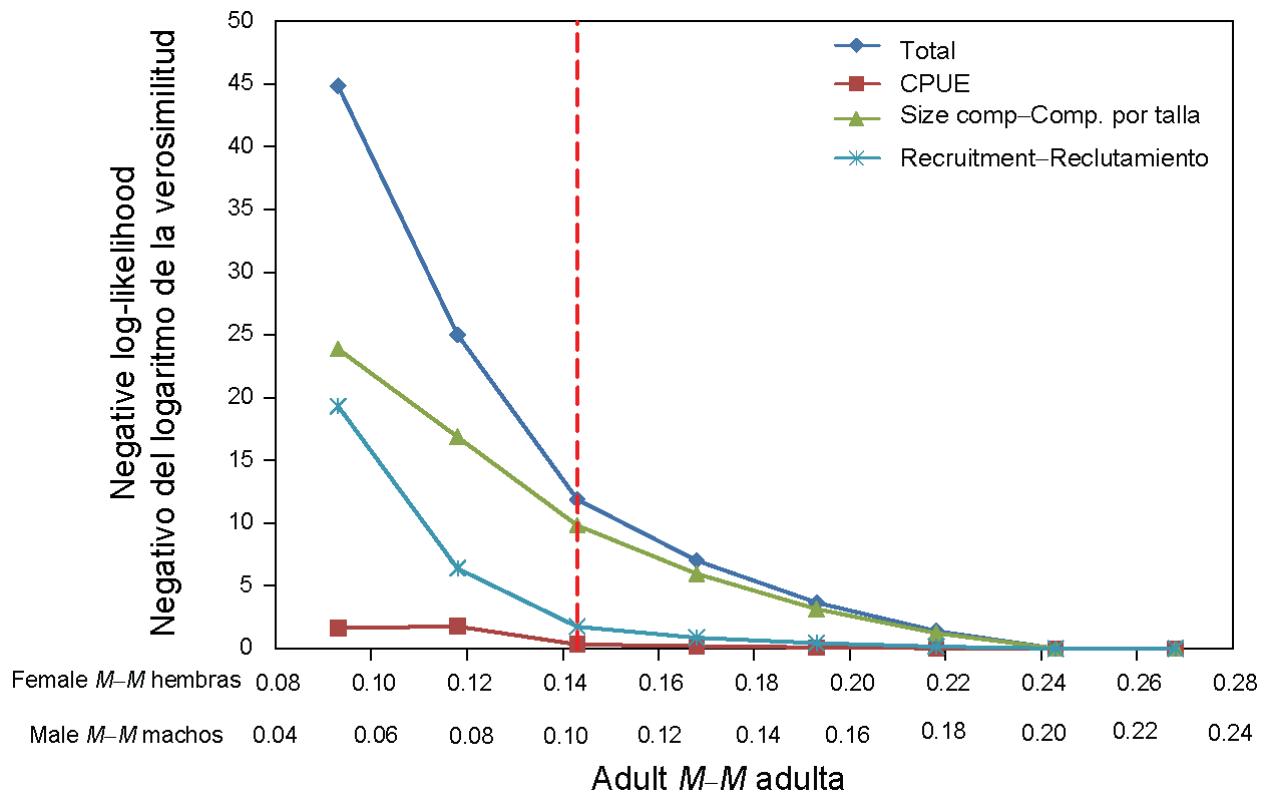
**FIGURE B.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

**FIGURA B.3b.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural ( $M$ ) de adultos menores (Sensibilidad  $M_1$ ) y mayores (Sensibilidad  $M_5$ ), respectivamente (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ). Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).



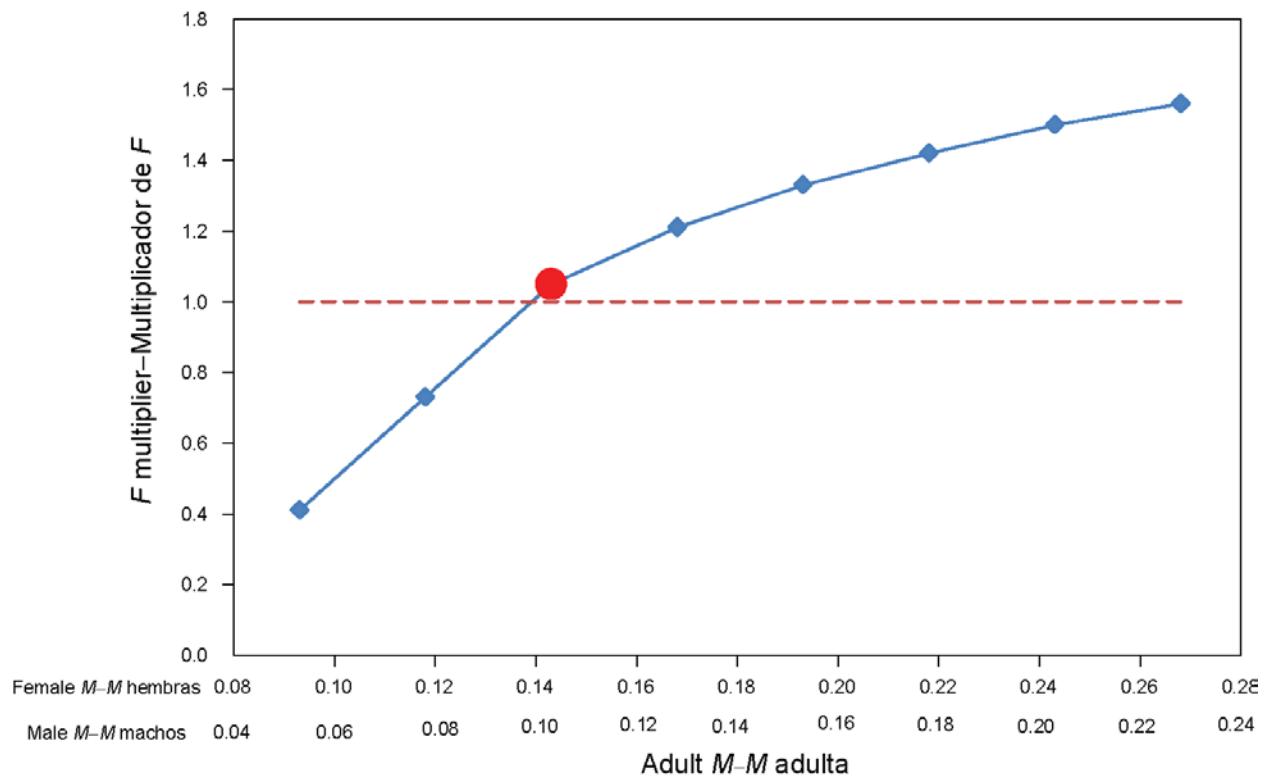
**FIGURE B.4.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

**FIGURA B.4.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural ( $M$ ) de adultos menores (Sensibilidad  $M_1$ ) y mayores (Sensibilidad  $M_5$ ), respectivamente (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS bajo los dos escenarios.



**FIGURE B.5.** Negative log-likelihood for adult natural mortality ( $M$ ). Profiles are shown for total likelihood and different data components (subtracted to their respective minimum negative log-likelihood). The vertical dashed line represents the  $M$  values assumed in the base case model.

**FIGURA B.5.** Negativo del logaritmo de la verosimilitud correspondiente a la mortalidad natural ( $M$ ) de los adultos. Se ilustran los perfiles de verosimilitud total y de distintos componentes de los datos (restados a su negativo mínimo respectivo del logaritmo de la verosimilitud). La línea de trazos vertical representa los supuestos de  $M$  usados en el modelo de caso base.



**FIGURE B.6.** Relationship between the  $F$  multiplier and the assumed levels of adult natural mortality ( $M$ ) for females and males. The large dot indicates the  $M$  assumed in the base case model. The horizontal dashed line indicates  $F_{MSY}$ .

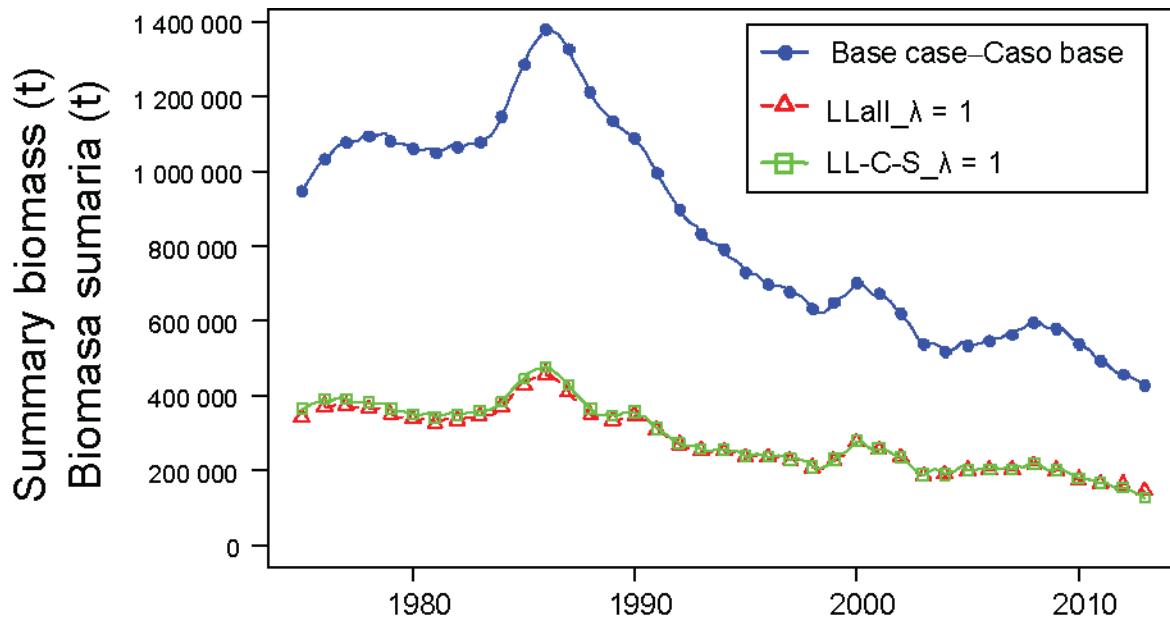
**FIGURA B.6.** Relación entre el multiplicador de  $F$  y los niveles supuestos de mortalidad natural ( $M$ ) de hembras y machos adultos. El punto grande indica la  $M$  supuesta en el modelo de caso base. La línea de trazos horizontal indica  $F_{RMS}$ .

**TABLE B.1.** Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and adult natural mortality ( $M$ ) sensitivity analysis (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules).

**TABLA B.1.** Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad a la mortalidad natural ( $M$ ) de adultos (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ).

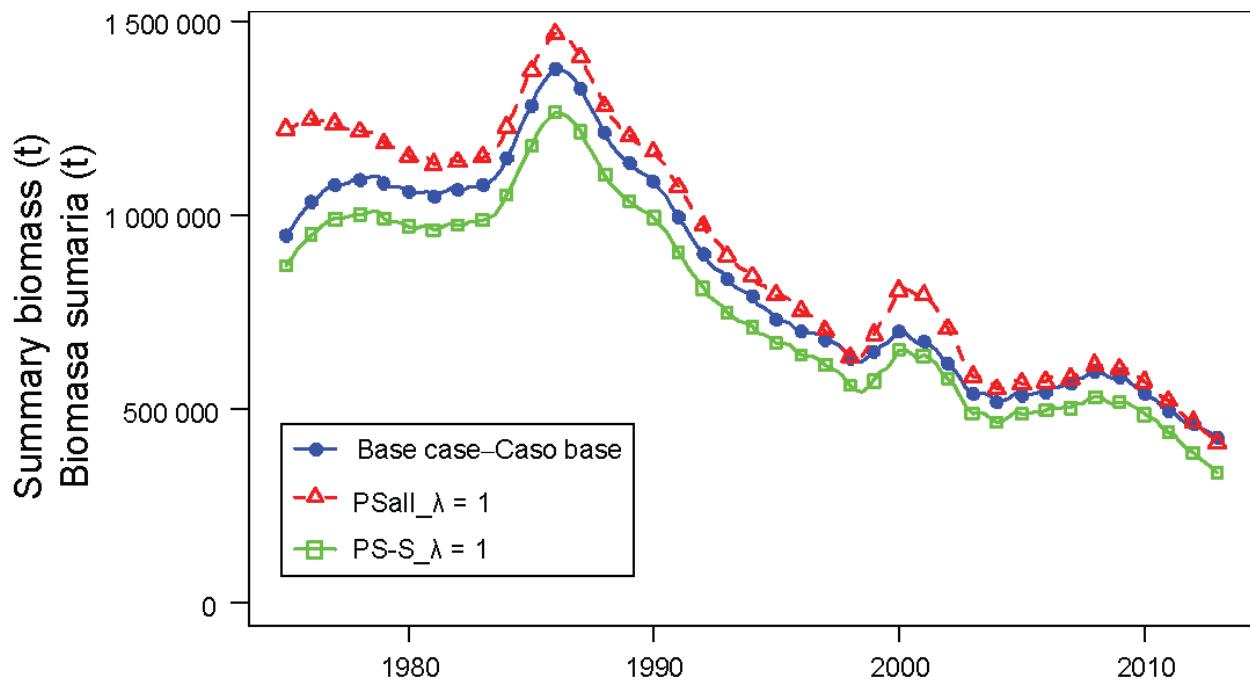
	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>Base case</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>
Female M	0.09	0.12	0.14	0.17	0.19	0.22	0.24	0.27
Male M	0.05	0.08	0.10	0.13	0.15	0.18	0.20	0.23
MSY-RMS	100,282	94,542	106,706	112,840	117,782	121,804	124,890	127,458
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	561,929	487,368	418,468	419,145	416,585	413,296	410,355	407,473
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	168,599	138,347	105,969	103,381	99,086	95,869	92,700	89,789
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.27	0.25	0.24	0.24	0.25	0.25	0.25	0.25
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.26	0.22	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
$C_{\text{recent}}/\text{MSY}$ -				0.91	0.87	0.85	0.82	0.81
$C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	1.03	1.09	0.97					
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}}$ -				1.13	1.2	1.25	1.29	1.31
$B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.29	0.73	1.02					
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.26	0.76	1.08	1.2	1.28	1.33	1.37	1.4
$F$ multiplier-				1.21	1.33	1.42	1.5	1.56
Multiplicador de $F$	0.41	0.73	1.05					

**APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE WEIGHTING ASSIGNED TO THE SIZE COMPOSITION DATA**  
**ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ASIGNADA A LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TALLA**



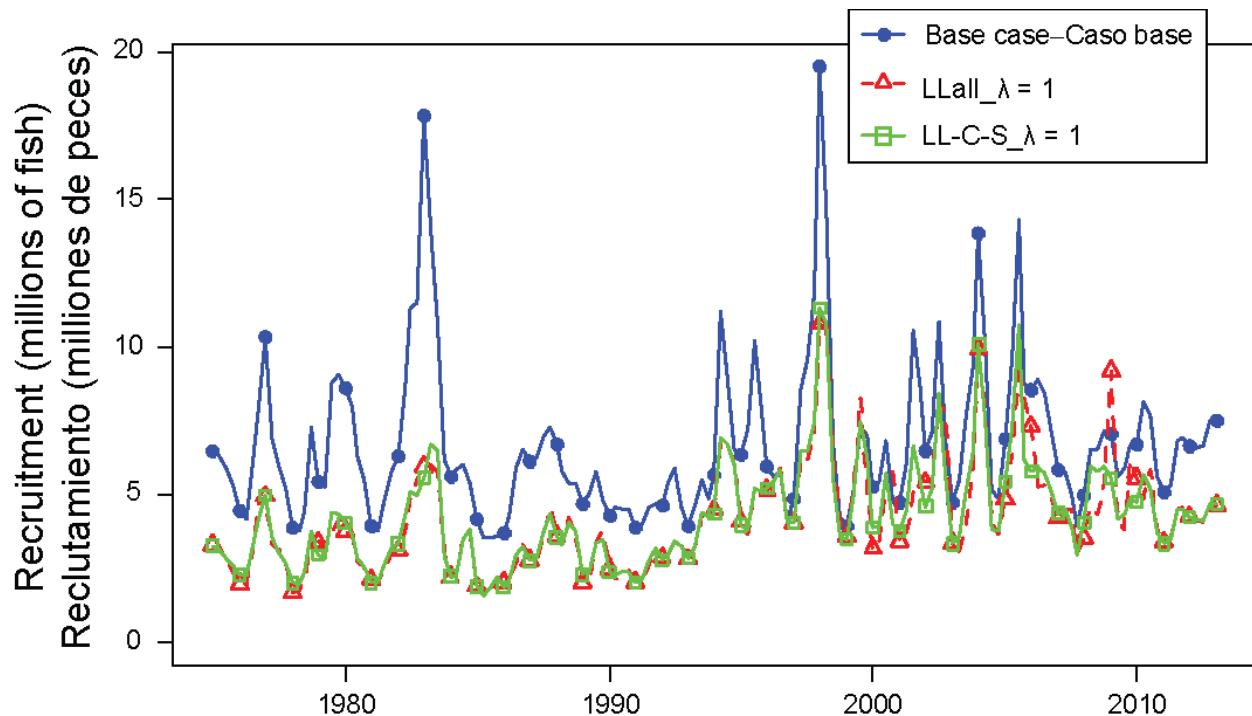
**FIGURE C.1a.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis (blue dots; size-composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all the longline fisheries (Fisheries 12-19; green squares), or the Central and Southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; red triangles). t = metric tons.

**FIGURA C.1a.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, cuadros verdes), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; triángulos rojos). t = toneladas métricas.



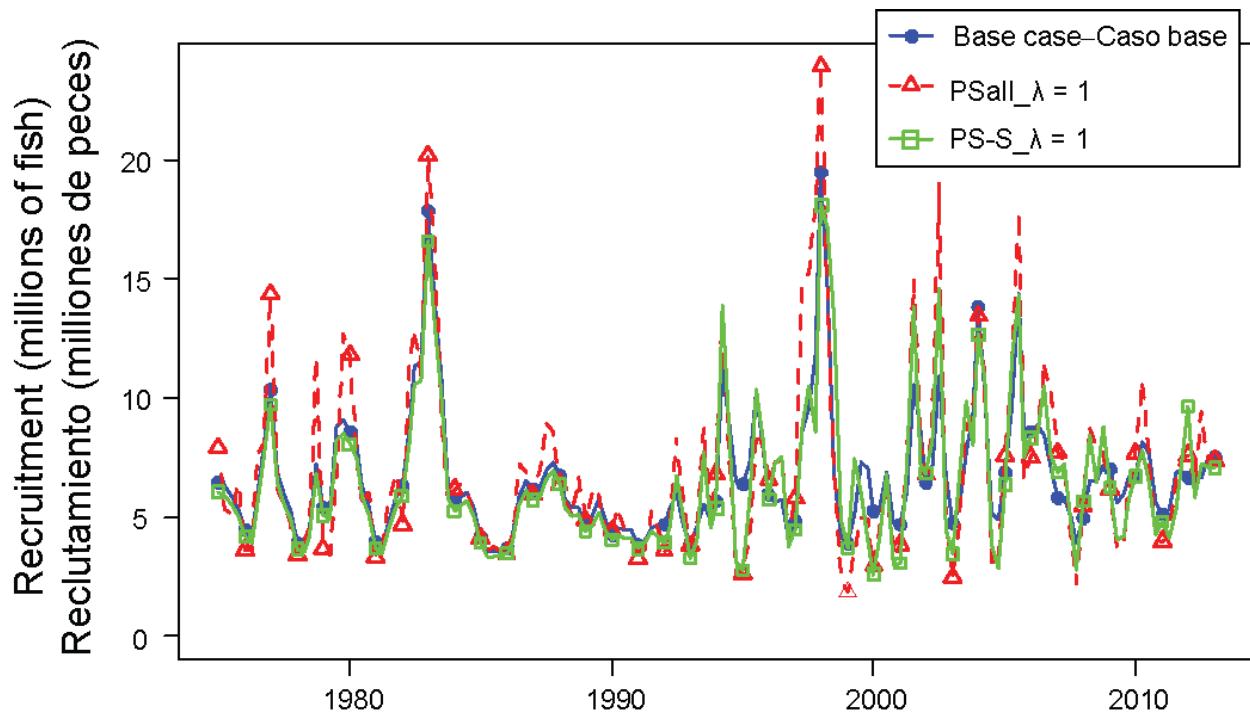
**FIGURE C.1b.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all the purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.1b.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



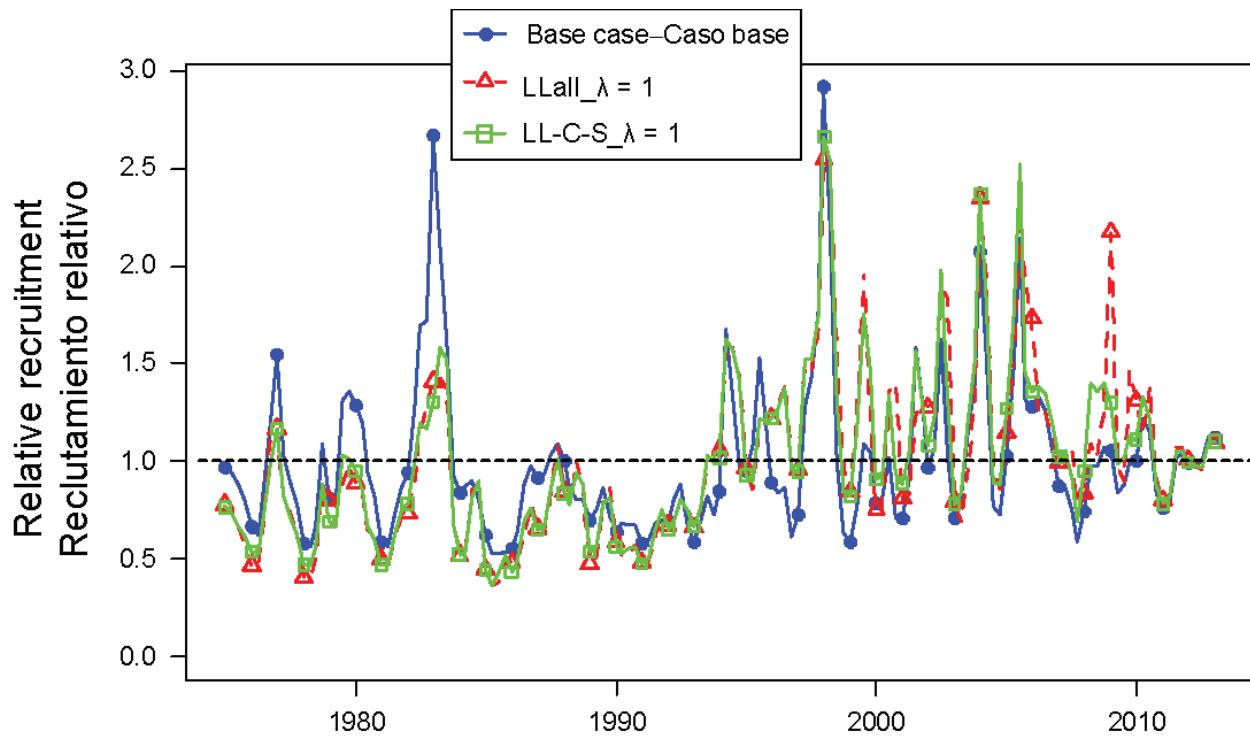
**FIGURE C.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.2a.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



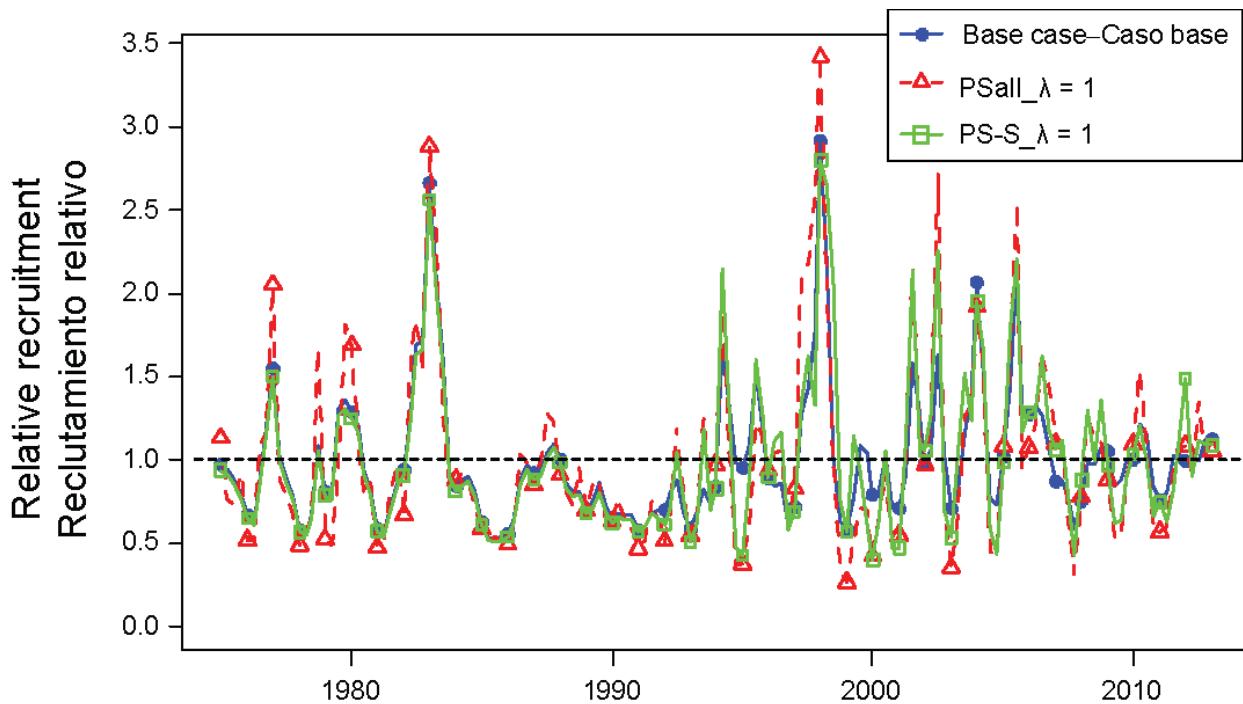
**FIGURE C.2b.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.2b.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



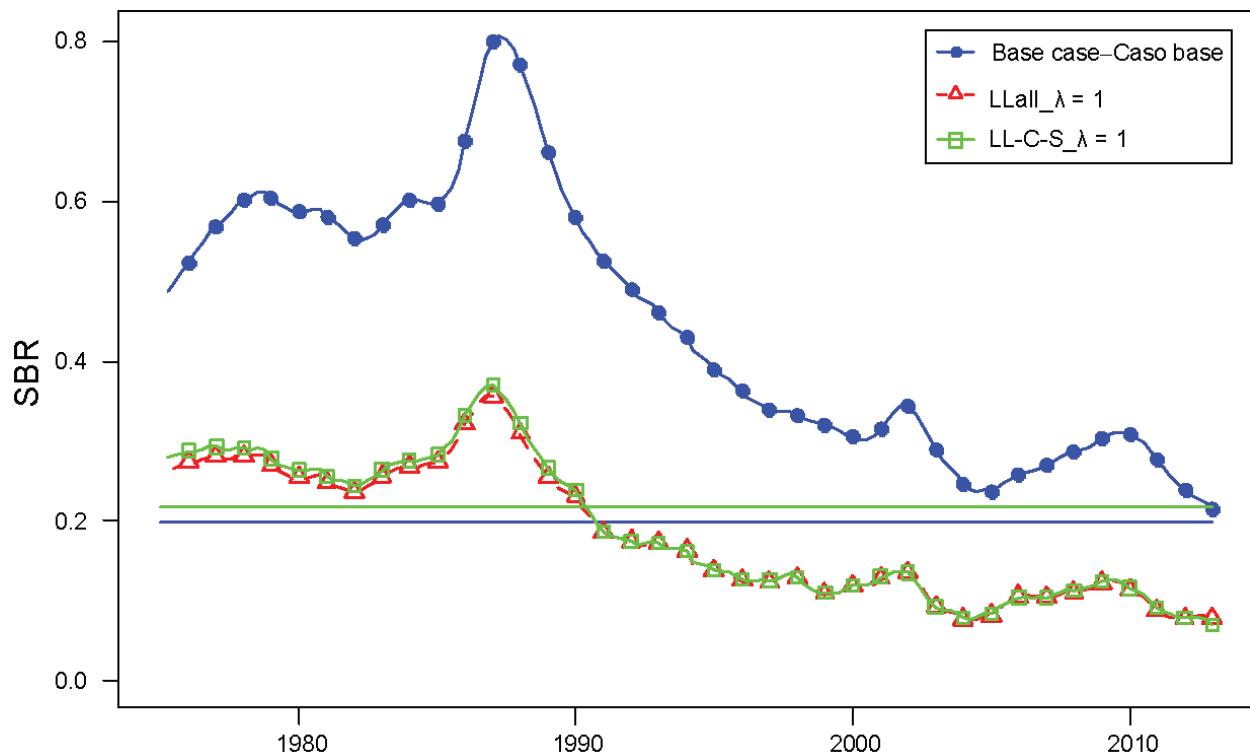
**FIGURE C.3a.** Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.3a.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



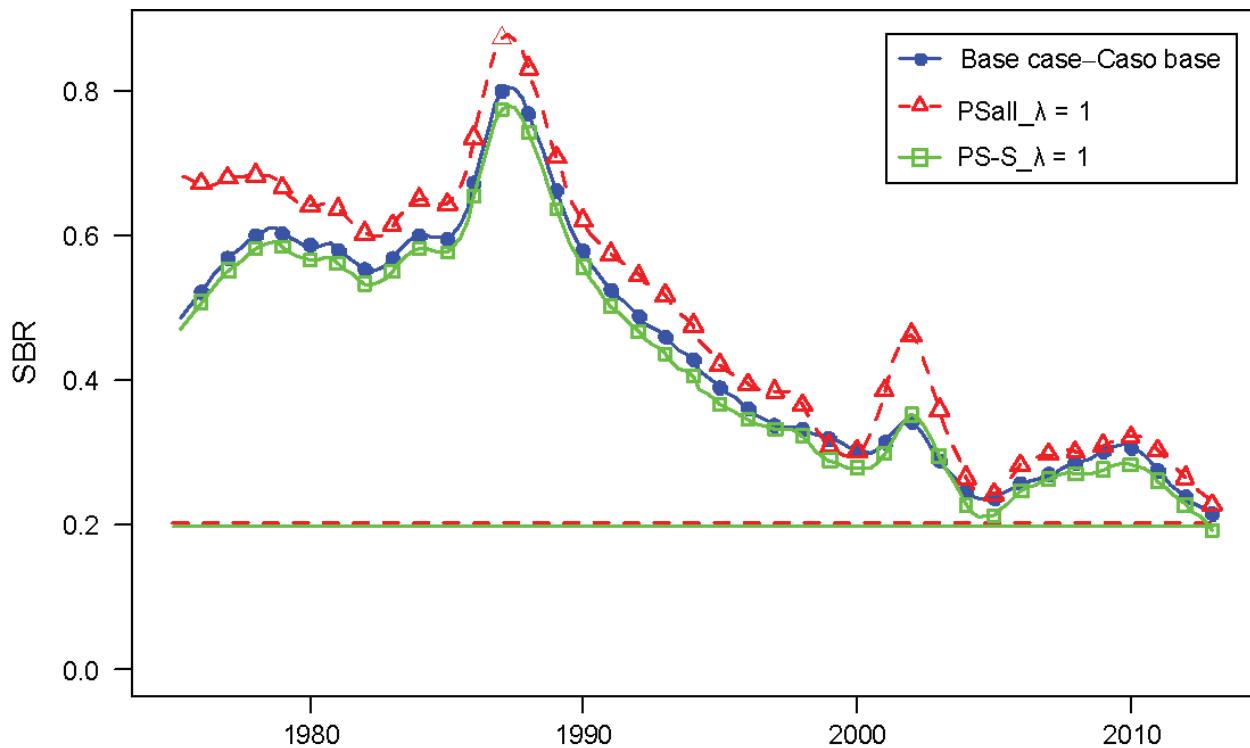
**FIGURE C.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.3b.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



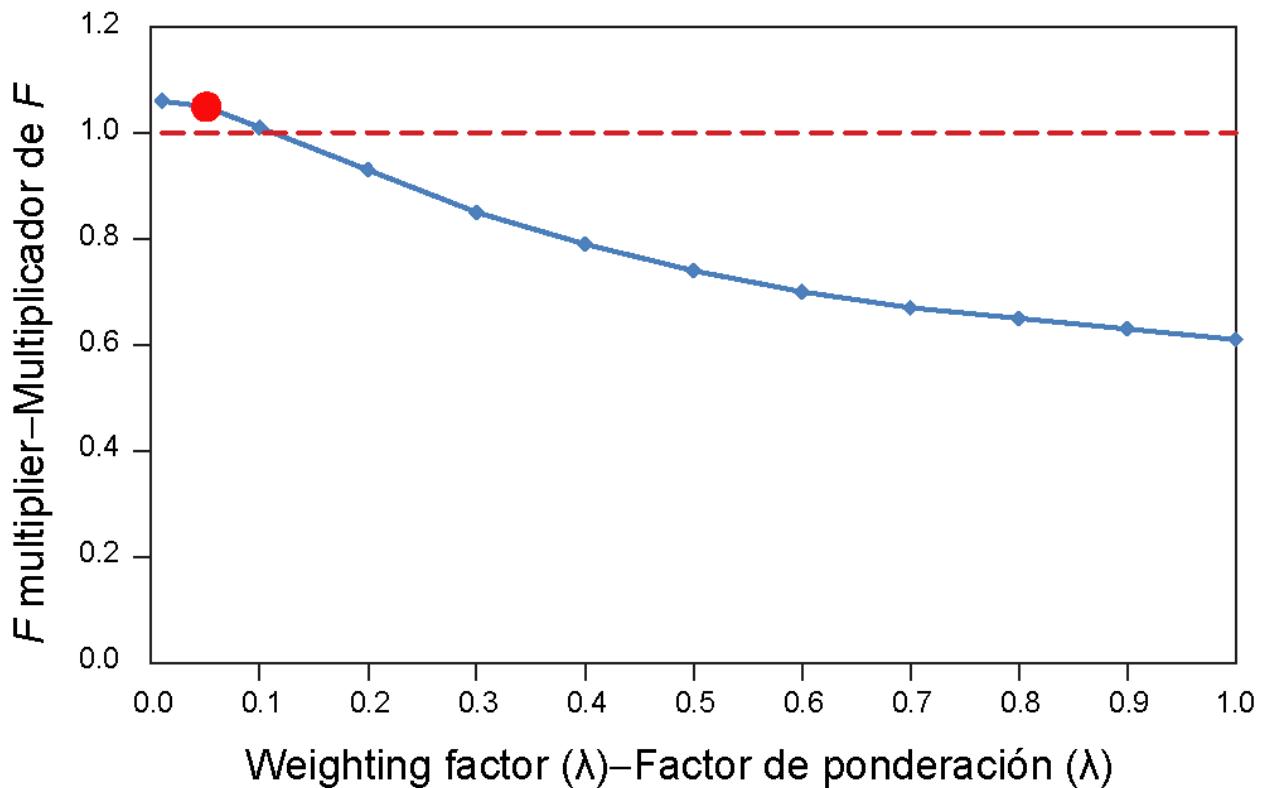
**FIGURE C.4a.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.4a.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17). t = toneladas métricas.



**FIGURE C.4b.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.4b.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



**FIGURE C.5.** Relationship between the  $F$  multiplier and different levels ( $\lambda$ ) of weighting of the size composition data. The large dot indicates the  $\lambda$  assumed in the base case model (0.05). The horizontal dashed line indicates  $F_{MSY}$ .

**FIGURA C.5.** Relación entre el multiplicador de  $F$  y distintos niveles ( $\lambda$ ) de ponderación de los datos de composición por talla. El punto grande indica el  $\lambda$  supuesto en el modelo de caso base (0.05). La línea de trazos horizontal indica  $F_{MSY}$ .

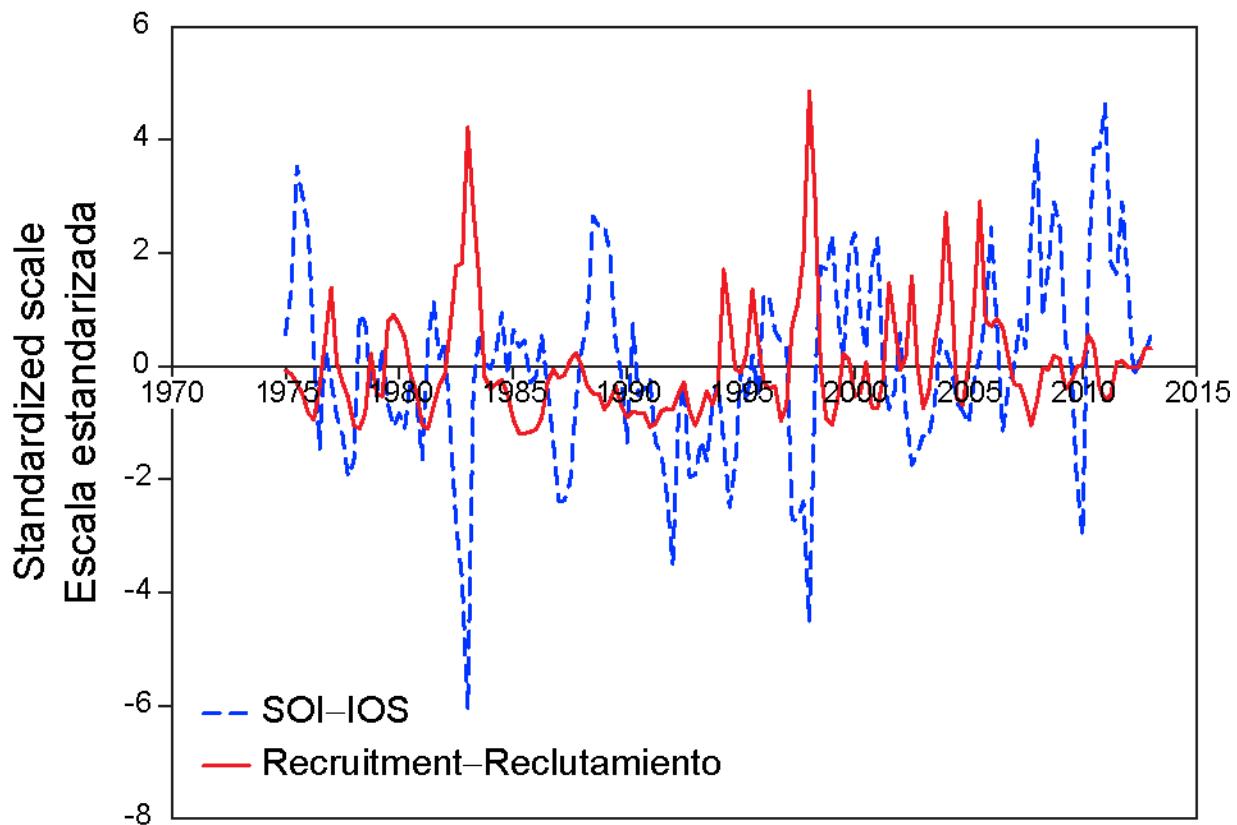
**TABLE C.1.** Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and for sensitivity analyses to assigning different weighting factors ( $\lambda$ ) to the size-composition data for various fisheries (Table 2.1). LL: longline; PS: purse-seine.

**TABLA C.1.** Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del atún patudo del caso base y de los análisis de sensibilidad que asignan distintos factores de ponderación ( $\lambda$ ) a los datos de composición por talla de varias pesquerías (Tabla 2.1). LL: palangre; PS: red de cerco; all: todas.

	<b>Base case</b>	<b>PS-all <math>\lambda = 0.05</math></b>		<b>LL-all <math>\lambda = 0.05</math></b>	
	<b>All <math>\lambda = 0.05</math></b>	<b>LL-all <math>\lambda = 1</math></b>	<b>LL 14-17 <math>\lambda = 1</math></b>	<b>PS-all <math>\lambda = 1</math></b>	<b>LL 2 <math>\lambda = 1</math></b>
MSY-RMS	106,706	99,124	98,180	97,018	95,334
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	418,468	312,484	313,793	409,722	388,362
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,969	71,818	72,708	106,472	99,877
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.24	0.29	0.29	0.24	0.24
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.22	0.22	0.20	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{MSY}$ - $C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	1.04	1.05	1.06	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.02	0.47	0.41	1.01	0.86
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.36	0.32	1.12	0.97
$F$ multiplier- Multiplicador de $F$	1.05	0.54	0.51	0.95	0.85

## APPENDIX D: CORRELATION WITH ENVIRONMENTAL VARIABLES

### ANEXO D: CORRELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES



**FIGURE D.1.** Quarterly time series of bigeye standardized recruitments and the Southern Oscillation Index (SOI).

**FIGURA D.1.** Series de tiempo trimestrales de reclutamiento estandarizado de patudo y el Índice de Oscilación del Sur (IOS).

## APPENDIX E: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of bigeye tuna in the EPO. These results are total fishing mortality rates.

### ANEXO E: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún patudo en el OPO. Estos resultados son tasas de mortalidad por pesca total.

**TABLE E.1.** Average annual fishing mortality rates for bigeye in the EPO for the base case assessment.

**TABLA E.1.** Tasas medias de mortalidad anual por pesca de patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

	Age (quarters) - Edad (trimestres)				
	1-4	5-8	9-12	13-19	20+
1975	0.01	0.09	0.08	0.06	0.01
1976	0.01	0.05	0.11	0.09	0.01
1977	0.01	0.04	0.13	0.11	0.02
1978	0.01	0.05	0.15	0.11	0.02
1979	0.01	0.06	0.14	0.11	0.02
1980	0.01	0.05	0.15	0.12	0.02
1981	0.01	0.06	0.13	0.10	0.02
1982	0.01	0.04	0.10	0.09	0.01
1983	0.01	0.03	0.11	0.09	0.01
1984	0.01	0.03	0.10	0.08	0.01
1985	0.00	0.03	0.09	0.08	0.01
1986	0.00	0.03	0.12	0.11	0.02
1987	0.00	0.03	0.14	0.14	0.02
1988	0.00	0.03	0.13	0.13	0.02
1989	0.00	0.03	0.14	0.12	0.02
1990	0.01	0.03	0.13	0.17	0.12
1991	0.01	0.03	0.14	0.19	0.15
1992	0.01	0.03	0.13	0.16	0.12
1993	0.04	0.04	0.13	0.15	0.12
1994	0.15	0.14	0.23	0.19	0.13
1995	0.25	0.24	0.22	0.18	0.11
1996	0.37	0.29	0.24	0.16	0.10
1997	0.37	0.32	0.28	0.16	0.10
1998	0.27	0.27	0.21	0.17	0.12
1999	0.18	0.23	0.20	0.14	0.08
2000	0.33	0.40	0.30	0.17	0.10
2001	0.34	0.31	0.27	0.20	0.15
2002	0.35	0.40	0.35	0.28	0.22
2003	0.31	0.29	0.28	0.23	0.18
2004	0.33	0.33	0.28	0.20	0.14
2005	0.38	0.41	0.27	0.15	0.09
2006	0.41	0.44	0.28	0.15	0.09
2007	0.32	0.35	0.20	0.11	0.08
2008	0.35	0.42	0.28	0.12	0.05
2009	0.48	0.50	0.31	0.14	0.07
2010	0.47	0.47	0.25	0.15	0.10
2011	0.41	0.46	0.28	0.16	0.10
2012	0.49	0.48	0.33	0.17	0.16

## REFERENCES—REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 105-203.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2009. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 101-202.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010a. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 10: 116-228.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010b. An evaluation of spatial structure in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-02b, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010c. Sensitivity analysis of bigeye stock assessment to alternative growth assumptions. Document BET-01-03, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder and C.E. Lennert-Cody. 2010. An investigation of the longline fishery length-frequency residual pattern in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-05, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder and P.K. Tomlinson. 2010. An investigation of the trend in the estimated recruitment for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-06, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Anonymous. 2006. [Report of the Albacore Working Group Meeting](#) (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. Biometrics 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Ocean. 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Eveson, J. P., Laslett, G. M., and Polacheck, T. 2004. An integrated model for growth incorporating tag-recapture, length-frequency, and direct aging data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61: 292-306.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.
- Francis, R.I.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124-1138.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. Mathematical Bioscience 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1](#): 37 p.
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36: 46 p.

- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1](#): 31 p.
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. [Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean](#), with comparisons to the entire Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1](#): 80 p.
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. [WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP](#), 19p
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2006. An update of Pacific-wide assessment of bigeye tuna with comparisons with eastern Pacific assessment results.(<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07c.ii-Pacific-wide-BET-assessment.pdf>)
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. [Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models](#). Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3](#): 34 p.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006 Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 7th Meeting, [SAR-7-07](#).
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Laslett, G. M., Eveson, J. P., and Polacheck, T. 2002. A flexible maximum likelihood approach for fitting growth curves to tag-recapture data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59: 976-986.
- Langley, A., J. Hampton, P. Kleiber and S. Hoyle. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC-SC4-2008/SA-WP-1 Rev.1, Port Moresby, Papua New Guinea, 11–22 August 2008.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2](#): 18 p.
- Lennert-Cody, C.E., J.J. Roberts, and R.J. Stephenson. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Jour. Mar. Sci., 65: 970-978.
- Lennert-Cody, C.E., M.N. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2010. Preliminary analysis of spatial-temporal pattern in bigeye tuna length-frequency distributions and catch-per-unit effort trends. Document BET-01-02a, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Lennert-Cody, C.E. M. N. Maunder, A. Alexandre Aires-da-Silva and M. Minami. 2012. Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and time series. Fisheries Research 139: 85-92.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.

- Matsumoto, T. and W.H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 24: 1-187.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler) 2006. [Report from the workshop on stock assessment methods](#), IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005.
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. [Report from the workshop on management strategies](#), IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006.
- Maunder, M.N. and A. Aires-da-Silva. 2010. Investigation of catch-per-unit-of-effort data used in the eastern Pacific Ocean bigeye assessment model. Document BET-01-04, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Maunder, M.N., A. Aires-da-Silva, R. Deriso, K. Schaefer, and D. Fuller. 2010. Preliminary estimation of age- and sex-specific natural mortality of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying a cohort analysis with auxiliary information to tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 10: 253-278.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. (in press) A stock-recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. *Fisheries Research*.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. [Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments](#). Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., [16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2](#): 26 p.
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and S.D. Hoyle. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 117-248.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 433-582.
- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries. [http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16\\_AW\\_04.pdf?id=DOCUMENT](http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16_AW_04.pdf?id=DOCUMENT)
- Methot, R. D. 2009. User manual for Stock Synthesis. Model Version 3.04b. NOAA Fisheries.
- Methot, R.D., Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: providing a biological and statistical framework for fishery management forecasts across a data-poor to data-rich continuum. *Fish. Res.* 142: 86-99.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 219-431.

- Philander, S. G. 1990. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Academic Press, Inc. 293 pp.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Jour. Exper. Botany*, 10: 290-300.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 9. 203-221.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 23: 33-76.
- Schaefer, K. M., and D. W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm.*, Bull., 24: 189-248.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller, and B. A. Block. 2009. Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. In Nielsen, Jennifer L., Haritz Arrizabalaga, Nuno Fragoso, Alistair Hobday, Molly Lutcavage, and John Sibert (editors), 2009, Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Springer: 121-144.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 23: 1-32.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth-model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 1128-1140.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p. (<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab. Rep.* 25: 91-104.
- Sun, C. C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, 19(2):181-213.
- Wang, S-P., M. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2009. Implications of model and data assumptions: an illustration including data for the Taiwanese longline fishery into the eastern Pacific Ocean bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Res.* 99 (1-2): 118-126.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Data Rep. 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 2: 147-246.
- Zhou, J., Chen, Y., Dai, X., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2012. Implications of uncertainty in the spawner-recruitment relationship for fisheries management: An illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 119-120: 89-93.

# CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2012 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

## ÍNDICE

1.	Resumen .....	156
2.	Datos.....	159
3.	Supuestos y parámetros.....	163
4.	Evaluación de la población .....	168
5.	Condición de la población.....	179
6.	Efectos simulados de las resoluciones de conservación de atún y operaciones futuras de pesca.....	182
7.	Direcciones futuras .....	184
	Figuras .....	58
	Tablas .....	117

## 1. RESUMEN

Este documento presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó en la evaluación un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis 3*).

El atún patudo se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO ( $150^{\circ}\text{O}$ ); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre  $160^{\circ}\text{O}$  y  $180^{\circ}$ . El patudo no es capturado frecuentemente con arte de cerco en el OPO al norte de  $10^{\circ}\text{N}$ , pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO proviene del norte de ese paralelo. Es probable que exista una población continua por todo el Océano Pacífico, con intercambio de individuos a escala local. Se realiza la evaluación como si existiera una sola población en el OPO, y ocurrirían desplazamientos netos mínimos de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental. Sus resultados son consistentes con aquéllos de otros análisis del atún patudo a escala del Pacífico entero. Se está recolectando y analizando los datos de programas de marcado recientes, que ayudarán a obtener estimaciones de los desplazamientos entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

Los supuestos de la evaluación han sido mejorados desde la evaluación completa previa realizada en 2010, que ya había sido modificada conforme a las recomendaciones de la [revisión externa](#) de la evaluación del patudo por el personal de la CIAT que tuvo lugar en mayo de 2010. La evaluación actual del patudo incluye varias mejoras. En primer lugar, se introdujo una nueva curva de crecimiento de Richards estimada externamente a partir de un análisis integrado de lecturas de edad en otolitos y observaciones de marcado y recaptura. Esta curva redujo en particular la incertidumbre acerca del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro  $L_2$ ). Además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron asimismo tomados de las nuevas estimaciones de crecimiento derivadas externamente. Los análisis diagnósticos con la configuración previa del modelo de caso base indicaron una influencia dominante de los datos de composición por talla al determinar la productividad (el parámetro  $R_0$ ) de la población de patudo, y también se descubrieron conflictos entre los conjuntos de datos. Como resultado, se realizaron mejoras en la evaluación actual de la ponderación asignada a los distintos conjuntos de datos. Concretamente, los datos de composición por talla de todas las pesquerías fue reducida. Además, el número de series de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) usadas como índices de abundancia fue reducido a fin de minimizar las tendencias conflictivas entre los conjuntos de datos. En lugar de ajustar a un total de diez series de CPUE (dos índices cerqueros y ocho

índices palangreros), se seleccionó un conjunto reducido de índices de abundancia para representar las tendencias de la población de patudo (los períodos temprano y tardío de las pesquerías palangreras central y del sur).

La evaluación de la población exige una cantidad sustancial de información. Fueron analizados datos de captura retenida, descartes, CPUE, y composición de tallas de las capturas de varias pesquerías diferentes. Se hicieron también varios supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie han sido actualizados, e incluyen datos nuevos de 2012. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2009 y 2011), Taipei Chino (2009-2011), Japón (2009-2011), Corea (2011), Estados Unidos (2010-2011), y Vanuatu (2005-2011). Se dispone de datos de captura palangrera de China, Taipei Chino, Japón, Corea, y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2009-2011). Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de la pesquería de cerco para 2012 y actualizaciones para 2011. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2011). Una característica prominente en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo es que los picos más altos del reclutamiento de 1983 y 1998 coinciden con los eventos de El Niño más fuertes durante el periodo histórico de la evaluación. Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2012) es ligeramente inferior al promedio. No obstante, esta estimación es altamente incierta, y debería ser tratada con cautela, debido a que los patudos recientemente reclutados son representados en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad también ha aumentado, pero en menor grado. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías de cerco que capturan atún en asociación con objetos flotantes. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de palangre, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, en la actualidad el impacto de la pesquería de cerco sobre la población de patudo es mucho mayor que aquél de la pesquería de palangre. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño pero detectable sobre la merma de la población.

Dentro de la gama de biomasas reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

Desde el principio de 2005, el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR; la relación entre la biomasa reproductora en ese momento y la población no explotada) aumento gradualmente, a un nivel de 0.31 al principio de 2010. Esto puede ser atribuido al efecto combinado de una serie de reclutamientos superiores al promedio desde 2001, las resoluciones de conservación de atún de la CIAT durante 2004-2009, y el esfuerzo pesquero palangrero reducido en el OPO. No obstante, aunque las resoluciones han continuado hasta la fecha, la tendencia reconstructiva no fue sostenida, y el SBR disminuyó gradualmente en un nivel histórico bajo de 0.22 al principio de 2013. Esta disminución podría estar relacionada con un periodo dominado por reclutamientos inferiores al promedio que comenzaron a fines de 2007, y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO parece haber estado un 8% por encima de  $S_{RMS}$ , y se estima que las capturas recientes han sido un 3% menores que el rendimiento máximo sostenible (RMS). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y

se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad,  $F_{RMS}$  es aproximadamente un 5% mayor que el nivel de esfuerzo actual.

Según los resultados del caso baso, la estimación más reciente indica que es probable que la población de patudo en el OPO no se encuentra sobre pescada ( $S > S_{RMS}$ ) y que no está ocurriendo sobre pesca ( $F < F_{RMS}$ ). De hecho, la explotación actual es muy cercana a los puntos de referencia objetivo de RMS. Similarmente, los puntos de referencia límite provisionales (0,5  $S_{RMS}$  y 1,3  $F_{RMS}$ ) no han sido rebasados con el modelo actual de caso base. No obstante, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase. Además, dependen mucho de los supuestos que se hagan con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de mortalidad natural de los adultos, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla.

Se podría maximizar el RMS del patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de las pesquerías palangreras, ya que capturan individuos más grandes más cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que los RMS actuales y la mortalidad por pesca fue muy inferior a  $F_{RMS}$ .

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles medios de reclutamiento, se predice que el SBR seguirá disminuyendo, a un mínimo histórico de 0,19 antes de 2015. Se predice que posteriormente el SBR aumentará gradualmente, y se estabilizará en aproximadamente 0,21 alrededor de 2018, ligeramente por encima del nivel correspondiente al RMS (0,20). Si se supone una relación población-reclutamiento, se estima que las capturas serán más bajas en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca, particularmente en el caso de las pesquerías de superficie.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o aumentos de la capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían llevar a diferencias de los resultados aquí predichos.

## **Resultados clave**

1. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia reciente de recuperación del atún patudo en el OPO (2005-2010), subsiguiente a las resoluciones de la CIAT de conservación de atún iniciadas en 2004. No obstante, al principio de 2011 comenzó una disminución de la biomasa reproductora; persistió durante 2012, reduciendo las biomassas sumaria y reproductora a su nivel histórico más bajo al principio de 2013. Esta disminución reciente podría estar relacionada a una serie de reclutamientos recientes inferiores al promedio que coincidieron con una serie de eventos fuertes de la Niña. Sin embargo, con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles promedio de reclutamiento, se predice que el SBR se estabilizará en aproximadamente 0.21, muy cerca del nivel correspondiente al RMS.
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están ligeramente por debajo del nivel correspondiente al RMS, y que los niveles recientes de la biomasa reproductora están ligeramente por encima de dicho nivel. Estas interpretaciones son inciertas y altamente sensibles a los supuestos hechos acerca del parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, las tasas supuestas de mortalidad natural del patudo adulto, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular a aquellos de la pesquería palangrera. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, si se suponen tasas de mortalidad natural más bajas para el patudo adulto, y si se asigna una mayor ponderación a los datos de composición por talla, en particular de las pesquerías palangreras.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por talla desde enero de 1975 hasta diciembre de 2012 para realizar la evaluación de la población de atún patudo, *Thunnus obesus*, en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2012, que son preliminares, incluyen registros ingresados a las bases de datos de la CIAT a mediados de marzo de 2013. Todos los datos son resumidos y analizados sobre una base trimestral.

### **2.1. Definiciones de las pesquerías**

Para la evaluación del atún patudo se definieron 23 pesquerías (Tabla 2.1); en la Figura 2.1 se ilustran la distribución espacial de cada pesquería y los límites de las áreas de muestreo de frecuencia de talla. Son definidas a partir del tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), periodo de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla o latitud, y unidades de captura palangrera. (Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), periodo de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla de la CIAT o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso).

En general, se definen las pesquerías para que, a lo largo del tiempo, haya poco cambio en la composición por talla media de la captura. Se estratifican también las definiciones de las pesquerías de los lances cerqueros sobre objetos flotantes para hacer una distinción aproximada entre los lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (Pesquería 1), principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de objetos naturales y plantados (Pesquerías 4 y 12). Se agrupan los datos sobre capturas cañeras y por buques cerqueros que pescan sobre delfines y atunes no asociados (Pesquerías 6 y 7), ya que se capturan relativamente pocos patudos con los dos primeros métodos, y los datos de las Pesquerías 6 y 7 son dominados por información sobre capturas de cardúmenes de patudos no asociados. En vista de este último hecho, en el presente informe se denominan las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados. La presente evaluación considera cuatro pesquerías palangreras (norte, central, sur, y costera). Las definiciones espaciales de la pesquería del palangreras se basan en los resultados de un análisis de árbol de regresión que usa datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y datos de frecuencia de talla para investigar la estructura de la población de patudo en el OPO ([Lennert-Cody, Maunder y Aires-da-Silva 2010](#); Lennert-Cody, Maunder y Aires-da-Silva *et al.* 2012).

La evaluación completa previa del patudo identificó un cambio importante en los patrones residuales que ocurrió a fines de los años 1980 en las distribuciones de la composición por talla de la pesquería palangrera ([Aires-da-Silva y Maunder 2010](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010](#)), debido aparentemente a cambios temporales importantes en la capturabilidad y/o selectividad de dicha pesquería. Un análisis espacial de las tendencias en el número de anzuelos por canasta, que determina la profundidad de pesca de los palangreros, indicó una transición, hacia fines de los años 1980, de un período temprano de incremento y mayor variabilidad del número de anzuelos por canasta, a un período tardío de número más estable de anzuelos por canasta ([Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010](#)). A partir de estos cambios importantes en la tecnología pesquera, que ocurrieron alrededor de 1990, todas las cuatro pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23) fueron subdivididas en dos períodos de tiempo con distintas capturabilidades y/o selectividades: temprano (1975-1989) y tardío (1990-2012).

Los datos de captura reportados por las pesquerías palangreras consisten en una mezcla de registros de captura en número y en peso. Ya que el modelo *Stock Synthesis* (ver descripción en la sección 4) tiene la flexibilidad de incluir datos de captura en número o peso, se definen doce pesquerías palangreras: ocho con la captura reportada en número capturado (Pesquerías 12-19), y cuatro adicionales en el portal de sus capturas en peso para el período tardío (Pesquerías 20-23).

### **2.2. Captura**

Para poder realizar la evaluación de la población del atún patudo, se estratifican los datos de captura y

esfuerzo en las bases de datos de la CIAT de conformidad con las definiciones de las pesquerías descritas en la Sección 2.1 y detalladas en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describieron las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usadas en los informes previos (descargas, descartes, y captura). La terminología en el presente informe es consistente con la terminología estándar usada en otros informes de la CIAT. Las capturas tomadas en un año dado son asignadas a ese año aún si no fueron descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En todo el presente documento, el término «captura» es usado para reflejar la captura total (captura retenida más descartes) o captura retenida; la definición apropiada es determinada por el contexto.

Se usan tres tipos de datos de captura para evaluar la población de atún patudo (Tabla 2.1): las extracciones por las Pesquerías 1, 6, y 12-23 son simplemente captura retenida; las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más ciertos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.1); y las extracciones por las Pesquerías 8-11 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura realizada por las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.1).

Se han incorporado en la evaluación actual datos de captura actualizados y nuevos de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-11). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de dichas pesquerías. Se calcularon los factores medios de escala para 2000-2008 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especies por la captura total de todos los años y trimestres para las estimaciones estándar, y fueron entonces aplicados a las estimaciones de enlatadora y descarga de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7 se usó el promedio de las Pesquerías 2-5; para las Pesquerías 2 y 3 se usó el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 se usó el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) proporcionaron un análisis de sensibilidad que compara los resultados de la evaluación de la población que usa las estimaciones de composición por especies de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación que usa las estimaciones de descarga de las enlatadoras.

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23) de China (2009 y 2011), Taipeí Chino (2009-2011), Japón (2009-2011), Corea (2011), Estados Unidos (2010-2011) y Vanuatu (2005-2011). Se dispone de datos de captura de 2012 de China, Taipeí Chino, Japón, Corea, y Vanuatu de los informes estadísticos mensuales. En el panel superior de la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en las capturas de patudo tomadas por cada pesquería del OPO durante cada año del período de 1975-2012. Se ilustran también (Figura 2.2, panel inferior) las tendencias de la captura anual de la flota de superficie combinada (Pesquerías 1-11) y la flota palangrera (Pesquerías 12-23). Hubo una variación anual sustancial de las capturas de patudo por todas las pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2, panel superior). Antes de 1996, la flota palangrera extrae más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Figura 2.2, panel inferior), pero a partir de ese año, las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que aquellas de la flota palangrera. Cabe notar que la evaluación presentada en este informe usa datos a partir del 1 de enero de 1975, y en ese momento ya se estaban extrayendo cantidades sustanciales de patudo del OPO.

## 2.2.1. Descartes

Para los fines de la evaluación de la población, se supone que el patudo es descartado de las capturas cerqueras por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, cuando la captura de un lance excede la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero) o porque los pescadores seleccionan pescado de más de un cierto tamaño. Ambos casos, la cantidad de patudo descartado es estimada a partir de información recabada por observadores de los programas de la CIAT nacionales, aplicando los métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Independientemente del motivo por descartar el pescado, se supone que está todo muerto.

Las estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son añadidas a las capturas cerqueras retenidas (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes de las pesquerías de superficie en que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone

que no hubo descartes de esas pesquerías. En el caso de las pesquerías de superficie que han operado desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), existen periodos para los cuales los datos de los observadores son insuficientes para estimar los descartes. Para esos períodos, se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa media de descarte del mismo trimestre de los años adyacentes o, si no está disponible, el año siguiente.

Los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura son tratados como pesquerías separadas (Pesquerías 8-11), y se supone que las capturas realizadas por estas pesquerías están compuestas solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle 2007). Watters y Maunder (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se realizan estimaciones de las cantidades de pescado descartadas solamente para aquellas pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5), porque se cree que la clasificación de capturas es infrecuente en las otras pesquerías cercanas.

En la Figura 2.3 se ilustran series de tiempo de descartes anuales como proporciones de las capturas totales (retenidas más descartadas) de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las cuatro pesquerías principales sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) con pesquerías de descarte correspondientes (Pesquerías 8-11), las proporciones de las capturas descartadas han sido bajas de este fin de los años 1990 en comparación con aquellas observadas durante la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997-1998. Existen indicios fuertes de que esto se debe en parte a clases anuales menos fuertes que aquellas de 1997-1998. Sin embargo, varios reclutamientos desde 1998 han sido mayores que el promedio a largo plazo desde 1998 (2001-2006; Figura 4.5b). Es posible que el reglamento que prohíbe descartar atunes desde 2001 (Resoluciones C-00-08 y C-05-04) hayan causado una disminución de la proporción de pescado descartado. No obstante, las altas proporciones recientes de descartes observadas en la Pesquería 10 (costera) son una excepción.

Se supone que no se descarta atún patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23).

### **2.3. Índices de abundancia**

Se derivaron los índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7) y se incluyeron datos nuevos de 2012. Se dispone de datos de captura y esfuerzo nuevos o actualizados de las pesquerías palangreras japonesas (2009-2011). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias de la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la presente evaluación. El esfuerzo de pesca cercero (en días de pesca) ha mostrado una tendencia creciente general desde la expansión de las pesquerías pesquerías sobre objetos flotantes a mediados de los años 1990 (Pesquerías 2, 3 y 5). En cuanto los palangreros, el esfuerzo de pesca experimentó una disminución pronunciada a partir de 2002 (Pesquerías palangreras tardías 13, 15, 17, y 19) que coincidió con el aumento brusco del costo del combustible. No obstante, se ha observado una tendencia creciente del esfuerzo de pesca palangrero en el OPO desde fines de los años 2000, particularmente en las áreas central y sur (Pesquerías 15 y 17).

Se dispone de datos de observadores solamente para buques cerceros de más de 363 t de capacidad de acarreo (clase de capacidad 6 de la CIAT). Se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de dichos buques como captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple de días totales de pesca como función del número de lances por tipo de lance (Maunder y Watters 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2011) para las ocho pesquerías palangreras (tempranas y tardías; Pesquerías 12-19). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder 2006).

En la Figura 2.5 se presentan las series de tiempo de la CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia que se consideraron apropiados para ajustar el modelo en la evaluación fueron las series de CPUE de las pesquerías palangreras central y sur tempranas y tardías (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente). Las áreas abarcadas por estas pesquerías incluyen los principales caladeros de patudo

de las flotas palangreras. Algunas de las pesquerías excluidas fueron consideradas inapropiadas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas (Pesquería 1) o porque combinaron artes (red de cerco y caña; Pesquerías 6 y 7). En la configuración del modelo de caso base de la evaluación previa, se permitió al modelo ajustarse a los índices de abundancia de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y también las Pesquerías 12-13 y 18-19 (pesquerías palangreras norte y costera tempranas y tardías). Sin embargo, al hacer esto se estimaron los coeficientes de variación (CV) de estos índices de CPUE, lo cual reduce sustancialmente su influencia sobre el ajuste del modelo. Teniendo en cuenta su mayor variabilidad y menor representatividad de la población de patudo, se excluyeron estos índices del ajuste del modelo en la evaluación actual, a fin de evitar conflictos potenciales con otras fuentes de datos (ver Sección 4.3, Diagnósticos).

#### 2.4. Datos de composición por talla

Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla nuevos para 2012 de las pesquerías de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2011). No se usan en la presente evaluación datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino incluyen más peces pequeños que aquellos de la flota japonesa. No obstante, existe preocupación acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006), y por lo tanto no se usan estos datos en la evaluación de caso base. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad en el cual se trató a la flota de Taipei Chino como pesquería separada. Asimismo, Wang *et al.* (2009) realizaron una investigación que trató a la pesquería de Taipei Chino como entidad separada, en lugar de combinar los datos de esa pesquería con aquellos de otras pesquerías palangreras, como en esta evaluación. Los resultados de estos estudios señalaron pocas diferencias con respecto a los resultados del caso base.

Las pesquerías del OPO capturan atún patudo de varios tamaños. Las composiciones por tamaño medias de las capturas de cada pesquería definidas en la Tabla 2.1 han sido descritas en evaluaciones previas. Las pesquerías que capturan patudo asociados con objetos flotantes capturan típicamente patudo pequeño (<75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, en la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1); desde 1993, sin embargo, el patudo pequeño de las pesquerías cerqueras que capturan la especie en asociación con objetos flotantes ha dominado las capturas (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 2-5). Una excepción es el periodo de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y peces medianos dominaron la captura de las pesquerías sobre objetos flotantes.

Antes de 1990, en los lances no asociados se capturaban principalmente patudos de tamaño mediano (Figura 2.6b, Pesquería 6). Desde 1990, se capturan en dichos lances más patudos pequeños y grandes (>125 cm) (Figura 2.6c, Pesquería 7).

Tal como se comentó en lo anterior, existe una alta variabilidad en los datos de composición por tamaño de las pesquerías de superficie. Esta variabilidad es particularmente fuerte en la pesquería sobre objetos flotantes central (Pesquería 3) cuando aparecen cohortes fuertes y son aparentemente blanco de la pesca durante los años subsiguientes (Figura 2.6a). Este patrón también ha sido identificado en las pesquerías sobre objetos flotantes de atún aleta amarilla, e indica que la selectividad varía con el tiempo en estas pesquerías (Revisión externa de la evaluación del atún aleta amarilla: Documento [YFT-01-06](#) e [informe](#)). Tal como se describe más adelante, en la evaluación del patudo se supone que las selectividades son constantes a lo largo del tiempo en el caso de las pesquerías de superficie (ver Sección 4, Evaluación de la población). Esta especificación potencialmente errónea del modelo ha sido identificada como causa verosímil del fuerte patrón retrospectivo en las estimaciones del reclutamiento reciente en las evaluaciones previas. Por este motivo, se ha reducido la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías de superficie en la configuración del modelo de caso base actual (ver Sección 4, Evaluación de la población).

Las capturas tomadas por las pesquerías palangreras 12-19 exhiben composiciones por tamaño marcadamente diferentes. En el área al norte de 10°N (pesquerías palangreras del norte 12 y 13), los palangreros capturan principalmente peces medianos, y la composición media por tamaño tiene dos picos notorios (Figura 2.6c: bandas en 80 cm y 120 cm). En las áreas palangreras central y sur (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente), los palangreros capturan números sustanciales de patudo mediano y grande (Figuras 2.6d y 2.6e). No obstante, parece haber ocurrido una transición de peces medianos a peces de más de 150 cm hacia fines de los años 1980. Parece haber ocurrido también un cambio a peces más grandes capturados por palangreros en el área costera (Pesquerías 18 y 19) durante aproximadamente el mismo periodo, pero estos peces no son tan grandes como aquellos capturados en las áreas central y sur durante el periodo tardío (Pesquerías 15 y 17). A fin de poder modelar mejor estos cambios observados en los datos de composición por talla de patudo capturado por palangreros y tratar el patrón residual asociado (ver Sección 4.3.1), la evaluación considera dos bloques de tiempo con distintas capturabilidades y/o selectividades para todas las pesquerías palangreras (ver Sección 2.1).

Los diagnósticos identificaron los datos de frecuencia de talla palangreros japoneses como el componente de mayor influencia para la determinación de la escala absoluta (el parámetro  $R_0$ ) en la configuración del modelo de caso base previo (ver Sección 4.3, Diagnósticos). Este efecto fue minimizado en la evaluación actual mediante una reducción de la ponderación de estos datos.

### **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

#### **3.1. Información biológica y demográfica**

##### **3.1.1. Crecimiento**

Al igual que con muchas especies de atunes, la especificación del crecimiento en la evaluación de la población de patudo en el OPO presenta retos. Se dispone de datos de edad por talla derivados de lecturas de incrementos diarios en los otolitos peces de hasta cuatro años de edad solamente (Schaefer y Fuller 2006), una gama es derecha para una especie estrecha para una especie que se estima a partir de estudios de mercado de al menos 15 o 16 años (Langley *et al.* 2008). Las lecturas de otolitos de peces más grandes (viejos) son muy difíciles de interpretar. Obtener información de mercado y recaptura de peces más viejos ha sido problemático porque es difícil capturar patudos grandes para marcar, y se dispone de pocas muestras de recapturas de marcas de peces grandes de las pesquerías palangreras.

El estudio más reciente de la edad y crecimiento del patudo en el OPO fue realizado por Schaefer y Fuller (2006), que usaron datos de marcado y recaptura y de incrementos diarios en otolitos para estimar el crecimiento. Las dos fuentes de datos arrojaron estimaciones muy similares, pero la talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy es mucho mayor que cualquier talla registrada. Esto es razonable siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro asintótico y se use el modelo de crecimiento solamente como representación de las edades de los peces que fueron muestreados. La edad máxima en su conjunto de datos es aproximadamente cuatro años (16 trimestres), y por lo tanto la curva de crecimiento de von Bertalanffy resultante no puede ser usada para predecir el crecimiento más allá de esa edad.

En modelos previos de evaluación del patudo en el OPO se intentó estimar el crecimiento internamente. Se ajusta el modelo de crecimiento a los datos de edad por talla de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) los datos de composición por talla de patudo muestreado de diferentes pesquerías. Usando el modelo de evaluación de poblaciones A-SCALA (Maunder y Watters 2003), se ajustó una curva de crecimiento de Richards mientras se fijó el parámetro de talla asintótica en aproximadamente el tamaño del patudo más grande en los datos (186.5 cm; Maunder y Hoyle 2006). La curva resultante de sido también tomada como distribución *a priori* para todas las edades en la evaluación del patudo (Maunder y Hoyle 2007).

Estudios previos del crecimiento y evaluaciones previas de las poblaciones de especies de atunes (por ejemplo, Harley y Maunder 2005; Maunder 2002a) indican que el mejor ajuste en el crecimiento rápido y

casi lineal de los atunes juveniles es con un modelo de crecimiento de Richards. En las evaluaciones tempranas del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009), se usó una curva de crecimiento de von Bertalanffy para predecir la talla por edad media, debido principalmente a que no se dispuso entonces de una función de Richards en *Stock Synthesis* (versión 2; Methot 2005). En una evaluación subsiguiente del patudo ([Aires-da-Silva y Maunder 2010a](#)), se realizó un análisis de sensibilidad usando el modelo de crecimiento de Richards. El ajuste del modelo a los datos mejoró sustancialmente, particularmente a los datos de edad por talla (lecturas de otolitos) y composición por talla.

De conformidad con las [recomendaciones de la revisión externa de la evaluación del patudo](#) por el personal de la CIAT, celebrada en mayo de 2010, se hizo una transición en la evaluación completa previa de un modelo tradicional de von Bertalanffy a un modelo de crecimiento más flexible de Richards ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). La selección de  $L_2$  (el tamaño promedio de los peces más viejos) para el patudo es algo arbitraria, y el parámetro ha sido generalmente fijado alrededor del tamaño de los peces más grandes en los datos. Al igual que en evaluaciones previas, y siguiendo la recomendación de la [revisión externa](#), en la presente evaluación se pre-especifica  $L_2$  en lugar de estimarlo; se fijó en 185.5 cm, el valor aproximado del tamaño promedio de los peces más grandes en los datos. Los análisis de sensibilidad previos han demostrado que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles al valor supuesto de  $L_2$  (Hampton y Maunder 2005; Aires-da-Silva y Maunder 2007; [Aires da Silva y Maunder 2010c](#); [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)).

Otro componente importante del crecimiento usando en los modelos estadísticos de captura por talla estructurados por edad es la variación de la talla por edad, que puede ser igual de influyente que la talla media por edad. Se puede obtener información sobre la variabilidad de la talla por edad de los datos de edad por talla, disponibles para el atún patudo (Schaefer y Fuller 2006). Desgraciadamente, las muestras de otolitos de patudo no fueron obtenidas al azar, sino que para cubrir una gama de tamaños para obtener información sobre la talla media por edad. Por lo tanto, estos datos no brindan una buena medida de la variación de la talla por edad. En una evaluación previa que usó A-SCALA (Maunder y Hoyle 2007), se usó probabilidad condicional para aplicar una verosimilitud apropiada a los datos y estimar la variación de la talla por edad. Se han usado (fijado) estas estimaciones de variabilidad en las evaluaciones más recientes del patudo que usan *Stock Synthesis*. Siguiendo una recomendación de la [revisión externa](#), en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)) los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron estimados en lugar de fijados en los valores estimados de A-SCALA. Los datos de edad por talla derivados de las lecturas de otolitos de peces capturados en las pesquerías sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006) fueron integrados en el modelo de evaluación de poblaciones para proporcionar información sobre la variación de la talla por edad.

Se han logrado avances en la reducción de la incertidumbre con respecto al crecimiento de patudo, en particular el tamaño promedio de los peces más viejos ( $L_2$ ). Se desarrolló un modelo de crecimiento de Richards (Schnute 1981) para ajustar simultáneamente a los datos de edad por talla (lecturas de otolitos) y de marcado y recaptura, siguiendo el marco estadístico de Laslett-Eveson-Polacheck (Laslett *et al.* 2002; Eveson *et al.* 2004). Los datos de edad por talla consistieron en estimaciones de edad basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y las tallas de 254 peces capturados en 2002 en las pesquerías sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006). Tal como se señaló anteriormente, estas lecturas de otolitos provienen principalmente de patudos de menos de cuatro años de edad y menos de 150 cm de talla. Los datos de marcado y recaptura disponibles son asimismo dominados por patudos jóvenes de menos de 150 cm. No obstante, se dispone también de algunas observaciones de marcado y recaptura de patudos más grandes (viejos), gracias a las recapturas recientes de patudos de hasta 190 cm al cabo de períodos de casi ocho años en libertad.

El modelo de crecimiento de Richards que integra datos de edad y marcado fue parametrizado conforme a Schnute (1981). Se estimó la variabilidad de la talla por edad suponiendo una relación lineal entre la desviación estándar de la talla por edad y la talla media por edad. En la Figura 3.1a se ilustran la curva de crecimiento de Richards estimada para el patudo, y la variabilidad asociada de la talla por edad y el ajuste

del modelo a los datos de edad por talla y marca y recaptura. En la Figura 3.1b se presenta una comparación entre la nueva curva de crecimiento de Richards y aquella usada en la última evaluación completa (Aires-da-Silva y Maunder 2011). El valor supuesto de  $L_2$  aumentó de 185 cm en la última evaluación a 196 cm en la evaluación actual. Además, la variabilidad de la talla por edad aumentó ligeramente en la evaluación actual, particularmente en el caso de los peces más viejos.

Se usó la relación peso-talla siguiente, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir las tallas en pesos en la evaluación actual de la población:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

donde  $w$  = peso en kilogramos y  $l$  = talla en centímetros.

### **3.1.2. Mortalidad natural**

Se suponen vectores por edad de mortalidad natural ( $M$ ) para el patudo. La presente evaluación usa un modelo por sexo, y por lo tanto se presentan calendarios de mortalidad natural para cada sexo (Figura 3.2). Se supone un nivel de mortalidad natural más alto ( $M = 0.25$ ) para los peces de ambos sexos de 0 trimestres de edad, disminuyendo a 0.1 a la edad de 5 trimestres de edad. Al igual que en las evaluaciones previas, se supone que la mortalidad natural de las hembras aumenta después de alcanzar la madurez. Estos vectores de mortalidad natural por edad se basan en un ajuste a las estimaciones de las proporciones de hembras por edad, madurez por edad, y la mortalidad natural de Hampton (2000).

Se retiene la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercen una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo a aquel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; ver definición en la Sección 5) (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural del patudo de menos de 10 trimestres de edad. Además, se ha evaluado el efecto sobre la evaluación de la población de patudo de suponer escenarios alternativos de tasas de mortalidad natural juvenil (Documento [SARM-9-INF-B](#)). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad a supuestos de mayores niveles de  $M$  para peces de 0 a 5 trimestres de edad. Por contraste, mostraron una mayor sensibilidad al supuesto hecho acerca de la mayor de las edades tempranas (5-12 trimestres) incluida en los altos niveles tempranos de  $M$ , pero los altos niveles de  $M$  supuestos para los patudos de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) parecen poco realistas. Este informe presenta un análisis de sensibilidad a los supuestos de tasas de mortalidad natural adulta de patudo más bajas y más altas (Anexo B).

Una investigación actualmente en curso de las tasas de mortalidad natural del patudo, basada en un análisis integrado que incluye datos de marcado y de proporción de sexos, indica niveles de  $M$  para el patudo adulto más altos que aquellos que se usan (Maunder *et al.* 2010). No obstante, estas estimaciones son altamente inciertas, y muy dependientes de los supuestos hechos acerca de las tasas de notificación de marcas por los palangreros.

### **3.1.3. Reclutamiento y reproducción**

Se supone que el atún patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. El reclutamiento puede ocurrir continuamente durante todo el año, porque los peces pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua se encuentra dentro de la gama apropiada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

El modelo Stock Synthesis permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt de tal forma que la relación entre la biomasa reproductora (biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento es determinada mediante la estimación del reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación. La inclinación controla la rapidez con la cual disminuye el reclutamiento cuando la biomasa reproductora es reducida. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce

si la biomasa reproductora es reducida al 20% de su nivel no explotado. Puede variar entre 0.2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1.0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, es a menudo difícil de estimar la inclinación debido a la falta de contraste en la biomasa reproductora y porque entonces hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales), que pueden causar que el reclutamiento sea extremadamente variable. Para la evaluación actual, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen pruebas de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, se estima que será cercano a 1. No obstante, los análisis de simulación han demostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con una incertidumbre grande y estimaciones frecuentemente cercanas a 1 aún si la inclinación verdadera es moderadamente menos que 1 (Conn *et al.* 2010). En el Anexo A del presente informe se presentan un análisis de sensibilidad con inclinación = 0.75 y un perfil de verosimilitud sobre este parámetro. Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación a las desviaciones del reclutamiento trimestral con una desviación estándar de 0.6. El reclutamiento es modelado en edad 0 en Stock Synthesis.

Los insumos reproductores se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos proporcionados por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad por talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un cronograma de edad de madurez (Figura 3.3, Tabla 3.1). Se incorpora en el modelo de evaluación un cronograma de talla de madurez acorde a Schaefer y Fuller (2006). Se dispone del cronograma de edad de madurez correspondiente (Figura 3.3 y Tabla 3.1).

### 3.1.4. Desplazamientos

La evaluación actual no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que la población se encuentra mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO, usando datos obtenidos recientemente de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican niveles sustanciales de fidelidad regional del patudo en el OPO. Esto implica que podrían existir patrones de merma locales de patudo en el OPO. Se ha iniciado una evaluación preliminar de la estructura espacial en la evaluación del patudo ([Aires-da-Silva y Maunder 2010b](#)). Un marco con estructura espacial será considerado en evaluaciones futuras. La definición espacial de las pesquerías acomoda algunas formas de desplazamientos mediante selectividades y capturabilidades diferentes.

### 3.1.5. Estructura de la población

Schaefer y Fuller (2009) resumieron la estructura de la población de patudo en el OPO. Los resultados de los estudios de marcado en el OPO ecuatorial, con las liberaciones limitadas a la zona alrededor de 95°O, indican desplazamientos limitados y fidelidad regional al OPO ecuatorial, y sugieren un nivel de mezcla muy bajo entre el Pacífico oriental y occidental (Schaefer y Fuller 2002, 2009). Por lo tanto, y para los fines de la evaluación actual, se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO y la otra en el Océano Pacífico central y occidental (WCPO), y que no ocurre un intercambio neto de peces entre estas regiones. El personal de la CIAT realiza periódicamente una evaluación del patudo a escala del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico y del NRIFSF. Este trabajo podría ayudar a indicar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del modelo *Stock Synthesis*. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman las tasas de desplazamiento en el Océano Pacífico produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquellas estimadas por Harley y Maunder (2004), y las diferencias en los niveles absolutos de la biomasa se debieron principalmente a diferencias en las tasas de crecimiento entre las dos orillas del Océano Pacífico.

A fin de investigar la sensibilidad de los resultados de la evaluación a los supuestos hechos acerca de

la estructura de la población, se realizó un análisis de sensibilidad a una extensión del límite occidental de la distribución de la población de patudo ([Aires-da-Silva y Maunder 2010a](#)). Al extender dicho límite de 150°O a 170°E, e incluir la captura adicional del Pacífico central en el modelo, los reclutamientos y las biomasas fueron mayores que aquellos estimados por el modelo de caso base, pero las tendencias relativas son muy similares. Al ajustar también el modelo a los datos adicionales de CPUE y composición por talla del Pacífico central, las estimaciones de la biomasa correspondientes a la mayoría de los años son inferiores a los del caso base, pero las tendencias relativas fueron asimismo similares. La evaluación de la condición de la población de estos análisis de sensibilidad fue similar a aquél de caso base.

### 3.2. Influencias ambientales

Las condiciones oceanográficas podrían influir sobre el reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002), se usaron las anomalías de la velocidad zonal (anomalías en la velocidad en dirección este-oeste) a una profundidad de 240 m como candidato de variable ambiental que afecta al reclutamiento. No se ha identificado el mecanismo responsable de esta relación, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias, por lo que la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento del patudo debe ser considerado con escepticismo. No obstante, esta relación suele indicar que el reclutamiento es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. De hecho, los períodos de mayor reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998) coinciden con los dos eventos de El Niño más fuertes del siglo XX. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; señaló que existe una relación negativa significativa, pero que explicó tan sólo una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

Se realizaron en evaluaciones previas otros análisis de sensibilidad en los que se incorporaron índices ambientales en el modelo de evaluación de la población. Se supuso que las condiciones oceanográficas podrían afectar la eficacia de las pesquerías que capturan patudo asociados con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002). En la evaluación de Maunder y Harley (2002), se supuso una influencia ambiental sobre la capturabilidad para la pesquería central sobre objetos flotantes (Pesquería 3) solamente. Se descubrió que la inclusión de este efecto no afectó los resultados de forma importante.

En general, los análisis en los que no se incluyeron índices ambientales produjeron estimaciones del reclutamiento similares a aquellos que usaron la velocidad zonal (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que los datos de frecuencia de talla contienen suficiente información para estimar la fuerza de las clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las cuales se dispone de pocas muestras de composición por talla. Un análisis de sensibilidad previo del efecto de la inclusión del índice ambiental señaló que el índice no es estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó solamente una pequeña proporción de la variación total del reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007). No obstante, el patrón de reclutamiento de «dos intervalos» para el patudo en el OPO identificado en evaluaciones previas (Sección 4.1.2), que consiste en un periodo de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009), podría estar previniendo una correlación significativa. Podría ser preferible investigar correlaciones ambientales para el periodo tardío solamente. Se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales de patudo estimadas en la evaluación actual (1975-2012) con el Índice de Oscilación del sur (IOS; Philander 1990) (ver Sección 4.1.2.). Una evaluación de la estructura espacial en la evaluación del patudo indica que tendencias similares del reclutamiento en diferentes regiones del OPO podrían ser impulsadas por un efecto ambiental a gran escala similar (por ejemplo, eventos de El Niño/La Niña) ([Aires-da-Silva y Maunder 2010b](#))

En vista de los resultados de los análisis de sensibilidad previos arriba descritos, no se incorporó un índice ambiental en la presente evaluación.

#### **4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN**

Se usó el modelo *Stock Synthesis* (SS - Versión 3.23b; Methot 2005, 2009; Methot y Wetzel 2013) para evaluar la condición del atún patudo en el OPO. Consiste en un modelo estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos distintos) de evaluación de poblaciones con estructura por edad

Se ajusta el modelo a los datos observados (índices de abundancia relativa y composición por tamaño) al encontrar un conjunto de parámetros de dinámica poblacional y de pesca que maximicen una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. En la Sección 3 se describen muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El atún patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) un trimestre después de la eclosión, y estas pesquerías de descarte capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad (plenamente seleccionadas entre 1 y 3 trimestres de edad).
2. Se supone que las curvas de selectividad basadas en tamaño correspondientes a las pesquerías palangreras tardías en las áreas central y del sur (Pesquerías 15 y 17) son asintóticas.
3. Los datos de las pesquerías que capturan atún patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías sobre objetos flotantes pre-1993 y Costera (Pesquerías 1 y 4), y las pesquerías cuyas capturas consisten en descartes que resultan de clasificación (Pesquerías 8-11), brindan relativamente poca información acerca de los niveles de biomasa, porque esas pesquerías no dirigen su esfuerzo Al Patudo.
4. Las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia. Las series de tiempo de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes del sur, central y del norte (2-3) son altamente variables. Por este motivo, y a fin de evitar conflictos potenciales en el ajuste del modelo con datos de CPUE más fiables, estas series de tiempo de CPUE no fueron usadas como índices de abundancia. Similarmente, las series de tiempo de CPUE de las pesquerías palangreras del norte y Costeras (12-13 y 18-19) no fueron usadas como índices de abundancia. La primera es estacional, y las capturas de patudo por ambas pesquerías son pequeñas.

Los parámetros siguientes fueron estimados en la evaluación actual de la población de atún patudo del OPO:

1. El reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2012 (incluye estimación del reclutamiento virgen - o promedio - y anomalías penalizadas del reclutamiento temporal);
2. Coeficientes de capturabilidad para las cuatro series de tiempo de CPUE que se usan como índices de abundancia (los períodos tempranos y tardíos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-15 y 16-17, respectivamente). De conformidad con una recomendación de la [revisión externa](#), se supusieron dos bloques de tiempo (pesquerías temprana y tardía, divididas en 1990, asociadas con un cambio en la talla promedio de la captura) con distintos parámetros de capturabilidad para estas pesquerías palangreras.
3. De conformidad con una recomendación de la [revisión externa](#), los coeficientes de variación (CV) de la CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (16 y 17) fueron fijados en 0.15. Se aplica el mismo CV en la presente evaluación a ambos períodos (temprano y tardío) de las pesquerías palangreras centrales (14 y 15) que han mostrado tendencias de la CPUE similares a aquellas observadas en las pesquerías palangreras del sur (16 y 17).
4. Las curvas de selectividad de 15 de las 23 pesquerías (Pesquerías 8-11 tienen una curva de selectividad supuesta, y las selectividades de las Pesquerías 20 a 23 son iguales que aquellas de las Pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente). Excepto en el caso de las pesquerías palangreras tardías central y del sur (15 y 17), que capturan patudo más grande, se supone que las

curvas de selectividad de todas las pesquerías que retienen sus capturas tienen forma de domo (doble normal).

5. Tamaño y estructura por edad iniciales de la población. Se estiman dos parámetros iniciales de mortalidad por pesca (para las pesquerías de superficie y las pesquerías palangreras combinadas, respectivamente). Además, se estiman el reclutamiento promedio usado para estimar las condiciones iniciales y las desviaciones correspondientes a las 15 clases de edad más jóvenes.

Se supone que los parámetros siguientes son conocidos para la evaluación actual de la población de patudo en el OPO:

1. Talla media por edad y la variabilidad de la talla por edad (Figura 3.1a);
2. Tasas de mortalidad natural por sexo y por edad (Figura 3.2);
3. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
4. Selectividad curves de las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11);
5. La inclinación de la relación población-reclutamiento.

Las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones a futuro fueron computadas a partir de tasas de mortalidad por pesca media de tres años, por arte, para 2010-2012. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del último año (2012) en la estimación de la tasa de mortalidad por pesca media de tres años. Para este propósito, se usó en los cálculos una tasa de mortalidad por pesca media de dos años (2010-2011).

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Esta incertidumbre se debe a que los datos de los observadores no representan perfectamente la población de atún patudo en el OPO. Además, el modelo de evaluación podría no representar perfectamente la dinámica de la población de patudo o de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y CV. Los intervalos de confianza y CV han sido estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación si representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga ese supuesto, estos dos valores podrían subestimar la cantidad de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual. Se investiga la incertidumbre en la estructura del modelo en varios análisis de sensibilidad.

En lo siguiente se resumen los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad (2-4):

1. **Evaluación de caso base:** inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento); se fijan la talla media por edad, y los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad; ajustados a series de tiempo de CPUE para los períodos tempranos y tardíos de las pesquerías palangreras centrales y del sur (14-17) (dos bloques de tiempo de capturabilidad que separan los períodos temprano y tardío de estas pesquerías); dos bloques de tiempo de selectividad para las pesquerías palangreras 12-19; selectividades asintóticas basadas en tamaño para las pesquerías palangreras centrales y del sur (15 y 17), que capturan patudo más grande; y sí datos de composición por tamaño con ponderación reducida para todas las pesquerías (se aplicó un factor de ponderación multiplicativo  $-\lambda$  (lambda) - de 0.05 a todos los datos de composición por tamaño; ver Secciones 2.4, Datos de composición por tamaño, y 4.3, Diagnósticos, para las razones por este supuesto).
2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación de caso base incluye el supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0.75 para el análisis de sensibilidad. Adicionalmente, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación variando de 0.5 o 1, con incrementos de 0.1).

3. **Sensibilidad al supuesto de valores más bajos y más altos de mortalidad natural ( $M$ ) adulta para hembras y machos.** Al definir los calendarios alternativos de  $M$  para el patudo, y a fin de mantener las diferencias absolutas por edad de la mortalidad natural estimada a partir de datos de proporción de sexos (Figura 3.2), se redujeron/incrementaron por el mismo factor multiplicativo los valores de  $M$  para hembras y machos adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base (Figura B.1).
4. **Sensibilidad a la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño.** En el modelo de caso base, se aplicó un factor de ponderación multiplicativo (lambda,  $\lambda$ ) de 0.05 a los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías de superficie y palangreras. Se realizaron los siguientes análisis de sensibilidad para explorar el efecto sobre los resultados de la evaluación de la asignación de distintas ponderaciones a pesquerías individuales o grupos de pesquerías: 1) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño la solamente en las pesquerías de superficie o palangreras a la vez, y mantener la ponderación original ( $\lambda = 1$ ) para las pesquerías del otro tipo de arte; 2) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías excepto las pesquerías palangreras centrales y del sur (14-17) que estaban impulsando escala absoluta ( $R_0$ ) en la configuración previa del modelo de caso base (ver Sección 4.3, Diagnósticos); 3) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño para todas las pesquerías excepto en la pesquería sobre objetos flotantes del sur(2), que muestra menos variabilidad y potencialmente menos problemas relacionados con selectividad temporalmente variable (ver Figura 2.6a).

#### **4.1. Resultados de la evaluación**

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían brindar pruebas contrarias a estos resultados, y (2) los supuestos y limitaciones usados en el modelo de evaluación podrían cambiar. Lo más probable es que los cambios futuros afecten las estimaciones absolutas de biomasa, reclutamiento, y mortalidad por pesca.

##### **4.1.1. Mortalidad por pesca**

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de peces de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado mucho desde 1993, y aquella de los peces de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado en un grado mucho menor desde entonces (Figura 4.1). El aumento de la mortalidad por pesca media de los peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 2-5). Estas pesquerías capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces que miden generalmente menos de unos 100 cm de talla (Figura 4.2), y han gastado una cantidad relativamente grande de esfuerzo de pesca desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales de las cantidades de mortalidad por pesca anual por edad de patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las distintas pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y el y los cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual señala que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho en el caso de los peces jóvenes (1-12 trimestres) desde principios de los años 1990. Esto se debe a la expansión desde 1993de las pesquerías de cerco que capturan patudo juvenil sobre objetos flotantes. La mortalidad por pesca de los peces más viejos (13+ trimestres) también ha aumentado durante el periodo histórico de la evaluación hasta principios de los años 2000. Desde 2002 hasta 2007-2008, la mortalidad por pesca de los peces más viejos disminuyó un 70%, lo cual podría deberse al efecto combinado de la reducción del esfuerzo de pesca palangrero en el OPO (Figura 2.4) así como a una cohorte fuerte que ingresó a la pesquería en 1998 (ver Sección 4.1.2, Reclutamiento). Posteriormente, las tasas de mortalidad por pesca de los peces más viejos aumentaron de nuevo hasta 2012 (Figura 4.3). Las tasas de mortalidad por pesca de los peces más viejos (20+ trimestres) aumentaron mucho en los primeros años de la década de 1990, lo cual está asociado con el cambio en la selectividad, a medida que proporciones mayores de

peces más grandes ( $>150$  cm) se volvieron vulnerables a las pesquerías palangreras, particularmente en las áreas central y del sur (Pesquerías 15 y 17, respectivamente; Figuras 2.6d-e). Los niveles promedio de la mortalidad por pesca adulto han permanecido en casi la mitad de aquellos del patudo juvenil desde mediados de los años 1990. En el Anexo E (Tabla E.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

#### 4.1.2. Reclutamiento

En la gama de biomasa reproductora estimada ilustrada en la Figura 4.7, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de eclosión (Figura 4.4). Las evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento en la gama estimada de biomassas reproductoras. Se fija la estimación de la inclinación en el caso base en 1, lo cual corresponde a un modelo con un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento de equilibrio perdido y potencial de sobrepesca de reclutamiento, son mucho peores que aquellas de subestimarla (Zhu *et al.* 2012). En el Anexo A se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está relacionada con el tamaño de la población en grados variables (inclinación entre 0.5 y 1).

En la Figura 4.5a se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento trimestral estimado (peces de edad 0 trimestres) de patudo producida por la evaluación actual, y en la Figura 4.5b y la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurriría durante cada año. Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio desde 2001 hasta 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2012) se encuentra ligeramente por debajo del nivel promedio, pero esta estimación es altamente incierta, y debe ser vista con cautela, ya que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Existen dos características importantes en las series de tiempo del reclutamiento estimado de patudo que fueron identificadas en evaluaciones previas ([Maunder y Hoyle 2007](#); [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). En dichas evaluaciones, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 eran muy inciertas, debido a que no estaban en uso las técnicas para capturar patudo pequeño asociado con plantados. Además, fue prominente un patrón de « dos intervalos » en la serie de tiempo de los reclutamientos del patudo en el OPO (Figura 4.5 de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). Este patrón fue caracterizado por un periodo temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009) que coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

El patrón de reclutamiento de « dos intervalos » ha sido muy minimizado bajo la configuración del modelo actual de caso base (Figura 4.19a en la Sección 4.4, Comparación con la evaluación previa). Tal como se explica en las Secciones 4.3, Diagnósticos, y 5.3, Análisis de sensibilidad, los análisis diagnósticos señalaron que los resultados de la configuración del modelo de la evaluación previa del patudo fueron altamente impulsados por el ajuste del modelo a los datos de composición por talla del patudo. Este efecto dominante no es deseable, ya que hay inconsistencias no explicadas con los datos de composición por tamaño de la pesquería palangrera y una falta potencial del proceso correcto de modelado para tratar la selectividad temporal variable de las pesquerías de superficie (ver Sección 2.4, Datos de composición por tamaño, y Sección 4.3, Diagnósticos). Reducir la ponderación de los datos de composición por tamaño redujo sustancialmente (aproximadamente un 50%) el patrón de reclutamiento; sin embargo, es todavía aparente en la serie de tiempo un cambio hacia niveles más altos de reclutamiento promedio a partir de 1994 (Figura 4.19a). Cualquiera de las hipótesis presentadas previamente para explicar el patrón de reclutamiento es todavía válida (Documento [SARM-9-INF-B](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010](#)). El impacto sobre los resultados de la evaluación del patudo de

reclutamientos bajos potencialmente sesgados antes de 1994 ha sido investigado como análisis de sensibilidad en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). Un ajuste de los cocientes de biomasa reproductora (SBR, ver definición en la Sección 5.1) y las cantidades de ordenación al uso del periodo reciente de la evaluación solamente para calcular el reclutamiento promedio resultaría en una evaluación más pesimista (ver Anexo A de [SARM-9-INF-B](#)). Se realizó un análisis de sensibilidad en la evaluación completa previa usando datos de la pesca que abarcan sólo el periodo más reciente de la pesquería (1995-2009), lo cual refleja óptimamente la mezcla actual de las pesquerías atuneras (de superficie y de palangre) y las selectividades que operan en el OPO (ver Anexo D de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)).

En el Anexo D, se compara la serie de tiempo de los reclutamientos trimestrales estimados del patudo (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990). Los reclutamientos de patudo más fuertes estimados durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2012) coinciden con los eventos más fuertes de El Niño, sentidos en 1983 y 1998. La relación suele indicar que el reclutamiento del patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña (Figura D.1), pero la relación a menudo se rompe. Los reclutamientos generalmente inferiores al promedio desde 2007 coinciden con un periodo dominado por eventos de La Niña particularmente fuertes.

#### 4.1.3. Biomasa

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias de la biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó el mayor pico histórico de unas 1.378 mil t en 1986, tras lo cual disminuyó paulatinamente a un mínimo histórico de unas 428 mil t al principio de 2013, con dos picos intermedios en 2000 y 2008. En la Figura 4.7 se ilustra también la tendencia de biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a aquella de la biomasa de patuda de 3+ trimestres de edad, pero con un retraso de uno a dos años. Se estima que las biomassas de los peces tanto de 3+ trimestres de edad como reproductores se reconstruyeron durante 2004-2010, tras lo cual disminuyeron paulatinamente a sus niveles históricos más bajos al principio de 2013. Un estudio de simulación indica que el incremento de la población podría ser atribuido al efecto de las resoluciones de conservación de la CIAT que comenzaron en 2004 (Sección 6.2.3). Factores adicionales que probablemente contribuyeron a este incremento son reclutamientos superiores al promedio y esfuerzo palangrero reducido en el OPO en la última década. El periodo más reciente dominado por reclutamientos inferiores al promedio (2007-2012) podría explicar la tendencia decreciente observada desde 2010.

Existe incertidumbre en las biomassas estimadas de los reproductores. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora estimaciones es 0,30, lo cual representa una ligera disminución en precisión en comparación con evaluaciones previas (CV en aproximadamente 0,2). Este resultado de la reducción de la ponderación de los datos de composición por talla en la evaluación actual, que redujo la precisión de las estimaciones del reclutamiento y la información sobre abundancia de los datos de composición por talla, particularmente en el caso de las dos pesquerías palangreras con selectividad asintótica (Pesquerías 15 y 17).

Dada la cantidad de incertidumbre en las estimaciones tanto del reclutamiento como de la biomasa (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias de la biomasa de patudo han sido afectadas más por la variación del reclutamiento o la mortalidad por pesca. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, la biomasa del patudo puede ser incrementada sustancialmente por eventos fuertes de reclutamiento. Ambos picos de la biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad (1986 y 2001; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5). Estos reclutamientos fuertes coinciden con los eventos de El Niño más fuertes, sentidos en 1983 y 1998 (Figura D.1).

En segundo lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se

saca esta conclusión de los resultados de una simulación en la que se proyectó la biomasa de atún patudo que se estima estaría presente en el OPO sin pesca durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2013), usando la serie de tiempo de anomalías del reclutamiento estimado en ausencia de pesca. A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, se realizaron simulaciones en las que se excluyó cada arte y se ejecutó el modelo a futuro, como en la simulación sin pesca (ver Wang *et al.* 2009 para los detalles de la metodología de simulación). En la Figura 4.8 se ilustran los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el impacto más importante antes de 1995, pero con la disminución del esfuerzo por las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquel de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño ejercen un impacto pequeño pero detectable sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora actual representa un 22% de la que se esperaría sin pesca.

#### 4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en el peso promedio del patudo capturado por las pesquerías que operan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) han tomado principalmente peces pequeños que, en promedio, pesan menos que el peso crítico, lo cual indica que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (Maunder y Hoyle 2007). El peso promedio del patudo capturado por las pesquerías palangreras (Pesquerías 12 y 19) ha sido aproximadamente equivalente al peso crítico, lo cual indica que estas pesquerías suelen maximizar el rendimiento por recluta. El peso promedio de todas las pesquerías combinadas disminuyó sustancialmente a partir de 1993 a medida que aumentó la captura de patudo en lances cerqueros sobre objetos flotantes y disminuyó la captura palangrera.

El peso promedio en las pesquerías tanto de superficie como palangreras disminuyó alrededor de 1997-2000, cuando ingresó una cohorte fuerte a la pesquería. El peso promedio aumentó a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyó de nuevo a medida que esa cohorte fue extraída de la población.

El peso promedio correspondiente a la pesquería de superficie predicho por el modelo es diferente del peso medio observado, particularmente antes de 1984 (Figura 4.9, panel central). Para estimar el peso medio observado se escalan las muestras de frecuencia de talla a la captura total, a diferencia del método usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad y las tasas estimadas de mortalidad por pesca de cada pesquería para estimar el peso promedio. Hubo un cambio aparente alrededor de 1985 de proporciones mayores de patudo más pequeño (<75 cm) capturadas a proporciones mayores de patudo de tamaño mediano (75-125 cm) capturadas por la pesquería temprana sobre objetos flotantes (Pesquería 1; Figura 2.6a). Por lo tanto, suponer dos bloques de tiempo de selectividad (antes y después de 1985) en las evaluaciones futuras podría ayudar a minimizar las diferencias entre el peso promedio observado y predicho para esta pesquería temprana.

En la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)) se efectuaron mejoras con respecto a las diferencias identificadas en evaluaciones previas entre el peso observado del patudo capturado por palangreros japoneses y las estimaciones predichas por el modelo de evaluación (Figura 4.9, panel inferior). Esta mejor correspondencia entre el peso promedio observado y predicho de patudo resulta del nuevo supuesto de dos bloques de capturabilidad y selectividad para las pesquerías palangreras, divididas en 1990 (recomendación de la [revisión externa](#)). Existen algunas excepciones, particularmente a fines de los años 1990 y principios de los 2000, que coinciden con la expansión de la pesquería de Taipeí Chino en el OPO. La correspondencia entre el peso promedio observado y predicho del patudo en la pesquería palangrera durante el periodo tardío (después de 1990) ha deteriorado con la configuración actual del modelo de caso base. Específicamente, el modelo sobreestima el peso promedio de patudo capturado por las pesquerías palangreras. Este resultado puede ser explicado por la reducción de la ponderación de los datos de composición por talla así como el mayor valor supuesto del tamaño medio de los peces más viejos ( $L_2$ ).

## **4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos**

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

## **4.3. Diagnósticos**

En las próximas cuatro secciones se tratan los diagnósticos: datos diagnósticos, perfil de  $R_0$ , análisis de residuales, y análisis retrospectivos.

### **4.3.1. Perfil de $R_0$**

Se aplica a la evaluación del patudo un nuevo método para diagnosticar una sobreponderación de los datos de composición por talla y especificación errónea de la selectividad basado en perfiles de verosimilitud del reclutamiento virgen. El reclutamiento virgen ( $R_0$ ; el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca) es un parámetro común en la evaluación de poblaciones que escala el tamaño de la población. La información sobre el tamaño de la población proviene de dos fuentes principales: 1) cómo la captura cambia los índices de abundancia relativa; y 2) cómo la abundancia relativa cambia en los datos de composición por edad de edades consecutivas (o datos de composición por talla ajustados apropiadamente). Francis (2011) argumenta que la información sobre la abundancia debería provenir principalmente de los índices de abundancia y no de los datos de composición. Esto vale particularmente si la curva de selectividad no es asintótica. El diagnóstico indica una sobreponderación de los datos de composición o una especificación errónea en la selectividad cuando el componente de composición asociado del componente del perfil de verosimilitud de  $R_0$  proporciona demasiada información sobre lo bajo o alto que puede ser  $R_0$ . La curva de selectividad curve de la pesquería o estudio relacionado con esos datos de composición debería ser modificada, o la ponderación de los datos de composición reducida, para que los datos de composición contengan poca información sobre  $R_0$ . Estas características son indicativas de una especificación errónea y deberían ser minimizadas (Francis 2011).

Los aspectos siguientes son descubiertos por el diagnóstico del perfil de verosimilitud de  $R_0$  aplicado a los resultados de la configuración del modelo previo de caso base (Figura 4.10a). En primer lugar, la estimación de la verosimilitud máxima de  $R_0$  en aproximadamente 8.6 (en espacio logarítmico) es fuertemente impulsado por pendiente dominante proporcionada por los datos de composición por talla de la Pesquería 17, que consiste en el periodo tardío de la pesquería palangrera del sur, que supone una selectividad logística (Figura 4.10a, panel superior). El cambio en el valor negativo del logaritmo de la verosimilitud es aproximadamente 30 unidades mayor que aquel de los otros componentes de datos. En segundo lugar, existe una tendencia conflictiva entre los datos de CPUE ajustados en el modelo como índices de abundancia (Figura 4.10a, panel inferior). Mientras que los datos de CPUE de las pesquerías palangreras 14, 16, y 17 están señalando una estimación baja de  $R_0$  para el modelo, la Pesquería 15 es dominante entre los componentes de datos de CPUE hacia un valor más alto de  $R_0$ .

Estos problemas fueron minimizados mediante una reducción de la ponderación de los datos de composición por talla (Figura 4.10b). Un factor multiplicativo de ponderación de 0.05 (~1/30=0.03) fue aplicado de forma igual a todos los datos de composición por talla.

### **4.3.2. Análisis de residuales**

En la Figura 4.11a-c se ilustran los ajustes del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías. El modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de las pesquerías palangreras central y del sur tempranas y tardías (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente). El modelo se ajusta particularmente bien a los datos de CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (Pesquerías 16 y 17). En comparación con los ajustes del modelo de evaluaciones previas (Figura 4.10 de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)), el nuevo supuesto de dos bloques de tiempo (temprano y tardío) para la capturabilidad y selectividad palangreras mejoró mucho el ajuste del modelo a los aumentos de la CPUE observados a mediados de los años 1980 (Pesquería 16) y principios de los 2000 (Pesquería 17). Los ajustes a las series de datos de CPUE de las pesquerías de superficie son menos satisfactorios.

En las Figuras 4.12a-f se presentan gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos

de composición por talla. Los círculos grises y negros representan observaciones que son, respectivamente, menores y mayores que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características importantes. El modelo subestima (círculos negros) las proporciones de peces medianos y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes posteriores a 1993. En particular, subestima las proporciones de peces grandes durante 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería.

No es identificable un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla recolectados en los dos períodos de las pesquerías palangreras del norte (Pesquerías 12 y 13) y costera (Pesquerías 18 y 19). No obstante, existe todavía un patrón de residuales prominente en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras central (Pesquerías 14 y 15) y del sur (Pesquerías 16 y 17). El patrón de residuales es particularmente fuerte en el ajuste del modelo a los datos de talla del período tardío de las pesquerías palangreras del sur y central (Pesquerías 15 y 17; Figura 4.12d-e). Específicamente, las proporciones de peces medianos son sistemáticamente subestimadas alrededor de dos modas marcadas de tallas centradas en aproximadamente 100 y 150 cm. Las causas posibles del patrón restante son problemas de especificación espacial errónea, selectividad que varía con el tiempo, y una selectividad en forma de domo en lugar de logística, especificada para esta pesquería. En la Figura 4.12g se ilustran los ajustes medios a las composiciones por tamaño observadas de las capturas de las pesquerías de superficie y palangreras definidas en el modelo de evaluación. Se ilustra también el ajuste de los modelos a las composiciones por tamaño de las capturas recientes de patudo en distintas pesquerías seleccionadas (Figuras 4.12h-k). El modelo estima más peces grandes en las dos pesquerías palangreras con selectividad asintótica de lo que fue observado.

El ajuste a los datos, medido por el error medio cuadrático, indica que el modelo se ajusta al índice de CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (Pesquerías 16 y 17) mejor ( $CV = 0.11$  y  $0.13$ , respectivamente) que al índice de CPUE de las pesquerías palangreras centrales temprana y tardía ( $CV = 0.19$  y  $0.12$ , respectivamente). Aunque el modelo no se ajusta a las series de CPUE de las otras pesquerías, el error medio cuadrático da una indicación de lo bien que corresponde el modelo a estos datos. Excluyendo las series de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes 1 y 4 (temprana y costera), que no se consideran fiables, la peor correspondencia a los datos de CPUE son aquéllas de las pesquerías sobre objetos flotantes 3 y 5 (ambas con  $CV = 0.57$ ), seguidas por la pesquería palangrera del norte tardía (Pesquería 13;  $CV = 0.43$ ). Estos resultados son muy similares a aquellos obtenidos en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)), en la que las series de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes fueron ajustadas en el modelo y sus CV estimados. En cuanto a los datos de frecuencia de talla, el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño efectivo estimado de la muestra) que lo que refleja los tamaños supuestos de las muestras en las funciones de verosimilitud. En una evaluación previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007), se realizó un análisis de sensibilidad, usando una reponderación iterativa, a fin de investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Específicamente, se determinaron iterativamente las desviaciones estándar y tamaño de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud, con base en el ajuste a los datos. Cuando se aplicó la reponderación iterativa, se asignó una ponderación mayor a los datos de frecuencia de talla, y se estimó que las biomassas fueron menores en los segmentos más tempranos y más tardíos del período histórico. No obstante, incrementar la ponderación en los datos de composición por talla causa que los datos de composición ejerzan una influencia todavía mayor sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia relativas a los índices de abundancia, lo cual no es deseable.

### 4.3.3. Análisis retrospectivos

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al próximo. Inconsistencias pueden a menudo hacer resaltar deficiencias en el método. Este enfoque es diferente a la comparación con evaluaciones recientes (Sección 4.4), en las que los supuestos del modelo son diferentes entre estas evaluaciones, y se esperarían diferencias. Se realizan generalmente los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetitiva del análisis de un año de datos

sin cambiar el método y los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes años son a menudo inciertas y sesgadas. Un sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, sólo que el modelo podría estar especificado erróneamente.

Se realizaron los análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2012), dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, 2010) y cuatro años (2012, 2011, 2010, 2009) de datos (Figuras 4.13-4.15). Las evaluaciones previas del patudo señalaron patrones retrospectivos fuertes en las estimaciones recientes del reclutamiento, que se propagaron en los niveles recientes de biomasa. Específicamente, las estimaciones del reclutamiento y la biomasa del modelo de caso base fueron más bajas que aquellas estimadas cuando no se incorporaron en el modelo los últimos años de datos. El sesgo retrospectivo en las estimaciones recientes del reclutamiento fue muy minimizado con la configuración actual del modelo de caso base (Figura 4.13) comparado con los análisis retrospectivos presentados en evaluaciones previas. Esta mejora resultó de la reducción de la ponderación los datos de composición por talla, lo cual indica cierta especificación errónea del modelo en las evaluaciones previas (por ejemplo, curvas constantes de selectividad para las pesquerías sobre objetos flotantes). Similarmente, no se descubrió un patrón retrospectivo en las estimaciones recientes de la biomasa sumaria producidas por la evaluación actual (Figura 4.14). La excepción es la ejecución en la que se elimina el periodo más largo de años terminales (cuatro años), lo cual resultó en un ligero cambio de escala absoluta, pero no existe un sesgo retrospectivo en las series de tiempo de los cocientes de biomasa reproductora (SBR, ver definición en la Sección 5.1) aun cuando se eliminan del modelo los cuatro últimos años de datos (Figura 4.15).

#### 4.3.4. Análisis de sensibilidad

En los anexos se presentan los resultados de los tres análisis de sensibilidad: sensibilidad a (a) la relación población-reclutamiento (Anexo A); (b) suponer tasas de mortalidad natural ( $M$ ) más altas para el patudo (Anexo B); y (c) asignar distintas ponderaciones a los datos de composición por talla (Anexo C). Aquí se describen diferencias en el ajuste del modelo y la predicción del modelo, y se posterga la discusión de diferencias en la condición de la población hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3a se presenta una comparación de la verosimilitud del caso base y de los análisis de sensibilidad. Además, en la Tabla 4.3b se presenta una comparación del tamaño efectivo medio de la muestras estimado para el caso base y para los análisis de sensibilidad.

Se fijó la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en 0.75. Las estimaciones de la biomasa sumaria (Figura A.1) son mayores que aquellas estimadas en la evaluación de caso base, pero las tendencias son similares. Las estimaciones del reclutamiento absoluto son ligeramente mayores que aquellas estimadas en el caso base (Figura A.2a), pero la serie de tiempo de reclutamiento relativo es similar a aquella del caso base (Figura A.2b). Las tendencias del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una relación población-reclutamiento (Figura A.3). En la Figura A.4 se ilustra la relación población-reclutamiento estimada. Un perfil de verosimilitud del parámetro de inclinación indica que el modelo se ajusta a los datos mejor con valores de inclinación más altos, y que el caso base (inclinación = 1) produjo el mejor ajuste. Además, todos los diferentes componentes de datos apoyan una inclinación de 1.

Se realizó un análisis de sensibilidad de al supuesto de varios escenarios de mortalidad natural ( $M$ ) adulta del patudo de ambos sexos (Figura B.1). Para ser consistente con las diferencias absolutas de  $M$  entre hembras y machos estimadas a partir de datos de proporciones de sexos, se mantuvo la misma diferencia absoluta de  $M$  entre los sexos en todos los análisis de sensibilidad. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la  $M$  adulta (Figuras B.2 y B.3): son mayores con niveles más altos de  $M$  adulta. Tal como se esperaba, las estimaciones de reclutamiento absoluto aumentan a fin de explicar capturas observadas con tasas de mortalidad natural más altas (Figura B.3a). Tal como se describe [Aires-Silva, Maunder y Tomlinson \(2010\)](#), suponer tasas de  $M$  adulta más altas contribuye a minimizar el patrón de « dos intervalos » en el reclutamiento del patudo (Sección 4.1.2). Un perfil de verosimilitud de  $M$  adulta indica que el modelo se ajusta mejor con valores más altos de  $M$  que aquellos supuestos en el

caso base (Figura B.5), pero estas tasas parecen ser irrazonablemente altas para el patudo.

Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar el efecto sobre los resultados de la evaluación de asignar diferentes ponderaciones a los datos de composición por talla. Se descubrió que la escala absoluta de la biomasa sumaria es fuertemente determinada por la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular los datos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-17), que incluyen un periodo tardío que supone selectividad logística (Figura C.1a). La escala absoluta de la biomasa es mucho menos afectada por la ponderación asignada a los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura C.1b). Este resultado del impacto que las diferentes ponderaciones asignadas a los datos de composición por talla ejercen sobre el reclutamiento virgen ( $R_0$ ) que impulsa la escala absoluta de las estimaciones del reclutamiento (Figura C.2a y C.2b), y las biomassas correspondientes. Reducir la ponderación de los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras minimiza mucho el patrón de reclutamiento de « dos intervalos » identificado en evaluaciones previas (Figura C.3a). El efecto de reducir la ponderación de los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes contribuyó poco a minimizar este patrón (Figura C.3b).

Otros análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, mortalidad natural, el uso de reponderación iterativa, y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera del sur, fueron realizados por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), Maunder y Hoyle (2007), y Aires-da-Silva y Maunder (2007, 2009, 2010a, b, c).

#### 4.4. Comparación con la evaluación previa

Existen diferencias sustanciales entre las biomassas sumaria y reproductora (Figuras 4.15 y 4.16, respectivamente) estimadas por los modelos de evaluación actual y previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2010](#)). Estas diferencias se deben principalmente a una ponderación reducida de los datos de composición por talla, en particular a una menor ponderación de los datos de composición por talla. Tal como se explicó en la Sección 4.3, Diagnósticos, se descubrió que los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras 15 y 17 dominaban otros componentes de datos en la configuración del modelo previo de caso base. Reducir la ponderación de todos los datos de composición por talla minimizó esta dominancia y equilibró la contribución de todos los componentes de danos, en particular los datos de CPUE palangrera que se cree proporcionan la información más fiable sobre escala absoluta (el parámetro de reclutamiento virgen,  $R_0$ ).  $R_0$  aumentó en la evaluación actual, lo cual explica sus mayores niveles de biomasa comparados con aquellos producidos por la evaluación previa (Figuras 4.16 y 4.17). No obstante, la tendencia relativa es muy similar entre las dos evaluaciones, excepto en los primeros y últimos años de la evaluación. Las diferencias absolutas y relativas en las biomassas en los años tempranos se deben a una mayor incertidumbre en las estimaciones de las condiciones iniciales (Figura 4.7) que resultan de la reducción de la ponderación de las composiciones por tamaño. Es más probable que estas diferencias en los años recientes se deban a los nuevos datos disponibles para esos años, en particular las disminuciones recientes observadas en los datos de CPUE palangrera. Las tendencias relativas del SBR son asimismo muy similares, con los niveles finales del SBR muy similares (en aproximadamente 0.24 al principio de 2012; Figura 4.18). Los reclutamientos estimados por la evaluación actual son generalmente más altos que aquellos estimados por la evaluación previa antes de 1994, cuando se ampliaron las pesquerías sobre objetos flotantes, y más bajas a partir de ese año (Figura 4.19). Esto refleja una reducción de la magnitud del patrón de reclutamiento de « dos intervalos » reportado en evaluaciones previas (ver Sección 4.1.2. Reclutamiento). De hecho, la diferencia en las estimaciones del reclutamiento medio entre los períodos temprano y tardío han sido muy minimizados con la configuración actual del modelo de caso base (Figura 4.19a). Además, los reclutamientos recientes estimados en la evaluación actual son generalmente más bajos que aquellos de la evaluación previa (Figura 4.19b). Este resultado es explicado por las mejoras realizadas en la evaluación actual al patrón retrospectivo de los reclutamientos recientes (ver Sección 4.3.3, Análisis retrospectivo).

#### **4.5. Resumen de los resultados del modelo de evaluación**

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y aquella de los peces de más de esa edad ha aumentado en un grado mucho menor. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

En la gama de biomasas reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de eclosión.

Las series de tiempo estimadas del reclutamiento de patudo poseen dos características importantes que fueron identificadas con la configuración del modelo de la evaluación previa. En las evaluaciones previas, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 eran muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Además, un patrón de « dos intervalos » fue prominente en las series de tiempo de reclutamientos de patudo del OPO. Este patrón fue caracterizado por un periodo temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009) que coincidieron con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. El patrón de reclutamiento de « dos intervalos » ha sido muy reducido con la configuración actual del modelo de caso base.

Una característica prominente en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo que los picos de reclutamiento máximo de 1983 y 1998 coincidieron con los eventos de El Niño más fuertes durante el periodo histórico de la evaluación. Recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012.

La biomasa de patudo de 3+-trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su pico máximo histórico de aproximadamente 1,378 mil t en 1986, tras lo cual disminuyó paulatinamente a un mínimo histórico de unas 428 mil t al principio de 2013, con dos picos intermedios en 2001 y 2009. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a aquella de la biomasa del patudo de 3+-trimestres de edad, pero con un retraso de 1 a 2 años. Existe incertidumbre en las biomassas estimadas de los patudos tanto de 3+-trimestres de edad como reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa tanto de peces de 3+ trimestres de edad y como de reproductores se han reconstruido durante 2004-2010, tras lo cual disminuyeron paulatinamente a sus niveles mínimos históricos al principio de 2013. Un estudio de simulación indica que el incremento de la población podría ser atribuido al efecto de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT que comenzaron en 2004 (ver Sección 6.2.3). Factores adicionales que probablemente contribuyen a este incremento son los reclutamientos superiores al promedio y el esfuerzo palangrero reducido en el OPO en la última década. El periodo más reciente dominado por reclutamientos inferiores al promedio (2007-2012) podría explicar la tendencia decreciente observada desde 2010.

Las estimaciones de la biomasa sumaria son moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Específicamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que aquellas estimadas en la evaluación de caso base, pero las tendencias son similares. La tendencia relativa del reclutamiento es similar al caso base.

La biomasa estimada y la serie de tiempo del reclutamiento son muy sensibles a la tasa de mortalidad natural adulta supuesta para el patudo. Las estimaciones de la biomasa y el reclutamiento aumentan con niveles mayores de  $M$  adulta. Un perfil de verosimilitud sobre la  $M$  adulta indica que el modelo se ajusta mejor a todos los componentes de datos de valores más altos de  $M$  adulta, lo cual indica una productividad mayor de la población de patudo de lo que estima el modelo de caso base. No obstante, las tasas de mortalidad natural más altas parecen poco razonablemente altas para el patudo.

Las series de tiempo estimadas de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la ponderación asignada a

los datos de composición por tamaño, en particular los datos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-17), que incluyen un periodo tardío que supone una selectividad logística. Se obtienen biomasas y reclutamientos más altos si se reduce la ponderación de estos datos en el modelo.

## 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que se pueden tomar de una población o complejo de poblaciones con una mortalidad por pesca constante bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalentes.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado ningún punto de referencia objetivo o límite para las poblaciones que gestiona, pero en las subsecciones siguientes se describen algunos puntos de referencia posibles.

### 5.1. Evaluación de la condición de la población basada en la biomasa reproductora

El cociente de biomasa reproductora ratio (el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca; SBR), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si se encuentra cerca de cero, la población ha sido severamente reducida, y se encuentra probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o ligeramente menos de eso, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más de uno, es posible que la población haya entrado en un régimen de producción incrementada.

Varios estudios (por ejemplo, Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) sugieren que algunas poblaciones de peces son capaces de producir el RMS cuando el SBR es aproximadamente 0,3 a 0,5, y que algunas poblaciones de peces no son capaces de producir el RMS si la biomasa reproductora ( $S$ ) durante un periodo de explotación es menos de aproximadamente 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica poblacional que caracterizan las poblaciones de atunes no han sido considerados generalmente en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre la biomasa adulta y las tasas de reclutamiento, mortalidad natural, y crecimiento. En ausencia de estudios de simulación que estén diseñados específicamente para determinar puntos de referencia basados en SBR adecuados para los atunes, las estimaciones del SBR pueden ser comparadas con una estimación del SBR correspondiente al RMS ( $SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$ ).

Las estimaciones de SBR para el atún patudo en el OPO han sido computadas a partir de la evaluación de caso base. En la Sección 4.1.3 se presentan las estimaciones de la biomasa reproductora durante el periodo del estudio (1975-2012). Se estima el SBR correspondiente al RMS ( $SBR_{RMS}$ ) en aproximadamente 0,20.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO estuvo en aproximadamente 115 mil toneladas (Figura 4.7). En ese momento el SBR fue aproximadamente 0,22, 7% por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 5.1). La tendencia del SBR sigue aquella observada en el caso de la biomasa reproductora (ver Sección 4.1.3)

### 5.2. Evaluación de la condición de la población basada en RMS

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMS y sus cantidades relacionadas, pero estos cálculos han sido modificados para incluir, en casos aplicables, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver detalles en Maunder y Watters (2003)). Es importante señalar que las estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación de caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); no obstante, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto

de una relación población-reclutamiento.

Se computaron las estimaciones basadas en RMS con las estimaciones de parámetros de la evaluación de caso base y los patrones estimados de mortalidad por pesca promediados sobre 2010 y 2012. Por lo tanto, mientras que se presentan actualmente estos resultados basados en RMS como estimaciones de punto, existen incertidumbres en los resultados.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO parece haber sido un 8% mayor que  $S_{RMS}$ , y se estima que las capturas recientes son un 3% inferiores al RMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.2),  $F_{RMS}$  es aproximadamente 5% mayor que el nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en RMS suponiendo que la población se encuentra en equilibrio con las condiciones de pesca y ecológicas. Sin embargo, la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas a la pesquería. Por ejemplo, las capturas de patudo tomadas por la flota de superficie disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 dejaron de ser vulnerables a esas pesquerías.

Las estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMS descritas previamente se basaron en un patrón de selectividad medio para todas las pesquerías combinadas (estimado a partir de la asignación actual del esfuerzo entre las pesquerías). Diferentes asignaciones del esfuerzo de pesca entre las pesquerías cambiaría este patrón de selectividad combinado. Para ilustrar cómo el RMS podría cambiar si se reasignara el esfuerzo entre las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO, se repitieron los cálculos previamente descritos, usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada grupo de pesquerías (Tabla 5.2). Si operara solamente la pesquería de cerco, el RMS sería aproximadamente 27% menor. Si el patudo fuera capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMS sería aproximadamente 139% mayor que aquel estimado para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMS, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 857%.

Las cantidades relacionadas con el RMS varían según la composición por tamaño de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de estas cantidades durante 1975-2012. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue menos que aquella correspondiente al RMS (Figura 5.2). El RMS aumentó en aproximadamente 24.000 toneladas con respecto a la estimación de la evaluación previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2012](#)). Esto es explicado por un aumento del  $R_0$  tras reducir la ponderación de los datos de composición por talla en el caso base actual.

Cuando se estima el RMS usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2010-2011, es aproximadamente 1.575 t (1%) mayor que aquel del caso base.

En las Figuras 5.3a y 5.3b se ilustran las series de tiempo históricas de las tasas de explotación, biomasa reproductora, y biomasa sumaria relativas a los puntos de referencia potenciales basados en RMS límite y objetivo (0.5  $S_{RMS}$  y 1.3  $F_{RMS}$ ), respectivamente. En general, los resultados del modelo de caso base actual indican que los puntos de referencia objetivo no fueron rebasados durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2012). Según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que la población de patudo en el OPO probablemente no se encuentra sobreexplicada ( $S > S_{RMS}$ ) y que no está ocurriendo sobrepesca ( $F < F_{RMS}$ ). En realidad, la explotación actual es muy cercana a los puntos de referencia objetivo de RMS. Similarmente, los puntos de referencia límite no han sido rebasados según el modelo actual de caso base. No obstante, estas interpretaciones quedan sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos aproximados de confianza alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de faso (precisión del modelo). Además, dependen fuertemente de los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de  $M$  adulta, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla (incertidumbre del modelo) (Figura 5.3c). Se realizó una simulación para evaluar los efectos de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT

implementadas durante 2004-2012 (ver Sección 6.2.3) sobre los puntos de referencia objetivo potenciales basados en RMS, particularmente en los últimos años. Sin las acciones de ordenación establecidas por las resoluciones desde 2004, el modelo de caso base predice que la población de patudo estaría actualmente sobreexpuesta ( $S < S_{RMS}$ ) y que estaría ocurriendo sobrepesca ( $F > F_{RMS}$ ) (Figura 5.3d).

### 5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son altamente sensibles a alternativas de supuestos de modelo, datos de insumo, y períodos supuestos para la mortalidad por pesca (Tablas 5.1 y 5.2).

El análisis de sensibilidad que incluyó una relación población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR necesario para sostener el RMS es 0,30, comparado con 0,20 para la evaluación de caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad correspondiente a una inclinación de 0,75 estimó un multiplicador de  $F$  de 0,82, considerablemente menor que aquel de la evaluación de caso base (1,05). Suponer valores de inclinación más bajos resultó en multiplicadores de  $F$  más bajos (Tabla A.1, Figura A.6). Aunque los resultados del modelo de caso base indican que el nivel reciente de la biomasa reproductora se encuentra por encima de aquel correspondiente al RMS ( $S_{reciente}/S_{RMS} = 1.08$ ), se estima que este cociente es menos de 1 en el caso de valores supuestos de inclinación de menos de 1.

Cuando se suponen tasas de mortalidad natural adulta más bajas para ambos sexos de patudo, la condición de la población es más pesimista que los resultados del caso base (multiplicador de  $F$  más bajo). Suponen tasas de mortalidad natural adulta más altas produce el efecto contrario (multiplicador de  $F$  más alto). No obstante, las tasas más altas consideradas en el presente análisis de sensibilidad parecen biológicamente poco realistas para el patudo. Similarmente, el cociente  $S_{reciente}/S_{RMS}$  es altamente sensible a las tasas supuestas de mortalidad natural adulta: específicamente, disminuye y aumenta con valores supuestos de  $M$  más bajos y más altos, respectivamente.

Finalmente, las cantidades de ordenación estimadas en la evaluación del patudo son altamente sensibles a la ponderación de los datos de composición por talla (Tabla C.1). En particular, los factores de ponderación ( $\lambda$ ) asignados a los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 14 a 17) determinan fuertemente la condición de la población de patudo. Si no se reduce la ponderación de insumo del tamaño original de las muestras en el modelo para estas pesquerías ( $\lambda = 1$ ), las cantidades de ordenación producidas son pesimistas (multiplicador de  $F = 0,51$ ;  $S_{reciente}/S_{RMS} = 0,2$ ). Este resultado se debe a la dominancia de los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras 15 y 17 (con selectividades logísticas supuestas) al determinar la escala absoluta (el parámetro  $R_0$ ) en el modelo. Una vez contrapesada esta dominancia por una reducción de la ponderación de estos datos ( $\lambda = 0,05$ ), se permite también a otros componentes de datos (principalmente la CPUE palangrera) informar al modelo sobre la escala absoluta ( $R_0$ ). Como resultado, las cantidades de ordenación son más pesimistas (ver perfil de  $R_0$  en la Sección 4.3, Diagnósticos). En la Figura C.5 se ilustra el efecto sobre el multiplicador de  $F$  de asignar diferentes factores de ponderación ( $\lambda$ ) aplicados igualmente a los datos de composición por talla de todas las pesquerías.

### 5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2013, el SBR del atún patudo en el OPO estuvo en aproximadamente 0,22, un 8% más que el nivel correspondiente al RMS.

Se estima que las capturas recientes han sido 3% inferiores al nivel de RMS (Tabla 5.1). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente 5% mayor que el nivel de esfuerzo actual (2010-2012). El RMS del patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de la pesquería palangrera, porque captura individuos más grandes que están cerca del peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a  $F_{RMS}$  (Figura 5.2).

Las cantidades de ordenación son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación. En particular, el multiplicador de  $F$  y  $S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$  son altamente sensibles a los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, las tasas de mortalidad natural adulta supuestas para los dos sexos de patudo, y la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño en el modelo.

## 6. EFECTOS SIMULADOS DE LAS RESOLUCIONES DE CONSERVACIÓN DE ATÚN Y OPERACIONES FUTURAS DE PESCA

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de los efectos de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT implementadas durante 2004-2012 ([C-04-09](#), [C-06-02](#), [C-09-01](#), [C-10-01](#), y [C-11-01](#)), y de cómo los cambios en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías atuneras en el OPO en el futuro podrían simultáneamente afectar la población de atún patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías.

A fin de evaluar los efectos de las resoluciones, se construyó un modelo en el cual el esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) de las distintas pesquerías fue incrementado para simular un escenario en el cual no hubo resoluciones en vigor durante 2004-2012. Comenzando en 2004, este modelo fue entonces proyectado a futuro, usando las series de tiempo de anomalías históricas del reclutamiento estimadas por el modelo de caso base.

Con respecto a las operaciones futuras de pesca, se construyeron diferentes escenarios para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos subyacentes de estos escenarios. Se ejecuta el método mediante la extensión del modelo de evaluación 10 años (40 trimestres) adicionales, con tasas de explotación iguales a 1) el promedio de 2010-2012 y 2)  $F_{\text{RMS}}$ . No se incluyen para estos años futuros de datos de captura o de frecuencia de talla. Se estimaron los reclutamientos correspondientes a los 10 años de la misma forma que el modelo de evaluación, con una penalización logarítmica normal con una desviación estándar desviación de 0,6. Se implementa la incertidumbre en el reclutamiento proyectado como en Maunder *et al.* (2006).

### 6.1. Supuestos acerca de las operaciones de pesca

#### 6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección para investigar la influencia de distintos niveles de esfuerzo de pesca (tasas de mortalidad por pesca) sobre la biomasa de la población y la captura.

Los análisis realizados fueron:

1. Se incrementó el esfuerzo de pesca (tasas de mortalidad por pesca) trimestral durante 2004-2012 para simular un escenario en el cual las resoluciones de conservación de atún de la CIAT C-04-09, C-06-02, C-09-01 y C-11-01 no estuvieron en vigor.
  - a. Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 establecen restricciones sobre el esfuerzo cercoero y las capturas palangreras durante 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre del año en el caso de las pesquerías de cerco, y límite de captura palangrera a los niveles de 2001. Para 2004-2007, se incrementaron un 86% las tasas de mortalidad por pesca de las pesquerías de cerco en el tercer trimestre.
  - b. La Resolución C-09-01, adoptada en 2009, establece medidas más restrictivas que las resoluciones previas: los buques de cerco deben cesar de pescar durante un periodo de 59 días en 2009, 62 días en 2010, y 73 días (12 semanas) en 2011 en el OPO entero, y en la zona desde 96° hasta 110°O entre 4°N y 3°S del 29 de septiembre al 29 de octubre. El escenario «sin resolución» produjo un incremento de 212% de la mortalidad por pesca causada por las pesquerías de cerco en el tercer trimestre de 2009.
  - c. La Resolución C-11-01 establece una veda del OPO de 62 días para los buques de cerco

- durante cada uno de los años de 2010-2013, más la veda de la zona de alta mar, igual que en C-09-01. El escenario « sin resolución » produjo un incremento de 248% de la mortalidad por pesca causada por las pesquerías de cerco en el tercer trimestre de 2009.
- d. Se fija la mortalidad por pesca de la pesquería de palangre en 2004 y años posteriores en la mayor de la mortalidad por pesca actual o la mortalidad por pesca, por trimestre, promediada sobre 2001-2003.
  2. Se fijaron las tasas trimestrales de mortalidad por pesca para cada año en el futuro iguales a las tasas medias durante 2010-2012, para simular que se mantengan las tasas de mortalidad por pesca en los niveles actuales ( $F_{\text{cur}}$ ) – una estrategia de explotación de *estatu quo*. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población si se aproximara el esfuerzo de pesca a los niveles correspondientes al RMS ( $F_{\text{RMS}}$ ).

## 6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros de la biomasa reproductora, el SBR, la captura anual total tomada por las pesquerías de superficie primarias que presuntamente continuarían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura anual total tomada por la flota palangrera (Pesquerías 12-23). Existe probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.6. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe con exactitud la dinámica del sistema, sin tomar en cuenta la variación de la capturabilidad.

### 6.2.1. Tasas actuales de mortalidad por pesca ( $F_{\text{cur}}$ ) – *estatu quo*

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de mortalidad por pesca permanecerían en los niveles promedio de 2010-2012.

Se estima que el SBR aumentó gradualmente desde 2005 y alcanzó un nivel de 0,31 al principio de 2010 (Figura 5.1). Este incremento puede ser atribuido al efecto combinado de tres años consecutivos de reclutamientos anuales superiores al promedio (2004-2006; Figura 4.5b), las resoluciones de conservación de atún de la CIAT durante 2004-2009, y un esfuerzo de pesca palangrero reducido en el OPO (Sección 6.2.3). Independientemente de la continuación de las resoluciones de conservación de la CIAT durante 2010-2012, la tendencia de reconstrucción no fue mantenida a partir de 2010, y el SBR disminuyó gradualmente a su nivel histórico mínimo de 0,22 al principio de 2013. Esta disminución puede ser explicada por una serie de reclutamientos predominantemente inferiores al promedio en los últimos años (2007-2012; Figura 4.5b). De hecho, una simulación realizada bajo el supuesto de reclutamientos medios desde 2004, cuando comenzaron las resoluciones de la CIAT, señala que la disminución del SBR a partir de su pico en 2010 hubiera sido mucho menor, y que el SBR se hubiera estabilizado por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.5).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten niveles medios de reclutamiento, se predice que el SBR seguirá disminuyendo y alcanzará un nivel mínimo histórico de 0,19 para 2015 (Figura 6.1a). Posteriormente, se predice que el SBR aumentará gradualmente y se estabilizará alrededor de 2018 en aproximadamente 0,21, muy cerca del nivel correspondiente al RMS. Bajo el escenario de *estatu quo* y el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento, se predice que las capturas cerqueras aumentarán a partir de 2013-2015 y luego se estabilizarán alrededor de 71.000 t en 2016 (Figura 6.3a, panel superior). Se predice que, con el esfuerzo actual, las capturas palangreras disminuirán ligeramente a alrededor de 32.000 t en 2015 y luego aumentarán y se estabilizarán en aproximadamente 35.000 t en 2020 (Figura 6.3a, panel inferior). Si se incluye una relación población-reclutamiento, las capturas de las pesquerías de superficie y palangreras se estabilizarán en niveles más bajos, en aproximadamente 66.000 y 33.000 t, respectivamente (Figura 6.3a). Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuye la abundancia. Si la

capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que aquellas aquí predichas.

#### **6.2.2. Tasas de mortalidad por pesca en RMS ( $F_{RMS}$ )**

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es el objetivo de ordenación especificado por la Convención de la CIAT. A fin de evaluar el impacto sobre la población de patudo de una estrategia de explotación que apunta al RMS, se proyectó la población 10 años al futuro, suponiendo tasas de mortalidad por pesca (esfuerzo de pesca) correspondientes al RMS ( $F_{RMS}$ ). Las capturas proyectadas para las pesquerías tanto de superficie como palangreras en  $F_{RMS}$  se estabilizan en aproximadamente los mismos niveles obtenidos en  $F_{cur}$  (menos de 1.000 t de diferencia; Figura 6.3a). Los niveles de SBR a largo plazo que se obtendrían si persistieran las mortalidades por pesca actuales en el futuro (0,22) son tan sólo ligeramente mayores que aquellos correspondientes al RMS (0,20) (Figura 6.4).

#### **6.2.3. Efecto de las resoluciones de conservación del atún de la CIAT**

Una comparación de la biomasa reproductora predicha con y sin las restricciones de las resoluciones señala diferencias sustanciales (Figuras 6.4 y 6.6). Sin el efecto de las resoluciones desde 2004 hasta 2012, el SBR hubiera disminuido a mucho por debajo del nivel correspondiente al RMS (0,2). Las proyecciones a futuro que suponen condiciones de escenario «sin resoluciones» y reclutamiento medio indican que el SBR disminuiría y se estabilizaría en aproximadamente 0,08, nivel que no produciría el RMS. Las simulaciones que usan un reclutamiento medio desde 2004 señalan que el reclutamiento contribuyó al incremento de la biomasa reproductora a fines de la década de 2000, pero fue menor comparado con las acciones de ordenación (Figura 6.5). Las simulaciones señalaron además que la disminución reciente de la biomasa reproductora se debe parcialmente a un reclutamiento más bajo.

#### **6.2.4. Análisis de sensibilidad**

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población se encuentra sustancialmente por debajo de  $SBR_{RMS}$  y que permanecerá en este nivel con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

### **6.3. Resumen de los resultados de la simulación**

Es probable que, con los niveles actuales de esfuerzo, la población permanezca por encima del nivel correspondiente al RMS.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podría resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

## **7. DIRECCIONES FUTURAS**

### **7.1. Obtención de información nueva y actualizada**

El personal de la CIAT tiene la intención de continuar consiguiendo datos de captura, esfuerzo, y composición por talla de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se incorporarán datos actualizados y nuevos en la próxima evaluación de la población.

El personal de la CIAT continuará compilando datos de captura, esfuerzo y composición por talla de las pesquerías palangreras que operan en el OPO. En particular, procurará obtener datos de pesquerías recién desarrolladas y crecientes.

### **7.2. Refinamientos del modelo y los métodos de evaluación**

El personal de la CIAT continuará desarrollando el modelo de evaluación *Stock Synthesis* (Versión 3) para el atún patudo en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique *Stock Synthesis* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Determinar la ponderación apropiada de los distintos conjuntos de datos;
2. Incluir los datos de marcado disponibles en la evaluación;
3. Explorar supuestos alternativos sobre la estructura de la población (análisis espacial);
4. Investigar la necesidad de selectividades logísticas;
5. Mejorar las estimaciones del crecimiento a medida que se recuperen más atunes patudo grandes marcados;
6. Investigar posibles discrepancias en ciertos datos de composición por talla.

# **ANALYSES OF JAPANESE LONGLINE OPERATIONAL-LEVEL CATCH AND EFFORT DATA FOR BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN**

Cleridy E. Lennert-Cody, Hiroaki Okamoto and Mark N. Maunder

## **SUMMARY**

Analyses of operational-level longline data for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean were conducted to study the effects of differences in fishing efficiency among vessels on the estimated long-term trend in the index of relative abundance. Results suggest that when differences in fishing efficiency among vessels are taken into consideration, the long-term trend in the index is slightly more pessimistic. This result is consistent with findings of similar analyses of data for bigeye from the western Pacific Ocean. Inspection of residuals from the standardization models suggests that incorporation of environmental variables, and terms for interactions between the number of hooks between floats and location and environment, may help to improve model fit.

## **1. BACKGROUND**

Trends in longline catch-per-unit-effort (CPUE) are a very important driver in the bigeye and yellowfin tuna assessment of the eastern Pacific Ocean (EPO) (Aires-da-Silva and Maunder 2012, and references therein). In recent years concerns about possible trends in catchability due to improved vessel performance have been raised. Recent analyses of Japanese operational-level longline data from the western Pacific Ocean (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle and Okamoto 2011) have identified differences in fishing efficiency among vessels previously not accounted for in the generalized linear models (GLMs) used for estimation of indices of relative abundance. To explore the extent to which similar changes in vessel efficiency also may be occurring in the EPO, an exploratory analysis of Japanese operational-level longline data for bigeye from the EPO was conducted and is presented herein. These analyses were patterned after studies of data from the western Pacific Ocean (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle and Okamoto 2011) to allow for comparability.

## **2. DATA AND DATA PREPARATION**

By-set Japanese longline data for 1975-2011 were used in these analyses to be consistent with the current time period for the EPO bigeye stock assessment (Aires-da-Silva and Maunder, 2012). The data were originally structured in two data files, one for 1975-1993 and one for 1994-2011. Each record in the data files represented an individual longline set. The data fields were: year, month and day of the set; the latitude and longitude of the set ( $1^{\circ}$  resolution); the Japanese vessel name; the call sign of the vessel; the start date of the trip; the tonnage of the vessel; the fishing category of the vessel (offshore and distant-water); the license number of the vessel; the target species group of the set (swordfish, shark, other including tunas); the longline characteristics (mainline material, branchline material, bait type, number of hooks between floats; number of hooks on the longline); catch in numbers of each tuna species (albacore, bigeye, yellowfin). Not all variables were available throughout the entire time period. In particular, call sign information was only available beginning in 1979, bait information was only available for 1975-1993, and longline material information was only available beginning in 1994.

These Japanese longline operational data were used in this study under the following conditions:

1. The usage of the data is strictly limited to the purpose of this collaborative work;
2. The data can be used only during this collaborative work;
3. The participant can use the data only on the personal computer prepared by Japanese scientists of NRIFSF, and any copy of the data from the computer is not permitted; and

4. Any document or presentation derived from the result of this collaborating work should be consulted beforehand to the Japanese Fishery Agency and NRIFSF scientists.

Data processing included recoding of missing values, removing records with unusual data, and creating several derived variables. All data processing was done in R (R Development Core Team, 2012). Missing values were re-coded from “.” (or 0 for trip start date) to NA for the following variables: number of hooks between floats, tonnage of the vessel, vessel call sign, vessel license, and trip start date. The fishing category of the vessel was re-coded for the 1975-1993 period to be consistent with the code values used in 1994-2011. Records with unusual values in several variables were identified and deleted: day of the month greater than 31, number of hooks between floats less than 3 or greater than 30, and total number of hooks on the longline greater than 6000. Duplicate records for the same set were removed. Duplicate records were identified as those records with the same date and location of fishing for the same vessel call sign and Japanese vessel name and year. For the 1975-1993 period there were 1,118 such records out of 895,170 (0.12%), and 65 records out of 645,859 (0.01%) for the 1994-2011 period.

The data set also was trimmed prior to analysis to exclude: records with missing data in key fields (call sign, vessel name, trip start date, number of hooks between floats and total number of hooks), records for sets outside the EPO (longitude west of 150°W, latitude north of 40°N or south of 40°S), and records from vessels that were not distant-water vessels (vessels other than distant-water vessels were likely research and training vessels). This limited the data set to the time period 1979-2011, primarily because vessel call sign was not available before 1979. The data processing reduced the number of total records from 1,748,019 to 1,424,871. For this trimmed data set, the following new variables were created: year-quarter, 5° area indicator.

Several data summaries and analyses reference the most recent IATTC stock assessment areas for bigeye, which are shown in Figure 1.

### **3. SUMMARIES OF GEAR, FLEET AND CATCH CHARACTERISTICS**

The number of hooks between floats showed considerable temporal and spatial structure (Figures 2-4). The median number of hooks between floats increased from 10 to about 15 between 1979 and 1994, and has increased slightly to 17 in recent years (Figure 2). Since 1994, when information on longline material was first available, the number of hooks between floats has been less variable among sets with nylon mainline and branchlines (which is the dominant material combination) than for sets with mainlines and branchlines of “other” materials (Figure 3). Fewer hooks between floats were used in the more temperate areas of the EPO as compared to the more tropical equatorial regions (Figure 4), and thus the temporal changes in hooks between floats have varied spatially across the EPO.

The median number of hooks per longline set has also varied somewhat through time, generally increasing over the period 1979-2011 (Figure 5). In addition, the variability in number of hooks per longline set about the median shows temporal structure.

The time period of data representing each unique value of call sign (assumed to uniquely identify individual vessels) is shown in Figure 6. There were 1,265 unique values of call sign for the 1979-2011 period. Call sign values in Figure 6 are ordered according to the date of the most recent data in the data set and then the date of the earliest data in the data set, and thus, at the bottom of the figure is shown the reporting history for the vessels representing the recent fishery.

Spatial-temporal changes in catch composition within the EPO were clearly visible over a wide range of scales for the three catch species (bigeye, yellowfin, and albacore; Figures 7-9). In general, the vast majority of sets in most regions of the EPO caught at least some amount of bigeye. However, overall decreases in CPUE can be seen across the fishery for both bigeye and yellowfin for the last decade as compared to the fishery in the 1980s and 1990s. As compared to the rather spatially consistent annual pattern for albacore, spatial pattern in catch rates for bigeye and yellowfin varied from year to year and were often contrasting, with areas of higher catch rates of bigeye being areas of lower catch rates for

yellowfin.

The frequency distribution of bigeye catch per set (in numbers) is skewed towards large values, with only a few percent of the sets having no catch (Figure 10). The frequency distribution of bigeye caught per hook (Figure 11) suggests occasional rounding of numbers of fish and numbers of hooks, but has a similar overall shape to that of catch per set.

#### 4. ANALYSIS OF TRENDS IN BIGEYE TUNA CPUE, WITH AND WITHOUT CALL SIGN EFFECT

Analyses of the effect of differences in fishing efficiency among vessels on the estimates of bigeye relative abundance indices were conducted separately for each of the four IATTC stock assessment areas (Figure 1). For practical reasons, the analyses were limited to the data of vessel call signs that were well represented: within each area, the data were limited to those call signs within the upper 25% of sets per call sign. The amount of data available by area is shown in Table 1. Given the shape of the overall frequency distribution of bigeye catches (Figures 10-11), negative binomial models (bigeye counts) and lognormal models (bigeye CPUE) were used for these data.

The following linear (“LM”; equations (1)-(2) below) and generalized linear (negative binomial, “NB”; equations (3)-(4) below) models were fitted to the data by area:

1.  $\log(\text{CPUE} + 0.0002) = \text{constant} + \text{year-quarter effect} + 5^\circ \text{ area effect} + f(\text{hooks between floats})$
2.  $\log(\text{CPUE} + 0.0002) = \text{constant} + \text{year-quarter effect} + 5^\circ \text{ area effect} + f(\text{hooks between floats}) + \text{call sign effect}$
3.  $\log(\mu) = \text{constant} + \beta \cdot \log(\text{number of hooks}) + \text{year-quarter effect} + 5^\circ \text{ area effect} + f(\text{hooks between floats})$
4.  $\log(\mu) = \text{constant} + \beta \cdot \log(\text{number of hooks}) + \text{year-quarter effect} + 5^\circ \text{ area effect} + f(\text{hooks between floats}) + \text{call sign effect}$

where  $\mu$  is the mean bigeye catch (count),  $\beta$  the slope corresponding to the linear term  $\log(\text{number of hooks})$ , and  $f$  represents a natural spline smooth of degree 6. The LM model was not fitted to the data of Area 1 because of the large percentage of sets with 0-valued bigeye catches (Table 1). For comparison to the NB results, a Poisson GLM was also fitted to the data of Area 2. The form of the models above was selected to be consistent with analyses for the western Pacific Ocean (Hoyle *et al.* 2010). To provide more information on the relationship between hooks and catch,  $\log(\text{number of hooks})$  was included in the model as a linear term, not as an offset, thereby obtaining an estimate of the slope coefficient (rather than assuming a value of 1.0). In addition, in some areas (see Table 2) model run time for the NB GLM was extremely slow when estimating the scale parameter ( $\theta$ ) for the model with a call sign effect. In such cases, the model was fitted with the value of  $\theta$  from the model without a call sign effect. Future work could focus on improvements to these models (see also below).

Based on the Akaike Information Criterion (AIC), adding a call sign effect to the models improved model fit for all of the models considered (Table 3). The year-quarter effect coefficients from the NB GLMs, by area, are shown in Figures 12-15. In Area 1, there was little difference in year-quarter effect coefficients from models with and without call sign effects. For Areas 2-4, the year-quarter effect coefficients from models with a call sign effect were slightly smaller than those from models without a call sign effect, beginning in the early 1990s through 2011.

Differences between year-quarter effect coefficients of models with and without a call sign effect, by area, were summarized as the ratio of mean-standardized year-quarter effect coefficients,  $r$ :

$$r_i = \frac{\frac{\gamma_{i\_without}}{\bar{\gamma}_{\_without}}}{\frac{\gamma_{i\_with}}{\bar{\gamma}_{\_with}}}$$

where  $\gamma_{i\_*}$  is  $\exp(i^{\text{th}}$  year-quarter effect coefficient) (at  $i=1$ , the coefficient value was set to 0) and  $\bar{\gamma}_{\_*}$  is the mean of the exponentiated coefficients (mean over  $i$ ). The time series of  $r$  are summarized in Figure 16 for the NB GLM. By area, the time series were similar for the LM (not shown) and NB GLM (and Poisson GLM, not shown) models, with no long-term trend in Area 1 and long-term trends in Areas 2-4. In Areas 2-4, the time of transition from  $r < 1.0$  to  $r > 1.0$  varied somewhat by area, but in all three areas the transition occurred in the early to middle 1990s. The amplitude of the departure (+/-) of  $r$  from 1.0 also differed by area, with the smallest positive and negative amplitudes occurring in Area 3.

Standardized trends for bigeye from NB GLM models, with and without a call sign effect, were computed for Area 2 (Figure 17). Area 2 was selected because the NB GLM had the best fit to the data of that area (based on inspection of diagnostic plots, although improvements to the model could be made; see Figure 18) and Area 2 has been one of the dominant fishery areas within the EPO. The standardized trend from the model with a call sign effect suggests a slightly greater decreasing trend from 1979 to 2011 as compared to that from the model without a call sign effect. These standardized trends are based on partial dependence (Hastie *et al.* 2009), which summarizes the effect of year-quarter on catch amount, having accounted for the average effects of the other variables in the model.

## 5. DISCUSSION AND FUTURE WORK

In general, accounting for differences in fishing efficiency among vessels (inclusion of a call sign effect) in the estimation of year-quarter indices for the EPO (Figures 16-17) had a similar effect as that seen for the western Pacific Ocean (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle and Okamoto 2011). In three of the four EPO stock assessment areas, the ratio of mean-standardized year-quarter coefficients showed smoothly varying trends, transitioning from increasing to decreasing fishing power around the mid-1990s. Similarly, for Area 2, the only stock assessment area of the EPO for which a standardized index was computed, the standardized trend based on a model with a call sign effect tended to be slightly more pessimistic than the trend from a model without a call sign effect. An analysis of residuals from the model fitted without a call sign effect indicated that for some call signs there was a temporal trend in the residuals over the time period fishing activity (Figure 19). Thus, if further work on fishing power is undertaken, the models might be improved by allowing for simple trends by call sign, instead of assuming that any change in fishing power through time was constant (as is done in the models described above).

Addressing spatial misfit in the standardization model may be, however, more important than modeling vessel-specific differences in fishing power. Even with a call sign effect, the fit of the NB GLM to the data indicated shortcomings (Figure 18). The same was true of the LM and Poisson models (not shown). This lack of fit may be due to a misspecification of the distributional aspect of the model or to a misspecification of the mean structure (or both). Annual maps of residuals from the NB GLM model with a call sign effect for Area 2 showed spatial structure which varied by year, perhaps indicating that the model for the mean structure might be improved by added environmental predictors (*e.g.*, SST and mixed layer depth), in addition to predictors capturing smaller-scale spatial differences in gear use (*e.g.*, interactions between the number of hooks between floats and location and environment) and indicators of targeting. Spatial structure in the number of hooks between floats, on both large scales (Figure 4) and small scales (not shown), was evident in the operational-level data. Previous studies (*e.g.*, Maunder *et al.* 2006) have illustrated the importance of considering smaller-scale spatial (habitat) effects. Negatively-correlated spatial structure among catch species was visible over several scales in the data of the present study, although it is not clear that this structure relates to spatial patterns in targeting. Trends in targeting are also being studied in the western Pacific Ocean longline fishery (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle and

Okamoto 2011). Addressing these issues may require specifying the standardization models as generalized additive models instead of GLMs.

## ACKNOWLEDGMENTS

Special thanks to the NRIASF for granting access to the operational-level data, to our Japanese colleagues for their assistance and hospitality in Shimizu, and to Simon Hoyle for helpful discussions.

## REFERENCES

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2012. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future. In: IATTC Stock Assessment Report 13. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-13-BETENG.pdf>
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J. 2009. The Elements of Statistical Learning, Second Edition. Springer.
- Hoyle, S. D., Shono, H., Okamoto, H. and Langley, A.D. 2010. Analysis of Japanese longline operational catch and effort for bigeye tuna in the WCPFC. Document WCPFC-SC6-2010/SA-WP-02.
- Hoyle, S.D. and Okamoto, H. 2011. Analyses of Japanese longline operational catch and effort for bigeye and yellowfin tuna in the WCPFC. Document WCPFC-SC7-2011/SA IP-01.
- Maunder, M.N., Hinton, M.G., Bigelow, K.A. and Langley, A.D. 2006. Developing indices of abundance using habitat data in a statistical framework. Bulletin of Marine Science 79:545-559.
- 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/>

**TABLE 1.** Information of the data sets used in the LM and NB GLM (Poisson GLM) analyses.**TABLA 1.** Información de los conjuntos de datos usados en los análisis ML y MLG NB (Poisson MLG).

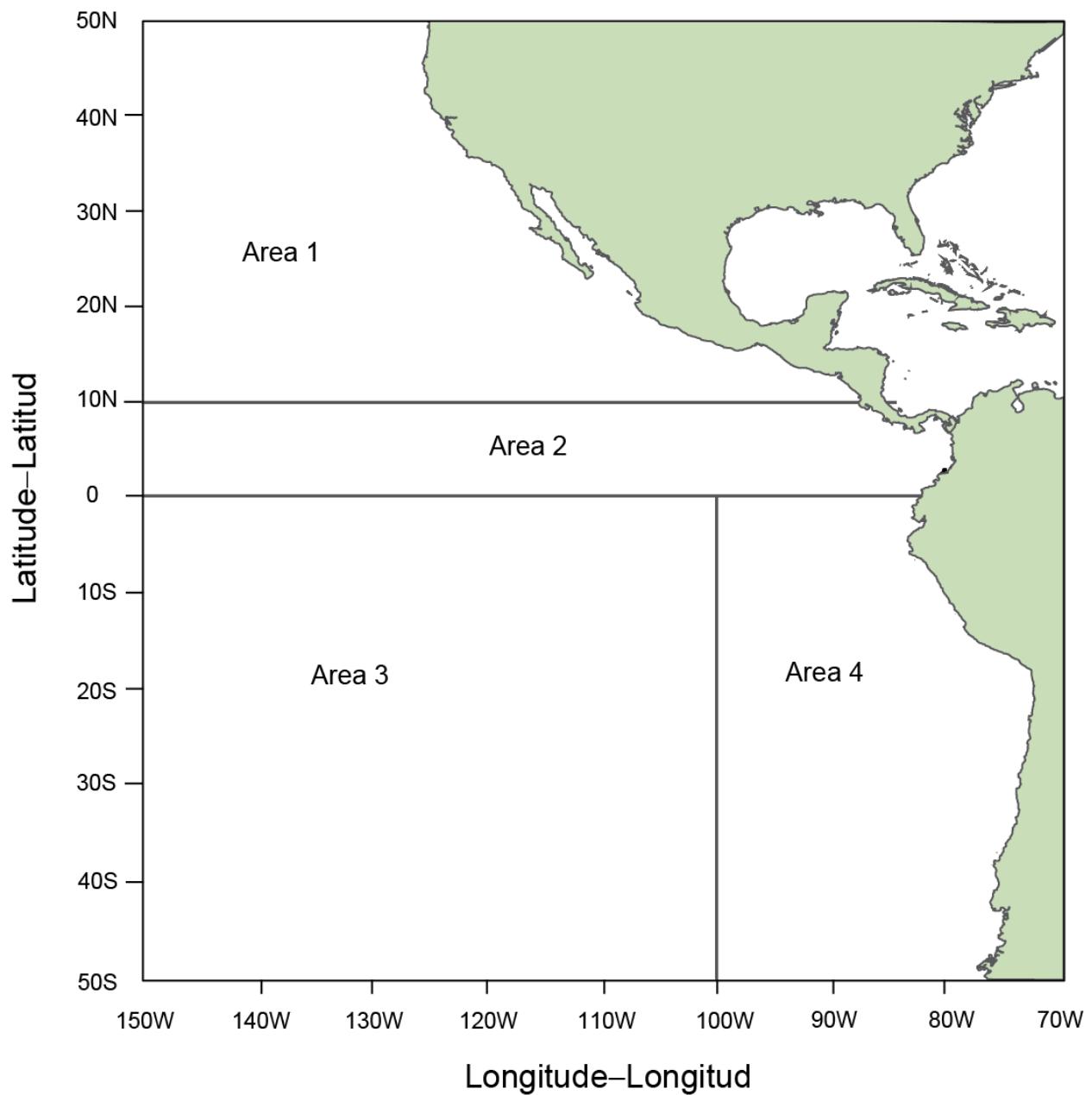
	# records used for analysis	% records retained	% BET catch retained	% records with no BET catch	# unique vessel call signs	Minimum number of records per call sign
	# registros usados para análisis	% registros retenidos	% captura de patudo retenido	% registros sin captura de patudo	# señales de llamada únicas	Número mínimo de registros por señal de llamada
Area 1	89277	72.3	74.0	8.8	187	211
Area 2	196096	66.7	65.1	2.4	274	367
Area 3	486975	72.5	63.0	0.9	268	1031
Area 4	171386	66.5	67.8	3.1	194	429

**TABLE 2.** Estimates of NB scale parameter ( $\theta$ ) and of the coefficient for log(number of hooks), from the NB GLMs, with and without call sign effect. Dashes indicate estimate not obtained.**TABLA 2.** Estimaciones del parámetro de escala NB ( $\theta$ ) y del coeficiente de log(número de anzuelos), de los MLG NB, con y sin efecto de señal de llamada. Los trazos indican estimación no obtenida.

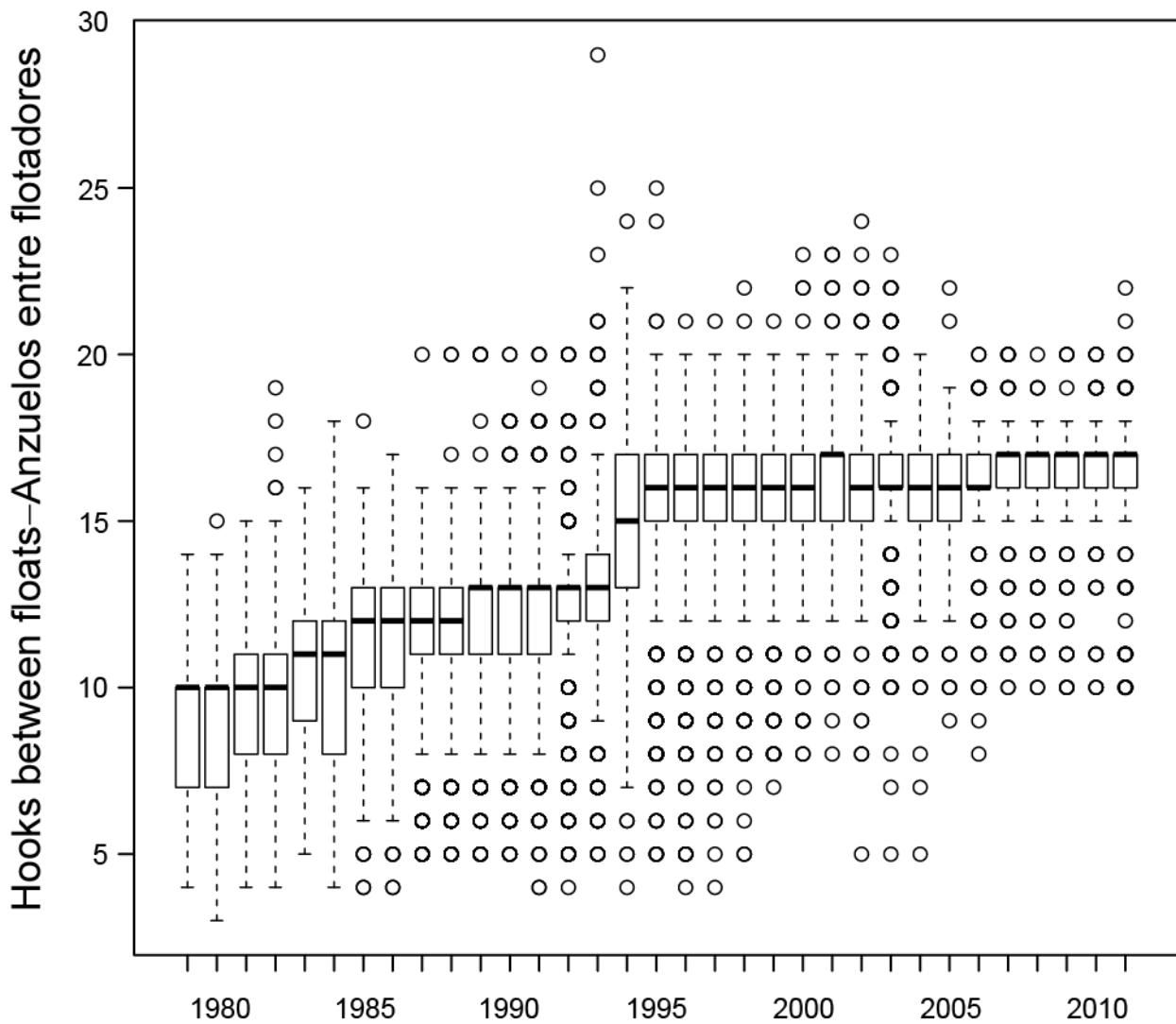
	$\theta$ , without call sign effect	$\theta$ , with call sign effect	log(hooks) coefficient, without call sign effect	log(hooks) coefficient, with call sign effect
	$\theta$ , sin efecto de señal de llamada	$\theta$ , con efecto de señal de llamada	coeficiente log(anzuelos), sin efecto de señal de llamada	coeficiente log(anzuelos), con efecto de señal de llamada
Area 1	2.348831	-----	0.4198282	0.4736601
Area 2	1.70188	1.747699	0.1455818	0.1081811
Area 3	2.974777	-----	0.193419	0.2679528
Area 4	1.84593	1.920904	0.2025275	0.2473667

**TABLE 3.** AIC values and difference in AIC for models with and without call sign effect.**TABLA 3.** Valores de AIC y diferencia en AIC para modelos con y sin efecto de señal de llamada.

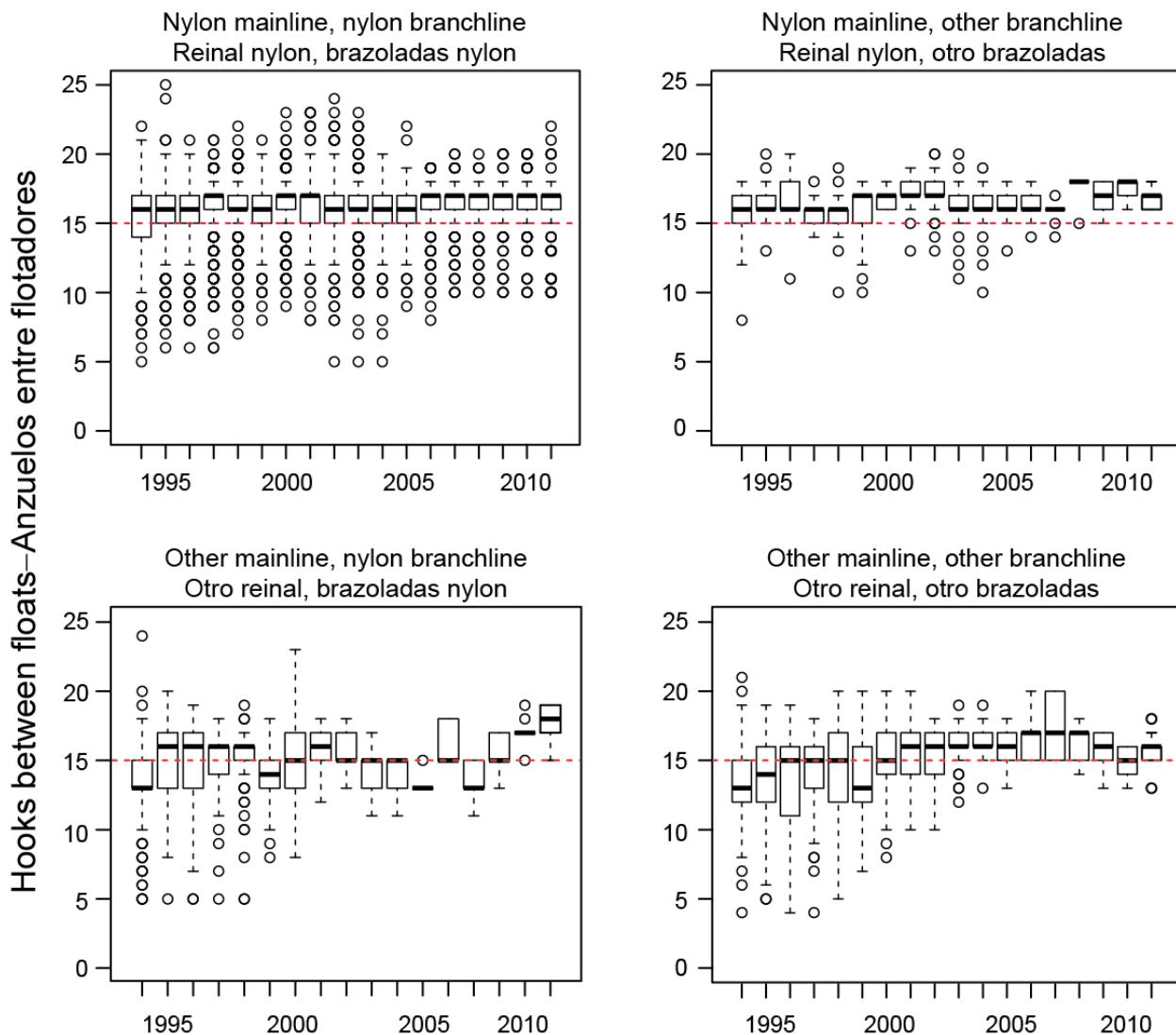
	AIC, without call sign effect	AIC, with call sign effect	Difference in AIC (without – with)
	AIC, sin efecto de señal de llamada	AIC, con efecto de señal de llamada	Diferencia en AIC (sin – con)
LM—ML			
Area 2	545059.2	541545.3	3513.9
Area 3	1073220	1062439	10781
Area 4	451519.5	445699.6	5819.9
NB GLM—MLG NB			
Area 1	674408.6	668326.5	6082.1
Area 2	1535008	1530663	4345
Area 3	3499973	3488086	11887
Area 4	1338387	1332510	5877



**FIGURE 1.** Map of the most recent IATTC stock assessment areas for bigeye tuna.  
**FIGURA 1.** Mapa de las áreas de evaluación del atún patudo más recientes de la CIAT.

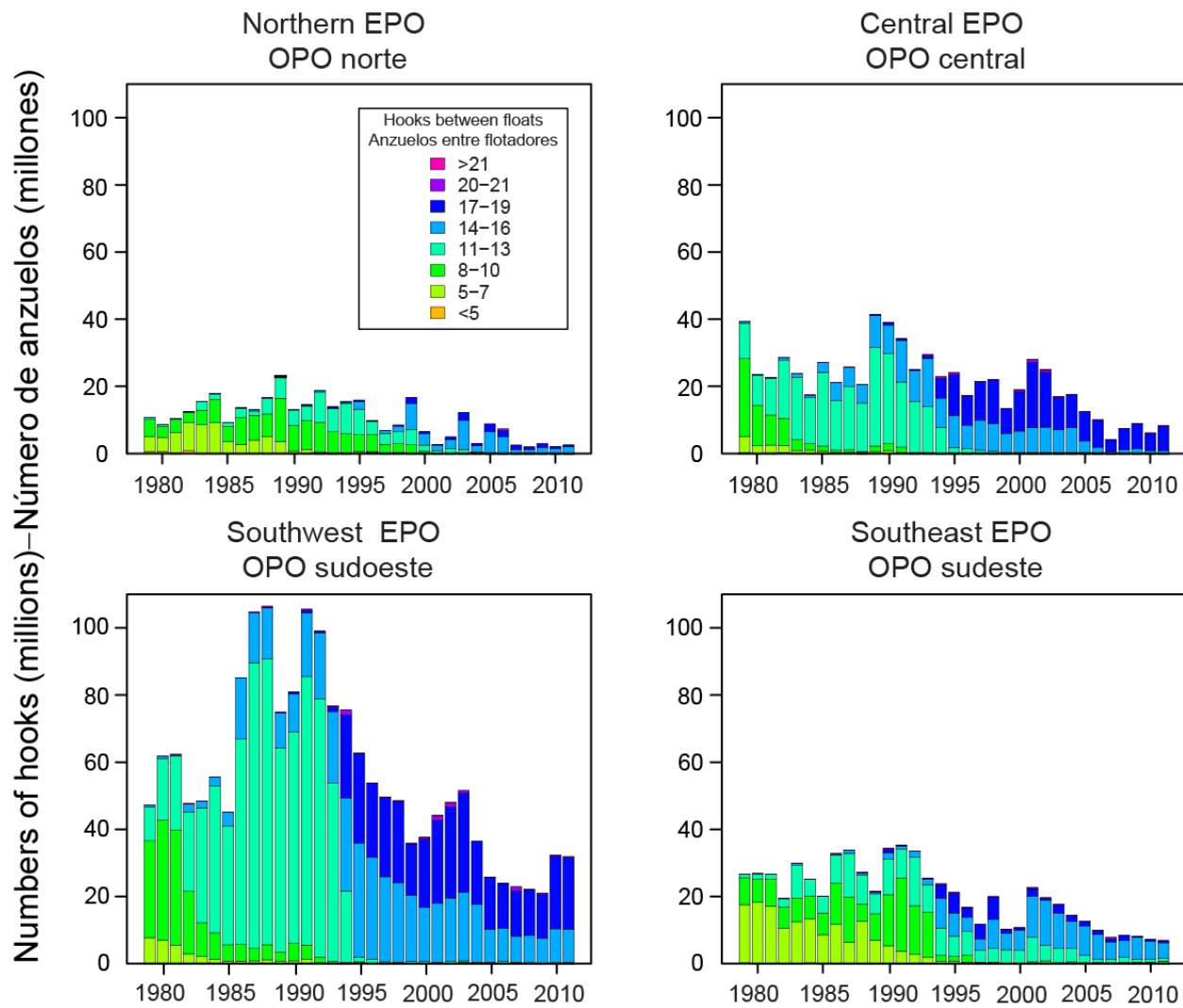


**FIGURE 2.** Box-and-whisker plots of the number of hooks between floats by year for 1979-2011.  
**FIGURA 2.** Gráficas de caja y bigote del número de anzuelos entre flotadores por año durante 1979-2011.



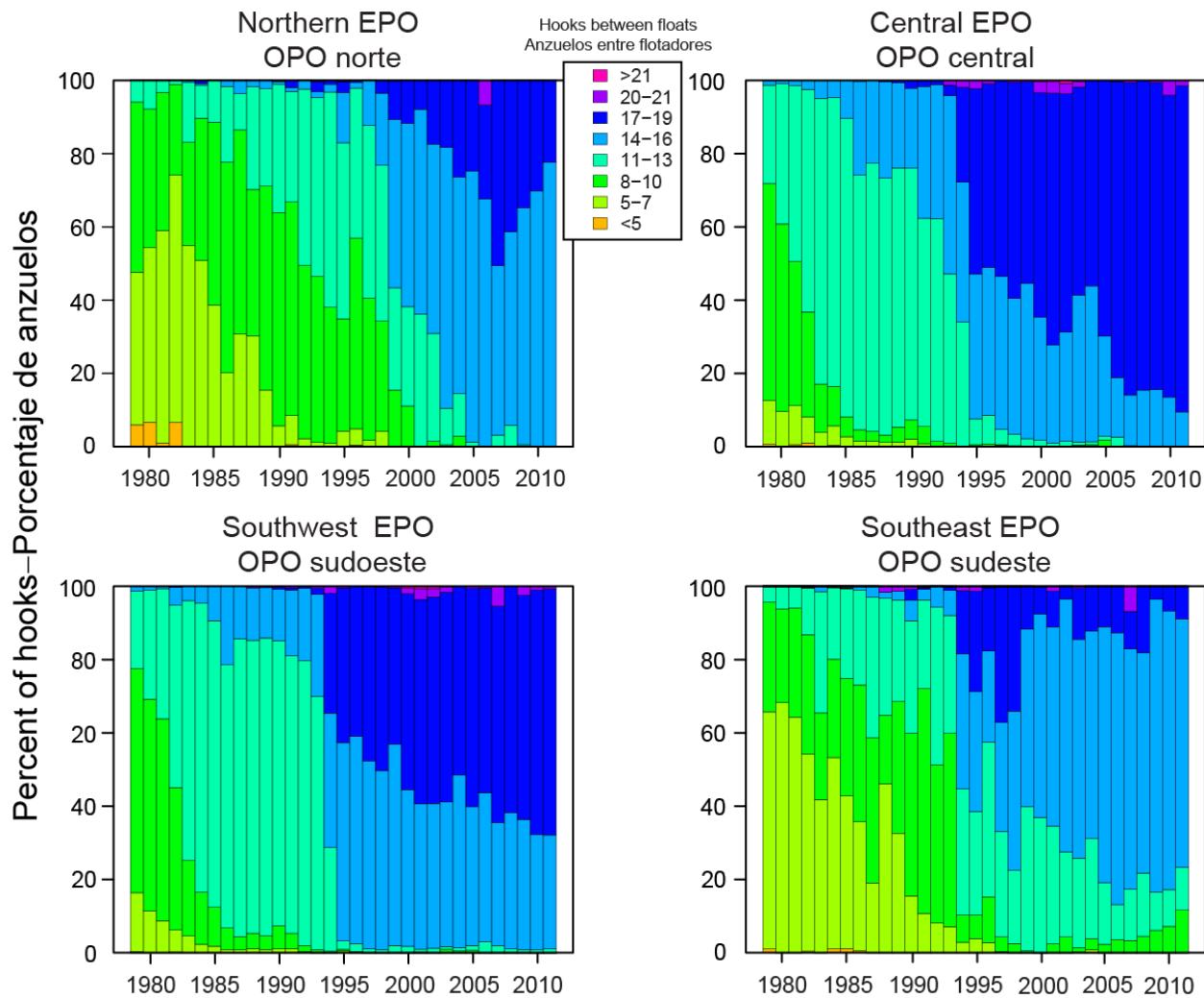
**FIGURE 3.** Relationship between the number of hooks between floats and mainline and branchline materials since 1994. Pooled over years, the percentage of sets with the following mainline-branchline material combinations was: 77.4% for nylon-nylon (upper left panel); 3.7% for nylon-other material (upper right panel); 5.3% other material-nylon (lower left panel); 12.9% for other material-other material (lower right panel).

**FIGURA 3.** Relación entre el número de anzuelos entre flotadores y material del reinal y brazoladas desde 1994. Agrupados para todos los años, el porcentaje de lances con las siguientes combinaciones de material reinal-brazolada fue: 77,4% nylon-nylon (panel superior izquierdo); 3,7% nylon-otro material (panel superior derecho); 5,3% otro material-nylon (panel inferior izquierdo); 12,9% otro material-otro material (panel inferior derecho).



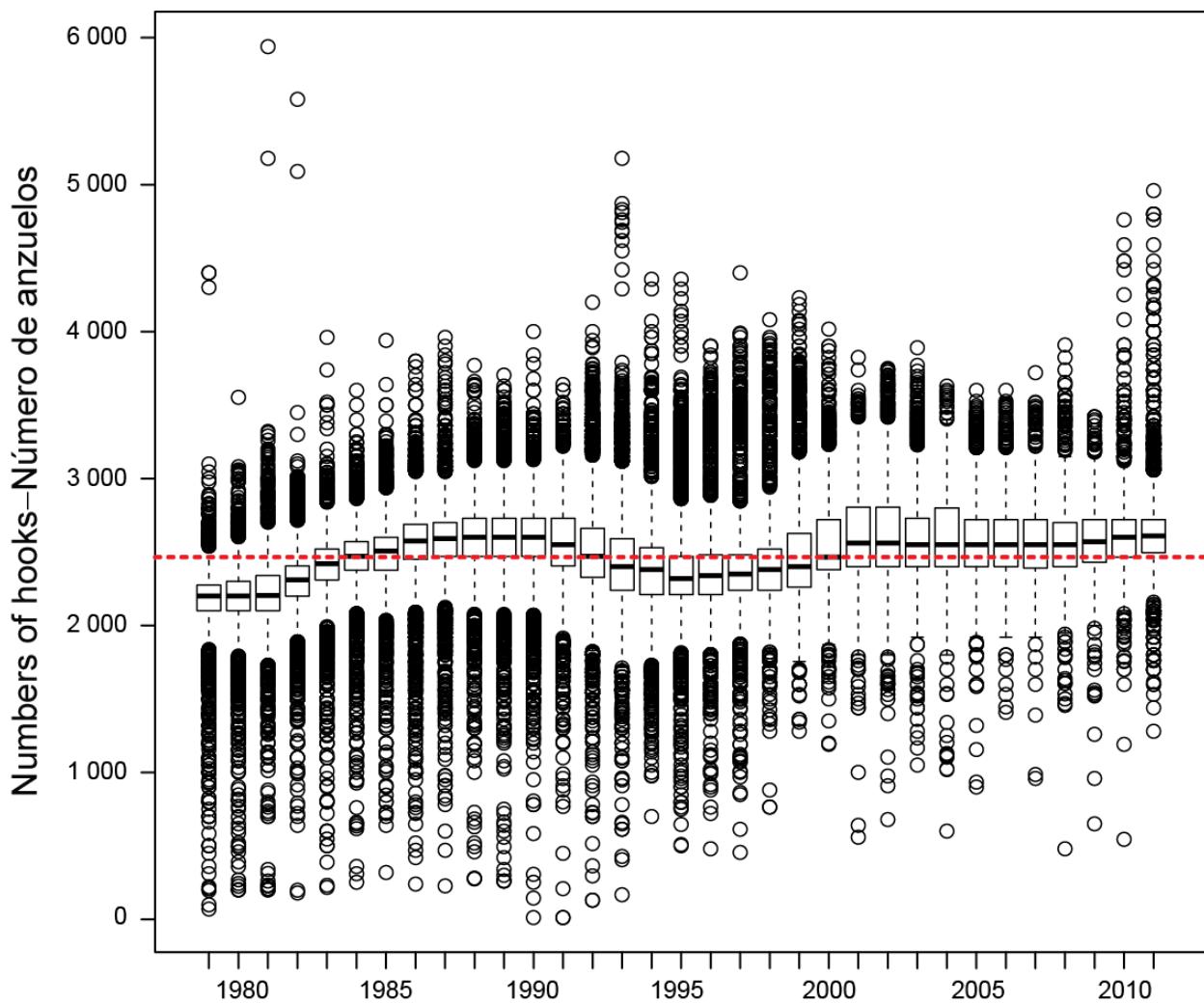
**FIGURE 4a.** Change in the number of hooks between floats by stock assessment area (Figure 1) and year, in millions of hooks.

**FIGURA 4a.** Cambio en el número de anzuelos entre flotadores por área de evaluación (Figura 1) y año, en millones de anzuelos.



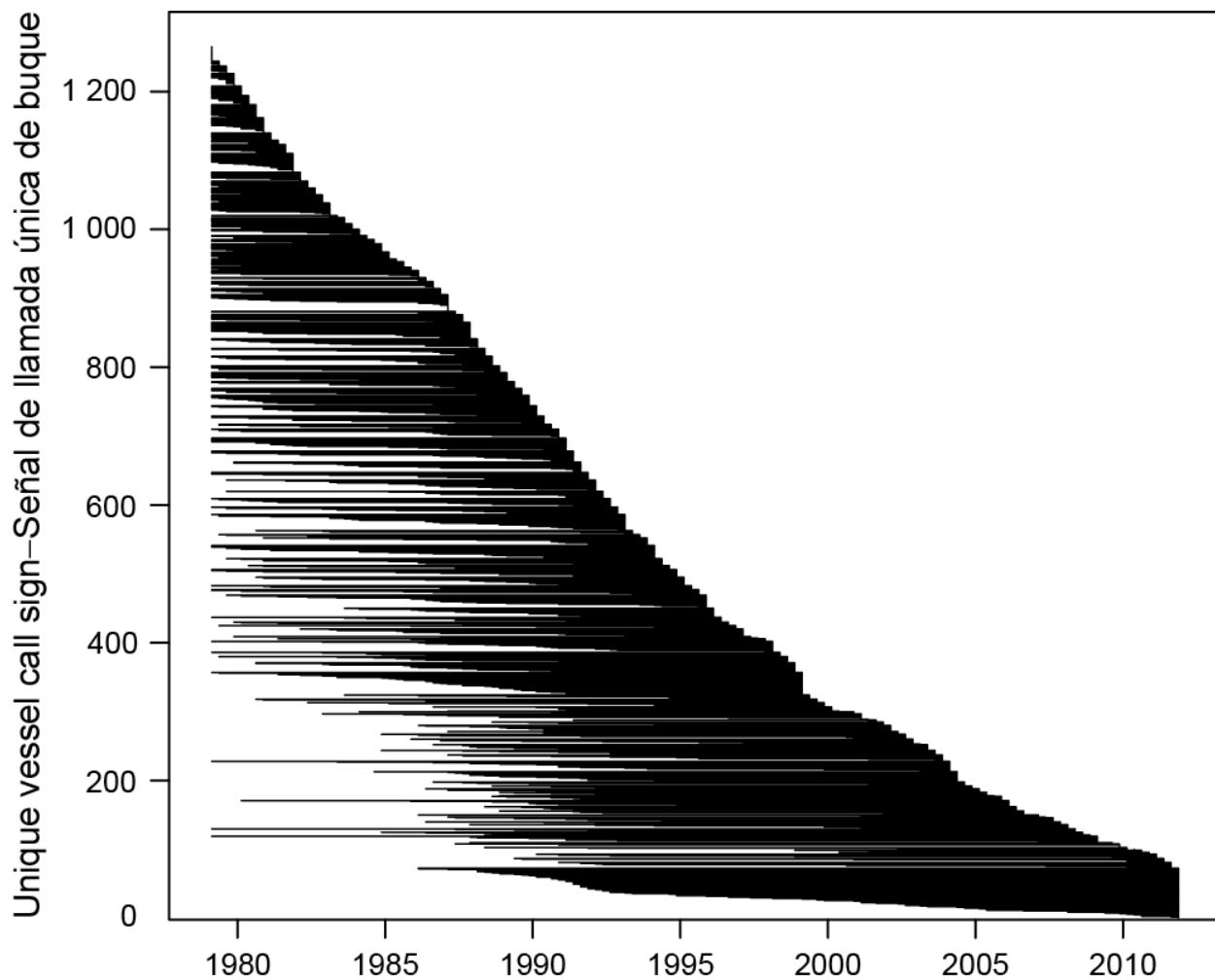
**FIGURE 4b.** Change in the number of hooks between floats by stock assessment area and year, in percent hooks (*i.e.*, same as Figure 4a, but in percent).

**FIGURA 4b.** Cambio en el número de anzuelos entre flotadores por área de evaluación de poblaciones y año, en porcentaje de anzuelos (es decir, igual que la Figura 4a, pero en porcentaje).



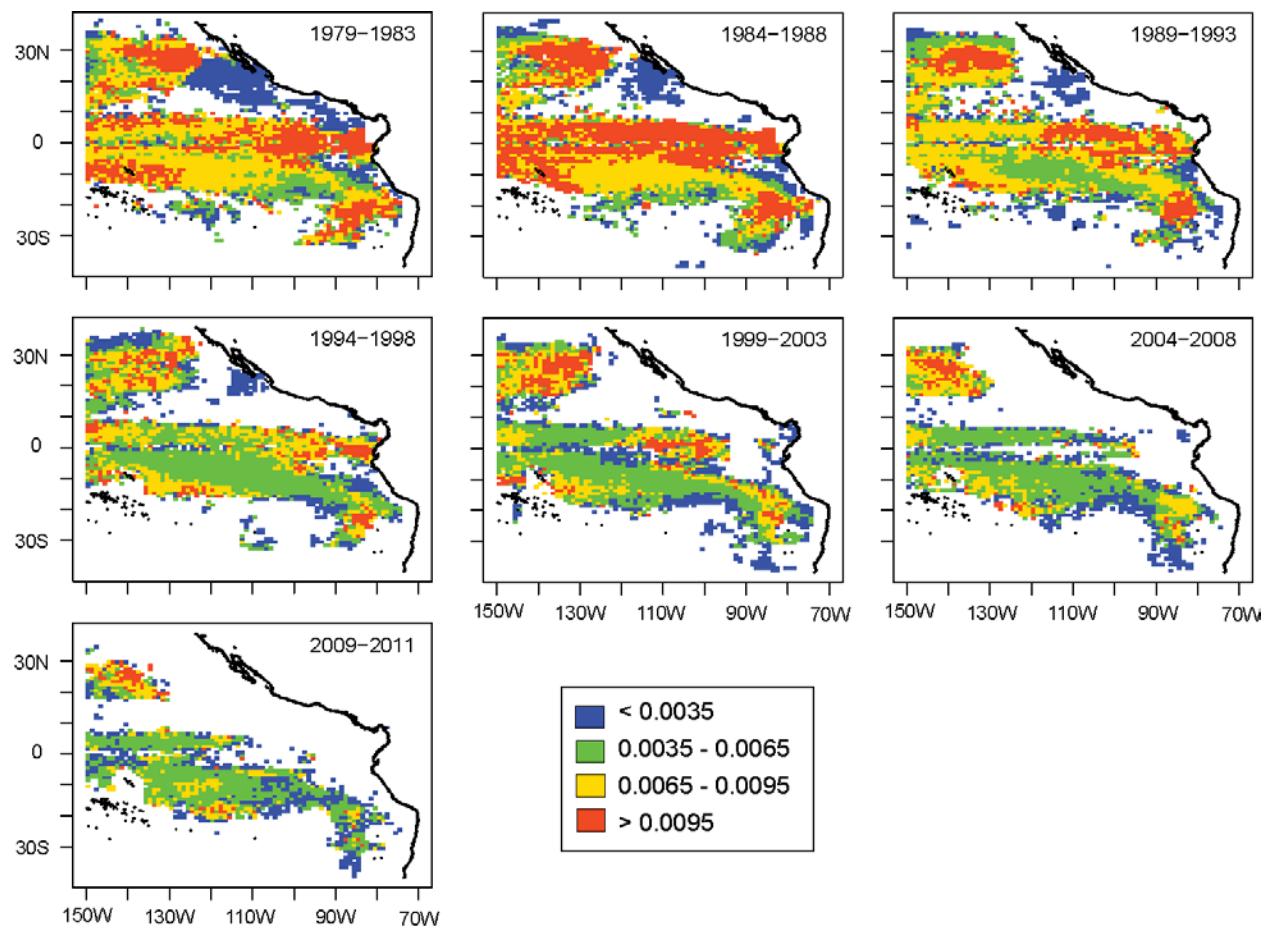
**FIGURE 5.** Box-and-whisker plots of the number of hooks per set, by year, for 1979-2011. Red dashed line is the overall median number of hooks per set.

**FIGURA 5.** Gráficas de caja y bigote del número de anzuelos por lance, por año, durante 1979-2011. La línea de trazos roja representa la mediana general del número de anzuelos por lance.

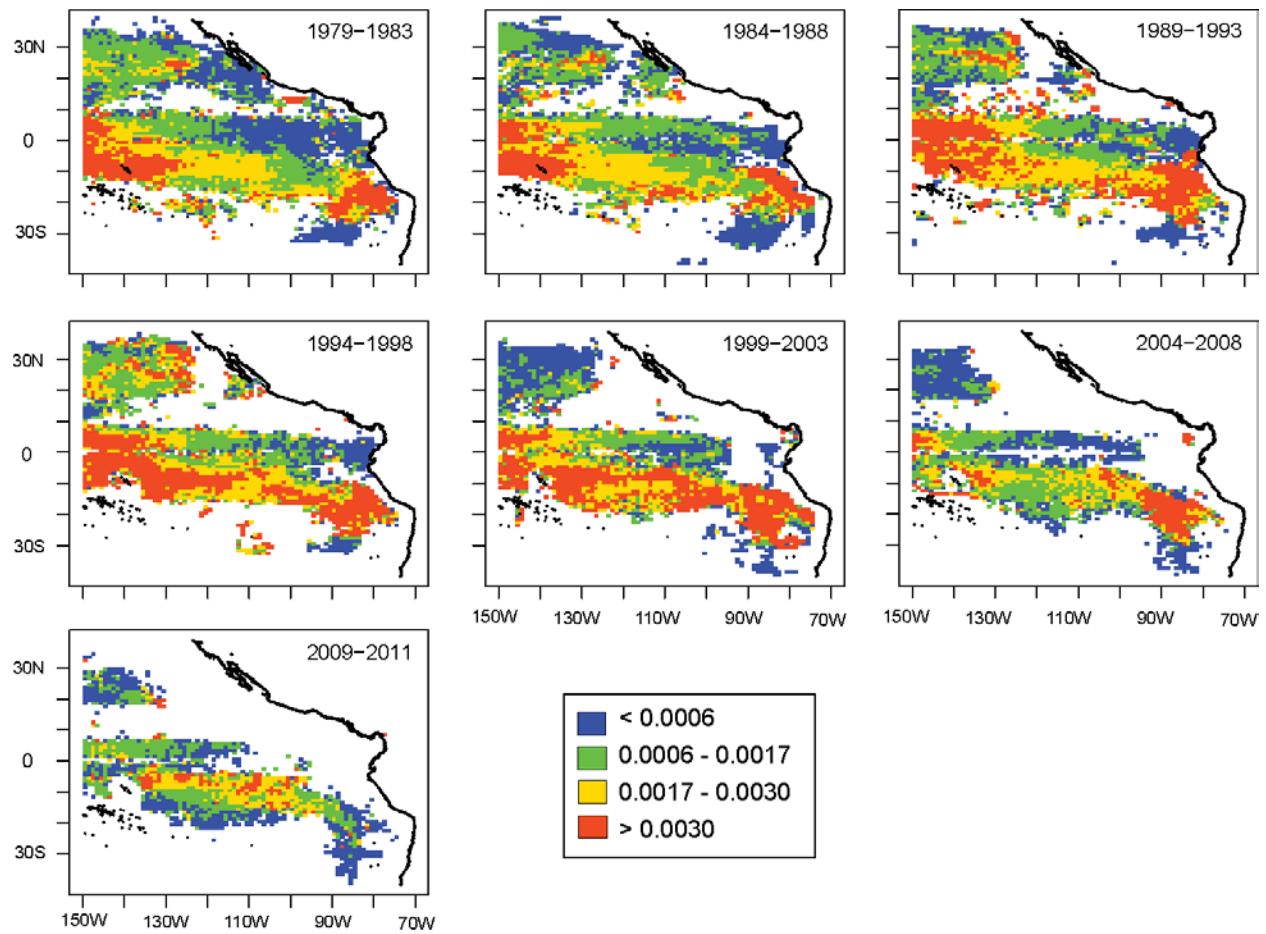


**FIGURE 6.** Date (year-quarter) of first and last records for each unique vessel call sign, ordered first by the date of the last record in the data set and then by the date of the first record in the data set.

**FIGURA 6.** Fecha (año-trimestre) del primer y último registro de cada señal de llamada única de buque, ordenado primero red por la fecha del último registro en el conjunto de datos y luego por los datos del primer registro en el conjunto de datos.

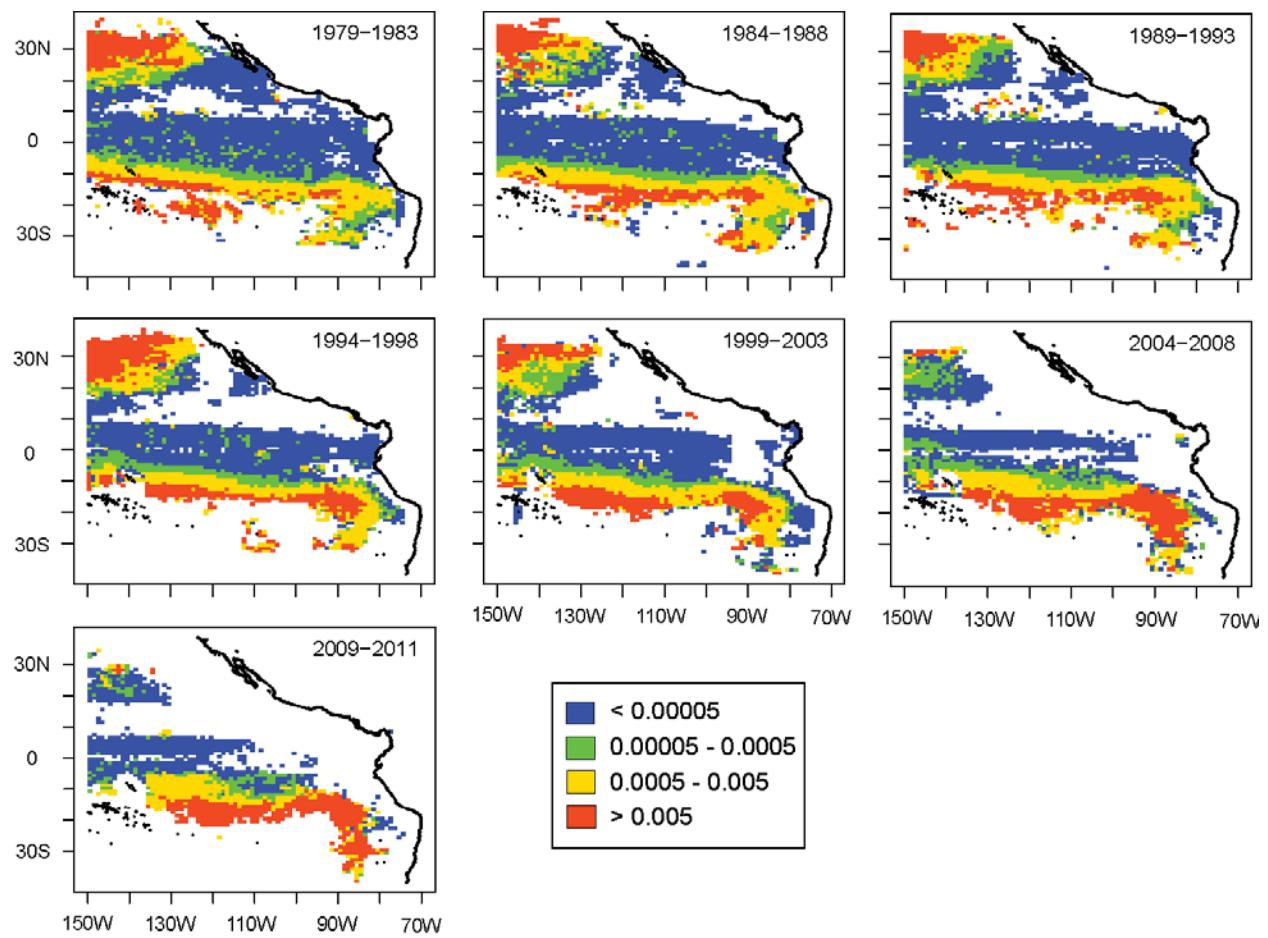


**FIGURE 7.** Average bigeye tuna CPUE (number of fish per hook).  
**FIGURA 7.** CPUE media de atún patudo (número de peces por anzuelo).



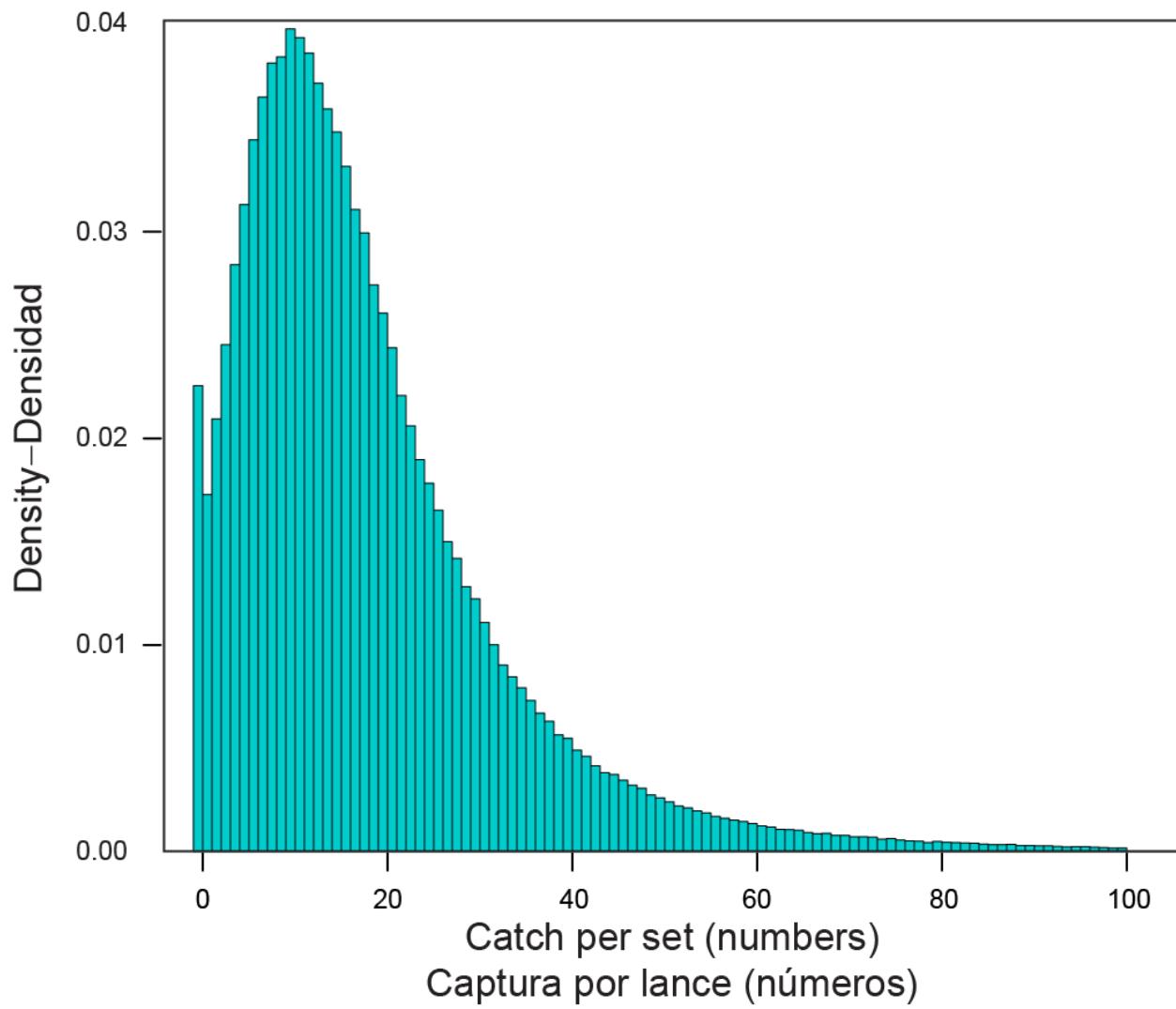
**FIGURE 8.** Average yellowfin tuna CPUE (number of fish per hook).

**FIGURA 8.** CPUE media de atún aleta amarilla (número de peces por anzuelo).



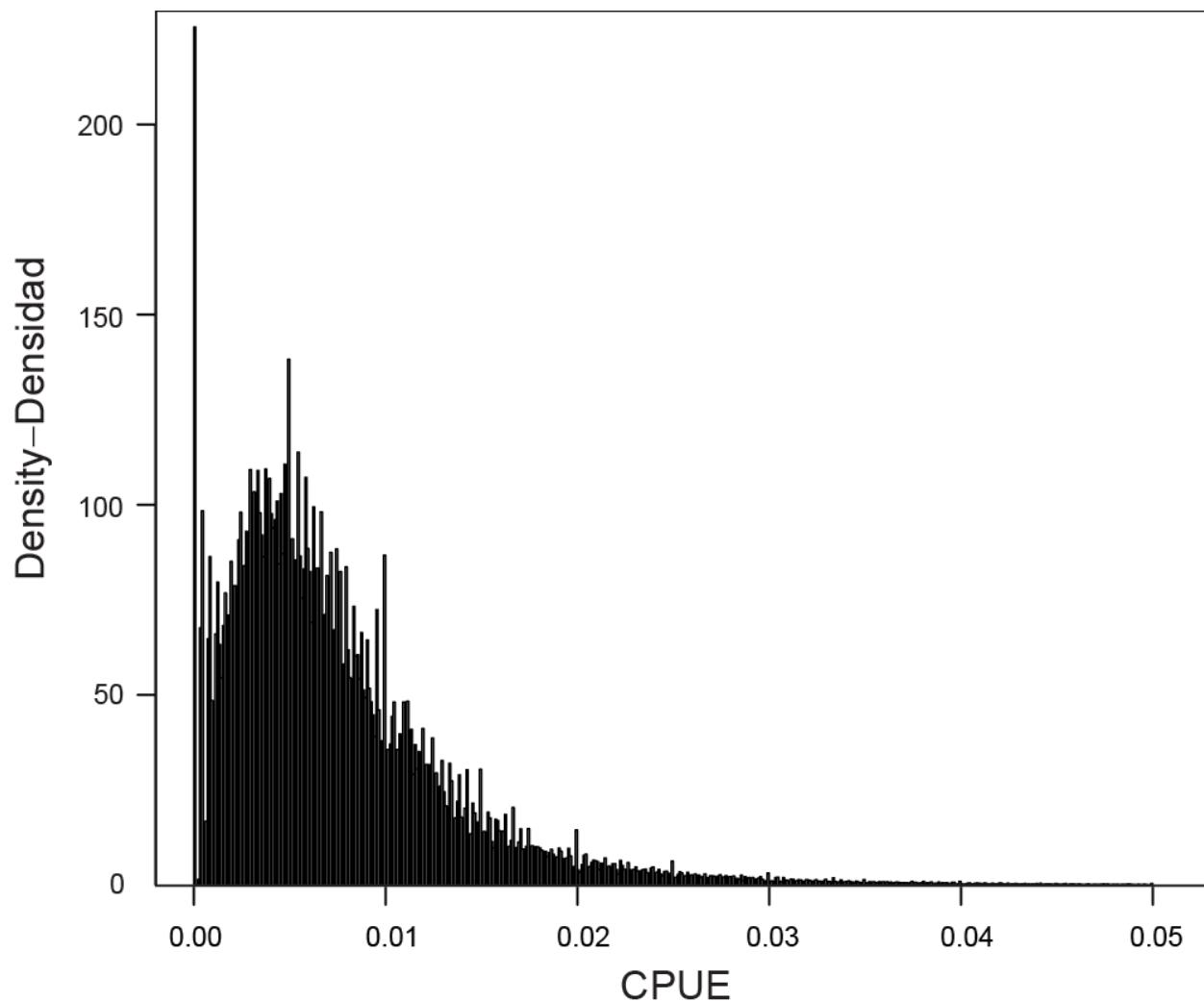
**FIGURE 9.** Average albacore tuna CPUE (number of fish per hook).

**FIGURA 9.** CPUE media de atún albacora (número de peces por anzuelo).



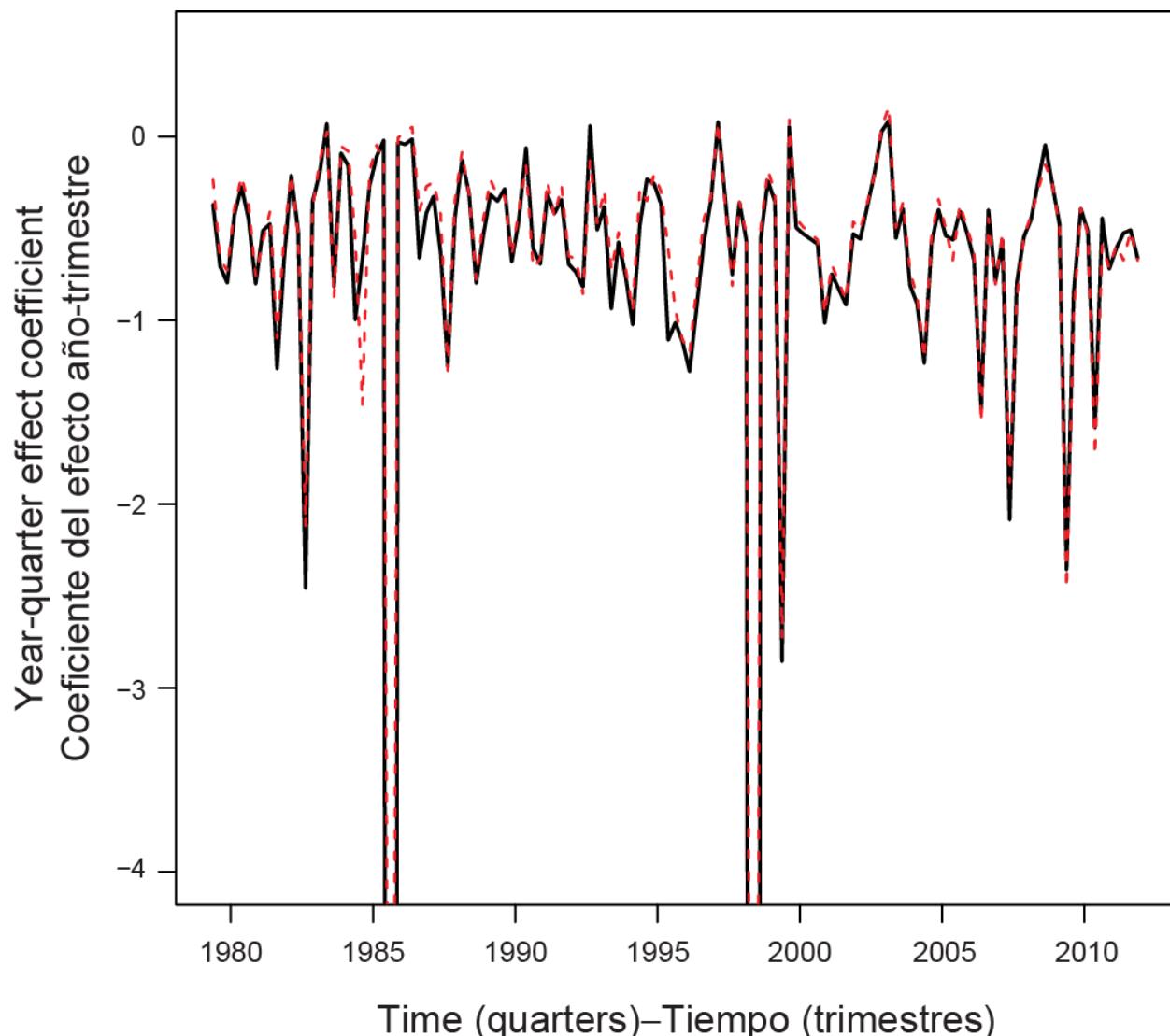
**FIGURE 10.** Distribution of bigeye tuna catch per set (number of fish) for 1979-2011. Not shown is the 1% of observations with catches greater than 100 fish.

**FIGURA 10.** Distribución de la captura por lance de atún patudo (número de peces) durante 1979-2011. No se incluye el 1% de observaciones con capturas de más de 100 peces.



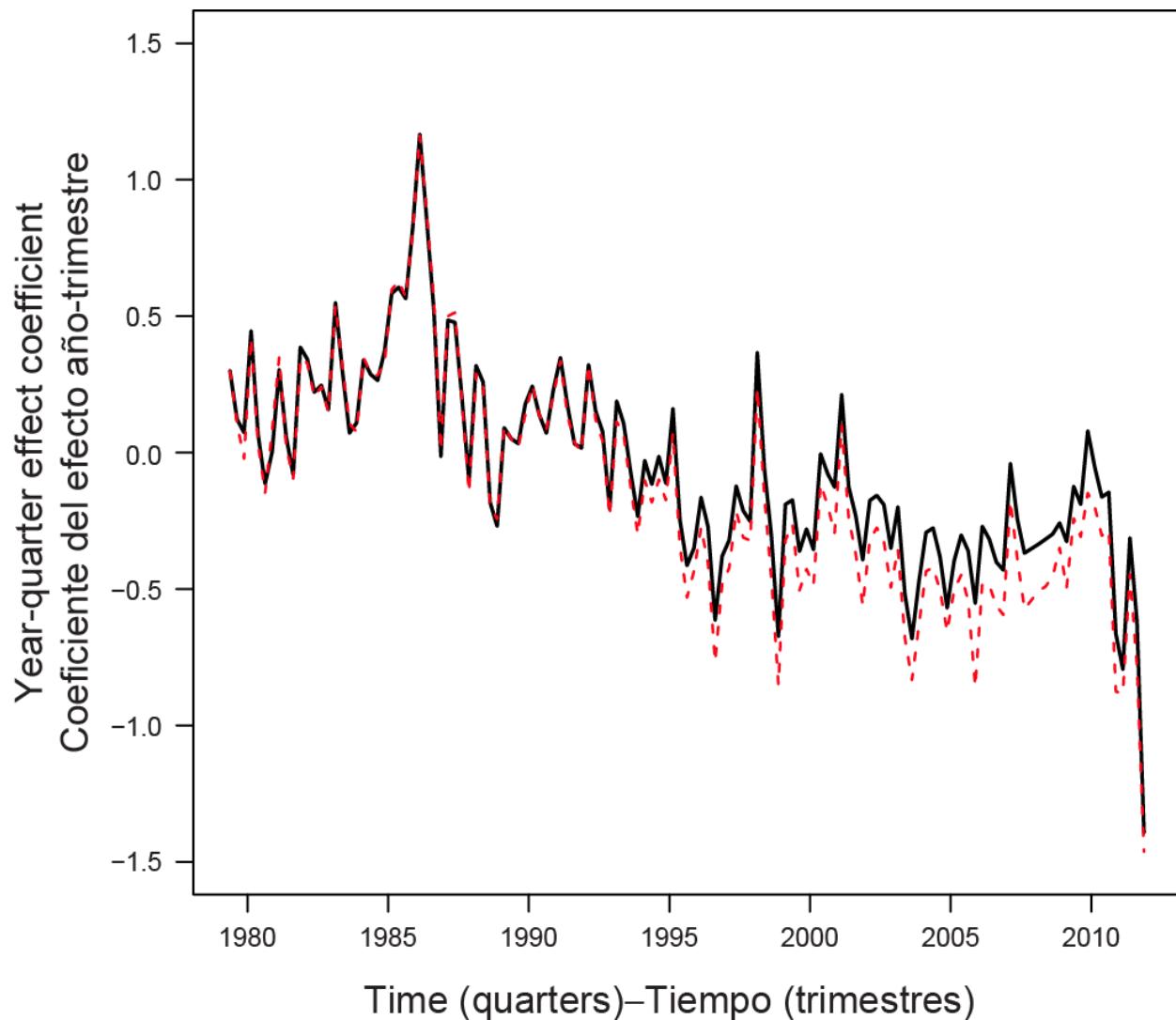
**FIGURE 11.** Distribution of number of bigeye tuna caught per hook, 1979-2011. Not shown is the right-hand tail at values between 0.05 and 5.0, which represents less than 5% of the observations.

**FIGURA 11.** Distribución del número de atunes patudo capturado por anzuelo, 1979-2011. No se incluye la cola a la derecha de valores entre 0,05 y 5,0, que representa menos del 5% de las observaciones.



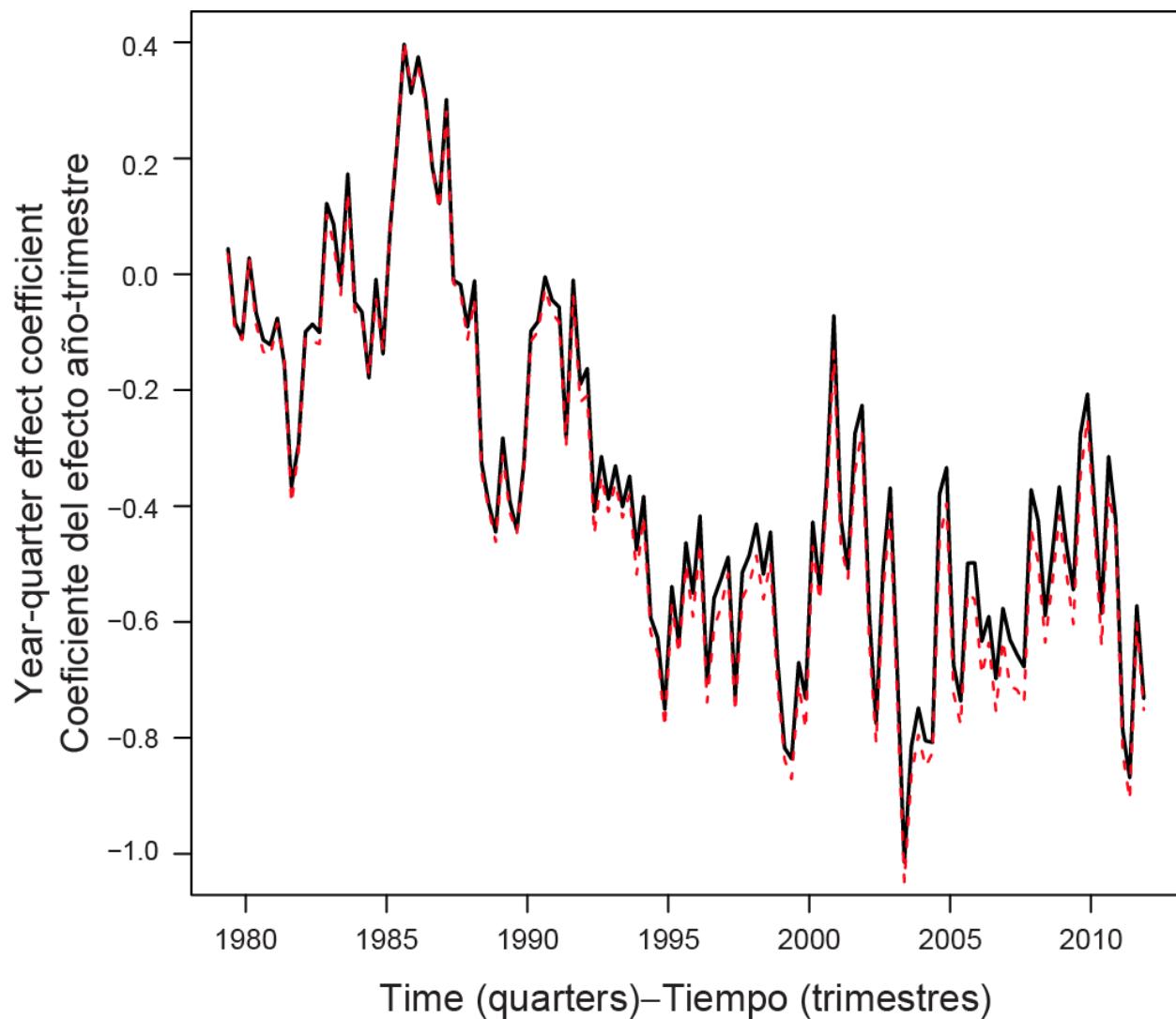
**FIGURE 12.** Estimated year-quarter effect coefficients from the NB GLM analysis for Area 1, for models with (red dashed line) and without (black line) call sign effect. Y-axis was cropped at a value of -4 in order to show detail between -1 and 0.

**FIGURA 12.** Coeficientes estimados del efecto año-trimestre del análisis MLG NB del Área 1, correspondientes a modelos con (línea de trazos roja) y sin (línea negra) efecto de señal de llamada. El eje y fue cortado en el valor de -4 a fin de ilustrar el detalle entre -1 y 0.



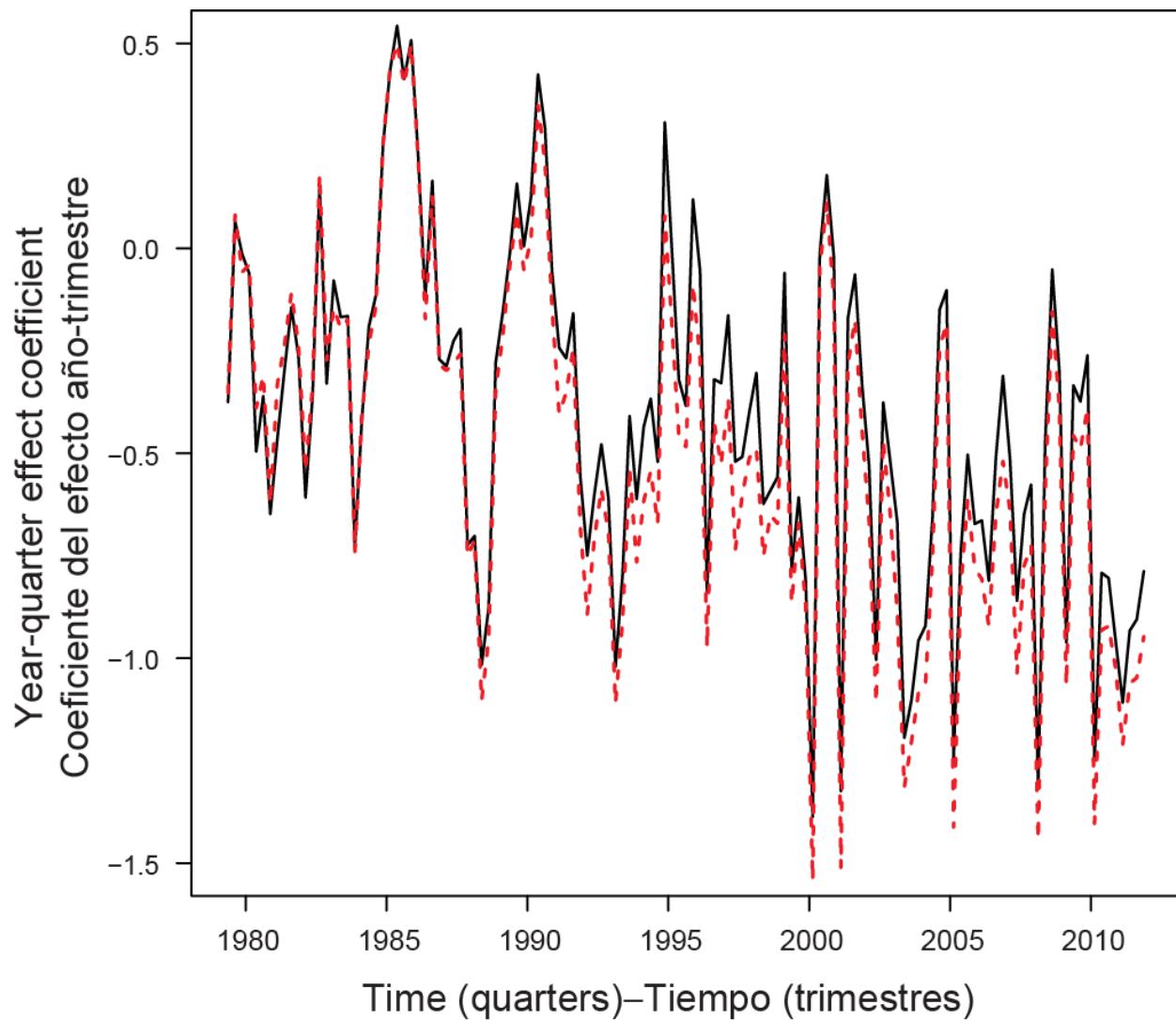
**FIGURE 13.** Estimated year-quarter effect coefficients for the NB GLM analysis for Area 2, for models with (red dashed line) and without (black line) call sign effects.

**FIGURA 13.** Coeficientes estimados del efecto año-trimestre del análisis MLG NB del Área 2, correspondientes a modelos con (línea de trazos roja) y sin (línea negra) efecto de señal de llamada.



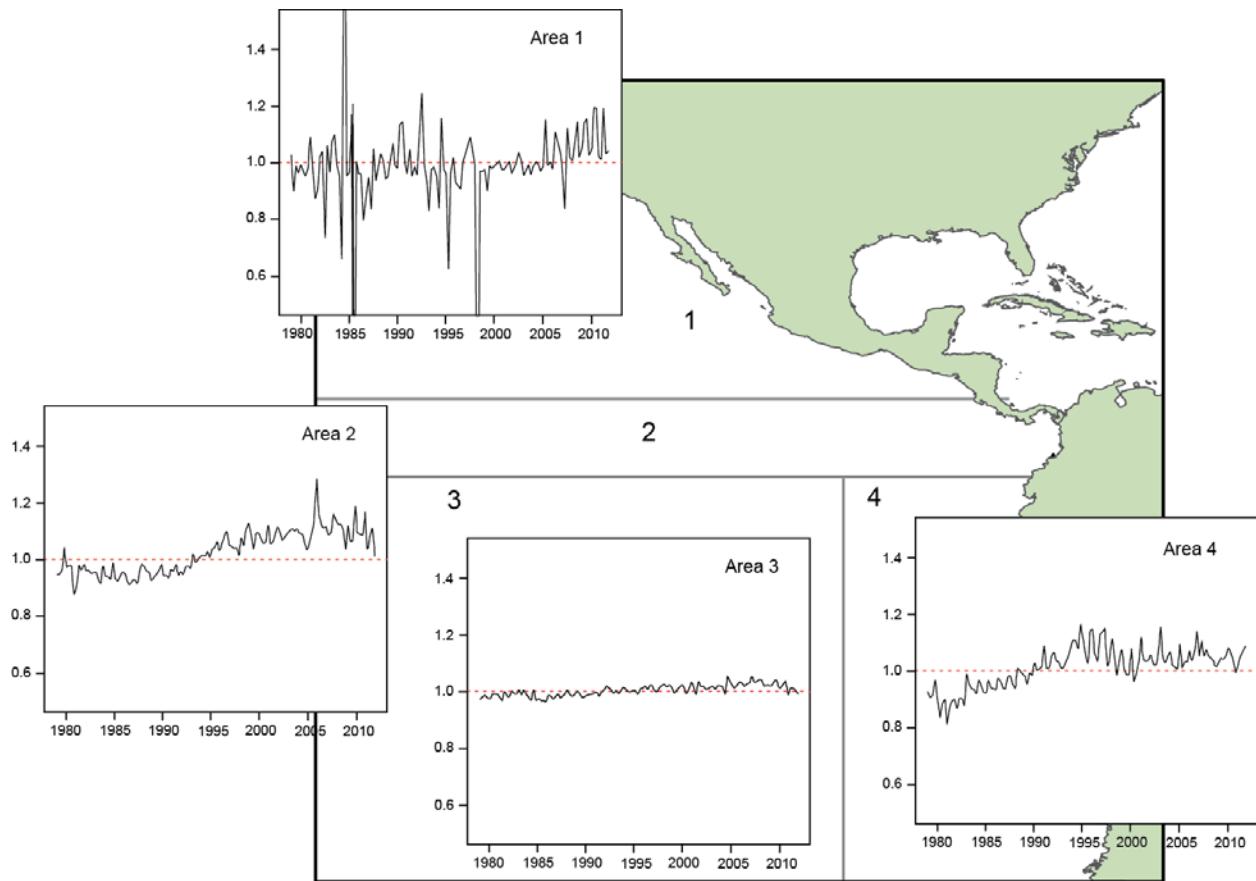
**FIGURE 14.** Estimated year-quarter effect coefficients for the NB GLM analysis for Area 3, for models with (red dashed line) and without (black line) call sign effects.

**FIGURA 14.** Coeficientes estimados del efecto año-trimestre del análisis MLG NB del Área 3, correspondientes a modelos con (línea de trazos roja) y sin (línea negra) efecto de señal de llamada.



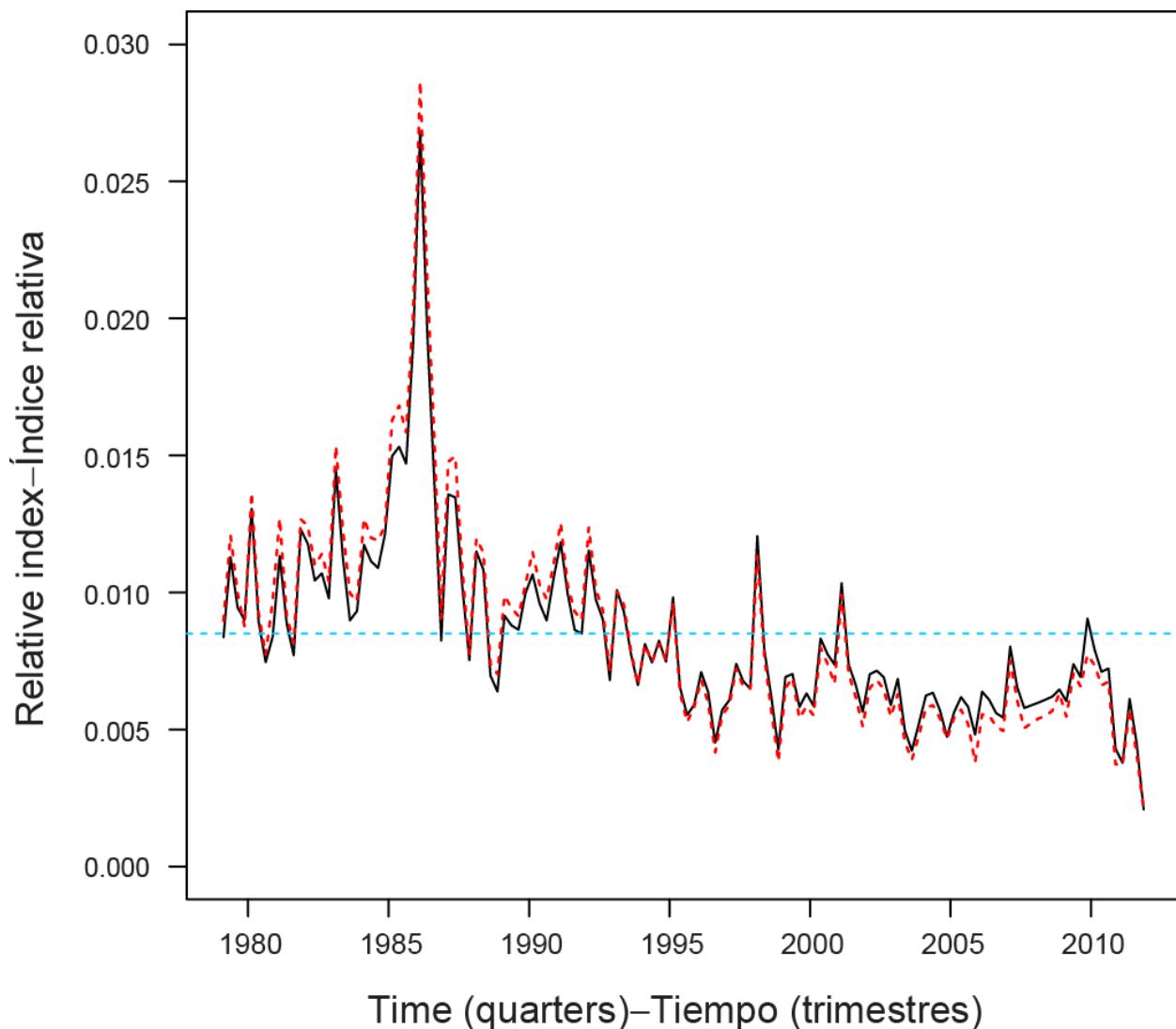
**FIGURE 15.** Estimated year-quarter effect coefficients for the NB GLM analysis for Area 4, for models with (red dashed line) and without (black line) call sign effects.

**FIGURA 15.** Coeficientes estimados del efecto año-trimestre del análisis MLG NB del Área 4, correspondientes a modelos con (línea de trazos roja) y sin (línea negra) efecto de señal de llamada.



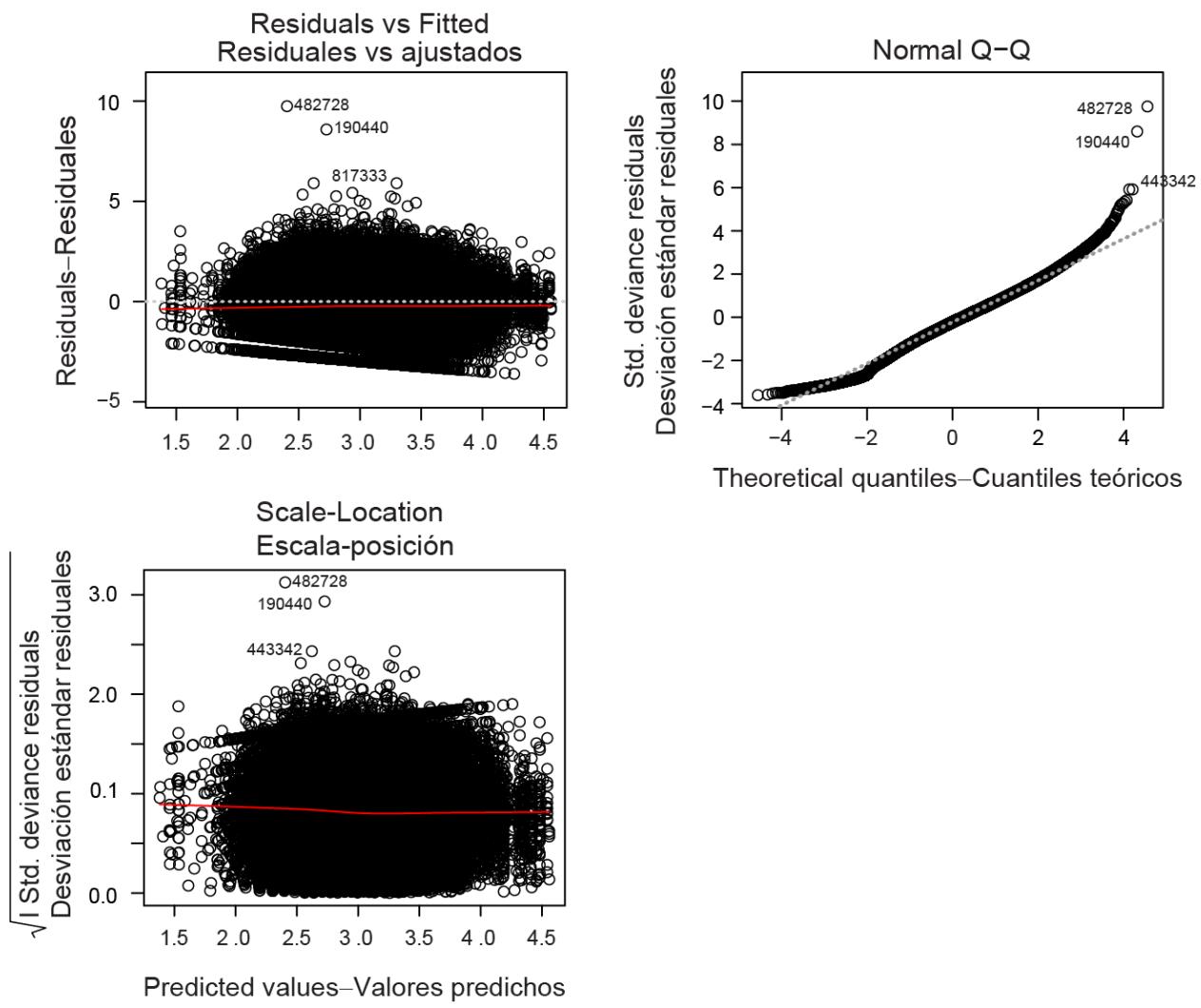
**FIGURE 16.** Ratios of standardized year-quarter effect estimated coefficients, by area, from NB GLM models, with and without vessel call sign effects (see text for ratio description). Dashed red line is at a ratio value of 1.0.

**FIGURA 16.** Razones de coeficientes estimados del efecto año-trimestre estandarizado, por área, de los modelos MLG NB, con y sin efecto de señal de llamada de buque (ver descripción en el texto). La línea de trazos roja indica el valor de razón de 1,0.



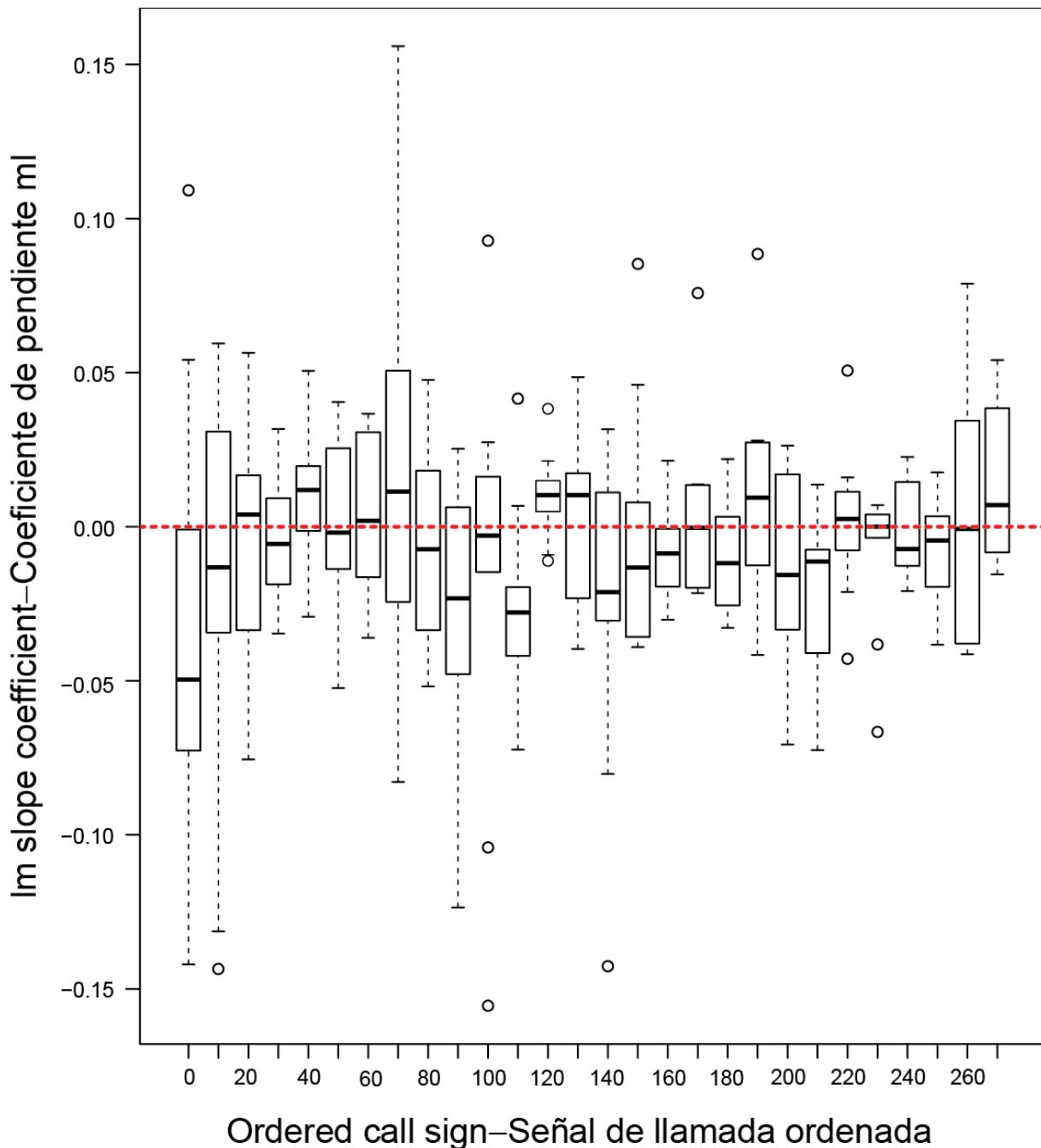
**FIGURE 17.** Standardized index for bigeye tuna for Area 2 (y-axis is number of fish per hook). Red dashed line is from model with call sign effect, black line is from model without call sign effect; turquoise dashed line is at the average index value.

**FIGURA 17.** Índice estandarizado de atún patudo para el Área 2 (eje y es el número de peces por anzuelo). La línea de trazos roja es del modelo con efecto de señal de llamada, la línea negra del modelo sin efecto de señal de llamada; la línea de trazos turquesa indica el valor medio de los índices.



**FIGURE 18.** Diagnostic plots for the NB GLM with call sign effect for Area 2.

**FIGURA 18.** Gráficos diagnósticos correspondientes al MLG NB con efecto de señal de llamada para el Área 2.



**FIGURE 19.** Boxplots of estimated slope coefficients (y-axis) *versus* call sign (x-axis; by groups of ~ 10 unique call sign values, ordered based on start and end dates in the data set). Estimated slope coefficients were obtained from a linear regression model fitted separately to the working residuals associated with each call sign (working residuals from the NB GLM for Area 2 without a call sign effect). Red dashed line indicates an estimated slope value of 0.

**FIGURA 19.** Gráficos de caja de coeficientes estimados de pendiente (eje y) como función de señal de llamada (eje x; por grupos de ~ 10 valores de señal de llamada única, ordenados de acuerdo a fecha de inicio y fin en el conjunto de datos). Se obtuvieron los coeficientes de pendiente de un modelo de regresión lineal ajustado por separado a los residuales asociados a cada señal de llamada (residuales del MLG NB para el Área 2 sin efecto de señal de llamada). La línea de trazos roja indica un valor de pendiente estimado de 0.

# **ANÁLISIS DE DATOS OPERACIONALES DE PALANGREROS JAPONESES DE CAPTURA Y ESFUERZO DE ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL**

Cleridy E. Lennert-Cody, Hiroaki Okamoto y Mark N. Maunder

## **RESUMEN**

Se realizaron análisis de datos de palangre a nivel operacional de atún patudo en el Océano Pacífico oriental a fin de estudiar los efectos de diferencias en la eficacia pesquera de los buques sobre la tendencia a largo plazo estimada del índice de abundancia relativa. Los resultados sugieren que, cuando se toman en consideración las diferencias en la eficacia pesquera de los buques, la tendencia a largo plazo en el índice es ligeramente más pesimista. Este resultado es consistente con las conclusiones de análisis similares de datos de patudo del Océano Pacífico occidental. Una inspección de los residuales de los modelos de estandarización sugiere que la incorporación de variables ambientales, y términos para interacciones entre el número de anzuelos entre flotadores y posición y condiciones ambientales, podría ayudar a mejorar el ajuste del modelo.

## **1. ANTECEDENTES**

Las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) son un factor muy importante en la evaluación de los atunes patudo y aleta amarilla del Océano Pacífico oriental (OPO) (Aires-da-Silva y Maunder 2012, y las referencias que citan). En años recientes se han planteado preocupaciones acerca de posibles tendencias en la capturabilidad debido a mejoras en el desempeño de los buques. Análisis recientes de datos de palangreros japoneses a nivel operacional del Océano Pacífico occidental (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle y Okamoto 2011) han identificado diferencias en la eficacia pesquera entre buques no tomadas en cuenta previamente en los modelos lineales generalizados (MLG) usados para la estimación de índices de abundancia relativa. A fin de determinar el grado al cual cambios similares podrían estar ocurriendo en el OPO también, se realizó, y se presenta en este documento, un análisis exploratorio de datos de palangreros japoneses a nivel operacional correspondientes al patudo del OPO. Estos análisis usaron como modelo estudios de datos del Océano Pacífico occidental (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle y Okamoto 2011) para permitir comparabilidad.

## **2. DATOS Y PREPARACIÓN DE DATOS**

Se usaron en estos análisis datos de palangreros japoneses, por lance, de 1975-2011, para ser consistente con el periodo de tiempo de la evaluación actual del patudo en el OPO (Aires-da-Silva y Maunder 2012). Los datos fueron estructurados originalmente en dos archivos de datos, uno para 1975-1993 y el otro para 1994-2011. Cada registro en estos archivos representó un lance palangrero individual. Los campos de datos fueron: año, mes y día del lance; la latitud y longitud del lance (resolución de 1°); el nombre japonés del buque; la señal de llamada del buque; la fecha de inicio del viaje; el tonelaje del buque; la categoría pesquera del buque (alta mar y aguas lejanas); el número de matrícula del buque; el grupo de especies objetivo (pez espada, tiburón, otros incluyendo atunes); las características del palangre (material del reinal, material de las brazoladas, tipo de cebo, número de anzuelos entre flotadores; número de anzuelos en el palangre); captura en número de cada especie de atún (albacora, patudo, aleta amarilla). No se dispuso de todas las variables durante el periodo entero. En particular, se dispuso de la información de señal de llamada a partir de 1979 solamente, información de cebo para 1975-1993 solamente, e información del material del palangre a partir de 1994 solamente.

Se usaron estos datos operacionales de palangreros japoneses en el presente estudio bajo las siguientes condiciones:

1. El uso de los datos es limitado estrictamente a los fines del presente trabajo colaborativo;
2. Los datos pueden ser usados únicamente durante este trabajo colaborativo;

3. El participante puede usar los datos solamente en la computadora personal preparada por científicos japoneses del NRIFSF, y no se permite copiar los datos de la computadora; y
4. Cualquier documento o presentación derivado del resultado de este trabajo colaborativo debe ser consultado por adelantado con la Agencia Pesquera Japonesa y científicos del NRIFSF.

El procesamiento de los datos incluyó la recodificación de valores faltantes, la eliminación de registros con datos anómalos, y la creación de varias variables derivadas. Todo el procesamiento de los datos fue efectuado en R (R Development Core Team 2012). Los valores faltantes fueron recodificados de « . » (o 0 en el caso de fecha de inicio del viaje) a NA en el caso de las siguientes variables: número de anzuelos entre flotadores, tonelaje del buque, señal de llamada del buque, matrícula del buque, y fecha de inicio del viaje. La categoría pesquera del buque correspondiente al periodo de 1975-1993 fue recodificada para ser consistente con los valores de los códigos usados para 1994-2011. Fueron identificados y eliminados los registros con valores anómalos en varias variables: día del mes mayor que 31, número de anzuelos entre flotadores menos que 3 o más que 30, y número total de anzuelos en el palangre más que 6000. Se eliminaron registros duplicados de lances. Se identificaron registros duplicados como aquellos con la misma fecha y posición de la misma señal de llamada y nombre del buque y año. En el caso del periodo de 1975-1993 hubo 1.118 registros de este tipo de un total de 895.170 (0,12%), y 65 de 645.859 (0,01%) en el caso del periodo de 1994-2011.

El conjunto de datos fue además reducido antes del análisis para excluir: registros con datos faltantes en campos clave (señal de llamada, nombre del buque, fecha de inicio de viaje, número de anzuelos entre flotadores, y número total de anzuelos), registros de lances fuera del OPO (longitud al oeste de 150°O, latitud al norte de 40°N o sur de 40°S), y registros de buques que no eran de aguas lejanas (probablemente buques de investigación y entrenamiento). Esto limitó el conjunto de datos al periodo de 1979-2011, debido principalmente a que no se dispuso de señal de llamada antes de 1979. El procesamiento de los datos redujo el número total de registros de 1.748.019 a 1.424.871. Para este conjunto de datos reducido, se crearon las nuevas variables siguientes: año-trimestre, indicador de área de 5°.

Varios resúmenes y análisis de los datos hacen referencia a las áreas usadas en la evaluación más reciente del patudo de la CIAT, ilustradas en la Figura 1.

### **3. RESÚMENES DE CARACTERÍSTICAS DE ARTE, FLOTA Y CAPTURA**

El número de anzuelos entre flotadores mostró una estructura temporal y espacial considerable (Figuras 2-4). El número mediano de anzuelos entre flotadores aumentó de 10 a aproximadamente 15 entre 1979 y 1994, y ha aumentado ligeramente a 17 en años recientes (Figura 2). Desde 1994, cuando se dispuso por primera vez de información sobre el material de los palangres, el número de anzuelos entre flotadores ha sido menos variable entre lances con reinal y brazoladas de nylon (la combinación dominante de materiales) que para los lances con reinales y brazoladas de « otros » materiales (Figura 3). Se usaron menos anzuelos entre flotadores en las áreas más templadas del OPO comparado con las regiones ecuatoriales más tropicales (Figura 4), y por lo tanto los cambios temporales en anzuelos entre flotadores han variado espacialmente a través del OPO.

El número mediano de anzuelos por lance palangrero también ha variado a lo largo del tiempo, aumentando generalmente durante el periodo de 1979-2011 (Figura 5). Además, la variabilidad del número de anzuelos por lance palangrero alrededor de la mediana muestra una estructura temporal.

En la Figura 6 se ilustra el periodo de tiempo de los datos que representan cada valor único de señal de llamada (que se supone identifican buques individuales de forma única). Hubo 1.265 valores únicos de señal de llamada para el periodo de 1979-2011. Los valores de señal de llamada en la Figura 6 están en orden desde la fecha de los datos más recientes en el conjunto de datos y luego la fecha de los datos más tempranos en el conjunto de datos, y por ende, al pie de la figura se presenta el historial de informes de los buques que representan la pesquería reciente.

Fueron claramente visibles cambios espaciotemporales en la composición de la captura en el OPO en una amplia gama de escalas para las tres especies capturadas (patudo, aleta amarilla, y albacora; Figuras 7-9). En general, la gran mayoría de los lances en la mayor parte de las regiones del OPO capturó al menos alguna cantidad de patudo. Sin embargo, se pueden observar reducciones generales de la CPUE en toda la pesquería de tanto patudo como aleta amarilla durante la última década comparada con la pesquería en los años 1980 y 1990. Comparado con el patrón anual del albacora, espacialmente bastante consistente, el patrón espacial de las tasas de captura de patudo y aleta amarilla varió entre años y fue a menudo contrastante, con áreas con tasas de captura altas de patudo pero bajas de aleta amarilla.

La distribución de frecuencia de captura de patudo por lance (en número) está sesgada hacia valores grandes, con solamente un bajo porcentaje de lances sin captura (Figura 10). La distribución de frecuencia de la captura de patudo por anzuelo (Figura 11) sugiere un redondeo ocasional del número de peces y número de anzuelos, pero tiene una forma general similar a aquella de la captura por lance.

#### **4. ANÁLISIS DE TENDENCIAS DE LA CPUE DE ATÚN PATUDO, CON Y SIN EFECTO DE SEÑAL DE LLAMADA**

Se realizaron análisis del efecto de diferencias en la eficacia pesquera entre buques sobre las estimaciones de los índices de abundancia relativa de patudo por separado para cada una de las cuatro áreas de evaluación de poblaciones de la CIAT (Figura 1). Por motivos prácticos, se limitaron los análisis a los datos de señal de llamada de buque que estaban bien representados: dentro de cada área, se limitaron los datos a aquellas señales de llamadas en el 25% superior de lances por señal de llamada. En la Tabla 1 se detalla la cantidad de datos disponible por área. En vista de la forma de la distribución de frecuencia general de las capturas de patudo (Figuras 10-11), se usaron modelos binomiales negativos (conteos de patudo) y modelos logarítmicos normales (CPUE de patudo) para estos datos.

Se ajustaron a los datos por área los siguientes modelos lineales (« ML »; ecuaciones (1)-(2)) y lineales generalizados (binomial negativo, « NB »; ecuaciones (3)-(4)):

1.  $\log(\text{CPUE} + 0,0002) = \text{constante} + \text{efecto de año-trimestre} + \text{efecto de área de } 5^\circ + f(\text{anzuelos entre flotadores})$
2.  $\log(\text{CPUE} + 0,0002) = \text{constante} + \text{efecto de año-trimestre} + \text{efecto de área de } 5^\circ + f(\text{anzuelos entre flotadores}) + \text{efecto de señal de llamada}$
3.  $\log(\mu) = \text{constante} + \beta \cdot \log(\text{número de anzuelos}) + \text{efecto de año-trimestre} + \text{efecto de área de } 5^\circ + f(\text{anzuelos entre flotadores})$
4.  $\log(\mu) = \text{constante} + \beta \cdot \log(\text{número de anzuelos}) + \text{efecto de año-trimestre} + \text{efecto de área de } 5^\circ + f(\text{anzuelos entre flotadores}) + \text{efecto de señal de llamada}$

donde  $\mu$  es la captura media de patudo (conteo),  $\beta$  la pendiente correspondiente al término lineal  $\log(\text{número de anzuelos})$ , y  $f$  representa una suavización de *spline* natural de grado 6. El modelo ML no fue ajustado a los datos del Área 1 debido al gran porcentaje de lances con capturas de patudo de valor 0 (Tabla 1). Para comparación con los resultados NB, se ajustó también un MLG Poisson a los datos del Área 2. La forma de estos modelos fue seleccionada para ser consistente con los análisis del Océano Pacífico occidental (Hoyle *et al.* 2010). A fin de brindar mayor información sobre la relación entre anzuelos y captura, se incluyó  $\log(\text{número de anzuelos})$  en el modelo como término lineal, no como retraso, obteniendo así una estimación del coeficiente de la pendiente (en lugar de suponer un valor de 1,0). Además, en ciertas áreas (ver Tabla 2) el tiempo de ejecución del modelo MLG NB fue extremadamente lento al estimar el parámetro de escala ( $\theta$ ) en el caso del modelo con efecto de señal de llamada. En tales casos, el modelo fue ajustado con el valor de  $\theta$  del modelo sin efecto de señal de llamada. El trabajo futuro podría enfocarse en mejorar estos modelos (ver también más adelante).

De acuerdo al Criterio de Información de Akaike (AIC), añadir un efecto de señal de llamada a los modelos mejoró el ajuste para todos los modelos considerados (Tabla 3). En las Figuras 12-15 se ilustran

los coeficientes del efecto de año-trimestre de los MLG NB, por área. En el Área 1, hubo poca diferencia en dichos coeficientes entre modelos con y sin efecto de señal de llamada. En el caso de las Áreas 2-4, los coeficientes de los modelos con efecto de señal de llamada fueron ligeramente menores que aquellos de los modelos sin ese efecto, desde principios de los años 1990 hasta 2011.

Se resumieron las diferencias entre los coeficientes del efecto de año-trimestre de los modelos con y sin efecto de señal de llamada, por área, como la razón de los coeficientes del efecto de año-trimestre medios estandarizados,  $r$ :

$$r_i = \frac{\frac{\gamma_{i\_sin}}{\gamma_{\_sin}}}{\frac{\gamma_{i\_con}}{\gamma_{\_con}}}$$

donde  $\gamma_{i\_*$  es  $\exp(i^{\text{ésimo}} \text{ coeficiente del efecto de año-trimestre})$  (en  $i=1$ , se fijó el valor del coeficiente en 0) y  $\bar{\gamma}_{\_*$  es el promedio de los coeficientes exponenciados (promedio sobre  $i$ ). En la Figura 16 se resumen las series de tiempo de  $r$  para el MLG NB. Por área, las series de tiempo fueron similares para los modelos ML (no ilustrado) y MLG NB (y MLG Poisson, no ilustrado), sin tendencia a largo plazo en el Área 1 y tendencias a largo plazo en las Áreas 2-4. En las Áreas 2-4, el tiempo de transición de  $r < 1,0$  a  $r > 1,0$  varió bastante entre áreas, pero en todas las tres áreas la transición ocurrió a principios y mediados de los años 1990. La amplitud de la desviación (+/-) de  $r$  de 1,0 varió asimismo entre áreas, con las amplitudes positiva y negativa más pequeñas ocurriendo en el Área 3.

Se computaron para el Área 2 tendencias estandarizadas para el patrón de los modelos MLG NB, con y sin efecto de señal de llamada (Figura 17). Se seleccionó el Área 2 porque el MLG NB tuvo el mejor ajuste a los datos de ese área (a partir de una inspección de gráficos diagnósticos, aunque se podría mejorar el modelo; ver Figura 18) y el Área 2 ha sido una de las áreas dominantes de pesca en el OPO. La tendencia estandarizada del modelo con efecto de señal de llamada sugiere una tendencia decreciente ligeramente mayor desde 1979 hasta 2011 comparada con aquella del modelo sin efecto de señal de llamada. Estas tendencias estandarizadas se basan en dependencia parcial (Hastie *et al.* 2009), que resume el efecto de año-trimestre sobre la cantidad de captura, tomando en cuenta los efectos medios de las otras variables en el modelo.

## 5. DISCUSIÓN Y TRABAJO FUTURO

En general, tomar en cuenta diferencias en la eficacia pesquera entre buques (inclusión de un efecto de señal de llamada) en la estimación de los índices de año-trimestre para el OPO (Figuras 16-17) tuvo un efecto similar a aquel observado en el Océano Pacífico occidental (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle y Okamoto 2011). En tres de las cuatro áreas de evaluación de poblaciones en el OPO, la razón de los coeficientes del efecto de año-trimestre medios estandarizados mostró tendencias que variaron suavemente, con una transición de poder de pesca creciente a decreciente alrededor de mediados de los años 1990. Similarmente, en el caso del Área 2, la única área de evaluación del OPO para la cual se calculó un índice estandarizado, la tendencia estandarizada basada en un modelo con efecto de señal de llamada fue típicamente ligeramente más pesimista que la tendencia de un modelo sin dicho efecto. Un análisis de residuales del modelo ajustado sin efecto de señal de llamada indicó que en el caso de algunas señales de llamada ocurrió una tendencia temporal en los residuales en la actividad pesquera durante el periodo de tiempo (Figura 19). Por lo tanto, si se emprende más trabajo sobre el poder de pesca, se podría mejorar los modelos si se tomaran en cuenta tendencias simples por señal de llamada, en lugar de suponer que cualquier cambio en el poder de pesca a lo largo del tiempo fue constante (tal como se hace en los modelos antes descritos).

No obstante, podría ser más importante tratar el mal ajuste en el modelo de estandarización que modelar diferencias del poder de pesca de buques individuales. Aún con efecto de señal de llamada, el ajuste del

MLG NB a los datos señaló deficiencias (Figura 18). Valió lo mismo en el caso de los modelos ML y Poisson (no ilustrados). Esta falta de ajuste podría deberse a una especificación errónea del aspecto distribucional del modelo o de la estructura media (o ambos). Los mapas anuales de residuales del modelo MLG NB con efecto de señal de llamada del Área 2 señalaron una estructura espacial que varió por año, indicando tal vez que el modelo para la estructura media podría ser mejorado con predictores ambientales adicionales (por ejemplo, TSM y profundidad de la capa de mezcla), además de predictores que capturen diferencias espaciales a escala menor en el uso del arte (por ejemplo, interacciones entre el número de anzuelos entre flotadores y posición y ambiente) e indicadores de objetivo. Fue evidente una estructura espacial en el número de anzuelos entre flotadores, a escala tanto grande (Figura 4) como pequeña (no ilustrada), en los datos de operación. Estudios previos (por ejemplo, Maunder *et al.* 2006) han ilustrado la importancia de considerar efectos espaciales (de hábitat) a pequeña escala. Fue visible una estructura espacial negativamente correlacionada entre las especies capturadas en varias escalas en los datos del presente estudio, aunque no queda claro que esta estructura esté relacionada con patrones espaciales en la especie objetivo. Se están estudiando las tendencias en la especie objetivo en la pesquería palangrera del Océano Pacífico occidental también (Hoyle *et al.* 2010; Hoyle y Okamoto 2011). Tratar estos temas podría requerir que se especifiquen los modelos de estandarización como modelos aditivos generalizados en lugar de MLG.

## RECONOCIMIENTOS

Se agradece especialmente al NRIFSF por permitir acceso a los datos de operación, a nuestros colegas japoneses por su ayuda y hospitalidad en Shimizu, y a Simon Hoyle por discusiones útiles.

## REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2012. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future. In: IATTC Stock Assessment Report 13. <http://www.iatcc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-13-BETENG.pdf>
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J. 2009. The Elements of Statistical Learning, Second Edition. Springer.
- Hoyle, S. D., Shono, H., Okamoto, H. and Langley, A.D. 2010. Analysis of Japanese longline operational catch and effort for bigeye tuna in the WCPO. Document WCPFC-SC6-2010/SA-WP-02.
- Hoyle, S.D. and Okamoto, H. 2011. Analyses of Japanese longline operational catch and effort for bigeye and yellowfin tuna in the WCPO. Document WCPFC-SC7-2011/SA IP-01.
- Maunder, M.N., Hinton, M.G., Bigelow, K.A. and Langley, A.D. 2006. Developing indices of abundance using habitat data in a statistical framework. Bulletin of Marine Science 79:545-559.
- 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/>

# UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.* fishing mortality that produces MSY ( $F_{MSY}$ ); spawner-per-recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require that reference points and quantities to which they are compared be available. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity), to absolute estimates of biomass and exploitation rates. These absolute estimates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is a notoriously difficult species to assess. Due to skipjack's high and variable productivity (*i.e.* annual recruitment is a large proportion of total biomass), it is difficult to detect the effect of fishing on the population with standard fisheries data and stock assessment methods. This is particularly true for the stock of the EPO, due to the lack of age-composition data and the limited tagging data. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggests that they may be more reliable. Analysis of currently available tagging data is unlikely to improve the skipjack stock assessment (Maunder 2012a) and a fully length-structured model produced unrealistic estimates (Maunder 2012b). In addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield-per-recruit (YPR) calculations indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic, because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip, purse-seine sets on unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch and the "known" abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the

average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007); however, developing MSE is time-consuming, and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data up to 2012. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Eight data- and model-based indicators are shown in Figure 1. The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) fisheries. The floating-object effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and has fluctuated around the upper reference level since 2003. The floating-object CPUE has generally fluctuated above the average level since 1990 and was at the upper reference level in 2011. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003, and was at its highest level in 2008; it declined in 2010, then increased to around the upper reference level in 2012. The standardized effort indicator of exploitation rate increased starting in about 1991, but decreased in 2009 and 2010. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2009 was below the lower reference level, but increased slightly in 2010 and 2011, although it declined again in 2012. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years, and have fluctuated at high levels since 2003. The biomass and recruitment were close to the upper reference level in 2012.

The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, this appears to have leveled off in recent years, and the effort has declined. The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight was below its lower reference level in 2009, which can be a consequence of overexploitation, but can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. Any continued decline in average length is a concern and, combined with leveling off of catch and CPUE, may indicate that the exploitation rate is approaching, or above, the level associated with MSY.

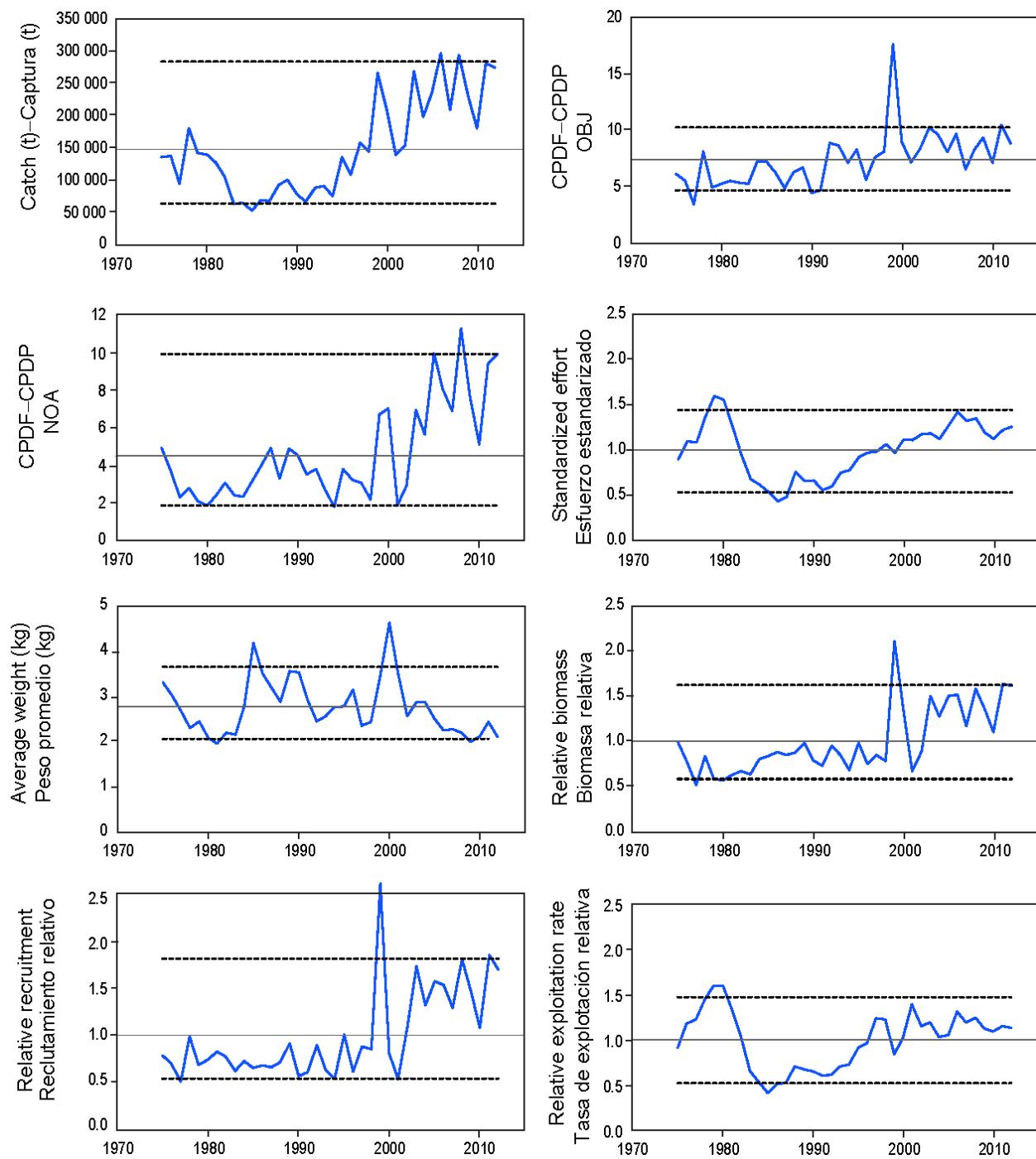
## ACKNOWLEDGEMENTS

Various IATTC staff were involved in data preparation.

## REFERENCES

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 3](#): 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. [Report from the workshop on management strategies](#), IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006.
- Maunder, M.N. 2012a. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 13](#): 77-101.

- Maunder, M.N. 2012b. A length-structured meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. [IATTC SAC-03-INF A](#), 24pp.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 8](#): 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 5](#): 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 7](#): 283-297.



**FIGURE 1.** Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery. All indicators are scaled so that their average equals one.

**FIGURA 1.** Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

# **INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL**

**Mark N. Maunder**

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS ( $F_{RMS}$ ); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de composición por edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. Es poco probable que un análisis de los datos de marcado actualmente disponibles mejore la evaluación de la población de barrilete (Maunder 2012a) y un modelo estructurado enteramente por talla produjo estimaciones no realistas (Maunder 2012b). Además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiables de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes no asociados

están generalmente mezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (MSE) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007), pero elaborar una MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de hasta 2012. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

En la Figura 1 se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco viene aumentando desde 1985, y ha fluctuado alrededor del nivel de referencia superior desde 2003. La CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente por encima del nivel medio desde 1990, y estuvo en el límite de referencia superior en 2011. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2008, disminuyó en 2010, y luego aumentó a cerca del nivel de referencia superior en 2012. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación aumentó a partir de aproximadamente 1991, pero disminuyó en 2009 y 2010. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2009 se encontró por debajo del nivel de referencia inferior, pero aumentó ligeramente en 2010 y 2011, aunque disminuyó de nuevo en 2012. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años, y han fluctuado en niveles altos desde 2003. La biomasa y el reclutamiento estuvieron cerca del nivel de referencia superior en 2012.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, dicha tasa parece haber dejado de aumentar en los últimos años, y el esfuerzo ha disminuido. Los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2009, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados, o la expansión de la pesca en zonas ocupadas por barrilete más pequeño. La disminución continua de la talla promedio es motivo de preocupación y, combinado con la estabilización de la captura y la CPUE, podría indicar que la tasa de explotación se está acercando al nivel asociado con el RMS, o que se encuentra por encima del mismo.

## **RECONOCIMIENTOS**

Varios miembros del personal de la CIAT participaron en la preparación de los datos.

## **REFERENCIAS**

- Maunder, M.N. 2002. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 3](#): 135-200.
- Maunder, M.N. (compilador) 2007. [Informe de la reunión técnica sobre estrategias de ordenación](#), CIAT, La Jolla, California (EE.UU.), 17-20 de octubre de 2006.
- Maunder, M.N. 2012a. Análisis preliminar de datos históricos y recientes de mercado de barrilete para explorar información sobre las tasas de explotación. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 13](#): 77-101.
- Maunder, M.N. 2012b. A length-structured meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. [IATTC SAC-03-INF A](#), 24pp.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. El uso de indicadores de condición de población cuando no se dispone de puntos de referencia tradicionales: evaluación y aplicación al atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 8](#): 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 5](#): 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. Un método novedoso para estimar la abundancia relativa a partir de datos de captura cerquera por lance usando la abundancia conocida de otra especie. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., [Stock Assessment Report, 7](#): 283-297.

# STATUS OF SAILFISH IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2011 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Michael G. Hinton and Mark N. Maunder

1.	Summary .....	224
2.	Data.....	225
3.	Assumptions and parameters.....	229
4.	Stock assessment.....	231
5.	Stock status .....	235
	References .....	236

## 1. SUMMARY

This report describes the status and trends of sailfish (*Istiophorus platypterus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). The assessment was conducted using a surplus production model, after determining that the data available were insufficient to support an assessment using Stock Synthesis. Data used were updated as of 14 March 2013.

Sailfish are found in highest abundance in waters relatively near the continents and the Indo-Pacific land masses bordering the Pacific Ocean, and only infrequently in the high seas separating them. This separation by its very nature suggests that the regions of abundance in the EPO and in the western Pacific should be managed separately, and in this case, the separation has over time resulted in genetically distinct populations.

The centers of sailfish distribution along the coast of the Americas shift in response to seasonal changes in surface and mixed-layer water temperature. Sailfish are found most often in waters warmer than about 28°C, and are present in tropical waters nearer the equator in all months of the year. Spawning takes place off the coast of Mexico during the summer and fall, and off Costa Rica during winter, and perhaps year-round in areas with suitable conditions. The sex ratio is highly skewed towards males during spawning. The known shifts in sex ratios among spawning areas, and the spatial-temporal distributions of gonad indices and size-frequency distributions, which show smaller fish offshore, suggest that there may be maturity-dependent patterns in the distribution of the species in the EPO. Sailfish can reach an age of about 11 years in the EPO.

The principal fisheries that capture sailfish in the EPO include the large-vessel, distant-water tuna-targeting longline fisheries of Chinese Taipei, Costa Rica, Japan, and Korea; the smaller-vessel longline fisheries targeting tuna and non-tuna species, particularly those operating in waters off the coast of Central America; and the artisanal and recreational fisheries of Central and South America. Sailfish are also taken occasionally in the purse-seine fisheries targeting tropical tunas.

## Key results

1. It is not possible to determine the status of the sailfish stock in the EPO with respect to specific management parameters, such as maximum sustained yield (MSY), because the parameter estimates used in making these determinations cannot be derived from the model results. This is because the results do not provide reliable information on stock productivity and the biomass level corresponding to MSY.
2. Sailfish abundance trended downward during 1994-2009, after which it has entered a period of relatively constant to slightly increasing abundance.

3. Recent levels of reported annual catch are on the order of 500 t. This is significantly less than the average of about 2,100 t during 1993-2007.
4. Model results suggest that there are significant levels of unreported catch. The actual catches prior to 1993 were probably on the order of or greater than those reported for 1993-2007. Assuming that this level of harvest has existed for many years, it is expected that the stock condition will not deteriorate if catches do not increase above current levels.
5. A precautionary approach that does not increase fishing effort directed at sailfish and that closely monitors catch until sufficient data are available to conduct another assessment is recommended.
6. It is unlikely that a reliable assessment of sailfish in the EPO can be made without reliable estimates of catch.
7. It is recommended that:
  - a. historical data on catches of sailfish be obtained wherever possible;
  - b. fisheries currently reporting sailfish catches commingled with other species be encouraged to report catches by species;
  - c. existing data from small-scale fisheries, such as local longline fleets and artisanal fisheries, be compiled and that where necessary catch monitoring programs identifying catch to species be developed.

## **2. DATA**

The data used in the assessment had been initially prepared for use in Stock Synthesis (Methot 2009), but were then aggregated into annual observations for all fisheries combined for use in the surplus production model used for the assessment. The size-frequency data were not incorporated in the production model, for which the data inputs are catch and indices of abundance.

### **2.1. Definitions of the fisheries**

Twenty-two fisheries and two surveys were defined for this assessment. They were based on gear type, flag, units of reported catch (numbers or weight), and analyses of the spatial distribution of sailfish catch. Sailfish are generally most abundant along the coasts of Central and South America between about 20°N and 20°S, with latitudinal movement associated with warm water temperatures (Joseph *et al.* 1974). Sailfish are not found in great abundance on the high seas (Kume 1973; Joseph *et al.* 1974). This fact was exploited to develop estimates of the catch of sailfish by fisheries in which they are pooled with other billfish, particularly the short-billed spearfish (*Tetrapturus angustirostris*), in reported catch

Kume (1973) analyzed the spatial distribution of sailfish catch, using the data from the early years (1963-1970) following the full expansion of the Japanese longline fishery into the EPO. That analysis of catch and catch rates in waters proximate to Central and South America (Kume 1973: Research Area, Figure 2) showed that the abundance of sailfish dropped significantly as distance from the coast increased (Kume 1973: Table 2). Joseph *et al.* (1974) reported that “sailfish are extremely abundant within 600 miles” of the coast and that the catch of sailfish decreases rapidly beyond 1,000 miles

The fisheries defined for this assessment are shown in Table A

## 2.2. Catch<sup>1</sup>

**TABLE A.** Fisheries (F) and surveys (S) defined for this assessment. LL: longline; PS: purse seine; RG: recreational gear; nSFA: number of sailfish; nBIL: number of mixed sailfish and spearfish; tSFA: tons of sailfish. Purse-seine fisheries are associated with dolphins (DEL), floating objects (OBJ), and unassociated tunas (NOA).

Fishery	Description & area	Period	Catch units <sup>**</sup>
F1	Japanese LL coast	1964-1970	nSFA
F2	Japanese LL coast	1971-1993	nBIL
F3	Japanese LL coast	1994-2011	nSFA
F4	Japanese LL high seas	1964-1993	nBIL * 0.1
F5	Japanese LL high seas	1994-2011	nSFA
F6	Korean LL coast	1975-2011	nSFA
F7	Korean LL high seas	1975-2011	nSFA
F8	Korean LL coast	1992-1994 & 2003-2004	tSFA
F9	Korean LL high seas	1992-1994 & 2003-2005	tSFA
F10	Chinese Taipei LL coast	1964-2011	nBIL
F11	Chinese Taipei LL high seas	1964-2011	nBIL * 0.1
F12	EPO PS coast, DEL	1993-2011	nSFA
F13	EPO PS coast, NOA	1993-2011	nSFA
F14	EPO PS coast, OBJ	1993-2011	nSFA
F15	EPO PS high seas, DEL	1993-2011	nSFA
F16	EPO PS high seas, NOA	1993-2011	nSFA
F17	EPO PS high seas, OBJ	1993-2011	nSFA
F18	Mexican LL coast	1980-1989	nSFA
F19	Mexican LL high seas	1980-1989	nSFA
F20	Mexican RG	1990-2008	nSFA
F21	Mexican artisanal Gulf of Tehuantepec	2005-2008	nSFA
F22	Other industrial LL	1991-2011	tSFA
S1	Japanese LL N-Equatorial	1994-2011	nSFA
S2	Japanese LL S-Equatorial	1994-2011	nSFA

The catch histories for a number of the fisheries in the assessment are problematic. The catch of sailfish by Japanese longline fisheries described by Kume (1973) is known to species, year, and small area, but in general, prior to about 1994, catches of sailfish were pooled with those of spearfish in reported catch by longline fisheries. This mixed-species reporting continues to be the norm for longline fisheries of Chinese Taipei. The tuna purse-seine fisheries of the EPO have operated for many decades, but the magnitude of catch of billfish is unknown prior to the early 1990s, when scientific observers initially placed on vessels to monitor marine mammal interactions began collection of these data. A similar situation is evidenced by the catch data of the recreational fisheries of Mexico, for which annual catch data have been reported by Fleischer *et al.* (2009) for the 1990-2008 period, and for the other recreational fisheries of Central and South America, for which we know of no reliable data on catches of sailfish. Finally, the catch estimates for the artisanal fisheries of the Gulf of Tehuantepec were developed from a published catch rate series and the associated effort, reported as sample size. These data are available for the short period, 2005-2008, during which a study on relative seasonal abundance and size frequency was conducted. The full magnitude of the catches made by the smaller-vessel longline fisheries targeting tuna and non-tuna

<sup>1</sup> The catches used in the final assessment model are provided in Table 4.1

species, particularly those operating in waters off the coast Central America; and by the artisanal fisheries in Central and South America is not known.

Catches by the longline fisheries were compiled using reported monthly catches. This was not possible for the artisanal fishery operating in the Gulf of Tehuantepec or for the recreational fishery of Mexico, for which only annual catch data were available. The quarterly catch from these fisheries was estimated as follows.

Catch estimates for the artisanal fishery in the Gulf of Tehuantepec are considered minimums. Monthly estimates were obtained as the product of the monthly catch rate (number of fish per trip) and monthly number of trips (sample size  $n$ ) obtained from Cerdáñoles-Ladrón *et al.* (2012; Figure 2), and were then totaled by quarter.

The annual reported catches of sailfish by the recreational fisheries of Mexico (Fleischer *et al.* 2009) for the 1999–2008 period were adjusted using the annual sampled release rates and an estimated post-release mortality rate of 25% (Hinton and Maunder 2011). Release rates prior to 1999 were lower than those observed in later years.<sup>2</sup> During 1999–2008, the average self-reported release rate for the Los Cabos fleet was 79%, while the sampled release rate was 68%. The Los Barriles fleet self-reported release rate over the same period was about 64%, 15% less than that of the Los Cabos fleet. Assuming the same reporting error rate for Los Barriles as observed for Los Cabos, the average reporting rate for the pooled fleets was adjusted using the ratio of the observed and self-reported release rates from Los Cabos. The reported catches for years prior to 1999 were decreased by 62% using this estimated release rate. However, not all fish released survive.

The most extensive study of billfish survival following capture by recreational gear was conducted on striped marlin (Domeier *et al.* 2003) and estimated an overall survival rate of about 25%; however, the mortality rate for fish released in good condition was about 10%. Kerstetter and Graves (2008) estimated a similar rate, 12%, for sailfish captured on longline gear; they reported that 69% (20 fish) survived from hooking until line retrieval. Of the 15 fish they tagged, 12 had fitness scores of eight or higher on a 10-point scale. These results suggest that the mortalities of sailfish that might have been in poor condition as a result of the capture event were not available for the tag and release survival study, as they had died by the time of longline retrieval. Given the similar estimates of survival of fish in good condition reported in both these studies, and the lack of sailfish in poor condition in the survival analysis of Kerstetter and Graves (2008), a post-release survival rate of 25% was used in estimates of total mortalities from recreational fisheries, which is consistent with previous assessments (Hinton and Maunder 2011).

In order to account for the seasonal presence and movement of sailfish along the coast of the Americas (Kume and Joseph 1969), the reported annual catches by the recreational fishery of Mexico and by the Japanese longline fishery (1964–1970) were apportioned to quarters based on the averages of the quarterly catch rates (Cerdáñoles-Ladrón *et al.* 2012) from the artisanal fishery. Proportions used were 0.15 for quarter 1; 0.28 for 2; 0.38 for 3; and 0.19 for quarter 4.

The catches of sailfish and spearfish were pooled in the reported catches of Japan until 1993, when a logbook and reporting system was instituted in which sailfish and spearfish were reported at the species level. Implementation of the reporting system was completed in 1994, since many Japanese longline vessels return to home ports only once each year or less. Analysis of the post-1993 catch of these species in the Research Area of Kume (1973) showed that 1,080 sailfish and 52 spearfish (4.6% of the pooled catch) were taken from the region. The low total catch numbers for sailfish in the area resulted from a westward shift in the spatial distribution of the fisheries following the adoption of Exclusive Economic Zones, but the distribution patterns described by Kume (1973) persist. Based on this analysis, the reported catches of mixed sailfish and spearfish were used as the estimate of sailfish catch from the Research Area

<sup>2</sup> L. Fleischer. 2010. Pers. comm. Release rates were lower in years prior to 1999. 3 September 2010. La Jolla, California.

for reported catches of Chinese Taipei and Japan.

During 1993-2011, sailfish accounted for about 5% (14,250 of about 265,750 fish) of the reported catches by Japanese longline vessels of spearfish and sailfish combined from the waters west of the Research Area. However, the proportion has declined steadily, from about 13% in 1994 to less than 2% in recent years. Therefore, for years and fisheries in which catch was not reported by species, sailfish was assumed to have accounted for 10% of the reported catch of mixed sailfish and spearfish in the high-seas area.

### **2.3. Discards**

Discard data, obtained by on-board observers, were available for the EPO tuna purse-seine fishery only. No discard data were available from other fisheries.

### **2.4. Indices of abundance**

It is preferred to have a catch rate time series that covers the temporal and spatial extent of fisheries harvesting a resource. In this assessment, due to common practice in longline fisheries to report sailfish and spearfish in a single category and to the significant changes in the spatial distribution of the Japanese longline fisheries in the EPO over time (Hinton 2009), there is no single catch rate time series that extends over the area and time period of the fisheries taking sailfish in the EPO.

Abundance indices for a number of fisheries (F1, F5, F12, F12/13, F15/16, F18/19, F20 and F21) were considered for use in the assessment. Most were plagued by low numbers of observations, short temporal coverage, and lack of detailed data needed for modeling. Two indices which showed consistency, covered much of the same time period (including more recent years), and which were from geographically separated areas within the EPO were chosen for use in the assessment.

The first index was from the recreational fishery of Mexico during 1990-2008. It was estimated using the catch and effort series presented by Fleischer *et al.* (2009). The second was for the Japanese high-seas longline fishery in the region bounded by the equator and 10°N from 92°W to 150°W. This latter index was developed using a delta-lognormal model (Pennington 1983) fitted in TIBCO Spotfire S+ 8.2 . Initial identification of model parameters was made using functions “step.glm” and “stepAIC”. Final selection of model parameters was made by comparing the decrease in the Akaike Information Criterion (AIC) resulting from the addition of the individual parameters suggested by the initial fittings, and including only those that resulted in a decrease in AIC of O(100) (Burnham and Anderson 1998). Initial model scopes included parameters for position, in latitude and longitude and in distance from the nearest point on the American continents, and for oceanographic conditions that might be expected to be correlated with the presence and vulnerability of sailfish. The models selected, with parameters in order of selection, were:

$$\text{CPUE} = \text{Intercept} + \text{Month} + \text{Year} + \text{Latitude}$$

$$P(\text{sailfish catch recorded} | \text{fishing effort}) = \text{Intercept} + \text{Year} + \text{Latitude} + \text{Month}$$

### **2.5. Size-composition data**

The few available size-frequency data for the principal fisheries were eye-fork length (EFL) measurements. Measurements were aggregated into 2-cm length intervals by quarter for the Japanese longline (F4 and F5) and for the purse-seine (F12 and F13) fisheries. The number of samples for the longline fisheries was extremely low, covering only 44 quarters with sample sizes ranging from one to 45 measurements per quarter. Sampling coverage of the purse-seine fishery was high, with 87 quarterly observations in the coastal (F12) and 79 in the high-seas (F13) fisheries. Numbers of sailfish measured in a quarter averaged about 125 in the coastal fishery, and about 15 in the high-seas fishery, where sailfish occur less frequently in the catch.

Annual size-frequency distributions for the artisanal fishery in the Gulf of Tehuantepec, taken from Cerdáñoles-Ladrón *et al.* (2012: Figure 3), were digitized as numbers of fish in 5-cm intervals .

## 2.6. Age-composition data

No age-composition data were available.

## 3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

### 3.1. Biological and demographic information

#### 3.1.1. Growth

Sailfish grow rapidly, and by age two may be expected to reach or exceed 100 cm eye-fork length (EFL) (Cerdenares-Ladrón *et al.* 2011; Ramírez-Pérez *et al.* 2011).

Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011) examined 477 sailfish captured in the artisanal fisheries of the Gulf of Tehuantepec and identified individuals of age 1 to 11 years and ranging in EFL from about 80 to 220 cm: only 7% of these individuals had EFL > 180 cm. The growth rates estimated in their study were consistent with high growth rates reported by others (see summary of studies and parameter estimates in Table III of Cerdenares-Ladrón *et al.* 2011).

Ramírez-Pérez *et al.* (2011) examined 572 sailfish captured in the recreational fishery in and near the Gulf of California. They identified sailfish of ages 1 to 9 years, and ranging in EFL from about 96 to 198 cm. They estimated that sailfish reached lengths of about 71 cm by age 1, 104 cm by age 2, 127 cm by age 3, and 160 cm by age 4. After age 4 they estimated that sailfish grew at a rate of about 13 cm per year. These results were consistent with those of Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011) and the studies noted therein.

Ramírez *et al.* (2011) reported a statistically-significant difference in the growth curves of males and females. The average absolute value of the difference between the estimated length-at-age for males and females of ages 1-9 was less than 3 cm, which, in the context of the assessment model wherein size-frequency data have been compiled into length intervals of 2 and 5 cm, is an insignificant difference. Considering that the size-frequency data used in the assessment are not known by sex and that Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011) included fish up to age 11 and sizes up to 22 cm greater in length than those of Ramírez *et al.* (2011), the pooled-sex von Bertalanffy growth model of Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011) was selected for use in the assessment. Parameters and confidence intervals from Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011) were  $L_{\text{inf}} = 180.6$  cm (176-186 cm); Brody growth coefficient ( $k$ ) = 0.36 (0.34-0.39); and age at length zero ( $t_0$ ) = -0.24 (-0.30 to -0.18). Length at age  $t$  is estimated as:

$$L(t) = 180.6(1 - e^{-0.36(t+0.24)})$$

The  $L_{\text{inf}}$  parameter may be estimated or specified in Stock Synthesis, and in the assessment it was fixed for males and females at 188 cm. The von Bertalanffy equation in Stock Synthesis does not use the standard  $t_0$  parameterization and instead was parameterized with the length at age 1 equal to 65 cm for females and males.

The mean ( $\mu$ ), standard deviation ( $\sigma$ ) and coefficient of variation (CV) of length-at-age for ages 2-11 years were estimated from data of Cerdenares-Ladrón *et al.* (2011; p. 493, Table 1). Due to the low sample sizes for some ages, a constant CV of 9% was used in the assessment.

In Stock Synthesis a weight-length relationship is used to calculate biomass and to enable converting data, which may be provided in units of weight or length, into common units for analysis. In this assessment round weight [RW(kg)] was estimated from EFL (cm) using

Age	n	$\mu$	$\sigma$	CV
2	5	104.0	17.46	16.8
3	16	146.6	12.74	8.7
4	67	160.0	12.49	7.8
5	154	160.4	9.80	6.1
6	115	166.4	12.42	7.5
7	58	167.4	11.13	6.6
8	26	171.9	12.58	7.3
9	21	176.4	15.66	8.9
10	6	168.3	15.06	8.9
11	7	188.6	15.74	8.3

the weight-length relationship of Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011):

$$RW = 5.0 \times 10^{-5} (EFL)^{2.6}$$

This choice was consistent with the choice of the assessment growth model (Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011).

### 3.1.2. Natural mortality

The instantaneous natural mortality rate ( $M$ ) of sailfish is not known. Given that most sailfish apparently live no longer than about 11 years, in this assessment we used a constant annual  $M$  of 0.5 which is consistent with rates used in assessments of other billfish with similar life histories (e.g. Hinton and Maunder 2007; Hinton and Maunder 2011).

### 3.1.3. Recruitment and reproduction

Hernández and Ramírez (1998), using histological analyses of sailfish ovaries and values of gonad indices, found that the length-at-first-maturity of females was on the order of 150 cm and that the length at 50% maturity was about 175 cm. They found that these values were consistent with those of previous studies conducted in the EPO. The proportion of females that are mature by EFL (cm) (Hernández and Ramírez 1998: Figure 5) is given by:

$$P(\text{mature females}) = (1 + e^{(34.3719 - 0.1962435 \times EFL)})^{-1}$$

The maturity schedule in the assessment was set by evaluating the function for proportion of females that are mature at the estimated mean EFL by age (Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011: p. 494, Table II). The vector of the proportion of females mature by age 0 to 11 =

$$[0.0, 0.0, 0.0, 0.0001, 0.0016, 0.0101, 0.0619, 0.1160, 0.2200, 0.3867, 0.4342, 0.9186].$$

In the Atlantic Ocean sailfish may spawn multiple times in a season (deSylva and Breder 1997), but this appears not to be the case in the EPO (McDowell 2002). In the EPO spawning occurs throughout the year at locations with suitable conditions (Kume and Joseph 1969; Hernández and Ramírez 1998; Ramírez *et al.* 2011), which results in a sequence of spawning locations extending from the equatorial region northward over the course of a year (McDowell 2002). Identified locations and times of spawning extend from Costa Rica [December-March] to Guatemala [January-April], and from southern to northern Mexico over a period of about seven months [May-November]. We assume that recruitment occurs in all seasons and that recruitment may vary among seasons.

It is generally considered that environmental conditions are the principal influence on recruitment levels of the pelagic tunas and tuna-like species, including sailfish, and that recruitment is not substantially reduced in response to changes in the level of spawning biomass. Therefore, a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (Beverton and Holt 1957) was used in the assessment. In the Stock Synthesis model, the Beverton-Holt relationship has been parameterized to include steepness ( $h$ ) (Francis 1992, Appendix 1). Steepness is that fraction of the recruitment to an unexploited stock ( $R_0$ ) that would be produced by a spawning biomass that has been reduced to 20% of the unexploited spawning biomass ( $S_0$ ), i.e.  $hR_0 = \Psi(0.2S_0)$ , where  $\Psi$  is the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice it is often difficult to estimate steepness, because of a lack of contrast in observations of spawning biomass and because other factors (e.g. environmental) may cause extreme variability in recruitments from a given spawning biomass. Simulation analyses have shown that estimation of steepness is problematic, with large uncertainty and frequent estimates equal to 1, even when the true steepness is moderately less than 1 (Conn *et al.* 2010, Lee *et al.* 2012).

There was no information on relationships of recruitment and spawning stock size for sailfish in the EPO, so  $h = 0.90$  was used in the assessment. Sensitivity analyses were carried out with  $h = [0.75, 1.0]$  to investigate the effect of various strengths of, and of no, stock-recruitment relationships.

### **3.1.4. Movement**

The assessment did not include explicit parameters for movement within the EPO. There is very little information on the movements independent of changes in catch rates that have been associated with changes in the distribution of sea surface temperature. It was assumed that the population was randomly mixed at the beginning of each year (or season) and, though not explicitly modeled, some aspects of movement within the EPO, such as that suggested to lead to variations in the spatial distribution of size-frequency, were accommodated by differences in selectivity and catchability using a spatial definition of the fisheries.

### **3.1.5. Stock structure**

The stock structure of sailfish is relatively well known in the Pacific. In comparison to the other billfish species, sailfish are found in highest abundance in waters relatively near the continents and the Indo-Pacific land masses bordering the Pacific Ocean (Howard and Ueyanagi 1965) and only infrequently in the high seas separating them. This separation led Kume and Joseph (1969) to suggest that, regardless of the genetic signatures in the population centers, the regions of abundance in the EPO and in the western Pacific should be managed separately.

Subsequent genetic analyses (McDowell 2002) found that the apparent population centers in the Pacific Ocean are centers of genetically differentiated stocks that result from their separation by distance. McDowell confirmed that the sailfish in the EPO were of a single genetic stock separated from the sailfish stock(s) of the Indo-west Pacific.

It is therefore considered that examinations of local depletions and assessments of the sailfish of the EPO are appropriate without including model parameters for transboundary movements of individuals.

## **3.2. Environmental influences**

Environmental data were used in the catch-rate standardization (Section 2.4).

## **4. STOCK ASSESSMENT**

The assessment was conducted using a surplus production model, after determining that the data available were insufficient to support an assessment using Stock Synthesis (Methot 2009), a sex-specific, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model. The data included in the assessment were those available on 14 March 2013, and determined, to a great degree, the structure of the assessment model.

Preparation for analysis using Stock Synthesis required compilation of estimates of a number of population characteristics, such as natural mortality rate, growth rates, and length at first maturity, were obtained from studies and were included in the assessment as assumed or fixed parameters. In the initial steps of the assessment, Stock Synthesis was fitted to a suite of scenarios, in seasonal and annual models, using the method of maximum likelihood. The value of the negative log-likelihood from each of the scenarios was used for evaluation and comparison of results.

It became apparent from estimates of stock productivity, biomass levels, and fishing mortality rates that either this stock had uncharacteristically low productivity (low natural mortality or low steepness of the stock-recruitment relationship) and high standing biomass or, most probably, that a large amount of catch was missing in the data compiled for the assessment. Attempts were made to estimate the catch for fisheries which have not reported sailfish catch by species (*e.g.*, Chinese Taipei and Japan in the period prior to 1994) due to the practice of longline vessels of reporting sailfish and spearfish together in landings statistics. In addition, there are small- and medium-scale longline fisheries and artisanal fisheries

**TABLE 4.1.** Estimated total catch (t) and catch rate indices used in the surplus production model for sailfish in the EPO. LL = longline fishery; RG = recreational fishery.

Year	Catch (t)	JPN LL	MEX RG
1990	801.4		0.360
1991	1711.2		0.290
1992	5027.9		0.200
1993	3829.3		0.210
1994	2776.7	0.029	0.170
1995	2003.2	0.035	0.180
1996	1674.8	0.026	0.190
1997	2840.2	0.020	0.210
1998	2142.2	0.025	0.210
1999	1675.1	0.035	0.150
2000	2275.0	0.022	0.180
2001	2125.9	0.012	0.100
2002	2229.6	0.013	0.070
2003	1877.1	0.026	0.090
2004	1865.5	0.012	0.110
2005	1133.5	0.017	0.090
2006	1262.0	0.009	0.050
2007	1146.0	0.008	0.040
2008	543.4	0.011	0.070
2009	276.0	0.017	
2010	356.3	0.056	
2011	317.9	0.019	

Japanese longline fishery (1994-2011) in the region bounded by the equator and 10°N from 92°W to 150°W. The catch was converted from numbers to weight in the Stock Synthesis model to take into account fishery selectivity. The data used in the assessment are presented in Table 4.1.

Gilbert's (1992) version of the Pella-Tomlinson model was used (see the Appendix of Maunder 2001):

$$B_{t+1} + \frac{r}{\left[ \frac{1}{m} - 1 \right]} \left[ \frac{B_t^m}{B_0^{m-1}} - B_t \right] - C_t \quad (1)$$

$$\frac{B_{MSY}}{B_0} = \frac{1}{\left[ m^{\frac{1}{m-1}} \right]} \quad (2)$$

$$r = \frac{MSY}{B_{MSY}} \quad (3)$$

where MSY = maximum sustainable yield,  $B$  = biomass, and  $m$  = the shape parameter that determines the biomass level corresponding to MSY. The model was fitted to the indices of abundance using the method of maximum-likelihood estimation (MLE).

operating in Central America which are known to capture sailfish and for which data were not available. We were unable to identify a means to satisfactorily estimate this catch in order to obtain reliable estimates of stock status and trends using Stock Synthesis

The results obtained from the assessment conducted using the surplus production model suffer from these same limitations in data, and show results consistent with those obtained in analyses conducted using Stock Synthesis. The surplus production model was used to simplify the illustration of the issues in the stock assessment.

#### 4.1. Assessment model structure

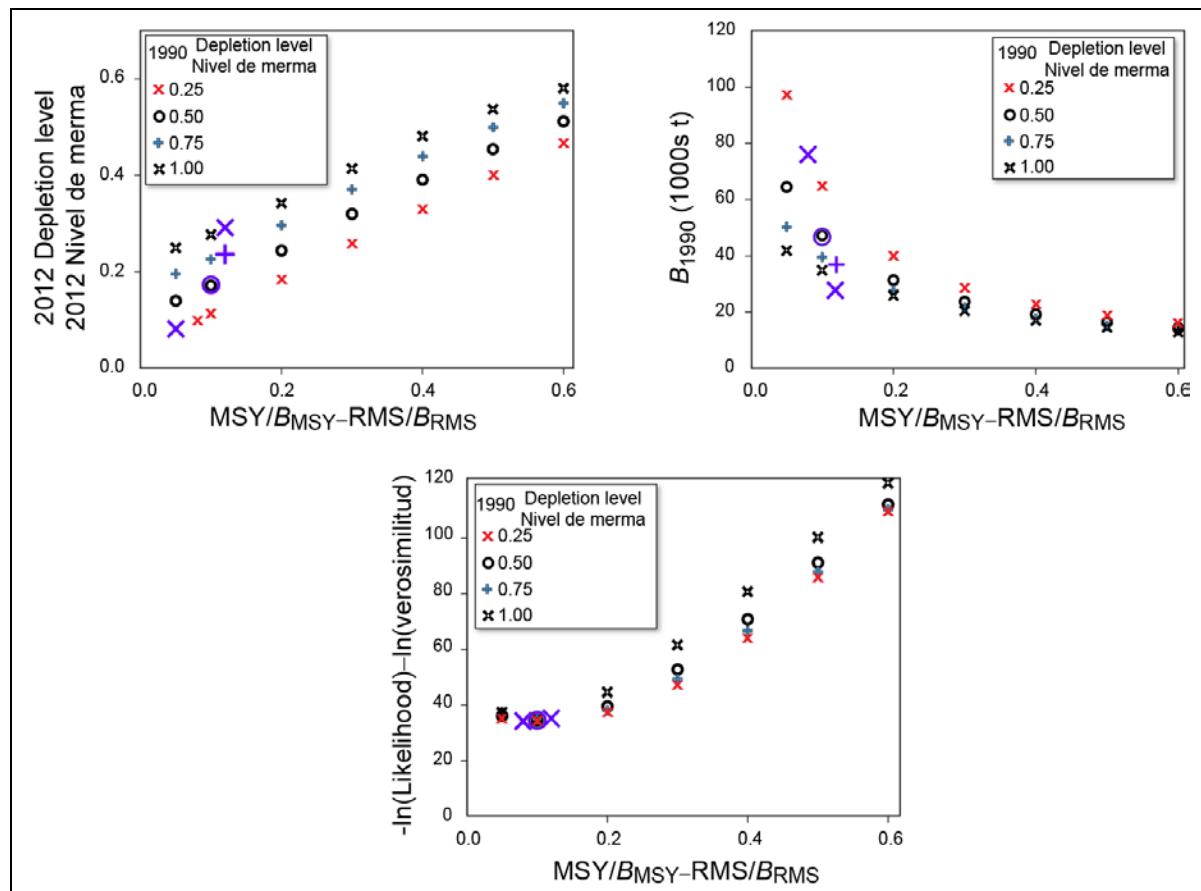
The data included in the assessment were the reported catch for the 1990-2011 period and two abundance indices, the first from the recreational fisheries of Mexico (1990-2008) and the second from the

It was assumed that this species has a life history similar to related species. Therefore the shape parameter ( $m$ ) was assumed to be 0.5, corresponding to a  $B_{\text{MSY}}/B_0 = 0.25$ , a level consistent with that for similar species.

Model dynamics were examined by fitting across a range of values of stock productivity  $r = [0.05, 0.1, 0.2, \dots, 0.5]$  and of initial model year (1990) stock depletion levels  $B_{1990}/B_0 = [0.25, 0.50, 0.75, 1.00]$ . In addition, the MLE estimate of stock productivity,  $r$ , was obtained at the stock depletion levels noted above.

#### 4.2. Assessment results

The results of fitting the surplus production model across the range of values described above is presented in Figure 4.2.1 and Table 4.2. At all levels of initial stock depletion, the best model fits were obtained at unrealistically low levels of stock productivity ( $r \approx 0.1$  to 0.2). This result would be expected if there were catch taken from the stock, particularly in the early part of the modeling time period, which was not included in the model. It follows that estimates of management parameters that would be obtained from the model, such as MSY or the current level of fishing effort relative to the level corresponding to MSY, would depend on the assumed productivity level or, in the context of the Stock Synthesis model, assumed steepness or natural mortality, *i.e.* based on information external to the model.

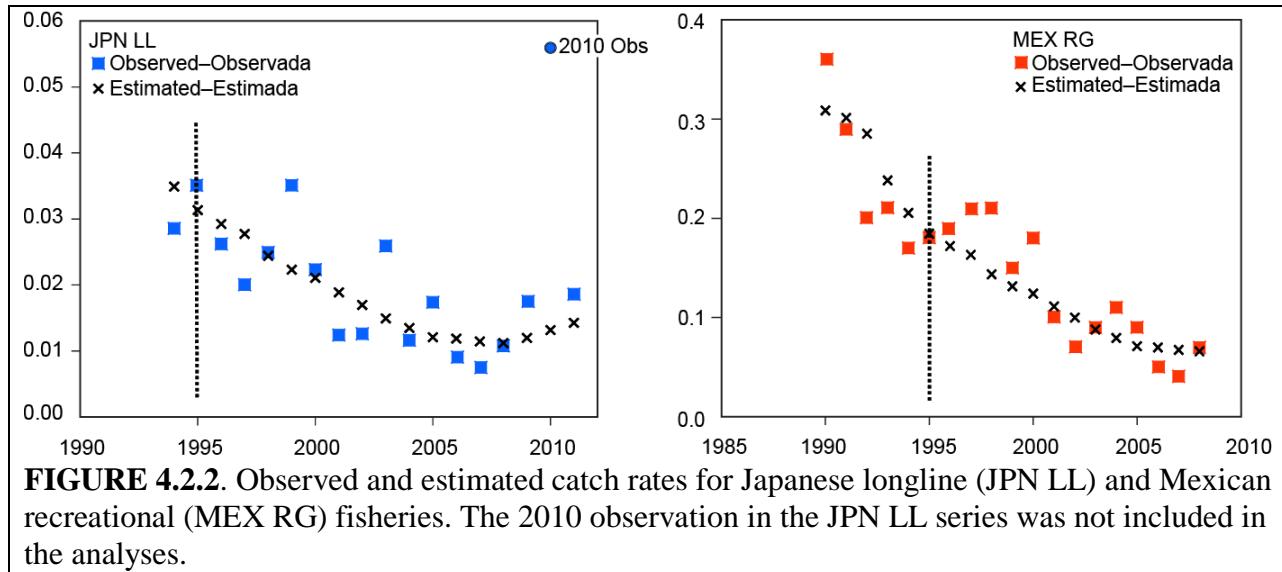


**FIGURE 4.2.1.** Estimates of sailfish stock biomass in the EPO in 1990 ( $B_{1990}$ ; the first year in the stock production model) and level of biomass depletion in 2012; and the  $-\ln(\text{likelihood})$  from fitting the model at fixed values of stock depletion in 1990 and  $\text{MSY}/B_{\text{MSY}}$ . The maximum likelihood estimates for 1990 stock depletion,  $B_{1990}$ , and  $\text{MSY}/B_{\text{MSY}}$  are shown in purple.

**TABLE 4.2.** Parameter estimates and likelihood measures from fitting the surplus production model across a range of stock productivity ( $r$ ), and depletion levels at MSY ( $B_{\text{MSY}}/B_0$ ).

$r$	0.05	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	MLE
$B_{1990}/B_0 = 0.25$								
-ln(Like)	34.95	34.62	44.63	61.53	80.68	100.25	119.70	34.18
$B_{2012}/B_0$	0.08	0.11	0.18	0.26	0.33	0.40	0.46	0.10
$B_0$	97,382	64,781	39,465	28,665	22,636	18,787	16,119	75,964
$B_{1990}/B_0 = 0.50$								
-ln(Like)	36.13	34.46	39.49	52.76	70.85	91.09	111.95	34.46
$B_{2012}/B_0$	0.14	0.17	0.24	0.32	0.39	0.45	0.51	0.17
$B_0$	64,496	47,312	31,326	23,717	19,260	16,332	14,262	46,707
$B_{1990}/B_0 = 0.75$								
-ln(Like)	36.86	34.94	37.98	49.22	66.64	87.75	110.25	34.82
$B_{2012}/B_0$	0.20	0.23	0.30	0.37	0.44	0.50	0.55	0.24
$B_0$	50,216	39,507	27,782	21,563	17,751	15,202	13,388	36,935
$B_{1990}/B_0 = 1.00$								
-ln(Like)	37.36	35.44	37.46	47.33	64.07	85.80	109.95	35.19
$B_{2012}/B_0$	0.25	0.28	0.34	0.41	0.48	0.54	0.58	0.29
$B_0$	41,855	34,860	25,815	20,421	16,933	14,554	12,864	32,103
$r_{\text{MLE}} = 0.08$								
$r_{\text{MLE}} = 0.10$								
$r_{\text{MLE}} = 0.12$								

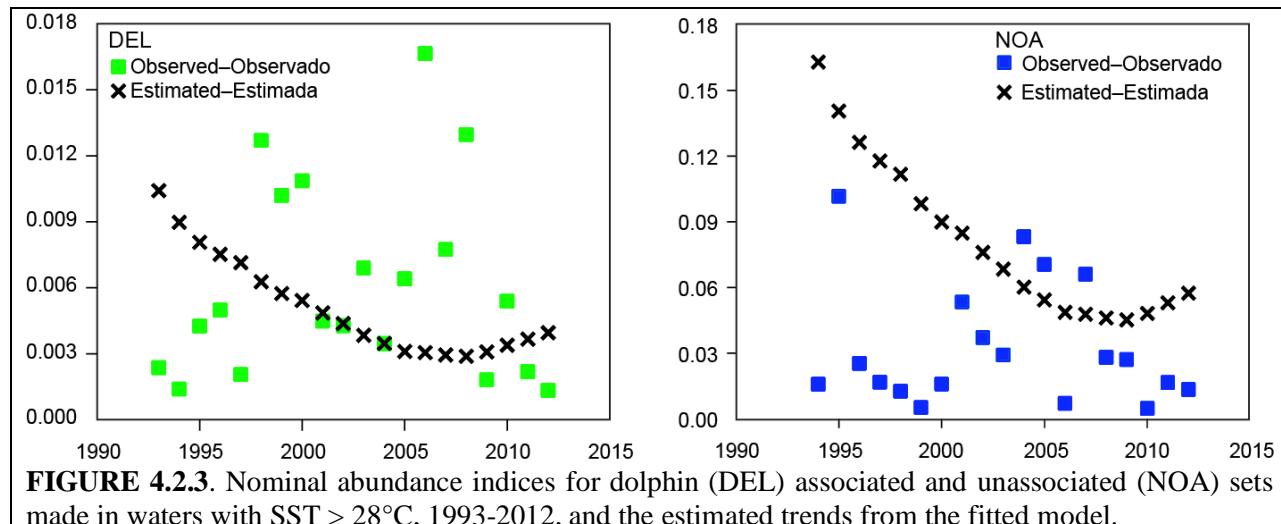
The trends in catch rate indices are assumed to be proportional to annual stock biomass. The observed and fitted estimates of annual catch rate indices used in the assessment are presented in Figure 4.2.2. Both indices show a decline in abundance over the period from 1990 to about 2005, after which the estimated catch rates levelled off. Data for the Mexican recreational fishery (MEX RG) were not available for years after 2009, during which there is an indication of stability to a slight increasing trend in the Japanese longline (JPN LL) index of abundance.



**FIGURE 4.2.2.** Observed and estimated catch rates for Japanese longline (JPN LL) and Mexican recreational (MEX RG) fisheries. The 2010 observation in the JPN LL series was not included in the analyses.

Nominal indices of abundance based on sailfish taken in dolphin-associated (DEL) and unassociated (NOA) purse-seine operations were estimated as the multiple of the probability that a sailfish would be

observed in a set (a positive set) and the average catch-per-set in positive sets. These indices for sets made in waters with sea surface temperature greater than 28°C are presented in Figure 4.2.3, along with the estimated DEL and NOA indices from the fitted model. In contrast to the JPN LL and MEX RG indices, the estimated trends do not follow the purse-seine abundance indices during 1993-2011.



#### 4.3. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

#### 4.4. Comparison to previous assessment

There was no previous assessment of sailfish in the EPO.

### 5. STOCK STATUS AND RECOMMENDATIONS

The objective of the Antigua Convention is to “... ensure the long-term conservation and sustainable use of the fish stocks covered by [the] Convention, in accordance with the relevant rules of international law, ...” and calls on the Members of the Commission to “... determine whether, according to the best scientific information available, a specific fish stock ... is fully fished or overfished and, on this basis, whether an increase in fishing capacity and/or the level of fishing effort would threaten the conservation of that stock.”

It is not possible to determine the status of the sailfish stock in the EPO based on the results of this assessment, because the values of commonly-used management parameters, such as MSY, that are used in making these determinations cannot in this case be derived from the model results because the results do not provide reliable information on stock productivity and the biomass level corresponding to MSY.

Based on the indices used in the model, the abundance of sailfish trended downward over 1994-2009, after which it remained relatively constant or increased slightly, based on the single abundance index available after 2009.

The reported level of recent catch is on the order of 500 t, which is significantly less than the average reported annual catch of about 2,100 t during 1993-2007. Considering the fisheries of the EPO, the actual catch prior to 1993 was likely at least on the order of the recent average annual catch.. Since the current level of harvest has continued for a long period of time, it is expected that the stock condition will not deteriorate if catch is not increased above current levels.

A precautionary approach that does not increase fishing effort directed at sailfish and which closely monitors catch is recommended. A reliable assessment of status and trends of the sailfish stock in the EPO is not possible without reliable estimates of catch.

It is recommended that historical data on catches of sailfish be obtained wherever possible, and that existing data from current fisheries, including recreational, smaller longline vessel operations, and artisanal fisheries, be identified for use in assessments.

## REFERENCES

- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations, Ministry of Agriculture and Fisheries, London, Series II XIX*: 533.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 1998. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. New York, Springer-Verlag. 349 p.
- Cerdeñares-Ladrón de Guevara, G. 2011. Biología del pez vela *Istiophorus platypterus* (Shaw and Notter, 1972) en el Golfo de Tehuantepec. Ph.D. thesis, INP-CICIMAR México, 142 pp..
- Cerdeñares-Ladrón de Guevara, G., E. Morales-Bojórquez, S. Ramos-Carrillo, & G. González-Medina. 2012. Variation in relative abundance and mean size of sailfish in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas* 38(3): 551-562.
- Conn, P. B., E. H. Williams and K. W. Shertzer. (2010). When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(3): 511-523.
- de Silva, D. P., and P. R. Breder. 1997. Reproduction, gonad histology, and spawning cycles of north Atlantic billfishes (Istiophoridae). *Bull. Mar. Sci.* 60: 668-697.
- Domeier, M.L., H. Dewar, and N. Nasby-Lucas. 2003. Mortality rate of striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught with recreational tackle. *Marine and Freshwater Research* 54: 435-445.
- Fleischer, L., A., K. Traulsen, and P. A. Ulloa Ramírez. 2009. Mexican progress report on the marlin and swordfish fishery. ISC Billfish Working Group. Honolulu, Hawaii, USA, International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1/14, 46 p.
- Francis, R. I. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies - A case-study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(5): 922-930.
- Gilbert, D.J. 1992. A stock production modeling technique for fitting catch histories to stock index data. *New Zealand Fisheries Assessment Res. Doc. 92/15*. [Available from National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), Greta Point, P.O. Box 297, Wellington, N.Z.)
- Hernández-Herrera, A. and M. Ramírez-Rodriguez. 1998. Spawning seasonality and length at maturity of sailfish *Istiophorus platypterus* off the pacific coast of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 63(3): 459-467.
- Hinton, M.G. 2009. Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. *Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission*. 10: 229-252.
- Hinton, M.G. and M.N. Maunder. 2007. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific. *Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission*. 7: 249-282.
- Hinton, M.G. and M.N. Maunder. 2011. Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009. *Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission*. 11: 163-218.
- Howard, J.K. and S. Ueyanagi. 1965. Distribution and relative abundance of billfishes (Istiophoridae). *Studies in Tropical Oceanography* 2: 134 p.
- Joseph, J., W.L. Klawe and C.J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. *NOAA Tech. Rep. NMFS/SSRF-675*: 309-331.
- Kerstetter, D.W. and J.E. Graves. 2008. Postrelease Survival of Sailfish Caught by Commercial Pelagic Longline Gear in the Southern Gulf of Mexico. *North American Journal of Fisheries Management* 28(5): 1578-1586.
- Kume, S. 1973. Catch variation of the sailfish caught by the longline fishery in the eastern Pacific Ocean, 1963-1970. *Bulletin of the Far Seas Fisheries Research Laboratory (Shimizu, Japan)* 8: 25-33.

- Lee, H-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. (2012) Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125-126: 254-261.
- Maunder M.N. (2001) A general framework for integrating the standardization of catch-per-unit-of-effort into stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 795-803.
- Maunder, M.N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. *Fisheries Research* 109: 311–319.
- McDowell, J. R. 2002. Genetic stock structure of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, based on nuclear and mitochondrial DNA. Ph.D. thesis, School of Marine Science. Gloucester Point, Virginia, College of William and Mary: xii, 229, [222] leaves : ill. (some col.), maps ; 229 cm.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. *Biometrics* 39(1): 281-286.

# **CONDICIÓN DEL PEZ VELA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2011 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO**

Michael G. Hinton y Mark N. Maunder

1.	Resumen .....	238
2.	Datos.....	239
3.	Supuestos y parámetros.....	243
4.	Evaluación de la población .....	245
5.	Condición de la población y recomendaciones .....	249
	Referencias .....	250

## **1. RESUMEN**

El presente informe describe la condición y las tendencias del pez vela (*Istiophorus platypterus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). La evaluación fue realizada con un modelo de producción excedente, tras determinar que los datos disponibles son insuficientes para permitir una evaluación con *Stock Synthesis*. Los datos usados fueron actualizados al 14 de marzo de 2013.

La abundancia máxima del pez vela ocurre en aguas relativamente cercanas a los continentes y las masas terrestres indopacíficas que lindan con el Océano Pacífico, y tan sólo infrecuentemente en las aguas de alta mar que los separan. Esta separación por su propia naturaleza sugiere que las regiones de abundancia en el OPO y en el Pacífico occidental deberían ser gestionadas por separado, y en este caso la separación ha resultado a lo largo del tiempo en poblaciones genéticamente distintas.

Los centros de la distribución del pez vela a lo largo del litoral del continente americano cambian en reacción a cambios estacionales de la temperatura del agua en la superficie y en la capa de mezcla. Se encuentra la especie con mayor frecuencia en aguas de más de unos 28°C, y está presente en aguas tropicales más cercanas a la línea ecuatorial en todos los meses del año. El desove tiene lugar frente al litoral mexicano durante el verano y otoño, y frente a Costa Rica durante el invierno, y tal vez durante todo el año en áreas con condiciones adecuadas. La proporción de sexos es altamente asimétrica hacia los machos durante el desove. Los cambios conocidos en la proporción de sexos entre las áreas de desove, y las distribuciones espaciotemporales de los índices de gónadas y las distribuciones de frecuencia de talla, que señalan peces más pequeños en alta mar, sugieren que podrían existir patrones dependientes de la madurez en la distribución de la especie en el OPO. El pez vela puede alcanzar una edad de unos 11 años en el OPO.

Las pesquerías principales que capturan pez vela en el OPO incluyen las pesquerías palangreras dirigidas hacia los atunes por buques grandes de Taipei Chino, Costa Rica, Japón, y Corea, las pesquerías palangreras dirigidas a los atunes y otras especies por buques de menor tamaño, particularmente aquellas que operan en aguas frente a Centroamérica, y las pesquerías artesanales y recreacionales de América Central y del Sur. Es también a veces capturado en las pesquerías de cerco dirigidas a los atunes tropicales.

## **Resultados clave**

1. No es posible determinar la condición de la población de pez vela stock en el OPO con respecto a parámetros específicos de ordenación, tal como el rendimiento máximo sostenible (RMS), porque las estimaciones de los parámetros usados para hacer estas determinaciones no pueden ser derivadas de los resultados del modelo. Esto se debe a que los resultados no brindan información fiable sobre la productividad de la población y el nivel de biomasa correspondiente al RMS.
2. La tendencia de la abundancia del pez vela fue descendente durante 1994-2009, tras lo cual entró en

- un periodo de abundancia entre relativamente constante y ligeramente ascendente.
3. Los niveles recientes de captura anual son de alrededor de 500 t, nivel significativamente menor que el promedio de unas 2.100 t durante 1993-2007.
  4. Los resultados del modelo sugieren que existen niveles importantes de captura no reportada. Las capturas reales antes de 1993 fueron probablemente alrededor o mayores de aquellas reportadas para 1993-2007. Suponiendo que haya existido este nivel de captura durante muchos años, se espera que la condición de la población no disminuirá si las capturas no aumentan por encima de los niveles actuales.
  5. Se recomienda un enfoque precautorio que no incremente el esfuerzo de pesca dirigido al pez vela y que de un seguimiento estrecho a la captura hasta que se disponga de suficientes datos para realizar una nueva evaluación.
  6. Es poco probable que se pueda realizar una evaluación fiable del pez vela en el OPO sin estimaciones fiables de la captura.
  7. Se recomienda:
    - a. obtener en todo caso posible datos históricos de captura de pez vela;
    - b. animar a las pesquerías que actualmente reportan sus capturas de pez vela combinadas con otras especies a reportar capturas por especie;
    - c. compilar los datos existentes de las pesquerías a pequeña escala, tales como las flotas palangreras locales y las pesquerías artesanales, y que en casos necesarios se desarrollen programas de seguimiento de capturas que las identifiquen por especie.

## 2. DATOS

Los datos usados en la evaluación fueron preparados inicialmente para uso en *Stock Synthesis* (Methot 2009), pero fueron entonces agrupados en observaciones anuales para todas las pesquerías combinadas para uso en el modelo de producción excedente usado en la evaluación. Los datos de frecuencia de talla no fueron incorporados en el modelo de producción, cuyos insumos de datos son captura e índices de abundancia.

### 2.1. Definiciones de las pesquerías

Para la presente evaluación se definieron 22 pesquerías y dos estudios. Se basaron en tipo de arte, pabellón, unidades de captura reportada (número o peso), y análisis de la distribución espacial de la captura de pez vela. El pez vela es generalmente más abundante a lo largo del litoral de América Central y del Sur entre aproximadamente 20°N y 20°S, con desplazamientos latitudinales asociados a temperaturas altas del agua (Joseph *et al.* 1974). No se encuentra la especie en gran abundancia en alta mar (Kume 1973; Joseph *et al.* 1974). Se aprovechó este hecho para desarrollar estimaciones de la captura de pez vela por pesquerías en las que es agrupado con otros peces picudos, particularmente el marlín trompa corta (*Tetrapturus angustirostris*), en la captura reportada.

Kume (1973) analizó la distribución espacial de la captura de pez vela, usando los datos del periodo temprano (1963-1970) subsiguiente a la plena expansión de la pesquería palangrera japonesa al OPO. Su análisis de la captura y las tasas de captura en aguas cercanas al litoral de América Central y del Sur (Kume 1973: Área de investigación, Figura 2) señaló que la abundancia del pez vela disminuía de forma importante a medida que aumenta la distancia de la costa (Kume 1973: Tabla 2). Joseph *et al.* (1974) informaron que « el pez vela es extremadamente abundante a menos de 600 millas » de la costa y que la captura de la especie disminuye rápidamente a partir de las 1,000 millas del litoral.

En la tabla A se detallan las pesquerías definidas para la presente evaluación.

## 2.2. Captura<sup>1</sup>

El historial de capturas de varias pesquerías en la evaluación es problemático. La captura de pez vela por las pesquerías palangreras japonesas descrita por Kume (1973) es conocida a nivel de especie, año, y área pequeña, pero en general, antes de aproximadamente 1994, las capturas de pez vela fueron agrupadas con aquellas de marlines la captura reportada por las pesquerías palangreras. Estos informes de especies mixtas siguen siendo la regla general en las pesquerías palangreras de Taipeí Chino. Las pesquerías atuneras de cerco del OPO han operado durante muchas décadas, pero se ignora la magnitud de la captura de peces picudos antes de principios de la década de 1990, cuando los observadores científicos asignados inicialmente a los buques para dar seguimiento a las interacciones con mamíferos marinos comenzaron a recolectar estos datos. La situación es similar con respecto a los datos de captura de las pesquerías recreacionales de México, para las cuales Fleischer *et al.* (2009) reportaron datos de capturas anuales correspondientes al periodo de 1990-2008, y las otras pesquerías recreacionales de América Central y del Sur, para las cuales no se sabe de datos fiables sobre las capturas de pez vela. Por último, las estimaciones de capturas de las pesquerías artesanales del Golfo de Tehuantepec fueron elaboradas a partir de una serie de tasas de captura publicada y el esfuerzo asociado reportado como tamaño de la muestra. Estos datos abarcan un periodo corto, 2005-2008, durante el cual se realizó un estudio de la abundancia estacional relativa y la frecuencia de tallas. Se ignora la magnitud completa de las capturas realizadas por las flotas de buques palangreros pequeños que pescan atunes y otras especies, particularmente aquellos que operan frente a Centroamérica, y por las pesquerías artesanales en América Central y del Sur.

Las capturas de las pesquerías palangreras fueron compiladas a partir de las capturas mensuales reportadas. Esto no fue posible en el caso de la pesquería artesanal que opera en el Golfo de Tehuantepec o la pesquería recreacional de México, para las cuales se dispuso de datos de capturas anuales solamente. La captura trimestral de estas pesquerías fue estimada como sigue.

Las estimaciones de captura de la pesquería artesanal en el Golfo de Tehuantepec son consideradas mínimas. Se obtuvieron estimaciones mensuales como producto de la tasa de captura mensual (número de peces por viaje) y el número mensual de viajes (tamaño de muestra *n*) obtenidos de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2012; Figura 2), y fueron entonces sumadas por trimestre.

Las capturas anuales de pez vela reportadas por las pesquerías recreacionales de México (Fleischer *et al.* 2009) durante 1999-2008 fueron ajustadas, usando las tasas de liberación anuales muestreadas y una tasa estimada de mortalidad posterior a la liberación de 25% (Hinton y Maunder 2011). Las tasas de liberación antes de 1999 fueron más bajas que aquellas observadas en años posteriores.<sup>2</sup> Durante 1999-2008 la tasa de liberación media autoreportada de la flota de Los Cabos fue 79%, mientras que la tasa de liberación muestreada fue 68%. La tasa de liberación autoreportada de la flota de Los Barriles durante el mismo periodo fue aproximadamente 64%, 15% menos que aquella de la flota de Los Cabos. Suponiendo la misma tasa de error en los informes de Los Barriles que aquella observada para Los Cabos, se ajustó la tasa de notificación media de las flotas combinadas usando el cociente de las tasas observadas y autoreportadas de Los Cabos. Las capturas reportadas durante los años antes de 1999 fueron reducidas un 62%, usando esta tasa de liberación estimada. No obstante, no todos los peces liberados sobreviven.

El estudio más extenso de la supervivencia de peces picudos posterior a su captura con artes recreacionales fue realizada con el marlín rayado (Domeier *et al.* 2003), y estimó una tasa general de supervivencia de aproximadamente 25%, pero la tasa de mortalidad de peces liberados en buena condición fue aproximadamente 10%. Kerstetter y Graves (2008) estimaron una tasa similar, 12%, para peces vela capturados con palangre; reportaron que el 69% (20 peces) sobrevivió la recuperación del palangre, y que de los 15 ejemplares que marcaron, 12 tuvieron una puntuación de ocho o más en una escala de 10. Estos resultados sugieren que las mortalidades de peces vela que podrían haber estado en

<sup>1</sup> En la Tabla 4.1 se presentan las capturas usadas en el modelo final de evaluación.<sup>1</sup>

<sup>2</sup> L. Fleischer. 2010. Com. pers. Las tasas de liberación son más bajas en los años previos a 1999. 3 de septiembre de 2010. La Jolla, California.

**TABLA A.** Pesquerías (F) y estudios (S) definidos para la presente evaluación. LL: palangre; PS: red de cerco; RG: arte recreacional; nSFA: número de peces vela; nBIL: número de peces vela y marlines mixtos; tSFA: toneladas de pez vela. Las pesquerías de cerco están asociadas a delfines (DEL), objetos flotantes (OBJ), y atunes no asociados (NOA).

Pesquería	Descripción y área	Período	Unidades de captura
F1	LL japonesa costera	1964-1970	nSFA
F2	LL japonesa costera	1971-1993	nBIL
F3	LL japonesa costera	1994-2011	nSFA
F4	LL japonesa de alta mar	1964-1993	nBIL * 0.1
F5	LL japonesa de alta mar	1994-2011	nSFA
F6	LL coreana costera	1975-2011	nSFA
F7	LL coreana de alta mar	1975-2011	nSFA
F8	LL coreana costera	1992-1994 & 2003-2004	tSFA
F9	LL coreana de alta mar	1992-1994 & 2003-2005	tSFA
F10	LL Taipéi Chino costera	1964-2011	nBIL
F11	LL Taipéi Chino de alta mar	1964-2011	nBIL * 0.1
F12	OPO PS costera, DEL	1993-2011	nSFA
F13	OPO PS costera, NOA	1993-2011	nSFA
F14	OPO PS costera, OBJ	1993-2011	nSFA
F15	OPO PS de alta mar, DEL	1993-2011	nSFA
F16	OPO PS de alta mar, NOA	1993-2011	nSFA
F17	OPO PS de alta mar, OBJ	1993-2011	nSFA
F18	LL mexicana costera	1980-1989	nSFA
F19	LL mexicana de alta mar	1980-1989	nSFA
F20	Mexicana recreacional	1990-2008	nSFA
F21	Mexicana artesanal Golfo de Tehuantepec	2005-2008	nSFA
F22	Otra LL industrial	1991-2011	tSFA
S1	LL japonesa N-ecuatorial	1994-2011	nSFA
S2	LL japonesa S-ecuatorial	1994-2011	nSFA

mala condición como resultado de ser capturados no estuvieron disponibles para el estudio de sobrevivencia de marcado y liberación, ya que habían muerto antes de ser recuperado el palangre. En vista de las estimaciones similares de supervivencia de peces en buena condición reportadas en estos dos estudios, y la falta de peces vela en mala condición en el análisis de supervivencia de Kerstetter y Graves (2008), se usó la tasa de supervivencia posliberación de 25% en las estimaciones de la mortalidad total en las pesquerías recreacionales, lo cual es consistente con evaluaciones previas (Hinton y Maunder 2011).

A fin de tomar en cuenta la presencia de los desplazamientos estacionales del pez vela a lo largo del litoral del continente americano (Kume y Joseph, 1969), se asignó la captura anual reportada por la pesquería recreacional de México y por la pesquería palangrera japonesa (1964-1970) a trimestres con base en los promedios de las tasas de captura trimestrales (Cerdeñares-Ladrón *et al.* 2012) de la pesquería artesanal. Las proporciones usadas fueron 0,15 para el primer trimestre 1; 0,28 para el segundo; 0,38 para el tercero; y 0,19 para el cuarto.

Las capturas de pez vela y marlines fueron combinadas en las capturas reportadas de Japón hasta 1993, cuando se instituyó un sistema de cuadernos de bitácora e informes en el cual las capturas de pez vela y los marlines fueron reportados a nivel de especie. La implementación del sistema fue completado alrededor de 1994, debido a que muchos buques palangreros japoneses vuelven a su puerto base solamente una vez o menos al año. El análisis de la captura de esas especies después de 1993 en el Área

de Investigación de Kume (1973) señaló que 1.080 peces vela y 52 marlines (4.6% de la captura combinada) fueron capturados en la región. El bajo número total de capturas de pez vela en la zona resultó de un desplazamiento hacia el oeste en la distribución espacial de las pesquerías después de la adopción de Zonas Económicas Exclusivas, pero persisten los patrones de distribución descritos por Kume (1973). Con base en este análisis, se usaron las capturas reportadas mixtas de pez vela y marlines como estimación de la captura de peces vela del Área de Investigación en las capturas reportadas de Taipeí Chino y Japón.

Durante 1993-2011, el pez vela formó aproximadamente el 5% (14.250 de unos 265.750 peces) de las capturas reportadas por buques palangreros japoneses de marlines y pez vela combinados de las aguas al oeste del Área de Investigación. Sin embargo, la proporción ha disminuido constantemente, de un 13% en 1994 a menos de 2% en los últimos años. Por lo tanto, para los años y las pesquerías en los que la captura no fue reportada por especie, se supuso que el pez vela formó el 10% de la captura reportada de pez vela y marlines mixtos en el área de alta mar.

### **2.3. Descartes**

Se dispuso de datos de descartes, tomados por observadores a bordo, para la pesquería atunera de cerco del OPO solamente. No hubo datos de descartes disponibles de otras pesquerías.

### **2.4. Índices de abundancia**

Se prefiere contar con una serie de tiempo de tasas de captura que abarca la extensión temporal y espacial de las pesquerías que explotan un recurso. En la presente evaluación, debido a la práctica común en las pesquerías palangreras de reportar el pez vela y los marlines en una sola categoría, y a los cambios significativos en la distribución espacial de las pesquerías palangreras japonesas en el OPO (Hinton 2009), no existe una sola serie de tiempo de tasas de captura que abarque el área y periodo de tiempo de las pesquerías que capturan el pez vela en el OPO.

Se consideraron para uso en la evaluación los índices de abundancia de varias pesquerías (F1, F5, F12, F12/13, F15/16, F18/19, F20 y F21). La mayoría estuvo plagada por escasez de observaciones, cobertura temporal corta, y falta de los datos detallados necesarios para el modelado. Se seleccionaron para la evaluación dos índices que mostraron consistencia, cubrieron gran parte del mismo periodo de tiempo (incluidos los años más recientes), y que provinieron de zonas geográficamente separadas en el OPO.

El primer índice corresponde a la pesquería recreativa de México durante 1990-2008. Fue estimado usando la serie de captura y esfuerzo presentada por Fleischer *et al.* (2009). El segundo corresponde a la pesquería palangrera japonesa de alta mar en la región entre la línea ecuatorial y 10°N desde 92°O hasta 150°O. Este segundo índice fue desarrollado con un modelo delta-logarítmico normal (Pennington 1983) ajustado en TIBCO Spotfire S+ 8.2. Se efectuó la identificación inicial de los parámetros del modelo usando las funciones “step.glm” y “stepAIC”, y la selección final de los parámetros mediante una comparación de la disminución del Criterio de Información de Akaike (AIC) que resultó de la suma de los parámetros individuales sugeridos por el ajuste inicial, incluyendo solamente aquellos que resultaron en una disminución del AIC de 0(100) (Burnham y Anderson 1998). El alcance inicial del modelo incluyó parámetros de posición, en latitud y longitud y en distancia del punto más cercano del continente americano, y de condiciones oceanográficas que se esperaría estarían correlacionadas con la presencia y vulnerabilidad del pez vela. Los modelos seleccionados, con sus parámetros en orden de selección, fueron:

$$\text{CPUE} = \text{intercepto} + \text{mes} + \text{año} + \text{latitud}$$

$$P(\text{captura de pez vela registrada} | \text{esfuerzo de pesca}) = \text{intercepto} + \text{año} + \text{latitud} + \text{mes}$$

### **2.5. Datos de composición por talla**

Los pocos datos de frecuencia de talla disponibles para la pesquerías principales fueron mediciones de talla ojo-furca caudal (EFL). Las mediciones fueron agrupadas en intervalos de talla de 2 cm por trimestre

para las pesquerías de palangre japonesas (F4 y F5) y de cerco (F12 y F13). El número de muestras de las pesquerías palangreras fue extremadamente bajo, abarcando solamente 44 trimestres, con tamaños de muestra de entre 1 y 45 mediciones por trimestre. La cobertura de muestreo de la pesquería de cerco fue alta, con 87 observaciones trimestrales en la pesquería costera (F12) y 79 en la pesquería de alta mar (F13). El número de peces vela medidos por trimestre fue en promedio unos 125 en la pesquería costera y unos 15 en la pesquería de alta mar, donde el pez vela ocurre menos frecuentemente en la captura.

Las distribuciones anuales de la frecuencia de talla de la pesquería artesanal en el Golfo de Tehuantepec, tomadas de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2012: Figura 3), fueron digitadas como número de peces en intervalos de 5 cm.

## 2.6. Datos de composición por edad

No se dispuso de datos de composición por edad.

## 3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

### 3.1. Información biológica y demográfica

#### 3.1.1. Crecimiento

El pez vela crece rápidamente, y se puede esperar que, al alcanzar la edad de dos años, mida más de 100 cm de talla ojo-furca caudal (EFL) (Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011; Ramírez-Pérez *et al.* 2011).

Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011) examinaron 477 peces vela capturados en las pesquerías artesanales del Golfo de Tehuantepec e identificaron individuos de entre 1 y 11 años de edad y de entre 80 y 220 cm de EFL, aunque solamente el 7% de los mismos eran de más de 180 cm EFL. Las tasas de crecimiento estimadas en su estudio fueron consistentes con las altas tasas de crecimiento reportadas por otros (ver resumen de estudios y estimaciones de parámetros en la tabla III de Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011).

Ramírez-Pérez *et al.* (2011) examinaron 572 peces vela capturados en la pesquería recreacional en y cerca de el Golfo de California. Identificaron peces vela de entre 1 y 9 años de edad y de EFL de entre 96 y 198 cm. Estimaron que el pez vela alcanza tallas de unos 71 cm a la edad de 1 año, 104 a edad 2, 127 a edad 3, y 160 a edad 4. A partir de edad 4 estimaron que crecen unos 13 cm por año. Estos resultados fueron consistentes con aquellos de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011) y los estudios que citan.

Ramírez *et al.* (2011) reportaron una diferencia estadísticamente significativa entre las curvas de crecimiento de machos y hembras. El valor absoluto medio de la diferencia entre la talla por edad estimada para los machos y las hembras de edades de 1 a 9 fue menos de 3 cm, lo cual, en el contexto del modelo de evaluación en el cual los datos de frecuencia de talla han sido compilados en intervalos de talla entre 2 y 5 cm, es una diferencia insignificante. Considerando que los datos de frecuencia de talla usados en la evaluación no están clasificados por sexo, y que Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011) incluyeron peces de hasta 11 años de edad y tallas hasta 22 cm mayores que aquellas de Ramírez *et al.* (2011), el modelo de crecimiento de von Bertalanffy con sexos combinados usado por Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011) fue seleccionado para usar en la evaluación. Los parámetros e intervalos de confianza de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011) fueron  $L_{\text{infinito}} (L_{\text{inf}}) = 180,6 \text{ cm}$  (176-186 cm); el coeficiente de crecimiento de Brody ( $k$ ) = 0,36 (0,34-0,39); y edad en talla cero ( $t_0$ ) = -0,24 (-0,30 a -0,18). Se estima la talla a edad  $t$  como:

$$L(t) = 180,6(1 - e^{-0,36(t+0,24)})$$

El parámetro  $L_{\text{infinito}}$  puede ser estimado o especificado en *Stock Synthesis*, y en la evaluación fue fijado para

Edad	n	$\mu$	$\sigma$	CV
2	5	104.0	17.46	16.8
3	16	146.6	12.74	8.7
4	67	160.0	12.49	7.8
5	154	160.4	9.80	6.1
6	115	166.4	12.42	7.5
7	58	167.4	11.13	6.6
8	26	171.9	12.58	7.3
9	21	176.4	15.66	8.9
10	6	168.3	15.06	8.9
11	7	188.6	15.74	8.3

machos y hembras en 188 cm. La ecuación de von Bertalanffy en *Stock Synthesis* no usa la parametrización estándar de  $t_0$  y por ende fue parametrizada con la talla a edad 1 igual a 65 cm para hembras y machos.

El promedio ( $\mu$ ), la desviación estándar ( $\sigma$ ), y el coeficiente de variación (CV) de la talla por edad correspondientes a edades de 2 a 11 años fueron estimados a partir de los datos de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011; pág. 493, Tabla 1). Debido al bajo tamaño de muestra de ciertas edades, se usó un CV constante de 9% en la evaluación.

En *Stock Synthesis* se usa una relación peso-talla para calcular la biomasa y para permitir convertir los datos, que pueden ser en unidades de peso o talla, en una unidad común para análisis. En la presente evaluación se estimó el peso entero [RW(kg)] a partir de EFL (cm), usando la relación peso-talla de Cerdáres-Ladrón *et al.* (2011):

$$RW = 5.0 \times 10^{-5} (EFL)^{2.6}$$

Esta elección fue consistente con la elección del modelo de crecimiento en la evaluación (Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011).

### **3.1.2. Mortalidad natural**

Se ignora la tasa instantánea de mortalidad natural ( $M$ ) del pez vela. En vista de que la mayoría de los peces vela aparentemente no viven más de unos 11 años, en la presente evaluación se usó una  $M$  anual constante de 0,5, lo cual es consistente con las tasas usadas en la evaluación de otros peces picudos con ciclo vital similar (por ejemplo, Hinton y Maunder 2007; Hinton y Maunder 2011).

### **3.1.3. Reclutamiento y reproducción**

Hernández y Ramírez (1998), usando análisis histológicos de los ovarios del pez vela y valores de índices de gónadas, descubrieron que la talla de primera madurez de las hembras es alrededor de 150 cm y que la talla de 50% de madurez es aproximadamente 175 cm. Descubrieron que estos valores fueron consistentes con aquellos de estudios previos realizados en el OPO. La proporción de hembras maduras por EFL (cm) (Hernández y Ramírez, 1998: Figura 5) es calculada mediante:

$$P(\text{hembras maduras}) = (1 + e^{(34.3719 - 0.1962435 \times EFL)})^{-1}$$

Se fijó el calendario de madurez en la evaluación a partir de una evaluación de la función de proporción de hembras que son maduras en la EFL media estimada por edad (Cerdáres-Ladrón *et al.* 2011; p. 494, Tabla II). El vector de la proporción de hembras maduras por edad de 0 a 11 =

$$[0.0, 0.0, 0.0, 0.0001, 0.0016, 0.0101, 0.0619, 0.1160, 0.2200, 0.3867, 0.4342, 0.9186].$$

Es posible que en el Océano Atlántico el pez vela desove múltiples veces durante una temporada (deSylva y Breder 1997), pero esto parece no ser el caso en el OPO (McDowell 2002). En el OPO al desove ocurre durante todo el año en lugares con condiciones adecuadas (Kume y Joseph 1969; Hernández y Ramírez 1998; Ramírez *et al.* 2011), lo cual resulta en una secuencia de lugares de desove que se extienden desde la región ecuatorial hacia el norte durante el transcurso de un año (McDowell 2002). Los lugares y períodos de desove identificados se extienden desde Costa Rica [diciembre-marzo] hasta Guatemala [enero-abril], y desde el sur hasta el norte de México durante un periodo de unos siete meses [mayo-noviembre]. Se supone que ocurre reclutamiento en todas las temporadas del año, y que varía entre temporadas.

Se considera generalmente que las condiciones ambientales constituyen la influencia principal sobre los niveles de reclutamiento de los atunes y especies afines pelágicas, incluido el pez vela, y que el reclutamiento no es reducido sustancialmente en reacción a cambios en el nivel de la biomasa

reproductora. Por lo tanto, se usó en la evaluación una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Beverton y Holt 1957). En el modelo *Stock Synthesis*, esta relación ha sido parmetrizada para incluir la inclinación ( $h$ ) (Francis 1992, Anexo 1). La inclinación es aquella fracción del reclutamiento a una población no explotada ( $R_0$ ) que sería producida por una biomasa reproductora que ha sido reducida al 20% de la biomasa reproductora no explotada ( $S_0$ ), o sea,  $hR_0 = F(0.2 S_0)$ , donde  $\Psi$  es la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a una falta de contraste en las observaciones de biomasa reproductora, y porque otros factores (por ejemplo, ambientales) pueden causar una variabilidad extrema en los reclutamientos de una biomasa reproductora dada. Los análisis de simulación han señalado que la estimación de la inclinación es problemática, con una gran incertidumbre y estimaciones frecuentes iguales a 1, aun cuando la inclinación real es moderadamente menos que 1 (Conn *et al.* 2010, Lee *et al.* 2012).

No se contó con información sobre las relaciones del reclutamiento y el tamaño de la población reproductora para el pez vela en el OPO, por lo que se usó  $h = 0,90$  en la evaluación. Se realizaron análisis de sensibilidad con  $h = [0,75, 1,0]$  para investigar el efecto de la fuerza de varias relaciones población-reclutamiento, y de ninguna.

### **3.1.4. Desplazamientos**

La evaluación no incluyó parámetros explícitos para desplazamientos dentro del OPO. Existe muy poca información sobre los desplazamientos independiente de cambios en las tasas de captura que han sido asociadas a cambios en la distribución de la temperatura superficial del mar. Se supuso que la población está mezclada al azar al principio de cada año y, aunque no se modeló explícitamente, algunos aspectos del desplazamiento dentro del OPO, tales como aquellos que se sugiere conducen a variaciones en la distribución espacial de la frecuencia de talla, fueron acomodados por diferencias en selectividad y capturabilidad, usando una definición espacial de las pesquerías.

### **3.1.5. Estructura de la población**

La estructura de la población del pez vela es relativamente bien conocida en el Pacífico. Comparado con otras especies de peces picudos, el pez vela abunda al máximo en aguas relativamente cercanas a los continentes y las masas de tierra indopacíficas que lindan con el Océano Pacífico (Howard y Ueyanagi 1965) y tan sólo infrecuentemente en las aguas de alta mar que los separan. Esta separación llevó a Kume y Joseph (1969) a sugerir que, pese a los distintivos genéticos en los centros poblacionales, las regiones de abundancia en el OPO y en el Pacífico occidental deberían ser gesciónadas por separado.

Análisis genéticos subsiguientes (McDowell 2002) descubrieron que los centros poblacionales aparentes en el Océano Pacífico son centros de poblaciones genéticamente diferenciadas que resultan de su separación por distancia. McDowell confirmó que el pez vela en el OPO consiste en una sola población genética separada de la población (o poblaciones) de la especie en el Océano Pacífico índico-occidental.

Se considera por lo tanto que son apropiados estudios de mermas locales y evaluaciones del pez vela en el OPO sin incluir parámetros en el modelo para desplazamientos transzonales de individuos.

## **3.2. Influencias ambientales**

Se usaron datos ambientales en la estandarización de las tasas de captura (sección 2.4).

## **4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN**

La evaluación fue realizada usando un modelo de producción excedente, tras determinar que los datos disponibles eran insuficientes para apoyar una evaluación usando *Stock Synthesis* (Methot 2009), modelo estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos distintos) de evaluación de poblaciones con estructura por edad. Los datos incluidos en la evaluación fueron aquellos disponibles el 14 de marzo de 2013, y determinaron, en gran grado, la estructura del modelo de evaluación.

La preparación para el análisis usando *Stock Synthesis* implicó la compilación de estimaciones de varias características poblacionales, tales como la tasa de mortalidad natural, tasas de crecimiento, y talla de primera madurez, que fueron obtenidas de estudios e incluidos en la evaluación como parámetros supuestos o fijos. En los pasos iniciales de la evaluación, se ajustó *Stock Synthesis* a una serie de escenarios, en modelos estacionales y anuales, usando el método de verosimilitud máxima. El valor del negativo del logaritmo de la verosimilitud de cada uno de los escenarios fue usado para evaluar y comparar los resultados.

Se hizo aparente, a partir de estimaciones de la productividad de la población, los niveles de biomasa, y las tasas de mortalidad por pesca, que esta población poseía una productividad atípicamente baja (mortalidad natural baja o inclinación baja de la relación población-reclutamiento) y una alta biomasa permanente o, más probablemente, que faltaba una gran cantidad de captura en los datos compilados para la evaluación. Se hicieron intentos para estimar la captura de las pesquerías que no han reportado capturas de pez vela por especie (por ejemplo, Taipeí Chino y Japón en el período antes de 1994) debido a la práctica de los buques palangreros de reportar el pez vela y los peces picudos juntos en las estadísticas de descargas. Además, existen pesquerías palangreras de pequeña y mediana escala y pesquerías artesanales que operan en Centroamérica que se sabe capturan peces vela y para los cuales no se dispone de datos. No fue posible identificar una forma de estimar esta captura satisfactoriamente a fin de obtener estimaciones fiables de la condición de la población y sus tendencias usando *Stock Synthesis*.

Los resultados obtenidos de la evaluación con el modelo de producción excedente padecen de las mismas limitaciones de datos, y muestran resultados consistentes con aquellos obtenidos en análisis realizados usando *Stock Synthesis*. Se usó el modelo de producción excedente para simplificar la ilustración de los problemas en la evaluación de la población.

#### **4.1. Estructura del modelo de evaluación**

Los datos incluidos en la evaluación fueron la captura reportada para el período de 1990-2011 y dos índices de abundancia, el primero de las pesquerías recreacionales de México (1990-2008) y el segundo de la pesquería palangrera japonesa (1994-2011) en la región demarcada por la línea ecuatorial y 10°N desde 92°O hasta 150°O. La captura fue convertida de número a peso en el modelo *Stock Synthesis* para tomar en cuenta la selectividad de la pesquería. En la Tabla 4.1 se presentan los datos usados en la evaluación.

Se usó la versión de Gilbert (1992) del modelo de Pella-Tomlinson (ver anexo de Maunder 2001):

$$B_{t+1} + \frac{r}{\left[ \frac{1}{m} - 1 \right]} \left[ \frac{B_t^m}{B_0^{m-1}} - B_t \right] - C_t \quad (1)$$

$$\frac{B_{RMS}}{B_0} = \frac{1}{\left[ m^{\frac{1}{m-1}} \right]} \quad (2)$$

$$r = \frac{RMS}{B_{RMS}} \quad (3)$$

donde RMS = rendimiento máximo sostenible,  $B$  = biomasa, y  $m$  = el parámetro de forma que determina el nivel de biomasa correspondiente al RMS. Se ajustó el modelo a los índices of abundancia usando el método de estimación de verosimilitud máxima (MLE).

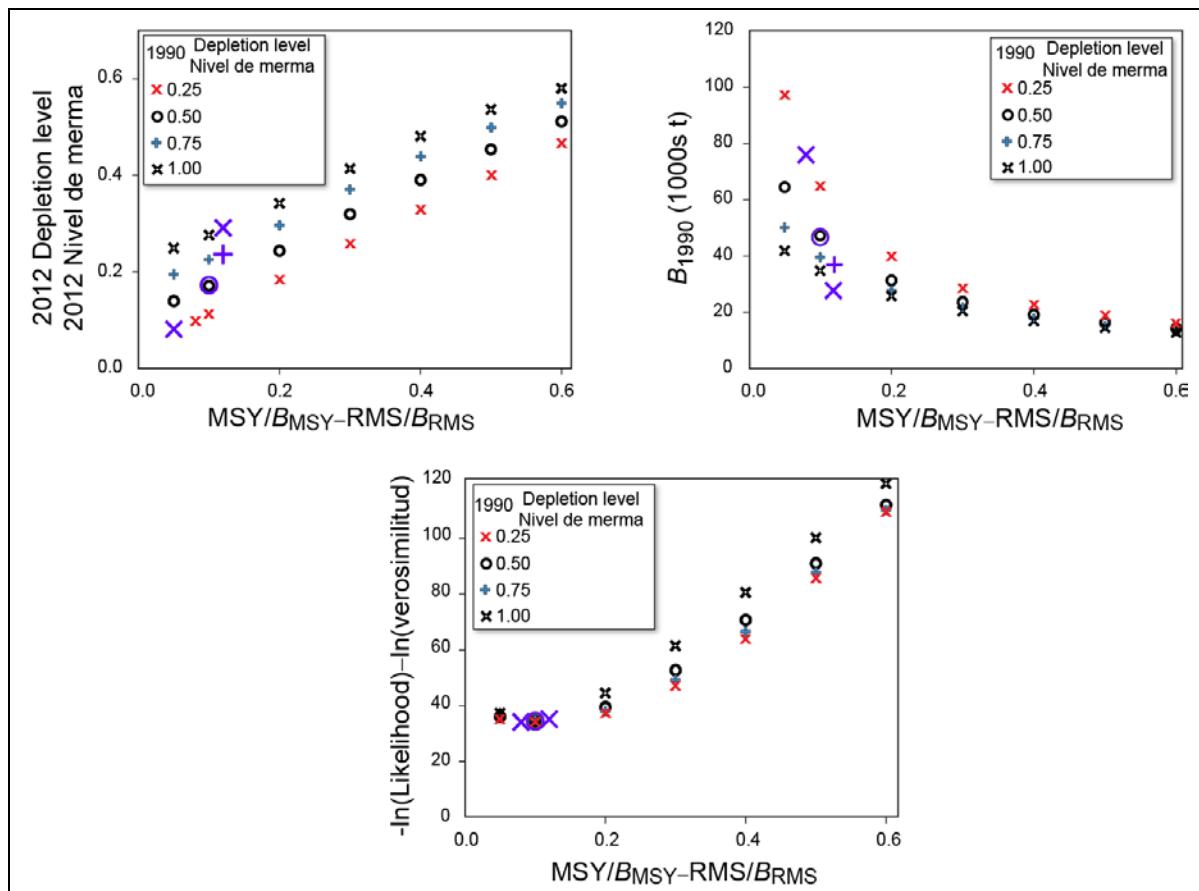
Se supuso que el ciclo vital de esta especie es similar a aquel de especies relacionadas. Por lo tanto, se supuso que el parámetro de forma ( $m$ ) es 0,5, correspondiente a un  $B_{RMS}/B_0 = 0,25$ , nivel consistente con

aquel de especies similares.

Se examinó la dinámica del modelo mediante ajustes a una gama de valores de productividad de la población  $r = [0.05, 0.1, 0.2, \dots, 0.5]$  y de niveles de merma de la población en el año inicial del modelo (1990)  $B_{1990}/B_0 = [0.25, 0.50, 0.75, 1.00]$ . Además, la estimación de MLE de la productividad de la población,  $r$ , fue obtenida en los niveles de merma de la población antes señalados.

#### 4.2. Resultados de la evaluación

En la Figura 4.2.1 y la Tabla 4.2 se presentan los resultados del ajuste del modelo de producción excedente a la gama de valores antes descritos. En todos los niveles de merma inicial de la población, se obtuvo el mejor ajuste del modelo en niveles bajos y poco realistas de productividad de la población ( $r \approx 0.1$  a  $0.2$ ). Se esperaría este resultado si se tomara captura de la población, particularmente en la parte temprana del periodo de tiempo modelado, lo cual no fue incluido en el modelo. Es consecuente que las estimaciones de los parámetros de ordenación que se obtendrían del modelo, tales como el RMS o el nivel actual de esfuerzo de pesca relativo al nivel correspondiente al RMS, dependerían del nivel de productividad supuesto o, en el contexto del modelo *Stock Synthesis*, la inclinación o mortalidad natural supuestas, es decir, basadas en información ajena al modelo.

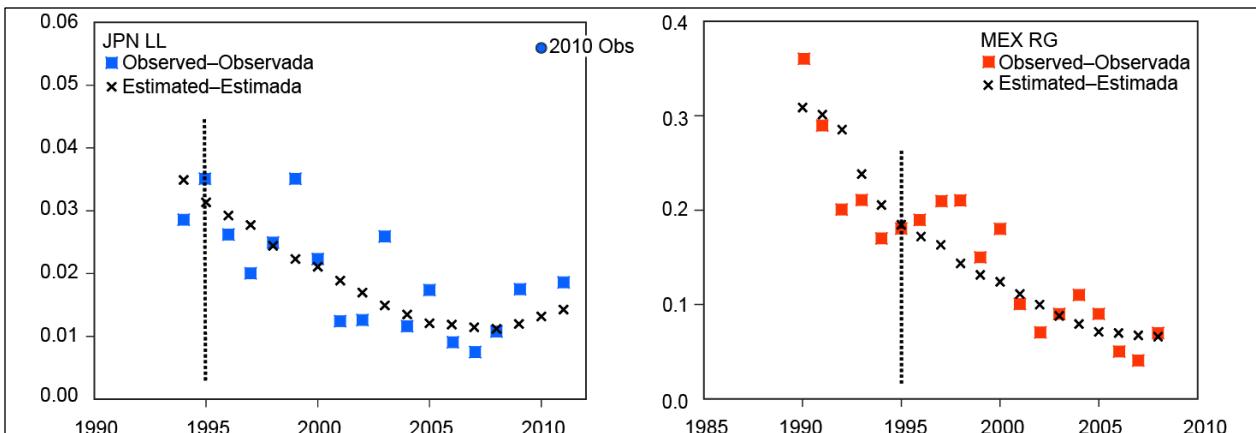


**FIGURA 4.2.1.** Estimaciones de la biomasa del pez vela en el OPO en 1990 ( $B_{1990}$ ; el primer año en el modelo de producción) y del nivel de merma de la biomasa en 2012; y el  $-\ln(\text{verosimilitud})$  del ajuste del modelo en valores fijos de merma de la población en 1990 y  $\text{RMS}/B_{\text{RMS}}$ . Se muestran en lila las estimaciones de verosimilitud máxima de la merma de la población en 1990,  $B_{1990}$ , y  $\text{RMS}/B_{\text{RMS}}$ .

**TABLA 4.2.** Parámetros estimados y medidas de verosimilitud del ajuste del modelo de producción excedente a una gama de productividades ( $r$ ) y niveles de merma en RMS ( $B_{\text{RMS}}/B_0$ ).

$r$	0.05	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	MLE
$B_{1990}/B_0 = 0.25$								
-ln(Like)	34.95	34.62	44.63	61.53	80.68	100.25	119.70	34.18
$B_{2012}/B_0$	0.08	0.11	0.18	0.26	0.33	0.40	0.46	0.10
$B_0$	97,382	64,781	39,465	28,665	22,636	18,787	16,119	75,964
$B_{1990}/B_0 = 0.50$								
-ln(Like)	36.13	34.46	39.49	52.76	70.85	91.09	111.95	34.46
$B_{2012}/B_0$	0.14	0.17	0.24	0.32	0.39	0.45	0.51	0.17
$B_0$	64,496	47,312	31,326	23,717	19,260	16,332	14,262	46,707
$B_{1990}/B_0 = 0.75$								
-ln(Like)	36.86	34.94	37.98	49.22	66.64	87.75	110.25	34.82
$B_{2012}/B_0$	0.20	0.23	0.30	0.37	0.44	0.50	0.55	0.24
$B_0$	50,216	39,507	27,782	21,563	17,751	15,202	13,388	36,935
$B_{1990}/B_0 = 1.00$								
-ln(Like)	37.36	35.44	37.46	47.33	64.07	85.80	109.95	35.19
$B_{2012}/B_0$	0.25	0.28	0.34	0.41	0.48	0.54	0.58	0.29
$B_0$	41,855	34,860	25,815	20,421	16,933	14,554	12,864	32,103
$r_{\text{MLE}} = 0.08$								
$r_{\text{MLE}} = 0.10$								
$r_{\text{MLE}} = 0.12$								

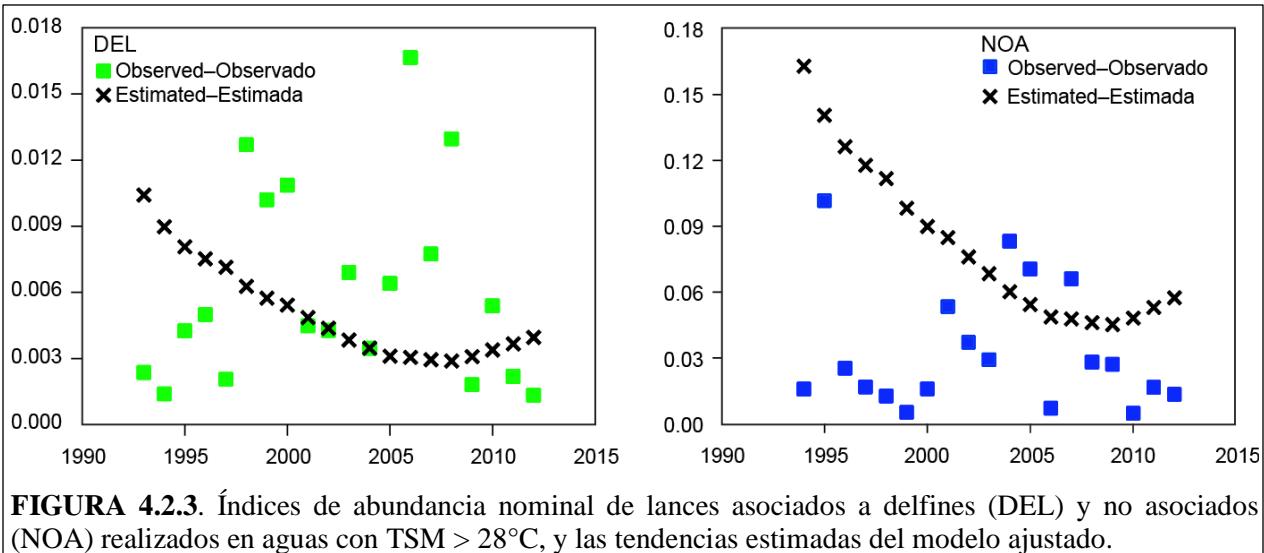
Se supone que las tendencias de los índices de la tasa de captura son proporcionales a la biomasa anual de la población. En la Figura 4.2.2 se presentan las estimaciones observadas y ajustadas de los índices de la tasa de captura anual usadas en la evaluación. Ambos índices señalan una disminución de la abundancia durante aproximadamente 1990-2005, tras lo cual las tasas de captura estimada se estabilizaron. No se dispuso de datos de la pesquería recreacional mexicana (MEX RG) para los años posteriores a 2009, durante los cuales existen indicaciones de estabilidad o una ligera tendencia creciente en el índice de abundancia palangrero japonés (JPN LL).



**FIGURA 4.2.2.** Tasas de captura observada y predicha de las pesquerías palangrera japonesa (JPN LL) y recreacional mexicana (MEX RG). No se incluyó en los análisis la observación de 2010 en la serie JPN LL.

Los índices de abundancia nominal basados en peces vela y tomados en faenas de pesca de cerco asociadas a delfines (DEL) y no asociadas (NOA) fueron estimados como el múltiple de la probabilidad de que un pez vela sea observado en un lance (lance positivo) y la captura media por lance en los lances

positivos. En la Figura 4.2.3 se presentan estos índices correspondientes a lances realizados en aguas con temperatura superficial del mar de más de 28°C, junto con los índices DEL y NOA estimados del modelo ajustado. En contraste con los índices JPN LL y MEX RG, las tendencias estimadas no siguen los índices de abundancia cerqueros durante 1993-2011.



**FIGURA 4.2.3.** Índices de abundancia nominal de lances asociados a delfines (DEL) y no asociados (NOA) realizados en aguas con TSM > 28°C, y las tendencias estimadas del modelo ajustado.

#### 4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se realizaron en la presente evaluación comparaciones con datos externos.

#### 4.4. Comparación con la evaluación previa

No existen evaluaciones previas del pez vela en el OPO.

### 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN Y RECOMENDACIONES

El objetivo de la Convención de Antigua es « ...asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por [la] Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional, ... » y se encarga a los Miembros de la Comisión « ... determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces específica ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de pesca pondría en peligro la conservación de esa población. ... »

No es posible determinar la condición de la población del pez vela en el OPO a partir de los resultados de la presente evaluación, porque los valores de los parámetros de ordenación usados comúnmente, tal como el RMS, que se usan para hacer estas determinaciones no pueden en este caso ser derivados de los resultados del modelo porque los resultados no brindan información fiable sobre la productividad de la población y el nivel de biomasa correspondiente al RMS.

A partir de los índices usados en el modelo, la tendencia de la abundancia del pez vela fue descendente durante 1994-2009, tras lo cual permaneció relativamente constante, o aumentó ligeramente, según indica el único índice de abundancia disponible después de 2009.

El nivel reportado de captura reciente se cifra en unas 500 t, nivel significativamente inferior a la captura anual media de unas 2.100 t reportada durante 1993-2007. Considerando las pesquerías del OPO, es probable que la captura real antes de 1993 fue al menos parecida a la captura reciente. Ya que el nivel actual de captura ha continuado durante un largo periodo de tiempo, se espera que la condición de la población no deteriorará si no se incrementa la captura a niveles superiores al actual.

Se recomienda un enfoque precautorio que no incremente el esfuerzo de pesca dirigido al pez vela y que de un seguimiento estrecho a la captura. No es posible una evaluación fiable de la condición de la

población del pez vela, y de sus tendencias, sin estimaciones fiables de la captura.

Se recomienda que se obtengan en todo caso posible datos históricos de captura de pez vela, y que se identifiquen datos existentes de las pesquerías actuales, incluyendo las operaciones de palangreros pequeños y la pesca recreacional y artesanal, para uso en las evaluaciones.

## REFERENCIAS

- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations, Ministry of Agriculture and Fisheries, London, Series II XIX*: 533.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 1998. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. New York, Springer-Verlag. 349 p.
- Cerdenares-Ladrón de Guevara, G. 2011. Biología del pez vela *Istiophorus platypterus* (Shaw and Notter, 1972) en el Golfo de Tehuantepec. Ph.D. thesis, INP-CICIMAR México, 142 pp..
- Cerdenares-Ladrón de Guevara, G., E. Morales-Bojórquez, S. Ramos-Carrillo, & G. González-Medina. 2012. Variation in relative abundance and mean size of sailfish in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Ciencias Marinas* 38(3): 551-562.
- Conn, P. B., E. H. Williams and K. W. Shertzer. (2010). When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(3): 511-523.
- de Sylva, D. P., and P. R. Breder. 1997. Reproduction, gonad histology, and spawning cycles of north Atlantic billfishes (Istiophoridae). *Bull. Mar. Sci.* 60: 668-697.
- Domeier, M.L., H. Dewar, and N. Nasby-Lucas. 2003. Mortality rate of striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught with recreational tackle. *Marine and Freshwater Research* 54: 435-445.
- Fleischer, L., A., K. Traulsen, and P. A. Ulloa Ramírez. 2009. Mexican progress report on the marlin and swordfish fishery. ISC Billfish Working Group. Honolulu, Hawaii, USA, International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1/14, 46 p.
- Francis, R. I. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies - A case-study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(5): 922-930.
- Gilbert, D.J. 1992. A stock production modeling technique for fitting catch histories to stock index data. *New Zealand Fisheries Assessment Res. Doc. 92/15*. [Available from National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), Greta Point, P.O. Box 297, Wellington, N.Z.)
- Hernández-Herrera, A. and M. Ramírez-Rodriguez. 1998. Spawning seasonality and length at maturity of sailfish *Istiophorus platypterus* off the pacific coast of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 63(3): 459-467.
- Hinton, M.G. 2009. Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. *Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission*. 10: 229-252.
- Hinton, M.G. and M.N. Maunder. 2007. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific. *Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission*. 7: 249-282.
- Hinton, M.G. and M.N. Maunder. 2011. Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009. *Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission*. 11: 163-218.
- Howard, J.K. and S. Ueyanagi. 1965. Distribution and relative abundance of billfishes (Istiophoridae). *Studies in Tropical Oceanography* 2: 134 p.
- Joseph, J., W.L. Klawe and C.J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. *NOAA Tech. Rep. NMFS/SSRF-675*: 309-331.
- Kerstetter, D.W. and J.E. Graves. 2008. Postrelease Survival of Sailfish Caught by Commercial Pelagic Longline Gear in the Southern Gulf of Mexico. *North American Journal of Fisheries Management* 28(5): 1578-1586.

- Kume, S. 1973. Catch variation of the sailfish caught by the longline fishery in the eastern Pacific Ocean, 1963-1970. Bulletin of the Far Seas Fisheries Research Laboratory (Shimizu, Japan) 8: 25-33.
- Lee, H-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. (2012) Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125-126: 254-261.
- Maunder M.N. (2001) A general framework for integrating the standardization of catch-per-unit-of-effort into stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 795-803.
- Maunder, M.N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. *Fisheries Research* 109: 311–319.
- McDowell, J. R. 2002. Genetic stock structure of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, based on nuclear and mitochondrial DNA. Ph.D. thesis, School of Marine Science. Gloucester Point, Virginia, College of William and Mary: xii, 229, [222] leaves : ill. (some col.), maps ; 229 cm.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. *Biometrics* 39(1): 281-286.

# REFERENCE POINTS AND HARVEST RATE CONTROL RULES

Mark N. Maunder and Richard B. Deriso

International agreements (*e.g.* the [United Nations Straddling Stocks Agreement](#)) mandate the use of reference points, harvest control rules, and the precautionary approach. Tuna Regional Fisheries Management Organizations, which follow these agreements, have started the process of developing and implementing reference points and harvest control rules. In particular, in 2012 the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC) approved limit and target reference points for the major tuna stocks.

## 1. REFERENCE POINTS

Target (TRP) and limit (LRP) reference points are the two main types of reference points traditionally used in fisheries management, and they are generally developed in terms of fishing mortality ( $F$ ) or stock biomass ( $B$ ). A limit reference point is used to indicate a state of a fish stock or fishery that is considered undesirable, and a target reference point is used to indicate a state that is considered desirable (Punt and Smith 2001; Sainsbury 2008). A fish stock or fishery is expected to approach or fluctuate around a target reference point, and to have a very high probability (*e.g.* at least 90%) of not exceeding a limit reference point (Sainsbury 2008). Limit reference points have been traditionally set on biological grounds to protect a stock from serious, slowly reversible or irreversible fishing impacts, which include recruitment overfishing and genetic modification (Sainsbury 2008). Target reference points have traditionally been set with the aim of maximizing yield (*e.g.* maximum sustainable yield; MSY), economic benefits (*e.g.* maximum economic yield; MEY), or some other measure of benefits (*e.g.* optimal yield; OY).

LRPs are often associated with management action, perhaps as part of a harvest control rule, and in this context are often referred to as trigger reference points. Care needs to be taken when using LRP as trigger points. “Use of reference points should recognize that risk will not abruptly change at a reference point. This is especially important when identifying trigger reference points and the resulting management response, and when considering the consequences of uncertainty in the estimation of where a fishery currently is in relation to its reference points.” (Sainsbury 2008). To paraphrase Punt and Smith (2001): if a limit reference point is triggered, this does not mean that the species has a high risk of biological extinction. An appropriate response to a limit reference point being triggered would be a reduction in fishing mortality rather than the closure of the whole fishery. If appropriately set, the probability of triggering a limit reference point should be low, but clearly not zero. There is also a difference between exceeding a limit and knowing you exceeded it, or a probability that you will versus the probability that you have. Any harvest control rule recommended by the IATTC staff should prevent fishing mortality from getting near the IOTC recommended limit reference points for fishing mortality, commented on below.

Fish population abundance fluctuates for many reasons, but more generally due to either changes in the ecosystem, whether that means abundance of the various species or environmental changes, or to changes in fishing mortality. Changes in the recruitment of cohorts to the population are thought to be the primary driving cause for fluctuations in population abundance. There is scant evidence for tuna populations that the cause of fluctuations in recruitment is change in the amount of spawning, except at the extreme level of low spawning. As a consequence, changes in fishing mortality are not likely to filter through to changes in survival of the young via their impact on adults.

The IATTC staff’s base case assessment of yellowfin and bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean assumes that there is no direct relationship between the level of spawning and the level of recruitment to a stock. The relationship between the level of spawning and the level of recruitment is often expressed in terms of the ‘steepness’ of the stock-recruitment relationship: the fraction of the virgin recruitment realised when the spawning biomass is 20% of the virgin spawning biomass. A steepness of 1.0 corresponds to the assumption that there is no such relationship. Under the assumption that there is no

such relationship, altering fishing mortality affects the total yield from a given cohort of fish but does not affect future recruitment. For that reason, fishing mortality in excess of  $F_{MSY}$  would not drive the population to collapse, but rather adversely impact the yield that can be harvested from a given cohort. The IATTC staff also show results corresponding to a steepness of 0.75 and in this case changes in fishing mortality do filter through to changes in recruitment to some extent. That effect is one reason IATTC staff encourage a precautionary view of  $F_{MSY}$ .

An Indian Ocean Tuna Commission (IOTC) recommendation made in 2012 ([IOTC 12/14](#)) adopted the following interim limit and target reference points for the major tuna species:

IOTC interim target and limit reference points<sup>1</sup>

Stock	Target Reference Point	Limit Reference Point
Albacore tuna	$B_{MSY}; F_{MSY}$	40% of $B_{MSY}$ ; 40% above $F_{MSY}$
Bigeye tuna	$B_{MSY}; F_{MSY}$	50% of $B_{MSY}$ ; 30% above $F_{MSY}$
Skipjack tuna	$B_{MSY}; F_{MSY}$	40% of $B_{MSY}$ ; 50% above $F_{MSY}$
Yellowfin tuna	$B_{MSY}; F_{MSY}$	40% of $B_{MSY}$ ; 40% above $F_{MSY}$
Swordfish	$B_{MSY}; F_{MSY}$	40% of $B_{MSY}$ ; 40% above $F_{MSY}$

Of note in the above is that  $F_{MSY}$  (the fishing mortality rate corresponding to the maximum sustainable yield) is an interim target reference point for all the tuna species covered. IATTC staff recommendations have also treated  $F_{MSY}$  as a target reference point. In addition, IATTC staff recommendations have been based on the harvest control rule that if fishing mortality exceeds  $F_{MSY}$ , then reduce it to the level of  $F_{MSY}$ . In contrast,  $F_{MSY}$  is given as a limit reference point in Annex II of the Straddling Stocks Agreement. The evidence for tunas is that fishing at a level that moderately exceeds  $F_{MSY}$  is not unsustainable, and therefore requiring a very low probability (e.g. 10%) of exceeding  $F_{MSY}$  is unreasonable, particularly in the context of stock assessment uncertainty. Limit reference points should, as originally intended, be developed to protect the stock from serious, slowly reversible, or irreversible fishing impacts, which include recruitment overfishing and genetic modification, and not on some overarching notion that they may in some way protect the ecosystem. The limit reference points recommended by IOTC are not supported by scientific evidence, but as interim levels they would provide protections that limit reference points are intended to provide.

$F_{MSY}$ , which was traditionally treated as a management target, has been transformed into a precautionary limit reference point (LRP) (Mace 2001). This perplexing change has been embraced by many international agreements and is contrary to the traditional management objectives of most management organizations that follow these agreements. The rationale for the change is confusing and vague, and the use of  $F_{MSY}$  as a LRP is unreasonable, particularly if the required probability of exceeding the LRP is very low. Certainly there is no disagreement with the goal stated by Sainsbury (2008): “Unacceptable outcomes are strongly based on avoiding irreversible, slowly reversible or long-term impacts of fishing (e.g. from UNCED 1992 and UNFSA 1995), and so there is an emphasis on avoiding recruitment overfishing, stock collapse and excessive depletion of very long-lived organisms”, but  $F_{MSY}$  is not related to any of these. The use of  $F_{MSY}$  as a LRP should be re-evaluated in the terms of management objectives, overall consistency, stock assessment accuracy, and practicality.

An alternative limit fishing mortality to that in the IOTC recommendation is  $F_{LOSS}$  (see FAO [Fish Stock Assessment Manual](#)) which corresponds to the fishing mortality which, if applied over a long time period, would cause the stock biomass to decline to the lowest level observed historically (called  $B_{LOSS}$ ) during that period.  $B_{LOSS}$  has been suggested previously as a biomass level to be avoided for managing tuna in the EPO. In that suggestion,  $B_{LOSS}$  could be viewed a limit reference point for biomass. These alternatives

<sup>1</sup>  $F_{MSY}$ : fishing mortality rate corresponding to the maximum sustainable yield;  $B_{MSY}$ : biomass corresponding to the maximum sustainable yield

and others can best be evaluated within a framework of management strategy evaluation (MSE). There is a current project for MSE on tropical tunas encouraged by the Kobe 3 meeting in July 2012.

## 2. HARVEST CONTROL RULES

One feature of a management plan that needs to be evaluated is whether a simulation of the plan triggers a limit reference point an undesirable number of times: *i.e.* drastic action has to be taken (Punt and Smith 2001). The *de facto* harvest control rule recommended by IATTC staff is simply that fishing mortality should be reduced to  $F_{MSY}$  if it exceeds that level. If followed, this rule would not allow fishing mortality to exceed the IOTC limit reference point unless parameter or model structure uncertainty or operational error is high. A proper evaluation of a harvest control rule is best done as part of an MSE.

A more precautionary harvest control rule was proposed by Restrepo *et al.* (1998), who suggested the following default control rule for data-rich species: Fix maximum fishing mortality at  $F = F_{MSY}$  when the stock is healthy, and reduce it in proportion to stock biomass when the stock is “unhealthy”. In order to avoid management action due to natural fluctuations, they allow  $F = F_{MSY}$  when the stock is somewhat below  $B_{MSY}$  because a stock fished at  $F_{MSY}$  would fluctuate around  $B_{MSY}$  (Restrepo and Powers 1999).

## REFERENCES

- Maunder, N.N. 2013. Reference points, decision rules, and management strategy evaluation for tunas and associated species in the eastern Pacific Ocean. IATTC Stock Assessment Report 13: 107:114. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-13-Reference-pointsENG.pdf>
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2012. Evaluation of the Kobe Plot and Strategy Matrix and their application to tuna in the EPO. IATTC Stock Assessment Report 12: 191:211. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-12-KobeENG.pdf>
- Maunder, M.N. and Harley, M.N. (2006) Evaluating tuna management in the eastern Pacific Ocean. Bulletin of Marine Science 78(3): 593-606.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Deriso, R.B. 2012. A critical evaluation of the construction of the Kobe Strategy Matrix: lessons learned from bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC SAC-03-06C. <http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-06c-Applicaton-of-Kobe-strategy-matrix-to-BET-DRAFT.pdf>
- Punt, A.E. and A.D.M. Smith (2001) The gospel of Maximum Sustainable Yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. pp 41-66. In J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.R. Redford and J.R. Robinson (eds) Conservation of Exploited Species, Cambridge University Press, Cambridge.
- Restrepo, V. R., and Powers, J. E. 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. – ICES Journal of Marine Science, 56: 846–852.
- Restrepo, V.R., G.G. Thompson, P.M. Mace, W.L. Gabriel, L.L. Low, A.D. MacCall, R.D. Methot, H.E. Powers, B.L. Taylor, P.R. Wade and J.F. Witzig (1998) Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. July 17, 1998. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/FSPO -31. Washington, D.C.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. A Report to Australian Fisheries Management Authority and the Department of the Environment and Heritage. R2001/0999. 159p.
- UNCED (1992) United Nations Conference on Environment and Development. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>
- UNFSA (1995) UN Fish Stocks Agreement (Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Law of the Sea). [http://www.un.org/Depts/los/convention\\_agreements/texts/fish\\_stocks\\_agreement/CONF164\\_37.htm](http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/fish_stocks_agreement/CONF164_37.htm)

# PUNTOS DE REFERENCIA Y REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

Mark N. Maunder y Richard B. Deriso

Los acuerdos internacionales (por ejemplo, el [Acuerdo de las Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces Transzonales](#)) exigen el uso de puntos de referencia, reglas de control de extracción, y el enfoque precautorio. Las organizaciones regionales de ordenación pesquera, que acatan estos acuerdos, han iniciado el proceso de desarrollar e implementar puntos de referencia y reglas de control de extracción. En particular, en 2012 la Comisión Atunera del Océano Índico aprobó puntos de referencia límite y objetivo para las poblaciones de atunes más importantes.

## 3. PUNTOS DE REFERENCIA

Los puntos de referencia objetivo (PRO) y límite (PRL) son los dos principales tipos de puntos de referencia usados tradicionalmente en la ordenación pesquera, y son generalmente desarrollados en términos de mortalidad por pesca ( $F$ ) o biomasa de la población ( $B$ ). Se usa un punto de referencia límite para indicar la condición de una población de peces o pesquería que es considerada indeseable, y se usa un punto de referencia objetivo para indicar una condición que se considera deseable (Punt y Smith 2001; Sainsbury 2008). Se espera que una población de peces o pesquería se acerque a un punto de referencia objetivo, o que fluctúe alrededor del mismo, y que tenga una probabilidad muy alta (por ejemplo, al menos 90%) de no rebasar un punto de referencia límite (Sainsbury 2008). Los puntos de referencia límite han sido fijados tradicionalmente por motivos biológicos para proteger a una población de impactos por pesca graves, lentamente reversibles o irreversibles, los que incluyen la sobrepesca de reclutamiento y la modificación genética (Sainsbury 2008). Los puntos de referencia objetivo han sido fijados tradicionalmente con miras a maximizar el rendimiento (por ejemplo, el rendimiento máximo sostenible; RMS), los beneficios económicos (por ejemplo, rendimiento económico máximo; REM), u otra medida de beneficios (por ejemplo, rendimiento óptimo; RO).

Los puntos de referencia límite están a menudo asociados con acciones de ordenación, tal vez como parte de una regla de control de extracción, en este contexto son a menudo denominados puntos de referencia disparadores. Se necesita tener cuidado al usarlos como puntos de disparo. «El uso de los puntos de referencia debería reconocer que el riesgo no cambiará abruptamente en un punto de referencia. Esto es especialmente importante al identificar los puntos de referencia disparadores y la respuesta de ordenación resultante, y al considerar las consecuencias de la incertidumbre en la estimación de dónde se encuentra una pesquería actualmente en relación con sus puntos de referencia.» (Sainsbury 2008). Para parafrasear Punt y Smith (2001): si se activa un punto de referencia límite, esto no significa que la especie corre un alto riesgo de extinción biológica. Una respuesta apropiada a la activación de un punto de referencia límite sería una reducción de la mortalidad por pesca en lugar de una veda en la pesquería entera. Si se fija apropiadamente, la probabilidad de activar un punto de referencia límite debería ser bajo, pero claramente no cero. Existe una diferencia entre rebasar un límite y saber que fue rebasado, o la probabilidad que se hará contra la probabilidad de que ya se hizo. Cualquier regla de control de extracción recomendada por el personal de la CIAT debería prevenir que la mortalidad por pesca se acerque a los puntos de referencia límite para la mortalidad por pesca recomendados por la CTOI comentados más adelante.

La abundancia de las poblaciones de peces fluctúa por muchos motivos, pero más generalmente debido a cambios en el ecosistema, ya sea en la abundancia de las distintas especies o en el medio ambiente, o a cambios en la mortalidad por pesca. Se cree que cambios en el reclutamiento de cohortes a la población constituyen el impulsor principal de fluctuaciones en la abundancia de las poblaciones. Las pruebas son escasas que, en el caso de los atunes, la causa de las fluctuaciones del reclutamiento sea un cambio en la cantidad de desove, excepto al nivel extremo de desove bajo. Como consecuencia, es poco probable que cambios en la mortalidad por pesca lleguen a ser cambios en la supervivencia de las crías a través de su

impacto sobre los adultos.

La evaluación de caso base del personal de la CIAT de los atunes aleta amarilla y patudo en el Océano Pacífico oriental supone que no existe una relación directa entre el nivel de desove y el nivel del reclutamiento a una población. La relación entre el nivel de desove y el nivel de reclutamiento es a menudo expresado en términos de la « inclinación » de la relación población-reclutamiento: la fracción del reclutamiento virgen producido cuando la biomasa reproductora está reducida al 20% de la biomasa reproductora virgen. Una inclinación de 1.0 corresponde al supuesto que no existe la relación. Bajo ese supuesto, cambiar la mortalidad por pesca afecta el rendimiento total de una cohorte dada de peces pero no afecta el reclutamiento futuro. Por ese motivo, una mortalidad por pesca en exceso de  $F_{RMS}$  no conduciría a una colapso de la población, sino que afectaría adversamente el rendimiento que puede ser extraído de una cohorte dada. El personal de la CIAT presenta también resultados correspondientes a una inclinación de 0,75, y en este caso los cambios en la mortalidad por pesca se propagan hasta el reclutamiento en cierto grado. Ese efecto es uno de los motivos que el personal de la CIAT promueve una consideración precautoria de  $F_{RMS}$ .

Una recomendación de la Comisión Atunera del Océano Índico (CTOI) en 2012 ([CTOI 12/14](#)) adoptó los siguientes puntos de referencia límite y objetivo provisionales para las poblaciones de atunes más importantes:

CTOI: puntos de referencia límite y objetivo provisionales<sup>1</sup>

<b>Especie</b>	<b>Punto de referencia objetivo</b>	<b>Punto de referencia límite</b>
Atún albacora	$B_{RMS}; F_{RMS}$	40% de $B_{RMS}$ ; 40% por encima de $F_{RMS}$
Atún patudo	$B_{RMS}; F_{RMS}$	50% de $B_{RMS}$ ; 30% por encima de $F_{RMS}$
Atún barrilete	$B_{RMS}; F_{RMS}$	40% de $B_{RMS}$ ; 50% por encima de $F_{RMS}$
Atún aleta amarilla	$B_{RMS}; F_{RMS}$	40% de $B_{RMS}$ ; 40% por encima de $F_{RMS}$
Pez espada	$B_{RMS}; F_{RMS}$	40% de $B_{RMS}$ ; 40% por encima de $F_{RMS}$

Cabe notar que  $F_{RMS}$  (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible) es un punto de referencia objetivo provisional para todas las especies de atunes abarcadas. Las recomendaciones del personal de la CIAT también han tratado  $F_{RMS}$  como punto de referencia objetivo, y además se han basado en la regla de control que si la mortalidad por pesca supera  $F_{RMS}$ , entonces se debe reducir al nivel de  $F_{RMS}$ . Por contraste,  $F_{RMS}$  es dado como punto de referencia límite en el Anexo II del Acuerdo sobre poblaciones transzonales. Los indicios para los atunes son que la pesca en niveles moderadamente por encima de  $F_{RMS}$  no es insostenible, y por lo tanto no es razonable exigir una probabilidad muy baja (por ejemplo 10%) de superar  $F_{RMS}$ , particularmente en el contexto de la incertidumbre en las evaluaciones de las poblaciones. Los puntos de referencia límite deberían, tal como fue la intención original, ser desarrollados para proteger a las poblaciones de impactos graves, lentamente reversibles, o irreversibles de la pesca, lo que incluyen sobrepesca de reclutamiento y modificación genética, y no en algún concepto general de que podrían de alguna manera proteger el ecosistema. Los puntos de referencia límite recomendados por la CTOI no son apoyados por pruebas científicas, pero como niveles provisionales brindarían la protección que este tipo de punto de referencia está diseñado para brindar.

$F_{RMS}$ , que tradicionalmente fue tratado como objetivo de ordenación, ha sido transformada en punto de referencia límite (PRL) precautorio (Mace 2001). Este cambio inesperado ha sido acogido por muchos acuerdos internacionales y va en contra de los objetivos tradicionales de ordenación de la mayoría de las organizaciones gestoras que siguen estos acuerdos. La justificación del cambio es confusa y mal definida, y el uso de  $F_{RMS}$  como PRL es poco razonable, particularmente si la probabilidad estipulada de superar el PRL es baja. Definitivamente no se discrepa con la meta definida por Sainsbury (2008): « Los resultados

<sup>1</sup>  $F_{RMS}$ : tasa de mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible;  $B_{RMS}$ : biomasa correspondiente al rendimiento máximo sostenible

inaceptables se basan fuertemente en evitar impactos de la pesca irreversibles, lentamente reversibles o a largo plazo (por ejemplo, el Convenio sobre la Diversidad Biológica de 1992 y ANUPP 1995), por lo que se pone énfasis en evitar la sobrepesca de reclutamiento, el colapso de poblaciones, y la merma excesiva de organismos de muy larga vida », pero  $F_{RMS}$  no está relacionada con ninguno de éstos. El uso de  $F_{RMS}$  como PRL debería ser re-evaluado en términos de objetivos de ordenación, consistencia general, exactitud de las evaluaciones de las poblaciones, y factibilidad.

Una mortalidad por pesca límite alternativa a la de la recomendación de la CTOI es  $F_{LOSS}$  (ver el [Manual de Evaluación de Recursos Pesqueros](#) de FAO), que corresponde a la mortalidad por pesca que, si se aplicara durante un período de tiempo largo, causaría que la biomasa de la población disminuyera al nivel más bajo observado históricamente (denominado  $B_{LOSS}$ ) durante ese período. Se ha propuesto  $B_{LOSS}$  previamente como el nivel de biomasa por evitar en la ordenación del atún en el OPO. En esa propuesta, se podría considerar  $B_{LOSS}$  como punto de referencia límite para la biomasa. La mejor forma de evaluar estas alternativas y otras es en el marco de una evaluación de estrategias de ordenación (EEO). Existe actualmente un proyecto de EEO sobre los atunes tropicales fomentado por la reunión Kobe 3 en junio de 2012.

#### 4. REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

Una característica de un plan de ordenación que necesita ser evaluada es si una simulación del plan activa un punto de referencia límite un número de veces indeseable: o sea, se ha de tomar acción drástica (Punt y Smith 2001). La regla de control *de facto* recomendada por el personal de la CIAT es simplemente que la mortalidad por pesca debería ser reducida a  $F_{RMS}$  si supera ese nivel. Esta regla no permitiría a la mortalidad por pesca superar el punto de referencia límite de la CTOI a menos que la incertidumbre en los parámetros o estructura del modelo fuese alta. La mejor forma de evaluar correctamente una regla de control es como parte de una EEO.

Una regla de control más precautoria fue propuesta por Restrepo *et al.* (1998), que sugirieron la regla predeterminada siguiente para especies para las cuales se contara con muchos datos: fijar la mortalidad por pesca máxima en  $F = F_{RMS}$  cuando la población se encuentra en buena condición, y reducirla en proporción con la biomasa de la población cuando está en mala condición. A fin de evitar acciones de ordenación causadas por fluctuaciones naturales, permiten  $F = F_{RMS}$  cuando la población se encuentra ligeramente por debajo de  $B_{RMS}$  porque una población pescada en  $F_{RMS}$  fluctuaría alrededor de  $B_{RMS}$  (Restrepo y Powers 1999).

#### REFERENCIAS

- Maunder, N.N. 2013. Reference points, decision rules, and management strategy evaluation for tunas and associated species in the eastern Pacific Ocean. IATTC Stock Assessment Report 13: 107:114. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-13-Reference-pointsENG.pdf>
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2012. Evaluation of the Kobe Plot and Strategy Matrix and their application to tuna in the EPO. IATTC Stock Assessment Report 12: 191:211. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-12-KobeENG.pdf>
- Maunder, M.N. and Harley, M.N. (2006) Evaluating tuna management in the eastern Pacific Ocean. Bulletin of Marine Science 78(3): 593-606.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Deriso, R.B. 2012. A critical evaluation of the construction of the Kobe Strategy Matrix: lessons learned from bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC SAC-03-06C. <http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-06c-Applicaton-of-Kobe-strategy-matrix-to-BET-DRAFT.pdf>
- Punt, A.E. and A.D.M. Smith (2001) The gospel of Maximum Sustainable Yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. pp 41-66. In J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.R. Redford and J.R. Robinson (eds) Conservation of Exploited Species, Cambridge University Press, Cambridge.

- Restrepo, V. R., and Powers, J. E. 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. – ICES Journal of Marine Science, 56: 846–852.
- Restrepo, V.R., G.G. Thompson, P.M. Mace, W.L. Gabriel, L.L. Low, A.D. MacCall, R.D. Methot, H.E. Powers, B.L. Taylor, P.R. Wade and J.F. Witzig (1998) Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. July 17, 1998. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/FSPO -31. Washington, D.C.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. A Report to Australian Fisheries Management Authority and the Department of the Environment and Heritage. R2001/0999. 159p.
- UNCED (1992) United Nations Conference on Environment and Development.  
<http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>
- UNFSA (1995) UN Fish Stocks Agreement (Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Law of the Sea).  
[http://www.un.org/Depts/los/convention\\_agreements/texts/fish\\_stocks\\_agreement/CONF164\\_37.htm](http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/fish_stocks_agreement/CONF164_37.htm)

# KOBE II STRATEGY MATRIX FOR THE BIGEYE AND YELLOWFIN TUNA STOCKS OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2012

Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

## 1. INTRODUCTION

The second joint meeting of the tuna regional fisheries management organizations (tRFMOs) recommended the computation of a “strategy matrix” in order to improve further the standardization of the presentation of stock assessment results for fishery managers. The Kobe II strategy matrix “would present the specific management measures that would achieve the intended management target” ([Report of the second joint meeting of the tuna RFMOs](#)). Following this recommendation, the IATTC staff computed the following Kobe II strategy matrices and decision matrices for yellowfin tuna and bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) in 2012.

For this exercise, the reference points cited in Maunder and Deriso (2013) and that will be recommended by the staff to the Commission for adoption as an interim measure were used (IATTC 2013):

Stock	Target reference point	Limit reference point
Bigeye tuna	$S_{MSY}$ ; $F_{MSY}$	50% of $S_{MSY}$ ; 30% above $F_{MSY}$
Yellowfin tuna	$S_{MSY}$ ; $F_{MSY}$	40% of $S_{MSY}$ ; 40% above $F_{MSY}$

$S_{MSY}$ : Spawning stock biomass corresponding to the maximum sustainable yield (MSY);  $F_{MSY}$ : fishing mortality rate corresponding to the maximum sustainable yield

The Kobe II strategy matrix was computed with  $F_{MSY}$ , because the IATTC staff recommendations have treated  $F_{MSY}$  as a target reference point, and the informal harvest rule used to management tunas in the EPO has been based on reducing fishing mortality to  $F_{MSY}$  if it exceeds  $F_{MSY}$ . The Kobe II strategy matrix is substantially more demanding computationally for calculating biomass reference points than for calculating fishing mortality reference points. Therefore, biomass reference points are presented only as a traditional decision table.

## 2. METHODS

### 2.1. Kobe matrix

For the Kobe II strategy matrix, the fraction  $\delta$  of the current fishing mortality ( $F_{cur}$ ) that is required to ensure a given probability  $P$  that it will be at or below fishing mortality target reference point (e.g.  $F_{MSY}$ ) was computed:

$$p(\delta F_{cur} < F_{MSY}) = P$$

The normal approximation method was used, due to the excessively long computational time that is required for the use of either the Bayesian or the bootstrap methods with the current bigeye and yellowfin stock assessment model (Maunder *et al.* 2012) implemented in Stock Synthesis 3 (SS3; Methot and Wetzel 2013). The standard deviation of  $F_{mult}^1 = F_{MSY}/F_{cur}$  was estimated using the stock assessment models for yellowfin (Minte-Vera *et al.* 2013) and bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2013).

It follows that:

$$p(\delta F_{cur} < F_{MSY}) = p\left(\frac{\delta F_{cur}}{F_{MSY}} < 1\right) = p\left(\frac{F_{MSY}}{\delta F_{cur}} > 1\right) = 1 - p\left(\frac{F_{MSY}}{\delta F_{cur}} < 1\right) = 1 - p\left(\frac{F_{mult}}{\delta} < 1\right)$$

Assuming that  $F_{mult} \sim N(\mu_{Fmult}, \sigma^2_{Fmult})$ , it follows that  $\frac{F_{mult}}{\delta} \sim N\left(\frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma^2_{Fmult}}{\delta^2}\right)$

<sup>1</sup>  $F$  multiplier ( $F_{mult}$ ): the number of times the effort would have to be effectively increased relative to the average fishing mortality during 2010-2012 to achieve MSY.

The following equation was solved for  $\delta$  for each probability  $P$  desired, using numerical methods:

$$1 - \Phi\left(x = 1, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right) = P$$

Similarly, for the limit reference points, the following equation was solved for  $\delta$  for each probability  $P$  desired, using numerical methods:

$$1 - \Phi\left(x = 1/\beta, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right) = P$$

where  $\beta = 1.4$  for yellowfin and 1.3 for bigeye are the  $F_{MSY}$  scaling factors for the proposed interim limit reference points as described above.

Two states of nature were considered: a case in which the steepness of the stock-recruitment relationship ( $h$ ) is assumed to be 0.75 and the base case for the stock assessment ( $h = 1$ ).

## 2.2. Decision tables

Decision tables were computed for biomass reference points and fishing mortality reference points for two different management options (fishing at  $F_{cur}$  or  $F_{MSY}$ ).

The probabilities of the spawning biomass being greater than the spawning biomass that corresponds to the MSY ( $S_{MSY}$ ) in 5 and 10 years in the future were computed. The standard deviations of  $d = S/S_{MSY}$  were estimated using the current stock assessment models implemented in SS3. The probabilities were obtained using a normal approximation, as follows:

$$p(S_t > S_{MSY}) = p\left(\frac{S_t}{S_{MSY}} > 1\right) = 1 - \Phi(x = 1, \mu_d, \sigma_d^2)$$

Similarly, the probability of the spawning biomass falling below the proposed biomass limit reference point was obtained by:

$$p(S_t > \theta S_{MSY}) = p\left(\frac{S_t}{S_{MSY}} > \theta\right) = 1 - \Phi(x = \theta, \mu_d, \sigma_d^2)$$

where  $\theta = 0.4$  for yellowfin and 0.5 for bigeye are the  $S_{MSY}$  scaling factors for the proposed interim limit reference points as described above.

The probability of the fishing mortality falling below the proposed reference point is:

$$(F < \beta F_{MSY}) = 1 - \Phi\left(x = 1/\beta, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right)$$

where  $\beta = 1$  for target reference points; for limit reference points,  $\beta = 1.4$  (yellowfin) and 1.3 (bigeye), and  $\delta = 1$  for  $F_{cur}$  and  $\delta = F_{mult}$  for  $F_{MSY}$ .

The calculations were performed assuming that the current mix of fisheries and selectivity patterns would be maintained. The future recruitment is assumed to be the same as the average recruitment estimated in the current stock assessments (Aires-da-Silva and Maunder 2013; Minte-Vera *et al.* 2013).

## 2.3. Misspecification cases

In order to assess the implications of wrong assessments, two “misspecification” cases were run. In the first case, the true state of nature was assumed to have a steepness ( $h$ ) of the stock-recruitment relationship of 0.75, while the assessment was performed using a model that assumes  $h = 1$ . In the second case, the true state of nature was assumed to have a steepness of 1 while the assessment was performed using a model that assumes  $h = 0.75$ . The management advice from the assessment model was then

applied when projecting from the model that represented the true state of nature.

### 3. RESULTS

#### 3.1. Kobe matrix

##### 3.1.1. Yellowfin

The Kobe II strategy matrix for yellowfin was computed using two variability scenarios. For case 1 (low variability), the standard deviation of the  $F_{mult}$  estimates from SS3 was used. As this value appears to be unrealistically low (coefficient of variation, CV = 2.32%), a second case (high variability) was computed, in which the average CV of the quarterly summary  $F$  estimated for the last three years in the assessment model (CV = 6.25%) was used as a proxy for the standard deviation of  $F_{mult}$ . The results for these two cases are presented in Table 1.

The risk of each management option may be better visualized in a risk plot (Figure 1).

##### 3.1.2. Bigeye

The Kobe II strategy matrix for bigeye is shown in Table 2. The risk curves are shown in Figure 2.

#### 3.2. Decision tables

##### 3.2.1. Yellowfin

The probabilities of yellowfin being above the biomass reference points and below the fishing mortality reference points are shown in Tables 3 and 4, respectively.

##### 3.2.2. Bigeye

The probabilities of bigeye being above the biomass reference points and below the fishing mortality reference points are shown in Tables 5 and 6, respectively.

#### 3.3. Misspecification cases

##### 3.3.1. Yellowfin

The implications of giving management advice for yellowfin based on assessments that fail to match the true stock-recruitment steepness are given in Tables 7 and 8.

##### 3.3.2. Bigeye

The implications of giving management advice for bigeye based on assessments that fail to match the true stock-recruitment steepness are given in Tables 9 and 10.

### 4. CONCLUSION

This exercise shows how the Kobe II strategy matrix may be computed using the normal approximation method for yellowfin and bigeye stocks in the EPO. Calculations for fishing mortality reference points are less computationally demanding than those for biomass reference points, which is convenient since the informal decision rule used to manage tuna in the EPO is based on fishing mortality. The results indicate that there is a high probability that the current fishing mortality of bigeye is below the fishing mortality limit reference point even if the steepness of the stock-recruitment relationship is low (0.75).

For example, the Kobe II matrix suggests that, for bigeye, fishing mortality would have to be reduced by only 4% to have a 90% probability of being below the fishing mortality limit reference point ( $1.3 F_{MSY}$ ) if the steepness is 0.75 (Table 2). In contrast, under the same conditions, fishing mortality of yellowfin would have to be reduced by 14% to 17% (Table 1).

The probability of being above the biomass limit reference point with current fishing mortality is high for both yellowfin and bigeye even if the steepness of the stock-recruitment relationship is low (0.75) (Tables 3 and 5). However, if the steepness is 0.75 and the fishing mortality is set appropriately at  $F_{MSY}$  for that

assumption, the bigeye population would not rebuild to the biomass corresponding to MSY within 10 years. For both yellowfin and bigeye, there is a high probability of being above the limit biomass reference point even if the fishing mortality is set based on  $F_{MSY}$  under an assessment that assumes a stock-recruitment steepness of 1 when in fact the real steepness is 0.75 (Tables 7 and 9). However, there is a low probability of being below the limit fishing mortality reference point for yellowfin if the fishing mortality is set based on  $F_{MSY}$  under an assessment that assumes a stock-recruitment steepness of 1 when in fact the real steepness is 0.75 (Table 7). This indicates that there may be an inconsistency between these fishing mortality and biomass limit reference points. Other model structure uncertainty and misspecification (*e.g.* natural mortality, and the average length of old individuals) should also be included in the evaluation of the Kobe II strategy matrix and limit reference points.

The analyses presented in this report evaluate the current informal harvest control rule used for managing tunas in the EPO (*i.e.* set the fishing mortality at  $F_{MSY}$ ). This is a form of management strategy evaluation (MSE). We evaluated the harvest control rule under different states of nature through two assumptions about the steepness of the stock-recruitment relationship. This evaluation should be extended to include additional states of nature. Other harvest control rules could also be evaluated.

## REFERENCES

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2013. Status of the bigeye tuna in the Eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, 4<sup>th</sup> Meeting: Document [SAC-04-05a](#).
- IATTC 2013. Recommendations by the staff for the conservation of tunas and sharks in the Eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, 85<sup>th</sup> Meeting. 12-16 June 2013: Document [IATTC-85-03d](#).
- Methot Jr., R.D. and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Deriso, R. 2012. A critical evaluation of the construction of the Kobe strategy matrix: lessons learned from bigeye tuna in the Eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, 3<sup>rd</sup> Meeting: Document [SAC-03-06c](#).
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2013. Reference points and harvest rate control rules. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, 4<sup>th</sup> Meeting: Document [SAC-04-09](#).
- Minte-Vera, C.V., Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2013. Status of yellowfin tuna in the Eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, 4<sup>th</sup> Meeting: Document [SAC-04-04b](#).

**TABLE 1.** Kobe II strategy matrix for yellowfin tuna in the EPO in 2012, using two assumptions for steepness of the stock-recruitment relationship and two cases for the variability.  $\delta$ : fraction of the current (2010-2012) fishing mortality required to ensure the given probability that the fishing mortality is below  $F_{MSY}$  (target) or  $1.4 F_{MSY}$  (limit).

Proposed reference point	State of nature steepness	Variability	$\delta$ required to ensure the following probability of being below the target or limit			
			95%	90%	80%	50%
Target $F = F_{MSY}$	Base case	Low	0.972	0.980	0.991	1.010
		High	0.906	0.929	0.957	1.010
	$h = 0.75$	Low	0.604	0.613	0.624	0.644
		High	0.578	0.592	0.610	0.644
Limit $F = 1.4 F_{MSY}$	Base case	Low	1.361	1.372	1.381	1.415
		High	1.269	1.301	1.323	1.415
	$h = 0.75$	Low	0.809	0.829	0.854	0.902
		High	0.846	0.858	0.873	0.902

**TABLE 2.** Kobe II strategy matrix for bigeye tuna in the EPO in 2012, using two assumptions for steepness of the stock-recruitment relationship.  $\delta$ : fraction of the current (2010-2012) fishing mortality required to ensure the given probability that the fishing mortality is below  $F_{MSY}$  (target) or  $1.3 F_{MSY}$  (limit).

Proposed reference point	State of nature steepness	$\delta$ required to ensure the following probability of being below the target or limit			
		95%	90%	80%	50%
Target $F = F_{MSY}$	Base case	0.899	0.933	0.974	1.053
	$h = 0.75$	0.713	0.738	0.767	0.825
Limit $F = 1.3 F_{MSY}$	Base case	1.168	1.213	1.266	1.369
	$h = 0.75$	0.927	0.959	0.998	1.072

**TABLE 3.** Yellowfin decision table: probabilities of being above the target and limit biomass reference points for yellowfin tuna in the EPO in 2012 under different states of nature and timeframes.  $F_{cur}$  is the average fishing mortality for the last three years in the current assessment (2010-2012).

Proposed reference point	State of nature steepness	Time frame (years)	Probability of being above the target or limit by fishing at	
			$F_{cur}$	$F_{MSY}$
target $S = S_{MSY}$	Base case	0	0.082	0.082
		5	0.519	0.500
		10	0.520	0.500
	$h = 0.75$	0	0.000	0.000
		5	0.000	0.221
		10	0.000	0.481
limit $S = 0.4 S_{MSY}$	Base case	0	1	1
		5	0.996	0.997
		10	0.996	0.997
	$h = 0.75$	0	1	1
		5	0.832	0.992
		10	0.897	0.996

**TABLE 4.** Probability of being below the proposed reference point for yellowfin tuna in the EPO in 2012.

Proposed reference point	State of nature steepness	Variability	Probability of being below the target or limit by fishing at $F_{cur}$
Target $F = F_{MSY}$	Base case	low	0.671
		high	0.565
	$h = 0.75$	low	0
		high	0
Limit $F = 1.4 F_{MSY}$	Base case	low	1
		high	1
	$h = 0.75$	low	0.002
		high	0.041

**TABLE 5.** Bigeye decision table: probabilities of the spawning stock biomass ( $S$ ) being above the target and limit biomass reference points in the EPO in 2012 under different states of nature and timeframes.  $F_{cur}$  is the average fishing mortality for the last three years in the current assessment (2010-2012).

Proposed reference point	State of nature steepness	Time frame (years)	Probability of being above the target or limit by fishing at	
			$F_{cur}$	$F_{MSY}$
Target $S = S_{MSY}$	Base case	0	0.794	0.794
		5	0.485	0.349
		10	0.579	0.488
	$h = 0.75$	0	0.259	0.259
		5	0.125	0.124
		10	0.179	0.333
Limit $S = 0.5 S_{MSY}$	Base case	0	0.998	0.998
		5	0.904	0.995
		10	0.931	1
	$h = 0.75$	0	0.997	0.997
		5	0.808	0.981
		10	0.796	1

**TABLE 6.** Probability of being below the proposed reference point for bigeye tuna in the EPO in 2012.

Proposed reference point	State of nature steepness	Probability of being below the target or limit by fishing at $F_{cur}$
Target $F = F_{MSY}$	Base case	0.714
	$h = 0.75$	0.005
Limit $F = 1.3 F_{MSY}$	Base case	0.999
	$h = 0.75$	0.793

**TABLE 7.** Misspecification cases for yellowfin: probabilities of being at or above the biomass reference point.

Steepness		Proposed reference point	Probability of being above the reference point in		
			0 years	5 years	10 years
True state of nature	Assessment assumption				
$h = 0.75$	$h = 1$	target $S = S_{MSY}$	0	0	0
		limit $S = 0.4 S_{MSY}$	1	0.838	0.905
Base case	$h = 0.75$	target $S = S_{MSY}$	0.082	0.952	0.952
		limit $S = 0.4 S_{MSY}$	1	1	1

**TABLE 8.** Misspecification cases for yellowfin: probabilities of being below the reference points when fishing at  $F_{MSY}$  based on the assessment results.  $F_{mult}$  is the fraction of the current (2010-2012) fishing mortality required to ensure that fishing mortality is at  $F_{MSY}$ .

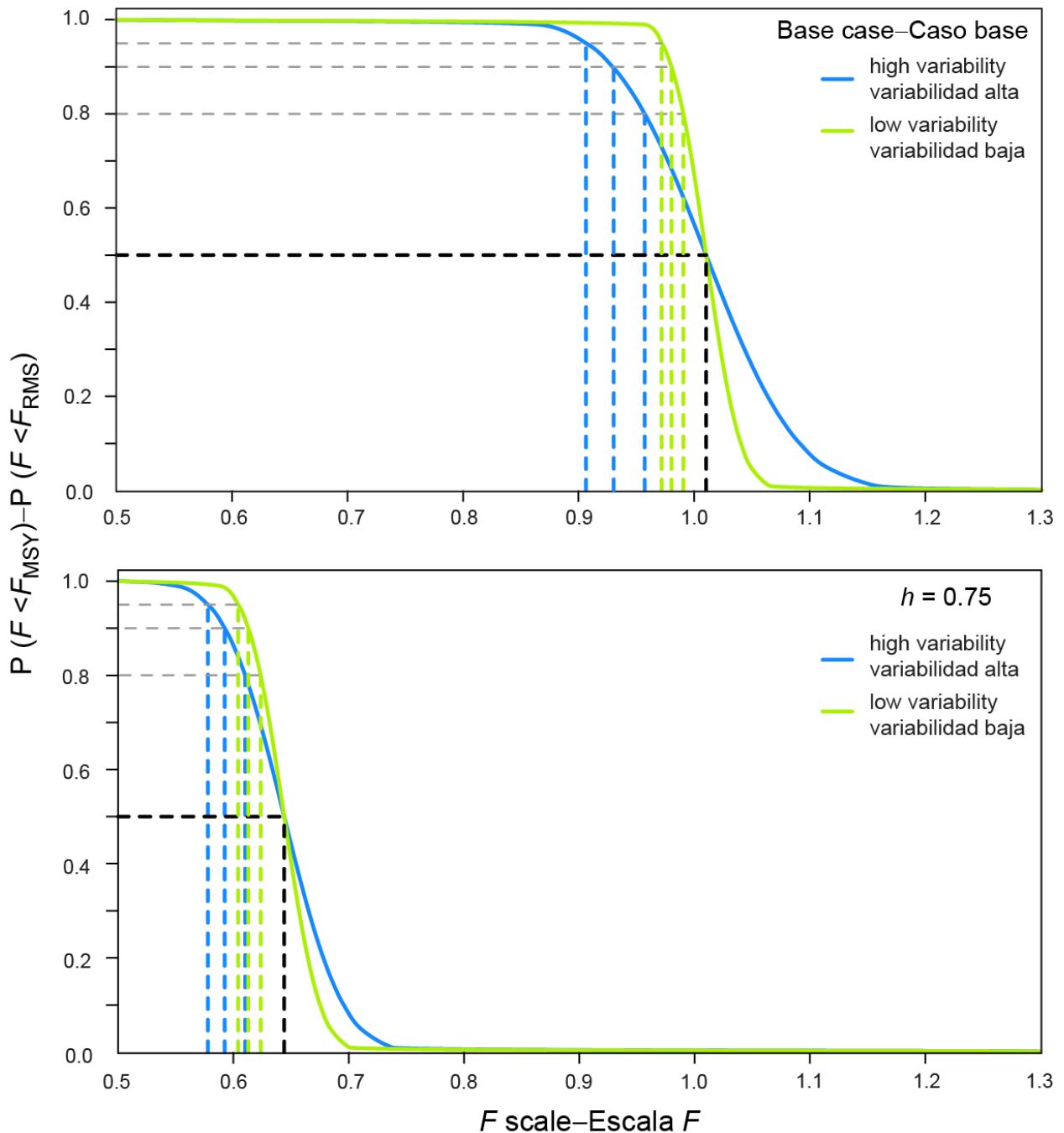
Steepness		Variability	Probability of being below	
			target $F = F_{MSY}$	limit $F = 1.4 F_{MSY}$
True state of nature	Assessment assumption			
$h = 0.75$	$h = 1$ ( $F_{mult} = 1.01$ )	low	0	0.007
		high	0	0.027
Base case	$h = 0.75$ ( $F_{mult} = 0.64$ )	low	1	1
		high	1	1

**TABLE 9.** Misspecification cases for bigeye: probabilities of being above the biomass reference point if fishing at  $F_{MSY}$  based on the assessment results.  $F_{mult}$  is fraction of the current fishing mortality (2010-2012) that is required for ensuring the fishing mortality to be at  $F_{MSY}$ .

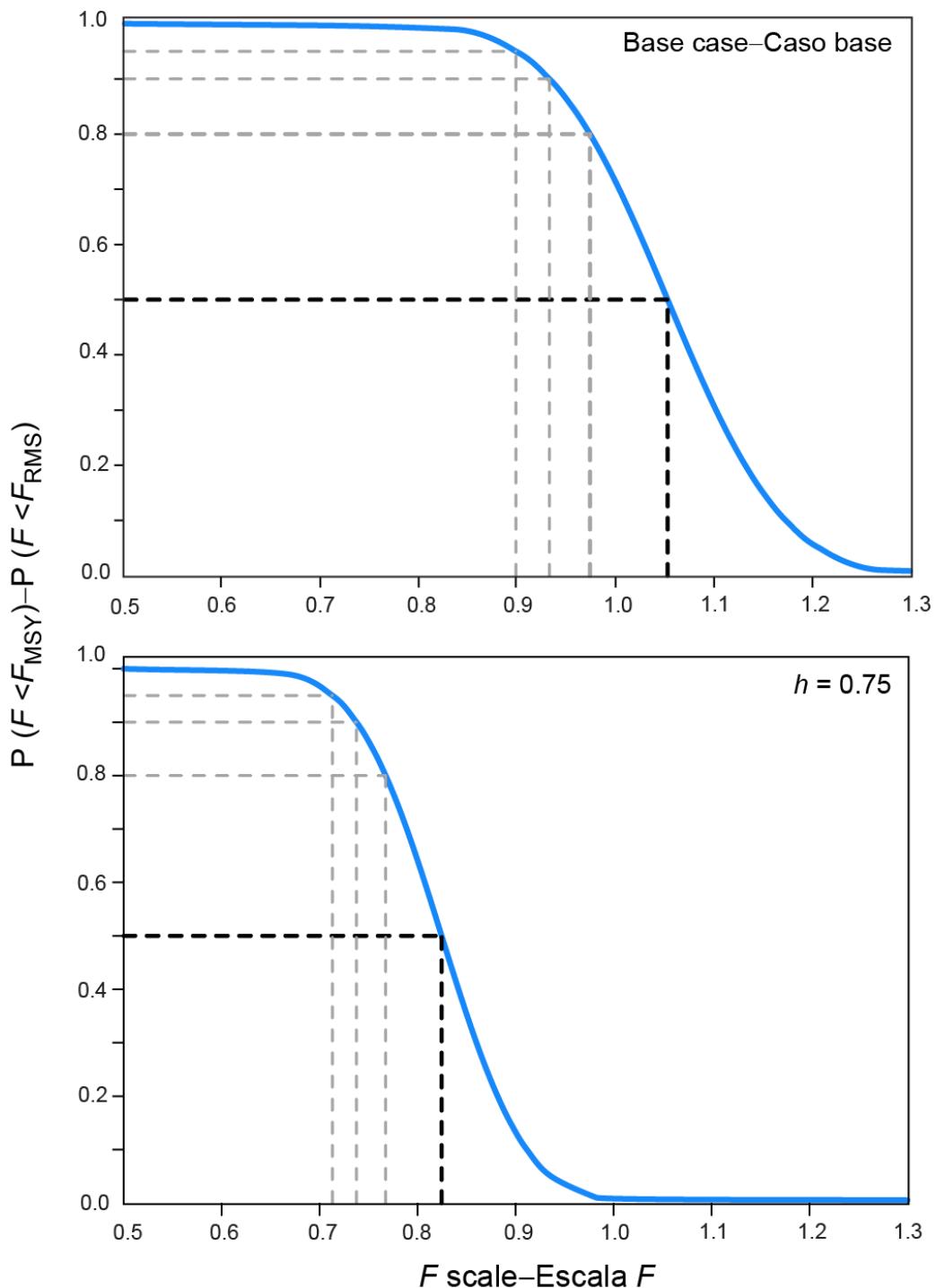
Steepness		Proposed reference point	Probability of being above the reference point in		
			0 years	5 years	10 years
True state of nature	Assessment assumption				
$h = 0.75$	$h = 1$ ( $F_{mult} = 1.05$ )	target $S = S_{MSY}$	0.259	0.012	0.004
		limit $S = 0.5 S_{MSY}$	0.997	0.912	0.940
Base case	$h = 0.75$ ( $F_{mult} = 0.82$ )	target $S = S_{MSY}$	0.794	0.799	0.971
		limit $S = 0.5 S_{MSY}$	0.998	0.999	1

**TABLE 10.** Misspecification cases for bigeye: probabilities of being below the reference points.  $F_{mult}$  is fraction of the current fishing mortality (2010-2012) that is required for ensuring that fishing mortality is at  $F_{MSY}$ .

Steepness		Probability of being below	
		target $F = F_{MSY}$	limit $F = 1.3 F_{MSY}$
True state of nature	Assessment assumption		
$h = 0.75$	$h = 1$ ( $F_{mult} = 1.05$ )	0.0004	0.598
Base case	$h = 0.75$ ( $F_{mult} = 0.82$ )	0.993	1



**FIGURE 1.** Risk curves for yellowfin: Probability that the fishing mortality ( $F$ ) is below the level corresponding to MSY ( $F_{\text{MSY}}$ ) for different fractions ( $\delta = F$  scale) of the current fishing mortality (2010–2012). The grey dashed lines represent 80%, 90% and 95% probabilities. The black dashed line represents 50% probability, which, for the base case, is the current management advice. The top panel corresponds to the base case and the lower panel corresponds to the case when the steepness ( $h$ ) of the stock-recruitment relationship is assumed to be 0.75.



**FIGURE 2.** Risk curves for bigeye: Probability that the fishing mortality ( $F$ ) is below the level corresponding to MSY ( $F_{MSY}$ ) for different fractions ( $\delta = F \text{ scale}$ ) of the current fishing mortality (2010–2012). The grey dashed lines represent 80%, 90% and 95% probabilities. The black dashed line represents 50% probability, which, for the base case, is the current management advice. The top panel corresponds to the base case and the lower panel corresponds to the case when the steepness ( $h$ ) of the stock-recruitment relationship is assumed to be 0.75.

# MATRIZ ESTRATÉGICA KOBE II PARA LAS POBLACIONES DE ATUNES PATUDO Y ALETA AMARILLA DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2012

Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

## 1. INTRODUCCIÓN

La segunda reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera atunera (OROP atuneras) recomendó la computación de una “matriz estratégica” a fin de mejorar la estandarización de la presentación de los resultados evaluaciones de poblaciones para los gestores de pesquerías. La matriz estratégica Kobe II « presentarían las medidas específicas de ordenación que lograrían el objetivo de ordenación deseado » ([Informe de la segunda reunión conjunta de las OROP atuneras](#)). Siguiendo esta recomendación, el personal de la CIAT computó las siguientes matrices estratégicas Kobe II y matrices de decisión para los atunes aleta amarilla y patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2012.

Para este ejercicio, se usaron los puntos de referencia citados en Maunder y Deriso (2013) y que serán recomendados por el personal a la Comisión para adopción como medida provisional (IATTC 2013):

Población	Punto de referencia objetivo	Punto de referencia límite
Atún patudo	$S_{RMS}$ ; $F_{RMS}$	50% de $S_{RMS}$ ; 30% por encima de $F_{RMS}$
Atún aleta amarilla	$S_{RMS}$ ; $F_{RMS}$	40% de $S_{RMS}$ ; 40% por encima de $F_{RMS}$

$S_{RMS}$ : biomasa de la población reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS);

$F_{RMS}$ : tasa de mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible.

La matriz estratégica Kobe II fue computada con  $F_{RMS}$ , porque las recomendaciones del personal de la CIAT han tratado  $F_{RMS}$  como punto de referencia objetivo, y la regla de extracción informal usada para la ordenación de los atunes en el OPO se ha basado en reducir la mortalidad por pesca a  $F_{RMS}$  si rebasa  $F_{RMS}$ . La matriz estratégica Kobe II es sustancialmente más exigente del punto de vista de computación para calcular puntos de referencia de biomasa que para calcular puntos de referencia de mortalidad por pesca. Por lo tanto, se presentan puntos de referencia de biomasa solamente como una tabla de decisión tradicional.

## 2. MÉTODOS

### 2.1. Matriz de Kobe

Para la matriz estratégica Kobe II, se computó la fracción  $\delta$  de la mortalidad por pesca actual ( $F_{cur}$ ) necesaria para lograr una probabilidad dada  $P$  que estará en, o por debajo de, el punto de referencia objetivo de mortalidad por pesca (por ejemplo,  $F_{RMS}$ ):

$$p(\delta F_{cur} < F_{RMS}) = P$$

Se usó el método de aproximación normal, debido al tiempo de computación excesivamente largo necesario para el uso de los métodos bayesiano o *bootstrap* con el modelo actual de evaluación de las poblaciones de patudo y aleta amarilla (Maunder *et al.* 2012) implementado en *Stock Synthesis 3* (SS3; Methot y Wetzel 2013). La desviación estándar de  $F_{mult}$ <sup>1</sup> =  $F_{RMS}/F_{cur}$  fue estimado usando los modelos de evaluación para el aleta amarilla (Minte-Vera *et al.* 2013) y patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2013).

Se desprende que:

$$p(\delta F_{cur} < F_{RMS}) = p\left(\frac{\delta F_{cur}}{F_{RMS}} < 1\right) = p\left(\frac{F_{RMS}}{\delta F_{cur}} > 1\right) = 1 - p\left(\frac{F_{RMS}}{\delta F_{cur}} < 1\right) = 1 - p\left(\frac{F_{mult}}{\delta} < 1\right)$$

<sup>1</sup> Multiplicador de  $F$  ( $F_{mult}$ ): el número de veces que se tendría que incrementar el esfuerzo en relación con la mortalidad por pesca media durante 2010-2012 para lograr el RMS.

Suponiendo que  $F_{mult} \sim N(\mu_{Fmult}, \sigma_{Fmult}^2)$ , entonces  $\frac{F_{mult}}{\delta} \sim N\left(\frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right)$

Se resolvió la siguiente ecuación para  $\delta$  para cada probabilidad  $P$  deseada, usando métodos numéricos:

$$1 - \Phi\left(x = 1, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right) = P$$

Similarmente, para los puntos de referencia límite, se resolvió la siguiente ecuación para  $\delta$  para cada probabilidad  $P$  deseada, usando métodos numéricos:

$$1 - \Phi\left(x = 1/\beta, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right) = P$$

donde  $\beta$  es el factor de escala de  $F_{RMS}$  (1.4 para el aleta amarilla y 1.3 para el patudo) para los puntos de referencia límite propuestos, de la forma antes descrita.

Se consideraron dos estados de naturaleza: un caso en el cual se supone que la inclinación de la relación población-reclutamiento ( $h$ ) es 0.75, y el caso base para la evaluación de la población ( $h = 1$ ).

## 2.2. Tablas de decisión

Se computaron tablas de decisión para los puntos de referencia de biomasa y de mortalidad por pesca para dos opciones distintas de ordenación (pesca en  $F_{cur}$  o  $F_{RMS}$ ).

Se computó la probabilidad de que la biomasa reproductora sea mayor que la biomasa reproductora que corresponde al RMS ( $S_{RMS}$ ) 5 y 10 años en el futuro. Se estimaron las desviaciones estándar de  $d = S/S_{RMS}$  usando los modelos actuales de evaluación de poblaciones implementados en SS3. Se obtuvieron las probabilidades usando una aproximación normal, como sigue:

$$p(S_t > S_{RMS}) = p\left(\frac{S_t}{S_{RMS}} > 1\right) = 1 - \Phi(x = 1, \mu_d, \sigma_d^2)$$

Similarmente, se obtuvo la probabilidad de que la biomasa reproductora disminuya por debajo del punto de referencia límite de biomasa mediante:

$$p(S_t < \theta S_{RMS}) = p\left(\frac{S_t}{S_{RMS}} < \theta\right) = 1 - \Phi(x = \theta, \mu_d, \sigma_d^2)$$

donde  $\theta = 0.4$  para el aleta amarilla y  $\theta = 0.5$  para el patudo.

La probabilidad de que la mortalidad por pesca disminuya por debajo del punto de referencia propuesto es:

$$(F < \beta F_{RMS}) = 1 - \Phi\left(x = 1/\beta, \frac{\mu_{Fmult}}{\delta}, \frac{\sigma_{Fmult}^2}{\delta^2}\right)$$

donde  $\beta = 1$  en el caso de los puntos de referencia objetivo; en el caso de los puntos de referencia límite,  $\beta = 1.4$  (leta amarilla) y 1.3 (patudo),  $\delta = 1$  para  $F_{cur}$  y  $\delta = F_{mult}$  para  $F_{RMS}$ .

Se realizaron los cálculos suponiendo que se mantendrán la mezcla actual de pesquerías y patrones de selectividad. Se supone que el reclutamiento futuro será igual que el reclutamiento medio estimado en las evaluaciones actuales de las poblaciones (Aires-da-Silva y Maunder 2013; Minte-Vera *et al.* 2013).

## 2.3. Casos de especificación errónea

A fin de evaluar las implicaciones de evaluaciones incorrectas, se ejecutaron dos casos de « especificación errónea ». En el primero, se supuso que la inclinación de la relación población-reclutamiento del estado de naturaleza verdadero es 0.75, pero se realizó una evaluación usando un modelo que supone que es 1. En el segundo, se supuso que la inclinación de la relación población-reclutamiento del estado de natu-

raleza verdadero es 1, pero se realizó una evaluación usando un modelo que supone que es 0.75. El asesoramiento de ordenación del modelo de evaluación fue entonces aplicado a la proyección del modelo que representaba el estado de naturaleza verdadero.

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. Matriz de Kobe**

##### **3.1.1. Aleta amarilla**

Se computó la matriz estratégica Kobe II para el aleta amarilla usando dos escenarios de variabilidad. En el caso 1 (variabilidad baja), se usó la desviación estándar de las estimaciones de  $F_{mult}$  de SS3. Ya que este valor parece ser demasiado bajo y poco realista (coeficiente de variación, CV = 2.32%), se computó un segundo caso (variabilidad alta), en el que se usó el CV medio de la  $F$  trimestral sumaria de los tres últimos años en el modelo de evaluación (CV = 6.25%) como sustituto de la desviación estándar de  $F_{mult}$ . En la Tabla 1 se presentan los resultados de estos dos casos.

Se puede visualizar el riesgo de cada opción ordenación mejor en una gráfica de riesgo (Figura 1).

##### **3.1.2. Patudo**

En la Tabla 2 se presenta la matriz estratégica Kobe II para el patudo. En la Figura 2 se ilustran las curvas de riesgo.

#### **3.2. Tablas de decisión**

##### **3.2.1. Aleta amarilla**

En las Tablas 3 y 4 se presentan las probabilidades de que el aleta amarilla esté por encima de los puntos de referencia de biomasa y por debajo de los puntos de referencia de mortalidad por pesca, respectivamente.

##### **3.2.2. Patudo**

En las Tablas 5 y 6 se presentan las probabilidades de que el patudo esté por encima de los puntos de referencia de biomasa y por debajo de los puntos de referencia de mortalidad por pesca, respectivamente.

#### **3.3. Casos de especificación errónea**

##### **3.3.1. Aleta amarilla**

En las Tablas 7 y 8 se presentan las implicaciones de dar asesoramiento de ordenación para el aleta amarilla basado en evaluaciones que no corresponden a la verdadera inclinación población-reclutamiento.

##### **3.3.2. Patudo**

En las Tablas 7 y 8 se presentan las implicaciones de dar asesoramiento de ordenación para el patudo basado en evaluaciones que no corresponden a la verdadera inclinación población-reclutamiento.

### **4. CONCLUSIÓN**

Este ejercicio demuestra cómo la matriz estratégica Kobe II puede ser computada usando el método de aproximación normal para las poblaciones de aleta amarilla y patudo en el OPO. El cálculo de puntos de referencia de mortalidad por pesca es menos exigente del punto de visto computacional que para los puntos de referencia de biomasa, lo cual es útil en cuanto que la regla informal de decisión usada para gestionar el atún en el OPO se basa en mortalidad por pesca. Los resultados indican que existe una alta probabilidad que la mortalidad por pesca actual de patudo se encuentra por debajo del punto de referencia límite de mortalidad por pesca aun si la inclinación de la relación población-reclutamiento es baja (0.75). Por ejemplo, la matriz Kobe II sugiere que, en el caso del patudo, la mortalidad por pesca tendría que ser reducida tan sólo un 4% para tener un 90% de probabilidad que la mortalidad por pesca esté por debajo del punto de referencia límite mortalidad por pesca ( $1.3 F_{RMS}$ ) si la inclinación es 0.75 (Tabla 2). Por contraste, en el caso del aleta amarilla, la mortalidad por pesca tendría que ser reducida un 14 a 17% bajo las

mismas condiciones (Tabla 1).

La probabilidad de estar por encima del punto de referencia límite de biomasa con la mortalidad por pesca actual es alta para tanto el aleta amarilla como el patudo aún si la inclinación de la relación población-reclutamiento es baja (0.75) (Tablas 3 y 5). Sin embargo, si la inclinación es 0.75 y se fija la mortalidad por pesca apropiadamente en  $F_{RMS}$  para ese supuesto, la población de patudo no se recuperaría a la biomasa correspondiente al RMS en 10 años. Para tanto el aleta amarilla como el patudo, existe una alta probabilidad de estar por encima de punto de referencia límite de biomasa aún si se fija la mortalidad por pesca con base en  $F_{RMS}$  en una evaluación que supone una inclinación población-reclutamiento de 1 cuando en realidad la inclinación verdadera es 0.75 (Tablas 7 y 9). No obstante, existe una baja probabilidad de estar por debajo de punto de referencia límite de mortalidad por pesca en el caso del aleta amarilla si se fija la mortalidad por pesca con base en  $F_{RMS}$  en una evaluación que supone una inclinación población-reclutamiento de 1 cuando en realidad la inclinación verdadera es 0.75 (Tabla 7). Esto indica que podría existir una inconsistencia entre estos puntos de referencia límite de mortalidad por pesca y biomasa. Se deberían incluir también en la evaluación de la matriz estratégica Kobe II y los puntos de referencia límite otras incertidumbres y especificaciones erróneas del modelo (por ejemplo, mortalidad natural y la talla media de los individuos viejos).

Los análisis presentados en este informe evalúan la actual regla informal de control de extracción usada para gestionar los atunes en el OPO (es decir, fijar la mortalidad por pesca en  $F_{RMS}$ ). Esta es una forma de evaluación de estrategia de ordenación (EEO). Se evaluó la regla de control con distintos estados de naturaleza usando dos supuestos acerca de la inclinación de la relación población-reclutamiento. Esta evaluación debería ser extendida para incluir estados de naturaleza adicionales. Otras reglas de control podrían asimismo ser evaluadas.

## REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. y Maunder, M.N. 2013. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2012 y perspectivas para el futuro. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Comité Científico Asesor, 4<sup>a</sup> Reunión: Documento [SAC-04-05a](#).
- IATTC 2013. Recomendaciones del personal para la conservación de los atunes y tiburones en el Océano Pacífico oriental. Comisión Interamericana del Atún Tropical, 85<sup>a</sup> Reunión, 12-16 de junio de 2013: Documento [IATTC-85-03d](#).
- Methot Jr., R.D. y Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. y Deriso, R. 2012. A critical evaluation of the construction of the Kobe strategy matrix: lessons learned from bigeye tuna in the Eastern Pacific Ocean. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Comité Científico Asesor, 3<sup>a</sup> Reunión: Documento [SAC-03-06c](#).
- Maunder, M.N. y Deriso, R.B. 2013. Puntos de referencia y reglas de control de extracción. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Comité Científico Asesor, 4<sup>a</sup> Reunión: Documento [SAC-04-09](#).
- Minte-Vera, C.V., Aires-da-Silva, A. y Maunder, M.N. 2013. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2012 y perspectivas para el futuro. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Comité Científico Asesor, 4<sup>a</sup> Reunión: Documento [SAC-04-04b](#).