

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 19

Informe de Evaluación de Stocks 19

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2017
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2017

La Jolla, California

2018

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 19 consists of the following background documents, prepared for the 9th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 14-18 May 2018.

CONTENTS

1. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva	3
2. Stock Status indicators for bigeye tuna <i>by</i> Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody and Marlon Román.....	18
3. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder.....	25
4. Exploratory spatially-structured assessment model for bigeye tuna <i>by</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, and Cleridy Lennert-Cody.....	32
5. Ecosystem considerations <i>by</i> Leanne Duffy and Shane Griffiths	98

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 19 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 9ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 14-18 de mayo de 2018.

ÍNDICE

1. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2017 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva.....	14
2. Indicadores de condición de población del atún patudo <i>por</i> Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody y Marlon Román	23
3. Indicadores actualizados de la condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder	29
4. Modelo exploratorio de evaluación de atún patudo con estructura espacial <i>por</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, y Cleridy Lennert-Cody.....	91
5. Consideraciones ecosistémicas <i>por</i> Leanne Duffy y Shane Griffiths	128

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2017 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

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

EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 uses the same model as the previous assessment, and includes new and updated data.
2. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. There may have been three different recruitment productivity regimes since 1975, and the levels of maximum sustainable yield (MSY) and the biomasses corresponding to the MSY (B_{MSY} , S_{MSY}) may differ among the regimes. The recruitment was below average until 1982, mostly above average from 1983 to 2002, and then mostly below average until 2014. The annual recruitments for 2015 and 2016 were estimated to be at or above average, as is the annual recruitment for 2017. The spawning biomass ratio (SBR) was at or below the MSY level from 2005 through 2017, except during 2008-2010. However, at the start of 2018 it was above the MSY level, following the large recruitments of 2015 and 2016. Under the current (2015-2017 average) fishing mortality, the SBR is predicted to increase in the next two years, and level off at about the MSY level if recruitment is average.
3. The recent fishing mortality (F) is slightly above the MSY level (F_{MSY} ; F multiplier = 0.99). The current spawning biomass (S) is estimated to be above that level ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 1.08$), as is the recent biomass of fish aged 3 quarters and older (B) ($B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 1.35$). As noted in Document [SAC-07-05b](#), these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the average size of the oldest fish (L_2), and the rate of natural mortality (M). The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for L_2 , or if lower rates of M are assumed for adult yellowfin. Previous assessments reported that the data components diverge on their information about abundance levels: results are more pessimistic if the weighting assigned to length-frequency data is decreased, and more optimistic if the model is fitted more closely to the index of relative abundance based on the catch per unit of effort (CPUE) of the northern dolphin-associated purse-seine fishery rather than of the southern longline fishery.
4. The highest fishing mortality (F) has been on fish aged 11-20 quarters (2.75-5 years). The average annual F has been increasing for all age classes since 2009, but in 2017 it showed a slight decline for all age groups.
5. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
6. The following topics continue to be a priority for future research to improve the yellowfin stock assessment:
 - a. Analysis of changes in spatial distribution of effort for the southern longline fishery, and potential changes in targeting, whether they invalidate the use of the CPUE of this fishery as the main abundance index in the assessment model, and whether a time change in selectivity is needed.
 - b. Implementation of a large-scale tagging program to address hypotheses about stock structure and regional differences in life-history parameters and depletion.
 - c. Improved estimates of growth, particularly for older fish.
 - d. Weighting of the different data sets that are fitted in the assessment model.
 - e. Refinement of fisheries definitions within the assessment model.
 - f. Implementation of time-variant selectivity, mainly for the purse-seine fisheries on floating objects.
 - g. Exploration of alternative assumptions about stock structure within the assessment model.

UPDATE ASSESSMENT

This report presents the key results of an update stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*)

in the eastern Pacific Ocean (EPO), conducted using an integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.23b). “Update” stock assessment means that the base case model used in this assessment is the same as that used in the previous assessment, conducted in 2017 (Document [SAC-08-04b](#)), and that only the data used in the model have been updated. Stock Synthesis produces an extensive series of model output results and fit diagnostics. These are available for the base case model in [html and pdf formats](#).

Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. 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 in unassociated schools. Tagging studies of yellowfin throughout the Pacific indicate that the fish tend to stay within 1 800 km of their release positions. This regional fidelity, along with the geographic variation in phenotypic and genotypic characteristics of yellowfin shown in some studies, suggests that there might be multiple stocks of yellowfin in the EPO and throughout the Pacific Ocean. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas in the EPO. However, movement rates between these putative stocks, as well as across the 150°W meridian, cannot be estimated with currently-available tagging data. This assessment assumes a single stock of yellowfin in the EPO.

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 (M), and fishing mortality (F), have also been made. The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2017. New or updated longline catch data were available for China (2016), Japan (2015-2017), Korea (2016), Chinese Taipei (2014-2016), the United States (2015-2016), French Polynesia (2016), Vanuatu (2016), and other nations (2010-2016). For longline fisheries with no catch data, catches were assumed to be the same as in the most recent year with available data. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2017. New or updated CPUE data were available for the Japanese longline fleet for 2016-2017. New surface-fishery size-composition data for 2017 were added, and data for the last quarter of 2016 were updated. New or updated length-frequency data for the Japanese commercial longline fleet were available for 2014-2015.

In general, 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 may have experienced three different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, 2003-2014). The recruitment was below average until 1982, mostly above average from 1983 to 2002, and then mostly below average from 2003 to 2014 ([Figure 1](#)). The most recent annual recruitments (2015-2017) were estimated to be at or slightly above average, because of high quarterly recruitments in 2015 (quarters 3 and 4), 2016 (quarters 2 and 4) and 2017 (quarter 1), but these estimates are highly uncertain. The recruitment estimates for 2017 might upwardly biased, because of a retrospective pattern already noticed in previous assessments. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with higher-productivity regimes producing greater biomasses ([Figure 2](#)). The existence of 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 spawning biomass ratio (the ratio of the current 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 until 2005 ([Figure 2](#)). The different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBRs. Since 2005, the SBR has been below the MSY level, except during 2008-2010, following the above-average recruitment of 2006. 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. Since 2011 the SBR has been estimated to be slightly below or at the MSY level, following the series of low recruitments since 2007, which coincided with a series of strong La Niña events. However, the SBR at the start of 2018 was estimated to be 0.29, above the MSY level (0.27), due to the above-average recruitments of 2015 and

2016, which coincided with the 2014-2016 El Niño event. With the current (2015-2017 average) fishing mortality and the current estimate of recent recruitment, the SBR is predicted to continue increasing for two years, and then decline and stabilize at the MSY level ([Figure 2](#)), assuming recruitment is average.

Substantial levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO ([Figure 3](#)). These levels are highest for yellowfin aged 11-20 quarters (2.75-5 years), and lowest for the younger fish (< 10 quarters/2.5 years). 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 ([Figure 4](#)). In more recent years, the impact of the floating-object fisheries has been greater than that of the unassociated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years.

The fishing mortality is estimated to be slightly above the level that would support the MSY, based on the current distribution of effort among the different fisheries (F multiplier = 0.99), but the confidence intervals are wide ([Figure 5](#)), and recent catches are below that level ([Table 1](#)). The SBR is above the MSY level ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 1.08$), as is the biomass of fish aged 3 quarters and older ($B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 1.35$), because of the recent large recruitments. 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 ([SAC-08-04b](#)); therefore, moderate changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Maintaining the 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, but in fact there is such a relationship, the loss in yield would be greater than if management were based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there was none ([SAC-08-04b](#)).

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been 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.

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 SBRs corresponding to MSY.

The MSY has been stable during the assessment period (1975-2017) ([Figure 6](#)), 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: current effort is estimated to be above the MSY level ([Table 1](#)), but the spawning biomass is predicted to rise above the MSY level in the next two years ([Figure 2](#)). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. If fishing effort continues at recent levels, both the spawning biomass ([Figure 2](#)) and the catches of the surface fisheries ([Figure 7](#)) are predicted to increase in the near future, and then decrease to below the current level, assuming average recruitment.

Previous assessments ([SAC-07-05b](#)) have indicated that the status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish (L_2), and more pessimistic results are obtained when higher values are assumed for this parameter. Results are also more pessimistic if the weighting assigned to the length-frequency data is decreased, and more optimistic if the model is fitted more closely to the index of relative abundance based on the CPUE of the northern dolphin-associated purse-seine fishery rather than of the southern longline fishery.

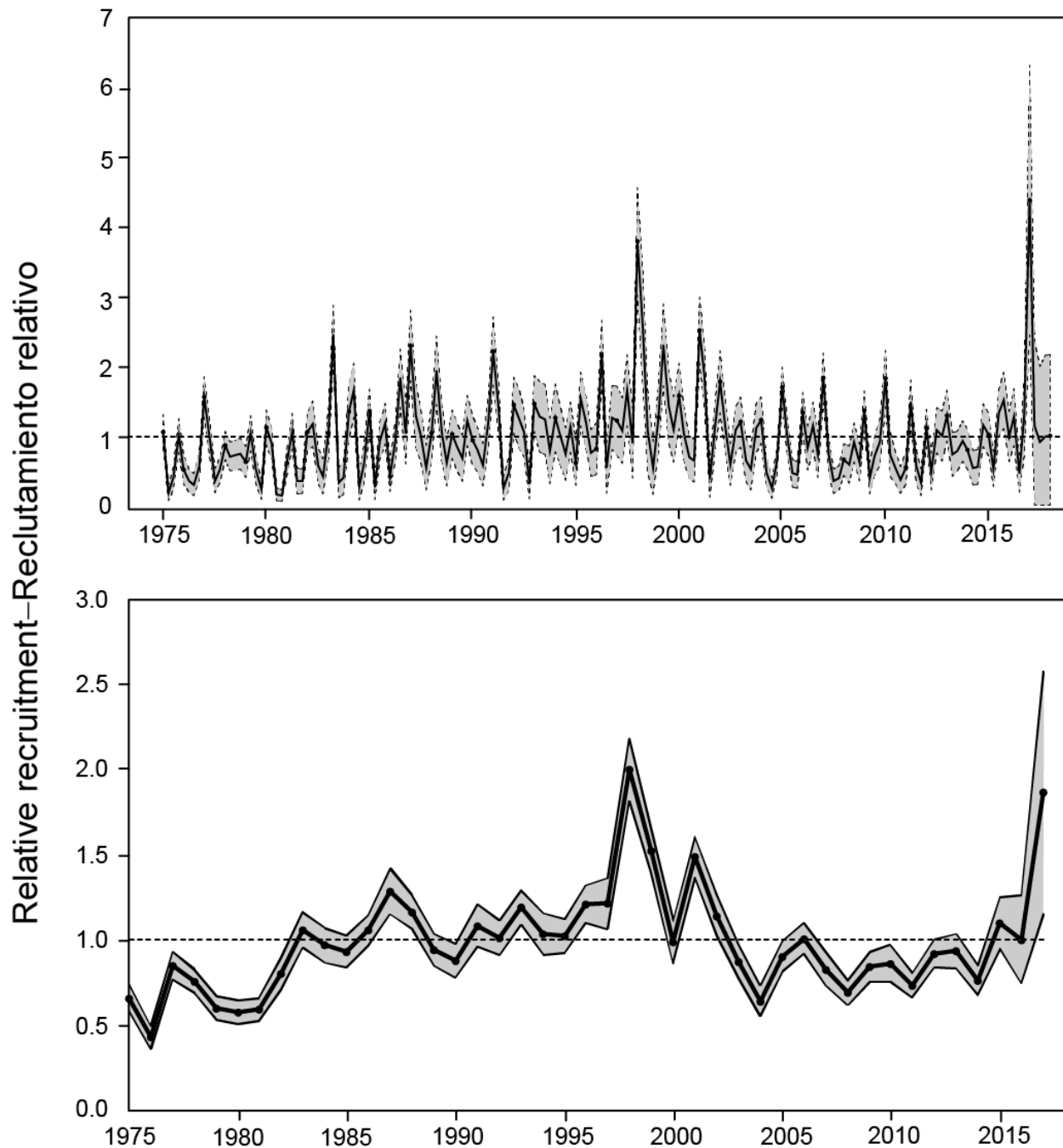


FIGURE 1. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of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

FIGURA 1. Reclutamiento trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) estimado de atún aleta amarilla de edad cero a las pesquerías del OPO. Se ajusta la escala de 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.

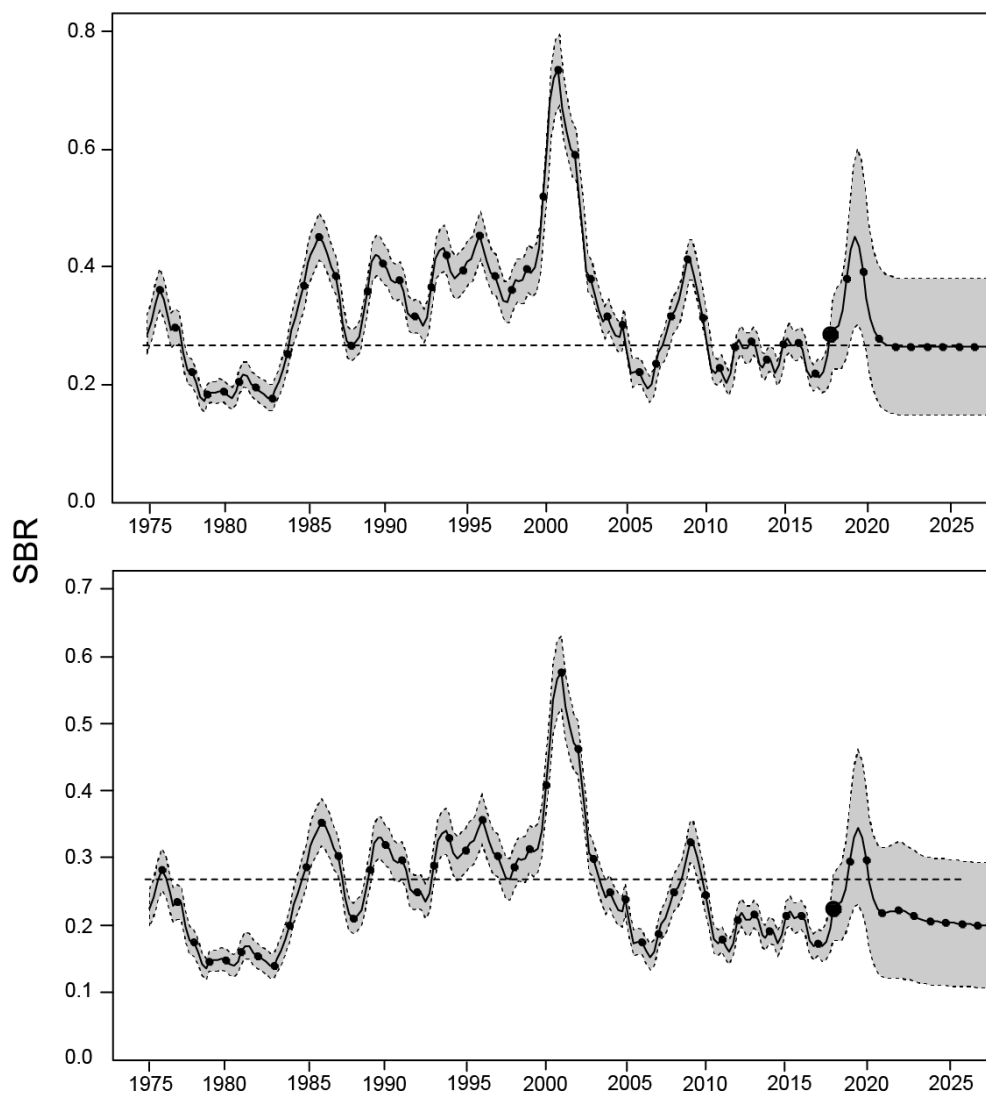


FIGURE 2. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2018-2028 based on average fishing mortality rates during 2015-2017, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom). The dashed horizontal line (at 0.27 and 0.35, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2018 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2015-2017, and average environmental conditions occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2018-2028 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2015-2017, 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 0.27 y 0.35, respectivamente) identifica el SBR correspondiente al RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2018 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2015-2017, 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.

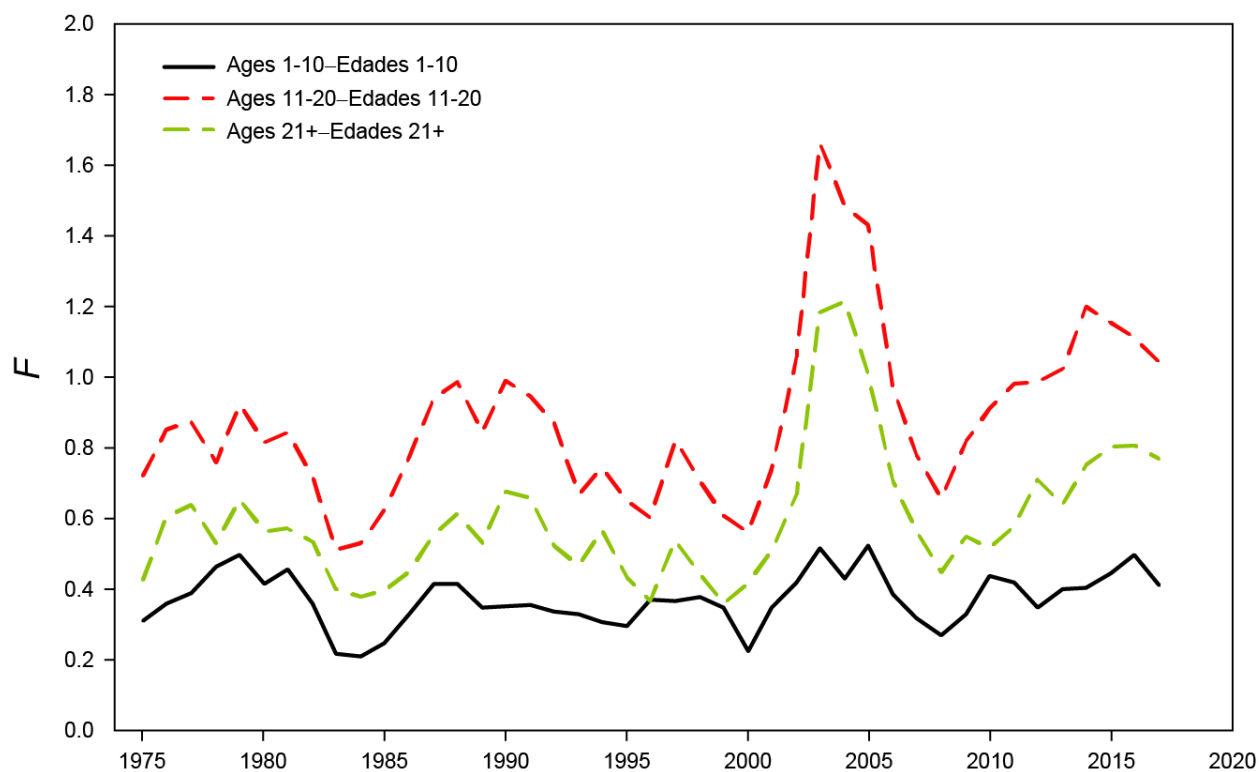


FIGURE 3. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 3. 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.

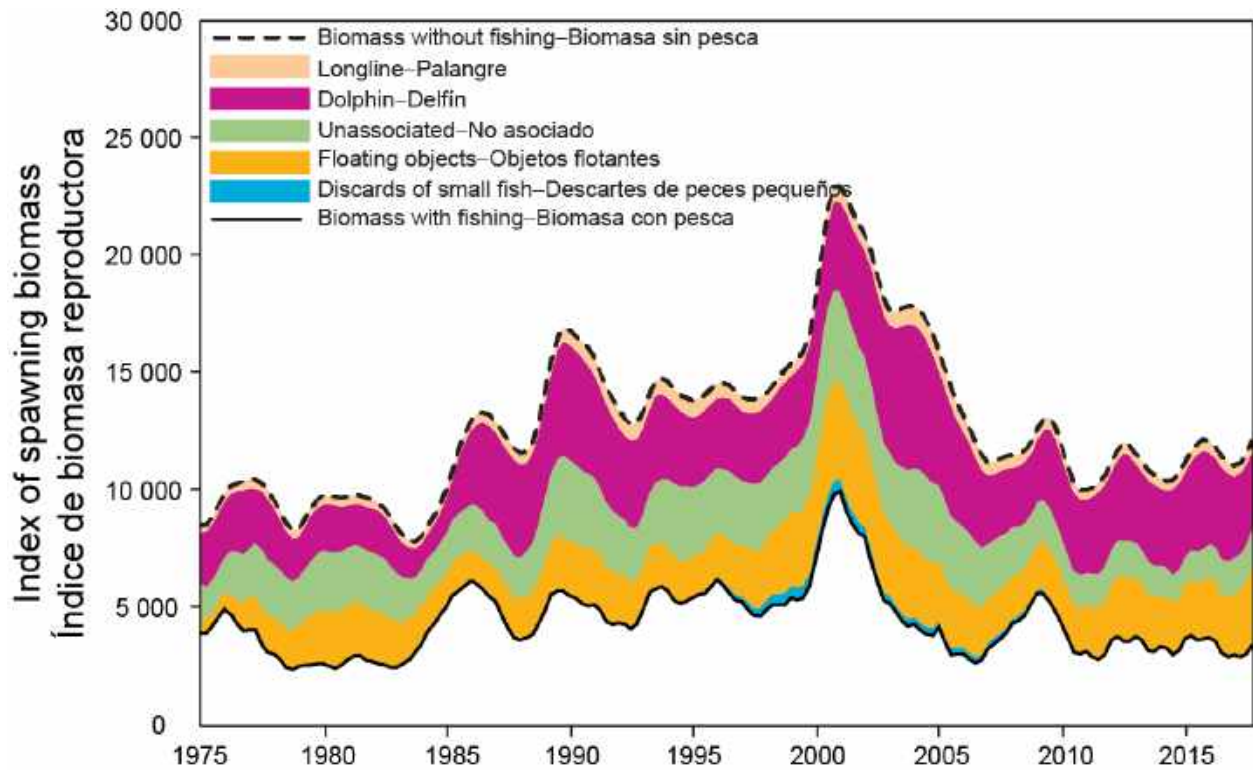


FIGURE 4. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4. 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.

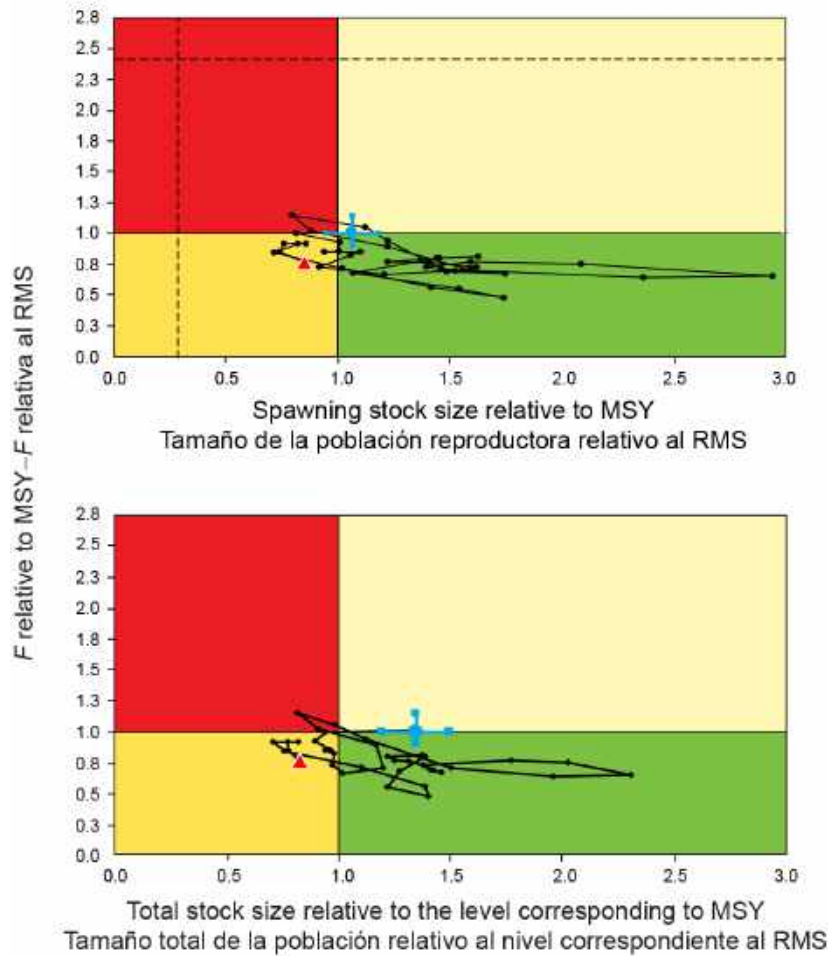


FIGURE 5. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass of fish aged 3 quarters and older) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). The dashed lines represent the interim limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. 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 represents the first 3-year period (1975-1977).

FIGURA 5. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total de peces de 3 trimestres o más de edad) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los paneles representan puntos de referencia objetivo (S_{RMS} y F_{RMS}). Las líneas de trazos representan los puntos de referencia límite de $0.28 * S_{RMS}$ y $2.42 * F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ($h = 0.75$). 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 representa el primer trienio (1975-1977).

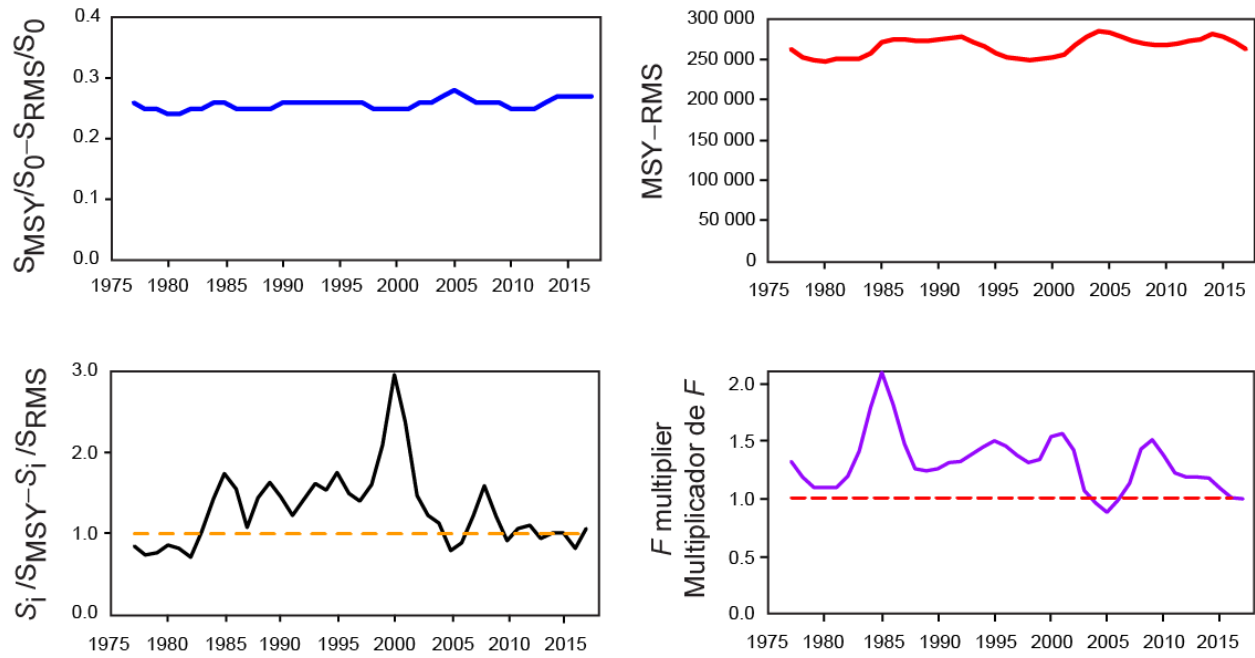


FIGURE 6. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (S_i is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment).

FIGURA 6. 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).

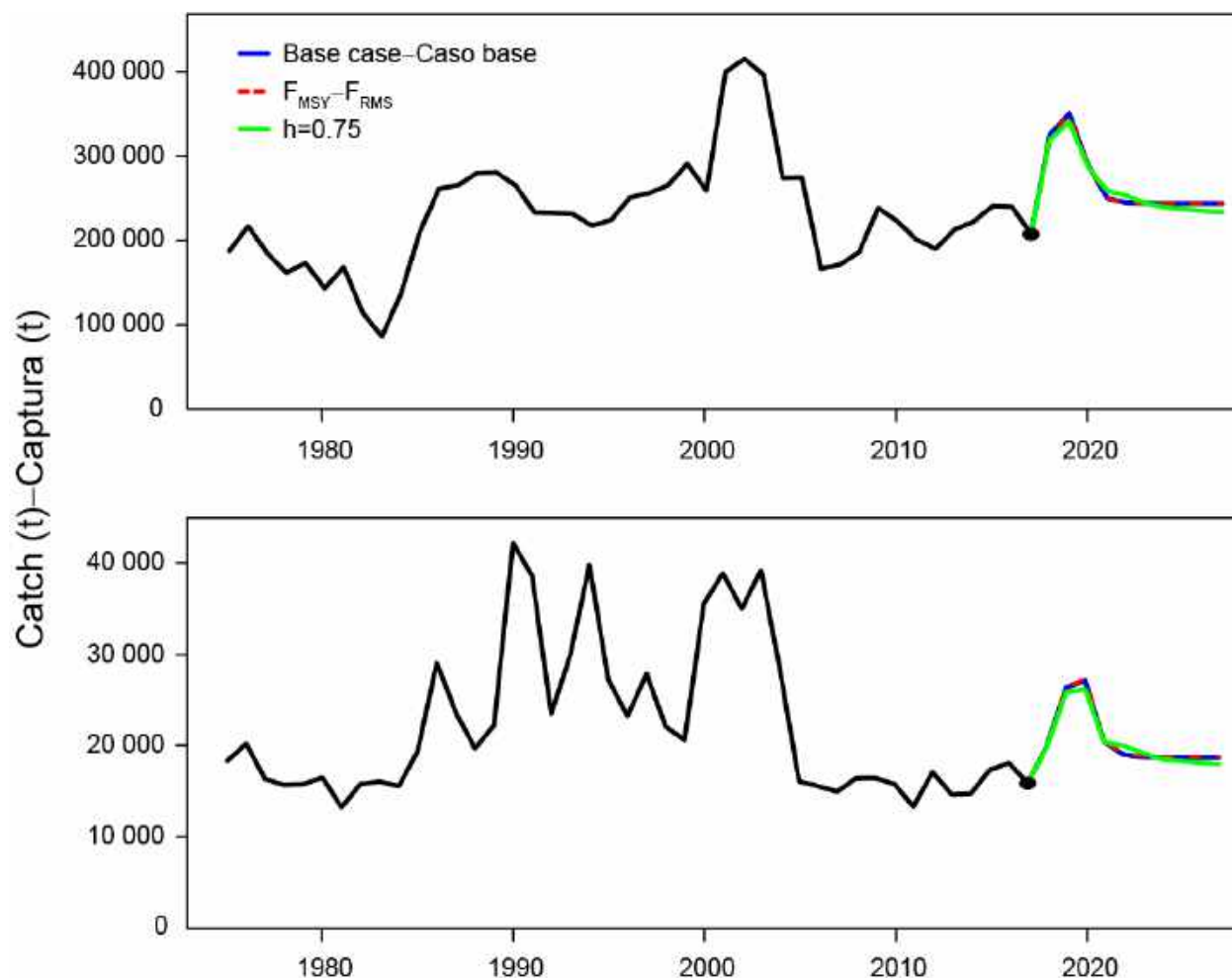


FIGURE 7. Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness ($h = 0.75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort. The large dot indicates the most recent catch (2017).

FIGURA 7. Capturas históricas y proyectadas de atún aleta amarilla de las pesquerías de superficie (panel superior) y palangre (panel inferior), del caso base con el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento con el nivel actual de esfuerzo. El punto grande indica la captura más reciente (2017).

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2015-2017. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2018 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2017.

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 2015-2017. Se definen B_{reciente} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2018 y en RMS, respectivamente, y S_{reciente} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{reciente} es la captura total estimada de 2017.

YFT	Base case Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	264,283	278,584
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	376,696	560,713
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,634	6,080
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.31	0.37
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.35
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{reciente}}/\text{RMS}$	0.85	0.81
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}}$	1.35	0.89
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.64
F multiplier-Multiplicador de F	0.99	0.64

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2017 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

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

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2017 usa el mismo modelo que la evaluación previa, e incluye datos nuevos y actualizados
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y la biomasa. Han ocurrido posiblemente tres diferentes regímenes de productividad de reclutamiento desde 1975, y los niveles de rendimiento máximo sostenible (RMS) y las biomásas correspondientes al RMS (B_{RMS} , S_{RMS}) pueden haber diferido entre regímenes. El reclutamiento fue inferior al promedio hasta 1982, generalmente superior al promedio desde 1983 hasta 2002, y luego generalmente inferior al promedio hasta 2014. Se estima que los reclutamientos anuales de 2015 y 2016 fueron medios o ligeramente superiores al promedio, al igual que el reclutamiento anual de 2017. El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR) estuvo en, o por debajo de, el nivel de RMS durante 2005-2017, excepto durante 2008-2010. Sin embargo, el principio de 2018 estuvo por encima del nivel de RMS, consecuente a los grandes reclutamientos de 2015 y 2016. Con la mortalidad por pesca actual (promedio de 2015-2017), se predice que el SBR aumentará en los próximos dos años, y se estabilizará alrededor del nivel de RMS si el reclutamiento es medio.
3. La mortalidad por pesca (F) reciente fue ligeramente superior al nivel de RMS (F_{RMS} ; multiplicador de $F = 0.99$). Se estima que la biomasa reproductora (S) actual se encuentra por encima de dicho nivel ($S_{reciente}/S_{RMS} = 1.08$), al igual que la biomasa reciente de peces de 3 trimestres o más de edad (B) ($B_{reciente}/B_{RMS} = 1.35$). Tal como se comentó en el documento [SAC-07-05b](#), estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos acerca de la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos (L_2), y la tasa de mortalidad natural (M). Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, un valor más alto de L_2 , y una M más baja para las aletas amarillas adultos. En evaluaciones previas se reportó que los componentes de datos divergen en su información sobre los niveles de abundancia: los resultados son más pesimistas si se reduce la ponderación asignada a los datos de frecuencia de talla, y más optimistas si se ajusta el modelo más estrechamente al índice de abundancia relativa basado en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería cerquera asociada a delfines del norte en lugar de la de la pesquería palangrera del sur.
4. Los peces de 11 a 20 trimestres (2.75-5 años) de edad padecen la mortalidad por pesca (F) más alta. La F media anual de los peces de todas las clases de edad viene aumentando desde 2009, pero en 2017 mostró una ligera disminución para todos los grupos de edad.
5. Aumentar el peso promedio de la aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
6. Los temas siguientes siguen siendo prioritarios para investigaciones futuras para mejorar la evaluación de la población de aleta amarilla:
 - a. Análisis de cambios en la distribución espacial del esfuerzo de la pesquería palangrera del sur, y cambios potenciales en el objetivo de la pesca, si éstos invalidan el uso de la CPUE de esta pesquería como índice de principal de abundancia en el modelo de evaluación, y si es necesario un cambio temporal en la selectividad.
 - b. Implementación de un programa de marcado a gran escala para probar hipótesis sobre la estructura de la población y diferencias regionales en los parámetros del ciclo vital y la reducción de la población.
 - c. Mejores estimaciones del crecimiento, particularmente para los peces más viejos.
 - d. Ponderación de los distintos conjuntos de datos ajustados al modelo de evaluación.

- e. Refinamiento de las definiciones de las pesquerías en el modelo de evaluación.
- f. Implementación de selectividad con variación temporal, principalmente para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes.
- g. Exploración de supuestos alternativos sobre la estructura de la población en el modelo de evaluación.

EVALUACIÓN ACTUALIZADA

En este informe se presentan los resultados clave de una evaluación actualizada de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizado usando un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis*, versión 3.23b). “Actualizado” significa que el modelo de caso base usado en la presente evaluación es el mismo que se usó en la evaluación previa realizada en 2017 (Documento [SAC-08-04b](#)), y que solamente los datos usados en el modelo han sido actualizados. *Stock Synthesis* produce una serie extensa de resultados y diagnósticos de ajuste, disponibles para el modelo de caso base en formatos [html y pdf](#)

El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero se logra la mayor parte de la captura en las regiones oriental y occidental. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas en la región alrededor del límite occidental del OPO en 150°O. La mayor parte de la captura en el OPO proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados a delfines y en cardúmenes no asociados. Los estudios de marcado de aleta amarilla por todo el Pacífico indican que los peces suelen permanecer a menos de 1 800 km de su punto de liberación. Esta fidelidad regional, junto con la variación geográfica de las características fenotípicas y genotípicas del aleta amarilla indicada en algunos estudios, sugiere que podrían existir múltiples poblaciones de aleta amarilla en el OPO y en el Océano Pacífico entero. Esto es consistente con el hecho que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera son diferentes entre áreas del OPO. Sin embargo, es imposible estimar las tasas de desplazamiento entre estas presuntas poblaciones, así como a través del meridiano de 150°O, con los datos de marcado actualmente disponibles. La presente evaluación supone una sola población de aleta amarilla en el OPO.

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de captura retenida, descartes, CPUE, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías diferentes. Se hacen también varios supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, movimientos, mortalidad natural (M), y mortalidad por pesca (F). Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie y se añadieron datos nuevos de 2017. Se dispuso de datos nuevos o actualizados de captura palangrera para China (2016), Japón (2015-2017), Corea (2016), Taipéi Chino (2014-2016), Estados Unidos (2015-2016), Polinesia Francesa (2016), Vanuatu (2016), y otras naciones (2010-2016). Para las pesquerías palangreras sin datos de captura, se supuso que las capturas fueron iguales que en el año más reciente con datos disponibles. Se actualizaron los datos de CPUE de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de CPUE para 2017. Se dispuso de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para 2016-2017. Se añadieron datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie para 2017, y se actualizaron los datos del último trimestre de 2016. Se dispuso de datos nuevos o actualizados de frecuencia de tallas de la flota palangrera comercial japonesa para 2014-2015.

En general, el reclutamiento del aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y análisis previos indican que la población ha pasado probablemente por tres regímenes de productividad de reclutamiento diferentes (1975-1982, 1983-2002, 2003-2014). El reclutamiento fue inferior al promedio hasta 1982, generalmente superior al promedio entre 1983 y 2002, y luego generalmente inferior al promedio desde 2003 hasta 2014 ([Figura 1](#)). Se estimó que los reclutamientos anuales más recientes (2015-2017) fueron medios o ligeramente superiores al promedio, debido a los altos reclutamientos trimestrales en 2015 (trimestres 3 y 4), 2016 (trimestres 2 y 4) y 2017 (trimestre 1), pero estas estimaciones son altamente inciertas. Las estimaciones de reclutamiento en 2017 podrían estar sesgadas positivamente, debido a un patrón retrospectivo ya observado en evaluaciones previas. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de alta productividad producen biomazas mayores ([Figura 2](#)). La existencia de 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 aparentes cambios de régimen.

El cociente de biomasa reproductora (la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca; *spawning biomass ratio*, SBR) del aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1977-1983, coincidiendo con el régimen de productividad baja, pero por encima de dicho nivel durante la mayoría de los años siguientes hasta 2005 (Figura 2). Es posible que los diferentes regímenes de productividad apoyen diferentes niveles de RMS y de los SBR asociados. Desde 2005, el SBR ha estado por debajo del nivel de RMS, excepto durante 2008-2010, consecuente al reclutamiento superior al promedio de 2006. Se atribuye el aumento del SBR en 1984 a un cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedia. Se estima que desde 2011 el SBR ha estado en, o ligeramente por debajo de, el nivel de RMS, consecuente a la serie de reclutamientos bajos desde 2007, que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña. Sin embargo, se estimó que, al principio de 2018, el SBR era 0.29, más que el nivel de RMS (0.27), debido a los reclutamientos superiores al promedio de 2015 y 2016, que coincidieron con el evento de El Niño de 2014-2016. Con la mortalidad por pesca actual (promedio de 2015-2017) y la estimación actual del reclutamiento reciente, se predice que el SBR seguirá aumentando durante dos años, y luego disminuirá y se estabilizará en el nivel de RMS (Figura 2), suponiendo que el reclutamiento sea medio.

Se han estimado niveles sustanciales de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO (Figura 3). Los niveles más altos corresponden a los aletas amarillas de 11 a 20 trimestres (2.75-5 años) de edad, y los más bajos a los peces más jóvenes (< 10 trimestres/2.5 años). Históricamente, las pesquerías cerqueras asociadas a delfines y no asociadas han tenido el mayor impacto sobre la biomasa reproductora del aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 4). En los años más recientes, el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes ha sido mayor que aquel de las pesquerías no asociadas. Los impactos de las pesquerías palangreras y de descarte de cerqueros son mucho menores, y han disminuido en los últimos años.

Se estima que la mortalidad por pesca es ligeramente superior al nivel soportaría el RMS, con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías (multiplicador de $F = 0.99$), pero los intervalos de confianza son anchos (Figura 5), y las capturas recientes han estado por debajo de dicho nivel (Tabla 1). El SBR está por encima del nivel de RMS ($S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 1.08$), al igual que la biomasa de peces de 3 trimestres y más de edad ($B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}} = 1.35$), debido a los grandes reclutamientos recientes. Es importante destacar que la curva que relaciona el rendimiento sostenible promedio a la mortalidad por pesca a largo plazo es plana alrededor del nivel de RMS (SAC-08-04b); por lo tanto, cambios moderados en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma tan sólo marginal, pero cambiarán la biomasa considerablemente. Mantener la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS causaría solamente una disminución marginal del 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, pero en realidad sí existe esa relación, la pérdida en rendimiento sería mayor que si se basara la ordenación en suponer que sí existe la relación pero en realidad no fuese así (SAC-08-04b).

El peso promedio del aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido consistente a lo largo del tiempo, 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 más pequeños que las pesquerías no asociada del sur, asociada a delfines, y palangrera. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada a delfines en la región sur capturan aleta amarilla más viejo y más grande que las pesquerías asociadas a delfines del norte y costera.

Los cálculos del RMS indican que, al menos en teoría, se podría incrementar las capturas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia el palangre y los lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados a delfines. Esto incrementaría también los SBR correspondientes al RMS.

El RMS ha sido estable durante el periodo de la evaluación (1975-2017) ([Figura 6](#)), lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho a lo largo del tiempo. Sin embargo, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel de RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista: se estima que el esfuerzo actual está por encima del nivel de RMS ([Tabla 1](#)), pero se predice que la biomasa reproductora crecerá a un nivel superior al RMS en los dos próximos años ([Figura 2](#)). Sin embargo, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada de que el SBR acabará sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Si el esfuerzo de pesca continúa en niveles recientes, se predice que tanto la biomasa reproductora ([Figura 2](#)) como las capturas de las pesquerías de superficie ([Figura 7](#)) aumentarán en el futuro cercano, y luego disminuirán a por debajo del nivel actual, suponiendo un reclutamiento promedio.

Las evaluaciones previas ([SAC-07-05b](#)) han indicado que la condición de la población es también sensible al valor supuesto para el tamaño promedio de los peces más viejos (L_2), y se obtienen resultados más pesimistas si se suponen valores más altos para este parámetro. Los resultados son asimismo más pesimistas si se reduce la ponderación asignada a los datos de frecuencia de talla y más optimistas si se ajusta el modelo más estrechamente al índice de abundancia relativa basado en la CPUE de la pesquería cerquera asociada a delfines del norte en lugar de la de la pesquería palangrera del sur.

STOCK STATUS INDICATORS FOR BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody and Marlon Román

SUMMARY

Several uncertainties have been identified in the update assessment of bigeye tuna conducted in 2018, and its usefulness for management has been questioned. Therefore, the staff developed a suite of stock status indicators for bigeye, based on the methods used to compute stock status indicators for skipjack tuna. All bigeye indicators, except for catch, show strong trends over time indicating increasing fishing mortality and reduced abundance, and are at, or above, their reference levels. Additional analyses suggest that the method currently used to calculate the number of days fished on floating objects is biased towards an increasing trend in days fished, which also will bias the catch-per-day-fished (CPDF). Nonetheless, the increasing number of floating-object sets, particularly sets on fish-aggregating devices (FADs), and the decreasing mean weight of the bigeye in the catch still indicate that the bigeye stock in the EPO may be under increasing fishing pressure, and measures additional to the current seasonal closures, such as limits on the number of floating-object sets, are required. It is not clear why the number of floating-object sets, per day and per vessel, is increasing, but it is probably due to the vessels' increased efficiency in finding FADs with tuna due to the increased number of FADs and the increased use of satellite-linked fish-detecting sonar buoys, and further investigation into this phenomenon should be conducted.

INTRODUCTION

Several uncertainties have been identified in the update assessment of bigeye tuna conducted in 2018 ([SAC-09-05](#) and [SAC-09 INF-B](#)), and its usefulness for management has been questioned. Therefore, the staff developed several stock status indicators for bigeye, similar to those used for skipjack tuna ([SAC-09-07](#)), as a potential alternative basis for management advice and to monitor the stock and the fishery in the future until the uncertainties in the stock assessment have been resolved. We also investigated the relationship between the number of days fished and the number of floating-object sets, using a subset of vessels that fished mainly on floating objects.

1. STOCK STATUS INDICATORS

Six data-based indicators of stock status based on relative quantities, similar to those used for skipjack (Maunder and Deriso 2007), were developed for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). Rather than using reference points based on maximum sustainable yield (MSY), the current value of each indicator is compared to its distribution of historical values. The indicators are based on data from all purse-seine vessels that fished during 2000-2017, to avoid the period covering the floating-object fishery expansion in the mid-1990s. The distributions of historical values for these indicators are somewhat asymmetric; therefore, to evaluate the current value of each indicator in relation to the distribution of its historical values, we use the 5th and 95th percentiles as reference levels.

All stock status indicators for 2017 are at, or near, their respective reference levels that indicate high exploitation rates ([Figure 1](#)). Initially, the total purse-seine catch of bigeye in all set types declined from its high level in 2000, which was driven by favorable environmental conditions, then increased from 2002 to 2006, and has been generally declining since then. The catch-per-day-fished (CPDF) of bigeye in floating-object sets has generally declined over the 18-year period, and was at the lower reference level in 2017. The capacity of the purse-seine fleet, adjusted for the proportion of the year when the fishery is closed, has fluctuated since 2000, but has increased in recent years, and is now at the upper reference level. Both the number of floating-object sets and the number of days fished in such sets generally increased during the entire period, and in 2017 were, respectively, at and above the upper reference level, while the average weight of bigeye in the catch has generally been declining, and was at the lower reference level in 2017.

2. INVESTIGATION OF THE RELATIONSHIP BETWEEN DAYS FISHED AND NUMBER OF SETS

The number of days fished by set type is not readily available, since a vessel can make several set types in the same day, and has to be estimated using the “complicated” method (Maunder and Watters 2003), which is also used to develop the indices of relative abundance based on purse-seine catch per unit of effort (CPUE) used in the stock assessments. This method fits a linear regression model to days fished and the number of sets by set type, and uses the estimated coefficients to determine the number of days to assign per set for each set type. There is a high correlation between the number of days fished assigned to the floating-object fishery by this method and the number of floating-object sets ([Figure 1, bottom left and middle left panels](#)). Therefore, we investigated the relationship between the number of days fished and the number of floating-object sets.

To investigate this relationship, we used data from vessels that made more than 50% of their sets on floating objects during 2000-2017. In this data set, the total number of sets and the number of floating-object sets showed a similar increasing trend over time ([Figure 2](#)). The number of days fished and the number of vessels also increased over time, but less rapidly than the number of sets. Since the early 2000s, bigeye catch-per-set has decreased, but the CPDF has remained fairly stable. The number of days fished per vessel has declined over time, while the number of floating-object sets per vessel has increased. This is manifested mainly in an increase in the number of days fished with one or more sets ([Figure 2](#)) rather than in the number of sets conducted in a single day ([Figure 3](#)). There is no definitive evidence as to why the number of floating-object sets has been increasing, but it is possibly due to vessels’ increased ability to find FADs with tuna, which has been facilitated by an increase in the number of deployments of fish-aggregating devices (FADs) equipped with satellite-linked fish-detecting sonar buoys ([Figure 3](#)).

3. CONCLUSION

All the indicators, except catch, show strong trends over time, indicating increasing fishing mortality and reduced abundance, and are at, or above, their reference levels. However, the analysis of the relationship between days fished and the number of sets suggests that the “complicated” method used to calculate the number of days fished on floating objects is biased towards an increasing trend in days fished, which also will bias the CPDF. Nonetheless, the increasing number of sets and the decreasing mean weight of the fish in the catch suggests that the bigeye stock in the EPO is under increasing fishing pressure, and measures additional to the current seasonal closures, such as limits on the number of floating object sets, are required. It is not clear why the number of floating object sets, per day and per vessel, is increasing, but it is probably due to the vessels’ increased efficiency in finding FADs with tuna due to the increased number of FADs and the increased use of satellite-linked fish-detecting sonar buoys, and further investigation into this phenomenon should be conducted.

REFERENCES

- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 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., Bulletin*, 22 (5): 435-582.
- 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.

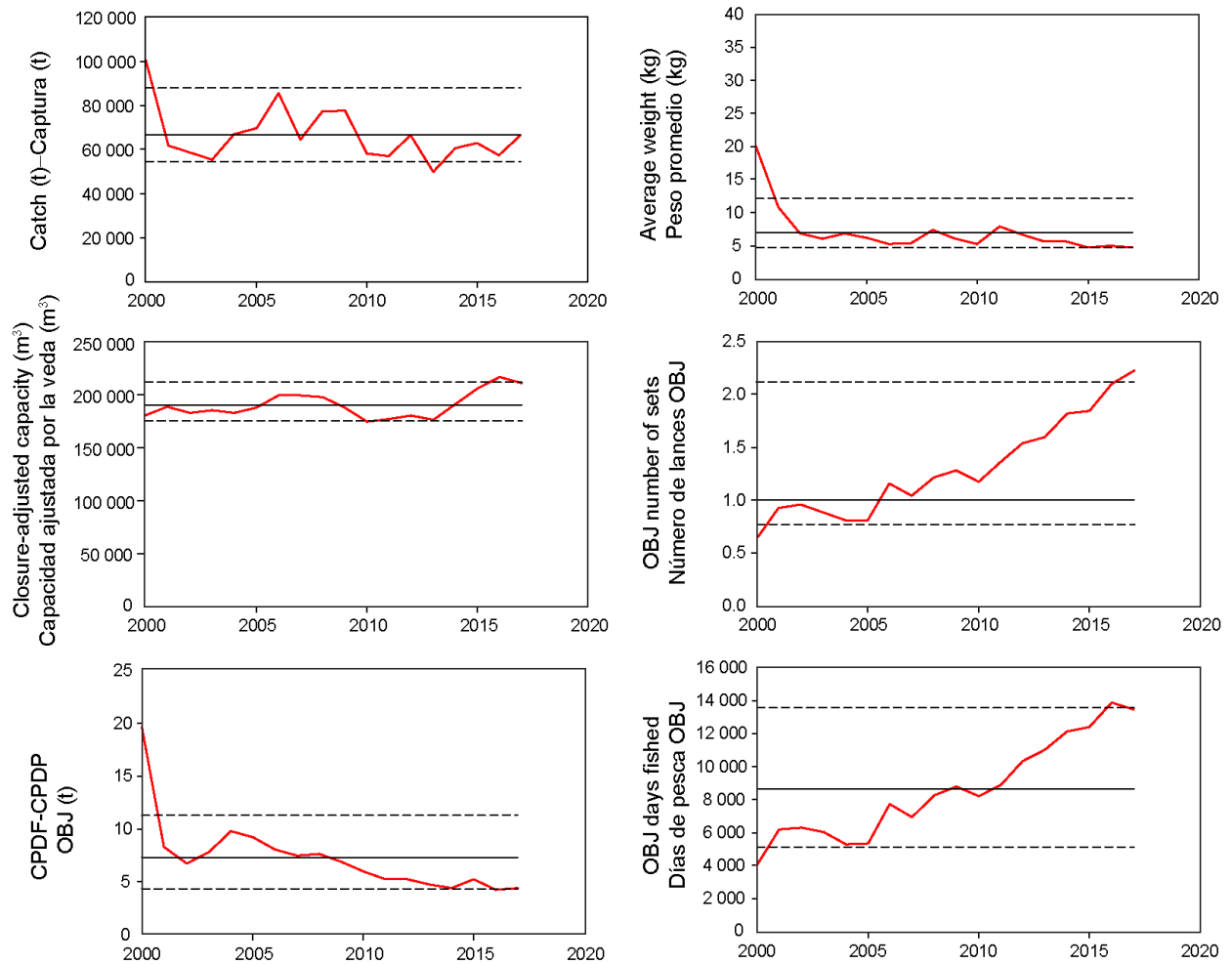


FIGURE 1. Stock status indicators for bigeye tuna in the EPO, based on purse-seine data, 2000-2017. The dashed horizontal lines are the 5th and 95th percentiles, the solid horizontal line is the median. CPDF: catch per day fishing; OBJ: sets on floating objects.

FIGURA 1. Indicadores de condición de población del atún patudo en el OPO, basados en datos de la pesquería de cerco, 2000-2017. Las líneas de trazos horizontales representan los percentiles de 5 y 95%, y la línea sólida horizontal la mediana. CPDP: captura por día de pesca; OBJ: lances sobre objetos flotantes.

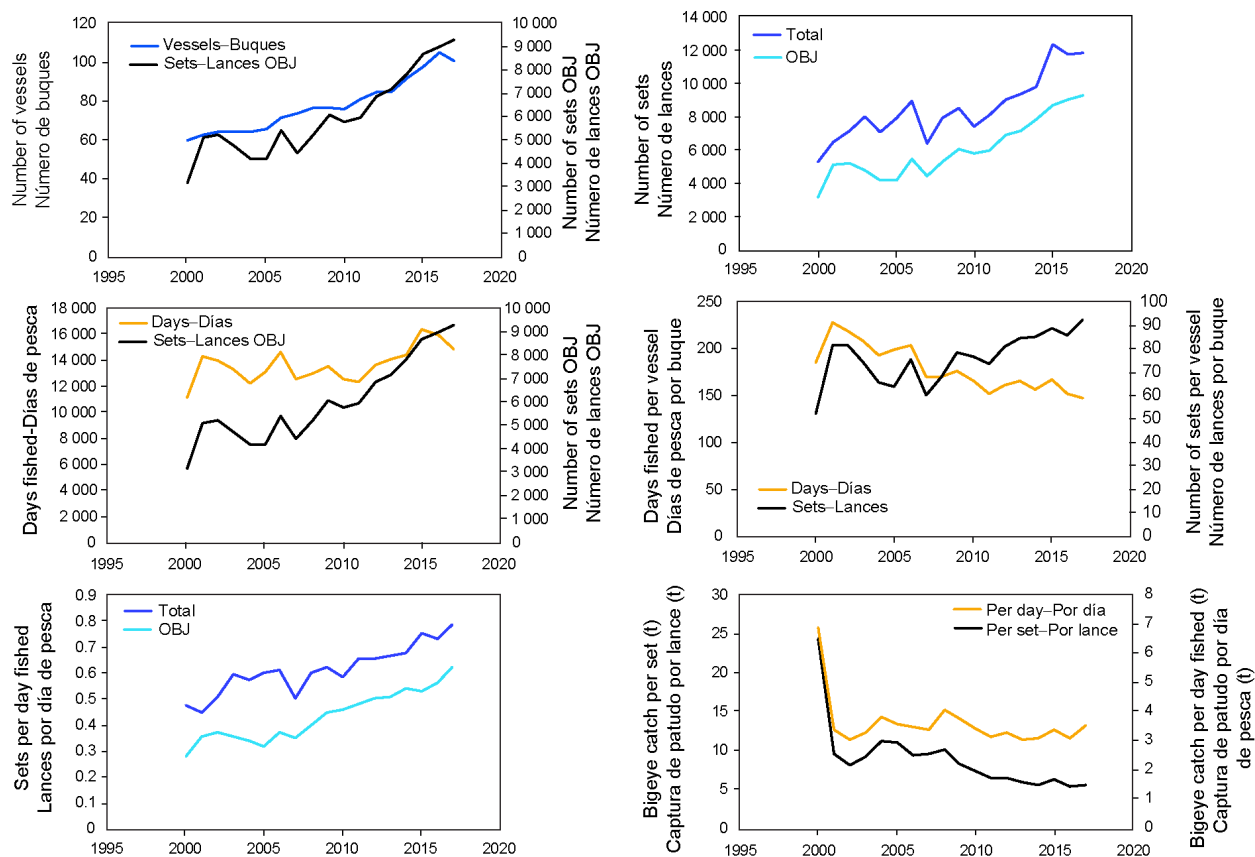


FIGURE 2. Quantities used to investigate the relationship between days fished and the number of floating-object (OBJ) sets, 2000-2017, based on data from purse-seine vessels that made more than 50% of their sets on floating objects.

FIGURA 2. Cantidades usadas para investigar la relación entre días de pesca y número de lances sobre objetos flotantes (OBJ), 2000-2017, basadas en datos de buques cerqueros que realizaron más del 50% de sus lances sobre objetos flotantes.

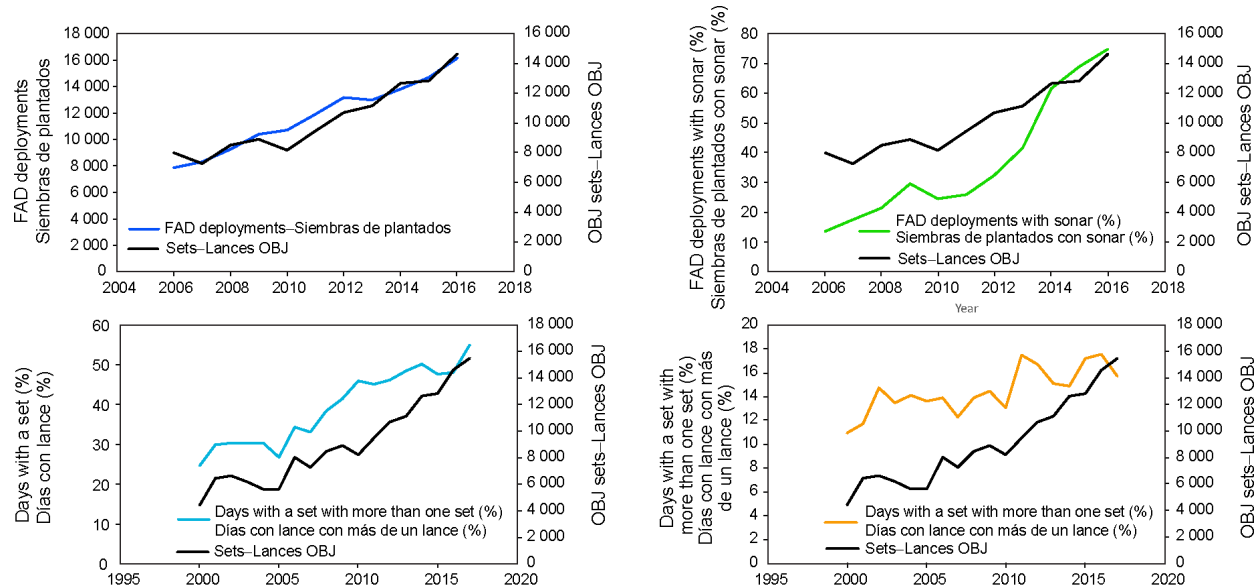


FIGURE 3. Various quantities used to investigate the reason for the increasing number of sets. The percentage of days with a set was calculated as the annual average, for all vessels, of the percentage of days fished with one or more set. Sets are all types of sets unless otherwise stated.

FIGURA 3. Varias cantidades usadas para investigar el motivo del creciente número de lances. Se calculó el porcentaje de días con lance como el promedio anual, para todos los buques, del porcentaje de días de pesca con al menos un lance. Lances significa lances de todos tipos salvo indicación al contrario.

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN PARA EL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody y Marlon Román

RESUMEN

Han sido identificadas varias incertidumbres en la evaluación actualizada del atún patudo realizada en 2018 y se ha cuestionado su utilidad para la ordenación. Por lo tanto, el personal desarrolló un conjunto de indicadores de condición de población para el patudo, con base en los conceptos usados para calcular los indicadores de condición de población para el atún barrilete. Todos los indicadores de patudo, excepto capturas, mostraron tendencias fuertes a lo largo del tiempo que indican una mortalidad por pesca mayor y una abundancia reducida, y se encuentran en, o por encima de, los niveles de referencia. Análisis adicionales sugieren que el método usado actualmente para calcular el número de días de pesca sobre objetos flotantes está sesgado a favor de una tendencia creciente en días de pesca, lo que también sesgará la captura por día de pesca (CPCP). No obstante, el número creciente de lances sobre objetos flotantes, particularmente los lances sobre dispositivos agregadores de peces (plantados), y el peso promedio decreciente del patudo en la captura siguen indicando que la población de patudo en el OPO podría estar bajo una creciente presión de pesca, y son necesarias medidas adicionales a las vedas estacionales actuales, tales como límites sobre el número de lances sobre objetos flotantes. No queda claro por qué está creciendo el número de lances sobre objetos flotantes, por día y por buque, pero se debe probablemente a la eficacia incrementada de los buques en encontrar plantados con atún debido al mayor número de plantados y el uso ampliado de boyas satelitales con sonar detector de pescado, y se deberían realizar investigaciones adicionales de este fenómeno.

INTRODUCCIÓN

Se han identificado varias incertidumbres en la nueva evaluación actualizada del atún patudo realizada en 2018 ([SAC-09-05](#) y [SAC-09 INF-B](#)), y se ha cuestionado su utilidad para la ordenación. Por lo tanto, el personal desarrolló varios indicadores de condición de población para el patudo, similares a aquellos usados para el atún barrilete ([SAC-09-07](#)), como base alternativa potencial para el asesoramiento de ordenación y para dar seguimiento a la población y la pesquería en el futuro hasta que se hayan resuelto las incertidumbres en la evaluación de la población. Se investigó también la relación entre el número de días de pesca y el número de lances sobre objetos flotantes, usando un subconjunto de buques que pescan principalmente sobre objetos flotantes.

1. INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN

Se desarrollaron seis indicadores de condición de población basados en datos fundados en cantidades relativas, similares a aquellos usados para el barrilete (Maunder y Deriso 2007), para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO). En lugar de usar puntos de referencia basados en el rendimiento máximo sostenible (RMS), se compara el valor actual de cada indicador con la distribución de sus valores históricos. Los indicadores se basan en los datos de todos los buques de cerco que pescaron durante 2000-2017, para evitar el período de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes a mediados de la década de 1990. Las distribuciones de los valores históricos de estos indicadores son algo asimétricas; por lo tanto, a fin de evaluar el valor actual de cada indicador con respecto a la distribución de sus valores históricos, se usan los percentiles de 5 y 95% como puntos de referencia.

Todos los indicadores de condición de población para 2017 se encuentran en, o cerca de, sus niveles de referencia respectivos que indican altas tasas de explotación ([Figura 1](#)). Inicialmente, la captura cerquera total de patudo en todos los tipos de lance disminuyó de su nivel alto en 2000, que fue impulsado por condiciones ambientales favorables, luego aumentó desde 2002 hasta 2006, y generalmente viene disminuyendo desde entonces. La captura por día de pesca (CPDP) de patudo en los lances sobre objetos flotantes disminuyó generalmente durante el período de 18 años, y se encontró en el nivel de referencia inferior en 2017. La capacidad de la flota cerquera, ajustada por la proporción del año cuando la pesquería está vedada, ha fluctuado desde 2000, pero ha aumentado en los últimos años, y se encuentra ahora en el

nivel de referencia superior. Tanto el número de lances sobre objetos flotantes como el número de días de pesca en esos lances aumentó generalmente durante el periodo entero, y en 2017 estuvieron, respectivamente, en y por encima del nivel de referencia superior, mientras que el peso promedio del patudo en la captura viene generalmente disminuyendo, y estuvo en el nivel de referencia inferior en 2017.

2. INVESTIGACIÓN DE LA RELACIÓN ENTRE DÍAS DE PESCA Y NÚMERO DE LANCES

El número de días de pesca no es fácil de determinar, ya que un buque puede realizar varios tipos de lance en un solo día, y necesita ser estimado usando el método “complicado” (Maunder y Watters 2003), que se usa también para desarrollar los índices de abundancia relativa basados en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) cerquera usados en las evaluaciones de las poblaciones. Este método ajusta un modelo de regresión lineal a los días de pesca y el número de lances por tipo, y usa los coeficientes estimados para determinar el número de días por asignar por lance para cada tipo de lance. Existe una alta correlación entre el número de días de pesca asignado a la pesquería sobre objetos flotantes por este método y el número de lances sobre objetos flotantes ([Figura 1, paneles izquierdos medio e inferior](#)). Por lo tanto, se investigó la relación entre el número de días de pesca y el número de lances sobre objetos flotantes.

Para investigar esta relación, se usaron datos de buques que realizaron más del 50% de sus lances sobre objetos flotantes durante 2000-2017. En este conjunto de datos, el número de total de lances y el número de lances sobre objetos flotantes mostraron una tendencia creciente similar a lo largo del tiempo ([Figura 2](#)). El número de días de pesca y el número de buques también aumentaron a lo largo del tiempo, pero más lentamente que el número de lances. Desde principios de los años 2000, la captura de patudo por lance ha disminuido, pero la CPDP ha permanecido bastante estable. El número de días de pesca por buque ha disminuido a lo largo del tiempo, mientras que el número de lances sobre objetos flotantes por buque ha aumentado. Esto se ha manifestado principalmente en un aumento en el número de días de pesca con un lance o más ([Figura 2](#)) más que en el número de lances realizados en un solo día ([Figura 3](#)). No existen pruebas definitivas de por qué el número de lances sobre objetos flotantes viene aumentando, pero se debe posiblemente a la capacidad incrementada de los buques de encontrar dispositivos agregadores de peces (plantados) con atunes, lo cual ha sido facilitado por un aumento en el número de siembras de plantados con boyas satelitales con sonar detector de pescado ([Figura 3](#)).

3. CONCLUSIÓN

Todos los indicadores, excepto captura, muestran fuertes tendencias lo largo del tiempo, indicando una mortalidad por pesca mayor y abundancia reducida, y se encuentran en, o por encima de, sus niveles de referencia. No obstante, el análisis de la relación entre los días de pesca y el número de lances sugiere que el método “complicado” usado para calcular el número de días de pesca sobre objetos flotantes está sesgado hacia una tendencia creciente en los días de pesca, lo cual sesgará también la CPDP. No obstante, en número creciente de lances y el peso promedio de que creciente del pescado en la captura sugiere que la población de patudo en el OPO se encuentra bajo una creciente presión de pesca, y que son necesarias medidas adicionales a las actuales vedas estacionales, tales como límites sobre el número de lances sobre objetos flotantes. No queda claro por qué está aumentando el número de lances sobre objetos flotantes, por día y por buque, pero se debe probablemente a la eficacia incrementada de los buques de encontrar plantados con atún debido al mayor número de plantados y el uso incrementado de boyas satelitales detectoras de pescado y se deberían realizar investigaciones adicionales de este fenómeno.

REFERENCIAS

- Maunder, M.N. y Watters, G.M. 2003. A-SCALA: un análisis estadístico de captura a talla estructurado por edad para la evaluación de las poblaciones de atunes en el Océano Pacífico oriental. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bulletin*, 22 (5): 435-582.
- Maunder, M.N. y 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.

UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark 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 its 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 especially tagging data, without which a conventional stock assessment of skipjack is not possible. 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. 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 analysis, 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; 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 2017. 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 started increasing substantially in the mid-1990s, and has been above average since 2003; during 2015-2017 it was above the upper reference level. The floating-object CPUE has generally been above average since the early 1990s, and was above the upper reference level in 2016. The unassociated CPUE has been increasing since the early 2000s; it has been above average since about 2003, and was above the upper reference level in 2017. The standardized effort indicator of exploitation rate increased starting in the early 1990s, and has been above the average level since about 2000. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2015 and 2016 was below the lower reference level, but increased slightly to above that level in 2017. Both biomass and recruitment have been increasing over the past 20 years, and were above their respective upper reference levels in 2016 and 2017. The exploitation rate started increasing in the mid-1980s, and has fluctuated around the average since the mid-1990s.

The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse impacts of the fishery. The average weight was below its lower reference level in 2015 and 2016, 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. Neither analyses of tagging data, nor various previous models (length-structured, A-SCALA, and SEAPODYM) indicate a credible risk to the skipjack stock(s) (Document [SAC-07-05c](#)).

Productivity and susceptibility analysis (PSA; see [IATTC Fishery Status Report 12](#), Figure L-4) shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye. Biomass (B) and the fishing mortality that corresponds to MSY (F_{MSY}) are, respectively, negatively and positively correlated with productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, and susceptibility is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye, but only if the fishing mortality of bigeye is below the MSY level (*i.e.*, $F < F_{MSY}$). Since the updated assessment of bigeye estimates that the fishing mortality is above that level ($F > F_{MSY}$), no inferences can be made about the status of skipjack. A conventional assessment of skipjack is necessary to ascertain the status of the stock, but, as noted above, this is not possible without much more extensive tagging data. Implementing the large-scale tagging program in the EPO proposed in the Strategic Science Plan for 2018-2022 is therefore critical.

ACKNOWLEDGEMENTS

Various IATTC staff members 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. 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. (https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/_English/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf)
- 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.

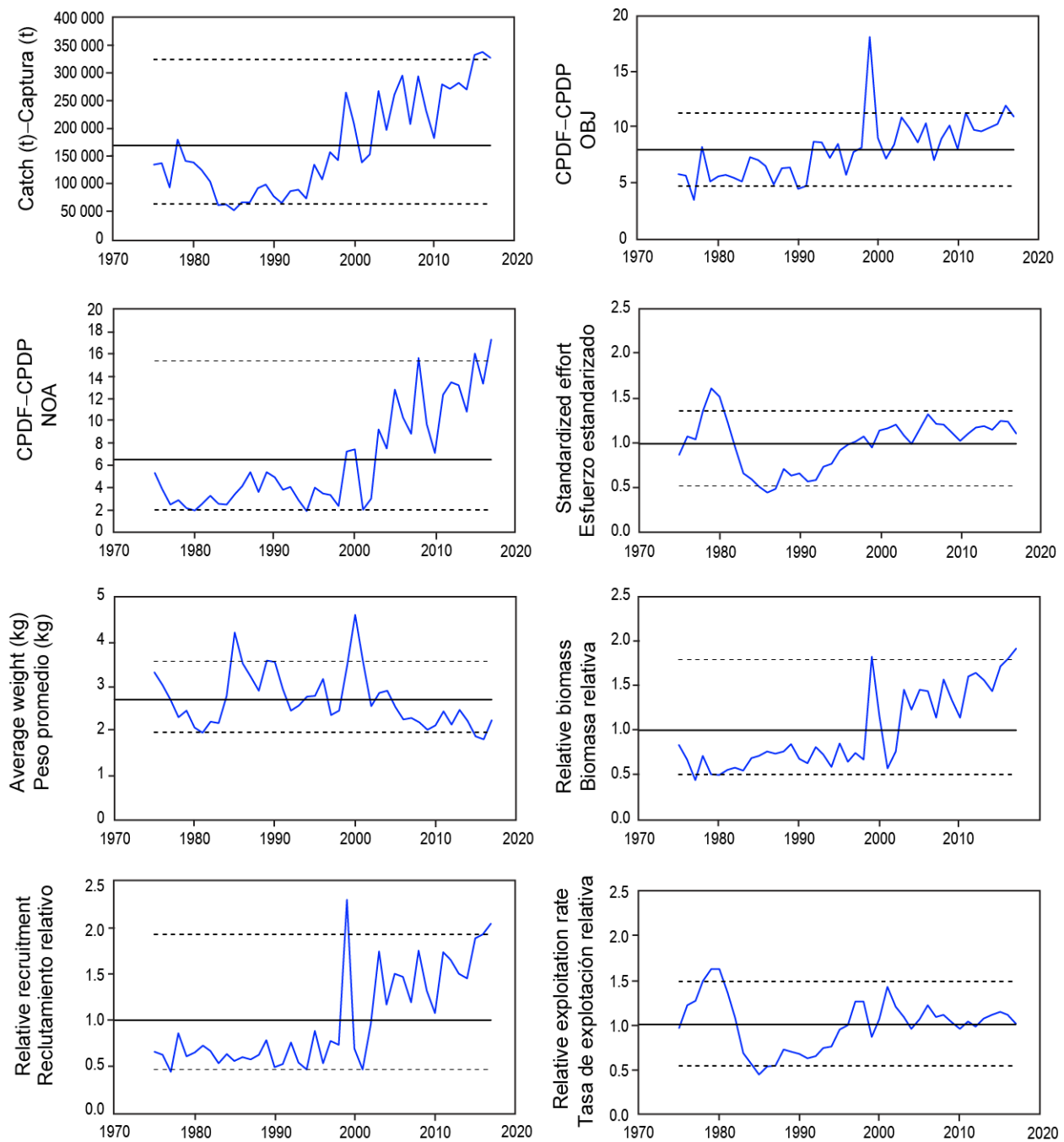


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDF: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

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; CPDP: captura por día de pesca. Se ajusta la escala de todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DEL 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 el rendimiento máximo sostenible (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 que compararlos. Los distintos puntos de referencia precisan 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, la información necesaria para estimar estas cantidades no está disponible, 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 representa 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 estándar de evaluación de poblaciones. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de composición por edad, y especialmente de datos de marcado, sin los cuales no es posible una evaluación convencional del barrilete. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinde 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. 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 mencionados 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 cuando los peces están asociados a 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 el análisis 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 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 (EEO) 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 EEO implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las EEO 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 2017. 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 comenzó a aumentar sustancialmente a mediados de los años 1990, y ha estado por encima del promedio desde 2003; durante 2015-2017 estuvo por encima del nivel de referencia superior. La CPUE sobre objetos flotantes ha estado generalmente por encima del promedio desde principios de los años 1990, y estuvo por encima del nivel de referencia superior en 2016. La CPUE no asociada viene aumentando desde principios de los años 2000; ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo por encima del nivel de referencia superior en 2017. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación aumentó a partir de principios de los años 1990, y ha estado por encima del nivel promedio desde aproximadamente 2000. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2015 y 2016 se encontró por debajo del nivel de referencia inferior, pero aumentó ligeramente en 2017 por encima de dicho nivel. La biomasa y el reclutamiento han aumentado durante los 20 últimos años, y estuvieron por encima de sus niveles de referencia superiores en 2016 y 2017. La tasa de explotación comenzó a aumentar a mediados de los años 1980, y ha fluctuado alrededor del promedio desde mediados de los años 1990.

Los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado impactos adversos de la pesca. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2015 y 2016, 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. Toda disminución continua de la talla promedio es motivo de preocupación. Ni los análisis de datos de marcado, ni varios modelos previos (estructurado por talla, A-SCALA, y SEAPODYM) indican un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete (Documento [SAC-07-05c](#)).

El análisis de productividad y susceptibilidad (APS; ver [Informe de Situación de la Pesquería 12](#) de la CIAT, Figura L-4) indica que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa (B) y la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}) están, respectivamente, negativa y positivamente correlacionados con la productividad. Por lo tanto, ya que el barrilete y el patudo tienen una susceptibilidad aproximadamente igual, y la susceptibilidad está relacionada con la mortalidad por pesca, la condición del barrilete puede ser inferida de la condición

del patudo, pero únicamente si la mortalidad por pesca de patudo está por debajo del nivel de RMS (o sea, $F < F_{RMS}$). Ya que la evaluación actualizada del patudo estima que la mortalidad por pesca está por encima de dicho nivel ($F > F_{RMS}$), no se pueden formar inferencias acerca de la condición del barrilete. Es necesario realizar una evaluación convencional del barrilete para determinar la condición de la población, pero, tal como se comentó en lo anterior, esto no es posible sin datos de marcado mucho más extensos. Es por lo tanto crítico implementar el programa de marcado a gran escala en el OPO propuesto en el Plan Científico Estratégico para 2018-2022.

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. [Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks, 3: 135-200.](#)
- Maunder, M.N. 2012a. Análisis preliminar de datos históricos y recientes de marcado de barrilete para explorar información sobre las tasas de explotación. [Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks, 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. (https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/_English/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf)
- Maunder, M.N. y 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. [Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks, 8: 229-248.](#)
- Maunder, M.N. y Harley, S.J. 2005. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. y 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. [Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks, 7: 283-297.](#)

EXPLORATORY SPATIALLY-STRUCTURED ASSESSMENT MODEL FOR BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark. N. Maunder and Cleridy Lennert-Cody

CONTENTS

Summary	32
1. Introduction	33
2. Methods	34
3. Results and discussion	35
4. Conclusions	36
5. Future directions	37
References.....	37
APPENDIX.....	55

SUMMARY

The current stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) assumes a single stock, and is structured as a single area, but accounts for spatial structure to some extent by using a fleet-as-areas approach. The underlying assumption of this approach is that the bigeye stock is randomly mixed within the EPO, with no localized spatial dynamics. However, tagging studies indicate restricted movements and regional fidelity of bigeye in some areas of the EPO, in particular in the equatorial area from around the Galapagos Islands to 120°W. Such restricted movements, combined with the spatial heterogeneity of the fishing effort and the catch, suggest that localized depletion patterns of bigeye sub-stocks may exist in the EPO. A recurrent feature of the assessments of bigeye in the EPO since 2003 is an increase in estimated recruitment, starting in the mid-1990s, resulting in an apparent two-regime pattern of recruitment, with estimates after the mid-1990s about double those of the prior period. Several hypotheses have been proposed regarding the cause of this pattern, including ecological, biological, and fishery processes, and modeling artifacts. In this study we evaluate a “spatial mismatch” hypothesis, which postulates that the pattern results from spatial misspecification in the stock assessment model. The most striking characteristic of the pattern is that the increase in purse seine-catch in a wide equatorial area is not subsequently reflected in a reduction in the longline catch per unit of effort (CPUE), used as the main index of relative abundance in the bigeye stock assessment. This may be due to relatively restricted movements of bigeye, leading to local depletion, and to the fact that the longline CPUE index measures abundance over a wider, or different, area than that where the increased purse-seine catch occurred.

Two approaches are used to investigate the impact of alternative spatial configurations on the bigeye assessment and to determine which configurations may remove the two-regime recruitment pattern. The first evaluates the consistency between catch and the index of abundance for different spatial areas, using an age-structured production model (ASPM). The second evaluates the performance of a more complete integrated statistical stock assessment model, applied only to the area where the majority of the increase in purse-seine catch occurred. Preliminary results show that the apparent regime shift in recruitment occurs in several areas, even when using the ASPM, indicating that the pattern is independent of the length composition of the catches. Models that include localized catch dynamics and the associated local longline CPUE indices remove the two-regime pattern and indicate more depleted stocks in those areas. These results suggest that finer spatial scales than that currently used in the base case assessment should be considered. The impacts on estimated trends and stock status of using this alternative spatial structure in the assessment suggest that spatial measures should be considered for managing bigeye in the EPO. A spatially-structured assessment should be developed to mitigate existing modelling issues, such as the two-regime recruitment pattern, and to allow the evaluation of alternative management measures.

1. INTRODUCTION

1.1. Background

Bigeye tuna (*Thunnus obesus*) are distributed across tropical to temperate oceanic waters of the Pacific Ocean, although the largest catches are taken towards the eastern and western ends of the ocean basin (Figure 1). Bigeye has been a primary target of Japanese longline fisheries since the 1950s (Miyabe and Bayliff 1998; Miyake *et al.* 2004), and prior to 1994 the longline fishery took about 90% of the total catch. However, with the development of the purse-seine fishery on fish-aggregating devices (FADs) in the mid-1990s, directed mainly at skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*), purse-seine catches rose dramatically, from 10% or less to 60% or more of the total in a two-year period (Figure 2; Fonteneau *et al.* 2013). There are important differences between the two fisheries in the length composition of their catches (Figure 3) and in their areas of operation. Purse seines catch mostly small bigeye, primarily between 5°N and 5°S, whereas longline catches, which consist of large fish, are distributed more continuously geographically, but are relatively low between 160°W and 180° (Schaefer *et al.* 2015). In the eastern Pacific Ocean (EPO), bigeye are rarely caught by purse seiners north of 10°N, but a portion of the longline catches of bigeye is taken north of that parallel (Aires-da-Silva *et al.* 2017).

The current stock assessment of bigeye in the EPO (Aires-da-Silva *et al.* 2017) assumes a single stock. Although this single-unit stock model is not spatially structured, it accounts for spatial structure to some extent by using a “fleet-as-areas” approach (see, for example, Cope and Punt 2011; Hurtado-Ferro *et al.* 2014), which assumes several fisheries that are defined by partitioning the data in space and act on the stock with different catchabilities and selectivities. The underlying assumption of this approach is that the bigeye stock is randomly mixed within the EPO, with no localized spatial dynamics, except possible spatial partitioning by age.

Bigeye movements and potential stock structure in the EPO have been discussed by Schaefer (2009), Schaefer and Fuller (2009), and Schaefer *et al.* (2015). Analyses of conventional and archival tag data indicate constrained dispersion in latitude, some regional fidelity, and extensive eastward longitudinal dispersion (Schaefer *et al.* 2015). One of the areas of higher site fidelity and “viscosity” (the tendency of fish to stay in a particular area, as opposed to dispersion; see Schaefer *et al.* 2015) in movements is the equatorial EPO between approximately 90°W and 115°W (Schaefer and Fuller 2009; Schaefer *et al.* 2015) (Figure 4).

A recurrent feature of bigeye assessments in the EPO since 2003 (Harley *et al.* 2005; Fonteneau and Ariz 2008; Aires-da-Silva 2017) is a sudden increase in the estimated recruitment starting in the mid-1990s, and resulting in an apparent “two-regime” pattern in recruitment, with estimates after 1995 about double those before that year (Figure 5). Although this pattern mostly disappeared in the 2014 assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2014), it resurfaced in subsequent assessments. Several hypotheses have been proposed to explain this pattern (Aires-da-Silva *et al.* 2010), including an environmental regime shift (Fonteneau and Ariz 2008), underestimated floating-object catches for the period prior to 1994 (Fonteneau and Ariz 2008), higher natural mortality rates than those assumed in the assessment models (Fonteneau and Ariz 2008), density-dependent growth (S. Hoyle, pers. comm.), changes in migratory patterns (S. Harley, pers. comm.), and a modeling artifact caused by the large catches of small individuals by the purse-seine fishery (Maunder *et al.* 2010). Although any of these hypotheses might account for the two-regime recruitment pattern, only some of them have been evaluated, and their plausibility remains in question. To date, two analyses have corrected the pattern: first, allowing what were previously considered unrealistically high natural mortalities for medium and large bigeye (Maunder *et al.* 2010), and second, a “spatial mismatch” hypothesis (Aires-da-Silva *et al.* 2010), which postulates that the pattern could be explained by a spatial mis-specification in the assessment model that ignores local depletion. This hypothesis is described in the next section.

1.2. The “spatial mismatch” hypothesis

Under this hypothesis, the two-regime pattern is the result of a spatial mis-specification in the stock assessment model; in other words, it is an artifact of the model, caused by the assumption that bigeye in the EPO

form a single homogeneous stock. This hypothesis seems to be consistent with major historic events in the bigeye fishery in the EPO. In particular, the estimated recruitment shift coincided with the very rapid expansion of the purse-seine fishery on FADs in the equatorial EPO in the mid-1990s. This resulted in competition with the longline fishery, which had operated along the equatorial grounds for several decades. Decreased longline catch rates (see Aires-da-Silva and Maunder 2010) and apparent gear conflicts between longline and purse-seine fisheries (see, for example, Skillman *et al.* 1993) resulted in a gradual exodus of longliners from the central equatorial fishing areas towards the west, south, and north. Longliners may also have shifted their fishing effort to less-exploited fishing grounds or to distinct sub-stocks of bigeye in the EPO after the mid-1990s. Preliminary spatial analyses of historical changes in the distribution of longline and purse-seine effort, and some anecdotal information, support this series of historic events. Also, the evidence of restricted movements and limited mixing of bigeye in the equatorial EPO from tagging data (Figure 4) (Schaefer and Fuller 2009; Schaefer *et al.* 2015) suggests that juvenile bigeye exploited by the FAD fishery may not become vulnerable later in life to longliners in those newly-occupied fishing grounds. This would also account for the fact that the increase in purse-seine catch does not appear to reduce the longline CPUE, and hence the index of relative abundance, since the longline CPUE index measures abundance over a wider, or different (Figures 1 and 6), area than where the increased purse-seine catch occurred.

If the spatial mismatch hypothesis is correct, a spatially-structured bigeye assessment should minimize, or even eliminate, the two-regime recruitment pattern. Aires-da-Silva and Maunder (2010) tested the impact of this hypothesis on the results of the bigeye assessment by fitting spatially disaggregated and independent models for four areas of the EPO (Figure 6), resulting in different trends and depletion levels among areas and a partial correction of the two-regime pattern, which is desirable to remove model misspecification and potential model biases.

1.3. Objectives

Identifying the source of the two-regime pattern in the bigeye assessment, particularly if it is due to model misspecification, is important not only for purposes of the stock assessment but also for the ongoing management strategy evaluation (MSE) work at the IATTC (Maunder *et al.* 2016), since the operating model for MSE work is based on the stock assessment model. Realistic operating models are of paramount importance for conducting MSE work, and it is desirable to eliminate potential model misspecification, and the resulting potential bias, in stock assessments to improve the accuracy of the management advice based on such assessments

This report presents the results of applying exploratory spatially-structured stock assessment models to bigeye tuna in the EPO with alternative model complexities, uses of data, and spatial configurations. The main objective is to evaluate the impact of alternative spatial configurations on the bigeye assessment, and to determine which configurations remove the two-regime recruitment pattern.

2. METHODS

The Stock Synthesis model platform (SS - Version 3.3; Methot and Wetzel 2013) was used to model the population dynamics of bigeye tuna in the EPO under different model complexities and spatial configurations. The current stock assessment of bigeye (Aires-da-Silva *et al.* 2017) is conducted with an earlier SS version (2.23b), but comparisons between the two versions for the base case model yielded very similar results. Two approaches were used to investigate the impact of alternative spatial configurations on the bigeye assessment and to determine which configurations may remove the two-regime recruitment pattern. The first evaluates the consistency between catch and the index of abundance for different spatial areas, using an age-structured production model (ASPM) (see Minto-Vera *et al.* (2017) for details and application to bigeye tuna); the second evaluates the performance of a more complete integrated statistical stock assessment model, applied only to the area where the increased purse-seine catch occurred.

2.1. Age-structured production model (ASPM)

To systematically explore the effect of alternative spatial configurations on model results, three latitudinal

bands (5°N-5°S, 10°N-5°S and 10°N-10°S) and four longitudes (95°W, 100°W, 110°W, and 120°W) were used to divide the EPO into 12 six-area grids (Figure 7), for a total of 72 individual areas. An independent (*i.e.* no movement among areas nor sharing of estimated parameters) age-structured production model (ASPM) was fitted for each area, using area-specific total catches aggregated by fleet (purse-seine and longline) and nominal (unstandardized) longline CPUE. The ASPM estimated recruitment deviates, biomass, and fishing mortality, by quarter, for each of the 72 areas during 1975-2015 ([Appendix 1](#)).

2.2. Integrated model

An integrated statistical stock assessment model, using data from 1975-2016 and a quarterly time step, was applied to the area between 5°N and 5°S from 110°W to 85°W, denominated the Central area ([Figure 6](#)), which was also used by Aires-da-Silva and Maunder (2010). The fisheries defined in the base case assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2017) were re-defined based on their spatial overlap with the Central area (Figure 8). The data included, for the longline fisheries, catches, standardized CPUE, and length compositions for 1975-2016. For the purse-seine fisheries, only post-1993 catch and length-composition data were used, corresponding to the expansion of the FAD fisheries in the equatorial EPO; prior to 1993 there was little to no spatial overlap with the Central area (Waters 1999).

The integrated model runs used the same assumptions as the 2017 base case assessment with regard to growth, reproduction, selectivity, natural mortality, and the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Three alternative weightings of the composition data ($\lambda = 0.05$, $\lambda = 1$, and iterative weighting) were used, following the Francis (2011) method. In the current base case assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2017), the length-composition data for all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$). Up-weighting the length-composition data ($\lambda = 1$) worsens the two-regime pattern and has a large impact on the assessment results, leading to a more pessimistic stock status.

2.3. Comparison of integrated model and ASPM

The results of the integrated statistical stock assessment for the Central area were compared with those of the ASPM with the closest spatial configuration, the area east of 110°W between 5°N and 5°S ([Figure 7](#), Grid C), which differs spatially only in including the area between 85°W and the coast. Another difference is that the integrated model uses standardized longline CPUE, while the ASPM uses nominal CPUE. To account for this difference, the ASPM was also run with the standardized CPUE for the Central area.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Age-structured production model (ASPM)

Initial ASPM runs without estimating recruitment deviates did not produce good fits to the longline CPUE ([Figure 9](#)), and the results are not presented in this report. Subsequent ASPM runs that did estimate recruitment deviates produced reasonable fits to the longline CPUE (see, for example, [Figure 10](#) and [Appendix Figures A1-A12](#)). This suggests that recruitment is driving abundance trends more than catch is, which is problematic when relying on the effect of catch on indices of relative abundance to inform absolute abundance (Minte-Vera *et al.* 2017). For most of the twelve possible six-area combinations (Figure 7), some of the areas have too few or too sparse data for meaningful results, especially the inshore areas north and south of the equatorial areas, and to a lesser extent the areas north and west of the equatorial areas ([Figure 7](#) and [Appendix](#)). This suggests that, in a systematic division of the EPO at least, six areas are too many, and that fewer areas, or defining spatial areas by other criteria (such as level of overlap between purse-seine and longline fisheries, see Future Directions section) may perhaps be a better approach to delineate spatial areas. For area combinations with enough data, there is general consistency in the results, with larger biomass declines in the equatorial areas ([Appendix Figures A13-A24](#)), while the other areas showed either flat biomass trajectories or smaller declines. Overall results indicate that the two-regime recruitment pattern appears in several of the area combinations (see [Appendix Figures A25-A36](#)) if the ASPM is used, indicating that the recruitment pattern is independent of length compositions, which are not used in the ASPM.

3.2. Integrated model

The integrated model results show a steeper declining trend in the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass of the current stock to that of the unfished stock; SBR), and a more depleted stock status ([Figure 11](#)) in the Central area than is estimated by the base case stock assessment for the whole EPO ([Figure 12](#)). Recruitment estimates for the Central area ([Figure 11](#)) do not show the two-regime pattern typical of previous models ([Figure 12](#)). These results are consistent with those of Aires-da-Silva and Maunder (2010).

Alternative data-weighting does not influence the overall results. In the current base case assessment, the length-composition data are down-weighted for all fisheries ($\lambda = 0.05$), since up-weighting them ($\lambda = 1$) worsens the two-regime pattern and has a large impact on the assessment results, leading to a more pessimistic stock status than with $\lambda = 0.05$. In contrast, in the Central area alternative weighting of the length-composition data did not result in meaningful changes in recruitment trends or the SBR ([Figure 13](#)). Data weighting following the Francis (2011) method resulted in increased values of λ for all fisheries, to around 0.5 for purse-seine fisheries and to between 0.8 and 2.5 for longline fisheries.

Considering the apparent high degree of viscosity and low mixing rates of bigeye within the equatorial EPO, as shown from tagging data, and the Central area being the area with the largest potential spatial mismatch between the increase in purse-seine catches and the reduction in longline effort, using the Central area to evaluate the spatial structure of bigeye in the EPO seems a reasonable approach.

Other spatial structure assumptions could be evaluated in the future, such as those defined from multivariate regression tree analyses on bigeye length-frequency distributions and CPUE data (Lennert-Cody *et al.* 2010) or other criteria such as level of overlap between purse-seine and longline fisheries (see [Future Directions section](#)).

3.3. Comparison of integrated model and ASPM

The declining trends in spawning biomass estimated by the integrated model and the ASPM are similar, although the biomass scale is larger for the ASPM ([Figure 14](#)). Using the ASPM with the standardized longline CPUE yields intermediate estimates between the two model approaches ([Figure 14](#)). A similar pattern occurs when comparing SBRs, with a more depleted stock status for the Central area and the ASPM using standardized CPUE ([Figure 15](#)). Both ASPM models estimated higher average recruitment than the integrated model ([Figure 16](#), top panel). Although the two-regime pattern is not evident in the integrated model, it is evident in the ASPM, whether standardized or nominal CPUE is used ([Figure 16](#), bottom panel). The integrated model estimates area-specific selectivities and recruitment informed by several sources, such as CPUE, catch, and length compositions, whereas the ASPM uses fixed aggregated purse-seine and longline selectivities (based on the 2017 base case assessment, Aires-da-Silva *et al.* 2017) and estimates recruitment based on the longline index and catch alone. This suggests that using smaller areas to resolve the spatial mismatch between purse-seine catches and the longline CPUE index may be only partially successful unless length-composition data are included; however, they are not used in the ASPM.

4. CONCLUSIONS

Although several hypotheses have been proposed as explanations of the source of the apparent two-regime recruitment pattern in bigeye assessments, the spatial mismatch hypothesis is the most plausible to date. The results of this work are consistent with those of Aires-da-Silva and Maunder (2010), showing that spatially disaggregating the assessment of bigeye removes the two-regime pattern, which seems to be an artifact of treating the EPO as a single homogeneous area in the assessment. Not disaggregating the assessment in space causes a mismatch between the substantial increase in purse-seine catches in the mid-1990s in the equatorial region (which leads to localized depletions) and the lack of change in the longline CPUE indices when aggregated to the level of the whole EPO. The base case model detects an increase in catches in the 1990s, but longline CPUE, the main driver of the assessment, remains relatively flat at the level of the whole EPO, forcing the model to increase recruitment to explain the increase in catch with no reduction in the index of abundance. Models that reflect the

localized dynamics of the catches and the associated local longline CPUE indices eliminate the two-regime recruitment pattern, and result in greater depletion of the stocks in those areas. This is consistent with the results of the ASPM and the integrated models in this study, as well as those of Aires-da-Silva and Maunder (2010). The results suggest that, in addition to the current management measures for bigeye in the EPO, alternative spatial management measures should be evaluated.

5. FUTURE DIRECTIONS

Other stock structure assumptions could be evaluated in the future, such as those recently obtained from multivariate regression tree analyses on bigeye length-frequency distributions and CPUE data (Lennert-Cody *et al.* 2010). Spatial analyses of the mismatch between the spatial distribution of purse-seine and longline fisheries could also be used to define areas.

One possible factor causing the mismatch between the increased purse-seine catch and the indices of abundance based on longline CPUE is the way in which those indices are standardized. The current index is based on a simple generalized linear model that gives equal weight to each data point in the analysis (1°x1°-month-hooks per basket strata) and assumes that the size structure represented by the index is the same as that of the catch. A more appropriate approach might be to use a spatio-temporal model that sums over areas and deals with the composition data appropriately (Maunder *et al.* 2017).

Although this study focused only on the EPO, there are clear benefits to continuing the collaboration with the Secretariat of the Pacific Community (SPC) on a Pacific-wide assessment of bigeye, particularly due to the extensive movement of juveniles from the central Pacific to the EPO. This could incorporate new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which should help to evaluate potential biases resulting from the current approach of conducting separate assessments for the EPO and the Western and Central Pacific Ocean (WCPO). Tagging data would be useful not only to help define areas, but also to estimate movement between areas.

A better understanding of the spatial structure and dynamics of bigeye in both in the EPO and the entire Pacific will improve not only the scientific advice for management derived from stock assessments, but also the construction and refinement of operating models for MSE work by the IATTC staff. Operating models are generally more complex than assessment models because they need to describe all the possible states of nature to test the robustness of alternative management strategies. Therefore, including spatial structure in the operating model for bigeye tuna is important.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-da-Silva A. and M. Maunder, 2010. An evaluation of spatial structure in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 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. Maunder. 2014. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2013 and outlook for the future.
- 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. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Document BET-01-02b. External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA. 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A., Mente-Vera, C., and M.N. Maunder. 2017. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2016 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. SAC-08-04a.
- Aires-da Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. 2015. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: An illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fisheries Research*, 163: 119-126.
- Cope, J.M., Punt, A.E., 2011. Reconciling stock assessment and management scales under conditions of spatially varying catch histories. *Fish. Res.* 107, 22–38.

- Fonteneau, A., and Ariz, J. 2008. An overview of 10 years of IATTC bigeye stock assessments in the Eastern Pacific Ocean. In 'The 9th Stock assessment review meeting, La Jolla, 12–16 May 2008'. (Inter-American Tropical Tuna Commission: La Jolla, San Diego, CA.)
- Fonteneau, A., Chassot, E., Bodin, N., 2013. Global spatio-temporal patterns in tropical tuna purse seine fisheries on drifting fish aggregating devices (DFADs): taking a historical perspective to inform current challenges. *Aquat. Living Resour.* 26,37–48.
- Francis, R. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can J Fish Aquat Sci.* 68: 1124-1138.
- Hurtado-Ferro, F., Punt, A.E. and Hill, K.T. 2014. Use of multiple selectivity patterns as a proxy for spatial structure. *Fisheries Research* 158, 102–115.
- Lennert-Cody, C., 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. BET-01-02. External review of IATTC bigeye tuna assessment, La Jolla, California, USA, 3-7 May, 2010.
- Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* (2015), 72(1), 7–18. doi:10.1093/icesjms/fsu015.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Lennert-Cody, C.E. Summary of issues in the Eastern Pacific Ocean Bigeye Tuna assessment. 2010. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Document BET-01-01. External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA. 3-7 May 2010.
- Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C and Valero, J. L. 2016. Current and future research on management strategy evaluation (MSE) for tunas and related species in the Eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.K., Kitakado, T., Albertsen, C.M., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., Piner, K.R. 2017. The need for spatial-temporal modeling of catch-per-unit-effort data when used to derive indices of relative abundance to include in stock assessment models. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 8th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-08-05d.
- 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
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fish Res.* 142: 86-99.
- Minte-Vera, C. V., Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A. M., Satoh, K., Uosaki, K. Get the biology right, or use size-composition data at your own risk. 2017. *Fisheries research.* 192: 114-125.
- Miyabe, N., Bayliff, W.H., 1998. A review of information on the biology, fisheries, and stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Spec. Rep. 9, 129–170.
- Miyake, M.P., Miyabe, N., Nakano, H., 2004. Historical trends of tuna catches in the world. *FAO Fish. Tech. Pap.* 467, 74 pp.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller. 2002. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. *Fish. Bull.* 100: 765-788.
- 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. 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. *IATTC Bulletin*, Vol. 24(2).
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., and Itano, D. 2015. Movements, dispersion, and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and released in the equatorial Central Pacific Ocean, with conventional and archival tags. *Fisheries Research*, 161:336-355.
- Skillman, A., R., Boggs, C. H., and Pooley, S. 1993. Fishery interaction between the tuna longline and other pelagic fisheries in Hawaii. NOAA Technical Memorandum NMFS 189.
- 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.

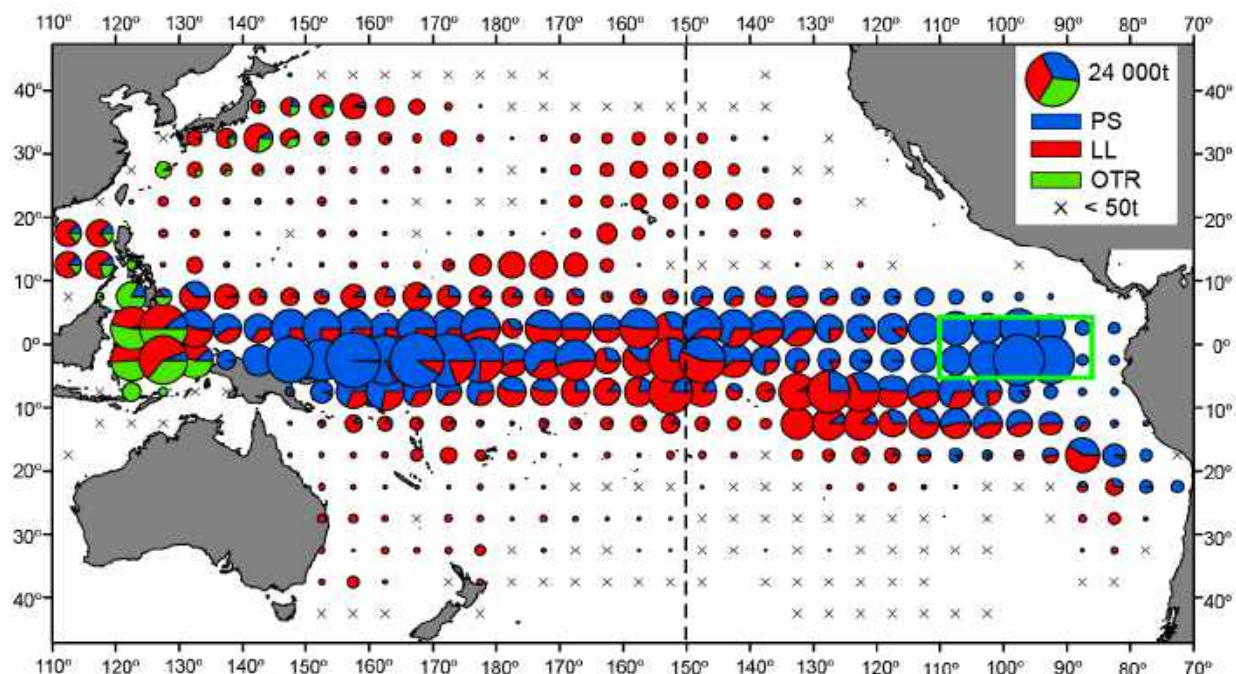


FIGURE 1. Distribution of the catches of bigeye tuna in the Pacific Ocean, by 5° x 5° area and gear type, 2008-2012. The sizes of the circles are proportional to the catch. The vertical dashed line at 150°W marks the western boundary of the eastern Pacific Ocean (EPO). The green rectangle represents the Central area used in this study (modified from Schaefer *et al.* 2015). PS: purse seine; LL: longline; OTR: other gears.

FIGURA 1. Distribución de las capturas de atún patudo en el Océano Pacífico, por área de 5° x 5° y tipo de arte, 2008-2012. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura. La línea de trazos vertical en 150°O marca el límite occidental del Océano Pacífico oriental de (OPO). El rectángulo verde representa el área Central usada en el presente estudio (modificado de Schaefer *et al.* 2015). PS: red de cerco; LL: palangre; OTR: otras artes.

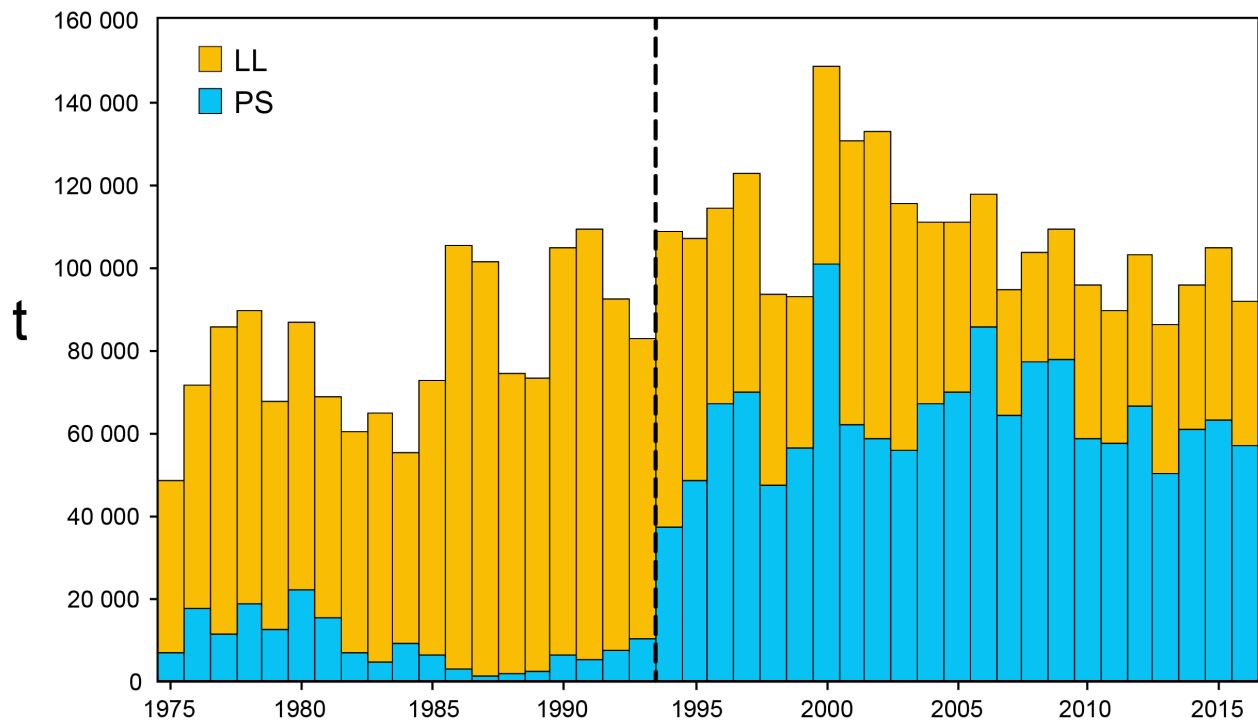


FIGURE 2. Annual catches of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, by gear, 1975-2016, showing the sudden change (dashed vertical line) resulting from the introduction of fish-aggregating devices (FADs) in the early 1990s. PS: purse seine; LL: longline.

FIGURA 2. Capturas anuales de atún patudo en el Océano Pacífico oriental, por arte, 1975-2016, mostrando el cambio súbito (línea de trazos vertical) que resultó de la introducción de los dispositivos agregadores de peces (plantados) a principios de la década de 1990. PS: red de cerco; LL: palangre.

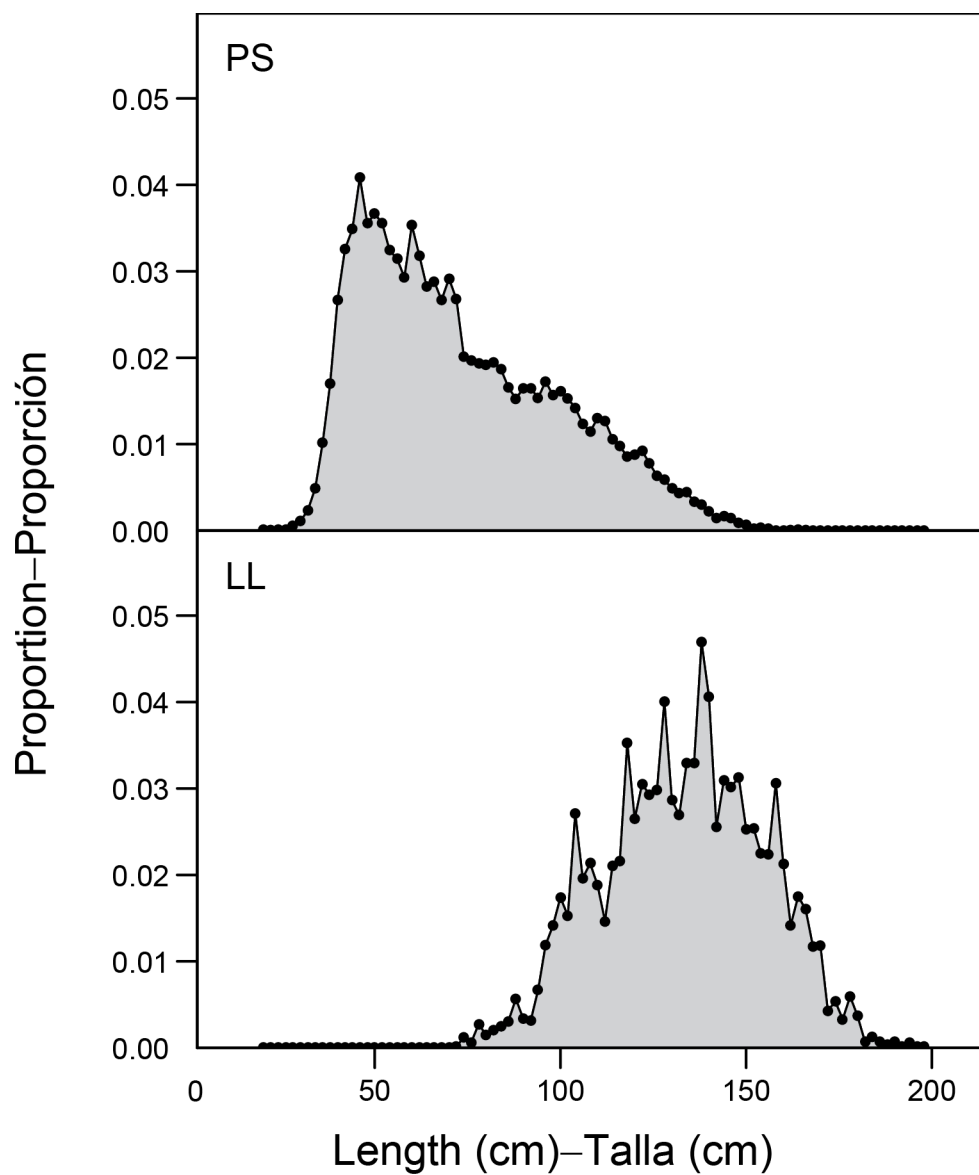


FIGURE 3. Length compositions of bigeye tuna caught in the Central area, by fleet, 1975-2016. PS: purse seine; LL: longline.

FIGURA 3. Composiciones por talla del atún patudo capturado en el área Central, por flota, 1975-2016. PS: red de cerco; LL: palangre.

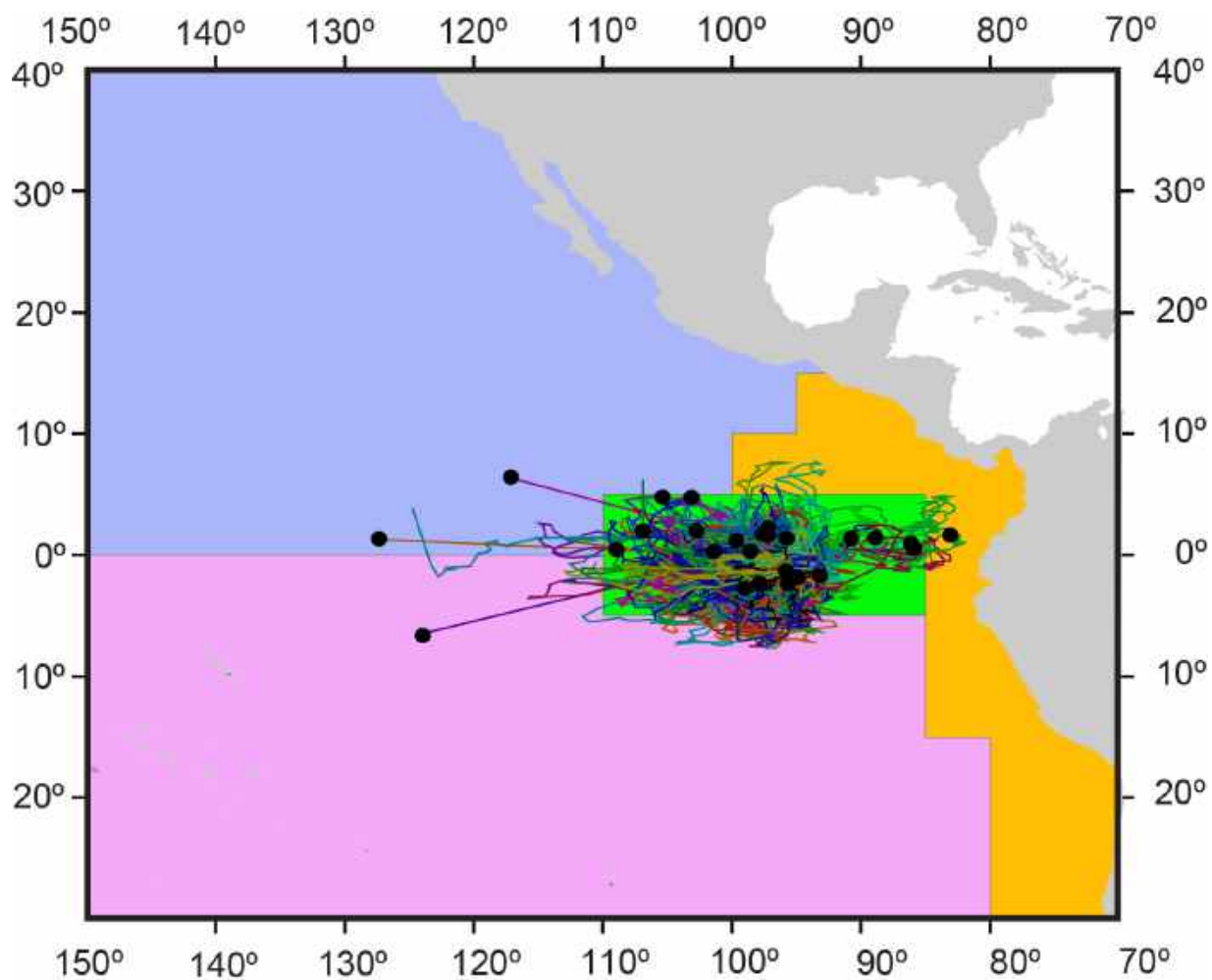


FIGURE 4. Movement paths of bigeye tuna at liberty for 30 days or longer, inferred from archival tagging data from 2000-2006 (Schaefer and Fuller 2009).

FIGURA 4. Rutas de desplazamiento de atunes patudo en libertad durante 30 o más días, inferidas a partir de datos de marcas archivadoras de 2000-2006 (Schaefer y Fuller 2009).

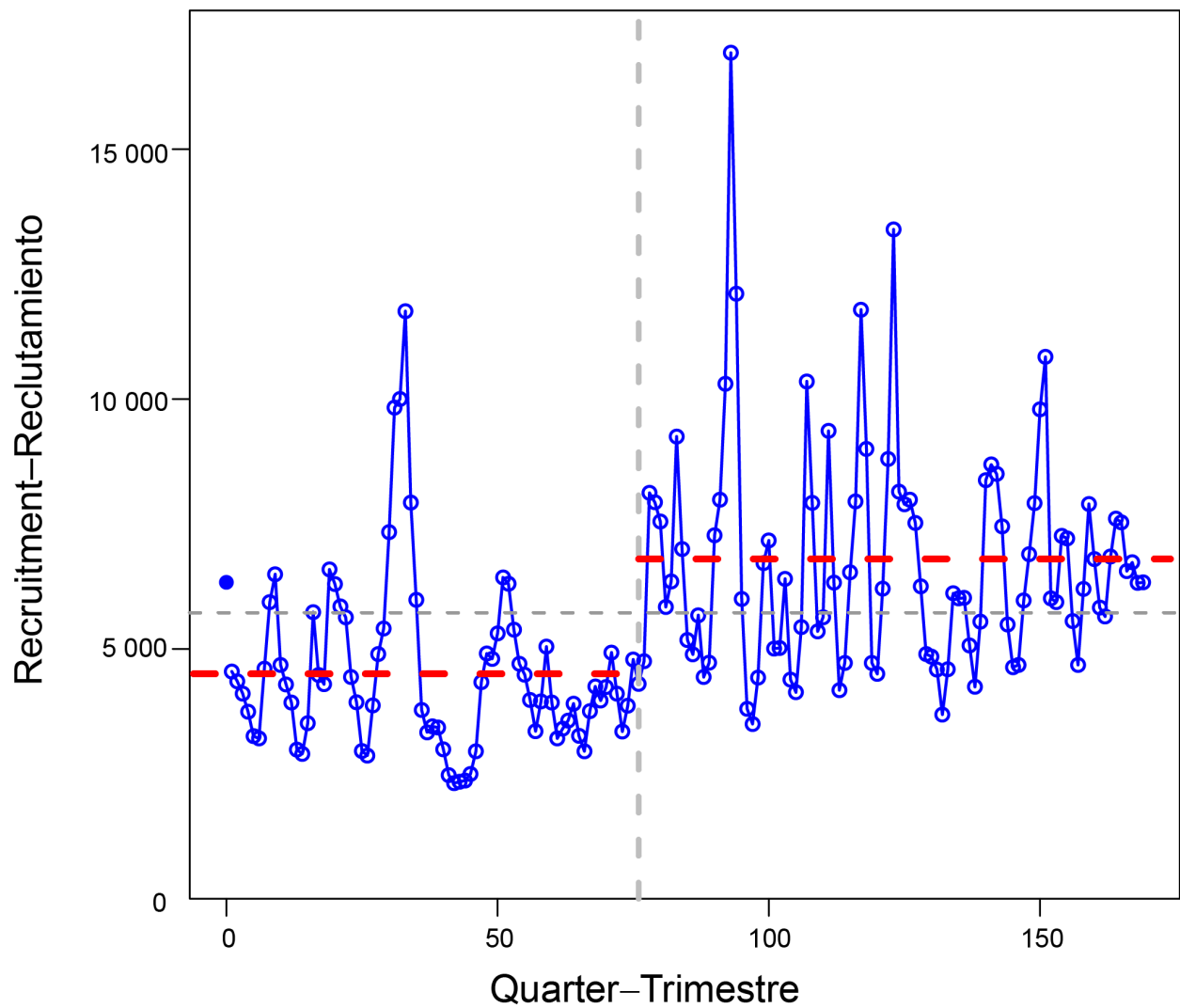


FIGURE 5. Time series of estimated recruitment, in thousands of fish, during 1975-2016, showing apparent two-regime pattern before and after 1995.

FIGURA 5. Serie temporal de reclutamientos, en miles de peces, estimados durante 1975-2016, mostrando el patrón aparente de dos regímenes antes y después de 1995.

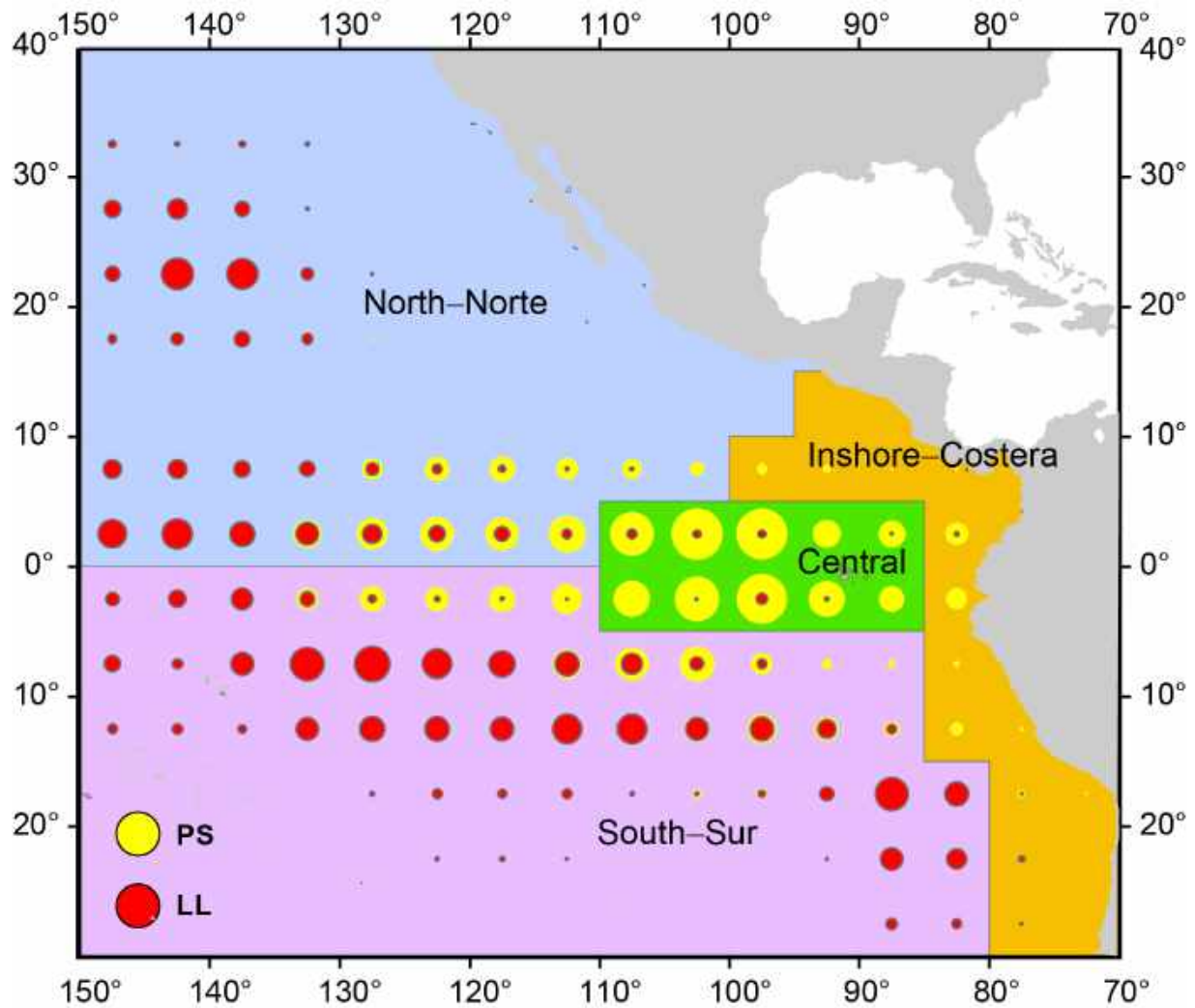


FIGURE 6. Spatial distribution of the catches of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2000-2006, by gear and sub-stock (North, South, Central, and Inshore). The sizes of the circles are proportional to the catch (from Aires-da-Silva and Maunder 2010). PS: purse seine; LL: longline.

FIGURA 6. Distribución espacial de las capturas de atún patudo en el Océano Pacífico oriental, 2000-2006, por arte y sub-población (Norte, Sur, Central, y Costera). El tamaño de los círculos es proporcional a la captura (de Aires-da-Silva y Maunder 2010). PS: red de cerco; LL: palangre.

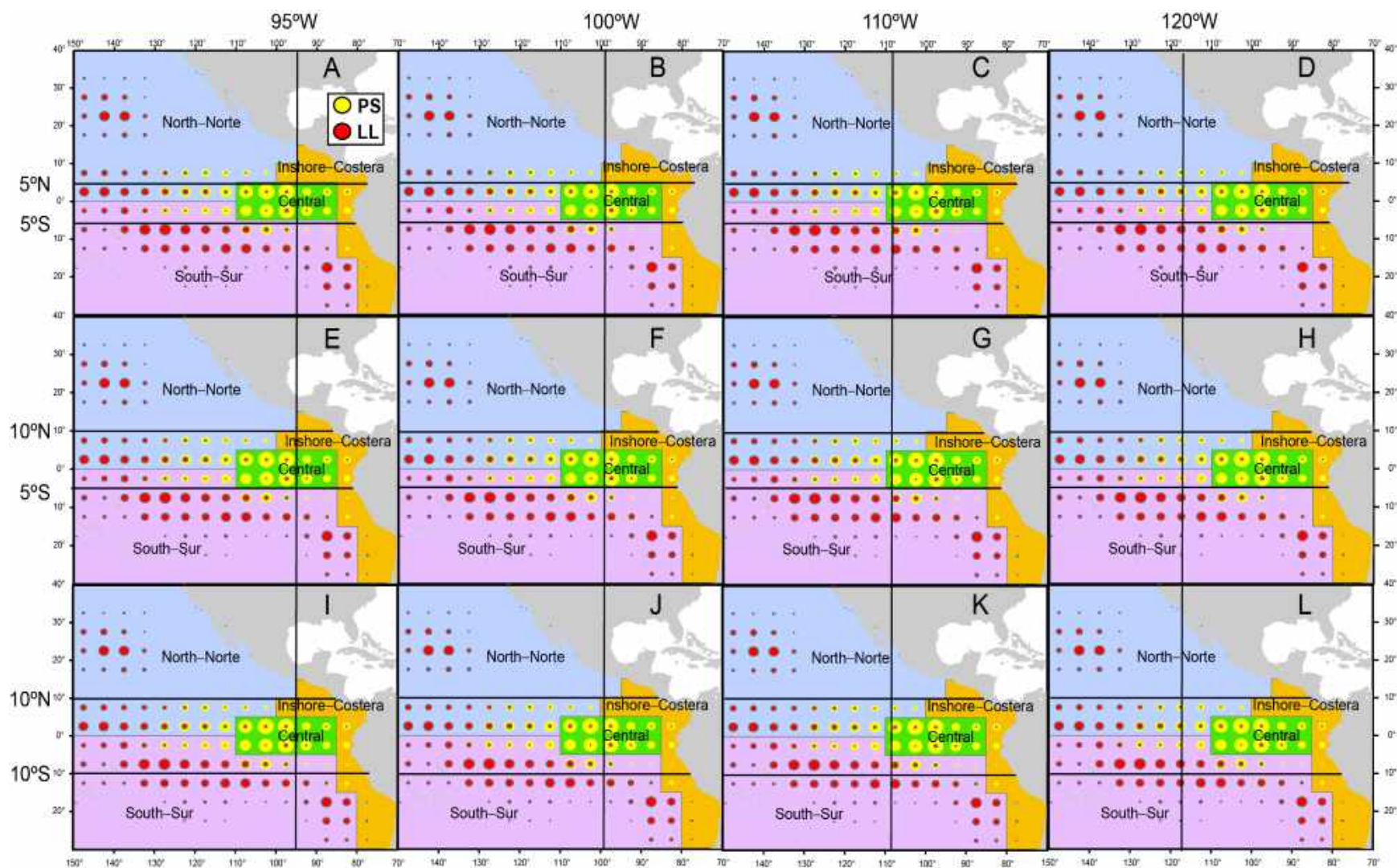


FIGURE 7. The 72 combinations of 12 grids (A-L) and six areas used for the age-structured production models (ASPM). PS: purse seine; LL: longline.

FIGURA 7. Las 72 combinaciones de 12 rejillas (A-L) y 6 áreas usadas para los modelos de producción estructurados por edad (ASPM). PS: red de cerco; LL: palangre.

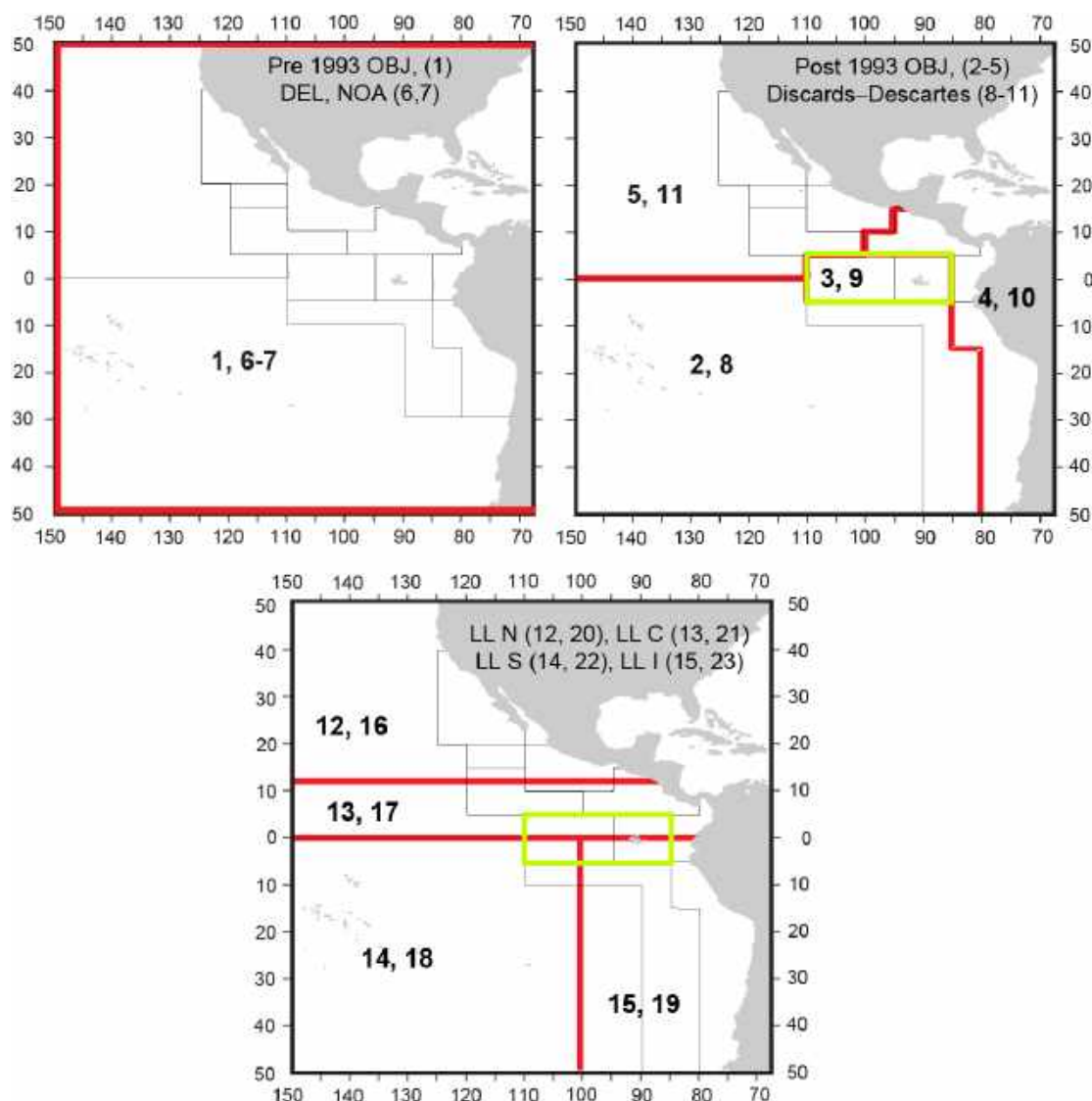


FIGURE 8. Fisheries defined for the Central area (green rectangle) and for the base case stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Aires-da-Silva *et al.* 2017). The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold red lines the boundaries of each fishery defined for the base case stock assessment, and the numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The Central area does not include fisheries 1, 6, 7, 12 and 16. Fisheries: purse-seine (PS) on floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), dolphins (DEL); LL: longline.

FIGURA 8. Pesquerías definidas para el área Central (rectángulo verde) y para la evaluación de caso base de la población de atún patudo en el OPO (Aires-da-Silva *et al.* 2017). Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas rojas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de caso base, y los números las pesquerías correspondientes a esos límites. El área central no incluye las pesquerías 1, 6, 7, 12 y 16. Pesquerías: red de cerco (PS) sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), delfines (DEL); LL: Palangre.

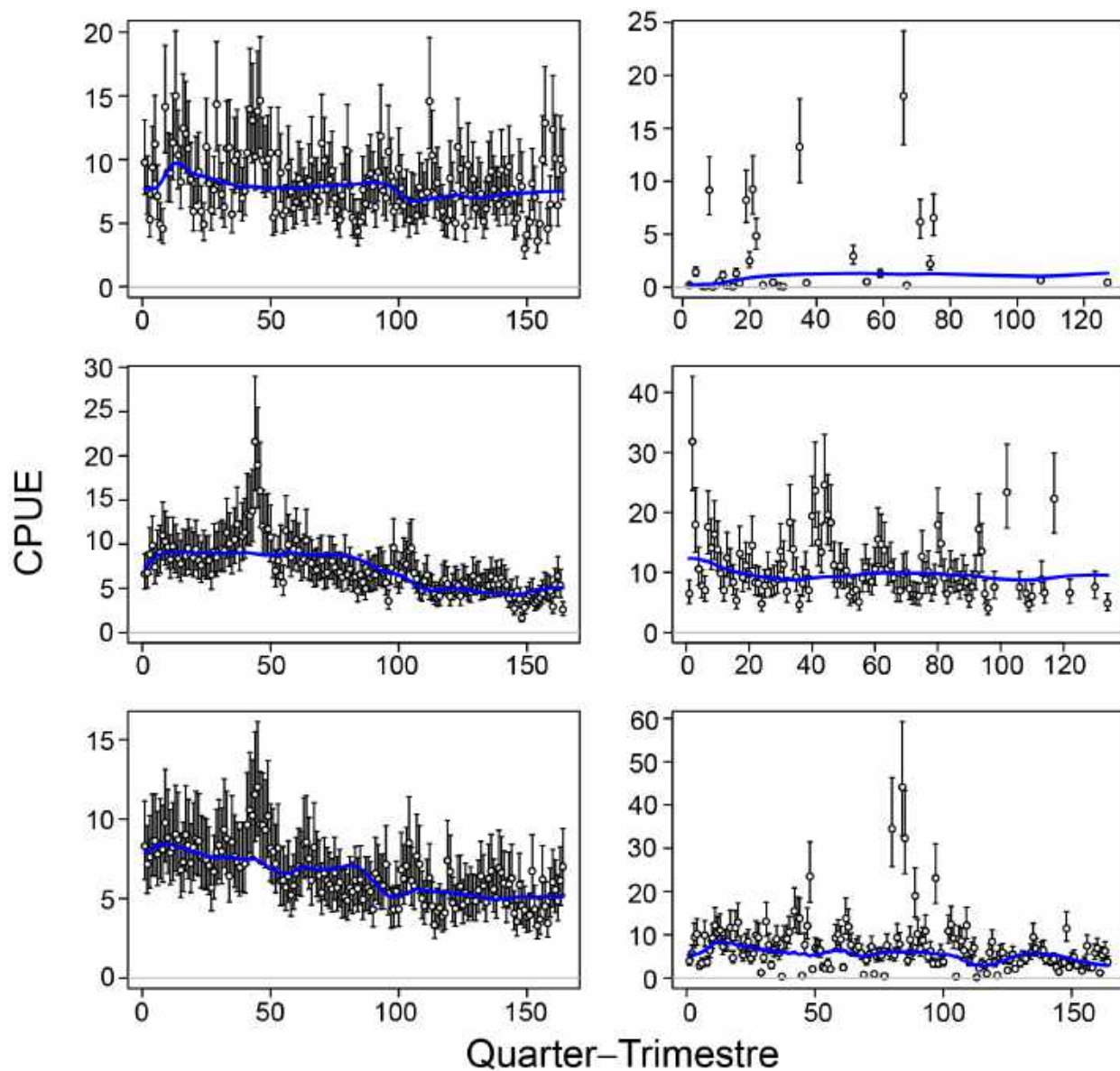


FIGURE 9. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid A (Figure 7), without estimation of recruitment deviates.

FIGURA 9. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula A (Figura 7), sin estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

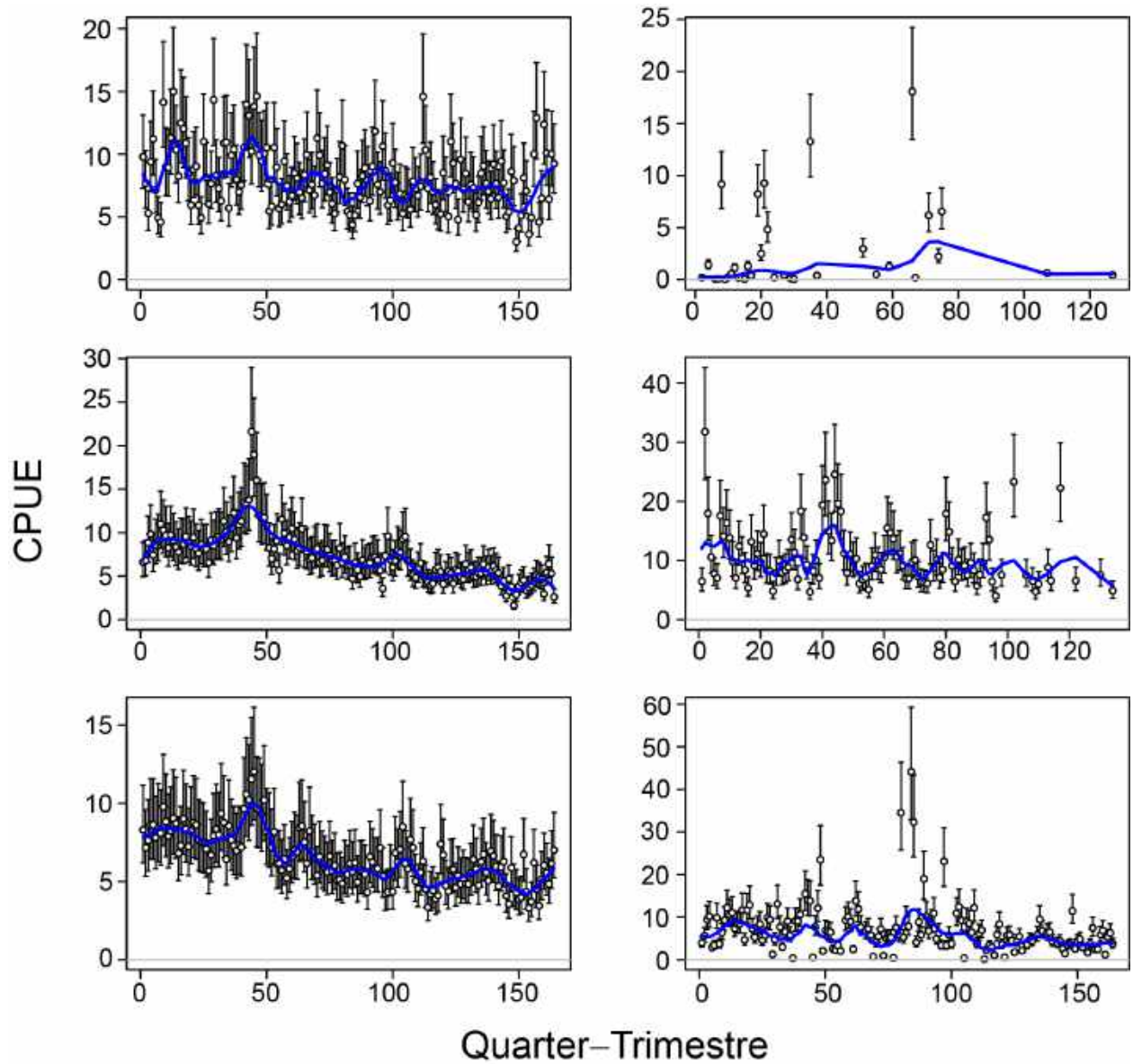


FIGURE 10. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid A (Figure 7), with estimation of recruitment deviates.

FIGURA 10. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula A (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

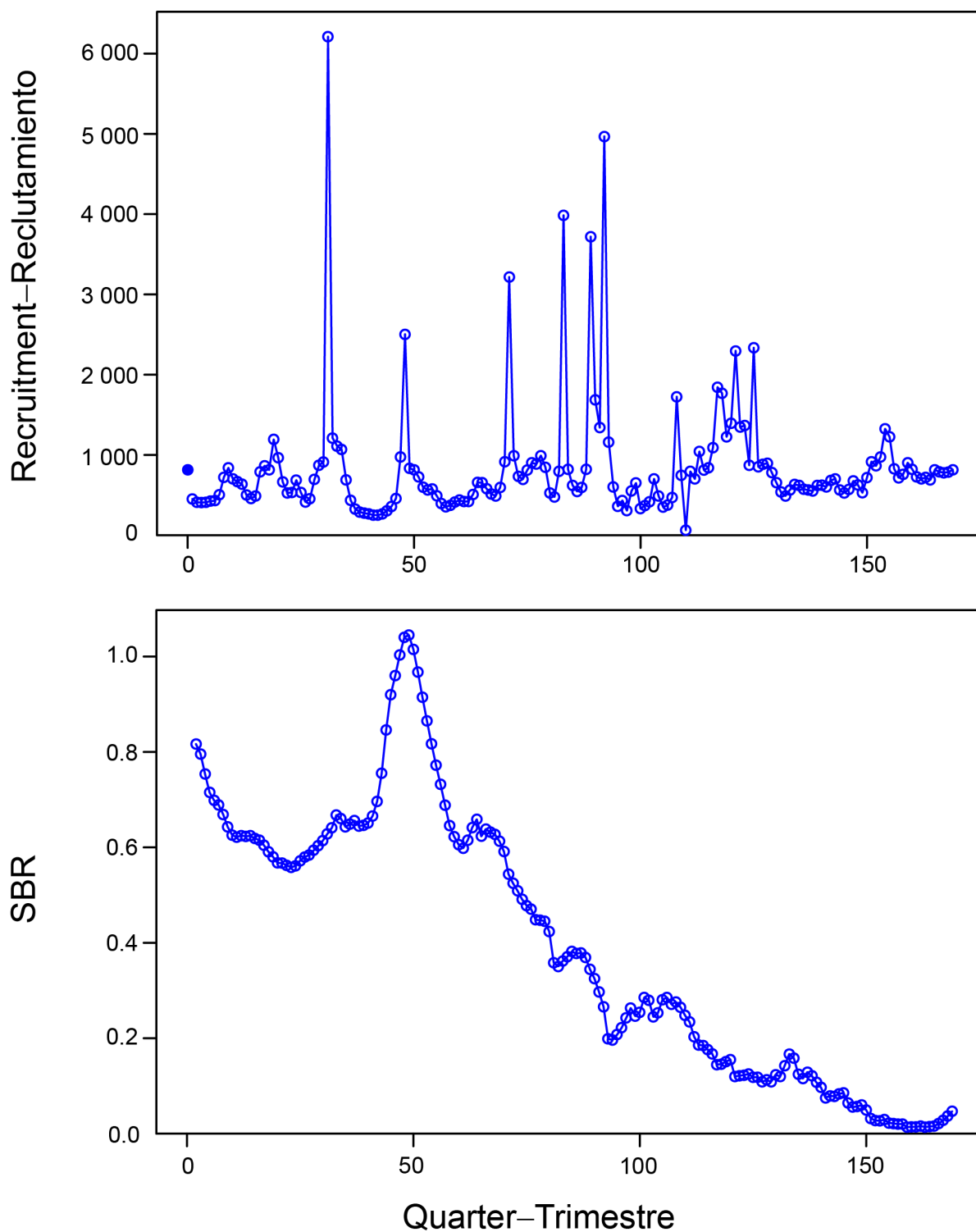


FIGURE 11. Estimates from the integrated model of quarterly recruitment, in thousands of fish (top panel), and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) of bigeye tuna in the Central area, 1975-2016.

FIGURA 11. Estimaciones del modelo integrado del reclutamiento trimestral, en miles de peces, (panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) de atún patudo en el área Central, 1975-2016.

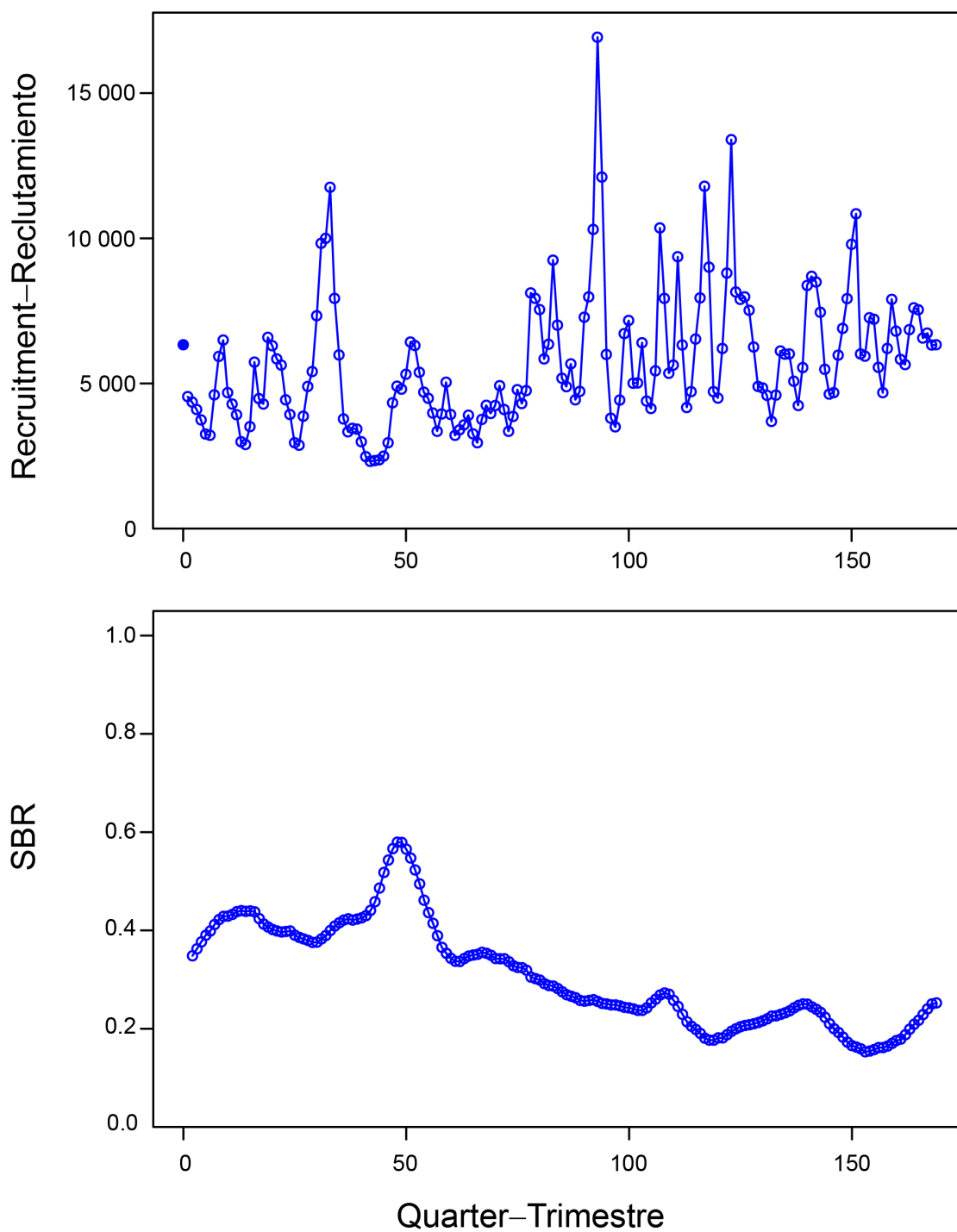


FIGURE 12. Estimates from the base case assessment model of quarterly recruitment, in thousands of fish, (top panel) and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) of bigeye tuna in the EPO, 1975-2016.

FIGURA 12. Estimaciones del modelo de evaluación de caso base del reclutamiento trimestral, en miles de peces, (panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) de atún patudo en el OPO entero, 1975-2016.

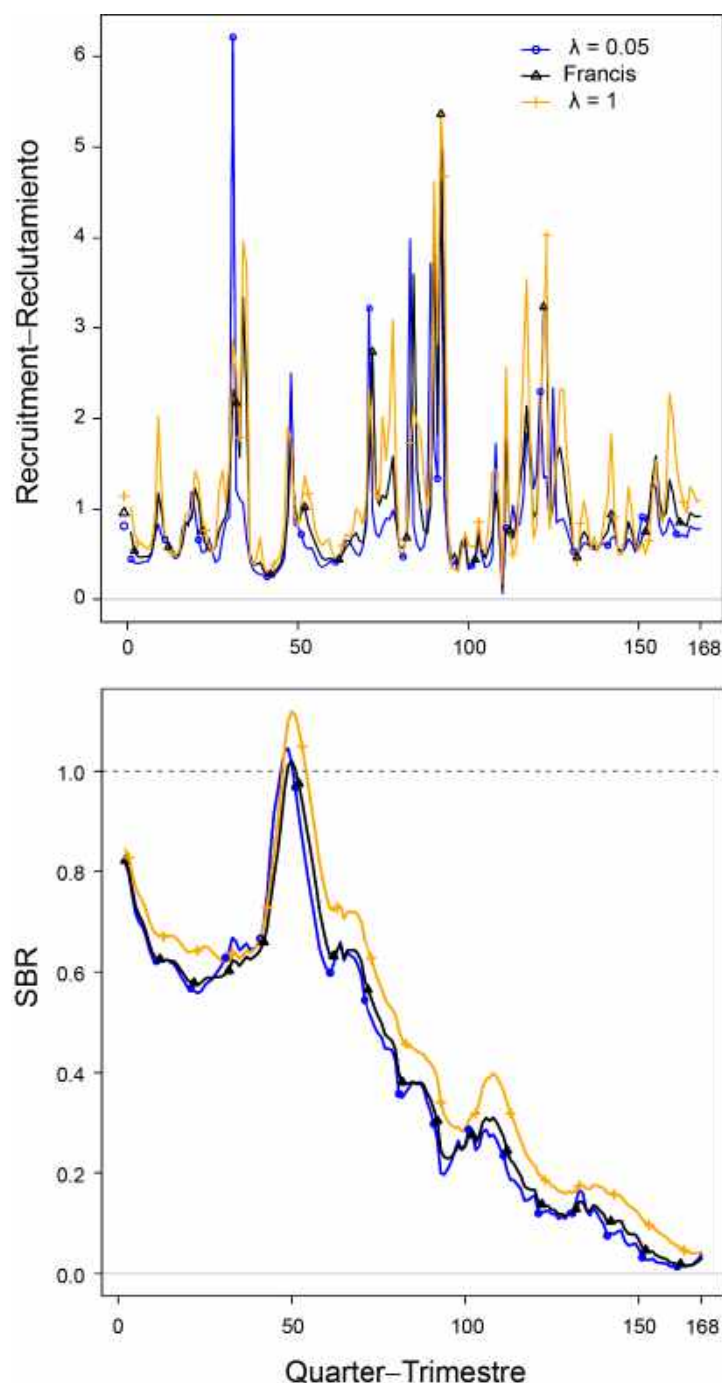


FIGURE 13. Estimates from the integrated model of quarterly recruitment, in millions of fish (top panel), and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) of bigeye tuna in the EPO with different weightings of the length-composition data: $\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the 2017 base case model; iterative weighting (Francis method) by fishery; $\lambda = 1$ for all fisheries.

FIGURA 13. Estimaciones del modelo integrado del reclutamiento trimestral (panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) del atún patudo en el OPO con distintas ponderaciones de los datos de composición por talla: $\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el modelo de caso base de 2017; ponderación iterativa (método de Francis) por pesquería; $\lambda = 1$ para todas las pesquerías.

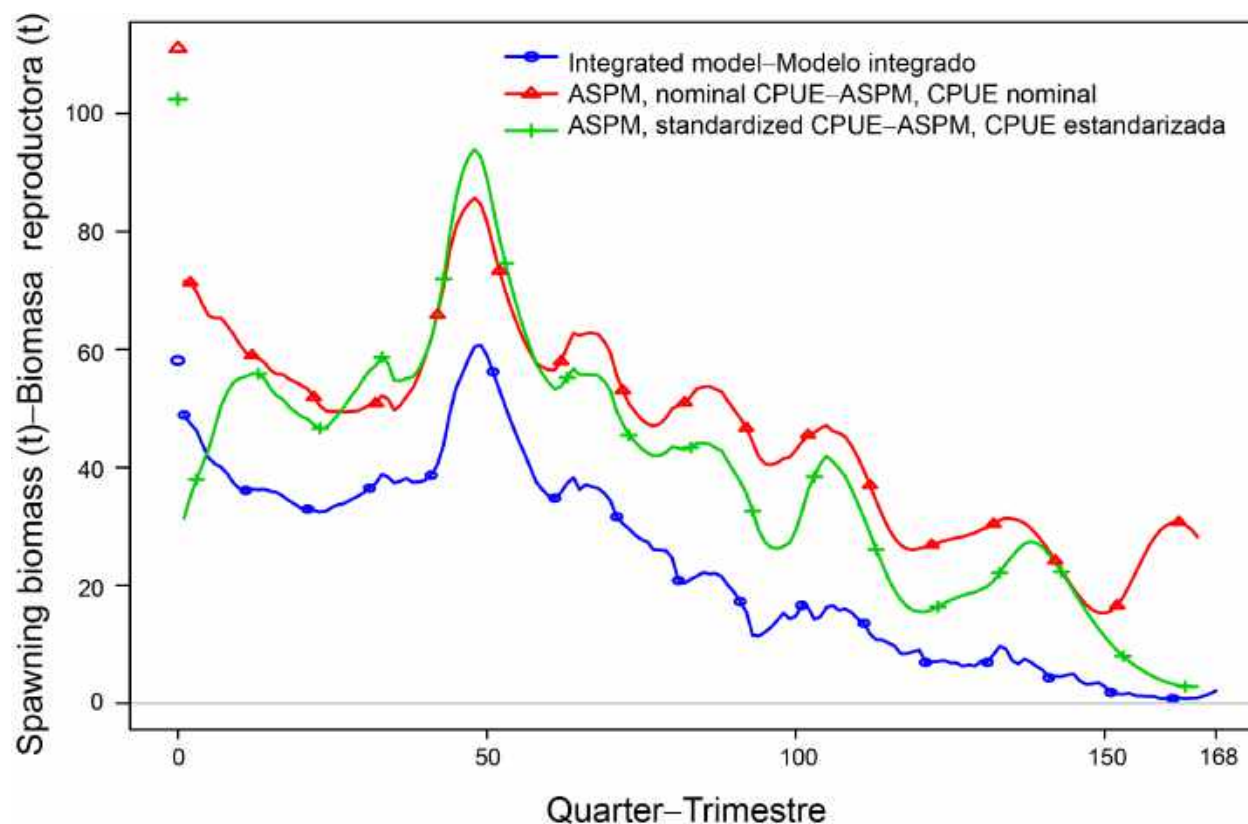


FIGURE 14. Estimated spawning biomass, in tons, of bigeye tuna in the Central area from the integrated model (blue line), and in the closest matching spatial area from the ASPM using nominal (red line) and standardized (green line) CPUE.

FIGURA 14. Biomasa reproductora estimada, en toneladas, de atún patudo en el área Central del modelo integrado (línea azul), y del área más parecida del modelo ASPM usando CPUE nominal (línea roja) y estandarizada (línea verde).

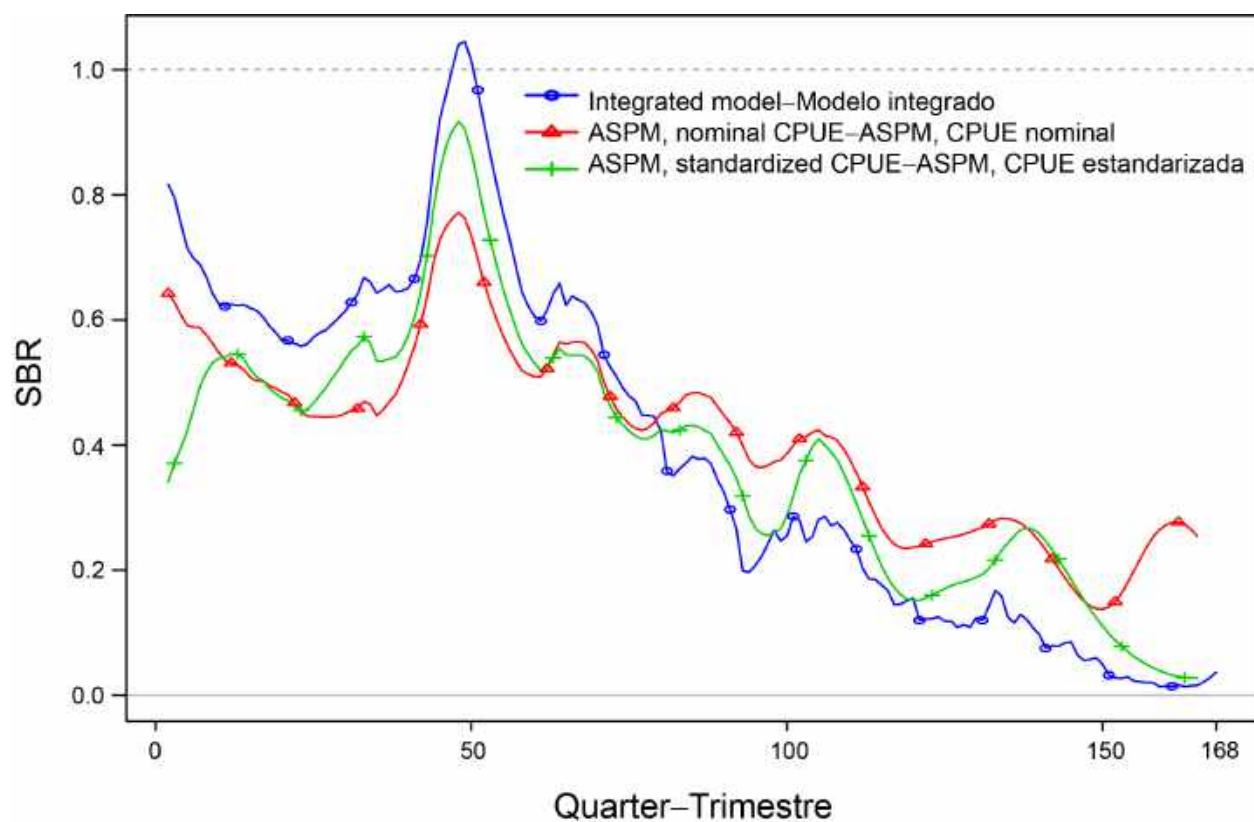


FIGURE 15. Spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO from the integrated model (blue line) and from the ASPM using nominal (red line) and standardized (green line) CPUE.

FIGURA 15. Cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el EPO del modelo integrado (línea azul), y del modelo ASPM usando CPUE nominal (línea roja) y estandarizada (línea verde).

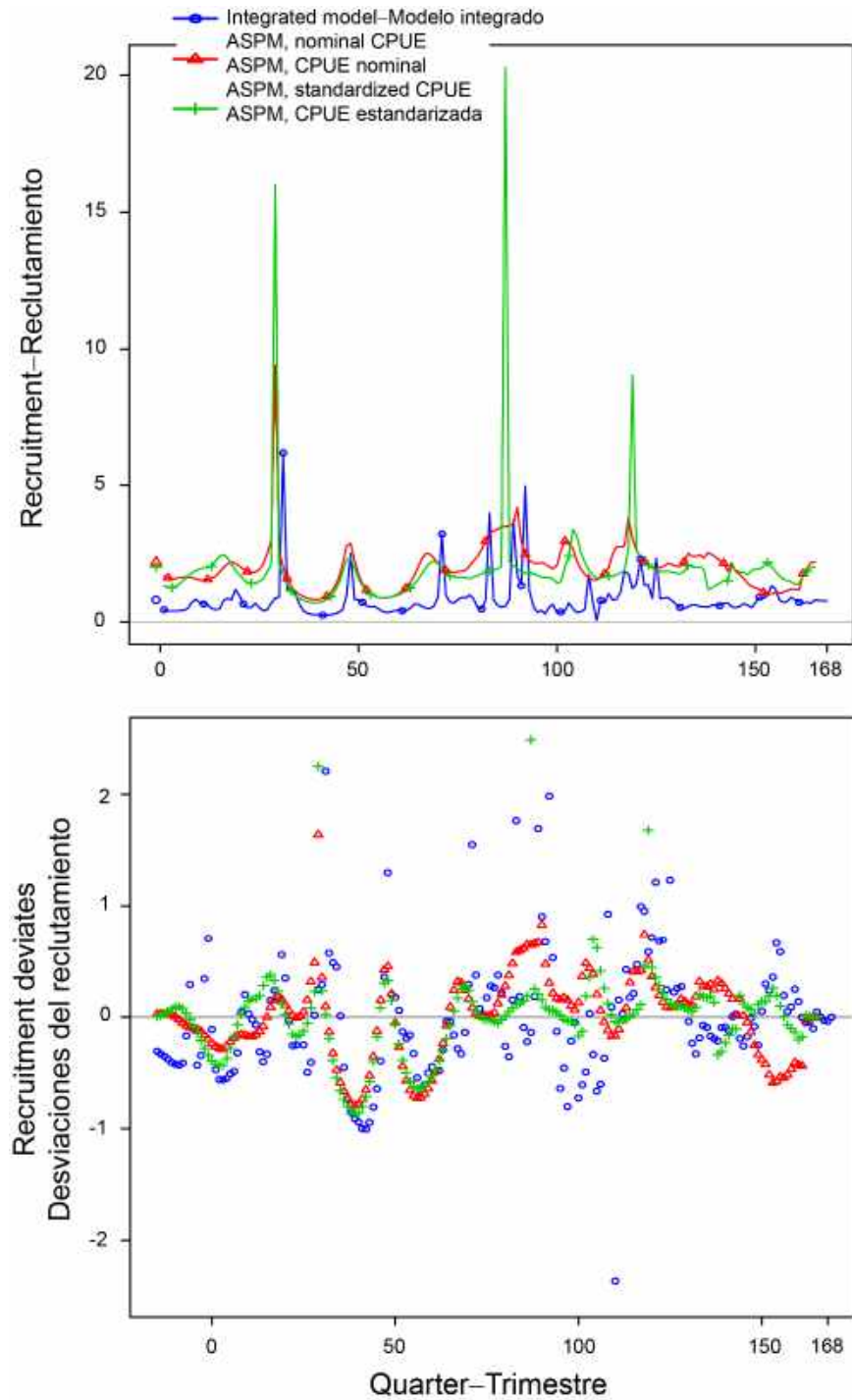


FIGURE 16. Quarterly recruitment (top panel) and recruitment deviates (bottom panel) of bigeye tuna in the EPO, from the integrated model (blue circles) and from the ASPM using nominal (red triangles) and standardized (green crosses) CPUE.

FIGURA 16. Reclutamiento trimestral (panel superior) y desviaciones del reclutamiento (panel inferior) del atún patudo en el OPO, del modelo integrado (círculos azules) y del modelo ASPM usando CPUE nominal (triángulos rojos) y estandarizada (cruces verdes).

APPENDIX – ANEXO

Results of the Age-Structured Production Model (ASPM)
Resultados del Modelo de producción con estructura por edad (ASPM)

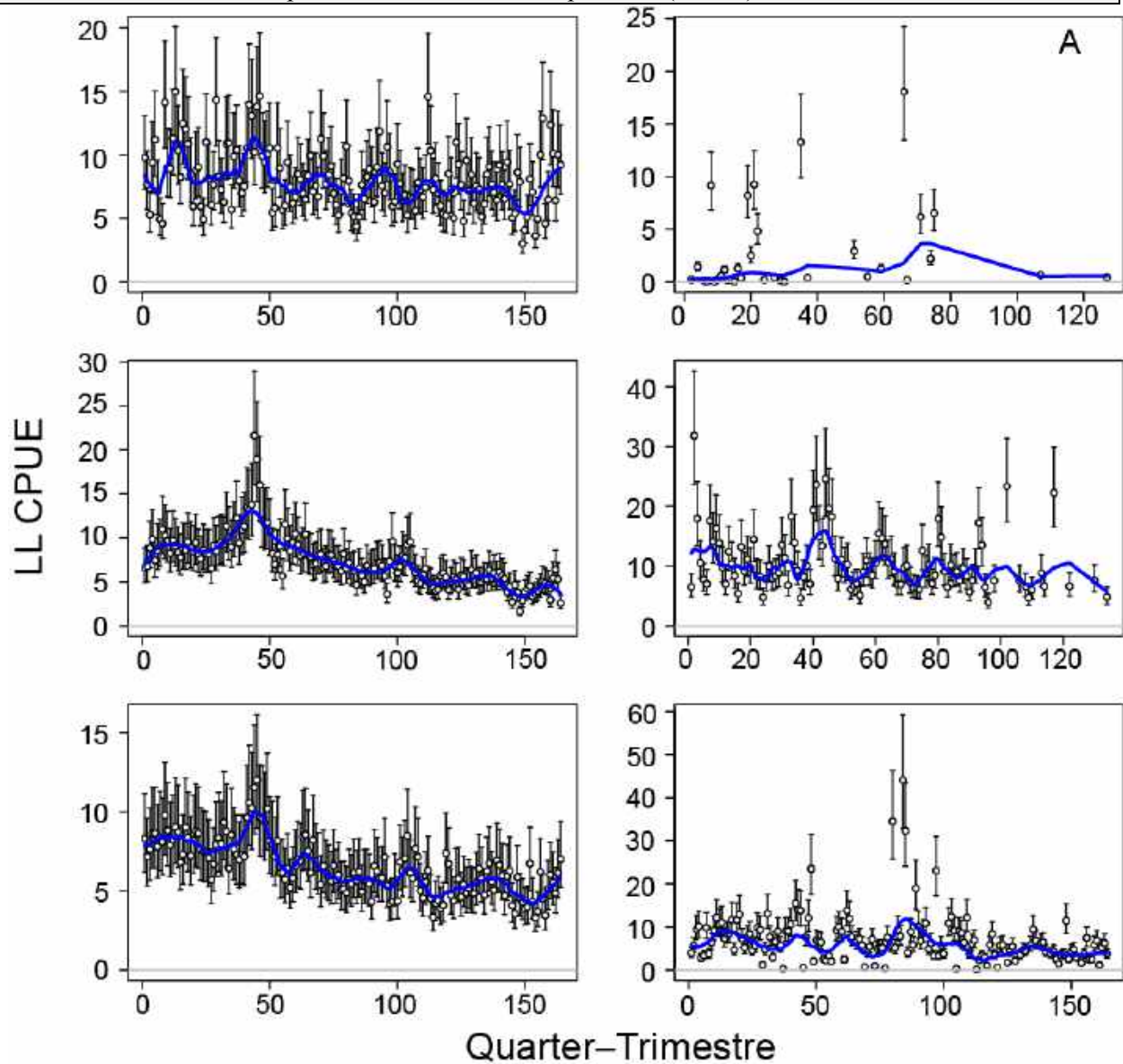


FIGURE A1. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid A (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A1. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula A (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

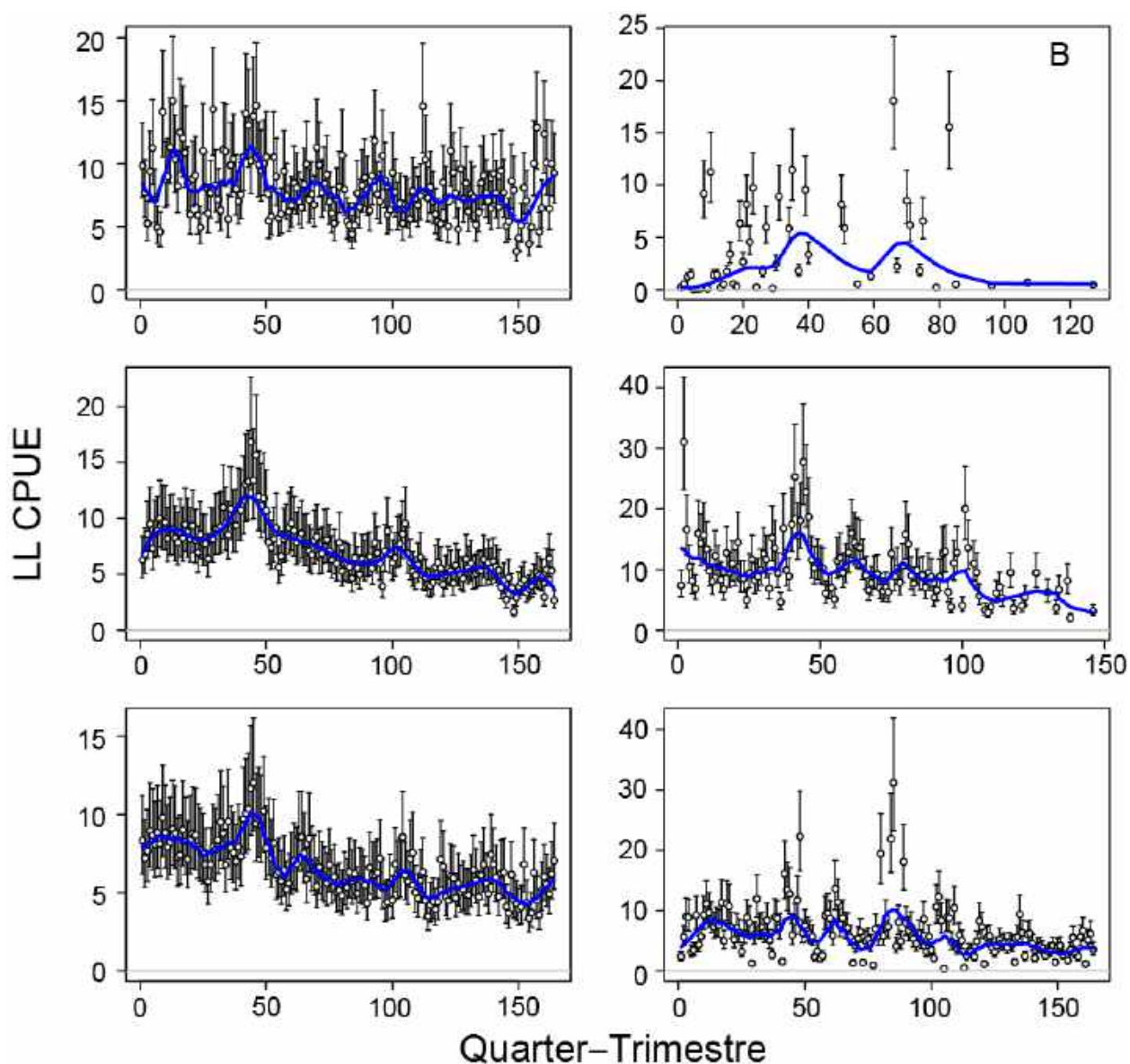


FIGURE A2. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid B (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A2. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula B (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

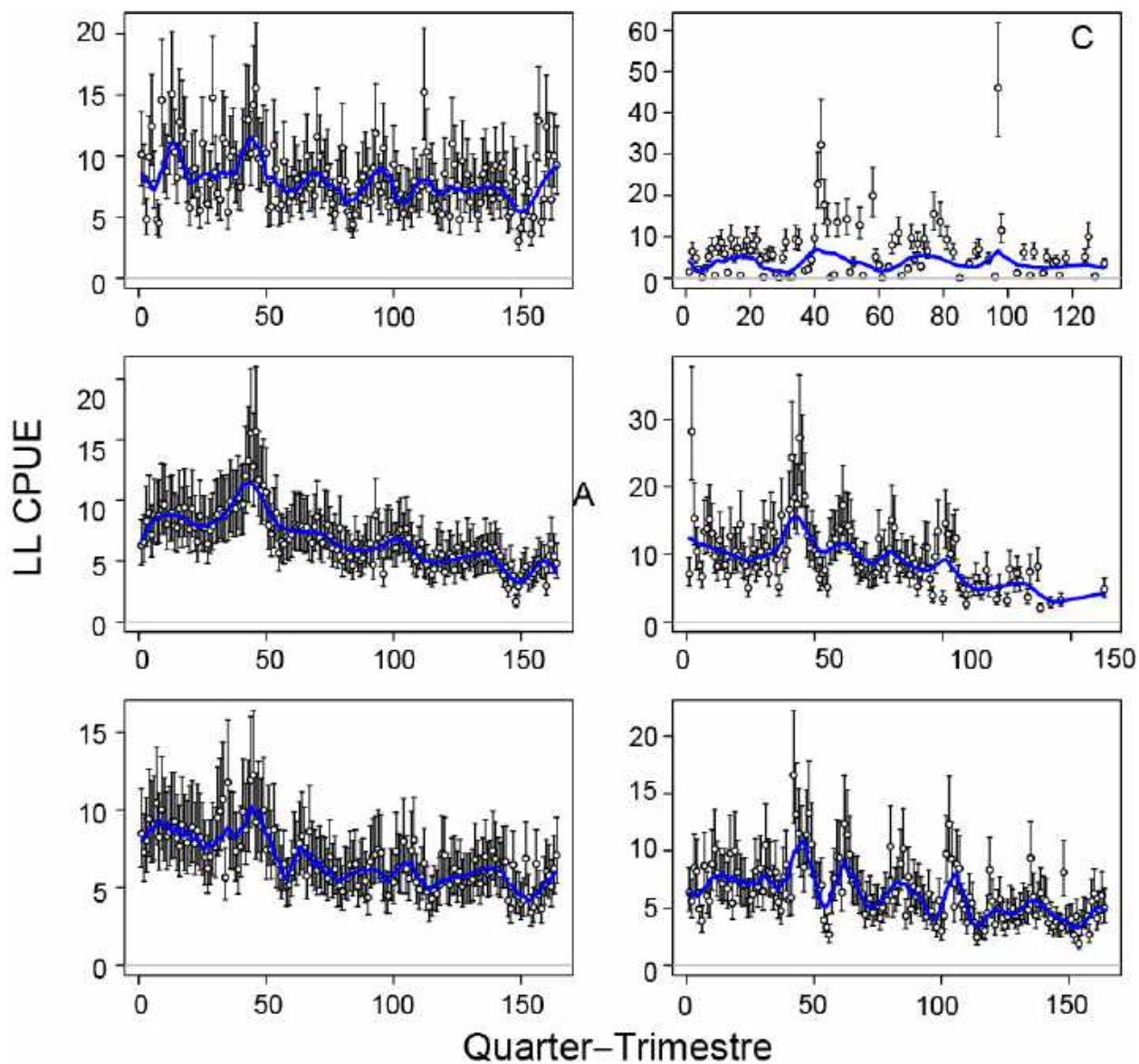


FIGURE A3. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid C (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A3. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula C (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

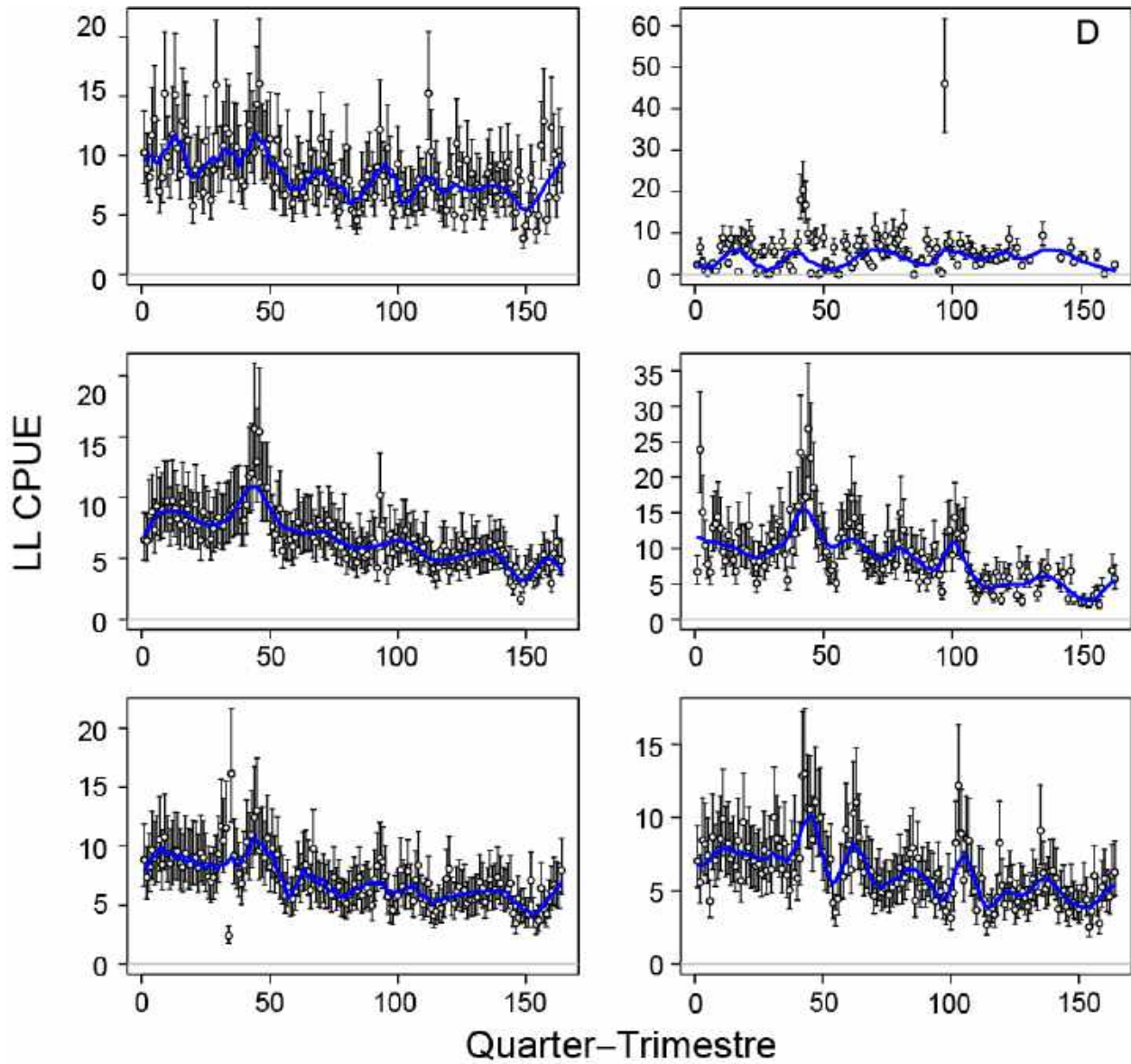


FIGURE A4. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid D (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A4. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula D (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

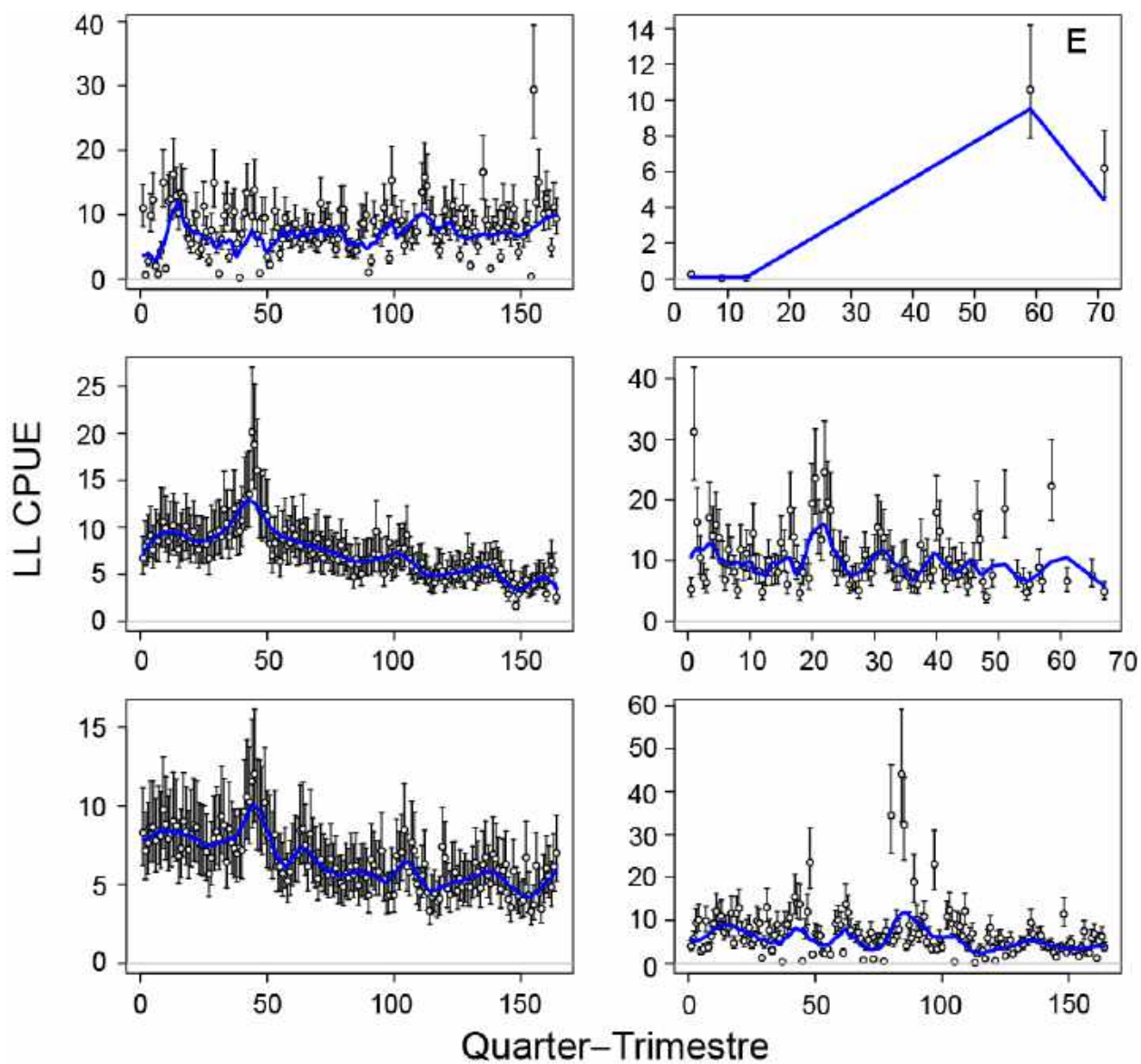


FIGURE A5. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid E (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A5. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula E (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

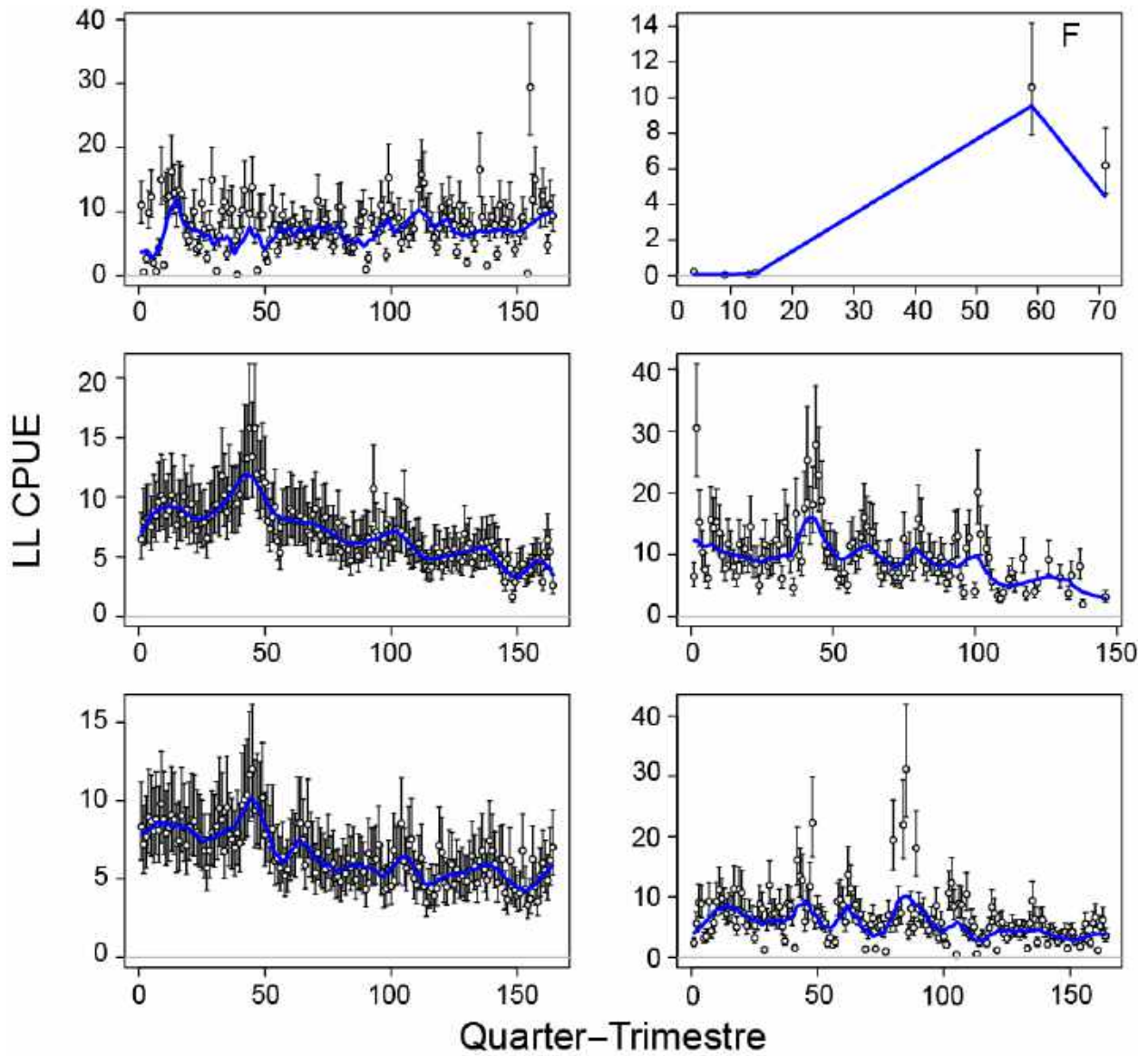


FIGURE A6. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid F (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A6. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula F (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

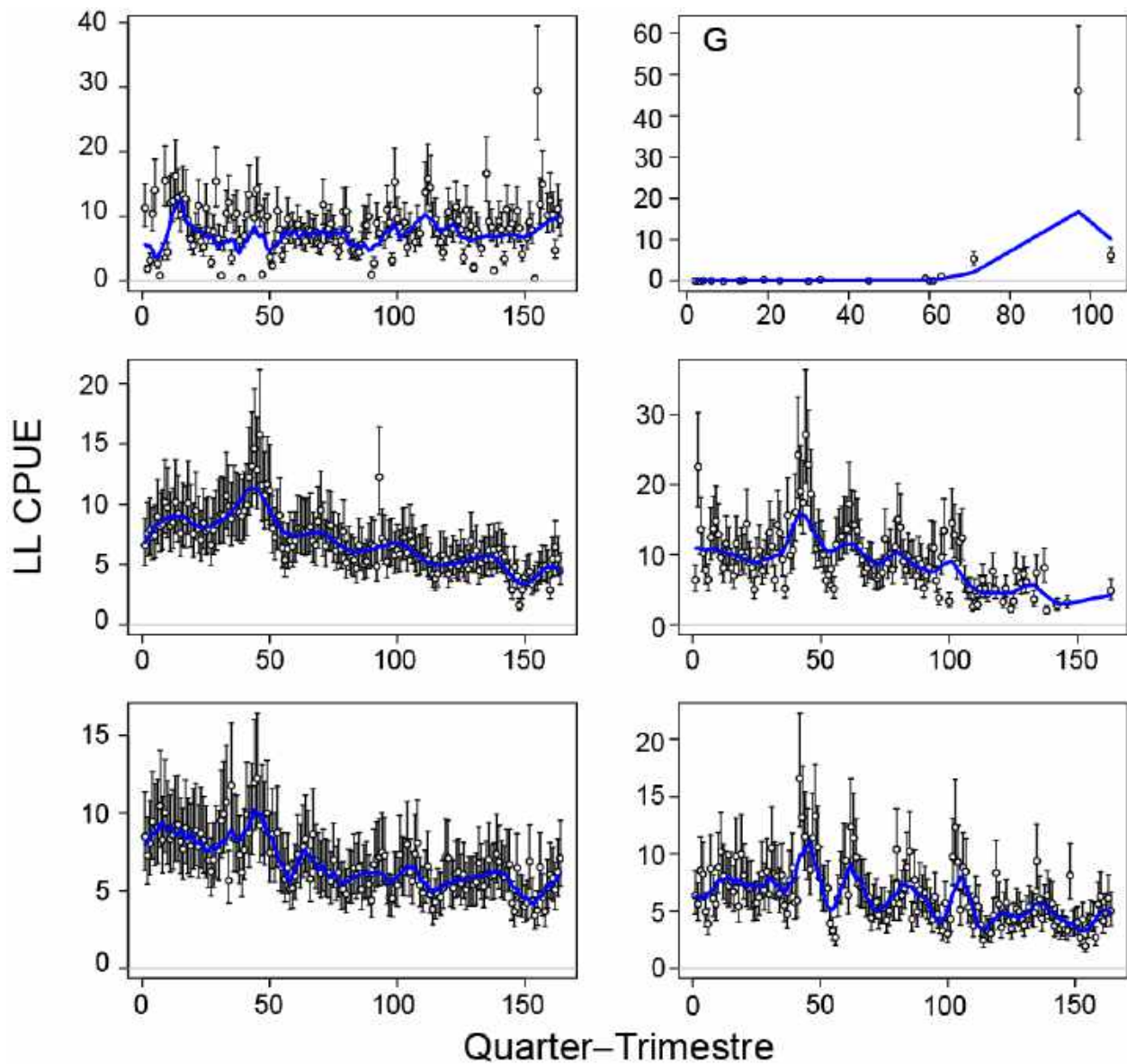


FIGURE A7. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid G (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A7. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula G (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

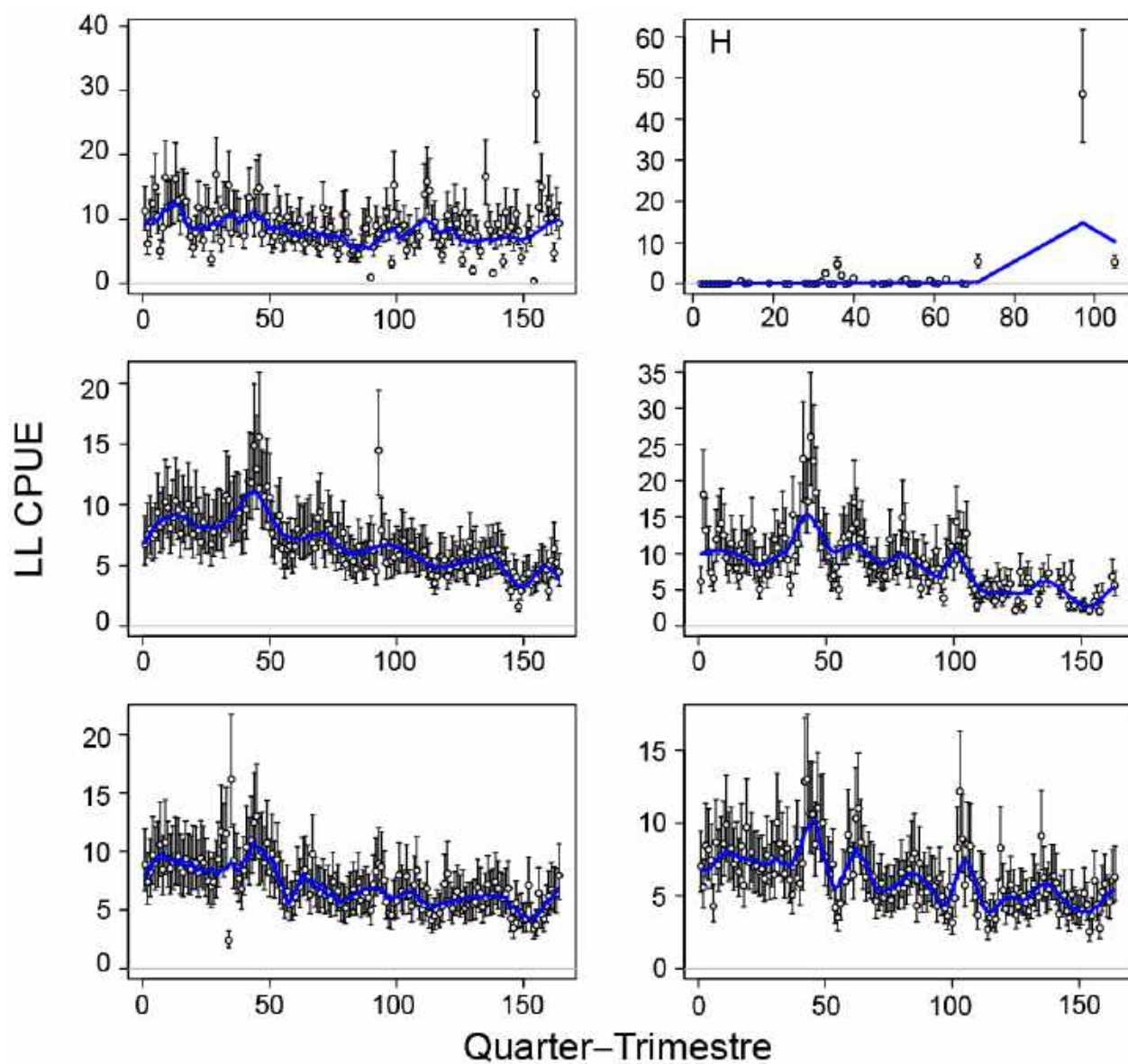


FIGURE A8. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid H (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A8. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula H (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

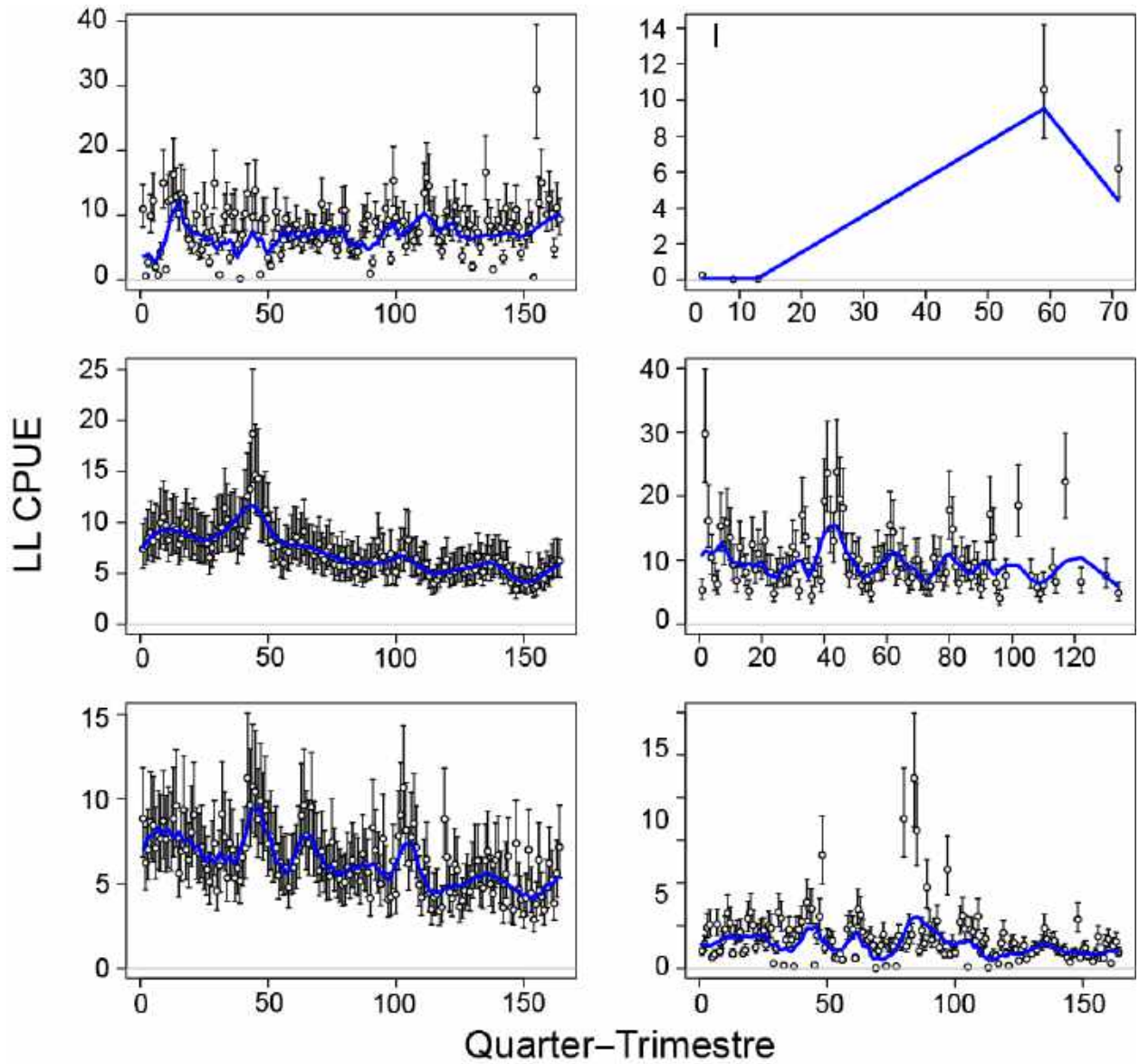


FIGURE A9. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid I (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A9. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula I (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

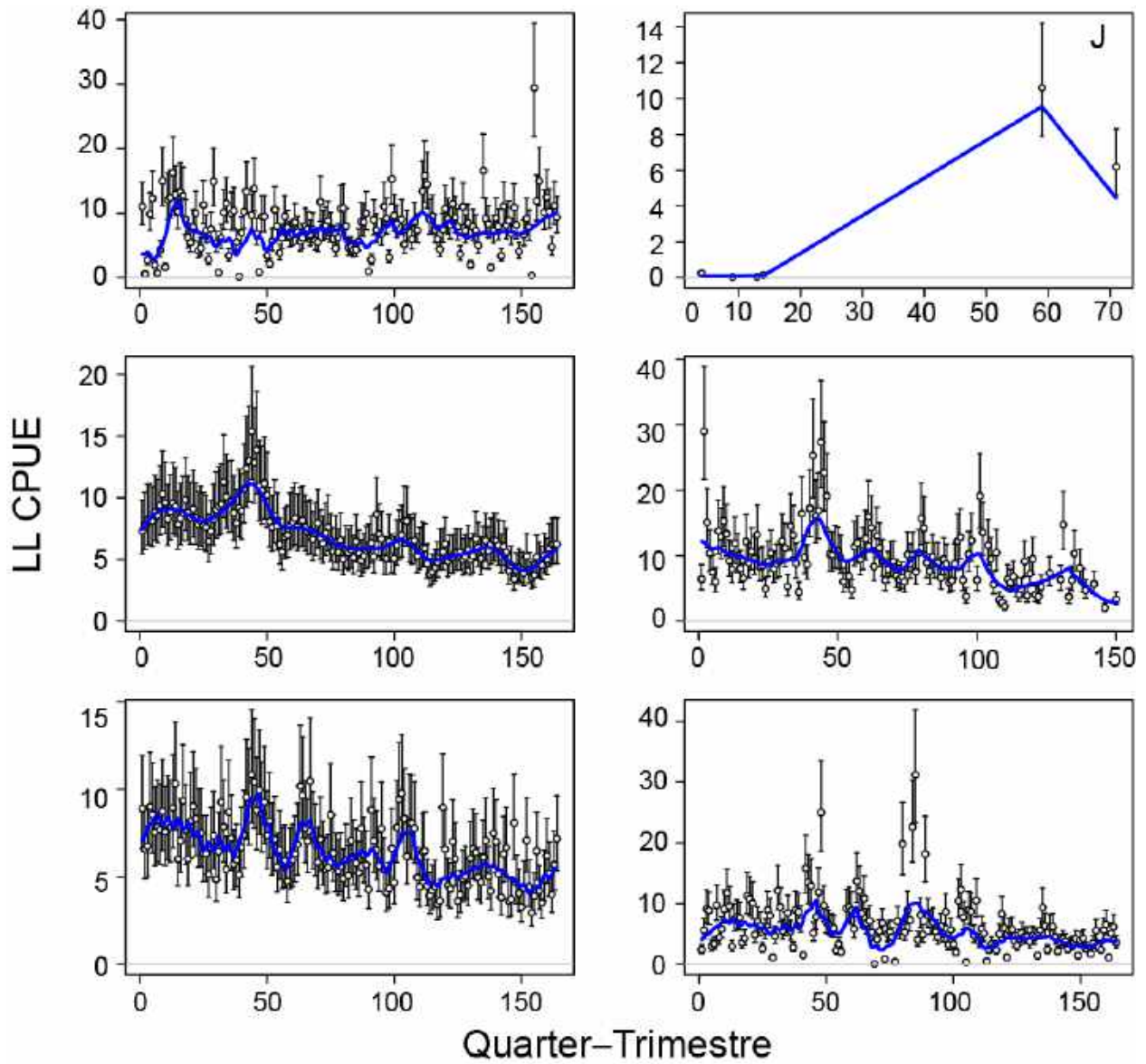


FIGURE A10. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid J (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A10. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula J (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

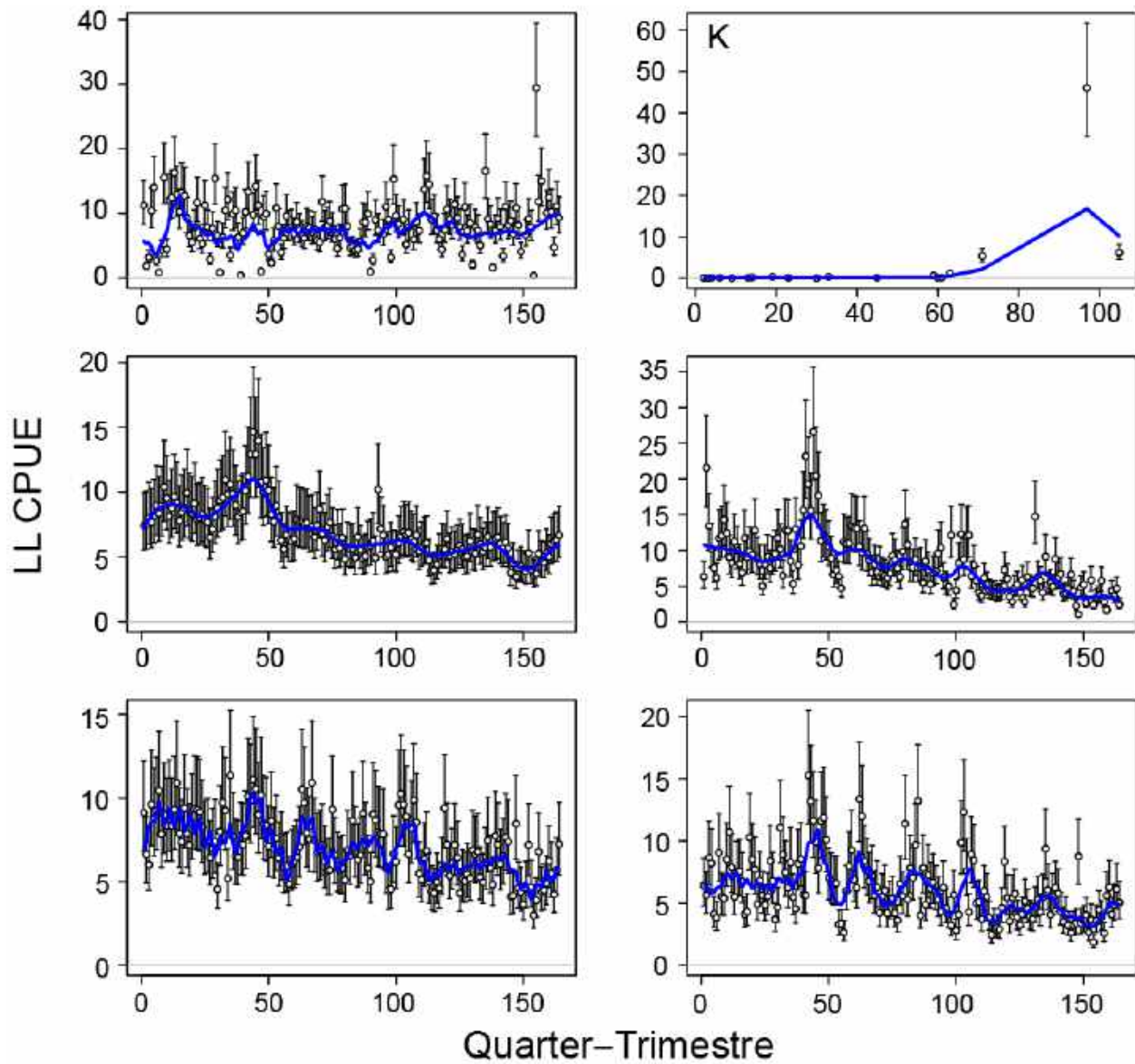


FIGURE A11. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid K (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A11. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula K (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

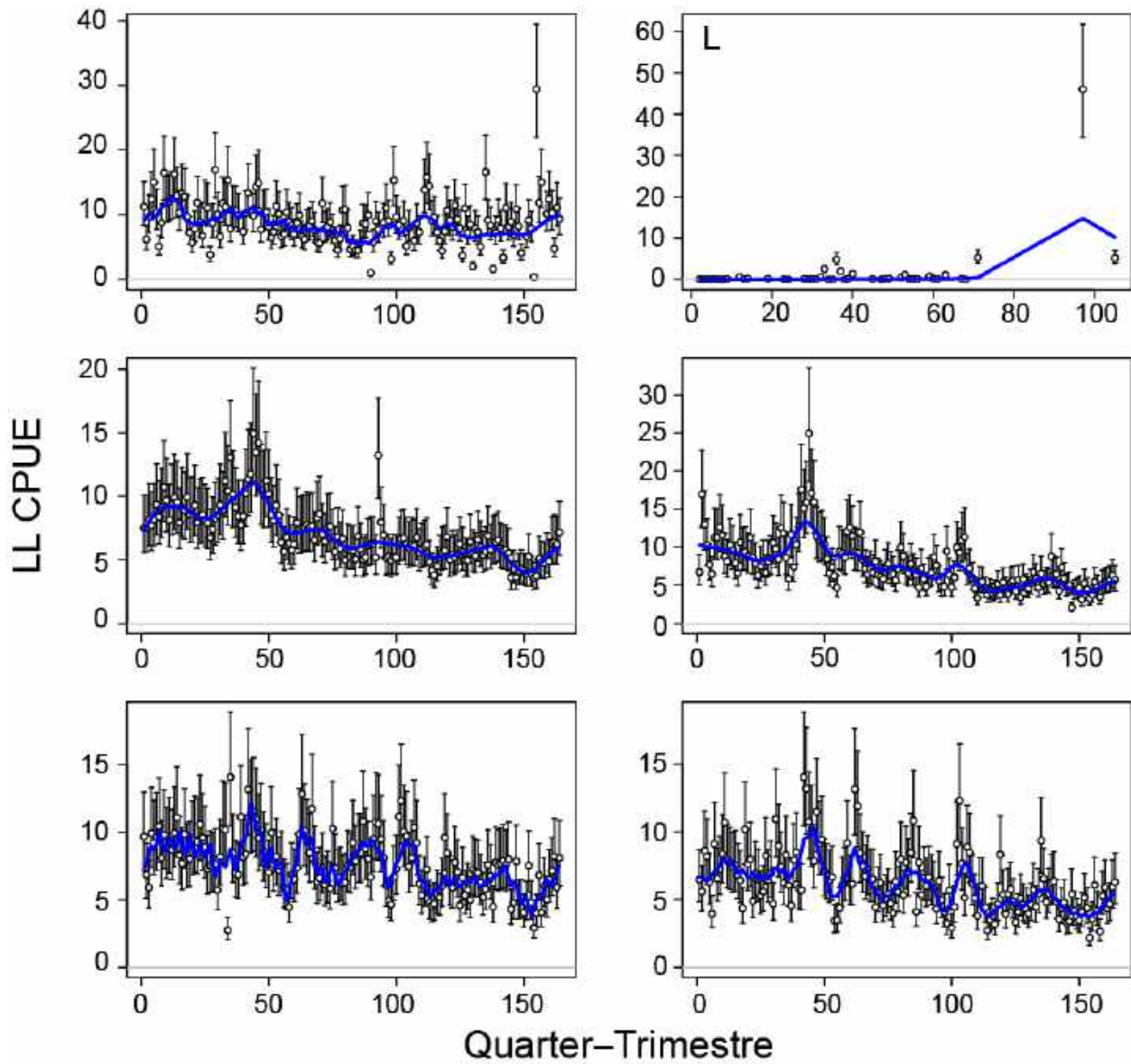


FIGURE A12. ASPM fits to longline CPUE for the six areas in grid L (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A12. Ajustes del ASPM a la CPUE palangrera correspondiente a las seis áreas en la cuadrícula L (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

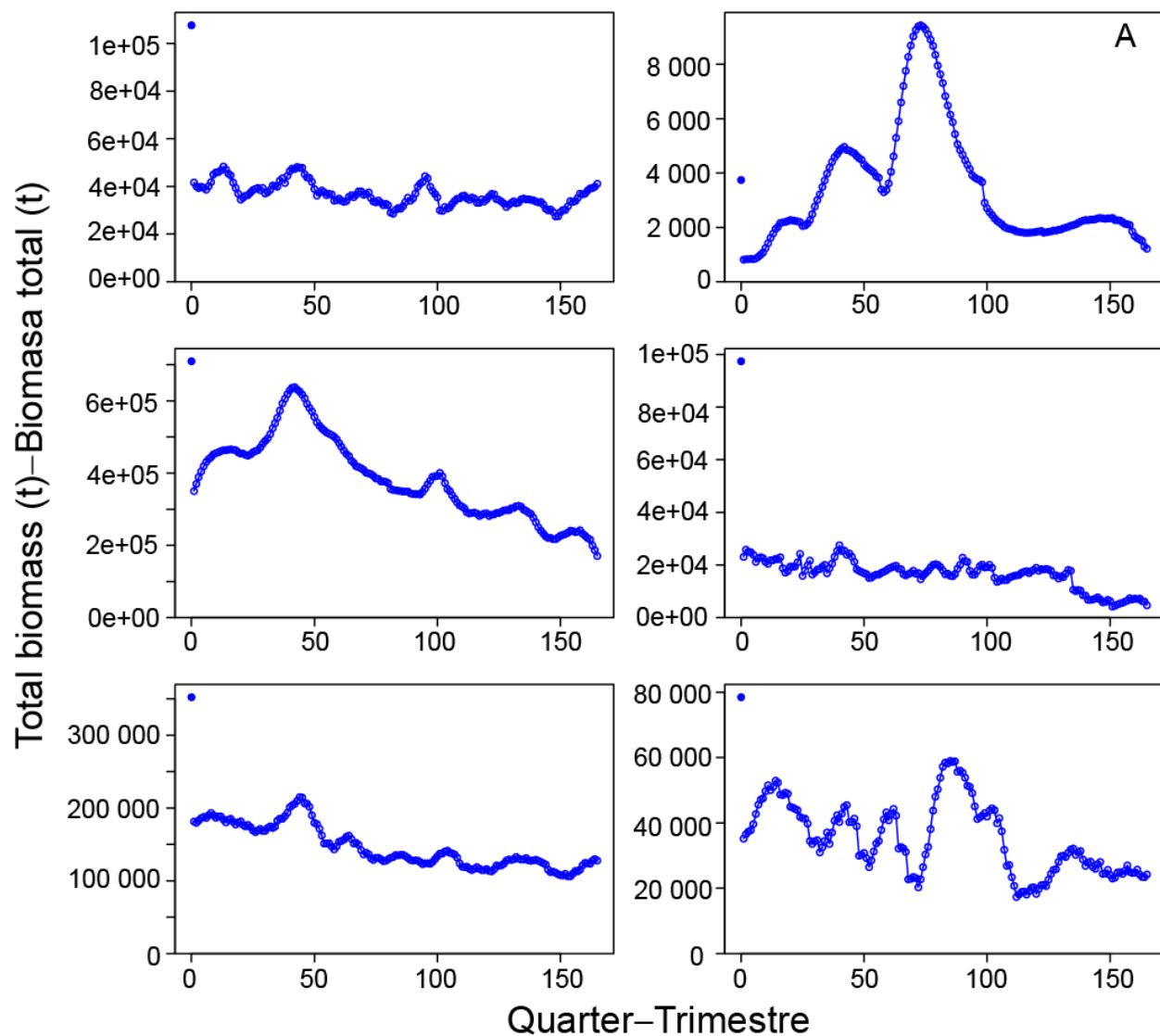


FIGURE A13. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid A (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A13. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula A (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

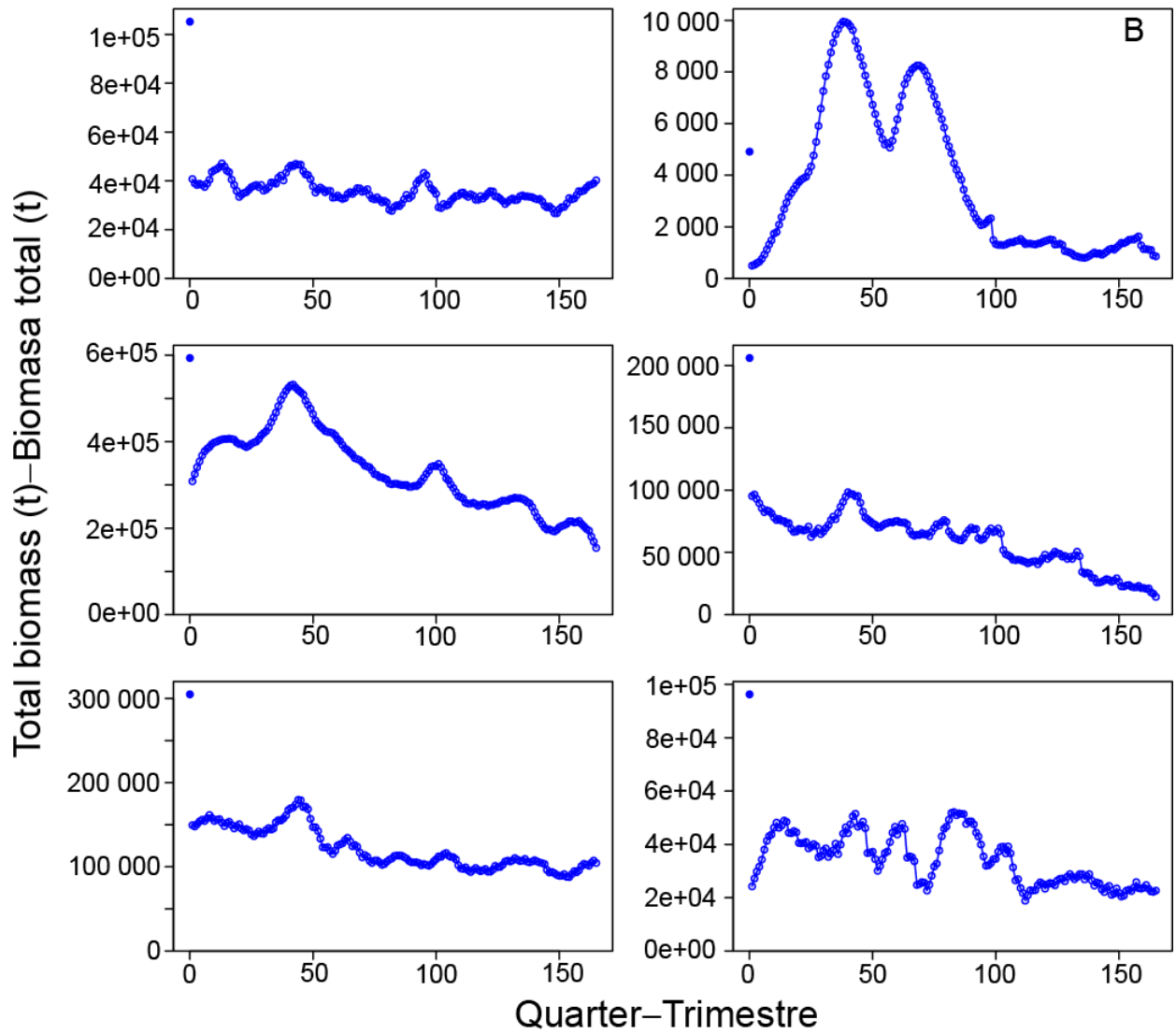


FIGURE A14. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid B (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A14. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula B (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

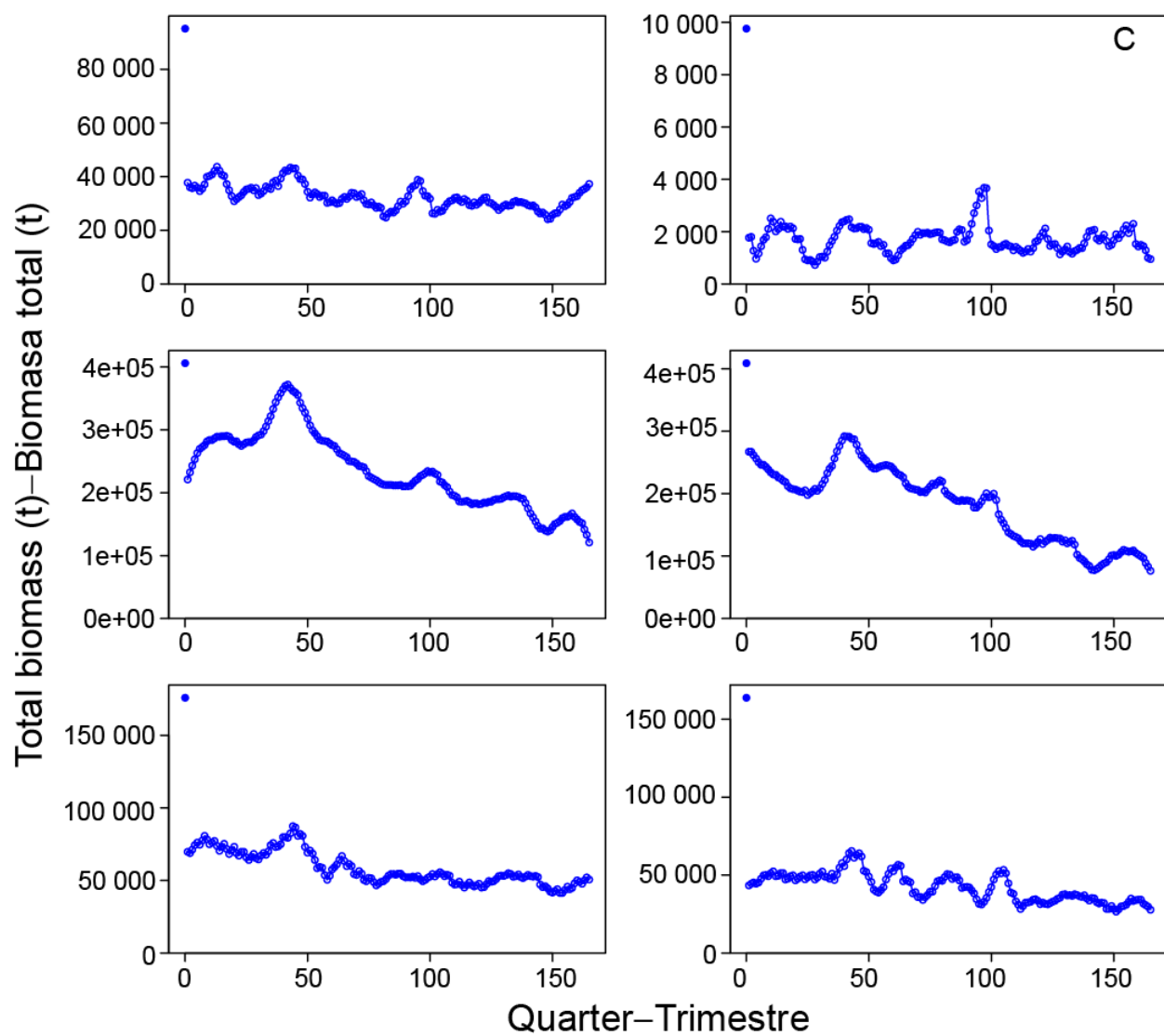


FIGURE A15. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid C (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A15. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula C (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

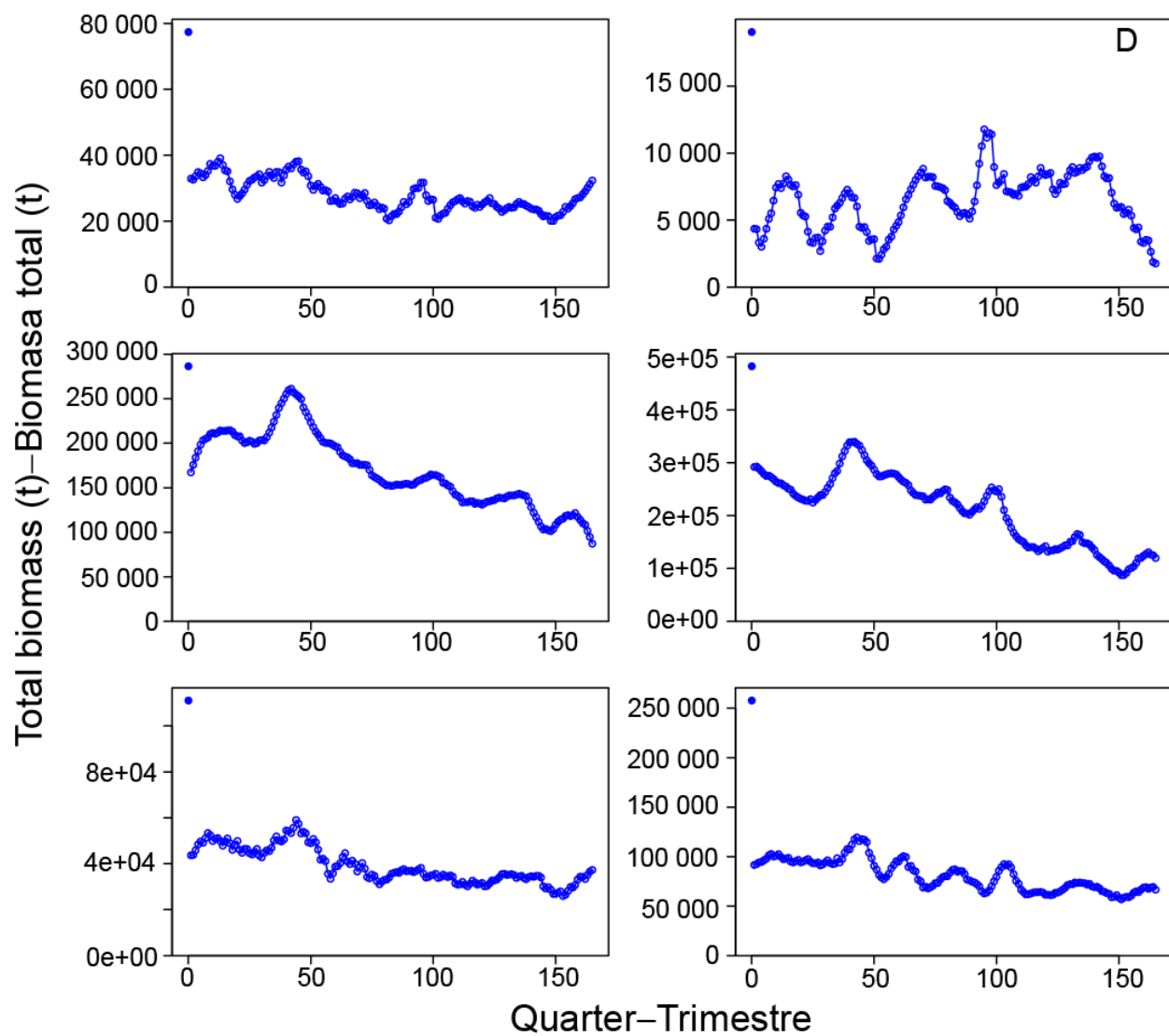


FIGURE A16. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid D (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A16. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula D (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

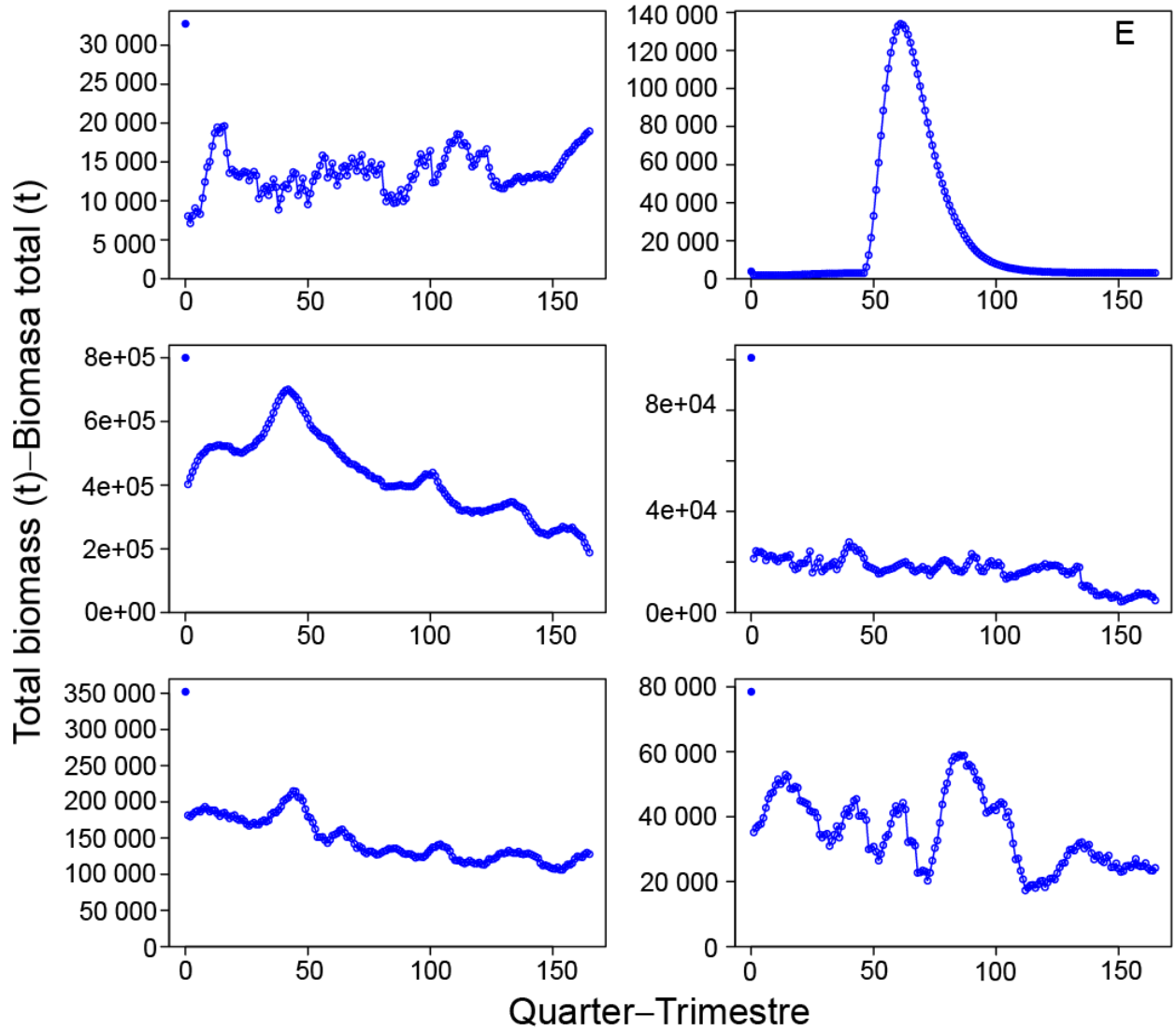


FIGURE A17. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid E (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A17. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula E (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

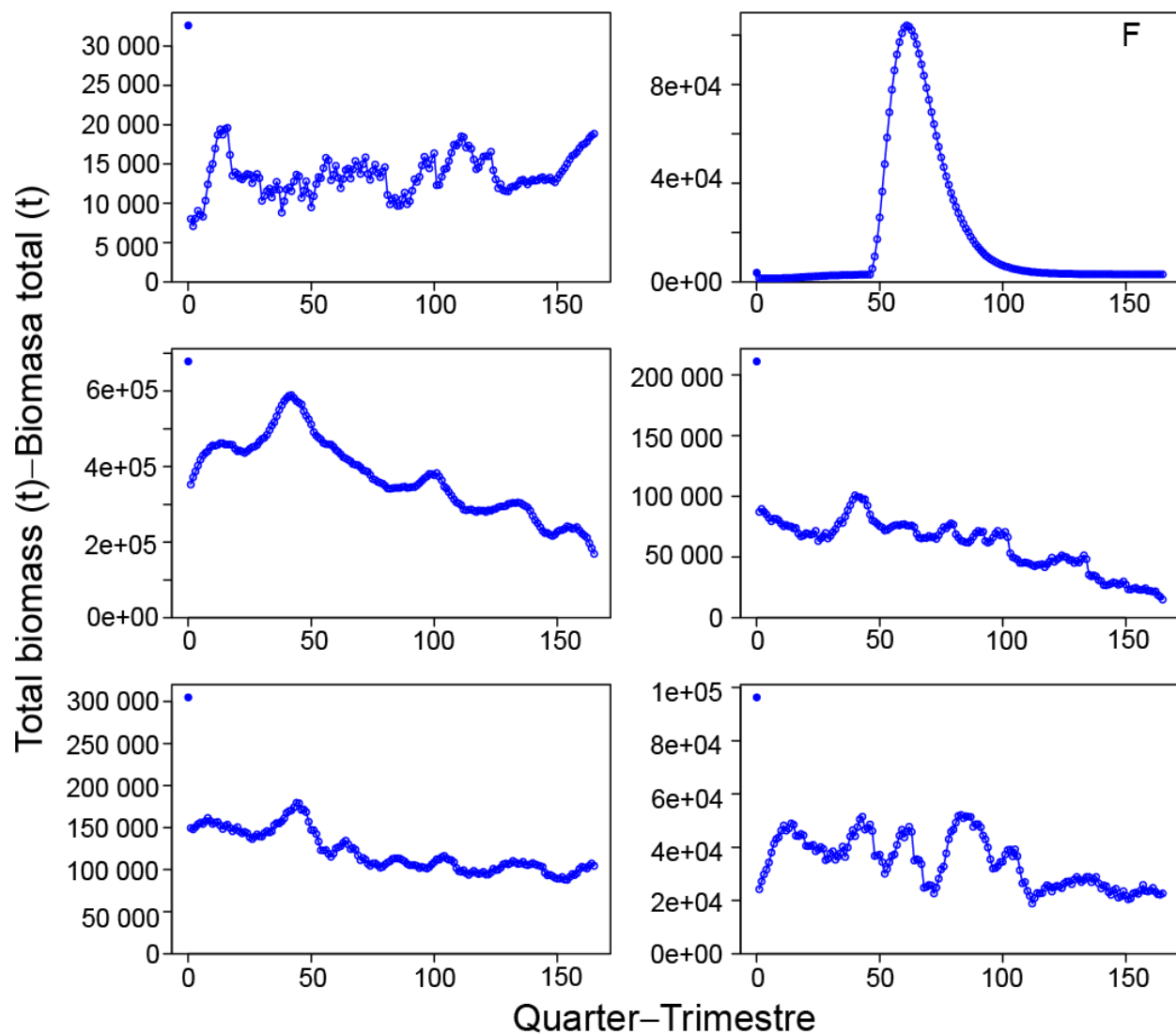


FIGURE A18. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid F (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A18. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula F (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

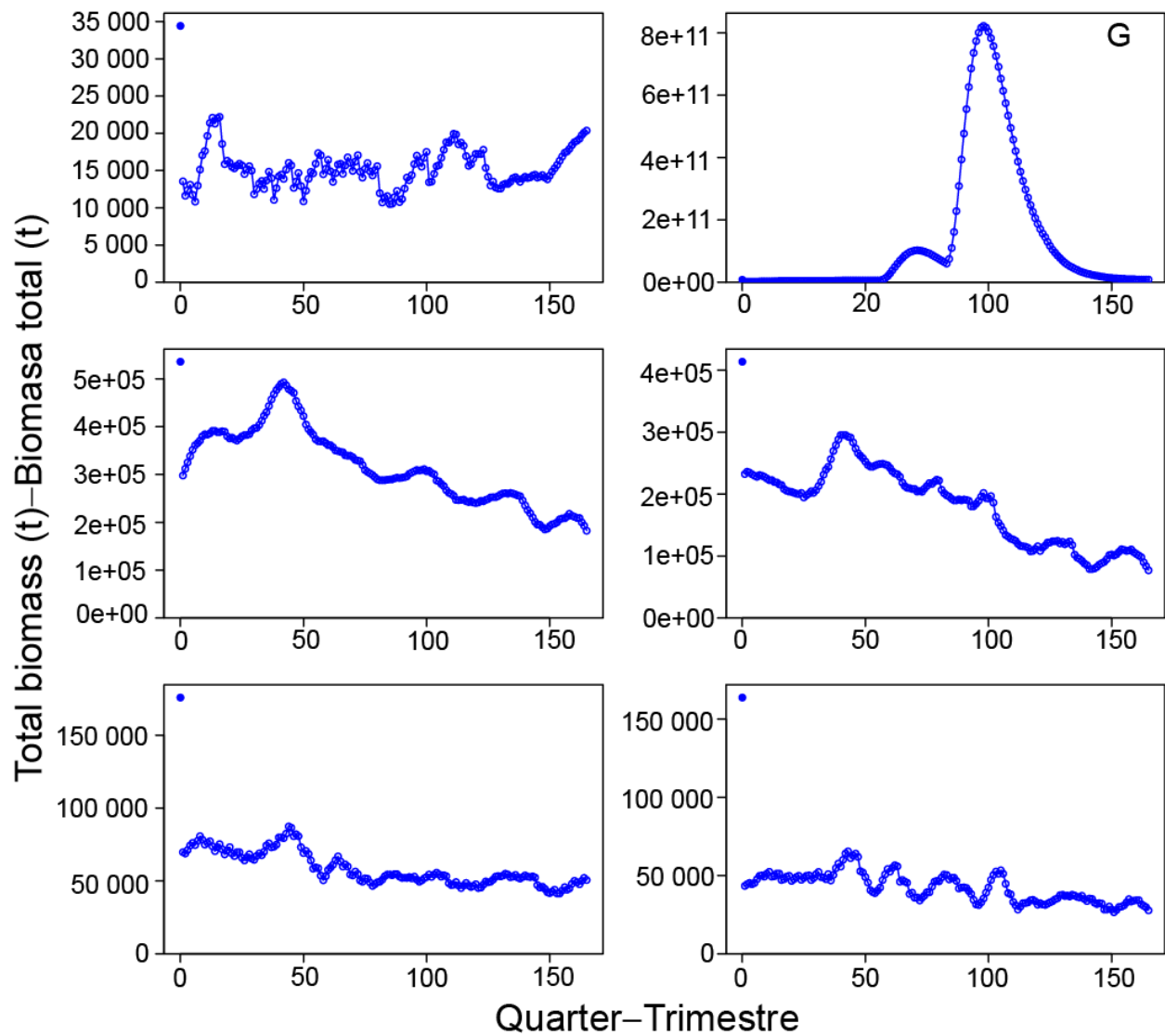


FIGURE A19. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid G (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A19. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula G (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

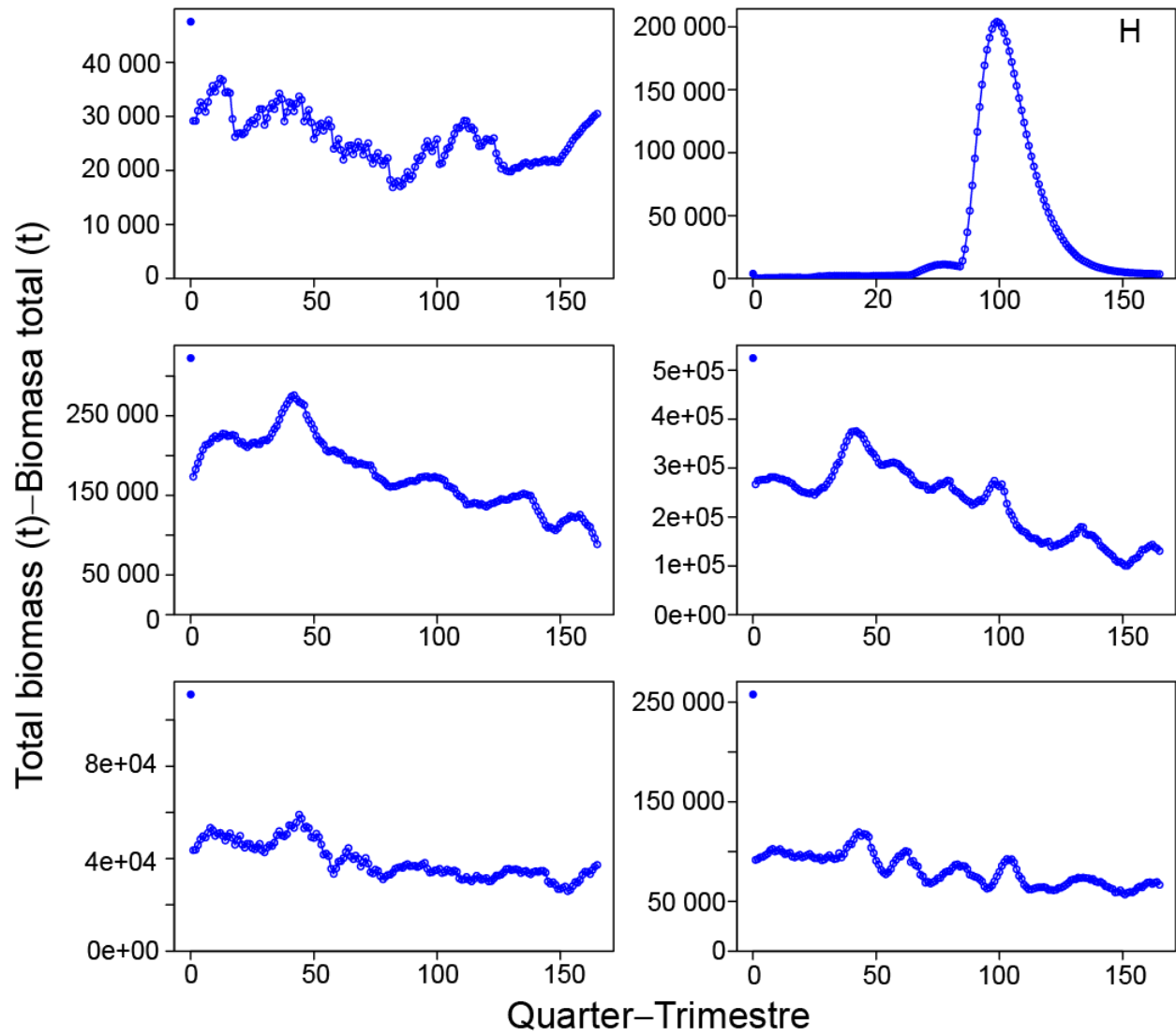


FIGURE A20. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid H (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A20. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula H (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

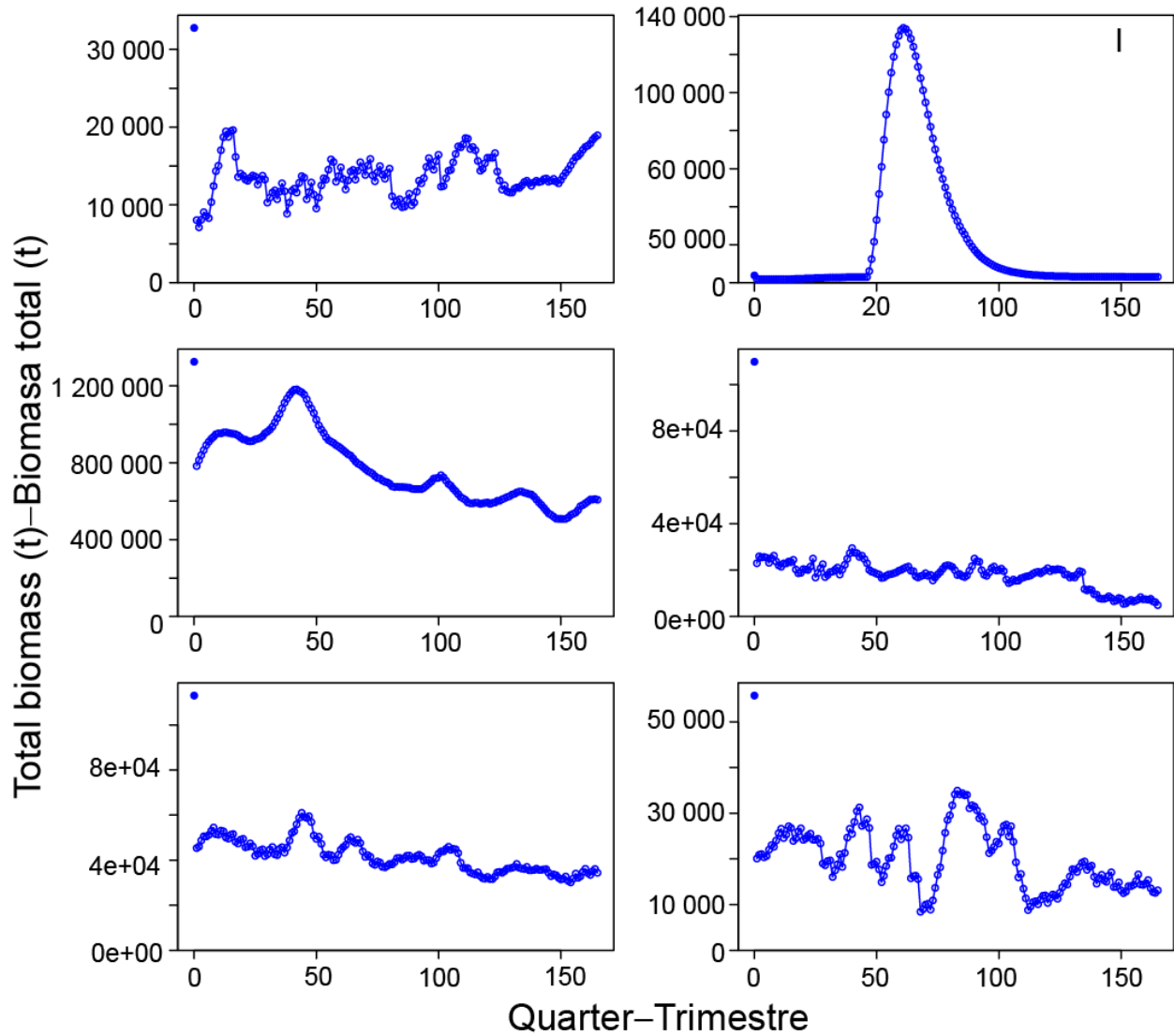


FIGURE A21. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid I (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A21. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula I (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

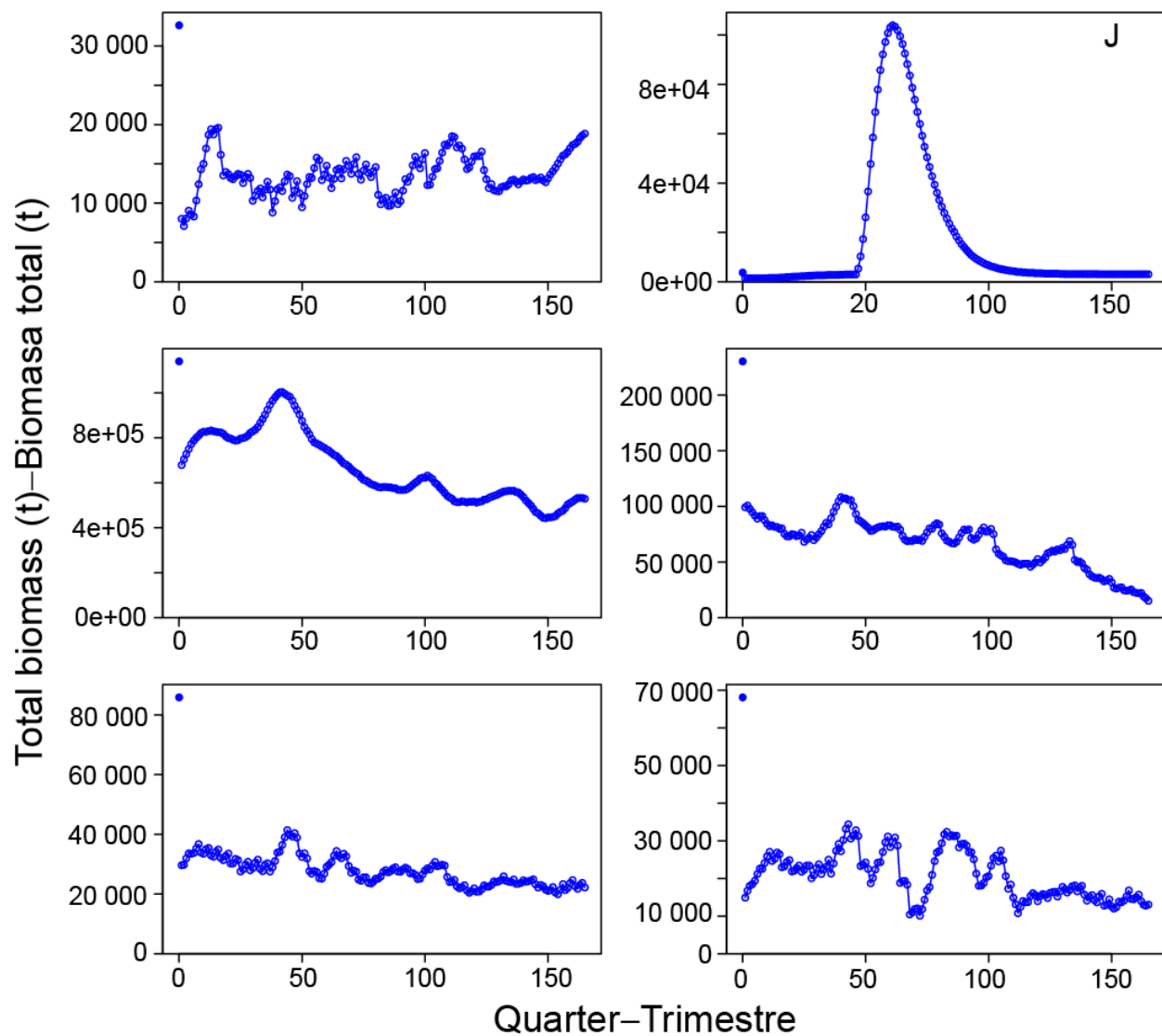


FIGURE A22. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid J (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A22. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula J (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

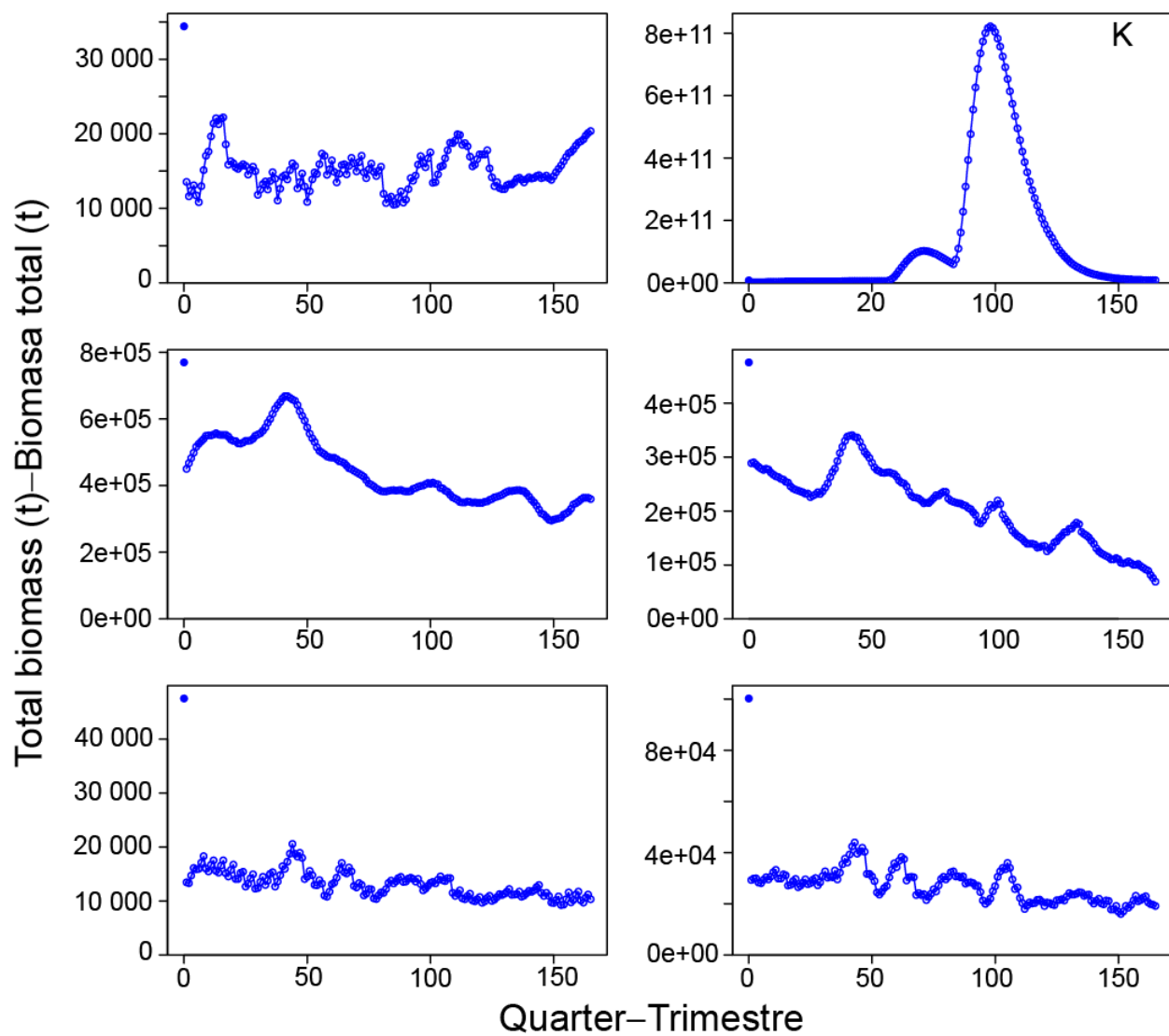


FIGURE A23. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid K (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A23. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula K (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

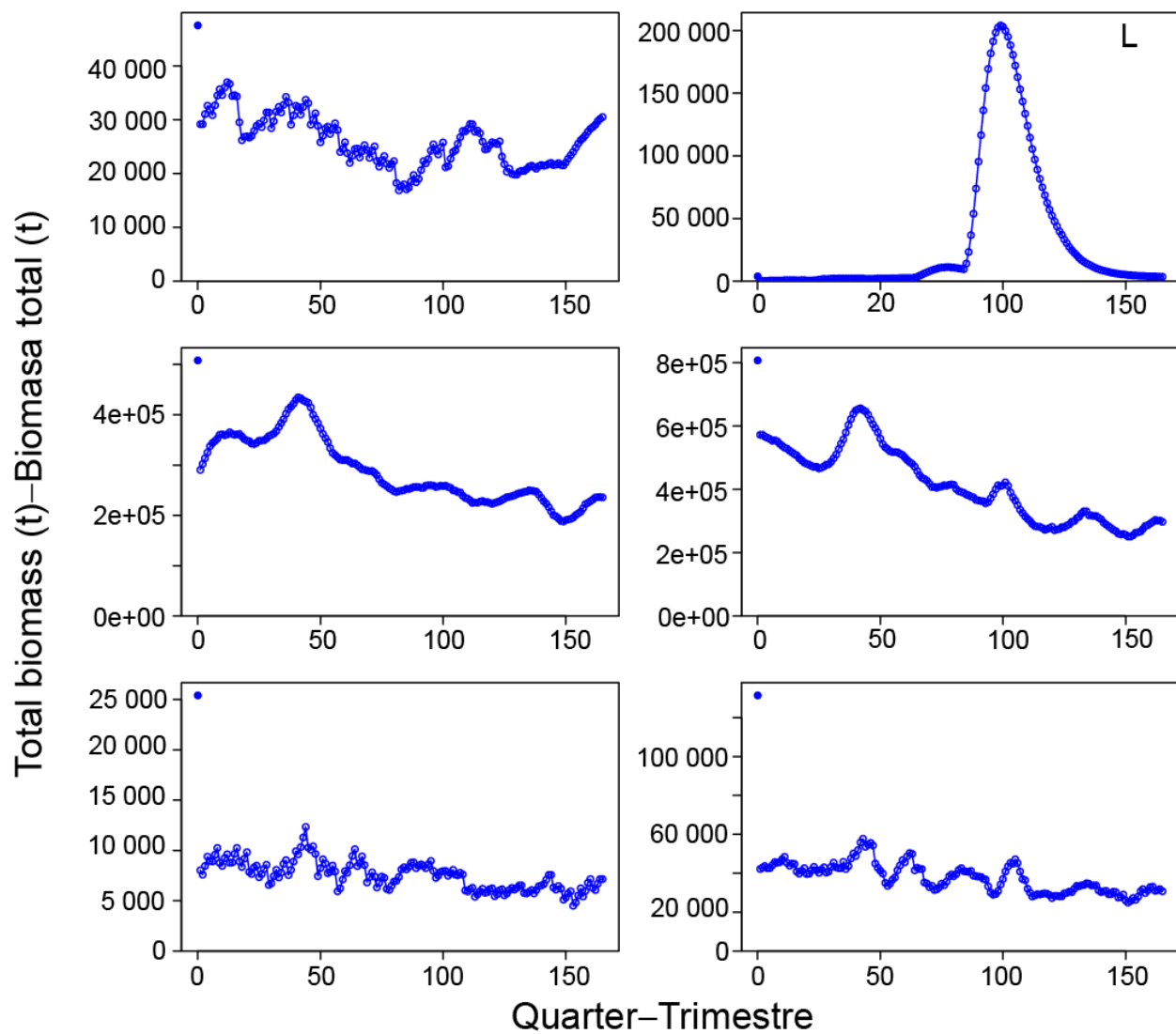


FIGURE A24. ASPM estimates of total biomass for the six areas in grid L (Figure 7), with estimates of recruitment deviates.

FIGURA A24. Estimaciones del ASPM de biomasa total correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula L (Figura 7), con estimaciones de las desviaciones del reclutamiento.

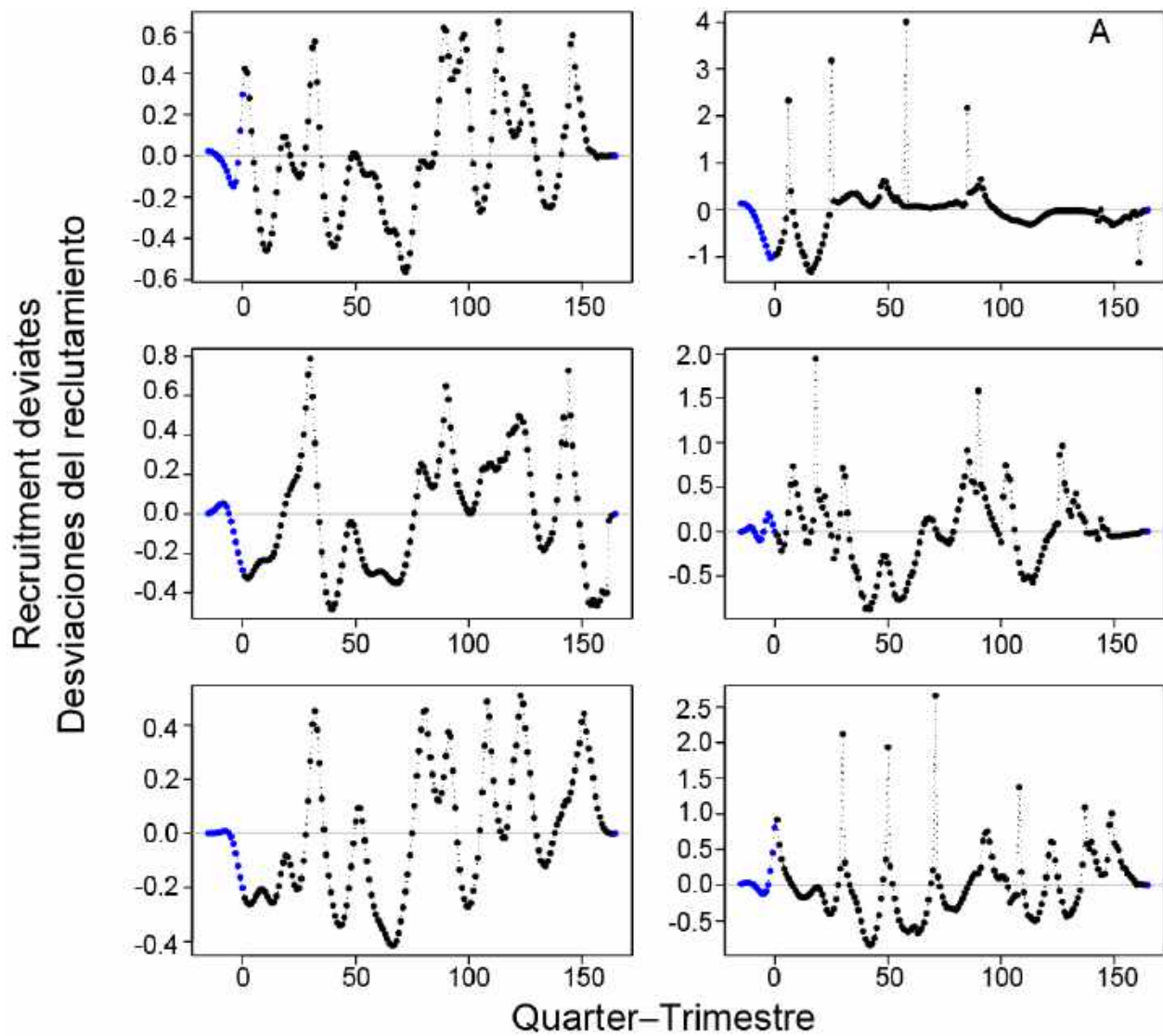


FIGURE A25. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid A (Figure 7).
FIGURA A25. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula A (Figura 7).

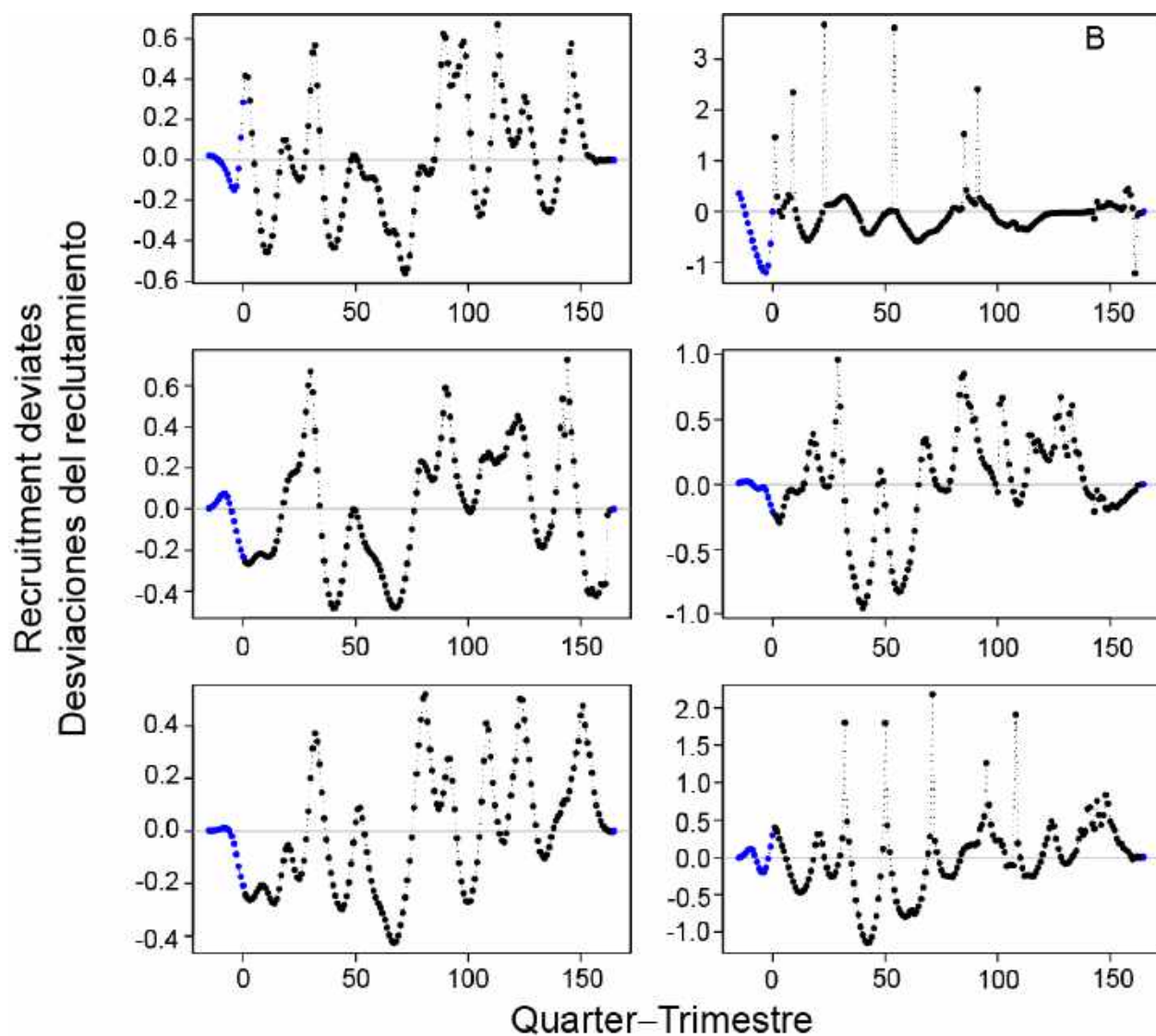


FIGURE A26. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid B (Figure 7).
FIGURA A26. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula B (Figura 7).

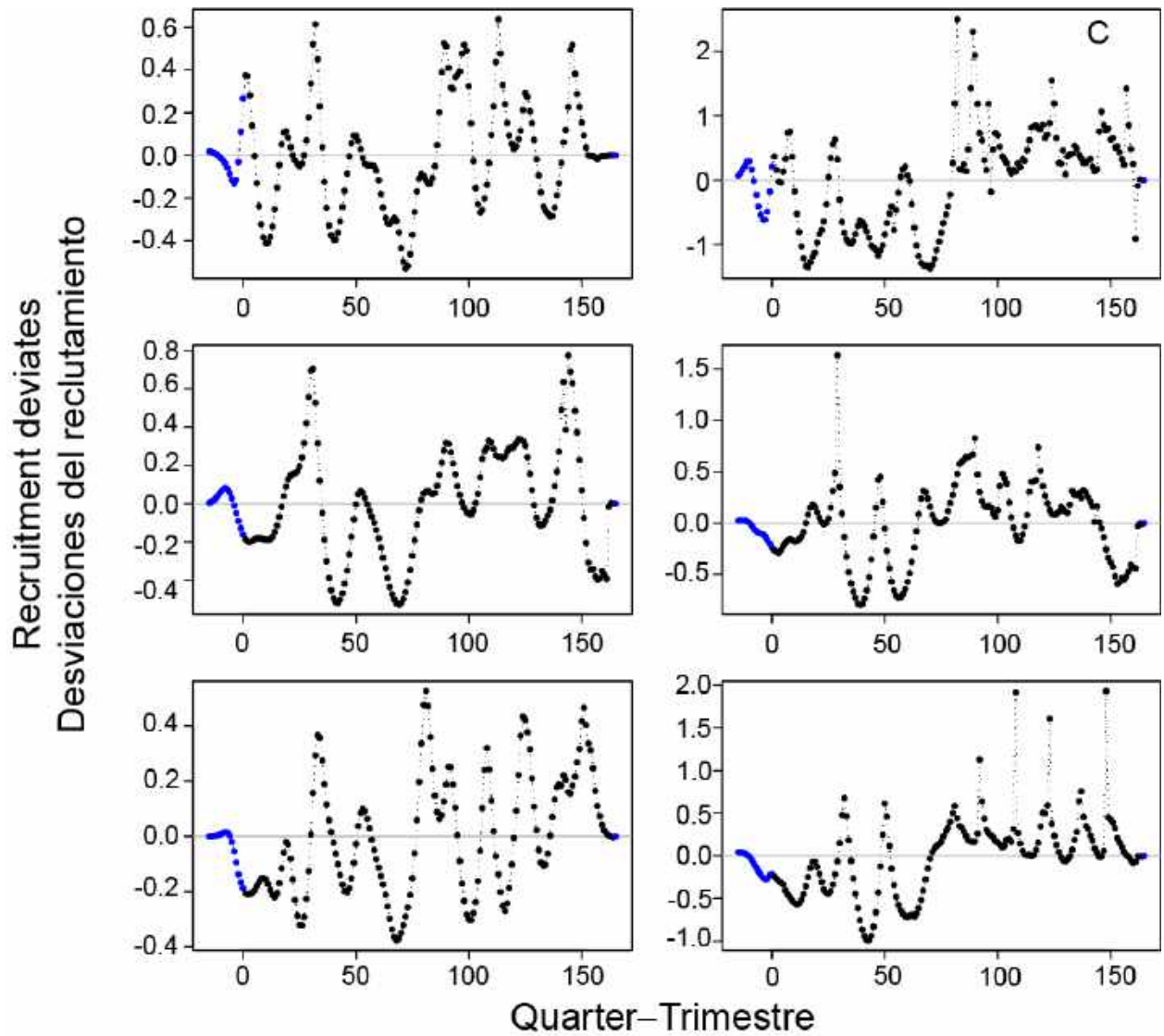


FIGURE A27. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid C (Figure 7).
FIGURA A27. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula C (Figura 7).

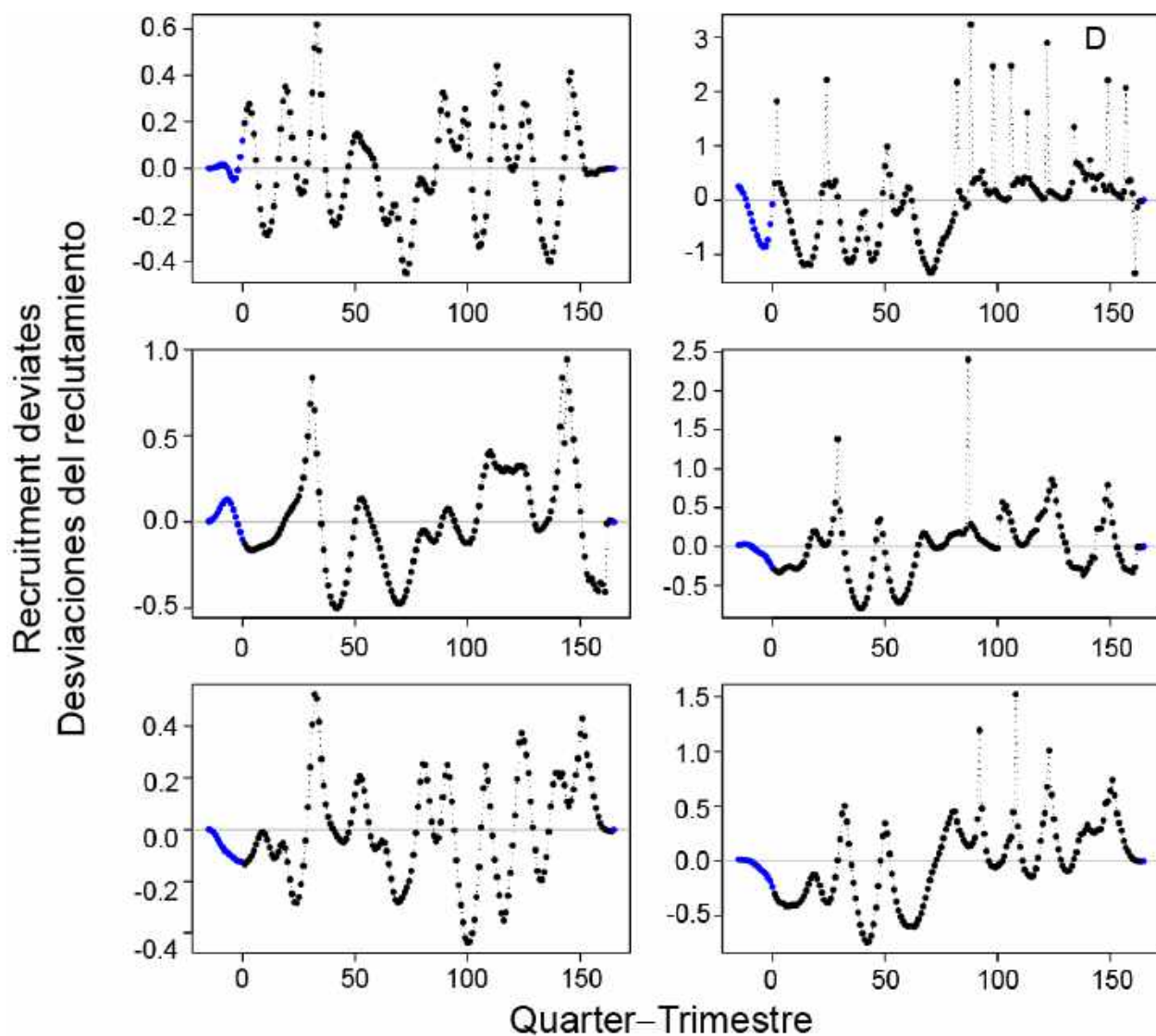


FIGURE A28. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid D (Figure 7).
FIGURA A28. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula D (Figura 7).

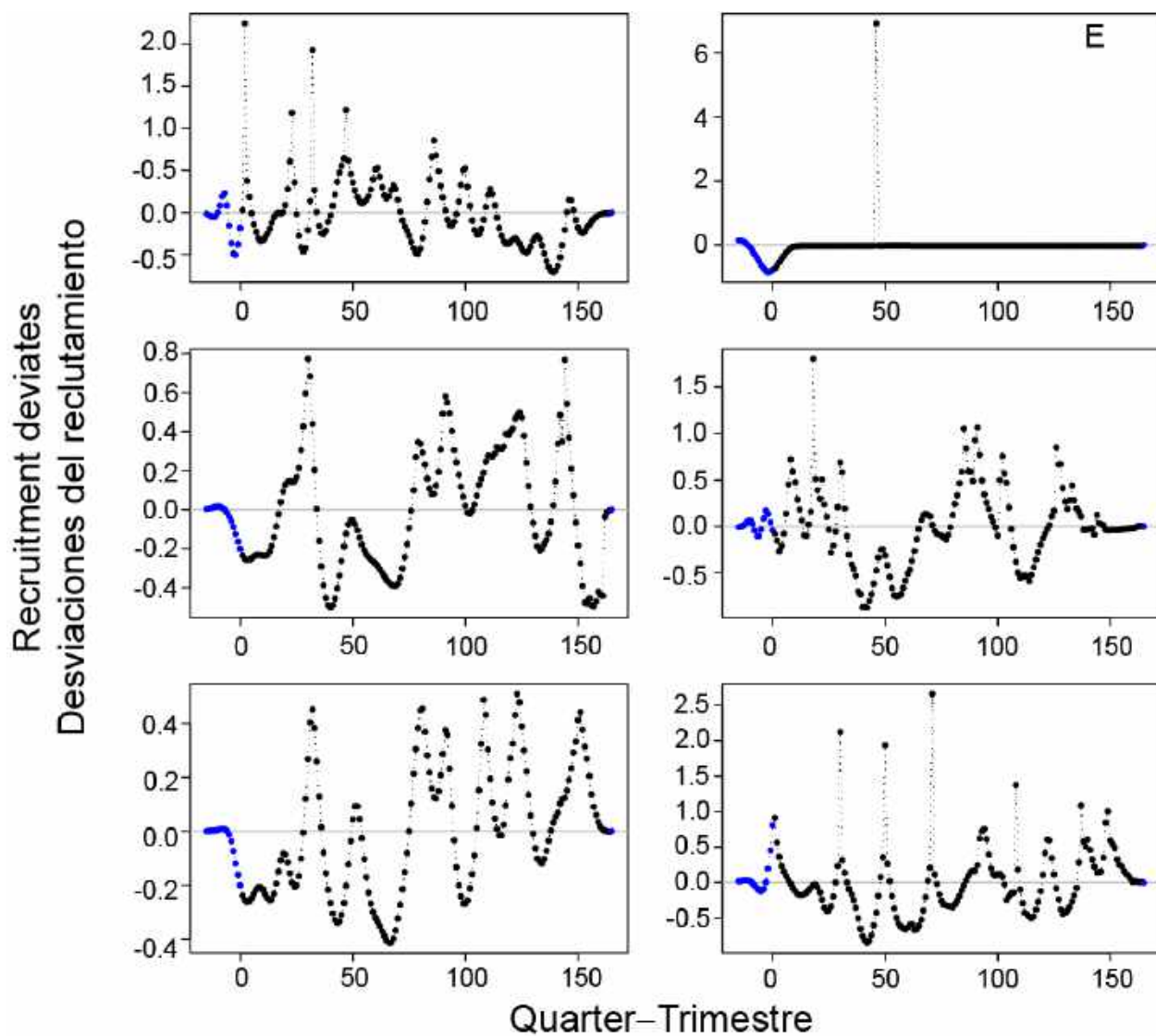


FIGURE A29. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid E (Figure 7).
FIGURA A29. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula E (Figura 7).

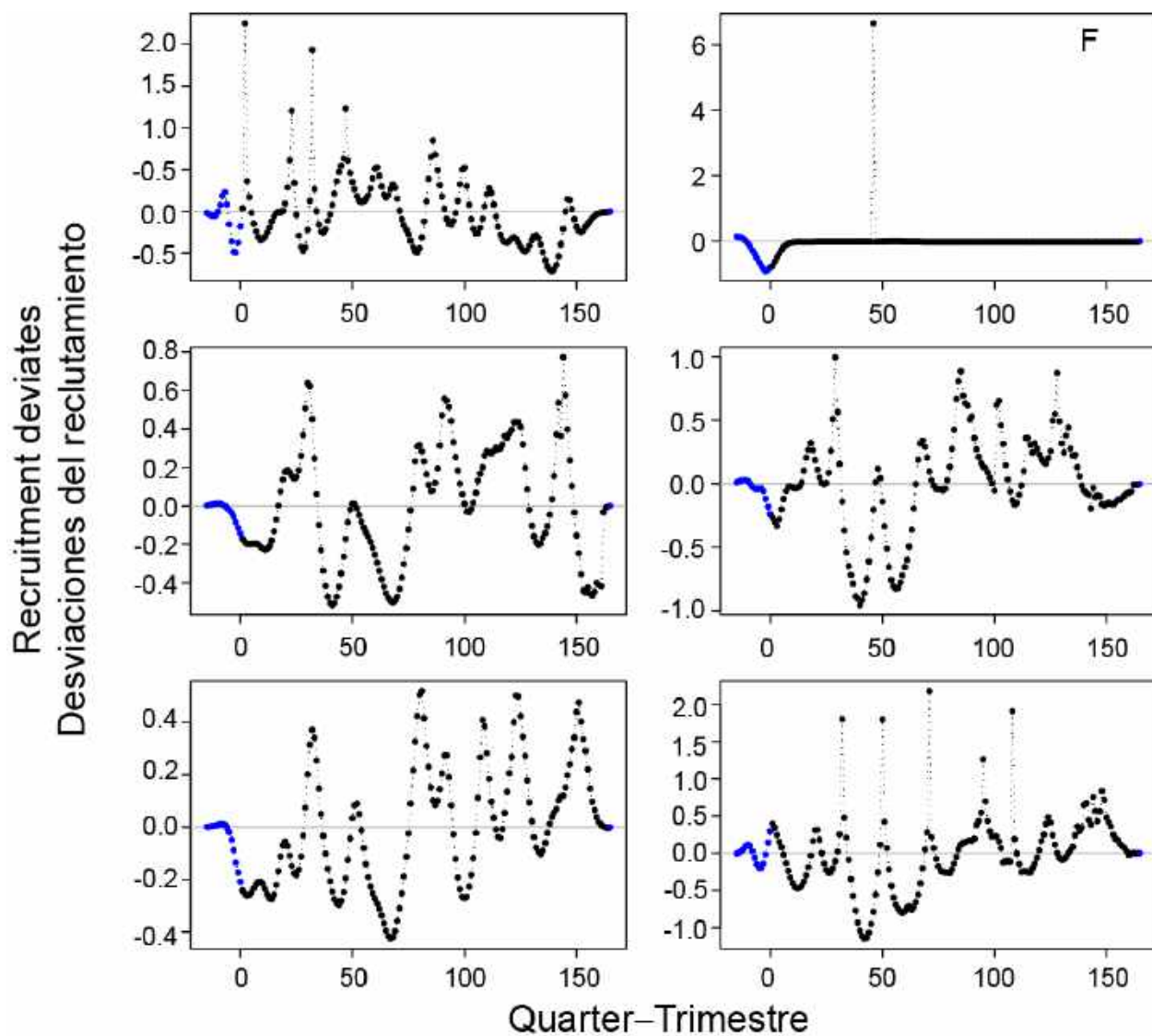


FIGURE A30. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid F (Figure 7).
FIGURA A30. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula F (Figura 7).

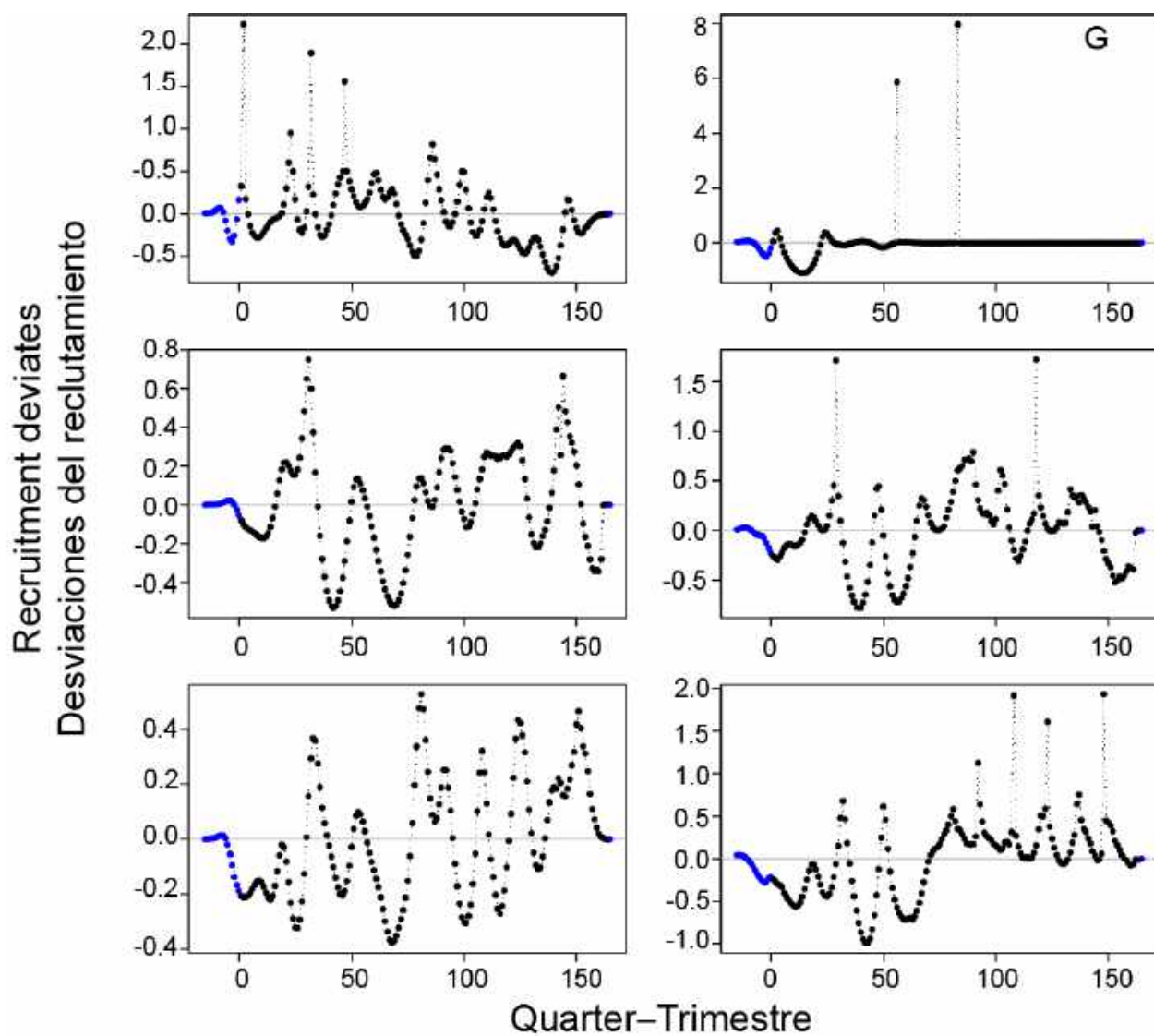


FIGURE A31. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid G (Figure 7).
FIGURA A31. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula G (Figura 7).

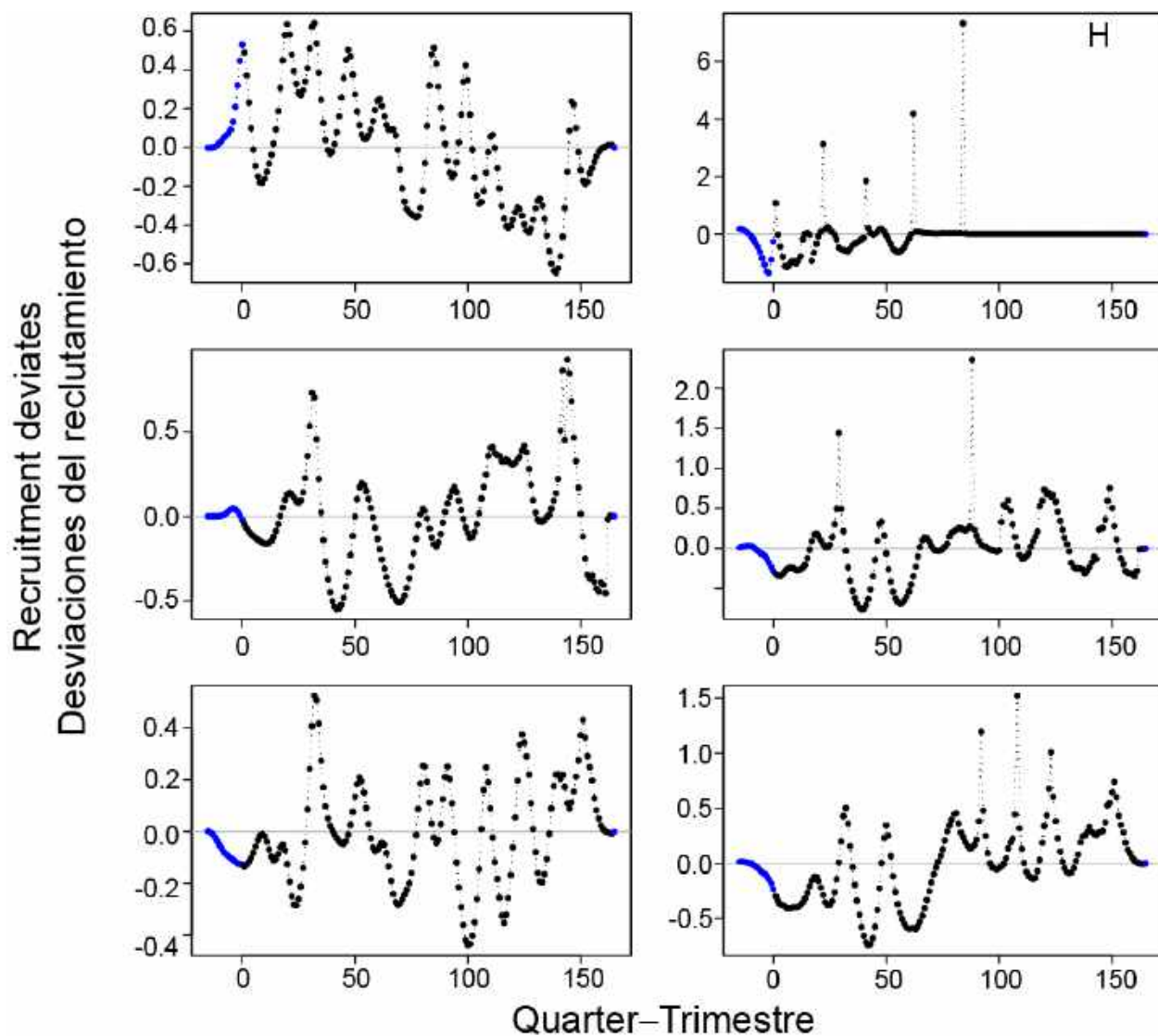


FIGURE A32. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid H (Figure 7).
FIGURA A32. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula H (Figura 7).

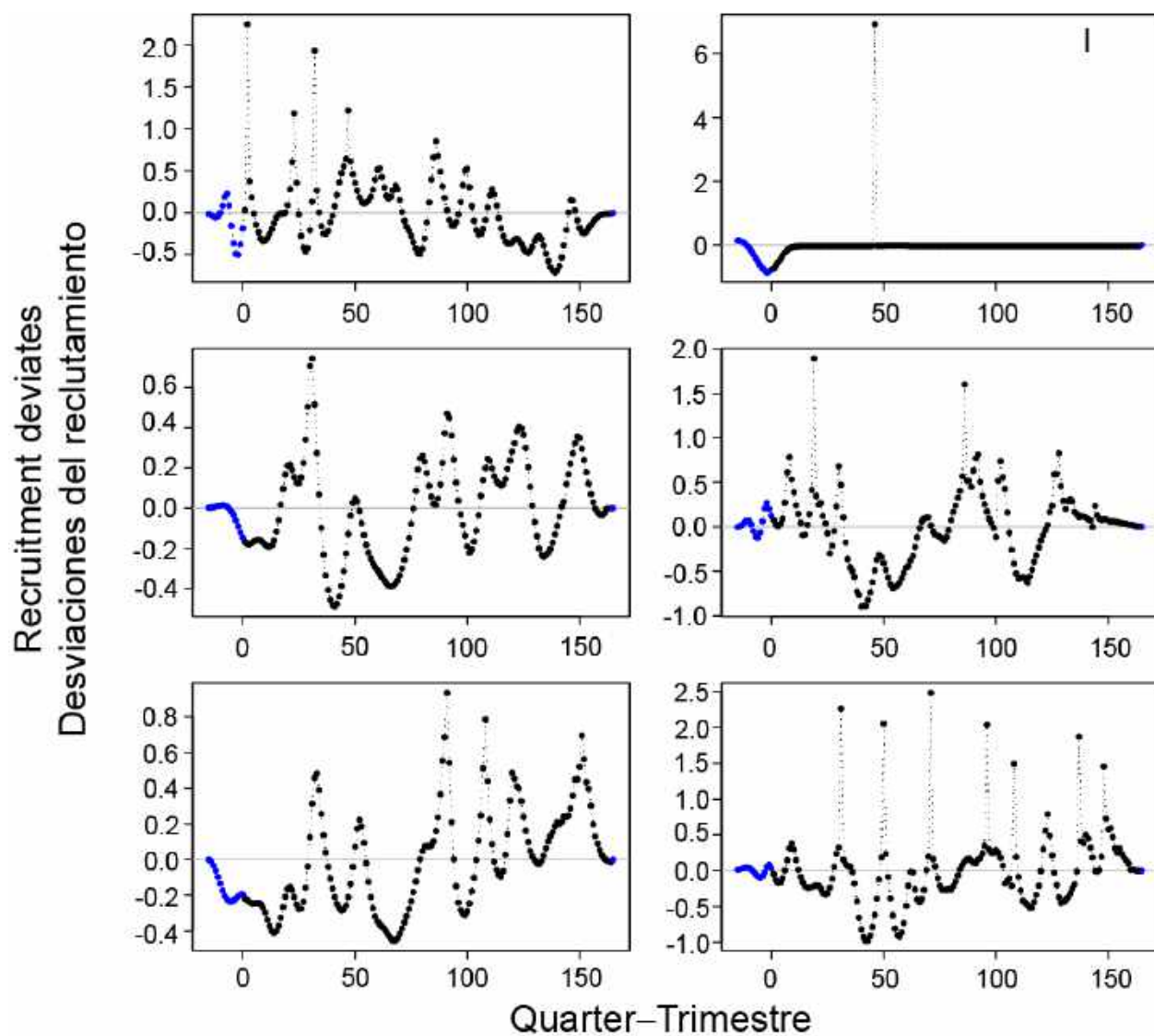


FIGURE A33. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid I (Figure 7).
FIGURA A33. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula I (Figura 7).

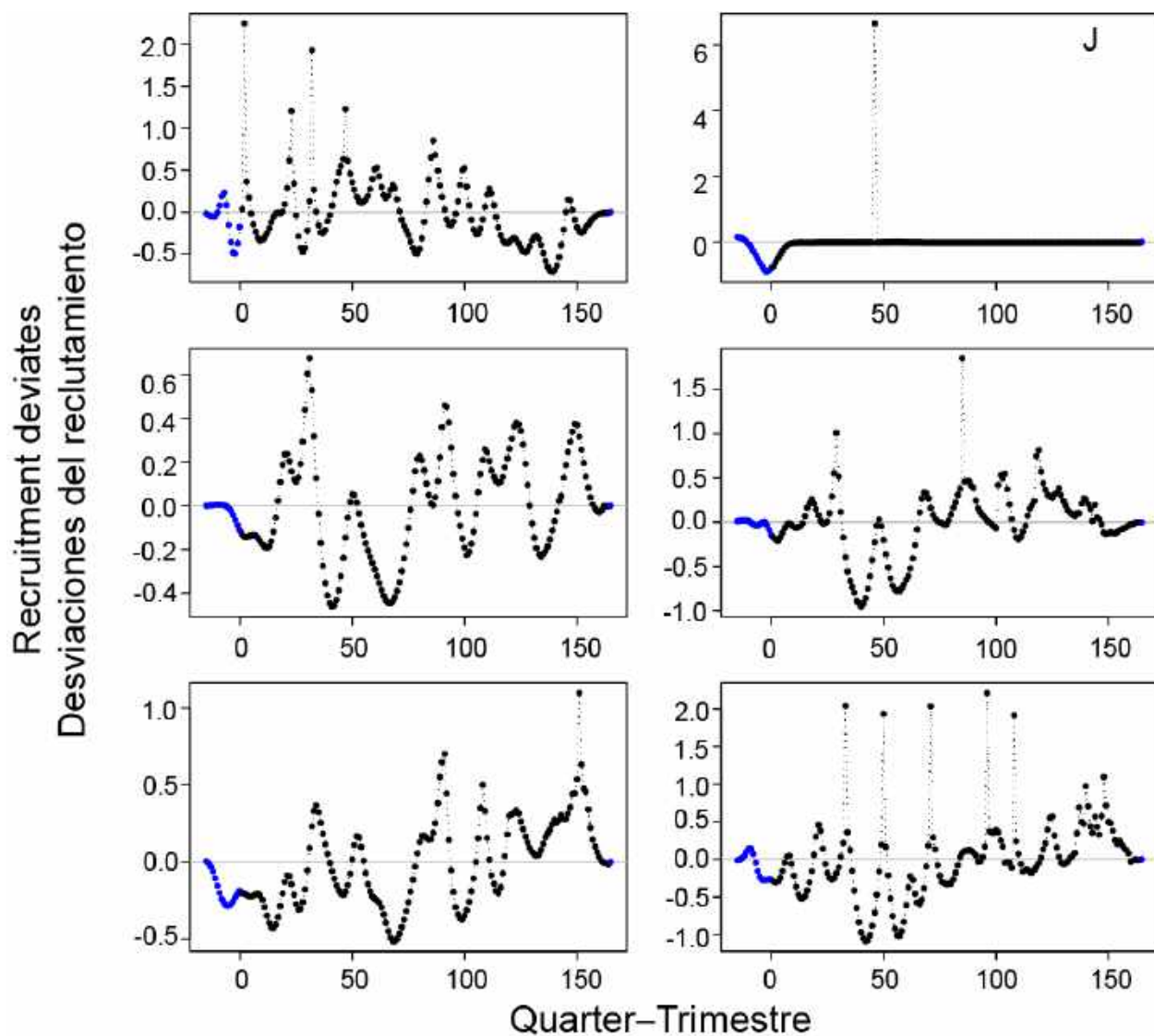


FIGURE A34. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid J (Figure 7).
FIGURA A34. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula J (Figura 7).

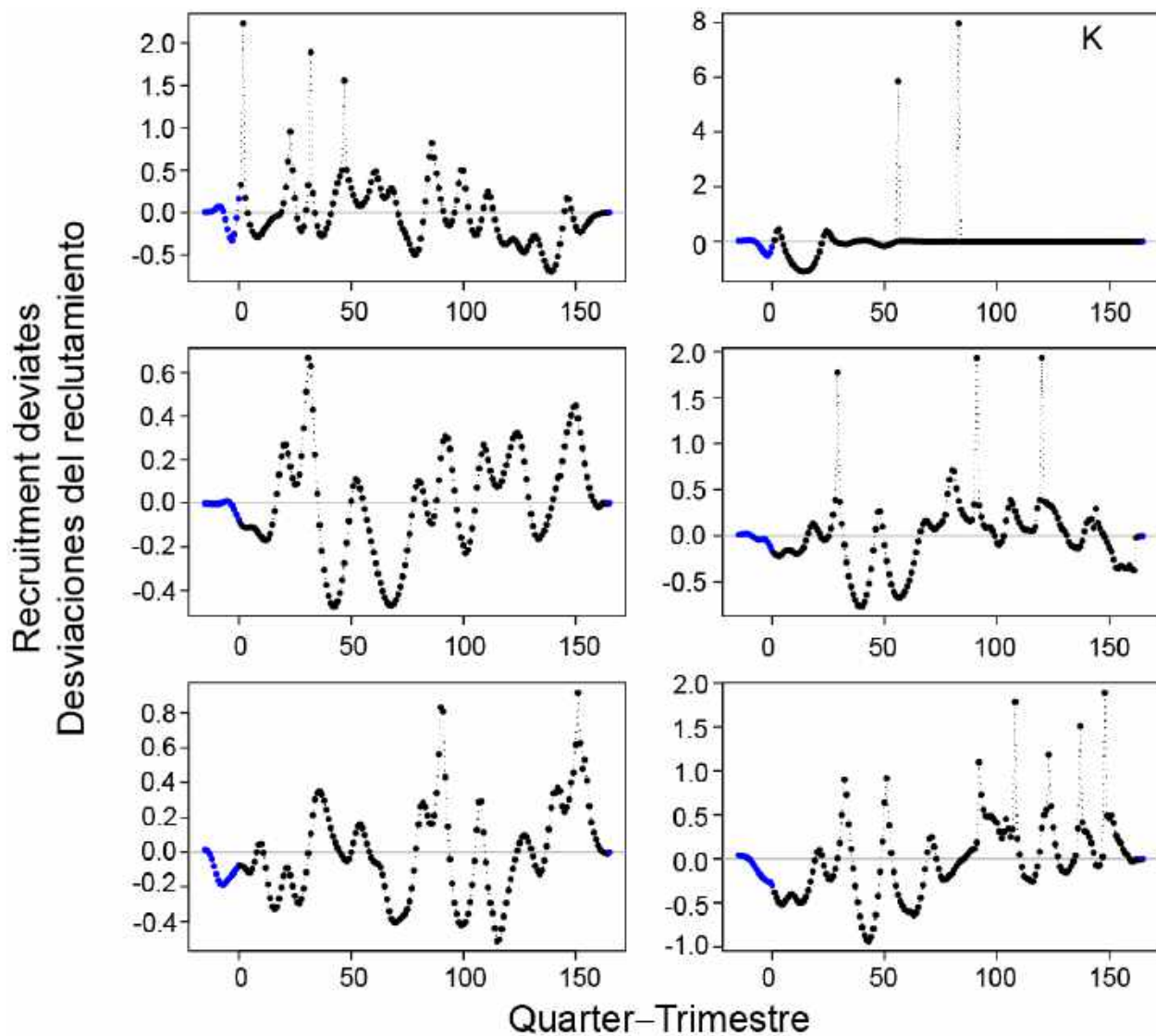


FIGURE A35. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid K (Figure 7).
FIGURA A35. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula K (Figura 7).

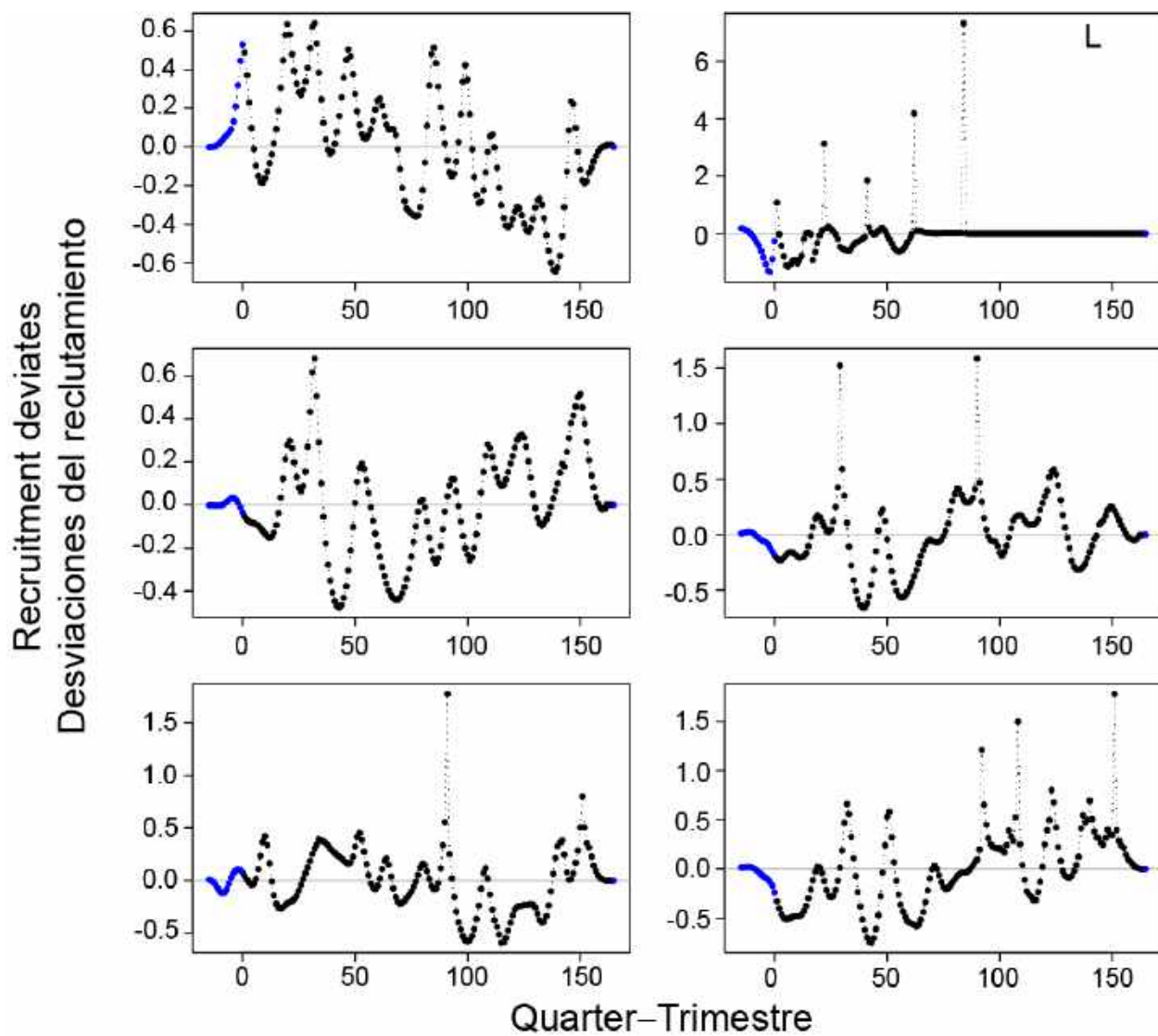


FIGURE A36. Quarterly recruitment deviates estimated by ASPM for the six areas in grid L (Figure 7).
FIGURA A36. Desviaciones trimestrales del reclutamiento estimadas por el ASPM correspondientes a las seis áreas en la cuadrícula L (Figura 7).

MODELO DE EVALUACIÓN EXPLORATORIO CON ESTRUCTURA ESPACIAL PARA EL ATÚN PATUDO

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, y Cleridy Lennert-Cody

ÍNDICE

RESUMEN	91
1. Introducción.....	92
2. Métodos	94
3. Resultados y discusión.....	95
4. Conclusiones.....	96
5. Direcciones futuras	96
Referencias.....	37
Anexo.....	55

RESUMEN

La evaluación actual de la población del atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) supone una sola población, y está estructurada como una sola área, pero toma en cuenta la estructura espacial en cierto grado mediante el uso del método de flotas-como-áreas. El supuesto subyacente de este método es que la población de patudo está mezclada aleatoriamente en el OPO, sin dinámica espacial local. Sin embargo, los estudios de marcado indican desplazamientos limitados y fidelidad regional del patudo en ciertas zonas del OPO, en particular en la zona ecuatorial desde alrededor de las islas Galápagos hasta 120°O. Estos desplazamientos limitados, combinados con la heterogeneidad espacial del esfuerzo de pesca y de la captura, sugieren que podrían existir patrones locales de reducción de subpoblaciones de patudo en el OPO. Una característica recurrente en las evaluaciones del patudo en el OPO desde 2003 es un aumento del reclutamiento estimado, a partir de mediados de los años 1990, que resulta en un patrón aparente de dos regímenes de reclutamiento, con las estimaciones a partir de mediados de los años 1990 aproximadamente el doble de aquellos del periodo anterior. Se han propuesto varias hipótesis acerca de la causa de este patrón, incluyendo procesos ecológicos, biológicos, y pesqueros, y artificios del modelado. En el presente estudio evaluamos una hipótesis de “discrepancia espacial”, que postula que el patrón resulta de una especificación errónea espacial en el modelo de evaluación de la población. La característica más notable del patrón es que el aumento de la captura cerquera en una amplia zona ecuatorial no se ve reflejada subsecuentemente en una reducción de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera, usada como índice principal de abundancia relativa en la evaluación de la población de patudo. Esto podría deberse a los desplazamientos relativamente limitados del patudo, que conducen a reducciones locales, y a que el índice de CPUE palangrera mide la abundancia en una zona más amplia, o diferente, que aquella donde ocurrió el aumento de la captura cerquera.

Se usaron dos enfoques para investigar el impacto de configuraciones espaciales alternativas sobre la evaluación del patudo y para determinar cuáles configuraciones podrían eliminar el patrón de dos regímenes de reclutamiento. El primero evalúa la consistencia entre la captura y el índice de abundancia para distintas áreas espaciales, usando un modelo de producción con estructura por edad (*age-structured production model*, ASPM). El segundo evalúa el desempeño de un modelo de evaluación estadístico integrado más completo, aplicado solamente al área donde ocurrió la mayor parte del aumento de la captura cerquera. Los resultados preliminares señalan que el cambio aparente de régimen de reclutamiento ocurre en varias áreas, aun cuando se usa el ASPM, lo cual indica que el patrón es independiente de la composición por talla de las capturas. Los modelos que incluyen dinámica local de captura y los índices de CPUE palangrera locales asociados eliminan el patrón de dos regímenes y estiman poblaciones más reducidas en esas áreas. Estos resultados sugieren que deberían ser consideradas escalas espaciales más finas que aquellas usadas actualmente en el caso base de la evaluación del patudo. Los impactos del uso de esta estructura espacial alternativa en la evaluación sobre las tendencias y la condición de la población estimadas sugieren que se deberían

considerar medidas espaciales en la ordenación del patudo en el OPO. Una evaluación con estructura espacial debería ser desarrollada para mitigar los problemas existentes en el modelo, tales como el patrón de dos regímenes de reclutamiento, y para permitir la evaluación de medidas de ordenación alternativas.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El atún patudo (*Thunnus obesus*) se encuentra distribuido por todas las aguas oceánicas tropicales y templadas del Océano Pacífico, aunque se logran las capturas más grandes hacia los extremos oriental y occidental de la cuenca oceánica (Figura 1). El patudo ha sido objetivo principal de las pesquerías palangreras japonesas desde los años 1950 (Miyabe y Bayliff 1998; Miyake *et al.* 2004), y antes de 1994 la pesquería palangrera capturaba aproximadamente el 90% de la captura total. Sin embargo, con el desarrollo de la pesquería cerquera sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) a mediados de la década de 1990, dirigida principalmente al atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*), las capturas cerqueras crecieron de forma dramática, del 10% o menos al 60% o más del total en un periodo de dos años (Figura 2; Fonteneau *et al.* 2013). Existen diferencias importantes entre las dos pesquerías en la composición por talla de sus capturas (Figura 3) y en sus zonas de operación. Las redes de cerco capturan mayormente patudo pequeño, principalmente entre 5°N y 5°S, mientras que las capturas palangreras, que están compuestas por peces grandes, están distribuidas geográficamente de forma más continua, pero son relativamente bajas entre 160°O y 180° (Schaefer *et al.* 2015). En el Océano Pacífico oriental (OPO), los cerqueros rara vez capturan patudo al norte de 10°N, pero una porción de la captura palangrera de patudo es tomada al norte de dicho paralelo (Aires-da-Silva *et al.* 2017).

La evaluación actual del patudo en el OPO (Aires-da-Silva *et al.* 2017) supone una sola población. Aunque este modelo poblacional de una sola unidad no está estructurado espacialmente, toma en cuenta la estructura espacial en cierto grado mediante el uso del método de “flotas-como-áreas” (ver, por ejemplo, Cope y Punt 2011; Hurtado-Ferro *et al.* 2014), que supone varias pesquerías que se definen mediante una partición de los datos y que actúan sobre la población con distintas capturabilidades y selectividades. El supuesto subyacente de este método es que la población de patudo se encuentra mezclada al azar en el OPO, sin dinámica espacial local, con la excepción de una posible partición espacial por edad.

Los desplazamientos y la estructura de poblacional potencial de patudo en el OPO han sido discutidos por Schaefer (2009), Schaefer y Fuller (2009), y Schaefer *et al.* (2015). Los análisis de datos de marcas convencionales y archivadores indican una dispersión limitada por latitud, cierta fidelidad regional, y una dispersión extensa longitudinal hacia el este (Schaefer *et al.* 2015). Una de las zonas de mayor fidelidad y “viscosidad” (por la tendencia de los peces de permanecer en una zona particular, a diferencia de dispersión; ver Schaefer *et al.* 2015) de desplazamientos es el OPO ecuatorial entre aproximadamente 90°O y 115°O (Schaefer y Fuller 2009; Schaefer *et al.* 2015) (Figura 4).

Una característica recurrente de las evaluaciones del patudo en el OPO desde 2003 (Harley *et al.* 2005; Fonteneau y Ariz 2008; Aires-da-Silva 2017) es un aumento repentino del reclutamiento estimado a partir de mediados de los años 1990, que resulta en un patrón aparente de dos regímenes de reclutamiento, con las estimaciones a partir de 1995 aproximadamente el doble de aquéllas antes de ese año (Figura 5). Aunque este patrón desapareció casi completamente en la evaluación de 2014 (Aires-da-Silva y Maunder 2014), apareció de nuevo en las evaluaciones subsiguientes. Se han propuesto varias hipótesis para explicar este patrón (Aires-da-Silva *et al.* 2010), entre ellas un cambio de régimen ambiental (Fonteneau y Ariz 2008), capturas sobre objetos flotantes subestimadas en el periodo antes de 1994 (Fonteneau y Ariz 2008), tasas de mortalidad natural más altas que aquellas supuestas en los modelos de evaluación (Fonteneau y Ariz 2008), crecimiento denso-dependiente (S. Hoyle, com. pers.), cambios en los patrones de migración (S. Harley, com. pers.), y un artificio del modelado causado por las grandes capturas de individuos pequeños por la pesquería de cerco (Maunder *et al.* 2010). Aunque cualquiera de estas hipótesis podría explicar el patrón de dos regímenes de reclutamiento, solamente algunas han sido evaluadas, y su plausibilidad sigue

en duda. Hasta la fecha, dos análisis han corregido el patrón: en primer lugar, permitir mortalidades previamente consideradas inverosímilmente altas para el patudo mediano y grande (Maunder *et al.* 2010), y en segundo lugar, una hipótesis de “discrepancia espacial” (Aires-da-Silva *et al.* 2010), que postula que el patrón puede ser explicado por una especificación espacial errónea en el modelo de evaluación que no toma en cuenta reducciones locales. En la próxima sección se describe esta hipótesis.

1.2. La hipótesis de “discrepancia espacial”

Según esta hipótesis, el patrón de dos regímenes resulta de una especificación espacial errónea en el modelo de evaluación de la población; es decir, es un artificio del modelo, causado por el supuesto que el patudo en el OPO forma una sola población homogénea. Esta hipótesis parece ser consistente con los principales eventos históricos en la pesquería del patudo en el OPO. En particular, el cambio en la estimación de reclutamientos coincidió con la expansión muy rápida de la pesquería cerquera sobre plantados en el OPO ecuatorial a mediados de los años 1990. Esto resultó en competencia con la pesquería palangrera, que había operado en los caladeros ecuatoriales durante varias décadas. Las tasas de captura palangrera reducidas (ver Aires-da-Silva y Maunder 2010) y aparentes conflictos de arte entre las pesquerías palangrera y cerquera (ver, por ejemplo, Skillman *et al.* 1993) resultaron en un éxodo paulatino de los palangreros de las zonas de pesca ecuatoriales centrales hacia el oeste, sur, y norte. Es posible que los palangreros hayan también trasladado su esfuerzo de pesca a caladeros menos explotados o a distintas subpoblaciones de patudo en el OPO a partir de mediados de los años 1990. Análisis espaciales preliminares de los cambios históricos en la distribución del esfuerzo palangrero y cerquero, y cierta información anecdótica, apoyan esta serie de eventos históricos. Además, los indicios en los datos de marcado de desplazamientos limitados y mezcla limitada de patudo en el OPO ecuatorial (Figura 4) (Schaefer y Fuller 2009; Schaefer *et al.* 2015) sugieren que el patudo juvenil explotado por la pesquería sobre plantados podría no ser vulnerable a los palangreros en esos caladeros nuevamente ocupados al llegar a una edad mayor. Esto también explicaría el hecho que el aumento de la captura cerquera no parece reducir la CPUE palangrera, y por lo tanto el índice de abundancia relativa, ya que el índice de CPUE palangrera mide la abundancia en una zona más amplia, o diferente (Figuras 1 y 6), que aquella donde ocurrió el aumento de la captura cerquera.

Si la hipótesis de una discrepancia espacial es correcta, una evaluación del patudo estructurado por edad debería minimizar, o quizás eliminar, el patrón de dos regímenes de reclutamiento. Aires-da-Silva y Maunder (2010) probaron el impacto de esta hipótesis sobre los resultados de la evaluación del patudo mediante un ajuste de modelos con separación espacial e independientes para cuatro áreas del OPO (Figura 6), y que resultó en diferentes tendencias y niveles de reducción entre áreas y una corrección parcial del patrón de dos regímenes, lo cual es deseable para eliminar especificaciones erróneas y sesgos potenciales del modelo.

1.3. Objetivos

Es importante identificar la fuente del patrón de dos regímenes en la evaluación del patudo, particularmente si se debe a una especificación errónea del modelo, no sólo para los fines de la evaluación de la población sino también para el trabajo actual de evaluación de estrategias de ordenación (EEO) en la CIAT (Maunder *et al.* 2016), ya que el modelo operativo para el trabajo de EEO se basa en el modelo de evaluación de poblaciones. Es sumamente importante para el trabajo de EEO que los modelos operativos sean realistas, y es deseable eliminar especificaciones erróneas potenciales del modelo, y los sesgos potenciales resultantes, en las evaluaciones de poblaciones para mejorar la precisión del asesoramiento de ordenación basado en dichas evaluaciones.

Este informe presenta los resultados de la aplicación de modelos exploratorios de evaluación de poblaciones con estructura espacial al atún patudo en el OPO con distintas complejidades del modelo, usos de los datos, y configuraciones espaciales. El objetivo principal es evaluar el impacto de configuraciones espaciales alternativas sobre la evaluación del patudo, y determinar cuáles configuraciones eliminan el patrón de dos regímenes de reclutamiento.

2. MÉTODOS

Se usó la plataforma de modelado *Stock Synthesis* (SS - Versión 3.3; Methot y Wetzel 2013) para modelar la dinámica poblacional del atún patudo en el OPO con diferentes complejidades del modelo y configuraciones espaciales. Si bien la actual evaluación poblacional de patudo (Aires-da-Silva et al. 2017) es realizada una versión previa de SS (2.23b), comparaciones entre las dos versiones para el modelo de caso base produjeron resultados muy similares. Se usaron dos métodos para investigar el impacto de configuraciones espaciales alternativas sobre la evaluación del patudo y para determinar cuáles configuraciones podrían eliminar el patrón de dos regímenes de reclutamiento. El primero evalúa la consistencia entre la captura y el índice de abundancia para distintas áreas espaciales, usando un modelo de producción estructurado por edad (*age-structured production model*; ASPM) (ver detalles y aplicación al patudo en Minte-Vera et al. (2017)); el segundo evalúa el desempeño de un modelo de evaluación estadístico integrado más completo, aplicado solamente al área donde ocurrió el aumento de la captura cerquera.

2.1. Modelo de producción estructurado por edad (ASPM)

A fin de explorar sistemáticamente el efecto de configuraciones espaciales alternativas sobre los resultados del modelo, se usaron tres bandas latitudinales (5°N-5°S, 10°N-5°S y 10°N-10°S) y cuatro meridianos (95°O, 100°O, 110°O, y 120°O) para dividir al OPO en 12 cuadrículas de 6 áreas ([Figura 7](#)), para un total de 72 áreas individuales. Se ajustó un ASPM independiente (o sea, sin movimiento entre áreas y sin parámetros estimados compartidos) para cada área, usando capturas totales por área agregadas por flota (cerco y palangre) y CPUE palangrera nominal (no estandarizada). El ASPM estimó las desviaciones del reclutamiento, biomasa, y mortalidad por pesca, por trimestre, para cada una de las 72 áreas durante 1975-2015 ([Anexo 1](#)).

2.2. Modelo integrado

Se aplicó un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado, usando datos de 1975-2016 y una escala temporal trimestral, al área entre 5°N y 5°S desde 110°O hasta 85°O, denominada el área Central ([Figura 6](#)), que fue también usada por Aires-da-Silva y Maunder (2010). Se modificó la definición de las pesquerías usadas en la evaluación de caso base (Aires-da-Silva et al. 2017) con base en su solapamiento espacial con el área Central ([Figura 8](#)). Los datos incluyeron, para las pesquerías palangreras, capturas, CPUE estandarizada, y composiciones por talla de 1975-2016. En el caso de las pesquerías de cerco, se usaron solamente datos de captura y composición por talla posteriores a 1993, correspondientes a la expansión de las pesquerías sobre plantados en el OPO ecuatorial; antes de 1993 hubo poco o ningún solapamiento espacial con el área Central (Waters 1999).

Al correr el modelo integrado se usaron los mismos supuestos que en la evaluación de caso base de 2017 con respecto al crecimiento, reproducción, selectividad, mortalidad natural, y la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. Se usaron tres ponderaciones alternativas de los datos de composición de tallas ($\lambda = 0.05$, $\lambda = 1$, y ponderación iterativa), siguiendo el método de Francis (2011). En la evaluación de caso base actual (Aires-da-Silva et al. 2017) se redujo la ponderación de los datos de composición por talla para todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$). Aumentar la ponderación de dichos datos ($\lambda = 1$) empeora el patrón de dos regímenes y tiene un gran impacto sobre los resultados de la evaluación, conduciendo a una condición más pesimista del estado de la población.

2.3. Comparación entre el modelo integrado y el ASPM

Se compararon los resultados de la evaluación estadística integrada para el área Central con aquellos del ASPM con la configuración espacial más cercana, el área al este de 110°O entre 5°N y 5°S ([Figura 7](#), Cuadrícula C), cuya única diferencia espacial es que dicho ASPM incluye el área entre 85°O y la costa. Otra diferencia es que el modelo integrado usa CPUE palangrera estandarizada, mientras que el ASPM usa CPUE nominal. Para tomar en cuenta esta diferencia, se corrió el ASPM con la CPUE estandarizada del área Central también.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Modelo de producción estructurado por edad (ASPM)

Los primeros intentos con el ASPM sin estimar las desviaciones del reclutamiento no produjeron ajustes buenos a la CPUE palangrera ([Figura 9](#)), y no se presentan los resultados en este informe. Los intentos subsiguientes que sí estimaron las desviaciones del reclutamiento produjeron ajustes razonables a la CPUE palangrera (ver, por ejemplo, [Figura 10](#) y [Figuras A1-A12](#) del Anexo). Esto sugiere que las estimaciones de reclutamiento están impulsando las estimaciones de tendencias de la abundancia más que la captura, lo cual es problemático si se depende del efecto de la captura sobre los índices de abundancia relativa para informar la abundancia absoluta (Minte-Vera *et al.* 2017). En el caso de la mayoría de las 12 combinaciones de 6 áreas posibles ([Figura 7](#)), algunas de las áreas tienen datos insuficientes o demasiado escasos para resultados coherentes, especialmente las áreas costeras al norte y al sur de las áreas ecuatoriales, y en menor grado las áreas al norte y al oeste de las áreas ecuatoriales ([Figura 7](#) y [Anexo](#)). Esto sugiere que, al menos en una división sistemática del OPO, seis áreas son demasiadas, y que menos áreas, o el uso de otros criterios para definir las áreas espaciales (tal como el nivel de solapamiento entre las pesquerías de cerco y palangre, ver sección de Direcciones Futuras), podría posiblemente ser un método mejor para delinear áreas espaciales. En el caso de las combinaciones de áreas con suficientes datos, los resultados son generalmente consistentes, con reducciones mayores de la biomasa en las áreas ecuatoriales ([Anexo](#), [Figuras A13-A24](#)), mientras que las otras áreas muestran trayectorias planas de la biomasa o reducciones menores. Los resultados generales indican que el patrón de dos regímenes de reclutamiento aparece en varias combinaciones de áreas (ver [Anexo](#), [Figuras A25-A36](#)) si se usa el ASPM, lo cual indica que el patrón de reclutamiento es independiente de las composiciones de tallas, que no se usan en el ASPM.

3.2. Modelo integrado

Los resultados del modelo integrado señalan una tendencia decreciente más empinada del cociente de biomasa reproductora (la razón de la biomasa reproductora de la población actual a aquella de la población sin pesca; *spawning biomass ratio*, SBR), y una población más reducida ([Figura 11](#)) en el área Central de lo que estima la evaluación de caso base para el OPO entero ([Figura 12](#)). Las estimaciones de reclutamiento en el área Central ([Figura 11](#)) no muestran el patrón de dos regímenes típico de modelos previos ([Figura 12](#)). Estos resultados son consistentes con aquellos de Aires-da-Silva y Maunder (2010).

Ponderaciones alternativas de los datos no afectan los resultados generales. En la evaluación de caso base actual, se reduce la ponderación de los datos de composición por talla para todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), ya que aumentar su ponderación ($\lambda = 1$) empeora el patrón de dos regímenes y tiene un impacto grande sobre los resultados de la evaluación, conduciendo a una condición más pesimista de la población que con $\lambda = 0.05$. Por contraste, en el área Central la ponderación alternativa de los datos de composición por talla no causó cambios significativos en las tendencias del reclutamiento ni en el SBR ([Figura 13](#)). Una ponderación de los datos usando el método de Francis (2011) resultó en valores más altos de λ para todas las pesquerías, de alrededor de 0.5 en el caso de las pesquerías de cerco y entre 0.8 y 2.5 en el caso de las pesquerías palangreras.

Considerando el alto grado aparente de viscosidad y las tasas de mezcla bajas del patudo en el OPO ecuatorial, indicado por los datos de marcado, y que el área Central es el área con la mayor discrepancia espacial entre el aumento de las capturas cerqueras y la reducción del esfuerzo palangrero, el uso del área Central para evaluar la estructura espacial del patudo en el OPO parece un método razonable.

En el futuro se podrían evaluar otros supuestos acerca de la estructura espacial, tales como aquellos definidos de análisis de árbol de regresión multivariado en las distribuciones de frecuencia de talla de patudo y datos de CPUE (Lennert-Cody *et al.* 2010) u otros criterios tales como el nivel de solapamiento entre las pesquerías de cerco y de palangre (ver [sección de Direcciones Futuras](#)).

3.3. Comparación del modelo integrado y el ASPM

Las tendencias decrecientes de la biomasa reproductora estimada por el modelo integrado y el ASPM son similares, aunque la escala de la biomasa es mayor en el caso del ASPM (Figura 14). El uso del ASPM con la CPUE palangrera estandarizada produce estimaciones intermedias entre los dos modelos (Figura 14). Surge un patrón similar cuando se comparan los SBR, con una población más reducida para el modelo integrado y el ASPM que usa CPUE estandarizada (Figura 15). Ambos modelos de ASPM estiman un reclutamiento promedio más alto que el modelo integrado (Figura 16, panel superior). Aunque no es evidente el patrón de dos regímenes en el modelo integrado, es evidente en el ASPM, independientemente de si se usa CPUE estandarizada o nominal (Figura 16, panel inferior). El modelo integrado estima selectividades por área y reclutamiento informado por varias fuentes, tales como CPUE, captura, y composiciones por talla, mientras que el ASPM usa selectividades fijas cerqueras y palangreras agregadas (con base en la evaluación de caso base de 2017, Aires-da-Silva *et al.* 2017) y estima el reclutamiento a partir del índice palangrero y la captura únicamente. Esto sugiere que intentar resolver la discrepancia espacial entre las capturas cerqueras y el índice de CPUE palangrera mediante el uso de áreas más pequeñas podría funcionar tan solo parcialmente a menos que se incluyan los datos de composición por talla, que no son usados en el ASPM.

4. CONCLUSIONES

Aunque se han propuesto varias hipótesis para explicar el patrón aparente de dos regímenes de reclutamiento en las evaluaciones de patudo, la hipótesis de una discrepancia espacial es la más plausible hasta la fecha. Los resultados del presente trabajo son consistentes con aquellos de Aires-da-Silva y Maunder (2010), y demuestran que una desagregación espacial de la evaluación de patudo elimina el patrón de dos regímenes, que parece ser un artificio de tratar el OPO como una sola área homogénea en la evaluación. No desagregar la evaluación en el espacio causa una discrepancia espacial entre el aumento sustancial de las capturas cerqueras en la región ecuatorial a mediados de los años 1990 (que conduce a reducciones locales) y la falta de cambio en los índices de CPUE palangrera agregadas a nivel del OPO entero. El modelo de caso base detecta un aumento de las capturas en los años 1990, pero la CPUE palangrera, el impulsor principal de la evaluación, permanece relativamente plana a nivel del OPO entero, lo cual fuerza al modelo a aumentar el reclutamiento para explicar el aumento de la captura sin reducción en el índice de abundancia. Los modelos que reflejan la dinámica local de las capturas y los índices de CPUE palangrera locales asociados eliminan el patrón de dos regímenes de reclutamiento, y resultan en una mayor reducción de las poblaciones en esas áreas. Esto es consistente con los resultados del modelo integrado de este estudio, así como aquellos de Aires-da-Silva y Maunder (2010). Los resultados sugieren que, además de las medidas actuales de ordenación para el patudo en el OPO, se deberían evaluar medidas de ordenación espaciales alternativas.

5. DIRECCIONES FUTURAS

Se podrían evaluar en el futuro otros supuestos sobre la estructura de la población, tales como aquellos obtenidos recientemente de análisis de árbol de regresión multivariado en las distribuciones de frecuencia de talla de patudo y datos de CPUE (Lennert-Cody *et al.* 2010). Se podrían usar los análisis espaciales de la discrepancia entre la distribución espacial de las pesquerías cerquera y palangrera para definir áreas.

Un factor que posiblemente esté causando la correspondencia entre el aumento de la captura cerquera y los índices de abundancia basados en la CPUE palangrera es la forma en que se estandarizan esos índices. El índice actual se basa en un modelo lineal generalizado sencillo que asigna una ponderación igual a cada punto de datos en el análisis (estratos de 1°x1°-mes-anzuelos por canasta) y supone que la estructura de tallas representada por el índice es igual que aquella de la captura. Un método más apropiado podría ser usar un modelo espaciotemporal que suma sobre áreas y trata los datos de composición apropiadamente (Maunder *et al.* 2017).

Aunque este estudio se enfocó solamente en el OPO, los beneficios de continuar la colaboración con la

Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación del patudo a lo largo del Pacífico entero son claros, particularmente debido a los extensos desplazamientos de juveniles del Pacífico central al OPO. Se podrían incorporar nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura espacial, que debería ayudar a evaluar los sesgos potenciales que resulten del método actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Pacífico central y occidental. Datos de marcado serían útiles no sólo para ayudar a definir las áreas, sino también para estimar los desplazamientos entre áreas.

Mejores conocimientos de la estructura espacial y dinámica del patudo tanto en el OPO como en el Pacífico entero mejorarían no sólo el asesoramiento científico para la ordenación derivado de las evaluaciones de poblaciones, sino también la construcción y refinamiento de los modelos operativos para el trabajo de EEO por el personal de la CIAT. Los modelos operativos son generalmente más complejos que los modelos de evaluación porque necesitan describir todos los estados de naturaleza posibles para probar la robustez de las estrategias alternativas de ordenación. Por lo tanto, es importante incluir estructura espacial en el modelo operativo para el atún patudo.

ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

Leanne Duffy and Shane Griffiths

CONTENTS

1. Introduction	98
2. Impact of catches	99
3. Other Fauna	103
4. Trophic interactions	105
5. Physical environment	105
6. Ecological indicators	107
7. Ecological risk assessment	109
8. Ecosystem modeling	110
9. Actions by the IATTC and the AIDCP addressing ecosystem considerations	110
10. Future developments	112

1. INTRODUCTION

The 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries stipulates that “States and users of living aquatic resources should conserve aquatic ecosystems” and that “management measures should not only ensure the conservation of target species, but also of species belonging to the same ecosystem or associated with or dependent upon the target species”¹. In 2001, the Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem elaborated these principles with a commitment to incorporate an ecosystem approach into fisheries management.

Consistent with these instruments, one of the functions of the IATTC under the 2003 Antigua Convention is to “adopt, as necessary, conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention, with a view to maintaining or restoring populations of such species above levels at which their reproduction may become seriously threatened”.

Consequently, the IATTC has recognized ecosystem issues in many of its management decisions since 2003. This report provides a brief summary of what is known about the direct and indirect impacts of tuna fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO) on the populations of species and ecological functional groups and the structure of the ecosystem, as controlled by the strength of predator-prey interactions.

This report does not suggest objectives for the incorporation of ecosystem considerations into the management of fisheries for tunas or billfishes, nor any new management measures. Rather, its main purpose is to demonstrate that the Commission considers the ecological sustainability of the fisheries which it manages.

However, the view that we have of the ecosystem is based on the recent past; there is almost no information available about the ecosystem before exploitation began. Also, the environment is subject to change on a variety of time scales, including the well-known El Niño fluctuations and more recently recognized longer-term changes, such as the Pacific Decadal Oscillation (PDO) and other climate-related changes.

In addition to reporting the catches of the principal species of tunas and billfishes, the staff estimates catches (retained and discarded) of non-target species. In this report, data on those species are presented in the context of the effect of the fishery on the ecosystem. While relatively good information is available for

¹ The Code also provides that management measures should ensure that “biodiversity of aquatic habitats and ecosystems is conserved and endangered species are protected”, and that “States should assess the impacts of environmental factors on target stocks and species belonging to the same ecosystem or associated with or dependent upon the target stocks, and assess the relationship among the populations in the ecosystem.”

catches of tunas and billfishes across the entire fishery, this is not the case for bycatch species. The information is comprehensive for large² purse-seine vessels that carry observers under the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP), and some information on retained catches is also reported for other purse-seine vessels, and much of the longline fleet (see SAC-08-07b). There is little information available on bycatches and discards by fishing vessels that use other gear types (e.g. gillnet, harpoon, and recreational gear (see [SAC-07-INF-C\(d\)](#))).

Detailed information on past ecosystem studies can be found in documents for previous meetings of the Scientific Advisory Committee (e.g. SAC-08-07a), and current and planned ecosystem-related work by the IATTC staff is summarized in the Strategic Science Plan (SAC-09-01) and the Staff Activities and Research report (SAC-09-02).

2. IMPACT OF CATCHES

2.1. Single-species assessments

This report presents current information on the effects of the tuna fisheries on the stocks of individual species in the EPO. An ecosystem perspective requires a focus on how the fishery may have altered various components of the ecosystem. Sections [2.2](#) and [2.3](#) of this report refer to information on the current biomass of each stock. The influences of predator and prey abundances are not explicitly described. Sections 2.4-2.7 include estimates of catch data by vessels of the large purse-seine and large-scale longline (herein ‘longline fisheries’) fisheries reported to the IATTC.

Observer data were used to provide estimates of total catches (retained catches and discards) during sets by large purse-seine vessels in the EPO on floating objects (OBJ), unassociated schools (NOA), and dolphins (DEL).

Complete data are not available for small purse-seine, longline, and other types of vessels. There is considerable variability in reporting formats of longline data by individual CPCs through time, thereby limiting application of catch and effort data ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Some catches of non-target species by the tuna longline fisheries in the EPO are reported to the IATTC, but often in a highly summarized form (e.g. monthly aggregation of catch by broad taxonomic group (e.g. “Elasmobranchii”)), often without verification of whether the reported catch has been raised to total catch ([SAC-08-07b](#)). Because of data limitations, catch data for longline fisheries were obtained using IATTC’s 5°x5° catch tables following methods described in [SAC-08-07b](#) and [SAC-08-07d](#). Such estimates must be regarded as minimum estimates only. However, due to the paucity of catch data in the IATTC longline database, a report on establishing minimum data standards and reporting requirements for longline observer programs was discussed at the Eighth Meeting of the SAC ([SAC-08-07e](#)). As data reporting improves, better estimations of catches by longline vessels will be available.

2.2. Tunas

Information on the effects of EPO fisheries on bigeye, yellowfin, and skipjack tunas is found in Documents [SAC-09-05](#), [06](#), and [07](#), respectively. A report of the Bluefin Working Group of the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) and outcomes of the Joint Tuna RFMO meeting of Pacific bluefin tuna will be presented at this meeting. The ISC Northern Albacore Working Group completed its [stock assessment](#) in 2017, and an update on management strategy evaluation (MSE) work on north Pacific albacore tuna will be presented at this meeting.

Preliminary estimates of the catches of tunas and bonitos in the EPO during 2017 are found in Table A-2a of [Document SAC-09-03](#).

2.3. Billfishes

Information on the effects of the tuna fisheries on swordfish, blue marlin, striped marlin, and sailfish is

² Carrying capacity greater than 363 t

presented in Sections G-J of IATTC [Fishery Status Report 15](#). Stock assessments and/or stock structure analyses for swordfish (2007, structure), eastern Pacific striped marlin (2010, assessment and structure), northeast Pacific striped marlin (2011, assessment), southeast Pacific swordfish (2012, assessment), and eastern Pacific sailfish (2013, assessment) were completed by the IATTC staff. Stock assessments of [striped marlin \(2015\)](#), [Pacific blue marlin \(2016\)](#), and [north Pacific swordfish \(2017\)](#) were completed by the ISC Billfish Working Group.

No stock assessments have been conducted for black marlin and shortbill spearfish, although data published jointly by scientists of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan and the IATTC in the IATTC Bulletin series show trends in catches, effort, and catches per unit of effort (CPUEs).

Preliminary estimates of the catches of billfishes in the EPO during 2017 are found in Table A-2b of Document SAC-09-03.

2.4. Marine mammals

Marine mammals, especially spotted dolphins (*Stenella attenuata*), spinner dolphins (*S. longirostris*), and common dolphins (*Delphinus delphis*), are frequently found associated with yellowfin tuna in the EPO. Purse-seine fishermen commonly set their nets around herds of dolphins and the associated schools of yellowfin tuna, and then release the dolphins while retaining the tunas. Whilst the incidental mortality of dolphins in the fishery was high during the 1960s and 1970s, it decreased precipitously since the 1980s.

Preliminary estimates of the incidental mortality of marine mammals in the fishery in 2017 are shown in [Table 1](#) and estimates during 1993-2017 are shown in [Figure J-1](#). Dolphin mortality rarely occurred in sets on unas-associated tuna schools and on floating objects. Decreasing mortalities were observed for northeastern spotted dolphins, whitebelly spinner dolphins, western-southern spotted dolphins, central common dolphins, and other delphinidae. Numbers of mortalities were variable for northern common dolphins and eastern spinner dolphins, and those of southern common dolphins were generally less than 40 individuals, with the exception of peaks to 220 in 2004 and about 120 in 2008.

TABLE 1. Mortality of dolphins and other marine mammals caused by the fishery in the EPO, 2017 (preliminary data).		
	Incidental mortality	
Species and stock	Numbers	t
Offshore spotted dolphin		
Northeastern	92	6.0
Western-southern	178	11.6
Spinner dolphin		
Eastern	266	11.8
Whitebelly	98	5.9
Common dolphin		
Northern	26	1.8
Central	9	0.6
Southern	16	1.1
Other mammals*	3	0.2
Total	688	39.1
*“Other mammals” includes the following species and stocks, whose observed mortalities were as follows: unidentified dolphins 2 (0.1 t) and striped dolphin (<i>Stenella coeruleoalba</i>) 1 (0.06 t).		

2.5. Sea turtles

Sea turtles are caught on longlines when they take the bait on hooks, are snagged accidentally by hooks, or are entangled in the lines. Estimates of incidental mortality of turtles due to longline and gillnet fishing are few. The mortality rates in the EPO industrial longline fishery are likely to be lowest in “deep” sets (around 200-300 m) targeting bigeye tuna, and highest in “shallow” sets (<150 m) for albacore and swordfish. In addition, there is a sizeable fleet of artisanal longline vessels that also impact sea turtles (see Section 9.2).

Sea turtles are occasionally caught in purse seines in the EPO tuna fishery, generally when the turtles associate with floating objects, and are captured when the object is encircled. Also, sets on unassociated tunas or tunas associated with dolphins may capture sea turtles that happen to be at those locations. Sea turtles sometimes become entangled in the webbing under fish-aggregating devices (FADs) and drown. In some cases, they are entangled by the fishing gear and may be injured or killed.

TABLE 2. Interactions and mortalities of sea turtles with large purse-seine vessels in the EPO, 2017 (preliminary data).

	Interactions				Mortalities			
	Set type			Total	Set type			Total
	OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL	
Olive Ridley	132	16	48	196	2	-	2	4
Eastern Pacific green	29	19	30	78	-	-	-	-
Loggerhead	9	19	1	29	-	-	-	-
Hawksbill	3	1	2	6	-	-	-	-
Leatherback	1	-	1	2	-	-	-	-
Unidentified	187	23	69	279	-	-	-	-

The olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) is, by far, the species of sea turtle taken most often by purse seiners. It is followed by green sea turtles (*Chelonia mydas*) and, very occasionally, by loggerhead (*Caretta caretta*) and hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) turtles (Figure J-2). Since 1990, when IATTC observers began recording this information, only three mortalities of leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles have been recorded. Some of the turtles are unidentified because they were too far from the vessel or it was too dark for the observer to identify them.

Preliminary estimates of the mortalities and interactions (in numbers) of turtles in sets by large purse-seine vessels on floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), and dolphins (DEL) during 2017, based on IATTC observer data, are shown in Table 2, and for 1993-2017 in Figure J-2. Data on sea turtle interactions or mortality were deficient for the longline fisheries (SAC-08-07b).

The mortalities of sea turtles due to purse seining for tunas are probably less than those due to other human activities, which include exploitation of eggs and adults, beach development, pollution, entanglement in and ingestion of marine debris, and impacts of other fisheries.

2.6. Sharks and rays

Sharks are caught as bycatch or targeted catch in EPO tuna longline and purse-seine fisheries as well as multi-species and multi-gear fisheries of the coastal nations.

Stock assessments or stock status indicators (SSIs) are available for only five shark species in the EPO:

silky (*Carcharhinus falciformis*) (IATTC: [SAC-05 INF-F](#), [SAC-08-08a\(i\)](#), [SAC-09-13](#)), blue (*Prionace glauca*) (ISC Shark Working Group), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) (ISC Shark Working Group), common thresher (*Alopias vulpinus*) (NMFS), and bigeye thresher (*Alopias superciliosus*) (FAO Common Oceans Tuna Project). A Pa-

cific-wide assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere was completed in late 2017 as part of the [FAO Common Oceans Tuna Project](#). Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the EPO are summarized in Document [BYC-08 INF-A](#). The impacts of tuna fisheries on the stocks of other shark species in the EPO are unknown.

Preliminary estimates of the catches of sharks and rays reported by observers on large purse-seine vessels in the EPO during 2017 and minimum estimates of catches by longline vessels in 2016 are shown in [Table 3](#).

Catches of sharks and rays in the purse-seine and longline fisheries during 1993-2017 are shown in [Figure J-3](#). Silky sharks are the most commonly-caught species of shark in the purse-seine fishery. Shark catches were generally greatest in sets on floating objects (mainly silky, oceanic whitetip (*C. longimanus*), hammerhead (*Sphyrna* spp.) and mako (*Isurus* spp.) sharks), followed by unassociated sets and, at a much lower level, dolphin sets ([Figure J-3](#)). Until about 2007, thresher sharks (*Alopias* spp.) occurred mostly in unassociated sets ([Figure J-3](#)). Historically, oceanic whitetip sharks were commonly caught in sets on floating objects, but they became much less common after 2005. In general, the bycatch rates of manta rays (Mobulidae) and stingrays (Dasyatidae) are greatest in unassociated sets, followed by dolphin sets, and lowest in floating-object sets, although catches by set type can be variable ([Figure J-3](#)). The numbers of purse-seine sets of each type in the EPO during 2002-2017 are shown in Table A-7 of [Document SAC-09-03](#).

The reported longline catches of sharks increased sharply after 2008 with catches of silky, oceanic whitetip, and hammerhead sharks declining thereafter. Catches of thresher, mako, and blue sharks increased through 2016. These data should be interpreted with caution due to limitations in data-reporting requirements for non-target species caught in the longline fishery resulting from Resolutions [C-03-05](#) and [C-11-08 and documented in SAC-08-07b](#).

The small-scale artisanal longline fisheries of the coastal CPCs target sharks, tunas, billfishes and dorado (*Coryphaena hippurus*), and some of these vessels operate in areas beyond coastal waters and national jurisdictions³. However, essential shark data from longline fisheries is lacking, and therefore conventional stock assessments and/or stock status indicators cannot be produced (see data challenges outlined in [SAC-07-06b\(iii\)](#)). A project is underway to improve data collection on sharks, particularly for Central America,

TABLE 3. Catches, in tons, of sharks and rays in the EPO by large purse-seine vessels, by set type, 2017, and by longline vessels, 2016 (preliminary data). Longline data are considered to be minimum catch estimates due to incomplete data reporting (see section 2.1)

	Purse-seine				Long-line
	OBJ	NOA	DEL	Total	
Silky shark (<i>Carcharhinus falciformis</i>)	678	7	26	711	452
Oceanic whitetip shark (<i>C. longimanus</i>)	4	<1	<1	5	65
Hammerhead sharks (<i>Sphyrna</i> spp.)	21	6	2	28	34
Thresher sharks (<i>Alopias</i> spp.)	2	3	2	7	107
Mako sharks (<i>Isurus</i> spp.)	<1	<1	0	2	340
Other sharks	89	3	3	95	841
Blue sharks (<i>Prionace glauca</i>)	-	-	-	-	1,816
Manta rays (Mobulidae)	10	30	9	49	-
Pelagic sting rays (Dasyatidae)	<1	<1	<1	<1	-

³ Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. PLoS ONE 10(8): e0135136.

for the artisanal longline fleet through funding from the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the Global Environmental Facility (GEF) under the framework of the ABNJ Common Oceans program (SAC-07-06b(ii), SAC-07-06b(iii)). Data obtained from this project may be included in future iterations of the Ecosystem Considerations report to provide better estimates of sharks caught by the various longline fleets.

2.7. Other large fishes

Preliminary estimates of the catches of dorado (*Coryphaena* spp.) and other large fishes in the EPO by large purse-seine vessels during 2017 are shown in [Table 4](#), along with minimum estimates from longline data in 2016. Catch trends for the most important species during 1993-2017, by set type and fishery, are shown in [Figure J-4](#).

Dorado is the most commonly reported fish species caught incidentally in the EPO purse-seine tuna fishery. It is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO, leading to an exploratory stock assessment ([SAC-07-06a\(i\)](#)) and management strategy evaluation (MSE) in the south EPO ([SAC-07-06a\(ii\)](#)).

Around 2006 sharp increases were observed in longline catches of dorado, wahoo, pomfrets and opahs, although this may be related to changes in data reporting. Purse-seine catches of dorado, wahoo, rainbow runner, and yellowtail

were variable, and occurred primarily in sets on floating objects.

TABLE 4. Catches, in tons, of large fish species commonly caught in the EPO by large purse-seine vessels, by set type, 2017, and by longline vessels, 2016. Long-line data are considered to be minimum catch estimates due to incomplete data reporting (see section 2.1)

	Purse-seine				Long-line
	OBJ	NOA	DEL	Total	
Dorado (<i>Coryphaena</i> spp.)	1,865	12	<1	1,877	184
Wahoo (<i>Acanthocybium solandri</i>)	368	1	<1	368	243
Rainbow runner (<i>Elagatis bipinnulata</i>) & yellowtail (<i>Seriola lalandi</i>)	37	24	-	61	-
Pomfrets (Bramidae)	-	-	-	-	98
Opahs (<i>Lampris</i> spp.)	-	-	-	-	640

3. OTHER FAUNA

3.1. Seabirds

There are approximately 100 species of seabirds in the tropical EPO. Some of them associate with epipelagic predators, such as fishes (especially tunas) and marine mammals, near the ocean surface. Feeding opportunities for some seabird species are dependent on the presence of tuna schools feeding near the surface. Most species of seabirds take prey, mainly squid (primarily Ommastrephidae), within half a meter of the surface, or in the air (flyingfishes, Exocoetidae). Subsurface predators, such as tunas, often drive prey to the surface to trap it against the air-water interface, where it becomes available to the birds, which also feed on injured or disoriented prey, and on scraps of large prey.

Some seabirds, especially albatrosses (waved (*Phoebastria irrorata*), black-footed (*P. nigripes*), Laysan (*P. immutabilis*), and black-browed (*Thalassarche melanophrys*)) and petrels, are susceptible to being caught on baited hooks in pelagic longline fisheries. There is particular concern for the waved albatross, because it is endemic to the EPO and nests only in the Galapagos Islands. Observer data from artisanal vessels show no interactions with waved albatross during those vessels' fishing operations. Data from the US pelagic longline fishery in the north EPO indicate that bycatches of black-footed and Laysan albatrosses occur.

The IATTC has adopted two measures on seabirds (section 9.3); also, the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP) and BirdLife International have updated their maps of seabird distribution in the EPO, and have recommended guidelines for seabird identification, reporting, handling, and mitigation measures ([SAC-05-INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [SAC-08-INF-D\(d\)](#)). Additionally, ACAP has reported on the conservation status for albatrosses and large petrels ([SAC-08-INF-D\(c\)](#)).

Data pertaining to interactions with seabirds is deficient in the IATTC longline database([SAC-08-07b](#)).

3.2. Forage species

A large number of taxa occupying the middle trophic levels in the EPO ecosystem—generically referred to as “forage” species—play a key role in providing a trophic link between primary producers at the base of the food web and the upper-trophic-level predators, such as tunas and billfishes. Cephalopods, especially squids, play a central role in many marine pelagic food webs by linking the massive biomasses of micronekton, particularly myctophid fishes, to many oceanic predators. For example, the Humboldt squid (*Dosidicus gigas*) is a common prey for yellowfin and bigeye tunas and other predatory fishes, but is also a voracious predator of small fishes and cephalopods. Recent changes in the abundance and geographic range of Humboldt squid could affect the foraging behavior of the tunas and other predators, perhaps affecting their vulnerability to capture and the trophic structure of pelagic ecosystems. Given the high trophic flux passing through the squid community, concerted research on squids is important for understanding their role as key prey and predators.

Some small forage fishes are incidentally caught in the EPO by purse-seine vessels on the high seas, mostly in sets on floating objects, and by coastal artisanal fisheries, but are generally discarded at sea. Frigate and bullet tunas (*Auxis* spp.), for example, are a common prey of many high trophic level predators, and can comprise 10% or more of their diet biomass. Preliminary estimates of the catches of small fishes by large purse-seine vessels in the EPO during 2017 are shown in [Table 5](#), and catches during 1993-2017 are shown in [Figure J-5](#). Declines in catches of small teleost fishes over the 25-year period were observed.

3.3. Larval fishes and plankton

Larval fishes have been collected in surface net tows in the EPO for many years by personnel

TABLE 5. Catches of small fishes, in tons, by large purse-seine vessels in the EPO, 2017 (preliminary data).

	Set type			Total
	OBJ	NOA	DEL	
Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae)	86	<1	-	87
Other small fishes	12	<1	-	12
Frigate and bullet tunas (<i>Auxis</i> spp.)	153	103	-	256

of the Southwest Fisheries Science Center of the US National Marine Fisheries Service (NMFS). Of the 314 taxonomic categories identified, 17 were found to be most likely to show the effects of environmental change; however, the occurrence, abundance, and distribution of these key taxa revealed no consistent temporal trends. Research⁴ has shown a longitudinal gradient in community structure of the ichthyoplankton assemblages in the eastern Pacific warm pool, with abundance, species richness, and species diversity high in the east (where the thermocline is shallow and primary productivity is high) and low but variable in the west (where the thermocline is deep and primary productivity is low).

⁴ Vilchis, L.I., L.T. Ballance, and W. Watson. 2009. Temporal variability of neustonic ichthyoplankton assemblages of the eastern Pacific warm pool: Can community structure be linked to climate variability? Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers 56(1): 125-140

The phytoplankton and zooplankton populations in the tropical EPO are variable. For example, chlorophyll concentrations on the sea surface (an indicator of phytoplankton blooms) and the abundance of copepods were markedly reduced during the El Niño event of 1982-1983, especially west of 120°W. Similarly, surface concentrations of chlorophyll decreased during the 1986-1987 El Niño episode and increased during the 1988 La Niña event due to changes in nutrient availability.

The species and size composition of zooplankton is often more variable than the zooplankton biomass. When the water temperatures increase, warm-water species often replace cold-water species at particular locations. The relative abundance of small copepods off northern Chile, for example, increased during the 1997-1998 El Niño event, while the zooplankton biomass did not change.

4. TROPHIC INTERACTIONS

The following is a brief summary of current knowledge of trophic interactions. Proposed studies on trophic interactions are outlined in the IATTC's Strategic Science Plan (SAC-09-01) and the staff activities and research work plan (SAC-09-02).

Tunas and billfishes are wide-ranging, generalist predators with high energy requirements, and, as such, are key components of pelagic ecosystems. The ecological relationships among large pelagic predators, and between them and animals at lower trophic levels, are not well understood, but are required to develop models to assess fishery and climate impacts on the ecosystem. Knowledge of the trophic ecology of predatory fishes in the EPO has been derived from stomach contents analysis, and more recently from chemical indicators. Each species of tuna appears to have a generalized feeding strategy (high prey diversity and low abundance of individual prey types) that varies spatially and ontogenetically.

Stable isotope analysis can complement dietary data for delineating the trophic flows of marine food webs. While stomach contents represent a sample of the most-recent feeding events, stable carbon and nitrogen isotopes integrate all components of the entire diet into the animal's tissues, providing a history of recent trophic interactions. Finer-resolution information is provided by compound-specific isotope analysis of amino acids (AA-CSIA). For example, the trophic position of a predator in the food web can be determined from its tissues by relating "source" amino acids (*e.g.* phenylalanine) to "trophic" amino acids (*e.g.* glutamic acid), which describe the isotopic values for primary producers and the predator, respectively.

Trophic studies have revealed many of the key trophic connections in the tropical pelagic EPO, and have formed the basis for representing food-web interactions in an ecosystem model ([IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 3](#)) to explore the ecological impacts of fishing and climate change. The staff aim to continue and improve trophic data collection for many components of the EPO ecosystem, such as small and large meso-pelagic fishes, which will allow the ecosystem dynamics to be better understood, but also enable the development of an improved ecosystem model that represents the entire EPO.

5. PHYSICAL ENVIRONMENT⁵

Environmental conditions affect marine ecosystems, the dynamics and catchability of tunas and billfishes, and the activities of fishermen. Tunas and billfishes are pelagic during all stages of their lives, and the physical factors that affect the tropical and sub-tropical Pacific Ocean can have important effects on their distribution and abundance.

The ocean environment varies on a variety of time scales, from seasonal to inter-annual, decadal, and longer (*e.g.* climate phases or regimes). The dominant source of variability in the upper layers of the EPO is known as the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), an irregular fluctuation involving the entire tropical Pacific Ocean and global atmosphere. El Niño events occur at 2- to 7-year intervals, and are characterized by

⁵ Some of the information in this section is from Fiedler, P.C. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244: 265-283.

weaker trade winds, deeper thermoclines, and abnormally high sea-surface temperatures (SSTs) in the equatorial EPO. El Niño's opposite phase, commonly called La Niña, is characterized by stronger trade winds, shallower thermoclines, and lower SSTs. The changes in the physical and chemical environment due to ENSO have a subsequent impact on the biological productivity, feeding, and reproduction of fishes, birds, and marine mammals.

With respect to commercially important tunas and billfishes, ENSO is thought to cause considerable variability in their recruitment and availability for capture. For example, a shallow thermocline in the EPO during La Niña events can contribute to increased success of purse-seine fishing for tunas, by compressing the preferred thermal habitat of small tunas near the sea surface. In contrast, during an El Niño event, when the thermocline is deep, tunas are apparently less vulnerable to capture, and catch rates can decline. Furthermore, warmer- or cooler-than-average SSTs can also cause these mobile fishes to move to more favorable habitats.

Climate-induced variability on a decadal scale (*i.e.* 10 to 30 years) also affects the EPO and has often been described in terms of “regimes” characterized by relatively stable means and patterns in the physical and biological variables. Decadal fluctuations in upwelling and water transport coincide with higher-frequency ENSO patterns, and have basin-wide effects on the SSTs and thermocline slope that are similar to those caused by ENSO, but on longer time scales. For example, analyses by the IATTC staff have indicated that yellowfin in the EPO have experienced regimes of lower (1975-1982) and higher (1983-2001) recruitment, thought to be due to a shift in the primary productivity regime in the Pacific Ocean.

Indices of variability in oceanographic conditions—from shorter-term, inter-annual ENSO events assessed in different regions of the EPO, to the longer-term interdecadal PDO index—are used to describe SST anomalies in the Pacific Ocean. Oceanographic indices can be used to explore the influence of environmental drivers on the vulnerability of non-target species impacted by fisheries (see, for example, [SAC-08-08a\(i\)](#)). Some of these indices include the Oceanic Niño Index (ONI), the Índice Costero El Niño (ICEN) and the PDO. The ONI is used by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), and is the primary indicator of warm El Niño ($\text{ONI} \geq +0.5$) and cool La Niña ($\text{ONI} \leq -0.5$) conditions within the Niño 3.4 region in the east-central tropical Pacific Ocean between 120° and 170°W⁶. The ICEN index is used by the Comité Multisectorial para el Estudio del Fenómeno El Niño (ENFEN) to monitor the occurrence and magnitude of El Niño in the Niño 1+2 region (the smallest of the El Niño regions, from 0° to 10°S between 90° and 80°W), corresponding to the highly dynamic region along the coast of Peru. The PDO—a long-lived El Niño-like pattern of Pacific climate variability—tracks large-scale interdecadal patterns of environmental and biotic changes, primarily in the North Pacific Ocean⁷, with secondary signatures in the tropical Pacific⁸. Monthly ONI⁹, ICEN¹⁰ and PDO¹¹ data from 1993-2017 are shown in [Figure J-6](#) to provide a general overview of variability in these indices over the past two decades.

ICEN values have been categorized from “strong cold” events (values < -1.4) to “extraordinary warm” events (values > 3)¹². ICEN values were > 3 during the 1997-1998 El Niño; values peaked to a high of 2.23 in October 2015, indicating a “very strong” event. Similarly, ONI values were > 2 during the 1997-1998

⁶ Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>.

⁷ Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace, and R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 1069-1079.

⁸ Hare, S.R., and N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography* 47: 103-145.

⁹ http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

¹⁰ <http://www.met.igp.gob.pe/variabclim/indices.html>

¹¹ <http://research.jisao.washington.edu/pdo/>

¹² http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe_comenf_not_tecni_enfen_09abr12.pdf

and 2015-2016 El Niño events, representing “very strong” events¹³. PDO values peaked at 2.79 in August 1997, and at 2.62 in April 2016.

Maps of mean SSTs across the EPO for each year during 1993-2017 were created using NOAA_OI_SST_V2 data¹⁴ provided by the NOAA/OAR.ESRL PSD, Boulder, Colorado, USA. [Figure J-7](#) shows the expansion of warmer waters during the extreme El Niño events of 1997-1998 and 2015-2016.

6. ECOLOGICAL INDICATORS

Over the past two decades, many fisheries worldwide have broadened the scope of management to consider fishery impacts on non-target species and the ecosystem more generally. This ecosystem approach to fisheries management is important for maintaining the integrity and productivity of ecosystems while maximizing the utilization of commercially important assets. However, demonstrating the ecological sustainability of EPO fisheries is a significant challenge, given the wide range of species with differing life histories with which those fisheries interact. While biological reference points have been used for single-species management of target species, alternative performance measures and reference points are required for the many non-target species for which reliable catch and/or biological data are lacking; for example, incidental mortality limits for dolphins have been set in the EPO purse-seine fishery under the AIDCP.

Another important aspect of assessing ecological sustainability is to ensure that the structure and function of the ecosystem is not negatively impacted by fishing activities. Several ecosystem metrics or indicators have been proposed to address this issue, such as community size structure, diversity indices, species richness and evenness, overlap indices, trophic spectra of catches, relative abundance of an indicator species or group, and numerous environmental indicators.

Given the complexity of marine ecosystems, no single indicator can completely represent their structure and internal dynamics. In order to monitor changes in these multidimensional systems and detect the potential impacts of fishing and the environment, a variety of indicators is required. Therefore, a range of indicators that can be calculated with the ecosystem modelling software *Ecopath with Ecosim* (EwE) are used in this report to describe the long-term changes in the EPO ecosystem. The analysis covers the 1970-2014 period, and the indicators included are: mean trophic level of the catch (MTL_c), the Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance index (FIB), Kempton’s Q diversity index, and three indicators that describe the mean trophic level of three components, or ‘communities’ (TL 2.0-3.5, 3.5-4.0, and >4.0), after fisheries have extracted biomass as catches. These indicators, and the results derived from the ecosystem model of the pelagic Eastern Tropical Pacific Ocean (ETP)¹⁵, are summarized below.

Trophic structure of the EPO ecosystem. Ecologically-based approaches to fisheries management require accurate depictions of trophic links and biomass flows through the food web. Trophic levels (TLs) are used in food-web ecology to characterize the functional role of organisms and to estimate energy flows through communities. A simplified food-web diagram, with approximate TLs, from the ETP model is shown in [Figure J-8](#). Toothed whales (Odontoceti, average TL 5.2), large squid predators (large bigeye tuna and swordfish, average TL 5.2), and sharks (average TL 5.0) are top-level predators. Other tunas, large piscivores, dolphins (average TL 4.8), and seabirds (average TL 4.5) occupy slightly lower TLs. Smaller epipelagic fishes (*e.g.* *Auxis* spp. and flyingfishes, average TL 3.2), cephalopods (average TL 4.4), and mesopelagic fishes (average TL 3.4) are the principal forage of many of the upper-level predators in the ecosystem. Small fishes and crustaceans prey on two zooplankton groups, and the herbivorous micro-zooplankton (TL 2) feed on the producers, phytoplankton and bacteria (TL 1).

Ecological indicators. In exploited pelagic ecosystems, fisheries that target large piscivorous fishes act as

¹³ <http://ggweather.com/enso/oni.htm>

¹⁴ <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.noaa.oisst.v2.html>

¹⁵ Olson, R.J., and G.M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 22(3): 133-218.

the system's apex predators. Over time, fishing can cause the overall size composition of the catch to decrease, and, in general, the TLs of smaller organisms are lower than those of larger organisms. The mean trophic level of the catch (MTL_c) by fisheries can be a useful metric of ecosystem change and sustainability, because it integrates an array of biological information about the components of the system. MTL_c is also an indicator of whether fisheries are changing their fishing or targeting practices in response to changes in the abundance or catchability of traditional target species. For example, declines in the abundance of large predatory fish by overfishing has resulted in fisheries progressively targeting species at lower trophic levels in order to remain profitable. Studies that have documented this phenomenon, referred to as 'fishing down the food web', have shown that the MTL_c decreased by around 0.1 of a trophic level per decade.

The Marine Trophic Index (MTI) is essentially the same as MTL_c , but it includes only high trophic level species—generally $TL > 4.0$ —that are the first indicator of 'fishing down the food web'. Some ecosystems, however, have changed in the other direction, from lower to higher TL communities, sometimes as a result of improved technologies to allow exploitation of larger species—referred to as 'fishing up the food web'—but it can also result from improved catch reporting, as previously unreported catches of discarded predatory species, such as sharks, are recorded.

The Fishing in Balance (FIB) index indicates whether fisheries are balanced in ecological terms and not disrupting the functionality of the ecosystem ($FIB = 0$). A negative FIB indicates overexploitation, when catches do not increase as expected given the available productivity in the system, or if the effects of fishing are sufficient to compromise the functionality of the ecosystem, while a positive FIB indicates expansion of a fishery, either spatially, or through increased species richness of the catch.

Kempton's Q index measures the diversity and evenness in the ecosystem of species or functional groups with a trophic level greater than 3. Because the number of functional groups defined by an ecosystem model is fixed, a decrease in the index indicates that the relative contribution of each group to the overall biomass has changed relative to a reference year.

In contrast to MTL_c , the mean trophic level of the community essentially describes what the expected trophic level of components of the ecosystem is after fishing has extracted biomass as catches. There are three components—referred to as "communities"—that aggregate the biomass of functional groups in the model by trophic level: 2.0-3.5 ($MTL_{2.0}$), 3.5-4.0 ($MTL_{3.5}$), and >4.0 ($MTL_{4.0}$). These indicators can be used in unison to detect trophic cascades, whereby a decline in biomass of $MTL_{4.0}$ due to fishing would reduce predation pressure on $MTL_{3.5}$ and thus increase its biomass, which would in turn increase predation pressure on $MTL_{2.0}$ and reduce its biomass.

Monitoring the EPO ecosystem using ecological indicators. Given the potential utility of combining ecological indicators for describing the various structures and internal dynamics of the EPO ecosystem, annual indicator values were estimated from a 1970-2014 time series of annual catches and discards, by species, for three purse-seine fishing modes, the pole-and-line fishery, and the longline fishery in the EPO. The estimates were made by assigning the annual catch of each species from the IATTC tuna, bycatch, and discard databases to a relevant functional group defined in the ETP ecosystem model, and refitting the Ecosim model to the time series of catches to estimate MTL_c and the other aforementioned ecological indicators.

Values for MTL_c and MTI increased from 4.63 in 1970 to 4.66 in 1993, the year for which the ecosystem model was characterised, and coincidentally the year when the purse-seine fishing effort on FADs increased significantly (Figure J-9). After 1993, MTL_c continued to increase, to a peak of 4.72 in 1997, due to the expansion of the FAD fishery, which increased bycatches of other high trophic level species that also aggregate around floating objects (*e.g.* sharks, billfishes, wahoo and dorado). This expansion is seen in the positive FIB index during the same period, and also a change in the composition of the community indicated by Kempton's Q index. After 1997, MTL_c , MTI, FIB and Kempton's Q index all show a gradual decline (Figure J-9). Since its peak in 1997, MTL_c declined by 0.08 of a trophic level in the subsequent 18 years, or 0.044 trophic levels per decade.

The above indicators generally describe the change in the exploited components of the ecosystem, whereas community biomass indicators describe changes in the structure of the ecosystem once biomass has been removed due to fishing. The biomass of the MTL_{4.0} community peaked at 4.444 in 1993, but has continued to decline, to 4.439 in 2014 ([Figure J-9](#)). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2014 the biomass of the MTL_{3.0} community increased from 3.799 to 3.800, while that of the MTL_{2.0} community decreased from 3.306 to 3.305.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 44-year analysis period. However, these changes, even if they are a direct result of fishing, are not considered ecologically detrimental, but the patterns of changes, particularly in the mean trophic level of the communities, certainly warrant the continuation, and possible expansion, of monitoring programs for fisheries in the EPO.

7. ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

The primary goal of ecosystem-based fisheries management is to ensure the long-term sustainability of all species impacted—directly or indirectly—by fishing. However, this is a significant challenge for fisheries that interact with many non-target species with diverse life histories, for which sufficiently reliable catch and biological data for single-species assessments are lacking. An alternative approach for such data-limited situations is Ecological Risk Assessment (ERA), a tool for prioritizing management action or further data collection and research for potentially vulnerable species.

‘Vulnerability’ is defined here as the potential for the productivity of a stock to be diminished by direct and indirect fishing pressure. The IATTC staff has applied an ERA approach called ‘productivity-susceptibility analysis’ (PSA) to estimate the vulnerability of data-poor, non-target species caught in the EPO purse-seine fishery by large (Class-6) vessels in 2010 and in the longline fishery in 2017. PSA considers a stock’s vulnerability as a combination of its susceptibility to being captured by, and incur mortality from, a fishery and its capacity to recover, given its biological productivity.

Purse-seine fishery. A preliminary evaluation of three purse-seine “fisheries” in the EPO was made in 2014, using 32 species (3 target tunas, 4 billfishes, 3 dolphins, 7 large fishes, 3 rays, 9 sharks, 2 small fishes and 1 turtle) that comprised the majority of the biomass removed by the purse-seine fleet during 2005-2013 ([Table J-1](#)). The overall productivity (*p*) and susceptibility (*s*) values that contributed to the overall vulnerability score (*v*) are shown in Table J-1. Vulnerability was highest for shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*), bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*), pelagic thresher shark (*A. pelagicus*), giant manta ray (*Manta birostris*), hammerhead sharks (*Sphyrna mokarran*, *S. lewini*, and *S. zygaena*), and silky shark (*Carcharhinus falciformis*). Billfishes, dolphins, rays, and turtles were all moderately vulnerable, while small fishes, most large fishes, and two of the three target tuna species had the lowest vulnerability scores ([Table J-1](#); [Figure J-10a](#)).

Large-scale tuna longline fishery. A preliminary assessment of the longline fishery in the EPO was undertaken for 2016 for 68 species that had some level of interaction (captured, discarded, or impacted) with the fishery. There were 12, 38, and 18 species classified as having low, moderate, and high vulnerability, respectively ([Figure J-10b](#); [Table J-2](#)). Of the 18 highly vulnerable species, 13 were elasmobranchs—with the bigeye thresher, tiger, porbeagle and blue sharks identified as most vulnerable—and 5 were commercially important tunas and billfishes (albacore, Pacific bluefin, and yellowfin tunas, swordfish, and striped marlin). Other tuna-like and mesopelagic species were classified as either having moderate or low vulnerability in the fishery, although four species—wahoo, snake mackerel, and the two species of dorado—had *v* scores close to 2.0, in close vicinity to being highly vulnerable ([Figure J-10b](#); [Table J-2](#)).

In response to requests by participants at SAC-07 in 2016 to expand the ERA to other fisheries operating in the EPO, the IATTC staff produced three documents for SAC-08, covering (1) methodological improvements to PSA by resolving redundancy in productivity attributes ([SAC-08-07c](#)), (2) a metadata review for the large-scale longline fishery in the EPO ([SAC-08-07b](#)) to establish a list of impacted species and susceptibility parameters required for PSAs, and (3) a preliminary PSA for the large-scale longline fishery in

the EPO ([SAC-08-07d](#)). Responding to requests for more quantitative cumulative ecological assessments for the EPO has been a priority for IATTC staff, and has led to the development of a new flexible spatially-explicit approach that quantifies the cumulative impacts of multiple fisheries on data-poor species (SAC-09-12). A demonstration of a preliminary form of the method will be presented at SAC-09.

8. ECOSYSTEM MODELING

Although ERA approaches can be useful for assessing the ecological impacts of fishing, they generally do not consider changes in the structure and internal dynamics of an ecosystem. As data collection programs improve and ecological studies (*e.g.* on diet) are conducted on components of the ecosystem, more data-rich ecosystem models can be employed that quantitatively represent ecological interactions among species or ecological ‘functional groups’. These models are most useful as descriptive devices for exploring the potential impacts of fishing and/or environmental perturbations on components of the system, or the ecosystem structure as a whole.

The IATTC staff has developed a model of the pelagic ecosystem in the tropical EPO (IATTC Bulletin, [Vol. 22, No. 3](#)) to explore how fishing and climate variation might affect the animals at middle and upper trophic levels. The ecosystem model has 38 components, including the principal exploited species (*e.g.* tunas), functional groups (*e.g.* sharks and flyingfishes), and species of conservation importance (*e.g.* sea turtles). Fisheries landings and discards are included as five fishing “gears”: pole-and-line, longline, and purse-seine sets on tunas associated with dolphins, with floating objects, and in unassociated schools. The model focuses on the pelagic regions; localized, coastal ecosystems are not included.

The model has been calibrated to time series of biomass and catch data for a number of target and non-target species for 1961-1998. There have been significant improvements in data collection programs in the EPO since 1998, and these new data may allow the model to be calibrated to the most recent data.

One shortcoming of the model is that it describes only the tropical component of the EPO ecosystem, and results cannot be reliably extrapolated to other regions of the EPO. Therefore, future work may aim to update the model to a spatially-explicit model that covers the entire EPO. This is a significant undertaking, but it would allow for an improved representation of the ecosystem and the potential fishery and climate impact scenarios that may be modelled to guide ecosystem-based fisheries management.

9. ACTIONS BY THE IATTC AND THE AIDCP ADDRESSING ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

Both the IATTC’s Antigua Convention and the AIDCP have objectives that involve the incorporation of ecosystem considerations into the management of the tuna fisheries in the EPO. Actions taken in the past include:

9.1. Dolphins

- a. For many years, the impact of the fishery on the dolphin populations has been assessed, and programs to reduce or eliminate that impact have met with considerable success.
- b. The incidental mortalities of all stocks of dolphins have been limited to levels that are insignificant relative to stock sizes.

9.2. Sea turtles

- a. A database on all sea turtle sightings, captures, and mortalities reported by observers has been compiled.
- b. [Resolution C-04-07](#) on a three-year program to mitigate the impact of tuna fishing on sea turtles was adopted by the IATTC in June 2004; it includes requirements for data collection, mitigation measures, industry education, capacity building, and reporting.
- c. [Resolution C-04-05 REV 2](#), adopted by the IATTC in June 2006, contains provisions on releasing and handling of sea turtles captured in purse seines. The resolution also prohibits vessels from disposing of

plastic containers and other debris at sea, and instructs the Director to study and formulate recommendations regarding the design of FADs, particularly the use of netting attached underwater to FADs.

- d. [Resolution C-07-03](#), adopted by the IATTC in June 2007, contains provisions on implementing observer programs for fisheries under the purview of the Commission that may have impacts on sea turtles and are not currently being observed. The resolution requires fishermen to foster recovery and resuscitation of comatose or inactive hard-shell sea turtles before returning them to the water. CPCs with purse-seine and longline vessels fishing for species covered by the IATTC Convention in the EPO are directed to avoid encounters with sea turtles, to reduce mortalities using a variety of techniques, and to conduct research on modifications of FAD designs and longline gear and fishing practices.

9.3. Seabirds

- a. [Recommendation C-10-02](#), adopted by the IATTC in October 2010, reaffirmed the importance that IATTC Parties and cooperating non-Parties, fishing entities, and regional economic integration organizations implement, if appropriate, the FAO International Plan of Action for Reducing the Incidental Catch of Seabirds in Longline Fisheries (“IPOA-Seabirds”).
- b. [Resolution C-11-02](#), adopted by the IATTC in July 2011, reaffirmed the importance of implementing the IPOA-Seabirds (see 9.3.a) and provides that Members and Cooperating non-Members (CPCs) shall require their longline vessels of more than 20 meters length overall and that fish for species covered by the IATTC in the EPO to use at least two of the specified mitigation measures, and establishes minimum technical standards for the measures.

9.4. Other species

- a. [Resolution C-00-08](#), adopted in June 2000, establishes guidelines on live release of sharks, rays, billfishes, dorado, wahoo, and other non-target species.
- b. [Resolution C-04-05](#), adopted in June 2006, instructs the Director to seek funds for reduction of incidental mortality of juvenile tunas, for developing techniques and equipment to facilitate release of billfishes, sharks, and rays from the deck or the net, and to carry out experiments to estimate the survival rates of released billfishes, sharks, and rays.
- c. [Resolution C-11-10](#), adopted in July 2011, prohibits retaining onboard, transshipping, landing, storing, selling, or offering for sale any part or whole carcass of oceanic whitetip sharks in the fisheries covered by the Antigua Convention, and to promptly release unharmed, to the extent practicable, oceanic whitetip sharks when brought alongside the vessel.
- d. [Resolution C-15-04](#), adopted in July 2015, prohibits retaining onboard, transshipping, landing, storing, selling, or offering for sale any part or whole carcass of manta rays (Mobulidae) (which includes *Manta birostris* and *Mobula* spp.) and requires vessels to release all mobulid rays alive wherever possible.
- e. [Resolution C-16-05](#), adopted in July 2016, states that the IATTC scientific staff shall develop a workplan for completing full stock assessments for the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) and hammerhead sharks (*i.e.*, *Sphyrna lewini*, *S. zygaena* and *S. mokarran*). CPCs shall require their fishers to collect and submit catch data for silky and hammerhead sharks, and shall submit the data to the IATTC in accordance with IATTC data reporting requirements.
- f. [Resolution C-16-06](#), adopted in July 2016, prohibits retaining on board, transshipping, landing, or storing, in part or whole, carcasses of silky sharks caught by purse-seine vessels in the IATTC Convention Area.

9.5. Fish-aggregating devices (FADs)

- a. [Resolution C-16-01](#), adopted in July 2016, amends and replaces [Resolution C-15-03](#), adopted by the IATTC in July 2015. It requires all purse-seine vessels, when fishing on FADs in the IATTC Convention Area, to collect and report FAD information including an inventory of the FADs present on the

vessel, specifying, for each FAD, identification, type, and design characteristics. To reduce entanglement of sharks, sea turtles, or any other species, principles for the design and deployment of FADs are specified. Setting a purse seine on tuna associated with a live whale shark is prohibited, if the animal is sighted prior to the set. A working group on FADs is established and its objectives are to collect and compile information on FADs, review data collection requirements, compile information regarding developments in other tuna-RFMOs on FADs, compile information regarding developments on the latest scientific information on FADs, including information on non-entangling FADs, prepare annual reports for the SAC, and identify and review possible management measures.

- b. [Resolution C-17-02](#), adopted in July 2017, specifies measures for the fishery on FADs, including the number of allowable active FADs.

9.6. All species

- a. Data on the bycatches of large purse-seine vessels are being collected, and governments are urged to provide bycatch information for other vessels.
- b. Data on the spatial distributions of the bycatches and the bycatch/catch ratios have been collected for analyses of policy options to reduce bycatches.
- c. Information to evaluate measures to reduce the bycatches, such as closures, effort limits, *etc.*, has been collected.
- d. Assessments of habitat preferences and the effect of environmental changes have been made.
- e. Requirements have been adopted for the CPCs to ensure that, from 1 January 2013, at least 5% of the fishing effort made by its longline vessels greater than 20 m length overall carry a scientific observer.

10. FUTURE DEVELOPMENTS

It is unlikely, in the near future at least, that there will be stock assessments for most of the bycatch species. The IATTC staff's experience with dolphins suggests that the task is not trivial if relatively high precision is required. In lieu of formal assessments, it may be possible to develop indices to assess trends in the populations of these species, which is currently undertaken for silky sharks.

An ecosystem-based approach to fisheries management may be best facilitated through a multi-faceted approach involving the development and monitoring of biologically and ecologically meaningful indicators for key indicator species and ecosystem integrity. Ecological indicators may be aggregate indices describing the structure of the entire ecosystem (*e.g.* diversity), or specific components (*e.g.* trophic level of the catch). Biological indicators may generally relate to single species—perhaps those of key ecological importance or ‘keystone’ species—and be in the form of commonly-used fishery reference points (*e.g.* F_{MSY}), CPUE, or other simple measures such as changes in size spectra. However, the indicator(s) used depend heavily on the reliability of the information available at the species to ecosystem level.

The distributions of the fisheries for tunas and billfishes in the EPO are such that several regions with different ecological characteristics may be included. Within them, water masses, oceanographic or topographic features, influences from the continent, *etc.*, may generate heterogeneity that affects the distributions of the different species and their relative abundances in the catches. It would be desirable to increase our understanding of these ecological strata so that they can be used in the analyses.

It is important to continue studies of the ecosystems in the EPO. The power to resolve issues related to fisheries and the ecosystem will increase with the number of habitat variables, taxa, and trophic levels studied and with longer time series of data.

Future ecosystem work is described in the IATTC Strategic Science Plan (SAC-09-01) and staff activities report (SAC-09-02). Briefly, this work will include improving ERAs, developing and maintaining data-bases of key biological and ecological parameters (*e.g.* growth parameters), developing research proposals

for biological sampling, ecosystem monitoring and field-based research on consumption and evacuation experiments, development of a spatially-explicit ecosystem model of the EPO and ecological indicators, and continued reporting of bycatch estimates.

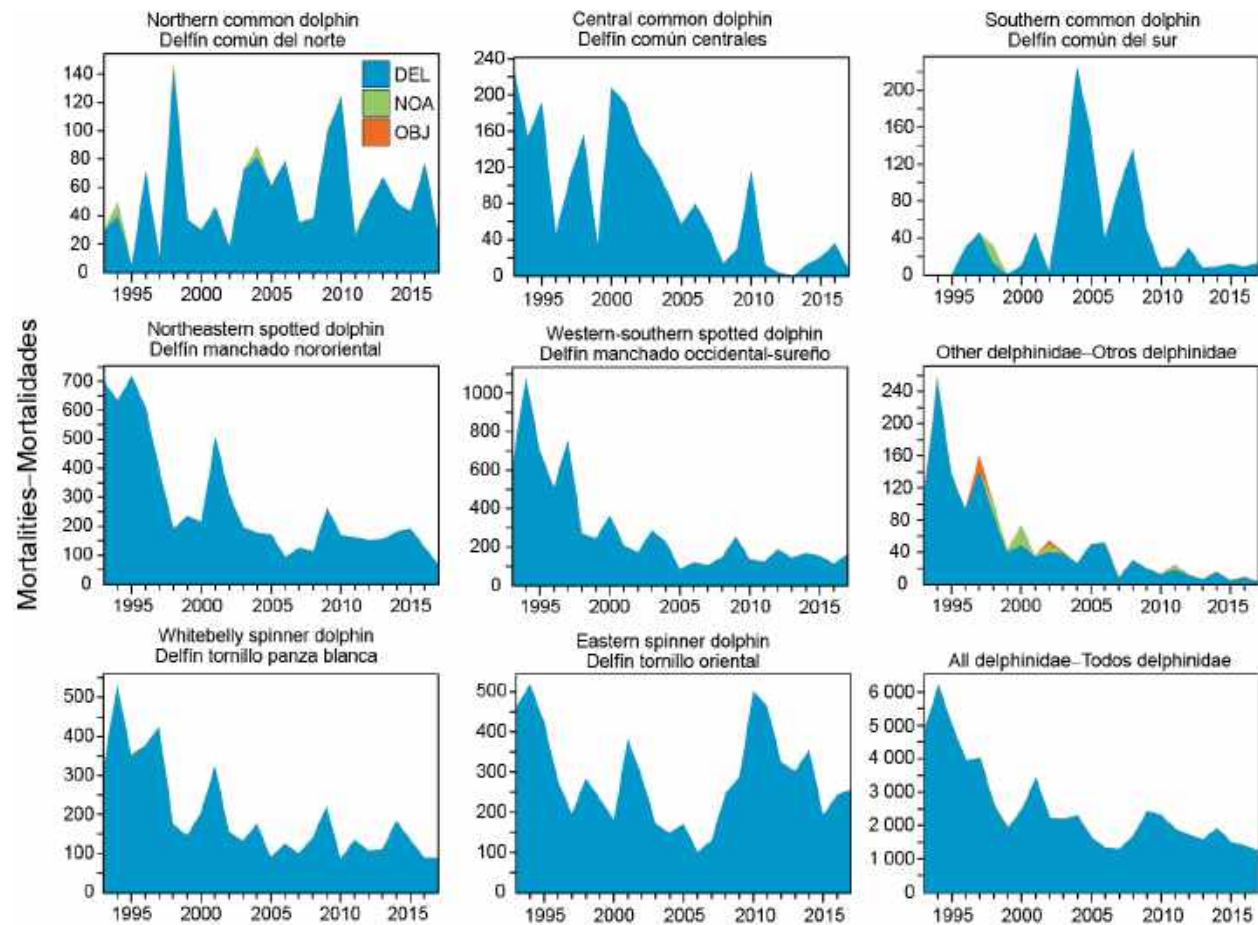


FIGURE J-1. Incidental dolphin mortalities, in numbers of animals, reported by observers aboard large purse-seine vessels, 1993-2017, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)). Data for 2017 are preliminary.

FIGURA J-1. Mortalidades incidentales de delfines, en número de animales, reportadas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993-2017, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)). Los datos de 2017 son preliminares.

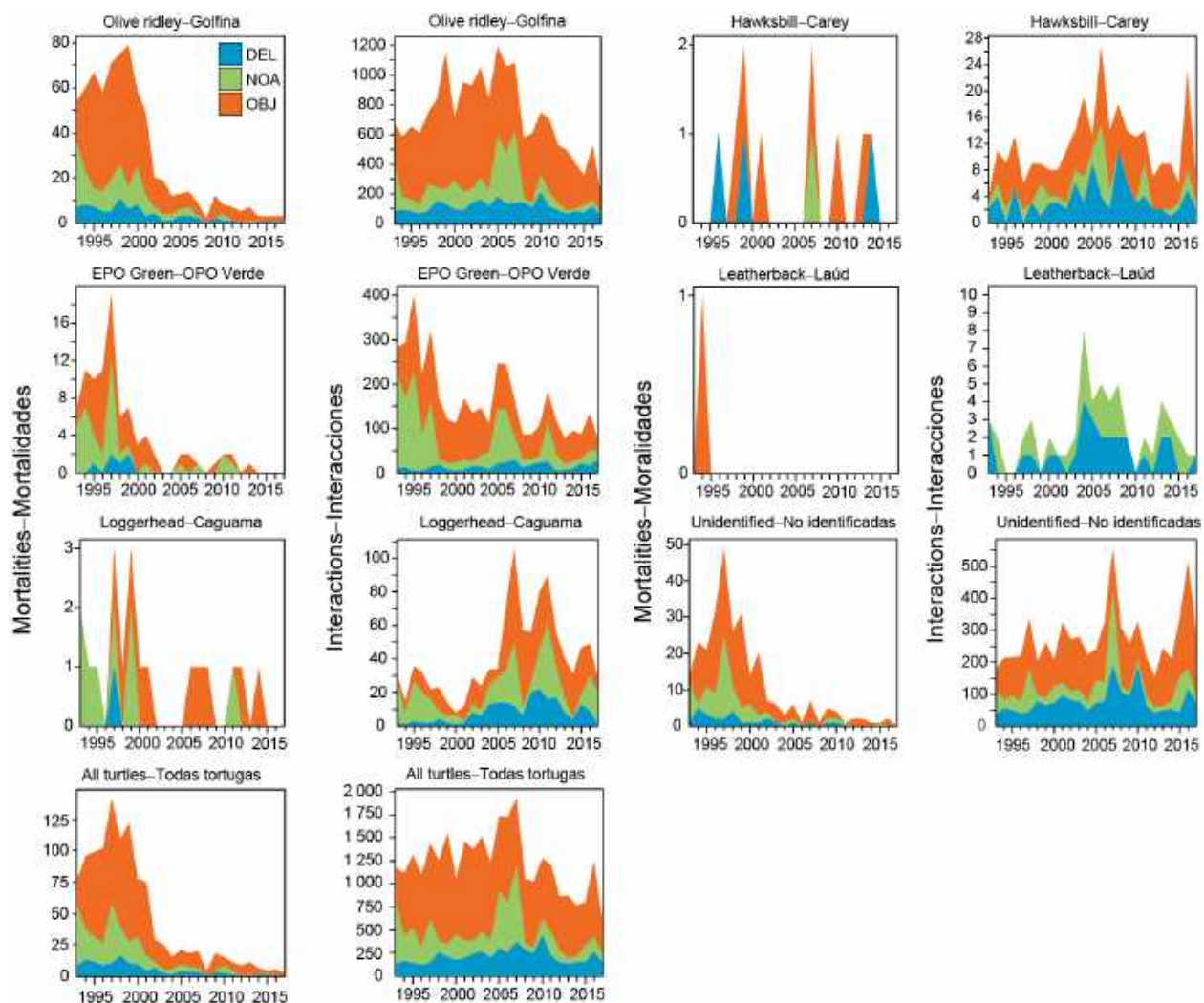


FIGURE J-2. Sea turtle interactions and mortalities, in numbers of animals, reported by observers aboard large purse-seine vessels, 1993-2017, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)). Data for 2017 are preliminary.

FIGURA J-2. Interacciones y mortalidades incidentales de tortugas marinas, en número de animales, reportadas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993-2017, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)). Los datos de 2017 son preliminares.

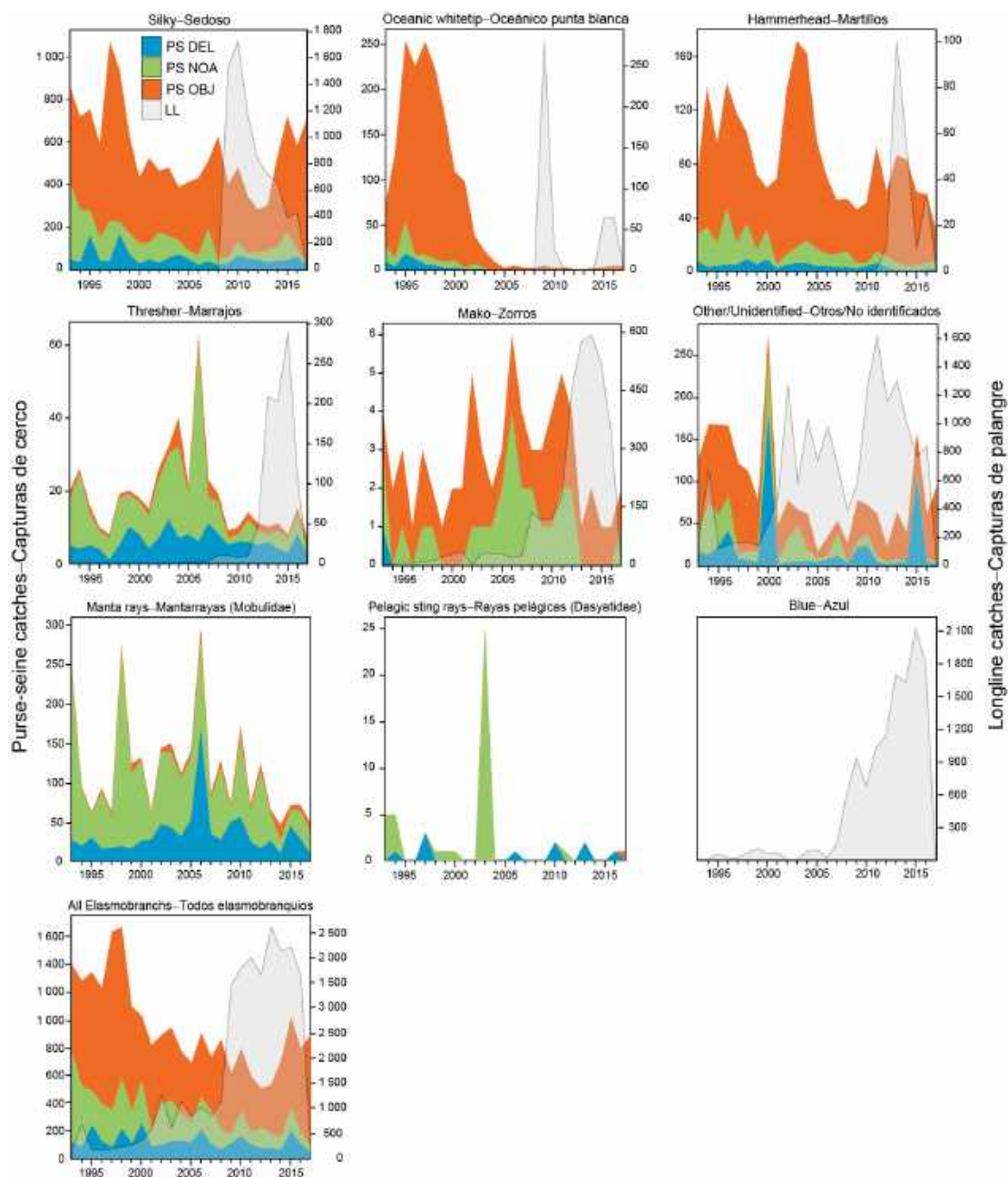


FIGURE J-3. Catches, in tons, of sharks and rays. Retained and discarded catches reported by observers onboard large purse-seine vessels, 1993-2017, by set type, (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)) (left y-axis). Longline data (right y-axis) are considered to be minimum catch estimates using IATTC's available $5^{\circ} \times 5^{\circ}$, due to incomplete data reporting (see section 2.1 and SAC-08-07b for limitations associated with longline data). Purse-seine data for 2017 are preliminary; longline data for 2017 not currently available.

FIGURA J-3. Capturas, en toneladas, de tiburones y rayas por buques cerqueros grandes, 1993-2017, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) (eje y izquierdo) y por buques palangreros (LL) 1993-2016 (eje y derecho). Los datos de cerco de 2017 son preliminares; datos de palangre para 2017 no disponibles. Ver sección 2.1 y SAC-08-07b para limitaciones asociadas a los datos de palangre.

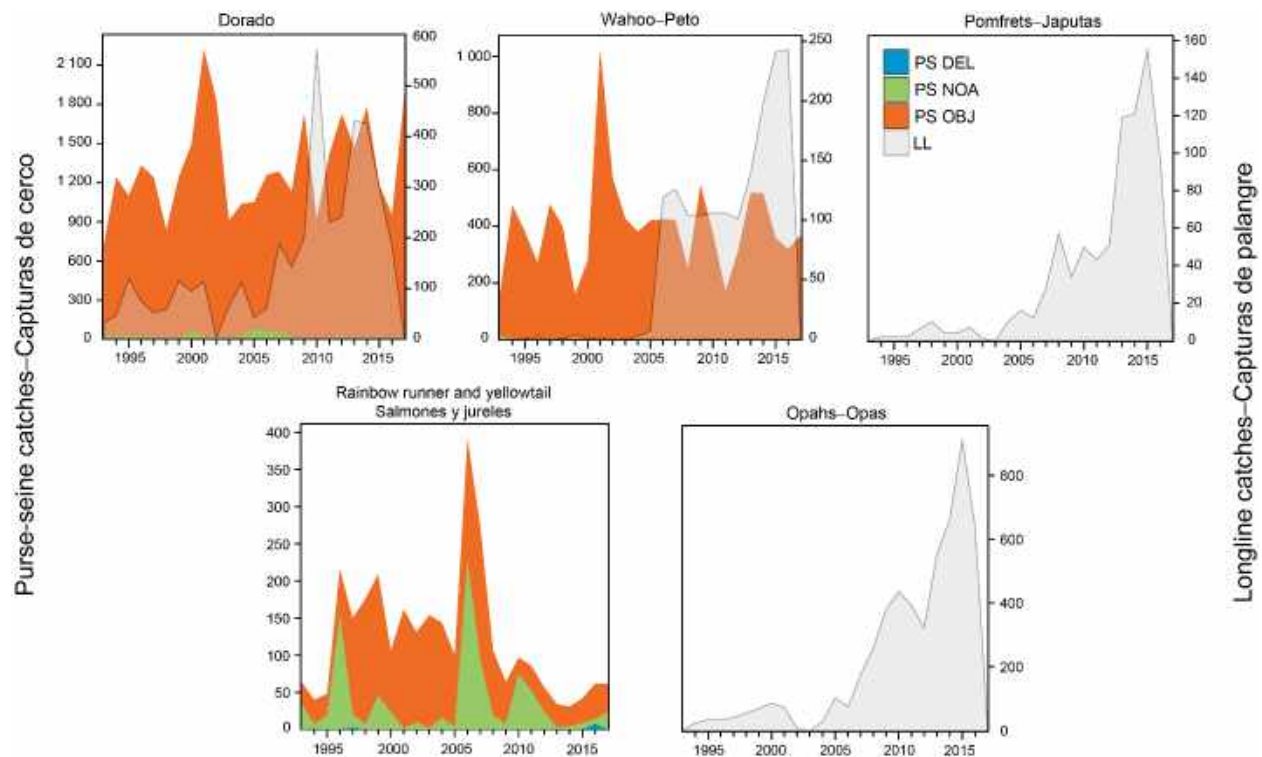


FIGURE J-4. Catches, in tons, of commonly-caught fishes by large purse-seine vessels, 1993-2017, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)) (left y-axis). Longline data (right y-axis) are considered to be minimum catch estimates using IATTC's available 5°x5°, due to incomplete data reporting (see section 2.1 and [SAC-08-07b](#) for limitations associated with longline data). Purse-seine data for 2017 are preliminary; longline data for 2017 not currently available.

FIGURA J-4. Capturas, en toneladas, de peces capturados comúnmente por buques cerqueros grandes, 1993-2017, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) (eje y izquierdo) y por buques palangreros (LL) 1993-2016 (eje y derecho). Los datos de cerco de 2017 son preliminares; datos de palangre para 2017 no disponibles. Ver sección 2.1 y [SAC-08-07b](#) para limitaciones asociadas a los datos de palangre.

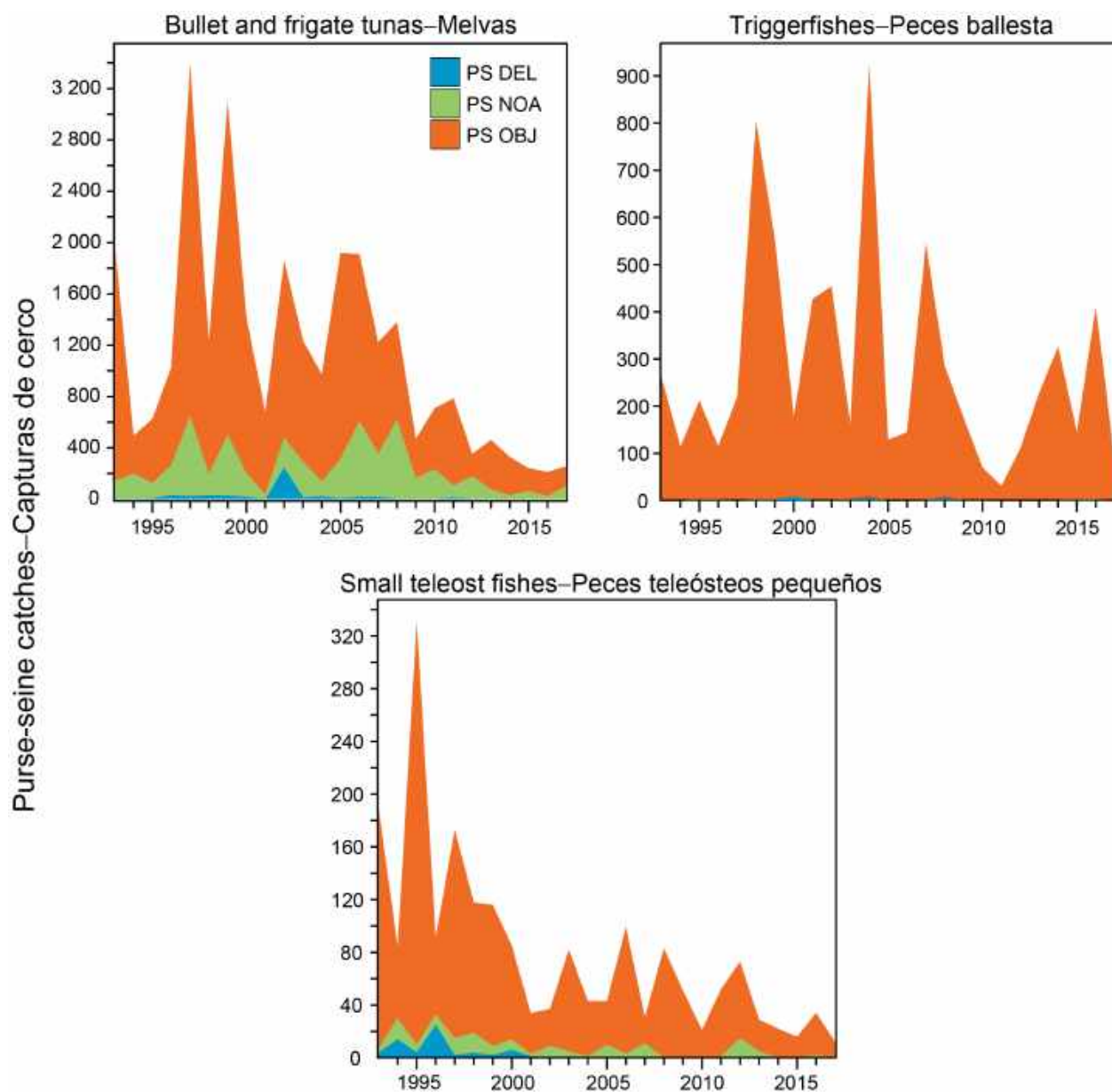


FIGURE J-5. Catches, in tons, of forage fishes by large purse-seine vessels, 1993-2017, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)). Data for 2017 are preliminary.

FIGURA J-5. Capturas, en toneladas, de peces de alimento por buques cerqueros grandes, 1993-2017, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)). Los datos de 2017 son preliminares.

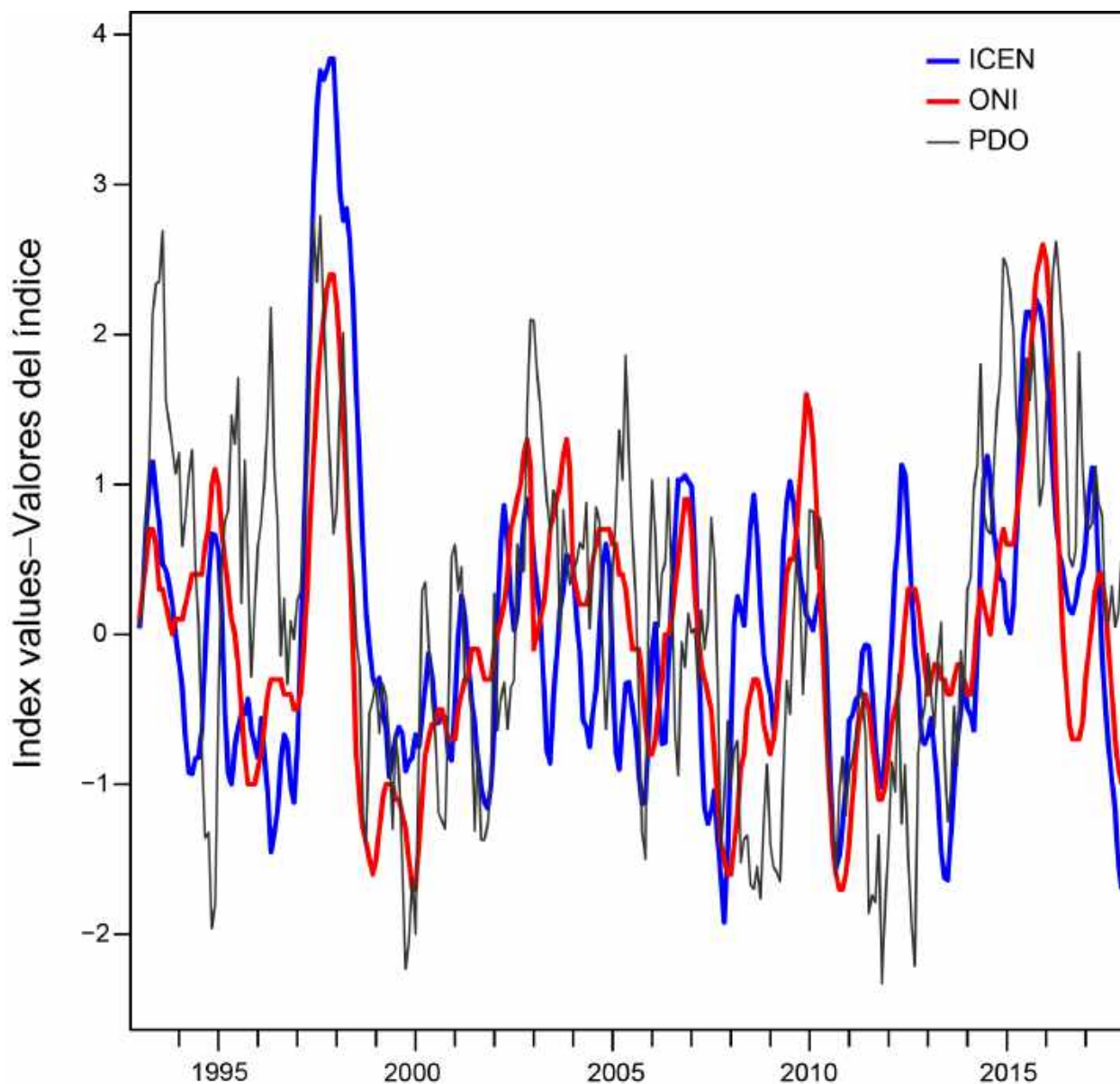


FIGURE J-6. Oceanographic indices used to characterize SST anomalies and El Niño-Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean, 1993-2017. ICEN: Índice Costero El Niño; ONI: Oceanic Niño Index; PDO: Pacific Decadal Oscillation. See section 5 of text for details.

FIGURA J-6. Índices oceanográficos usados para caracterizar las anomalías de las TSM y los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) en el Océano Pacífico, 1993-2017. ICEN: Índice Costero El Niño; ONI: Índice Oceánico del Niño; PDO: Oscilación Decadal del Pacífico. Ver detalles en la sección 5 del texto.

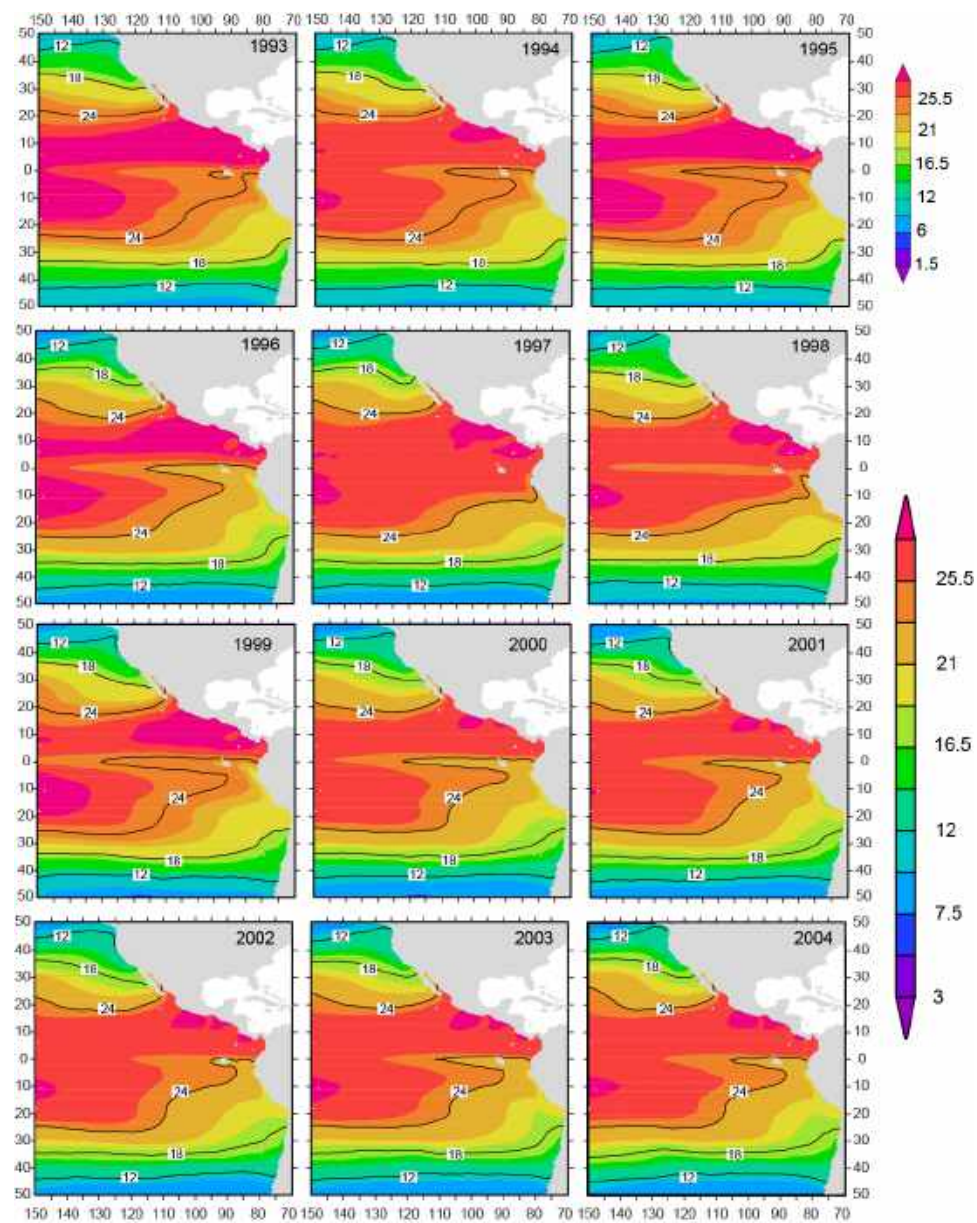


FIGURE J-7a. Mean annual SSTs in the EPO, 1993-2004. See section 5 of text for details.

FIGURA J-7a. TSM anuales medias en el OPO, 1993-2004. Ver detalles en la sección 5 del texto.

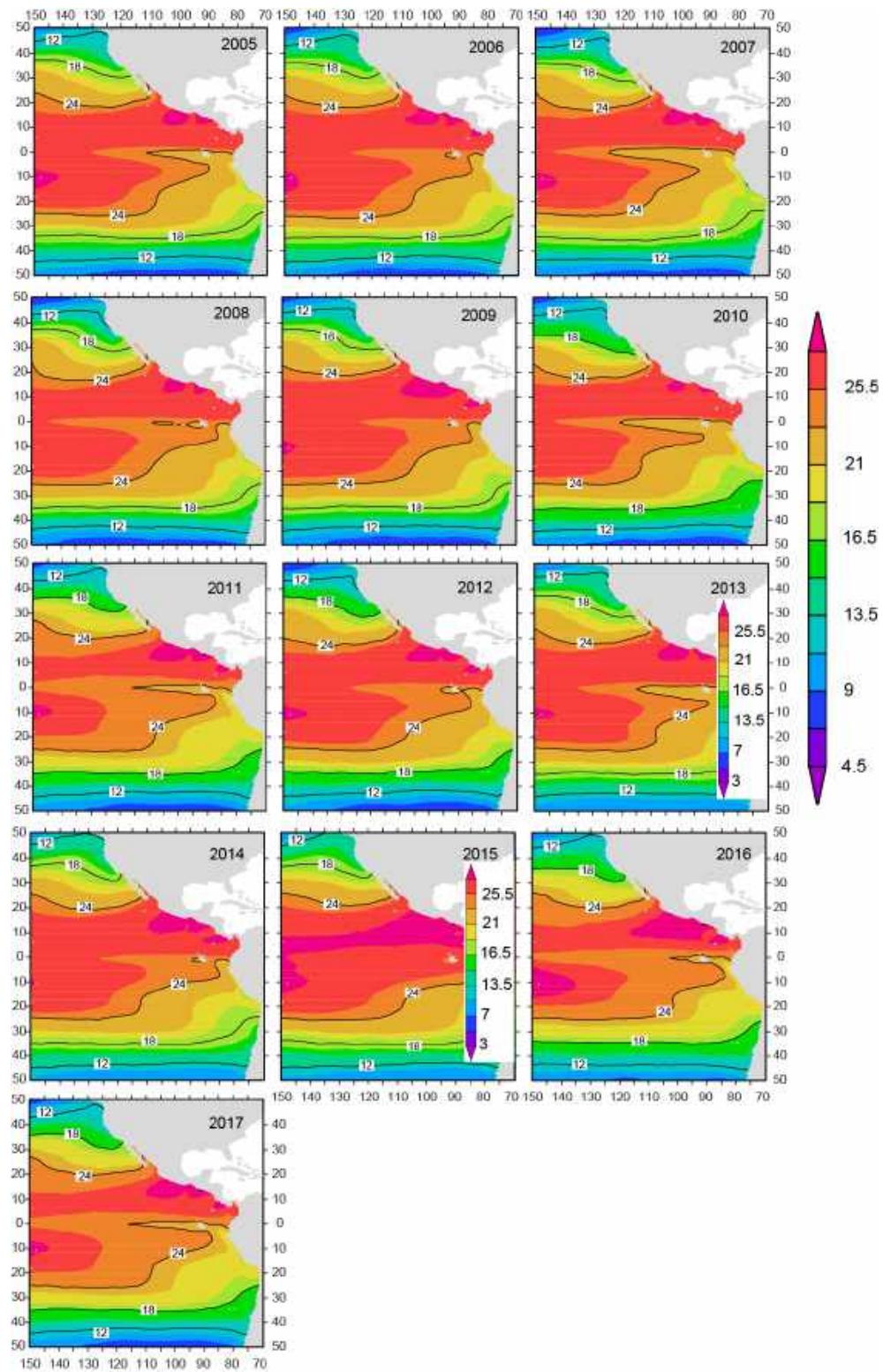


FIGURE J-7b. Mean annual SSTs in the EPO, 2005-2017. See section 5 of text for details.

FIGURA J-7b. TSM anuales medias en el OPO, 2005-2017. Ver detalles en la sección 5 del texto.

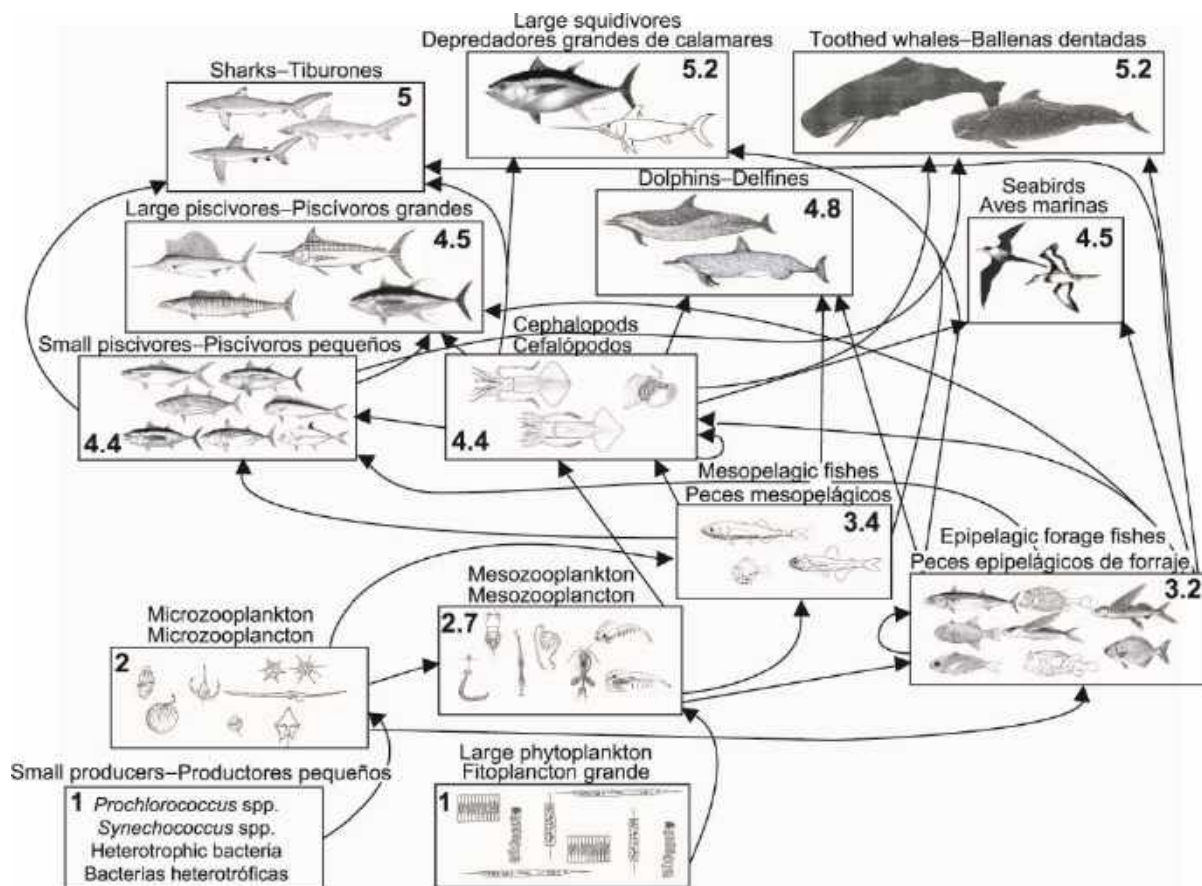


FIGURE J-8. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

FIGURA J-8. Diagrama simplificado de la red trófica del ecosistema pelágico en el OPO tropical. Los números en los recuadros indican el nivel trófico aproximado de cada grupo.

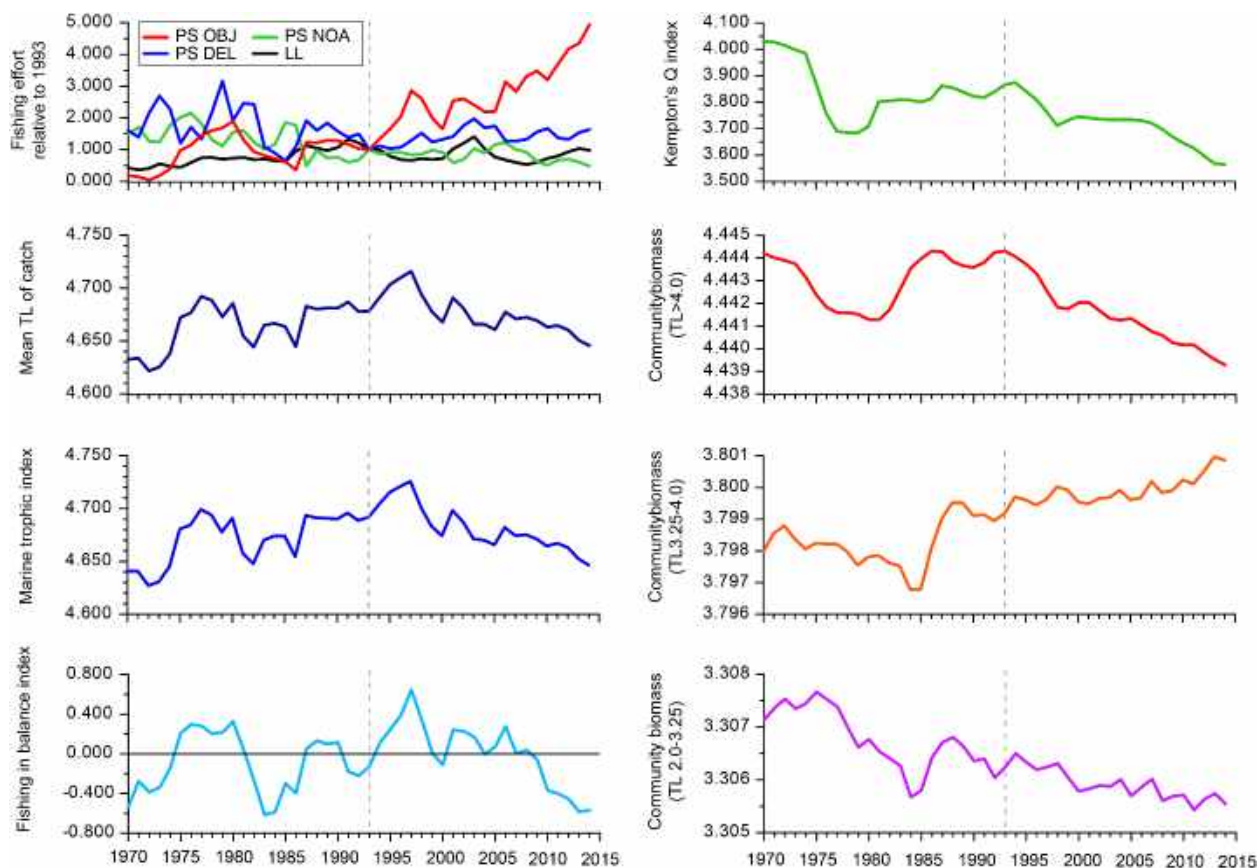


FIGURE J-9. Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1970-2014 (see Section 6 of text for details), and an index of longline (LL) and purse-seine (PS) fishing effort, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)), relative to the model start year of 1993 (vertical dashed line), when the expansion of the purse-seine fishery on FADs began.

FIGURA J-9. Valores anuales de siete indicadores ecológicos de cambios en diferentes componentes del ecosistema tropical del OPO, 1970-2014 (ver detalles en la sección 6 del texto), y un índice de esfuerzo palangrero (LL) y cerquero (PS), por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) relativo al año de inicio del modelo de 1993 (línea de trazos vertical), cuando comenzó la expansión de la pesquería cerquera sobre plantados.

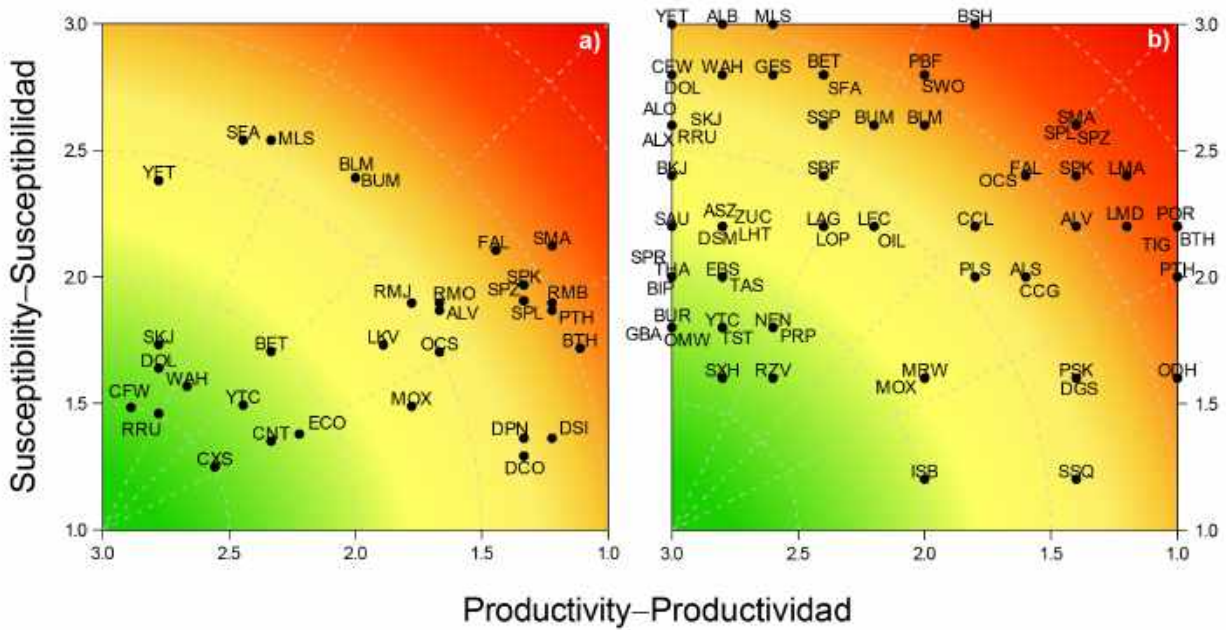


FIGURE J-10. Productivity and susceptibility x-y plot for target and bycatch species caught by the purse-seine fishery (a) and the longline fishery (b) in the EPO during 2005-2013 and 2017, respectively. See Tables [J-1](#) and [J-2](#) for species codes for each fishery.

FIGURA J-10. Gráfica x-y de productividad y susceptibilidad de especies objetivo y de captura incidental capturadas por la pesquería cerquera (a) y la pesquería palangrera (b) en el OPO durante 2005-2000 y 2017, respectivamente. Ver códigos de especies para cada pesquería en las Tablas [J-1](#) y [J-2](#).

TABLE J-1. Productivity (p) and susceptibility (s) scores used to compute the overall vulnerability measure v . Susceptibility (s) scores are shown for each fishery (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)) and as a weighted combination of the individual fishery values. Vulnerability scores rated as low (green), medium (yellow), and high (red)

TABLA J-1. Puntuaciones de productividad (p) y susceptibilidad (s) usadas para computar la medida general de vulnerabilidad v . D. Se señalan las puntuaciones de susceptibilidad para cada pesquería (DEL: delfín; NOA: no asociada; OBJ: objeto flotante) y como combinación ponderada de los valores de las pesquerías individuales. Puntuaciones de vulnerabilidad clasificadas de baja (verde), mediana (amarillo), y alta (rojo).

Group	Scientific name	Common name	Nombre común	Code	s by fishery s por pesquería			p	s	v
					Código	DEL	NOA			
Tunas	<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin tuna	Atún aleta amarilla	YFT	2.38	2.38	2.38	2.78	2.38	1.4
Atunes	<i>Thunnus obesus</i>	Bigeye tuna	Atún patudo	BET	1	2.23	2.38	2.33	1.7	0.97
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Skipjack tuna	Atún barrilete	SKJ	1	2.38	2.38	2.78	1.73	0.76
Billfishes	<i>Makaira nigricans</i>	Blue marlin	Marlín azul	BUM	2.23	2.23	2.69	2	2.39	1.71
Peces picudos	<i>Istiompax indica</i>	Black marlin	Marlín negro	BLM	2.23	2.23	2.69	2	2.39	1.71
	<i>Kajikia audax</i>	Striped marlin	Marlín rayado	MLS	2.54	2.54	2.54	2.33	2.54	1.68
	<i>Istiophorus platypterus</i>	Indo-Pacific sailfish	Pez vela indopacífico	SFA	2.54	2.54	2.54	2.44	2.54	1.64
Dolphins	<i>Stenella longirostris</i>	Unidentified spinner dolphin	Delfín tornillo no identificado	DSI	1.77	1	1	1.22	1.36	1.82
Delfines	<i>Stenella attenuata</i>	Unidentified spotted dolphin	Delfín manchado no identificado	DPN	1.77	1	1	1.33	1.36	1.71
	<i>Delphinus delphis</i>	Common dolphin	Delfín común	DCO	1.62	1	1	1.33	1.29	1.7
Large fishes	<i>Coryphaena hippurus</i>	Common dolphinfish	Dorado	DOL	1	2	2.31	2.78	1.64	0.68
Peces grandes	<i>Coryphaena equiselis</i>	Pompano dolphinfish	Dorado pompano	CFW	1	1	2.38	2.89	1.48	0.5
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Wahoo	Peto	WAH	1	1	2.62	2.67	1.57	0.66
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Rainbow runner	Salmón	RRU	1	1	2.31	2.78	1.46	0.51
	<i>Mola mola</i>	Ocean sunfish, Mola	Pez luna	MOX	1	1.92	1.92	1.78	1.49	1.31
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	Bigeye trevally	Jurel voráz	CXS	1	2.38	1	2.56	1.25	0.51
	<i>Seriola lalandi</i>	Yellowtail amberjack	Medregal rabo amarillo	YTC	1	2.08	1.85	2.44	1.49	0.75
Rays	<i>Manta birostris</i>	Giant manta	Mantarraya gigante	RMB	1.92	2.08	1.77	1.22	1.9	1.99
Rayas	<i>Mobula japanica</i>	Spinetail manta		RMJ	1.92	2.08	1.77	1.78	1.9	1.51
	<i>Mobula thurstoni</i>	Smoothtail manta		RMO	1.92	2.08	1.77	1.67	1.9	1.6
Sharks	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Silky shark	Tiburón sedoso	FAL	2.08	2.08	2.15	1.44	2.1	1.91
Tiburones	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Oceanic whitetip shark	Tiburón oceánico punta blanca	OCS	1.69	1	2.08	1.67	1.7	1.5
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Smooth hammerhead shark	Cornuda común	SPZ	1.77	1.92	2.08	1.33	1.91	1.9
	<i>Sphyrna lewini</i>	Scalloped hammerhead shark	Cornuda gigante	SPL	1.77	1.92	2.08	1.33	1.91	1.9
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Great hammerhead shark	Cornuda cruz	SPK	2.08	1.77	1.92	1.33	1.97	1.93
	<i>Alopias pelagicus</i>	Pelagic thresher shark	Tiburón zorro pelágico	PTH	1.92	1.92	1.77	1.22	1.87	1.98
	<i>Alopias superciliosus</i>	Bigeye thresher shark	Tiburón zorro ojón	BTH	1.77	2.08	1.46	1.11	1.72	2.02
	<i>Alopias vulpinus</i>	Common thresher shark	Tiburón zorro	ALV	1.92	1.92	1.77	1.67	1.87	1.59
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Short fin mako shark	Tiburón marrajo dientuso	SMA	2.23	2.23	1.92	1.22	2.12	2.1
Small fishes	<i>Canthidermis maculatus</i>	Ocean triggerfish	Pez ballesta oceánico	CNT	1	1	2	2.33	1.35	0.76

Group	Scientific name	Common name	Nombre común	Code	s by fishery s por pesquería			p	s	v
Grupo	Nombre científico			Código	DEL	NOA	OBJ			
Peces pequeños	<i>Sectator ocyurus</i>	Bluestriped chub	Chopa	ECO	1	1	2.08	2.22	1.38	0.87
Turtles-Tortugas	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Olive ridley turtle	Tortuga golfina	LKV	1.62	2.23	1.62	1.89	1.73	1.33

TABLE J-2. Species included in the productivity-susceptibility analysis for the large-scale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean, showing average productivity (p) and susceptibility (s) scores used to compute the overall vulnerability score (v) for each species, rated as low (green), medium (yellow), and high (red).

TABLA J-2. Especies incluidas en el análisis de productividad-susceptibilidad de la pesquería atunera palangrera a gran escala en el Océano Pacífico oriental. indicado las puntuaciones promedio de productividad (p) y susceptibilidad (s) usadas para calcular la puntuación general de vulnerabilidad (v) para cada especie, clasificada como baja (verde), mediana (amarillo), y alta (rojo).

Group	Scientific name	Common name	Nombre común	Code	p	s	v
Grupo	Nombre científico			Código			
Billfishes	<i>Istiompax indica</i>	Black marlin	Marlín negro	BLM	2.00	2.60	1.89
Peces picudos	<i>Istiophorus platypterus</i>	Indo-Pacific sailfish	Pez vela indopacífico	SFA	2.40	2.80	1.90
	<i>Kajikia audax</i>	Striped marlin	Marlín rayado	MLS	2.60	3.00	2.04
	<i>Makaira nigricans</i>	Blue marlin	Marlín azul	BUM	2.20	2.60	1.79
	<i>Tetrapturus angustirostris</i>	Shortbill spearfish	Marlín trompa corta	SSP	2.40	2.60	1.71
	<i>Xiphias gladius</i>	Swordfish	Pez espada	SWO	2.00	2.80	2.06
Tunas	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Skipjack	Barrilete	SKJ	3.00	2.60	1.60
Atunes	<i>Thunnus alalunga</i>	Albacore	Albacora	ALB	2.80	3.00	2.01
	<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin	Aleta amarilla	YFT	3.00	3.00	2.00
	<i>Thunnus maccoyii</i>	Southern bluefin	Aleta azul del sur	SBF	2.40	2.40	1.52
	<i>Thunnus obesus</i>	Bigeye	Patudo	BET	2.40	2.80	1.90
	<i>Thunnus orientalis</i>	Pacific bluefin	Aleta azul del Pacífico	PBF	2.00	2.80	2.06
Elasmobranchs	<i>Alopias pelagicus</i>	Pelagic thresher shark	Zorro pelágico	PTH	1.00	2.00	2.24
Elasmobranquios	<i>Alopias superciliosus</i>	Bigeye thresher shark	Zorro ojón	BTH	1.00	2.20	2.33
	<i>Alopias vulpinus</i>	Common thresher shark	Zorro	ALV	1.40	2.20	2.00
	<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	Silvertip shark	Tiburón de puntas blancas	ALS	1.60	2.00	1.72
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Silky shark	Tiburón sedoso	FAL	1.60	2.40	1.98
	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	Galapagos shark	Tiburón de Galápagos	CCG	1.60	2.00	1.72
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Blacktip shark	Tiburón macuira	CCL	1.80	2.20	1.70
	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Oceanic whitetip shark	Tiburón oceánico punta blanca	OCS	1.60	2.40	1.98
	<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tiger shark	Tintorera tigre	TIG	1.00	2.20	2.33

Group	Scientific name	Common name	Nombre común	Code	<i>p</i>	<i>s</i>	<i>v</i>
Grupo	Nombre científico			Código			
	<i>Prionace glauca</i>	Blue shark	Tiburón azul	BSH	1.80	3.00	2.33
	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Pelagic stingray		PLS	1.80	2.00	1.56
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Shortfin mako shark	Marrajo dientuso	SMA	1.40	2.60	2.26
	<i>Isurus paucus</i>	Longfin mako shark	Marrajo carite	LMA	1.20	2.40	2.28
	<i>Lamna ditropis</i>	Salmon shark	Marrajo salmón	LMD	1.20	2.20	2.16
	<i>Lamna nasus</i>	Porbeagle shark	Marrajo sardinero	POR	1.00	2.20	2.33
	<i>Odontaspis noronhai</i>	Bigeye sand tiger shark	Solrayo ojigrande	ODH	1.00	1.60	2.09
	<i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	Crocodile shark	Tiburón cocodrilo	PSK	1.40	1.60	1.71
	<i>Sphyrna lewini</i>	Scalloped hammerhead shark	Cornuda común	SPL	1.40	2.60	2.26
	<i>Sphyrna mokarran</i>	Great hammerhead	Cornuda gigante	SPK	1.40	2.40	2.13
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Smooth hammerhead	Cornuda cruz	SPZ	1.40	2.60	2.26
	<i>Isistius brasiliensis</i>	Cookie cutter shark	Tollo cigarro	ISB	2.00	1.20	1.02
	<i>Squalus acanthias</i>	Picked dogfish, Spiny dogfish	Mielga	DGS	1.40	1.60	1.71
	<i>Zameus squamulosus</i>	Velvet dogfish		SSQ	1.40	1.20	1.61
Mesopelagic fishes Peces mesopelágicos	<i>Alepisaurus brevirostris</i>	Short snouted lancetfish		ALO	3.00	2.60	1.60
	<i>Alepisaurus ferox</i>	Long snouted lancetfish	Lanzón picudo	ALX	3.00	2.60	1.60
	<i>Eumegistus illustris</i>	Brilliant pomfret		EBS	2.80	2.00	1.02
	<i>Taractes asper</i>	Rough pomfret		TAS	2.80	2.00	1.02
	<i>Taractichthys steindchneri</i>	Sickle Pomfret	Tristón segador	TST	2.80	1.80	0.82
	<i>Gempylus serpens</i>	Snake mackerel	Escolar de canal	GES	2.60	2.80	1.84
	<i>Lepidocybium flavobrunneum</i>	Escolar	Escolar negro	LEC	2.20	2.20	1.44
	<i>Nesiarchus nasutus</i>	Black gemfish	Escolar narigudo	NEN	2.60	1.80	0.89
	<i>Promethichthys prometheus</i>	Roudi escolar	Escolar prometeo	PRP	2.60	1.80	0.89
	<i>Ruvettus pretiosus</i>	Oilfish	Escolar clavo	OIL	2.20	2.20	1.44
	<i>Lampris guttatus</i>	Opah	Opa	LAG	2.40	2.20	1.34
	<i>Lophotus capellei</i>	Crestfish		LOP	2.40	2.20	1.34
	<i>Masturus lanceolatus</i>	Sharptail mola		MRW	2.00	1.60	1.17
	<i>Mola mola</i>	Sunfish	Pez luna	MOX	2.00	1.60	1.17

Group	Scientific name	Common name	Nombre común	Code	<i>p</i>	<i>s</i>	<i>v</i>
Grupo	Nombre científico			Código			
	<i>Ranzania laevis</i>	Slender sunfish		RZV	2.60	1.60	0.72
	<i>Omosudis lowii</i>	Omosudid (Hammerjaw)		OMW	3.00	1.80	0.80
	<i>Scombrolabrax heterolepis</i>	Longfin escolar		SXH	2.80	1.60	0.63
	<i>Desmodema polystictum</i>	Polka-dot ribbonfish		DSM	2.80	2.20	1.22
	<i>Zu cristatus</i>	Scalloped ribbonfish		ZUC	2.80	2.20	1.22
	<i>Assurger anzac</i>	Razorback scabbardfish	Sable aserrado	ASZ	2.80	2.20	1.22
	<i>Trachipterus fukuzakii</i>	Tapertail ribbonfish		LHT	2.80	2.20	1.22
Tuna-like species	<i>Elagatis bipinnulata</i>	Rainbow runner	Salmón	RRU	3.00	2.60	1.60
Especies afines a los atunes	<i>Seriola lalandi</i>	Yellowtail amberjack	Medregal rabo amarillo	YTC	2.80	1.80	0.82
	<i>Opisthonema oglinum</i>	Atlantic thread herring	Machuelo hebra atlántico	THA	3.00	2.00	1.00
	<i>Sprattus sprattus</i>	European sprat	Espadín	SPR	3.00	2.00	1.00
	<i>Coryphaena equiselis</i>	Pompano dolphinfish	Dorado pompano	CFW	3.00	2.80	1.80
	<i>Coryphaena hippurus</i>	Common dolphinfish	Dorado	DOL	3.00	2.80	1.80
	<i>Pomadasys jubelini</i>	Sompat grunt	Ronco sompat	BUR	3.00	1.80	0.80
	<i>Scomberesox saurus</i>	Atlantic saury	Paparda del Atlántico	SAU	3.00	2.20	1.20
	<i>Acanthocybium solandri</i>	Wahoo	Peto	WAH	2.80	2.80	1.81
	<i>Euthynnus lineatus</i>	Black skipjack	Barrilete negro	BKJ	3.00	2.40	1.40
	<i>Sarda orientalis</i>	Striped bonito	Bonito mono	BIP	3.00	2.00	1.00
	<i>Sphyraena barracuda</i>	Great barracuda	Picuda barracuda	GBA	3.00	1.80	0.80

CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

Leanne Duffy y Shane Griffiths

ÍNDICE

1. Introducción	128
2. Impacto de las capturas	129
3. Otra fauna	133
4. Interacciones tróficas	135
5. Medio ambiente físico	136
6. Indicadores ecológicos	137
7. Evaluación de riesgos ecológicos	139
8. Modelado de ecosistemas	140
9. Acciones de la CIAT y el APICD relativas a consideraciones ecosistémicas	141
10. Acontecimientos futuros	143

1. INTRODUCCIÓN

El Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (1995) estipula que los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos y establece que. Las medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema¹. En 2001, la Declaración de Reikiavik sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino elaboró esos principios con un compromiso de incorporar un enfoque ecosistémico en la ordenación de la pesca.

En consonancia con esos instrumentos, una de las funciones de la CIAT de acuerdo a la Convención de Antigua de 2003 es “adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas, con miras a mantener o restablecer las poblaciones de dichas especies por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada”.

Consecuentemente, la CIAT ha reconocido cuestiones ecosistémicas en muchas de sus decisiones de ordenación desde 2003. El presente informe presenta un breve resumen de los conocimientos de los impactos directos e indirectos de las pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental (OPO) sobre las poblaciones de especies y grupos funcionales ecológicos y la estructura del ecosistema, controlado por la fuerza de las interacciones depredador-empresa.

El informe no sugiere objetivos para la incorporación de consideraciones ecosistémicas en la ordenación de las pesquerías de atunes o peces picudos, ni tampoco ninguna medida nueva de ordenación. Su propósito principal es más bien demostrar que la Comisión considera la sostenibilidad ecológica de las pesquerías que gestiona.

No obstante, la perspectiva que tenemos del ecosistema se basa en el pasado reciente; no hay casi ninguna información disponible sobre el ecosistema antes de comenzar la explotación. Además, el medio ambiente está sujeto a cambios en una variedad de escalas temporales, incluyendo las bien conocidas fluctuaciones de El Niño y cambios a plazo más largo reconocidos recientemente, tales como la Oscilación Decadal del

¹ El Código también dispone que las medidas de ordenación deberían asegurar que se mantenga la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y se protejan las especies en peligro y que los Estados deberían evaluar los impactos de factores ambientales sobre las poblaciones y especies objetivo que pertenecen al mismo ecosistema o estén asociados a las poblaciones objetivo, o sean dependientes de las mismas, y evaluar la relación entre las poblaciones en el ecosistema.

Pacífico (PDO) y otros cambios relacionados con el clima.

Además de reportar las capturas de las principales especies de atunes y peces picudos, el personal estima las capturas (retenidas y descartadas) de especies no objetivo. En este informe se presentan datos sobre esas especies en el contexto del efecto de la pesquería sobre el ecosistema. Mientras que se dispone de información relativamente buena sobre las capturas de atunes y peces picudos en la pesquería entera, este no es el caso para las especies de captura incidental. La información es completa para los buques cerqueros grandes² que llevan observadores bajo el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD), y cierta información sobre capturas retenidas es también reportada para otros buques cerqueros y gran parte de la flota palangrera (ver [SAC-08-07b](#)). Se dispone de poca información sobre las capturas incidentales y descartes de los buques pesqueros que usan otros tipos de arte (por ejemplo, red agallera, arpón, y artes deportivas (ver [SAC-07-INF-C\(d\)](#))).

En los documentos de reuniones previas del Comité Científico Asesor se presenta información detallada sobre estudios ecosistémicos previos (por ejemplo, SAC-08-07a) y en el Plan Científico Estratégico (SAC-09-01) y el informe de actividades e investigaciones del personal (SAC-09-02), se resume el trabajo actual y planeado relacionado con el ecosistema.

2. IMPACTO DE LAS CAPTURAS

2.1. Evaluaciones de especies individuales

Este informe presenta información actual sobre los efectos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de especies individuales en el OPO. Una perspectiva ecosistémica requiere un enfoque sobre cómo la pesquería podría haber cambiado varios componentes del ecosistema. Las secciones [2.2](#) y [2.3](#) del presente informe se refieren a la información sobre la biomasa actual de cada población. No se describen explícitamente los efectos de la abundancia de depredadores y presas. Las secciones [2.4-2.7](#) incluyen estimaciones de datos de captura por buques en las pesquerías cerquera grande y palangrera a gran escala (en lo sucesivo “pesquerías palangreras”) reportadas a la CIAT.

Se usaron los datos de observadores para proveer estimaciones de capturas totales (capturas retenidas y descartes) durante de lances por buques cerqueros grandes en el OPO sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL).

No se dispone de datos completos para buques cerqueros pequeños, palangreros, y otros tipos de buque. Existe una variabilidad considerable en los formatos de los informes de datos de palangre por CPC individuales a lo largo del tiempo, lo cual limita la aplicación de los datos de captura y esfuerzo ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Algunas capturas de especies no objetivo por las pesquerías palangreras atuneras en el OPO son reportadas a la CIAT, pero a menudo en formato altamente resumido (por ejemplo, agregaciones mensuales de captura por grupos taxonómicos amplios (“elasmobranquios”, por ejemplo) a menudo sin verificación de si la captura reportada fue extendida a captura total ([SAC-08-07b](#)). Debido a limitaciones de datos, los datos de captura para las pesquerías palangreras fueron obtenidas usando las tablas de captura de la CIAT de 5°x5° siguiendo los métodos descritos en [SAC-08-07b](#) y [SAC-08-07d](#). Estas estimaciones deben ser consideradas estimaciones mínimas solamente. Sin embargo, debido a la carencia de datos de captura en la base de datos de palangre de la CIAT, en la octava reunión del Comité se discutió un informe sobre el establecimiento de estándares mínimos de datos y requisitos de notificación para los programas de observadores en palangreros ([SAC-08-07e](#)). A medida que mejore la notificación de datos, se dispondrá de mejores estimaciones de las capturas palangreras.

2.2. Atunes

En los documentos [SAC-09-05](#), [06](#), y [07](#) se presenta información sobre los efectos de las pesquerías del

² de más de 363 t de capacidad de acarreo (clase 6)

OPO sobre los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete, respectivamente. En la presente reunión se presentará un informe del grupo de trabajo sobre el aleta azul del Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC) y los resultados de la reunión conjunta de las OROP atuneras sobre el atún aleta azul del Pacífico. El grupo de trabajo sobre el albacora del norte del ISC término su [evaluación](#) de la población en 2017, y en esta reunión se presentará una actualización del trabajo de evaluación de estrategia de ordenación (EEO) sobre el atún albacora del Pacífico norte.

En la Tabla A-2a del [Documento SAC-09-03](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de atunes y bonitos en el OPO durante 2017

2.3. Peces picudos

En las Secciones G-J del [Informe de la situación de la pesquería 15](#) de la CIAT se presenta información sobre los efectos de las

pesquerías atuneras sobre el pez espada, marlín azul, marlín rayado, y pez vela. El personal de la CIAT realizó evaluaciones de las poblaciones y o análisis de la estructura poblacional del pez espada (2007, estructura), marlín rayado del Pacífico oriental (2010, evaluación y estructura), marlín rayado del Pacífico noreste (2011, evaluación), pez espada del Pacífico sureste (2012, evaluación), y pez vela del Pacífico oriental (2013, evaluación). El grupo de trabajo sobre peces picudos del ISC realizar evaluaciones del [marlín rayado \(2015\)](#), [marlín azul del Pacífico](#), y [pez espada del Pacífico norte \(2017\)](#).

No se han realizado evaluaciones de las poblaciones del marlín negro y el marlín trompa corta, aunque datos publicados conjuntamente por científicos del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón y la CIAT en la serie de boletines de la CIAT señalan tendencias en las capturas, esfuerzo, y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE).

En la Tabla A-2b of documento SAC-09-03 se presentan estimaciones preliminares de las capturas de peces picudos en el OPO durante 2017.

2.4. Mamíferos marinos

Mamíferos marinos, especialmente los delfines manchado (*Stenella attenuata*), tornillo (*S. longirostris*), y común (*Delphinus delphis*), se encuentran a menudo asociados a atunes aleta amarilla en el OPO. Los pescadores de cerco comúnmente lanzan la red alrededor de manadas de delfines y los atunes aleta amarilla asociados, y entonces liberan los delfines mientras retienen los atunes. Mientras que la mortalidad incidental de los delfines en la pesquería fue alta en los años 1960 y 1970, ha disminuido precipitadamente desde los años 1980.

En la [Tabla 1](#) se presentan estimaciones preliminares de la mortalidad incidental de mamíferos marinos en la pesquería en 2017, y estimaciones correspondientes a 1993-2017 en la [Figura J-1](#). Rara vez ocurre mortalidad de delfines en lances no asociados y sobre objetos flotantes. Se observaron mortalidades decrecientes de delfines manchados nororientales, delfines tornillo panza blanca, delfines manchados occidentales-sureños, delfines comunes centrales, y otros delphinidae. El número de mortalidades fue variable para el

TABLA 1. Mortalidad de delfines y otros mamíferos marinos causada por la pesquería en el OPO, 2017 (datos preliminares).

Especie y población	Mortalidad incidental	
	Número	t
Delfín manchado de altamar		
Nororiental	92	6.0
Occidental-sureño	178	11.6
Delfín tornillo		
Oriental	266	11.8
Panza blanca	98	5.9
Delfín común		
Norteño	26	1.8
Central	9	0.6
Sureño	16	1.1
Otros mamíferos*	3	0.2
Total	688	39.1
*“Otros mamíferos” incluye las especies y poblaciones siguientes cuyas mortalidades observadas fueron las siguientes: delfines no identificados 2 (0.1 t) y delfín rayado (<i>Stenella coeruleoalba</i>) 1 (0.06 t).		

delfín común norteño y delfín tornillo oriental, y generalmente menos de 40 en el caso del delfín común sureño, con la excepción de picos a 220 en 2004 y aproximadamente 120 en 2008..

2.5. Tortugas marinas

Se capturan tortugas marinas cuando toman el cebo en los anzuelos, se enganchan accidentalmente en los anzuelos, o se enredan en las líneas. Se cuenta con pocas estimaciones de la mortalidad incidental de tortugas debidas a la pesca con palangre o red agallera. Las tasas de mortalidad en la pesquería palangrera industrial del OPO son probablemente mínimas en los lances "profundos" (alrededor de 200-300 m) dirigidos al atún patudo, y máximas en los lances "someros" (<150 m) para albacora y pez espada. Además, existe una flota importante de buques palangreros artesanales que también afectan a las tortugas marinas (ver Sección 9.2).

Las tortugas marinas son capturadas ocasionalmente en las redes de cerco en la pesquería atunera del OPO, generalmente cuando se asocian a objetos flotantes y son capturadas cuando el objeto es cercado. Además, los lances sobre atunes no asociados o atunes asociados a delfines pueden capturar tortugas marinas que están en la zona por casualidad. Las tortugas a veces se enredan en la malla debajo de los dispositivos agregadores de peces (plantados) y se ahogan. En algunos casos, se enredan en el arte de pesca y pueden acabar heridas o muertas.

La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada más frecuentemente por los buques de cerco. Le sigue la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y, muy infrecuentemente, las tortugas carey (*Caretta caretta*) y caguama (*Eretmochelys imbricata*) (Figura J-2). Desde 1990, cuando los observadores de la CIAT comenzaron a registrar esta información, se han registrado solamente tres mortalidades de tortugas laúd (*Dermochelys coriacea*). Algunas tortugas no son identificadas por estar demasiado lejos del buque o porque no había suficiente luz para permitir al observador identificarla.

Se presentan estimaciones preliminares de las mortalidades e interacciones (en número) de tortugas en lances por buques cerqueros grandes sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL), basadas en datos de observadores de la CIAT, durante 2017 en la Tabla 2 y durante 1993-2017 en la Figura J-2. Los datos de mortalidades e interacciones con tortugas en las pesquerías palangreras son deficientes (SAC-08-07b).

Las mortalidades de tortugas marinas causadas por la pesca cerquera atunera son probablemente menores que aquellas debidas a actividades humanas, que incluyen explotación de huevos y adultos, desarrollo de playas, contaminación, enredos en, e ingestión de, detritos marinos, y los impactos de otras pesquerías.

2.6. Tiburones y rayas

Se capturan tiburones, como captura incidental u objetivo, en las pesquerías atuneras palangrera y cerquera del OPO, así como en las pesquerías multiespecíficas y de múltiples artes de las naciones costeras.

Se dispone de evaluaciones o de indicadores de condición (*stock status indicators*; SSI) de las poblaciones de tan sólo cinco especies de tiburones en el OPO: sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (CIAT: SAC-05 INF-F, SAC-08-08a(i), SAC-09-13), azul (*Prionace glauca*) (Grupo de trabajo sobre tiburones del

TABLA 2. Interacciones y mortalidades de tortugas marinas con buques cerqueros grandes en el OPO, 2017 (datos preliminares).

	Interacciones				Mortalidades			
	Tipo de lance			Total	Tipo de lance			Total
	OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL	
Golfina	132	16	48	196	2	-	2	4
Verde del OPO	29	19	30	78	-	-	-	-
Caguama	9	19	1	29	-	-	-	-
Carey	3	1	2	6	-	-	-	-
Laúd	1	-	1	2	-	-	-	-
No identificada	187	23	69	279	-	-	-	-

ISC), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) ([Grupo de trabajo sobre tiburones del ISC](#)), zorro (*Alopias vulpinus*) ([NMFS](#)), y zorro ojón (*Alopias superciliosus*) ([Proyecto Océanos Comunes de FAO](#)). Una evaluación del tiburón marrajo sardinero (*Lamna nasus*) a escala del Pacífico entero en el hemisferio sur completado a fines de 2017 como parte del [Proyecto Océanos Comunes de FAO](#). En el documento [BYC-08 INF-A](#) se resumen las interacciones de la pesquería atunera de cerco en el OPO con los tiburones ballena. Se desconocen los impactos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de otras especies de tiburones en el OPO.

En la [Tabla 3](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de tiburones y rayas reportadas por observadores en buques cerqueros grandes en el OPO durante 2017 y estimaciones mínimas de las capturas por buques palangreros en 2016.

En la [Figura J-3](#) se ilustran las capturas de tiburones y rayas en las pesquerías de cerco y de palangre durante 1993-2017. La especie capturadas más comúnmente en la pesquería de cerco fue el tiburón sedoso. Las capturas de tiburones fueron generalmente máximas en los lances sobre objetos flotantes (principalmente tiburones sedoso, oceánico punta blanca (*C. longimanus*), martillo (*Sphyrna* spp.), y marrajos (*Isurus* spp.)), seguidos por lances no asociados y, en un nivel mucho más bajo, los lances sobre delfines ([Figura J-3](#)). Hasta aproximadamente 2007, los tiburones zorro (*Alopias* spp.) ocurrieron principalmente en lances no asociados ([Figura J-3](#)). Históricamente, los tiburones oceánicos punta blanca fueron capturados comúnmente en lances sobre objetos flotantes, pero desde 2005 fueron mucho menos frecuentes. En general, las tasas de captura incidental de mantarrayas (Mobulidae) y rayas pelágicas (Dasyatidae) son máximas en los lances no asociados, seguidos por los lances sobre delfines, y mínimas en lances sobre objetos flotantes, aunque las capturas por tipo de lance pueden ser variables ([Figura J-3](#)). En la Tabla A-7 del [Documento SAC-09-03](#) se detalla el número de lances cerqueros de cada tipo en el OPO durante 2002-2017.

Las capturas palangreras de tiburones reportadas aumentaron bruscamente a partir de 2008, pero las capturas de tiburones sedoso, oceánico punta blanca, y martillo disminuyeron posteriormente. Las capturas de tiburones zorro, marrajo, y azul aumentaron hasta 2016. Estos datos deben ser interpretados con cautela debido a limitaciones en los requisitos de notificación de datos de especies no objetivo capturadas en la pesquería palangrera que resultan de las resoluciones [C-03-05](#) y [C-11-08](#) y documentadas en [SAC-08-07b](#).

TABLA 3. Capturas, en toneladas, de tiburones y rayas en el OPO por buques cerqueros grandes, por tipo de lance, 2017, y por buques palangreros, 2016 (datos preliminares). Las estimaciones de palangre son mínimas.

	Cerco				Palangre
	OBJ	NOA	DEL	Total	
Tiburón sedoso (<i>Carcharhinus falciformis</i>)	678	7	26	711	452
Tiburón oceánico punta blanca (<i>C. longimanus</i>)	4	<1	<1	5	65
Tiburones martillo (<i>Sphyrna</i> spp.)	21	6	2	28	34
Tiburones zorro (<i>Alopias</i> spp.)	2	3	2	7	107
Tiburones marrajos (<i>Isurus</i> spp.)	<1	<1	0	2	340
Otros tiburones	89	3	3	95	841
Tiburón azul (<i>Prionace glauca</i>)	-	-	-	-	1,816
Mantarrayas (Mobulidae)	10	30	9	49	-
Rayas pelágicas (Dasyatidae)	<1	<1	<1	<1	-

Las pesquerías palangreras artesanales a pequeña escala de los CPC costeros están dirigidas a tiburones, atunes, peces picudos, y dorado (*Coryphaena hippurus*), y algunos de estos buques operan en zonas más allá de aguas costeras y jurisdicciones nacionales³. Sin embargo, faltan datos esenciales de tiburones de las

³ Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. PLoS ONE 10(8): e0135136.

pesquerías palangreras, y por lo tanto no se pueden producir evaluaciones convencionales y/o indicadores de condición de población (ver síntesis de retos de datos en [SAC-07-06b\(iii\)](#)). Se ha iniciado un proyecto para mejorar la recolección de datos sobre tiburones, particularmente en Centroamérica, de la pesquería palangrera artesanal financiado por la Organización para la Agricultura y el Alimento de las Naciones Unidas (FAO) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) en el marco del programa Océanos Comunes (SAC-07-06b(ii), SAC-07-06b(iii)). Los datos obtenidos este proyecto serán incluidos en versiones futuras del presente informe para brindar mejores estimaciones de los tiburones capturados por las distintas flotas palangreras.

2.7. Otros peces grandes

En la [Tabla 4](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de dorado (*Coryphaena* spp.) Y otros peces grandes en el OPO por buques cerqueros grandes durante 2017, junto con estimaciones mínimas de los datos de palangre de 2016. En la [Figura J-4](#) se presentan las tendencias de las capturas de las especies más importantes durante 1993-2017, por tipo de lance y pesquería.

El dorado es la especie de captura incidental reportada con mayor frecuencia en la pesquería atunera de cerco en el OPO. Es también una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO, lo cual condujo a una evaluación exploratoria de la población ([SAC-07-06a\(i\)](#)) y una evaluación de estrategia de ordenación (EEO) en el OPO sur ([SAC-07-06a\(ii\)](#)).

Alrededor de 2006 se observaron aumentos bruscos de las capturas palangreras de dorado, peto, japutas, y opa, aunque esto podría estar relacionado con cambios en la notificación de datos. Las capturas cerqueras de dorado, peto, salmón, y jurel fueron variables, y ocurrieron principalmente en lances sobre objetos flotantes.

3. OTRA FAUNA

3.1. Aves marinas

Existen aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas se asocian a depredadores epipelágicos, como peces (especialmente atunes) y mamíferos marinos, cerca de la superficie del océano. Las oportunidades de alimentación para algunas especies de aves marinas dependen de la presencia de cardúmenes de atunes que se alimentan cerca de la superficie. La mayoría de las especies de aves marinas toman sus presas, principalmente calamar (mayormente Ommastrephidae), a menos de medio metro de la superficie, o en el aire (peces voladores, Exocoetidae). Los depredadores subsuperficiales, como los atunes, a menudo impulsan a sus presas hacia la superficie para atraparlas contra el interfaz de agua y aire, donde son accesibles a las aves, que también se alimentan de presas heridas o desorientadas, y de restos de presas grandes.

Algunas aves marinas, especialmente los albatros (de las Galápagos (*Phoebastria irrorata*), patinegro (*P. nigripes*), de

Laysan (*P. immutabilis*), y ojeroso (*Thalassarche melanophrys*)) y petreles, son susceptibles a captura en anzuelos cebados en las pesquerías palangreras pelágicas. El albatros de las Galápagos es motivo de preocupación particular, porque es endémico al OPO y anida solamente en las islas Galápagos. Los datos de

TABLA 4. Capturas, en toneladas, de especies de peces grandes capturadas comúnmente en el OPO por buques cerqueros grandes, por tipo de lance, 2017, y por buques palangreros, 2016 (datos preliminares). Las estimaciones de palangre son mínimas.

	Cerco				Palangre
	OBJ	NOA	DEL	Total	
Dorado (<i>Coryphaena</i> spp.)	1,865	12	<1	1,877	184
Peto (<i>Acanthocybium solandri</i>)	368	1	<1	368	243
Salmón (<i>Elagatis bipinnulata</i>) y jurel (<i>Seriola lalandi</i>)	37	24	-	61	-
Japutas (Bramidae)	-	-	-	-	98

observadores en buques artesanales no señalan interacciones con albatros durante las faenas de pesca de esos buques. Datos de la pesquería palangrera pelágica estadounidense en el OPO norte indican que ocurren capturas incidentales de albatros patinegro y de Laysan.

La CIAT ha adoptado dos medidas sobre aves marinas (sección 9.3); además, el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP) y BirdLife International han actualizado sus mapas de las distribuciones de aves marinas en el OPO, y han recomendado directrices sobre la identificación, notificación, tratamiento y medidas de mitigación para aves marinas ([SAC-05-INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [SAC-08-INF-D\(d\)](#)). Adicionalmente, ACAP han reportado sobre el estatus de conservación de albatros y petreles grandes ([SAC-08-INF-D\(c\)](#)).

Los datos de interacciones con aves marinas en la base de datos de palangre de la CIAT son deficientes ([SAC-08-07b](#)).

3.2. Especies de alimento

El gran número de grupos taxonómicos que ocupa los niveles tróficos medios del ecosistema del OPO—denominados genéricamente “especies de alimento”—juegan un papel clave al constituir un vínculo trófico entre los productores primarios en la base de la red alimenticia y los depredadores de nivel trófico alto, como los atunes y peces picudos. Los cefalópodos, especialmente los calamares, juegan un papel central en muchas redes alimenticias marinas pelágicas, al vincular las biomásas masivas de micronecton, particularmente peces mictrófidos, con muchos depredadores oceánicos. Por ejemplo, el calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*) es una presa común de los atunes aleta amarilla y patudo y otros peces depredadores, pero es también un depredador voraz de peces pequeños y cefalópodos. Cambios recientes en la abundancia y distribución geográfica del calamar de Humboldt podrían afectar el comportamiento de alimentación de los atunes y otros depredadores, afectando quizás su vulnerabilidad a la captura y la estructura trófica de los ecosistemas pelágicos. En vista del alto flujo trófico que pasa por la comunidad de calamares, es importante una investigación concertada de los calamares para comprender su papel como presa y depredador clave.

Algunos peces de alimento pequeños son capturados incidentalmente en el OPO por buques cerqueros en alta mar, principalmente en lances sobre objetos flotantes, y en pesquerías artesanales costeras, pero son generalmente descartados en el mar. Las melvas (*Auxis* spp.), por ejemplo, son una presa común de muchos depredadores de alto nivel trófico, y pueden formar el 10% o más de la biomasa de su dieta. En la [Tabla 5](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de peces pequeños por buques cerqueros grandes en el OPO durante 2017 y en la [Figura J-5](#) las capturas durante 1993-2017. Se observaron disminuciones las capturas de pequeños peces teleósteos durante el periodo.

3.3. Peces larvales y plancton

Durante muchos años científicos del Centro de Ciencias Pesqueras del Sudoeste del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de Estados Unidos recolectaron peces larvales en redes de arrastre de superficie en el OPO. Se descubrió que, de las 314 categorías taxonómicas identificadas, 17 tenían la mayor probabilidad de mostrar efectos de cambios ambientales; sin embargo, la frecuencia, abundancia, y distribución de estos grupos clave no mostró ninguna tendencia temporal consistente. Las investigaciones⁴ señalan una pendiente longitudinal en la estructura comunitaria de las concentraciones de ictioplancton en la “zona cálida” del Pacífico oriental, con abundancia, riqueza de especies, y diversidad de especies altas en el este (donde la termoclina es poco profunda y la productividad primaria es alta) pero bajas y variables en el oeste (donde la termoclina es profunda y la productividad primaria es baja).

⁴ Vilchis, L.I., L.T. Ballance, and W. Watson. 2009. Temporal variability of neustonic ichthyoplankton assemblages of the eastern Pacific warm pool: Can community structure be linked to climate variability? Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers 56(1): 125-140

TABLA 5. Capturas de peces pequeños, en toneladas, por buques cerqueros grandes en el OPO, 2017 (datos preliminares).

	Tipo de lance			Total
	OBJ	NOA	DEL	
Peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae)	86	<1	-	87
Otros peces pequeños	12	<1	-	12
Melvas (<i>Auxis</i> spp.)	153	103	-	256

Las poblaciones de fitoplancton y zooplancton en el OPO tropical son variables. Por ejemplo, las concentraciones de clorofila en la superficie del mar (un indicador de florecimientos de fitoplancton) y la abundancia de copépodos estuvieron marcadamente reducidos durante el evento de El Niño de 1982-1983, especialmente al oeste de 120°O. Similarmente, las concentraciones de clorofila en la superficie disminuyeron durante el episodio de El Niño de 1986-1987 y aumentaron durante el evento de La Niña de 1988 debido a cambios en la disponibilidad de nutrientes.

La composición por especies y tamaños de zooplancton es a menudo más variable que la biomasa de zooplancton. Cuando aumenta las temperaturas del agua, las especies de agua cálida a menudo reemplazan las especies de agua fría en lugares particulares. La abundancia relativa de copépodos pequeños frente al norte de Chile, por ejemplo, aumentó durante el evento de El Niño de 1997-1998, mientras que la biomasa de zooplancton no cambió.

4. INTERACCIONES TRÓFICAS

Lo siguiente es un breve resumen de los conocimientos actuales de las interacciones tróficas. En el Plan Científico Estratégico de la CIAT (SAC-09-01) y el informe de actividades del personal y plan de trabajo de investigación (SAC-09-02) se presentan síntesis de estudios propuestos.

Los atunes y peces picudos son depredadores generalistas ampliamente distribuidos, con altos requerimientos energéticos y, como tal, son componentes clave de los ecosistemas pelágicos. Los conocimientos de las relaciones ecológicas entre los grandes depredadores pelágicos, y entre ellos y los animales de niveles tróficos más bajos, son limitados, pero son necesarios para desarrollar modelos para evaluar los impactos de la pesca y del clima sobre el ecosistema. Los conocimientos de la ecología trófica de los peces depredadores en el OPO han sido derivados de análisis de contenido de estómagos, y más recientemente de indicadores químicos. Cada especie de atún parece tener una estrategia de alimentación generalizada (alta diversidad de presas y baja abundancia de tipos de presa individual) que varía espacial y ontogenéticamente.

Los análisis de isótopos estables pueden complementar los datos de dieta para delinear los flujos tróficos en las redes alimenticias marinas. Mientras que el contenido de estómagos representa una muestra de los eventos de alimentación más recientes, los isótopos estables de carbono y nitrógeno integran todos los componentes de la dieta entera en el tejido del animal, brindando un historial de interacciones tróficas recientes. Información de resolución más fina es provista por análisis isotópicos de aminoácidos por compuesto (*compound-specific isotope analysis of amino acids*; AA-CSIA). Por ejemplo, se puede determinar la posición trófica de un depredador en la red alimenticia a partir de sus tejidos si se relacionan los aminoácidos de “fuente” (por ejemplo, fenilalanina) con los aminoácidos “tróficos” (por ejemplo, ácido glutámico), que describen los valores isotópicos para los productores primarios y el depredador, respectivamente.

Los estudios tróficos han descubierto muchas de las conexiones tróficas clave en el OPO pelágico tropical, y han formado la base de representaciones de las interacciones en la red alimenticia en un modelo ecosistémico (Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 3) para explorar los impactos ecológicos de la pesca y del cambio climático. El personal piensa continuar y mejorar la recolección de datos tróficos para muchos

componentes del ecosistema del OPO, tales como peces mesopelágicos grandes y pequeños, que conducirán a mejores conocimientos de la dinámica del ecosistema, pero también al desarrollo de un mejor modelo que representa el OPO entero.

5. MEDIO AMBIENTE FÍSICO⁴

Las condiciones ambientales afectan los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de los atunes y peces picudos, y las actividades de los pescadores. Los atunes y peces picudos son pelágicos durante todas las etapas de la vida, y los factores físicos que afectan el Océano Pacífico tropical y subtropical pueden tener efectos importantes sobre su distribución y abundancia.

El medio ambiente oceánico varía en una variedad de escalas temporales, de estacional a interanual, decadal, y más largas (por ejemplo, fases o regímenes climáticos). La fuente dominante de variabilidad en las capas superiores del OPO es denominada El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), una fluctuación irregular que afecta el Océano Pacífico tropical y la atmósfera global en su totalidad. Los eventos de El Niño ocurren a intervalos de entre dos y siete años, y son caracterizados por vientos alisios más débiles, termoclinas más profundas, y temperaturas superficiales del mar (TSM) anormalmente altas en el OPO ecuatorial. La fase contraria de El Niño, denominada comúnmente La Niña, es caracterizada por vientos alisios más fuertes, termoclinas menos profundas, y TSM más bajas. Los cambios en el medio ambiente físico y químico debidos a ENOS tienen un impacto subsecuente sobre la productividad biológica, alimentación, y reproducción de peces, aves, y mamíferos marinos.

Con respecto a los atunes y peces picudos importancia comercial, se cree que ENOS causa variabilidad considerable en su reclutamiento y disponibilidad a la captura. Por ejemplo, una termoclina poco profunda en el OPO durante eventos de La Niña puede contribuir a mayor éxito en la pesca atunera de cerco, al comprimir el hábitat térmico preferido de los atunes pequeños cerca de la superficie del mar. Por contraste, durante un evento de El Niño, cuando la termoclina es profunda, los atunes son aparentemente menos vulnerables a la captura, y las tasas de captura pueden disminuir. Además, TSM superiores e inferiores al promedio pueden también causar que estos peces móviles se trasladen a hábitats más favorables.

La variabilidad inducida por el clima a escala decadal (o sea, de 10 a 30 años) afecta también al OPO; descritos a menudo en términos de "regímenes", caracterizados por promedios relativamente estables y patrones en las variables físicas y biológicas. Fluctuaciones decadales en el afloramiento y transporte de agua coinciden con los patrones de mayor frecuencia de ENOS, y tienen efectos a escala de cuenca sobre las TSM y la pendiente de la termoclina similares a aquellos causados por ENOS, pero a escalas temporales más largas. Por ejemplo, análisis por el personal de la CIAT han indicado que el aleta amarilla en el OPO ha pasado por regímenes de reclutamiento bajo (1975-1982) y alto (1983-2001), que se cree son debidos a un cambio en el régimen de productividad primaria en el Océano Pacífico.

Se usan los índices de variabilidad en las condiciones oceanográficas—de eventos de ENOS interanuales a plazo corto evaluados en distintas regiones del OPO, al índice PDO interdecadal a mayor plazo—para describir las anomalías de las TSM en el Océano Pacífico. Se pueden usar los índices oceanográficos para explorar la influencia de los impulsores ambientales sobre la vulnerabilidad de las especies no objetivo afectadas por la pesca (ver, por ejemplo, [SAC-08-08a\(i\)](#)). Estos índices incluyen el *Oceanic Niño Index* (ONI), el Índice Costero El Niño (ICEN), y el PDO. El ONI es usado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de EE.UU., y es el indicador primario de condiciones cálidas de El Niño ($\text{ONI} \geq +0.5$) y frías de La Niña ($\text{ONI} \leq -0.5$) en la región Niño 3.4 en el Océano Pacífico tropical oriental-central entre 120° y 170°O²². El índice ICEN es usado por el Comité Multisectorial para el Estudio del

⁴ Parte de la información en esta sección proviene de Fiedler, P.C. 2002. *Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 244: 265-283.

⁵ Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>.

Fenómeno El Niño (ENFEN) para dar seguimiento a la frecuencia de magnitud de El Niño en la región Niño 1+2 (la más pequeña de las regiones de El Niño, de 0° a 10°S entre 90° y 80°O), correspondiente a la región altamente dinámica a lo largo de la costa del Perú. El PDO— un patrón de variabilidad climática de larga vida en el Pacífico parecido a El Niño— sigue patrones interdecadales a gran escala de cambios ambientales y bióticos, principalmente en el Océano Pacífico norte⁶, con señales secundarias en el Pacífico tropical⁷. En la [Figura J-6](#) se ilustran datos mensuales del ONI⁸, ICEN⁹ y PDO¹⁰ de 1993-2017 para dar una vista general de la variabilidad de estos índices durante las dos últimas décadas.

Los valores de ICEN han sido categorizados como de eventos “fríos fuertes” (valores <-1.4) a eventos “cálidos extraordinarios” (valores >3)¹¹. Los valores de ICEN fueron >3 durante El Niño de 1997-1998; alcanzaron un pico de 2.23 en octubre de 2015, indicando un evento “muy fuerte”. Similarmente, los valores de ONI fueron >2 durante los eventos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016, representando eventos “muy fuertes”¹². Los valores de PDO alcanzaron picos de 2.79 en agosto de 1997, y de 2.62 en abril de 2016.

Se crearon mapas de las TSM medias en todo el OPO para cada año durante 1993-2017 usando datos de NOAA_OI_SST_V2¹³ provistos por NOAA/OAR.ESRL PSD en Boulder, Colorado, EE.UU. En la [Figura J-7](#) se ilustra la expansión de aguas más cálidas durante los eventos extremos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016.

6. INDICADORES ECOLÓGICOS

Durante las dos últimas décadas, muchas pesquerías en todo el mundo han ampliado el alcance de la ordenación para considerar los impactos de la pesca sobre especies no objetivo y el ecosistema generalmente. Este enfoque ecosistémico a la ordenación pesquera es importante para mantener la integridad y productividad de los ecosistemas y al mismo tiempo maximizar la utilización de los recursos de importancia comercial. Sin embargo, demostrar la sostenibilidad ecológica de las pesquerías del OPO supone un reto importante, dada la amplia gama de especies con distintos ciclos vitales con los que interactúan esas pesquerías. Mientras que se han usado puntos de referencia biológicos para la ordenación de especies objetivo individuales, son necesarias medidas de desempeño y puntos de referencia alternativos para muchas especies no objetivo que carecen de datos de captura y/o biológicos fiables; por ejemplo, se han fijado límites de mortalidad incidental para delfines en la pesquería cerquera del OPO bajo el APICD.

Otro aspecto importante de la evaluación de la sostenibilidad ecológica es asegurar que la estructura y función del ecosistema no sean afectadas negativamente por las actividades pesqueras. Se han propuesto varias métricas o indicadores ecosistémicos para tratar esta cuestión, tales como estructura del tamaño de comunidades, índices de diversidad, riqueza o uniformidad de especies, índices de solape, espectros tróficos de las capturas, abundancia relativa de una especie o grupo indicador, y numerosos indicadores ambientales.

En vista de la complejidad de los ecosistemas marinos, ningún indicador puede por sí solo representar completamente su estructura y dinámica interna. Para poder dar seguimiento a cambios en estos sistemas multidimensionales y detectar los impactos potenciales de la pesca y del medio ambiente, es necesaria una variedad de indicadores. Por lo tanto, se usa en el presente informe una variedad de indicadores que pueden

⁶ Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace, and R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 1069-1079.

⁷ Hare, S.R., and N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography* 47: 103-145.

⁸ http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

⁹ <http://www.met.igp.gob.pe/variabclim/indices.html>

¹⁰ <http://research.jisao.washington.edu/pdo/>

¹¹ http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe_comenf_not_tecni_enfen_09abr12.pdf

¹² <http://ggweather.com/enso/oni.htm>

¹³ <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.noaa.oisst.v2.html>

ser calculados con el software de modelado ecosistémico *Ecopath with Ecosim* (EwE) para describir los cambios a largo plazo en el ecosistema del OPO. El análisis abarca el periodo de 1970-2014, y los indicadores incluidos son: nivel trófico medio de la captura (MTL_c), el Índice Trófico Marino (MTI), el índice de pesca en equilibrio (FIB), el índice de diversidad Q de Kempton, y tres indicadores que describen el nivel trófico medio de tres componentes, o ‘comunidades’ (TL 2.0-3.5, 3.5-4.0, y >4.0), después de que las pesquerías han extraído biomasa como captura. En lo sucesivo se resumen estos indicadores, y los resultados derivados del modelo del ecosistema del Océano Pacífico tropical oriental pelágico (ETP)¹⁴.

Estructura trófica del ecosistema del OPO. Los enfoques a la ordenación pesquera basados en ecología precisan representaciones exactas de los vínculos tróficos y flujos de biomasa por la red alimenticia. En la ecología de redes alimenticias se usan niveles tróficos (TL) para caracterizar el papel funcional de los organismos y estimar los flujos de energía por las comunidades. En la [Figura J-8](#) se presenta un diagrama simplificado de la red alimenticia, con TL aproximados, de un modelo del ETP. Las ballenas dentadas (Odontoceti, TL promedio 5.2), depredadores grandes de calamares (atún patudo grande y pez espada, TL promedio 5.2), y tiburones (TL promedio 5.0) son depredadores de nivel alto. Los otros atunes, piscívoros grandes, delfines (TL promedio 4.8), y aves marinas (TL promedio 4.5) ocupan TL ligeramente inferiores. Los peces epipelágicos pequeños (por ejemplo, muelas y peces voladores, TL promedio 3.2), cefalópodos (TL promedio 4.4), y peces mesopelágicos (TL promedio 3.4) constituyen el alimento principal de muchos de los depredadores de alto nivel en el ecosistema. Los peces pequeños y crustáceos se alimentan de dos grupos de zooplancton, y el microzooplancton herbívoro (TL 2) se alimenta de los productores, fitoplancton, y bacteria (TL 1).

Indicadores ecológicos. En los ecosistemas pelágicos explotados, las pesquerías dirigidas a los peces piscívoros grandes actúan como depredadores ápice del sistema. A lo largo del tiempo, la pesca puede causar que disminuya la composición por tamaño general de la captura, y, en general, los TL de los organismos pequeños son más bajos que aquellos de los organismos más grandes. El nivel trófico medio de la captura (MTL_c) de las pesquerías puede ser una métrica útil del cambio y sostenibilidad del ecosistema, porque integra una variedad de información biológica sobre los componentes del sistema. Es también un indicador de si las pesquerías están cambiando sus prácticas de pesca u objetivo en respuesta a cambios en la abundancia o capturabilidad de las especies objetivo tradicionales. Por ejemplo, reducciones en la abundancia de peces depredadores grandes debidas a la sobrepesca han resultado en que las pesquerías se dirijan progresivamente a especies en niveles tróficos más bajos para seguir rentables. Los estudios que han documentado este fenómeno, conocido como “pesca hacia abajo en la red alimenticia”, han demostrado que el MTL_c disminuyó alrededor de 0.1 de un nivel trófico por década.

El Índice Trófico Marino (MTI) es esencialmente igual que el MTL_c, pero incluye solamente las especies de alto nivel trófico—generalmente TL>4.0—que son el primer indicador de ‘pesca hacia abajo en la red alimenticia’. Sin embargo, algunos ecosistemas han cambiado en la otra dirección, de comunidades de TL más bajas a más altas, a veces como resultado de tecnologías mejoradas para permitir la explotación de especies más grandes—denominado ‘pesca hacia arriba en la red alimenticia’—pero puede también resultar de mejores notificaciones de capturas, si se registran capturas previamente no reportadas de especies depredadoras descartadas, como tiburones.

El índice de Pesca en Equilibrio (FIB) indica si las pesquerías están en equilibrio en términos ecológicos y no están perjudicando la funcionalidad del ecosistema (FIB = 0). Un FIB negativo indica explotación excesiva, cuando las capturas no aumentan de la forma esperada dada la productividad disponible en el sistema, o si los efectos de la pesca son suficientes para perjudicar la funcionalidad del ecosistema, mientras que un FIB positivo indica expansión de la pesquería, espacialmente, o a través de una mayor diversidad de especies en la captura.

Por contraste con el MTL_c, el nivel trófico medio comunitario describe esencialmente lo que será el nivel trófico

¹⁴ Olson, R.J., and G.M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 22(3): 133-218.

esperado de los componentes del ecosistema después de que la pesca haya extraído biomasa como captura. Tiene tres componentes—conocidos como “comunidades”— que agrupan la biomasa de grupos funcionales en el modelo por nivel trófico: 2.0-3.5 (MTL_{2.0}), 3.5-4.0 (MTL_{3.5}), y >4.0 (MTL_{4.0}). Se pueden usar estos indicadores simultáneamente para detectar cascadas tróficas, en las que una disminución de la biomasa de MTL_{4.0} debido a la pesca reduciría la presión de depredación sobre MTL_{3.5}, y por lo tanto incrementaría su biomasa, que a su vez aumentaría ayuda a presión de depredación sobre MTL_{2.0} y reduciría su biomasa.

Seguimiento del ecosistema del OPO usando indicadores ecológicos. En vista de la utilidad potencial de combinar indicadores ecológicos para describir las distintas estructuras y la dinámica interna del ecosistema del OPO, se estimaron valores anuales de los indicadores de una serie de tiempo de 1970-2014 de capturas anuales y descartes, por especie, para tres modalidades de pesca cerquera, la pesquería de caña, y la pesquería palangrera en el OPO. Se calcularon las estimaciones asignando la captura anual de cada especie de las bases de datos de la CIAT de atunes, captura incidental, y descartes a un grupo funcional pertinente definido en el modelo del ecosistema del ETP, y reajustando el modelo Ecosim a la serie de tiempo de capturas para estimar MTL_c y los otros indicadores ecológicos antes mencionados.

Los valores de MTL_c y MTI aumentaron de 4.63 en 1970 a 4.66 en 1993, el año para lo cual se caracterizó el modelo del ecosistema, y casualmente el año cuando el esfuerzo de pesca cerquero sobre plantados aumentó significativamente ([Figura J-9](#)). A partir de 1993, MTL_c siguió aumentando, a un pico de 4.72 en 1997, debido a la expansión de la pesquería sobre plantados, que incrementó las capturas incidentales de otras especies de alto nivel trófico que también se concentran alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto, y dorado). Se observa esta expansión en el índice FIB positivo durante el mismo período, y también un cambio en la composición de la comunidad indicada por el índice de Q de Kempton. A partir de 1997, MTL_c, MTI, FIB y el índice de Q de Kempton muestran una disminución paulatina ([Figura J-9](#)). Desde su pico en 1997, MTL_c disminuyó 0.08 de un nivel trófico en los 18 años subsiguientes, o 0.044 niveles tróficos por década.

Estos indicadores generalmente describen el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez extraída la biomasa debido a la pesca. La biomasa de la comunidad MTL_{4.0} alcanzó un pico de 4.444 en 1993, pero ha seguido disminuyendo, a 4.439 en 2014 ([Figura J-9](#)). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2014 la biomasa de la comunidad MTL_{3.0} aumentó de 3.799 a 3.800, mientras que la de la comunidad MTL_{2.0} disminuyó de 3.306 a 3.305.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 44 años del análisis. Sin embargo, estos cambios, aún si son resultado directo de la pesca, no son considerados ecológicamente perjudiciales, pero los patrones de cambios, particularmente en el nivel trófico medio comunitario, definitivamente justifican la continuación, y posible expansión, de los programas de seguimiento de pesquerías en el OPO.

7. EVALUACIÓN DE RIESGOS ECOLÓGICOS

El objetivo principal de la ordenación pesquera basada en ecosistemas es asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas, directa o indirectamente, por la pesca. Sin embargo, esto representa un reto importante por las pesquerías que interactúan con muchas especies no objetivo con distintos ciclos vitales, para las cuales se carece de datos de captura y biológicos suficientemente fiables para evaluaciones monoespecíficas. Un enfoque alternativo para estas situaciones de datos limitados es la evaluación de riesgos ecológicos (ERE), una herramienta para priorizar acciones de ordenación o recolección de datos e investigaciones adicionales para especies potencialmente vulnerables.

En la presente se define "vulnerabilidad" como el potencial que la productividad una población sea reducida por presión de pesca directa e indirecta. El personal de la CIAT ha aplicado un enfoque de ERE llamado "análisis de productividad-susceptibilidad" (APS) para estimar la vulnerabilidad de especies no objetivo de datos limitados capturadas en la pesquería cerquera del OPO por buques grandes (clase 6) en 2010 y en la pesquería palangrera en 2017. APS considera la vulnerabilidad de una población como una combinación

de su susceptibilidad a captura y mortalidad por una pesquería y su capacidad de recuperación, dada su productividad biológica.

Pesquería de cerco. En 2014 se realizó una evaluación preliminar de tres "pesquerías" de cerco en el OPO, usando 32 especies (3 atunes objetivo, 4 peces picudos, 3 delfines, 7 peces grandes, 3 rayas, 9 tiburones, 2 peces pequeños, y 1 tortuga) que conforman la mayor parte de la biomasa extraída por la flota cerquera

2005-2013 ([Tabla J-1](#)). En la [Tabla J-1](#) se presentan los valores generales de productividad (p) y susceptibilidad (s) que contribuyeron a la puntuación general de vulnerabilidad (v). La vulnerabilidad fue máxima para los tiburones marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*), zorro ojón (*Alopias superciliosus*), y zorro pelágico (*A. pelagicus*), la mantarraya gigante (*Manta birostris*), los tiburones martillo (*Sphyrna mokarran*, *S. lewini*, y *S. zygaena*), y el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*). Los peces picudos, delfines, rayas, y tortugas fueron todos moderadamente vulnerables, mientras que los peces pequeños, la mayoría de los peces grandes y dos de las tres especies de atunes objetivo tuvieron las puntuaciones de vulnerabilidad más bajas ([Tabla J-1](#); [Figura J-10a](#)).

Pesquería palangrera a gran escala. Se realizó una evaluación preliminar de la pesquería palangrera en el OPO para 2016 para 68 especies que tuvieron algún nivel de interacción (capturada, descartada, o impactada) con la pesquería. Hubo 12, 38, y 18 especies clasificadas como de vulnerabilidad baja, moderada, y alta, respectivamente ([Figura J-10b](#); [Tabla J-2](#)). De las 18 especies altamente vulnerables, 13 eran elasmobranchios, con los tiburones zorro ojón, tintorera tigre, jaquetón, y azul identificados como los más vulnerables, y cinco atunes y peces picudos de importancia comercial (atunes albacora, aleta azul del Pacífico, y aleta amarilla, pez espada, y marlín rayado). Otras especies afines a los atunes y mesópelagicas fueron clasificadas como de vulnerabilidad moderada o baja en la pesquería, aunque cuatro especies (peto, escolar sierra, y las dos especies de dorado) tenían puntuaciones de v cercanas a 2.0, muy cerca de ser altamente vulnerables ([Figura J-10b](#); [Tabla J-2](#)).

En respuesta a las solicitudes de participantes en SAC-07 en 2016 de extender la ERE a otras pesquerías que operan en el OPO, el personal de la CIAT produjo tres documentos para SAC-08, que cubren (1) mejoras metodológicas del APS mediante la resolución de redundancia en los atributos de productividad ([SAC-08-07c](#)), (2) una revisión de metadatos para la pesquería palangrera a gran escala en el OPO ([SAC-08-07b](#)) para establecer una lista de especies afectadas y parámetros de susceptibilidad necesarios para los APS, y (3) un APS preliminar para la pesquería palangrera a gran escala en el OPO ([SAC-08-07d](#)). Responder a solicitudes para evaluaciones ecológicas más cuantitativas para el OPO ha sido una prioridad para el personal de la CIAT, y ha conducido al desarrollo de un nuevo enfoque flexible espacialmente explícito que cuantifica los impactos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies de datos limitados (SAC-09-12). En SAC-09 se demostrará una forma preliminar del método.

8. MODELADO DE ECOSISTEMAS

Aunque la metodología de ERE puede ser útil para evaluar los impactos ecológicos de la pesca, generalmente no considera cambios en la estructura o dinámica interna de un ecosistema. A medida que mejoran los programas de recolección de datos y se realizan estudios ecológicos (de dietas, por ejemplo) de los componentes del ecosistema, se pueden usar modelos ecosistémicos de datos menos limitados que representan cuantitativamente las interacciones ecológicas entre especies o "grupos funcionales" ecológicos. Estos modelos son más útiles como herramientas descriptivas para explorar los impactos potenciales de la pesca y/o perturbaciones ambientales sobre componentes del sistema, o la estructura del ecosistema en su totalidad.

El personal de la CIAT ha desarrollado un modelo del ecosistema pelágico en el OPO tropical (Boletín de la CIAT, [Vol. 22, No. 3](#)) para explorar cómo la pesca y la variación climática podrían afectar los animales en los niveles tróficos medianos y superiores. El modelo tiene 38 componentes, incluyendo las principales especies explotadas (los atunes, por ejemplo), grupos funcionales (tiburones y peces voladores, por ejemplo), y especies de importancia para la conservación (por ejemplo, tortugas marinas). Se incluyen las descartas y descartes de la pesca como cinco "artes" de pesca: caña, palangre, y lances cerqueros sobre atunes

asociados a delfines, objetos flotantes, y no asociados. El modelo enfoca las regiones pelágicas; no se incluyen ecosistemas costeros locales.

El modelo ha sido calibrado a series de tiempo de datos de biomasa y captura de un número de especies objetivo y no objetivo durante 1961-1998. Los programas de recolección de datos en el OPO han mejorado significativamente desde 1998, y estos datos nuevos podrían permitir calibrar el modelo a los datos más recientes.

Una deficiencia del modelo es que describe solamente el componente tropical del ecosistema del OPO, y los resultados no pueden ser extrapolados de forma fiable a otras regiones del OPO. Por lo tanto, el trabajo futuro podría apuntar a actualizar el modelo a uno espacialmente explícito que cubra el OPO entero. Esto es un proyecto significativo, pero permitiría una representación mejorada del ecosistema y los escenarios del impacto potencial de la pesca y el clima que podrían ser modelados para guiar la ordenación pesquera basada en ecosistemas.

9. ACCIONES DE LA CIAT Y EL APICD RELATIVAS A CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

Tanto la Convención de Antigua de la CIAT como el APICD tienen objetivos que versan sobre la incorporación de consideraciones ecosistémicas en la ordenación de las pesquerías atuneras en el OPO. Acciones tomadas en el pasado incluyen:

9.1. Delfines

- a. Desde hace muchos años se evalúa el impacto de la pesquería sobre las poblaciones de delfines, y los programas para reducir o eliminar ese impacto han tenido un éxito considerable.
- b. Se ha limitado la mortalidad incidental de todas las poblaciones de delfines a niveles insignificantes con respecto al tamaño de las poblaciones.

9.2. Tortugas marinas

- a. Se ha compilado una base de datos sobre todos los avistamientos, capturas, y mortalidades de tortugas marinas reportadas por observadores.
- b. En junio de 2004, la CIAT adoptó la [resolución C-04-07](#) sobre un programa de tres años para mitigar el impacto de la pesca atunera sobre las tortugas marinas; incluye disposiciones sobre la toma de datos, medidas de mitigación, educación de la industria, fomento de capacidad, e informes.
- c. La [resolución C-04-05](#), adoptada por la CIAT en junio de 2004, contiene disposiciones relativas a la liberación y tratamiento de tortugas marinas capturadas en redes de cerco. Prohíbe también a los buques desechar bolsas y otra basura plástica en el mar, y encarga al Director estudiar y formular recomendaciones acerca del diseño de plantados, particularmente el uso de malla de red sujeta bajo el agua a los mismos.
- d. La [resolución C-07-03](#), adoptada por la CIAT en junio de 2007, contiene disposiciones acerca de la instrumentación de programas de observadores en pesquerías bajo el amparo de la Comisión que podrían ejercer un efecto sobre las tortugas marinas y actualmente no son acatadas. La resolución exige que los pescadores fomenten la recuperación y reanimación de tortugas marinas de caparazón duro comatosas o inactivas antes de devolverlas al agua. Se dirige a los CPC con buques de cerco o palangre que pesquen especies abarcadas por la Convención de la CIAT en el OPO evitar a evitar encuentros con las tortugas marinas, reducir las mortalidades mediante el uso de una variedad de técnicas, y realizar investigaciones sobre la modificación de los diseños de los plantados y las artes de palangre y las prácticas de pesca.

9.3. Aves marinas

- a. La [recomendación C-10-02](#), adoptada por la CIAT en octubre de 2010, reafirmó la importancia que los miembros de la CIAT y los no miembros cooperantes apliquen, en caso apropiado, el *Plan de*

Acción Internacional para reducir las capturas incidentales de aves marinas en la pesca con palangre de la FAO (PAI – Aves marinas).

- b. La [resolución C-11-02](#), adoptada por la CIAT en julio de 2011, reafirmó la importancia de aplicar el PAI-Aves marinas (ver 9.3.a), y dispone que los Miembros y No miembros cooperantes (CPC) requerirán de sus buques palangreros de más de 20 metros de eslora total y que pesquen especies abarcadas por la CIAT en el OPO usar al menos dos de las medidas de mitigación detalladas, y establece estándares técnicos mínimos para dichas medidas.

9.4. Otras especies

- a. La Resolución C-00-08, adoptada en junio de 2000, la CIAT establece normas para la liberación de tiburones, rayas, peces picudos, dorados, petos, y otras especies no objetivo.
- b. La [Resolución C-04-05](#), adoptada por la CIAT en junio de 2006, encarga al Director buscar fondos para la reducción de la mortalidad incidental de atunes juveniles, para desarrollar técnicas y/o equipo para facilitar la liberación de peces picudos, tiburones y rayas de la cubierta o de la red, y para realizar experimentos para estimar las tasas de supervivencia de peces picudos, tiburones y rayas liberados.
- c. La [Resolución C-11-10](#), adoptada por la CIAT en julio de 2011, prohíbe la retención a bordo, transbordo, descarga, almacenamiento, venta, u ofrecimiento de venta del cadáver de tiburones oceánicos punta blanca, en parte o entero, en las pesquerías abarcadas por la Convención de Antigua, y requiere que se liberen con prontitud ilesos, en la medida de lo posible, tiburones punta blanca cuando sean aproximados al costado del buque.
- d. La Resolución C-15-04, adoptada por la CIAT en julio de 2015, prohíbe retener a bordo, trasbordar, descargar, almacenar, vender, u ofrecer para la venta rayas Mobulidae (que incluyen las rayas Manta y Mobula), en parte o enteras, y requiere que los buques liberen toda raya Mobulidae viva siempre que sea posible.
- e. La [resolución C-16-05](#), adoptada en julio de 2016, establece que el personal científico de la CIAT desarrollará un plan de trabajo para realizar evaluaciones completas de poblaciones para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y los tiburones martillo (*Sphyrna lewini*, *S. zygaena* y *S. mokarran*). Los CPC requerirán de sus pescadores recolectar y remitir datos de captura de tiburones sedosos y martillo, y remitirán los datos a la CIAT de conformidad con los requisitos de notificación de datos de la CIAT.
- f. La [resolución C-16-06](#), adoptada en julio de 2016, prohíbe la retención a bordo, transbordo, descarga, o almacenamiento, de cualquier parte o del cuerpo entero de tiburones sedosos capturados en el Área de la Convención por buques de cerco.

9.5. Dispositivos agregadores de peces (plantados)

- a. La [resolución C-16-01](#), adoptada por la CIAT en junio de 2016, enmienda y reemplaza la [Resolución C-15-03](#), adoptada por la CIAT en julio de 2015. Requiere que todos los buques cerqueros, cuando pesquen sobre plantados en el Área de la Convención, reúnan y notifiquen información sobre los mismos, incluyendo un inventario de los plantados presentes en el buque, y que especifiquen, para cada plantado, su identificación, tipo, y características. A fin de reducir el enmallamiento de tiburones, tortugas marinas, o cualquier otra especie, se especifican principios para el diseño y uso de plantados. Se prohíbe lanzar una red de cerco sobre atunes asociados con un tiburón ballena vivo, si se observa el animal antes del lance. Se ha establecido un grupo de trabajo sobre plantados y sus objetivos son recolectar y compilar información sobre plantados, revisar los requisitos de recolección de datos, compilar información sobre los acontecimientos en otras OROP atuneras sobre los plantados, compilar información sobre avances en la información científica más actual sobre plantados, incluyendo información sobre plantados no enmallantes, preparar informes anuales para el

Comité Científico Asesor, e identificar y revisar posibles medidas de ordenación.

- b. La Resolución C-17-02, adoptada en julio de 2017, especifica medidas para las pesquerías sobre plantados, incluido el número de plantados activos permisibles.

9.6. Todas especies

- a. Se está recabando datos sobre las capturas incidentales por buques cerqueros grandes, y se insta a los gobiernos a proveer información sobre las capturas incidentales de otros buques.
- b. Se han recabado datos sobre la distribución espacial de las capturas incidentales y las proporciones de captura incidental a captura para análisis de opciones de políticas de reducción de capturas incidentales.
- c. Se ha recabado información para evaluar medidas para reducir las capturas incidentales, tales como vedas, límites de esfuerzo, etc.
- d. Se han realizado evaluaciones de preferencias de hábitat y el efecto de cambios ambientales.
- e. Se han adoptado requisitos para los CPC para asegurar que, a partir del 1 de enero de 2013, un mínimo de 5% del esfuerzo de pesca realizado por sus buques palangreros de más de 20 metros de eslora total lleve un observador científico.

10. ACONTECIMIENTOS FUTUROS

Es poco probable, al menos en el futuro cercano, que se disponga de evaluaciones de las poblaciones de la mayoría de las especies de captura incidental. La experiencia del personal de la CIAT con los delfines sugiere que la tarea no es trivial si se desea una precisión relativamente alta. Es posible que en lugar de evaluaciones formales se puedan desarrollar índices para evaluar tendencias en las poblaciones de estas especies, que se hace ahora para el tiburón sedoso.

La mejor forma de facilitar un enfoque ecosistémico a la ordenación pesquera podría ser a través de un enfoque multifacético que implica el desarrollo y seguimiento de indicadores biológicos y ecológicamente significativos para especies indicadoras clave y la integridad del ecosistema. Los indicadores ecológicos podrían ser índices agrupados que describen la estructura del ecosistema entero (diversidad, por ejemplo), o componentes específicos (nivel trófico de la captura, por ejemplo). Los indicadores biológicos pueden generalmente estar relacionados con una sola especie, tal vez aquellas de importancia ecológica clave, y tener la forma de puntos de referencia usados comúnmente en la pesca (por ejemplo, F_{RMS}), CPUE, u otras medidas sencillas tales como cambios en el espectro de tamaños. Sin embargo, los indicadores usados dependen fuertemente de la fiabilidad de la información disponible del nivel de especie a ecosistema.

La distribución de las pesquerías de atunes y peces picudos en el OPO es tal que incluye probablemente varias regiones con características ecológicas diferentes. Es posible que, dentro de éstas, masas de agua, características oceanográficas o topográficas, influencias del continente, etcétera, generen heterogeneidad que afecte la distribución de las distintas especies y su abundancia relativa en las capturas. Sería ventajoso incrementar los conocimientos de estos estratos ecológicos para poder usarlos en nuestros análisis.

Es importante continuar los estudios de los ecosistemas en el OPO. La capacidad de resolver problemas relacionados con la pesca y el ecosistema crecerá con el número de variables de hábitat, grupos taxonómicos y niveles tróficos estudiados y con series de tiempo de datos más largas.

En el Plan Científico Estratégico de la CIAT (SAC-09-01) y el informe de las actividades del personal (SAC-09-02), se describe el trabajo ecosistémico futuro. En breve, el trabajo incluirá mejorar las EEO, desarrollar y mantener bases de datos de parámetros biológicos y ecológicos clave (por ejemplo, parámetros de crecimiento), desarrollar propuestas de investigación para un muestreo biológico, monitoreos ecosistémicos, e investigaciones de campo sobre experimentos de consumo y evacuación, desarrollo de un modelo ecosistémico del OPO espacialmente explícito e indicadores ecológicos, e informes continuos de estimaciones de captura incidental.