

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

Stock Assessment Report 20

Informe de Evaluación de Stocks 20

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2018**

**CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2018**

La Jolla, California

2019



## INTRODUCTION

Stock Assessment Report 19 consists of the following background documents, prepared for the 10<sup>th</sup> meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 13-17 May 2019.

## CONTENTS

|   |    |
|---|----|
| 1. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2018 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu and Mark N. Maunder ..... | 3  |
| 2. Stock Status indicators for yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu and Mark N. Maunder .....                  | 19 |
| 3. Stock Status indicators for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Haikun Xu, Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody and Marlon Román .....      | 33 |
| 4. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder .....  | 41 |
| 5. Potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO <i>by</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, and Mark. N. Maunder.....       | 51 |
| 6. Ecosystem considerations <i>by</i> Shane Griffiths and Leanne Duffy.....   | 89 |

## INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 20 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 9<sup>a</sup> reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 13-17 de mayo de 2019.

## ÍNDICE

|   |     |
|---|-----|
| 1. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2018 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu y Mark N. Maunder..... | 15  |
| 2. Indicadores de condición de población del atún aleta amarilla <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu y Mark N. Maunder .....   | 29  |
| 3. Indicadores de condición de población del atún patudo <i>por</i> Haikun Xu, Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody y Marlon Román .....                                  | 38  |
| 4. Indicadores actualizados de la condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder.....   | 47  |
| 5. Puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado en el OPO <i>por</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, y Mark. N. Maunder .....  | 77  |
| 6. Consideraciones ecosistémicas <i>por</i> Shane Griffiths y Leanne Duffy .....  | 123 |

# STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2018 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu, Mark N. Maunder

## EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2018 uses the same model and assumptions as the previous assessment; the sole difference is that it includes new and updated data.
2. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. The annual recruitments have been about or below average since 2003. Both the spawning biomass ( $S$ ) and the biomass of fish aged 3 quarters and older ( $B$ ) were estimated to be below the maximum sustainable yield (MSY) level at the beginning of 2019 ( $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.76$ ;  $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 0.84$ ). As noted in previous full assessments (e.g. [SAC-07-05b](#)), these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the model assumptions. With current (2016-2018 average) fishing mortality, the spawning biomass ratio (SBR<sup>1</sup>) is predicted to level off below the MSY level if recruitment is average, while purse-seine catches are predicted to stabilize around the MSY, due to the flat yield curve estimated for this stock ([SAC-08-04b](#)).
3. 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.
4. The recent fishing mortality ( $F$ ) is estimated to be above the MSY level ( $F_{\text{MSY}}$ ;  $F$  multiplier = 0.89). This is a substantial change from the previous assessment, which estimated recent fishing mortality rates around the level corresponding to MSY ( $F \approx F_{\text{MSY}}$ ). These interpretations are subject to uncertainty, but do not exceed the limit reference points; however, they are highly sensitive to the assumptions made about the relationship between stock size and recruitment (steepness;  $h$ ), the weighting assigned to the different data sets (in particular to the longline index of abundance), the growth curve, and the assumed rates of natural mortality ( $M$ ), as shown in previous assessments.
5. The recent results from Project [H.1.a](#), part of the [work plan](#) to improve the bigeye assessment, are shedding light on similar issues that have now been identified in the current yellowfin assessment. An investigation of the reasons for the change in  $F/F_{\text{MSY}}$  in the yellowfin assessment is described in Document [SAC-10 INF-F](#).
6. In preparation for the 2020 benchmark assessment of yellowfin, the staff developed a workplan ([SAC-10-01](#)) that addresses key uncertainties that are of concern, in particular the longline data used for the indices of abundance. Indicators have also been developed and are presented in a companion document ([SAC-10-08](#)).

## 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 2018 (Document [SAC-09-06](#)), the sole difference is that it includes new and updated data. Improvements will be made for the 2020 benchmark assessment, following the workplan to address key uncertainties ([SAC-10-01](#)). Stock Synthesis produces an extensive series of model output results and fit diagnostics. These are

---

<sup>1</sup> Ratio of the current spawning biomass to that of the unfished population

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 near the western boundary of the EPO at 150°W. Most of the catch in the EPO is taken by purse-seiners. 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<sup>2</sup> have been updated and new data added for 2018. New or updated longline catch data were available for China (2017), Japan (2017-2018), Korea (2017), Chinese Taipei (2015-2017), the United States (2009, 2017), French Polynesia (2017), Vanuatu (2017), and other nations (2016-2017). For longline fisheries with missing 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 2018. New or updated CPUE data were available for the Japanese longline fleet for 2017-2018. New surface-fishery size-composition data for 2018 were added, and data for the last quarter of 2017 were updated. New or updated length-frequency data for the Japanese commercial longline fleet were available for 2011-2017.

In general, recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is both annually and seasonally variable. This analysis and previous analyses indicate that the yellowfin population may have experienced three different recruitment productivity regimes: below average (1975-1982), mostly above average (1983-2002), and mostly below average (2003-2014) ([Figure 1](#)). The 2015 recruitment was estimated to be above average, coinciding with the 2015-2016 El Niño event, while the 2016 recruitment was estimated to be below average. The recruitments of 2017 and 2018 were estimated with high uncertainty, and it is not possible to ascertain at this time whether they were below or above average. In addition, the recruitment point estimate for 2018 might be 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 different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBRs<sup>3</sup>. The SBR of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (SBR<sub>MSY</sub>) during 1977-1983, coinciding with the low-productivity regime, but above that level during most of the following years until 2005 ([Figure 2](#)). Since 2005, the SBR has been below the MSY level, except during 2008-2010, following the above-average recruitment of 2006. The increase in the SBR in 1984 is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. Since 2011, when the SBR fell as a result of the series of low recruitments that coincided with a series of strong La Niña events, it has been estimated to be at, or slightly below, the MSY level; at the start of 2019 it was

---

<sup>2</sup> Purse-seine and pole-and-line

<sup>3</sup> spawning biomass ratio: the ratio of the current spawning biomass to that of the unfished population

estimated to be 0.21, below the MSY level (0.27). With the current (2016-2018) fishing mortality and the current estimate of recent recruitment, the SBR is predicted to increase for two years, and then decline and stabilize below the MSY level ([Figure 2](#)), assuming average recruitment in the future.

Substantial levels of fishing mortality ( $F$ ) 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 or 2.5 years). The average annual  $F$  has been increasing for all age classes since 2009. A slight decrease was estimated for 2017, followed by a new increase in 2018.

Historically, the dolphin-associated and unassociated purse-seine fisheries have had 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, and in 2018 it was estimated that the impact of the floating-object fisheries surpassed that of the dolphin-associated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years.

The SBR is substantially below the MSY level ( $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.76$ ), as is the biomass of fish aged 3 quarters and older ( $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 0.84$ ; [Figure 5](#)). It is estimated that current  $F > F_{\text{MSY}}$ , based on the current distribution of effort among the different fisheries ( $F$  multiplier = 0.89, approximate confidence interval CI = (0.79,0.99), [Figure 5](#)), and catches in 2018 were at that level ([Table 1](#)). This is a substantial change from the previous assessment, which estimated  $F \approx F_{\text{MSY}}$  ( $F$  multiplier = 0.99; CI = (0.88, 1.10)). These interpretations are subject to uncertainty, but do not exceed the limit reference points; however, they are highly sensitive to the assumptions made about the relationship between stock size and recruitment (steepness;  $h$ ), the weighting assigned to the different data sets (in particular to the longline CPUE), the growth curve, and the assumed rates of natural mortality ( $M$ ) for yellowfin, as shown in previous assessments.

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, as can be seen in the projected catches with current  $F$  and  $F_{\text{MSY}}$ , while changing the spawning 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 is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is none ([SAC-08-04b](#)).

The average weights of yellowfin taken from the fishery have in general been consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. The OBJ, NOA-N, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the NOA-S, DEL, and LL fisheries. The LL fisheries and the DEL-S fishery catch older, larger yellowfin than the DEL-N and DEL-C fisheries. In recent years, however, the average length of some fisheries that select for larger fish has increased ([SAC-10 INF-F](#)).

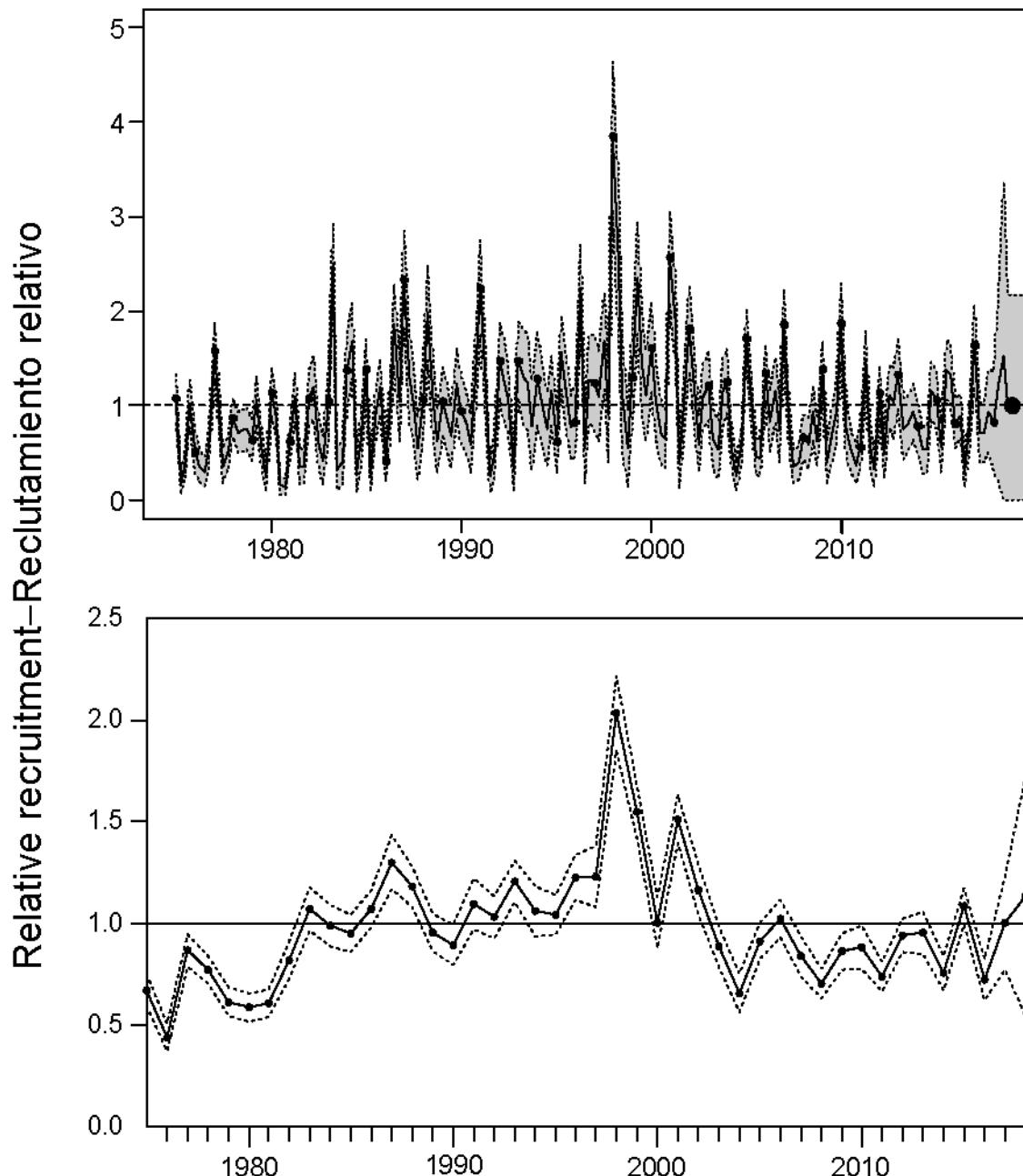
The MSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the  $SBR_{\text{MSY}}$ .

The MSY has been stable during the assessment period (1975-2018) ([Figure 6](#)), which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal over time. However, the overall level of fishing effort relative to the MSY level has varied over time, as shown by the variation of the  $F$  multiplier over time.

If fishing effort continues at recent levels, and future recruitment is about average, the spawning biomass ( $S$ ) ([Figure 2](#)) and the catches of the surface fisheries ([Figure 7](#)) are predicted to increase slightly in the near future. However,  $S$  is predicted to stabilize below  $S_{MSY}$ . The confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below the SBR at MSY. The catches are predicted to stabilize around the MSY, because the yield curve is flat around current  $F$  and  $F_{MSY}$  (see Figure 8 in [SAC-08-04b](#)), assuming the base-case model is a good approximation of the dynamics of the population (see [SAC-10 INF-F](#)).

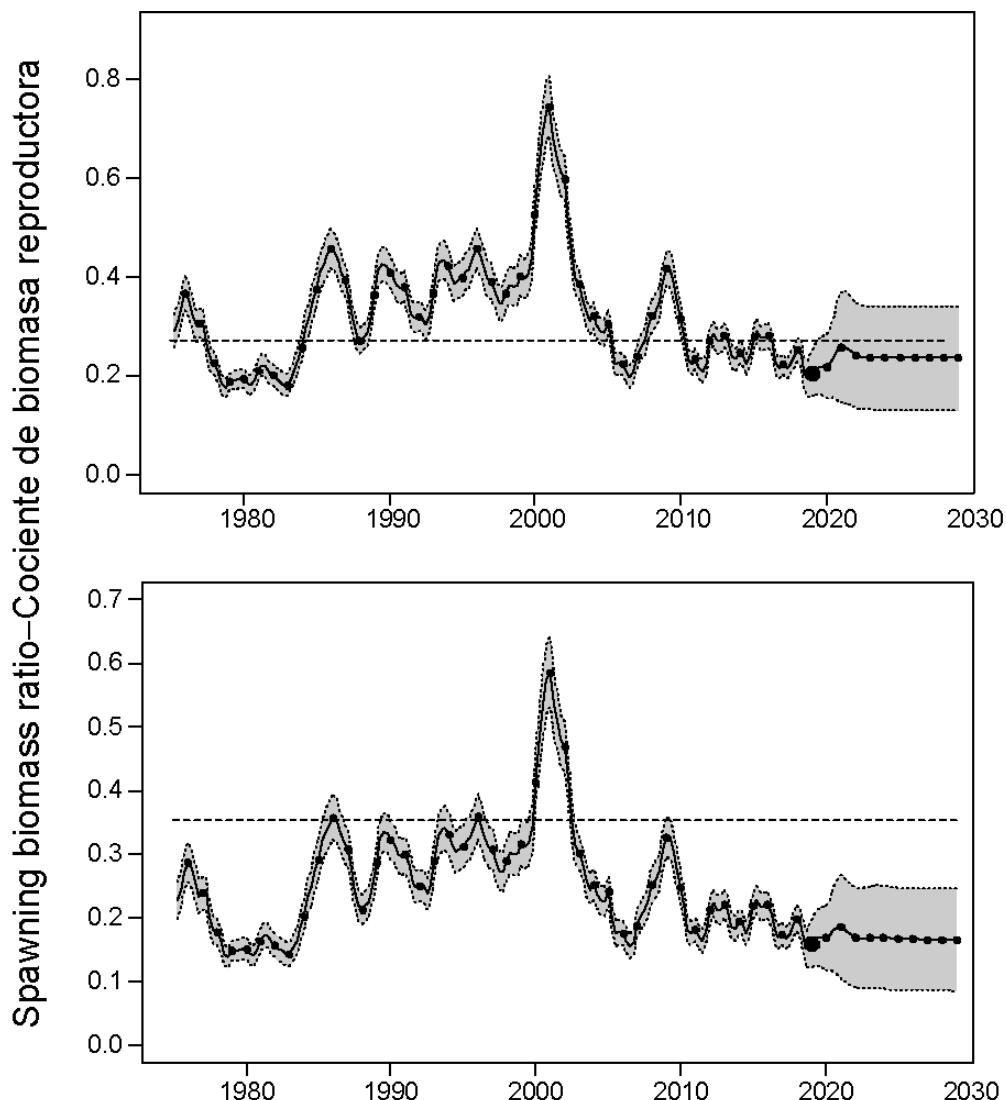
If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic: current effort is estimated to be substantially above the MSY level ([Table 1](#)), and the spawning biomass is substantially below the MSY level ([Figure 2](#)). Previous assessments ([SAC-07-05b](#)) and other research ([SAC-10 INF-E](#)) have indicated that the status of the stock is 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 or if the CPUE of the DEL-N and DEL-I fisheries, standardized using a spatial-temporal methods, are used as indices of abundance instead of its nominal CPUE , and more optimistic if the nominal CPUE of the DEL-N fishery is used as the main index of abundance instead of that of the LL-S fishery.

The recent findings from Project [H.1.a](#), part of the [work plan](#) to improve the bigeye assessment, are shedding light on similar issues that have now been identified in the current yellowfin assessment. An investigation of the reasons for the change in  $F/F_{MSY}$  in the yellowfin assessment is described in Document SAC-10 INF-F.



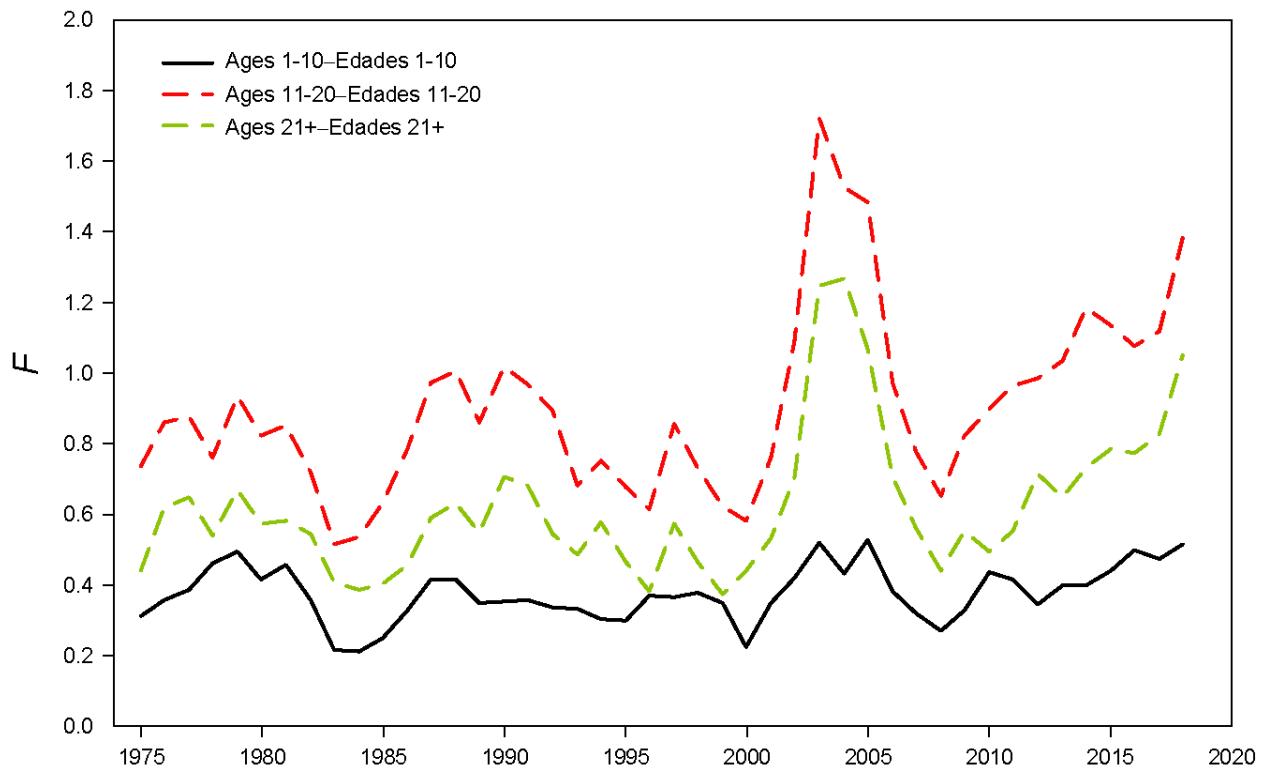
**FIGURE 1.** Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates 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 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.



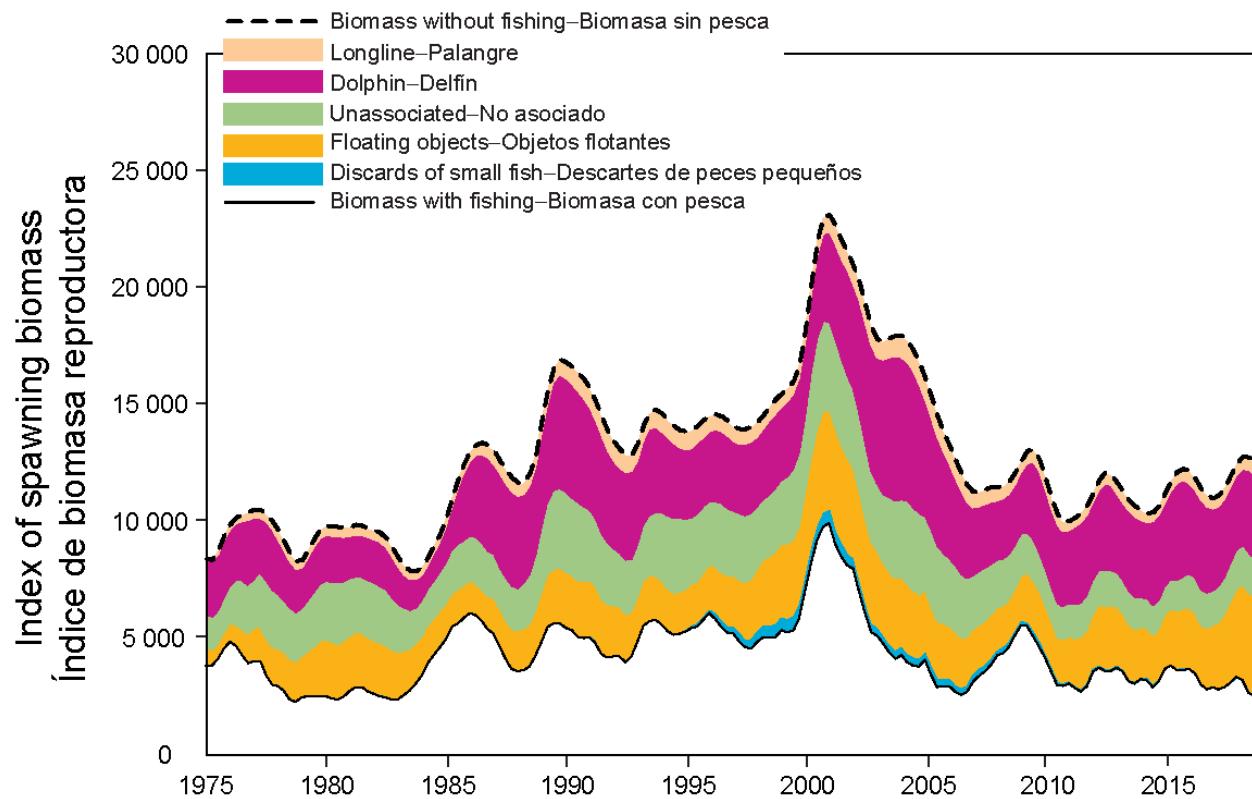
**FIGURE 2.** Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2019-2029 based on average fishing mortality rates during 2016-2018, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ( $h = 0.75$ , bottom). The dashed 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 2019 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2016-2018, 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 2019-2029 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2016-2018, 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 2016-2018, 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.



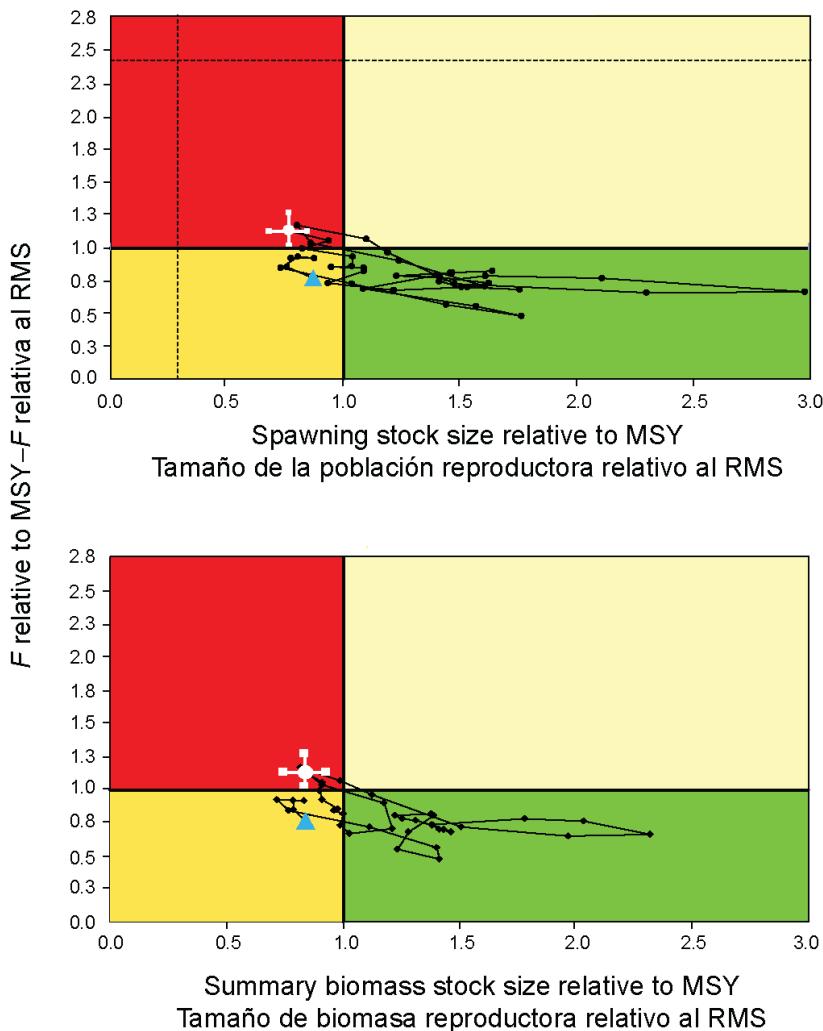
**FIGURE 3.** Average annual fishing mortality ( $F$ ) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

**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.



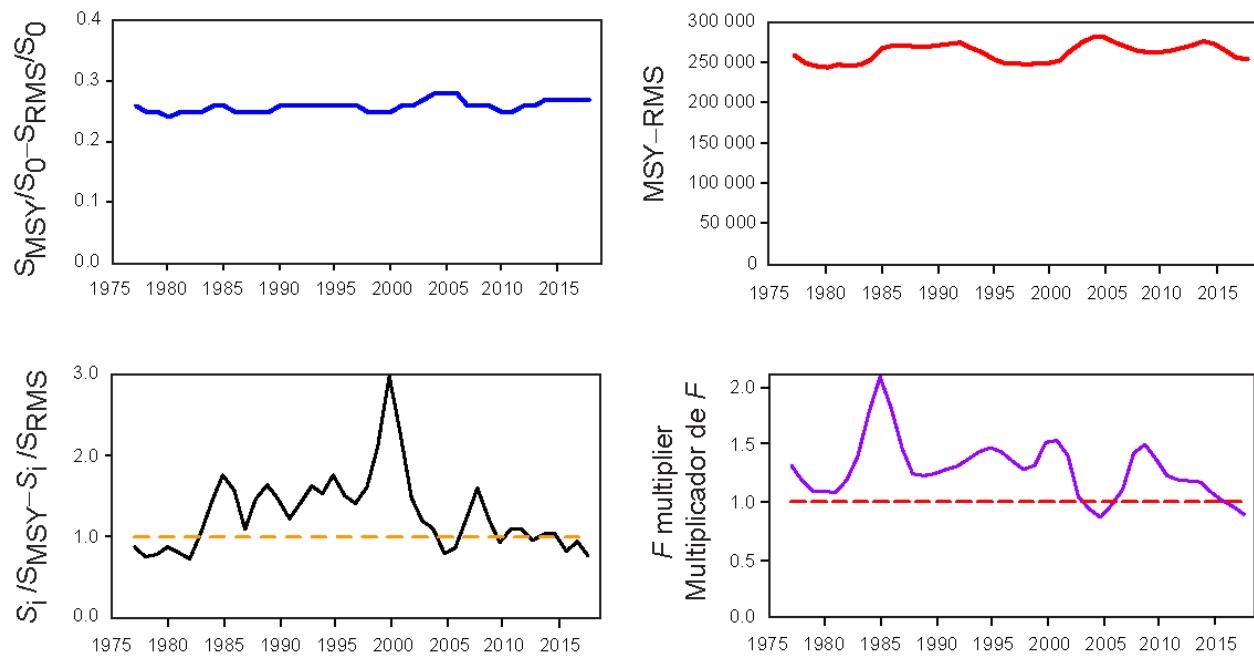
**FIGURE 4.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

**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.



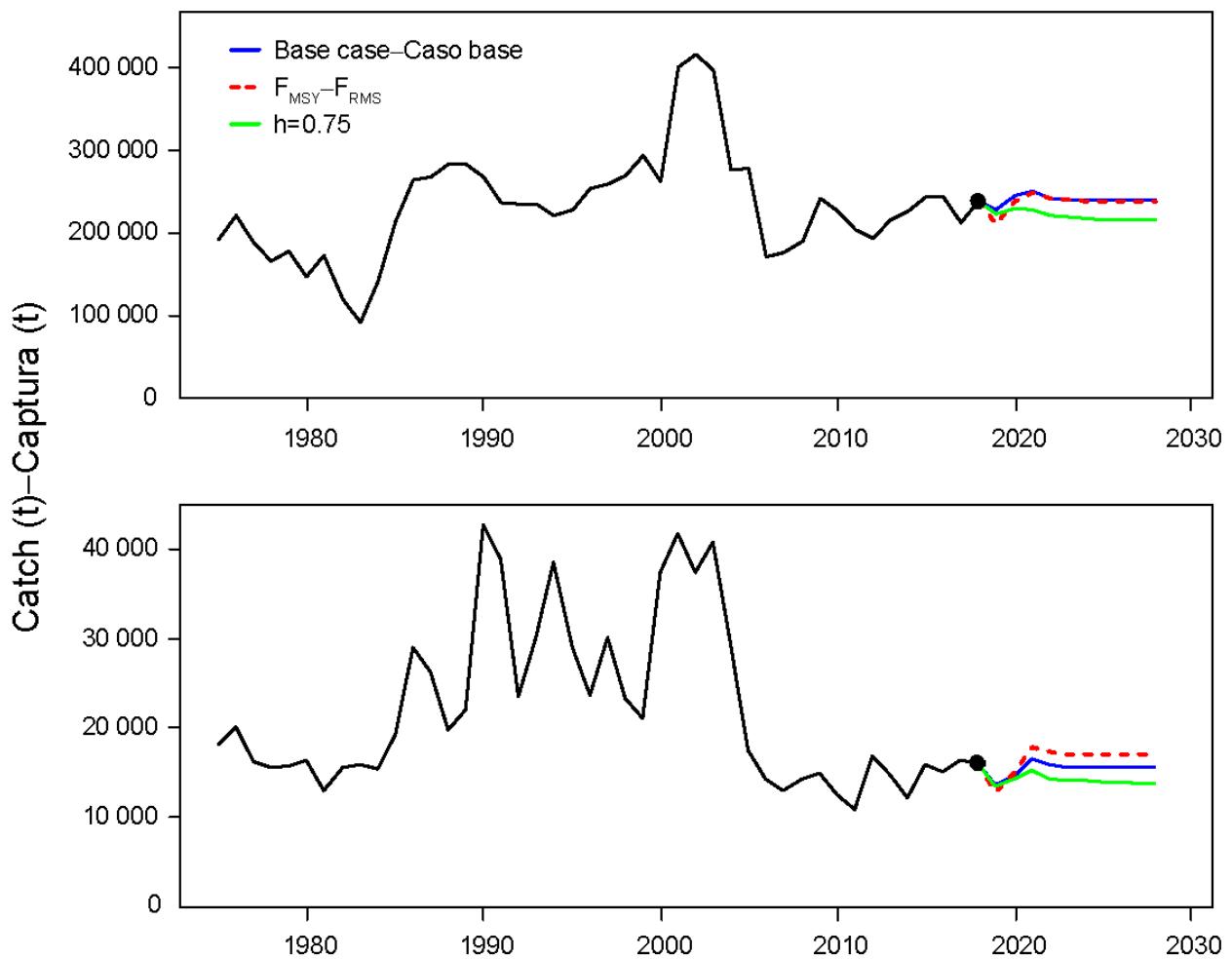
**FIGURE 5.** Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass of fish aged 3 quarters and older) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). The 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 trazo 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 (2018).

**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 (2018).

**TABLE 1.** MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality ( $F$ ) for 2016-2018.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{MSY}}$  are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2019 and at MSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{MSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch for 2018.

**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 2016-2018. Se definen  $B_{\text{reciente}}$  y  $B_{\text{RMS}}$  como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2018 y en RMS, respectivamente, y  $S_{\text{reciente}}$  y  $S_{\text{RMS}}$  como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas).  $C_{\text{reciente}}$  es la captura total estimada de 2018.

| YFT   | Base case<br>Caso base | $h = 0.75$ |
|---|------------------------|------------|
| MSY-RMS   | 254,975                | 268,782    |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$                                       | 371,787                | 552,161    |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$                                       | 3,638                  | 6,022      |
| $B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$                               | 0.31                   | 0.37       |
| $S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$                               | 0.27                   | 0.35       |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{reciente}}/\text{RMS}$         | 1.00                   | 0.95       |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}}$ | 0.84                   | 0.55       |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$ | 0.76                   | 0.45       |
| $F$ multiplier-Multiplicador de $F$                                     | 0.89                   | 0.58       |

# CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2018 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu, Mark N. Maunder

## RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2018 usa el mismo modelo y los mismos supuestos que la evaluación previa; la única diferencia es que incluye datos nuevos y actualizados.
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa. Los reclutamientos anuales han estado en, o por debajo de, el promedio desde 2003. Se estima que tanto la biomasa reproductora ( $S$ ) como la biomasa reciente de peces de 3 trimestres o más de edad ( $B$ ) estuvieron estando por debajo del nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS) al principio de 2019 ( $S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 0.76$ ;  $B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}} = 0.84$ ). Tal como se comentó en evaluaciones completas previas (por ejemplo, [SAC-07-05b](#)), estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos del modelo. Con la mortalidad por pesca actual (promedio de 2016-2018), se predice que el cociente de biomasa reproductora ( $SBR^4$ ) se estabilizará por debajo del nivel de RMS si el reclutamiento es medio, y que las capturas cerqueras se estabilizarán en valores alrededor del RMS, debido a la curva de rendimiento plana estimada para esta población ([SAC-08-04b](#)).
3. 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 viene aumentando para todas las clases de edad desde 2009.
4. Se estima que la mortalidad por pesca ( $F$ ) reciente ha estado por encima del nivel de RMS ( $F_{\text{RMS}}$ ; multiplicador de  $F = 0.89$ ). Esto representa un cambio sustancial con respecto a la evaluación previa, que estimó las tasas de mortalidad por pesca recientes en el nivel correspondiente al RMS ( $F \approx F_{\text{RMS}}$ ). Estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, pero no rebasan los puntos de referencia límite; sin embargo, son altamente sensibles a los supuestos acerca de la relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento (inclinación;  $h$ ), la ponderación asignada a los distintos conjuntos de datos (en particular a the índice de abundancia palangrero), la curva de crecimiento, y las tasas supuestas de mortalidad natural ( $M$ ) para de aleta amarilla, tal como se mostró en evaluaciones previas.
5. Los resultados recientes del proyecto [H.1.a](#), parte del plan de trabajo para mejorar la evaluación del patudo, están resaltando problemas similares que han sido identificados en la evaluación actual del aleta amarilla. En el documento [SAC-10 INF-F](#) se describe una investigación de los motivos de este cambio de  $F/F_{\text{RMS}}$  en la evaluación del aleta amarilla.
6. En preparación para la evaluación de referencia del aleta amarilla en 2020, se ha elaborado un plan de trabajo (SAC-10-01) que aborda las incertidumbres clave que son motivo de preocupación, in particular los datos de palangre usados para los índices de abundancia. Se han desarrollado también indicadores, presentados en un documento complementario (SAC-10-08).

## 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), realizada usando un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis*, versión

<sup>4</sup> Razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada

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 2018 (Documento SAC-09-06); la única diferencia es la inclusión de datos nuevos y actualizados. Se incorporarán mejoras en la evaluación de referencia en 2020, siguiendo el plan de trabajo para tratar las incertidumbres clave (SAC-10-01). *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 cerca del límite occidental del OPO en 150°O. La mayor parte de la captura en el OPO es tomada por buques cerqueros. 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 que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera sean 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<sup>5</sup> y se añadieron datos nuevos de 2018. Se dispuso de datos nuevos o actualizados de captura palangrera para China (2017), Japón (2017-2018), Corea (2017), Taipéi Chino (2015-2017), Estados Unidos (2009, 2017), Polinesia Francesa (2017), Vanuatu (2017), y otras naciones (2016-2017). Para las pesquerías palangreras con datos de captura faltantes, 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 de 2018. Se dispuso de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para 2017-2018. Se añadieron datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie de 2018, y se actualizaron los datos del último trimestre de 2017. Se dispuso de datos nuevos o actualizados de frecuencia de tallas de la flota palangrera comercial japonesa para 2011-2017.

En general, el reclutamiento del aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable a escala anual y mensual. El presente análisis y análisis previos indican que la población ha pasado probablemente por tres regímenes diferentes de productividad de reclutamiento: inferior al promedio (1975-1982), generalmente superior al promedio (1983-2002), y generalmente inferior al promedio (2003-2014) ([Figura 1](#)). Se estimó que el reclutamiento de 2015 fue superior al promedio, coincidiendo con el evento de El Niño de 2015-2016, pero que aquel de 2016 fue inferior al promedio. Los reclutamientos de 2017 y 2018 fueron estimados con alta incertidumbre, por lo que no es posible determinar en este momento si fueron superiores o inferiores al promedio. Además, la estimación puntual del reclutamiento de 2018 podría estar sesgada positivamente, debido a un patrón retrospectivo ya observado en evaluaciones previas. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes de biomasa: los regímenes de alta productividad producen biomassas mayores ([Figura 2](#)). La existencia de una relación población-reclutamiento es también

---

<sup>5</sup> Red de cerco y caña

apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son tenues, y esto es probablemente un artefacto de los aparentes cambios de régimen.

Es posible que los diferentes regímenes de productividad apoyen diferentes niveles de RMS y de los SBR<sup>6</sup> asociados. El SBR del aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible ( $SBR_{RMS}$ ) 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](#)). 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. Desde 2011, cuando el SBR disminuyó como resultado de una serie de reclutamientos bajos que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña, se estima que ha estado en, o ligeramente por debajo de, el nivel de RMS; se estima que al principio de 2019 era 0.21, por debajo del nivel de RMS (0.27). Se predice que, con la mortalidad por pesca actual (2016-2018) y la estimación actual del reclutamiento reciente, el SBR aumentará durante dos años, y luego disminuirá y se estabilizará por debajo del nivel de RMS ([Figura 2](#)), suponiendo reclutamiento promedio en el futuro.

Se han estimado niveles sustanciales de mortalidad por pesca ( $F$ ) 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). La  $F$  promedio anual viene aumentando para todas las clases de edad desde 2009. Se estimó una ligera disminución para 2017, seguida por un nuevo aumento en 2018.

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, y en 2018 se estimó que el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes superó aquel de las pesquerías asociadas a delfines. Los impactos de las pesquerías palangreras y cerqueras de descarte son mucho menores, y han disminuido en los últimos años.

El SBR se encuentra sustancialmente por debajo del nivel de ( $S_{reciente}/S_{RMS} = 0.76$ ), al igual que la biomasa de peces de 3 trimestres y más de edad ( $B_{reciente}/B_{RMS} = 0.84$ ; [Figura 5](#)). Se estima que actualmente  $F > F_{RMS}$ , con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías y (multiplicador de  $F = 0.89$ , intervalos de confianza (IC) aproximados = (0.79,0.99), [Figura 5](#)), y las capturas en 2018 estuvieron en ese nivel ([Tabla 1](#)). Esto representa un cambio sustancial con respecto a la evaluación previa, que estimó que  $F \approx F_{RMS}$  (multiplicador de  $F = 0.99$ ; IC = (0.88, 1.10)). Estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, pero no rebasan los puntos de referencia límite; sin embargo, son altamente sensibles a los supuestos acerca de la relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento (inclinación;  $h$ ), la ponderación asignada a los distintos conjuntos de datos (en particular a los datos de CPUE de palangre), la curva de crecimiento, y las tasas supuestas de mortalidad natural ( $M$ ) para de aleta amarilla, tal como se mostró en evaluaciones previas.

Es importante señalar que la curva que relaciona el rendimiento sostenible promedio con 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, como se puede ver en las capturas proyectadas con la  $F$  actual y  $F_{RMS}$ , pero cambiarán la biomasa reproductora considerablemente. Mantener la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS causaría

<sup>6</sup> Spawning biomass ratio (cociente de biomasa reproductora): la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca

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](#)).

En general, 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. Las pesquerías OBJ, NOA-N, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y más pequeños que las pesquerías NOA-S, DEL, y LL. Las pesquerías LL y la pesquería DEL-S capturan aleta amarilla más viejo y más grande que las pesquerías DEL-N y DEL-C. En los últimos años, sin embargo, la talla promedio de algunas pesquerías que seleccionan peces más grandes mostró un aumento ([SAC-10 INF-F](#)).

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<sub>RMS</sub>.

El RMS ha sido estable durante el periodo de la evaluación (1975-2018) ([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 relativo al nivel de RMS ha variado a lo largo del tiempo, como lo indica la variación del multiplicador de  $F$  a lo largo del tiempo.

Si el esfuerzo de pesca continúa en niveles recientes, y el reclutamiento futuro es aproximadamente medio, se predice que tanto la biomasa reproductora ( $S$ ; [Figura 2](#)) como las capturas de las pesquerías de superficie ([Figura 7](#)) aumentarán ligeramente en el futuro cercano. Sin embargo, se predice que  $S$  se estabilizará por debajo de  $S_{RMS}$ . Los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR esté sustancialmente por encima o por debajo del SBR en RMS. Se predice que las capturas se estabilizarán en un nivel similar al RMS, porque la curva de rendimiento es plana alrededor de la  $F$  actual y  $F_{RMS}$  (ver la Figura 8 en [SAC-08-04b](#)), suponiendo que el modelo de caso base sea una buena aproximación de la dinámica de la población (ver SAC-10 INF-F).

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista: se estima que el esfuerzo actual está sustancialmente por encima del nivel de RMS ([Tabla 1](#)), y la biomasa reproductora sustancialmente por debajo de dicho nivel ([Figura 2](#)). Las evaluaciones previas ([SAC-07-05b](#)) y otras investigaciones (SAC-10 INF-F) 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 que 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 DEL-N en lugar de la de la pesquería LL-S.

Los resultados recientes del proyecto [H.1.a](#), parte del plan de trabajo para mejorar la evaluación del patudo, están resaltando problemas similares que han sido identificados en la evaluación actual del aleta amarilla. En el documento [SAC-10 INF-F](#) se describe una investigación de los motivos de este cambio de  $F/F_{RMS}$  en la evaluación del aleta amarilla.

# STOCK STATUS INDICATORS FOR YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Carolina Minte-Vera, Haikun Xu and Mark N. Maunder

## SUMMARY

The model currently used for the stock assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean is unable to reconcile data that apparently carry contradictory signals about the status of the stock. The low values for recent years estimated for three CPUE-based indicators (CPUE for two dolphin-associated (DEL) fisheries, standardized using spatiotemporal methods, and for the southern longline (LL-S) fishery) suggest low abundance of the population, but this is inconsistent with the increased average size of the fish in the catch of these fisheries. It is therefore not clear from the indicators whether yellowfin abundance is in fact reduced, or changes have occurred in the fisheries.

Research is planned to revise the model and several of its assumptions in preparation for the benchmark assessment in 2020. Meanwhile, data-based indicators have been developed for the yellowfin stock, similar to those for the skipjack and bigeye tuna stocks.

## 1. INTRODUCTION

The model used for the current update assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) was unable to reconcile data that apparently carry contradictory signals about the status of the stock ([SAC-10 INF-F](#)). This needs to be resolved before the model can be used as a basis for management advice, and a workplan has been developed in preparation for the scheduled benchmark assessment in 2020 ([SAC-10- INF-F](#)). In the meantime, the data-based indicators presented in this document can be used to monitor the relative status of the stock.

An indicator is a relative measure that simply compares the current status of a given value, such as catch or effort, for a particular fishery with the distribution of its historical values. Indicators can be useful for identifying causes of changes in populations (e.g. variability in recruitment, changes in fishing operations, changes in mortality), and can be used to complement model-based methods. They can facilitate communication among scientists, managers, and other stakeholders because they are generally based on data-derived values that are more intuitive than abstract, model-based quantities (Trenkel *et al.* 2007).

Data-based stock status indicators (SSIs) were first developed for skipjack tuna in the EPO (Maunder and Deriso 2007), and later applied to bigeye tuna ([IATTC Stock Assessment Report 19](#)).

## 2. METHODS

Data-based indicators were calculated for each one of the main fisheries defined in the current stock assessment model for yellowfin ([Figure 1](#)), in addition to overall indicators for the stock<sup>1</sup>. The fisheries are defined by gear (longline and purse seine) and geographical area of operation, and the purse-seine fisheries are further divided by set type (floating-object, unassociated, and dolphin). The **indicators for individual fisheries** are catch, effort, catch per unit of effort (CPUE), and average length of the fish in the catch, and are based on data for 1975-2018, as in the stock assessment. The **overall indicators** are total purse-seine capacity, adjusted for the seasonal closures of the fishery, and total effort, and are based on the following: (1) closure-adjusted purse-seine capacity, 2000-2018 (as for bigeye tuna, SAC-10-06); (2) purse-seine effort, in total number of sets, by set type, 1987-2018; and (3) longline effort, in total number

---

<sup>1</sup> The indicators are computed on an annual basis, while the stock assessment models have a quarterly time step

of hooks, 1975-2017 (data from annual reports by CPCs; [WSBET-02-03](#)). The total catch on floating objects includes the four discard fisheries used in the stock assessment (IATTC Stock Assessment Report 2018). 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. The median (50<sup>th</sup> percentile) is also presented.

## 2.1. Purse seine

Purse-seine catches are adjusted for species composition ([WSBET-02-06](#)). The average length of the fish in the catch, by year and fishery, is computed using the estimated length frequency ([WSBET-02-06](#)) by quarter weighted by the catch in that quarter. The catch per day fished (CPDF), by set type, is computed by dividing the catch by the effort, in days fished, from the IATTC catch and effort (CAE) database, which contains the observer and vessel logbook data. Vessels can make several sets of different types (floating object, unassociated, dolphin) on the same day, so days fished must be partitioned by set type, using a multiple regression for each year (Maunder and Watters 2003; [WSBET-02-06](#)). The number of days fished is calculated by apportioning each day among the vessel's activities (searching, setting, transiting to and from fishing areas, etc) and summing the periods classified as "fishing". Finally, additional purse-seine derived indices of abundance were estimated by standardizing the dolphin-associated CPDF for a subset of the vessels, using spatiotemporal methods (following [Xu et al. 2019](#)) with the most current data.

## 2.2. Longline

The catch by fishery is computed from the level-3 data<sup>2</sup> for longliners (Resolution [C-03-05](#), [WSBET-02-03](#)). Catches reported in number are multiplied by the average weight for the fishery and added to the catch reported in weight to arrive at the total catch in weight. The standardized CPUE is obtained from the data for the Japanese longline fleet, aggregated by 5°x5°-month and hooks-between-floats, using a delta-GLM approach (Hoyle and Maunder 2006). The average annual length, by fishery, is computed using length-frequency data from Japanese commercial vessels ([SAC-07-4a](#), [SAC-07-03d](#)).

## 3. RESULTS

Both the number of floating-object sets and the number of days fished in such sets generally increased during the entire period, and in 2018 were at and above, respectively, the upper reference level (Figures [2](#) and [3](#)). Several related indicators for vessels that make more than 50% of their sets on floating objects, presented in SAC-10-06, show that the number of days fished and the number of vessels also increased over time, but less rapidly than the number of sets. The number of days fished per vessel has declined over time, while the number of floating-object sets per vessel has increased, indicating that the vessels have become more efficient at finding FADs with sufficient tuna associated with them to make a set.

The reported longline effort peaked twice, around 1990 and in the early 2000s, and has increased again since 2010; it is currently above the median ([Figure 2](#)). Prior to 2000, the Japanese fleet exerted 50% or more of the total longline effort in the EPO, but this proportion has declined continuously since then, and in 2017 was 14% (SAC-10-03).

The indicators for three of the purse-seine fisheries on floating objects (OBJ-S, OBJ-C, and OBJ-N; [Figure 3](#)) are very similar, with catch, effort, and mean length increasing in the 1990s as the floating-object fishery expanded. The catch and effort of these fisheries are currently at or above the upper reference value, except for the OBJ-N effort, which fell substantially in 2018. The indicators for the OBJ-I fishery do not show any major trends, but have wide fluctuations and are currently around the median. The average length for all

---

<sup>2</sup> Catch and effort, 5°x5°–month resolution, with information on gear configuration and target species

fisheries is currently around the median.

The catches of the unassociated (NOA) purse-seine fisheries have been between the lower reference level and the median since 2008, and are at the lower reference level in 2018 for NOA-N and slightly below the median for NOA-S ([Figure 4](#)). The lower catches in recent years coincide with the lower effort for NOA-N, but not for NOA-S, where the effort has been around the median ([Figure 4](#)). The recent CPDFs have fluctuated at or above the median for NOA-N, and at or below the median level for NOA-S. The average length for NOA-N has been fluctuating between the lower and the upper reference levels, while NOA-S has fluctuated between the median and the upper reference level in the last ten years .

The indicators for DEL-N and DEL-I are similar, and have generally fluctuated around the median, with low catch, effort, and CPUE in the late 1970s and early 1980s ([Figure 4](#)). They are currently around the median, except for the DEL-I catch and effort, which are below the median, and the average length, which in DEL-I is at the lower reference level, but in DEL-N, where it has been high since at least 2010, it is above the upper reference level. The DEL-S fishery has much lower catch and effort, with a peak in catch in the early 2000s. The average length in the DEL-S fishery increased from almost the lower reference level to the upper reference level in during 2010-2017, with a decrease towards the median in 2018.

In contrast to the nominal CPDF, the spatiotemporal model-derived indices of abundance for the DEL-N and DEL-I areas have been fluctuating below the median since 2006, and in 2017 reached some of their lowest values, with a slight increase in 2018 ([Figure 5](#)). These spatiotemporal indices take into account the “patchiness” of fisheries data (fishers tend to fish where there are good catches, neither randomly nor following a design), the area weighting, and increase in efficiency of purse-seine vessels in the recent years (SAC-10-06), but not changes in the length composition of the catches.

The catches of both longline fisheries (LL-N and LL-S) have shown some increase in recent years, mostly due to increased effort ([Figure 1](#)) from the expansion of the Chinese fleet in the EPO (SAC-10-03). The standardized CPUE for LL-N has been above the median in recent years, while that for LL-S has been around the lower reference level since 2010, coinciding with a steady increase in the average length of the fish in the catches. Because the Japanese proportion of the total longline effort has been declining ([Figure 2](#)), the representativeness of the standardized CPUE and average length for the Japanese fleet, used to represent all the longline fisheries for yellowfin in the EPO, needs to be further investigated (see also [WSBET-02 Meeting](#)).

Indicators of relative abundance, such as the standardized CPUE for LL-S and the spatiotemporal indices for DEL-N and DEL-I, have been at low levels since 2010 (LL-S) or earlier (DEL-N, DEL-I), which might indicate a low population size for yellowfin in the EPO, and may be of concern, especially given the steady increase of the number of floating-object sets. However, a decrease in population size is not consistent with the increase in the average length of the fish in the catch observed in recent years in several fisheries (LL-S, DEL-N, NOA-S, DEL-S). This increase may indicate that older, larger fish are being caught because recent strong cohorts are being harvested (DEL-N, DEL-S); alternatively, it may indicate lower natural or fishing mortality, discarding/high-grading of catches, or changes in selectivity and/or availability, which can hinder the interpretation of CPUE indicators as indices of abundance. Because the average length increased in several fisheries simultaneously, it may be an indication that a change in the population may be happening, instead of, or in addition to, changes in selectivity and/or availability.

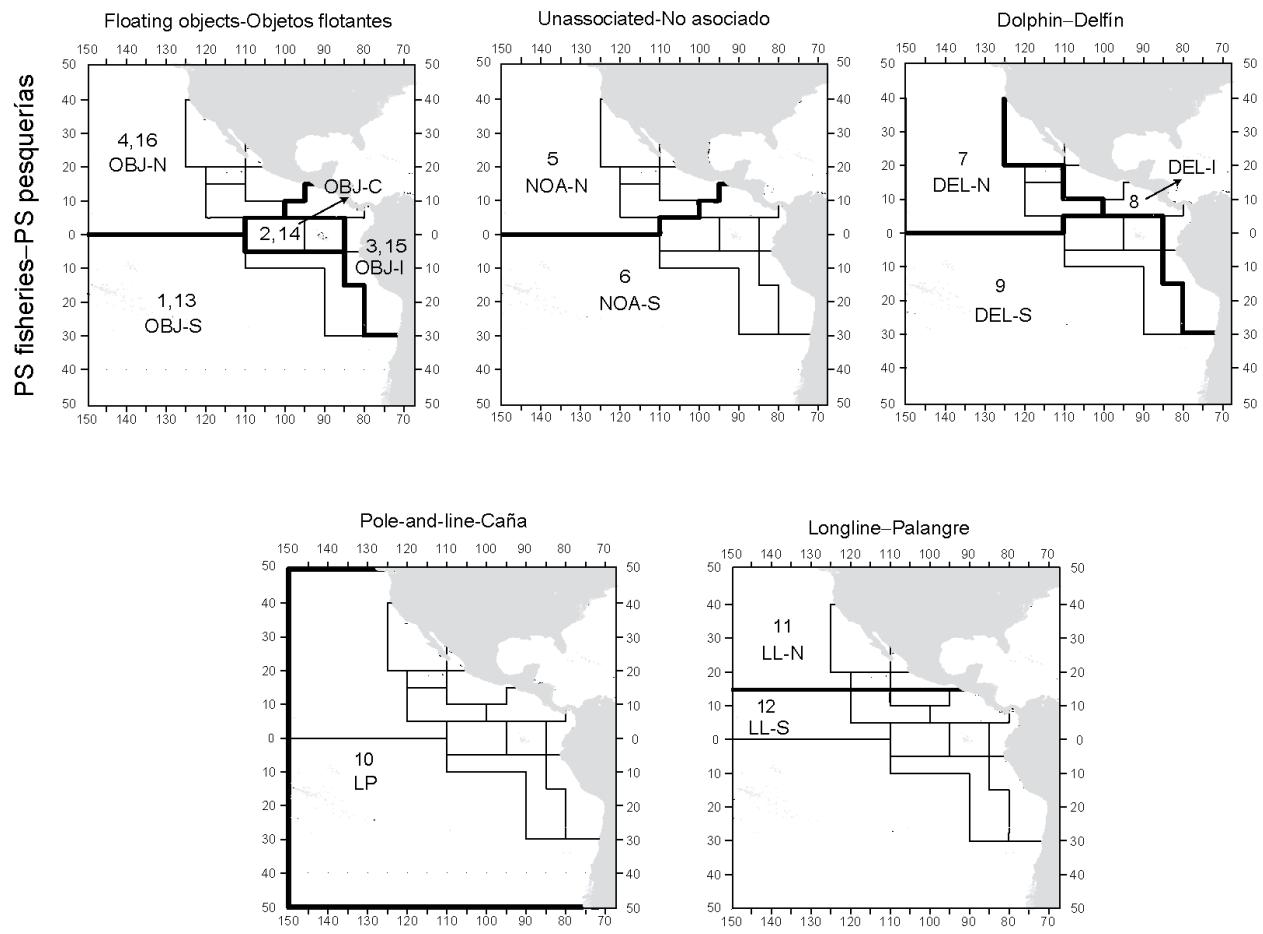
#### 4. CONCLUSION

The indicators based on southern longline (LL-S) CPUE and dolphin-associated (DEL) CPUE from the spatio-temporal model show low values for the recent years of the series, which may indicate low abundance. However, the increase in average size for some fisheries is inconsistent with low abundance. Therefore, it is not clear from the indicators whether yellowfin abundance is reduced, or the fisheries are changing. Several

hypotheses will be explored in preparation for the benchmark assessment in 2020 ([SAC-10-01](#), [SAC-10-INF-F](#).)

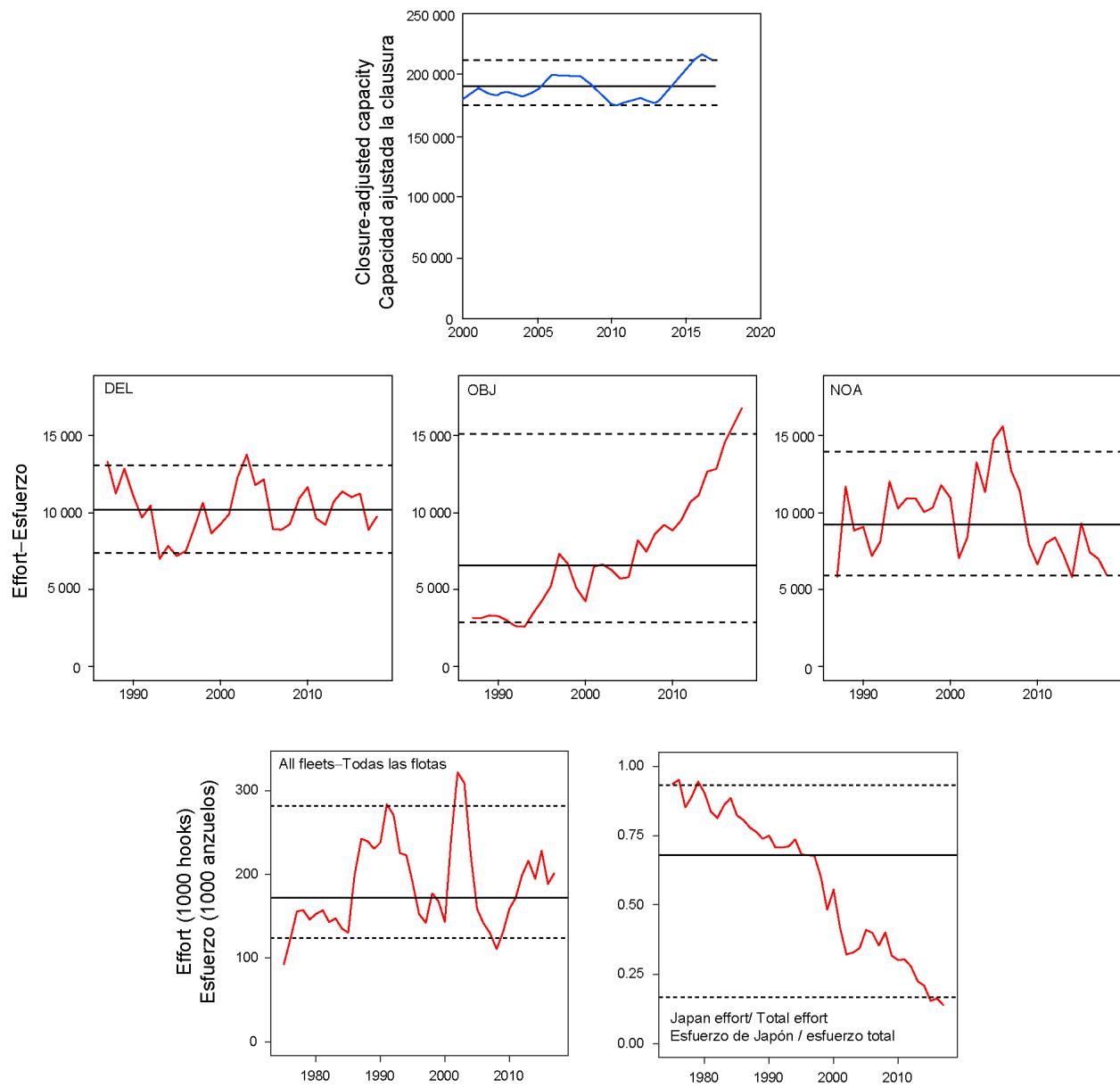
## REFERENCES—REFERENCIAS

- Hoyle,S.D. , Maunder,M.N. 2006, Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975–2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7<sup>th</sup> Meeting of the working group to review stock assessments, [SAR 7 – 07](#).
- 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.
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Román, M. 2018. [Stock status indicators for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 19: 18:22.
- Minte-Vera,C., Xu, H., Vogel,N.W., Boster,J.B., Lennert-Cody, C., Maunder, M.N., Aires-da-Silva,A. 2019 Data from longline fisheries. 2<sup>nd</sup> Review of the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document [WSBET-02-03](#).
- Minte-Vera, C.V., Aires-da-Silva, M.N., Maunder, M.N. 2018a. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future](#) . Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 17: 97: 135.
- Minte-Vera, C.V. Aires-da-Silva, A., Satoh, K., and Maunder, M.N. 2018b. Changes in longline size-frequency data and their effects on the stock assessment models for yellowfin and bigeye tunas. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 17: 3: 23. (and Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting. [SAC-07-04a](#).)
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, and T. Ito. 2016. An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting. [SAC-07-03d](#).
- Trenkel, V. M., Rochet, M-J., and Mesnil, B. 2007. [From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice](#). ICES Journal of Marine Science, 64: 768–774.
- Xu, H., Lennert-Cody, C., Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V. 2019a. [Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna \(\*Thunnus albacares\*\) in the eastern Pacific Ocean](#). Fisheries Research 213:121-131
- Xu,H., Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Román, M. 2019b. Stock status indicators for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 10<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting. [SAC-10-06](#).



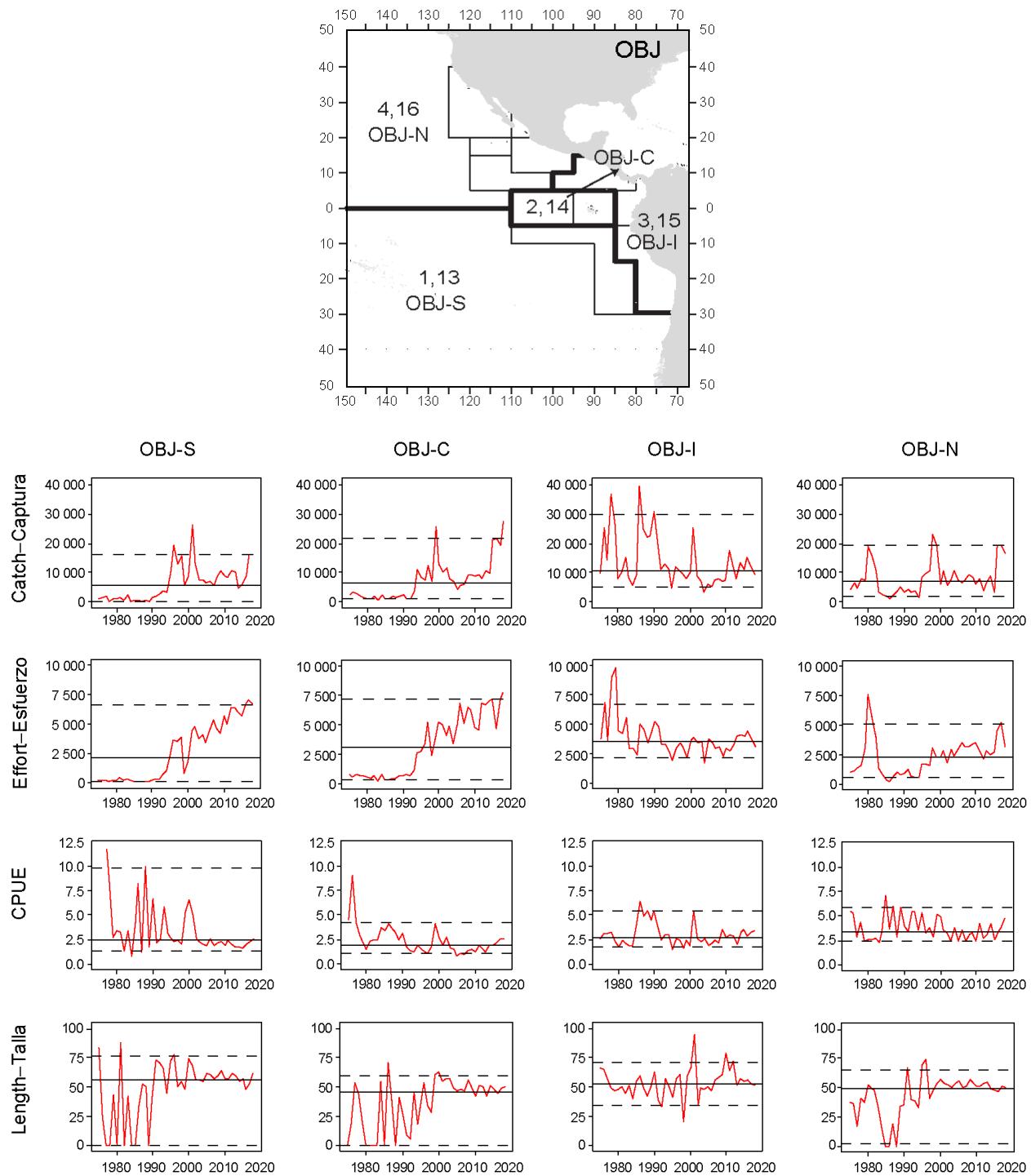
**FIGURE 1.** Fisheries defined for the yellowfin stock assessment and for calculating indicators.

**FIGURA 1.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla y para el cálculo de los indicadores.



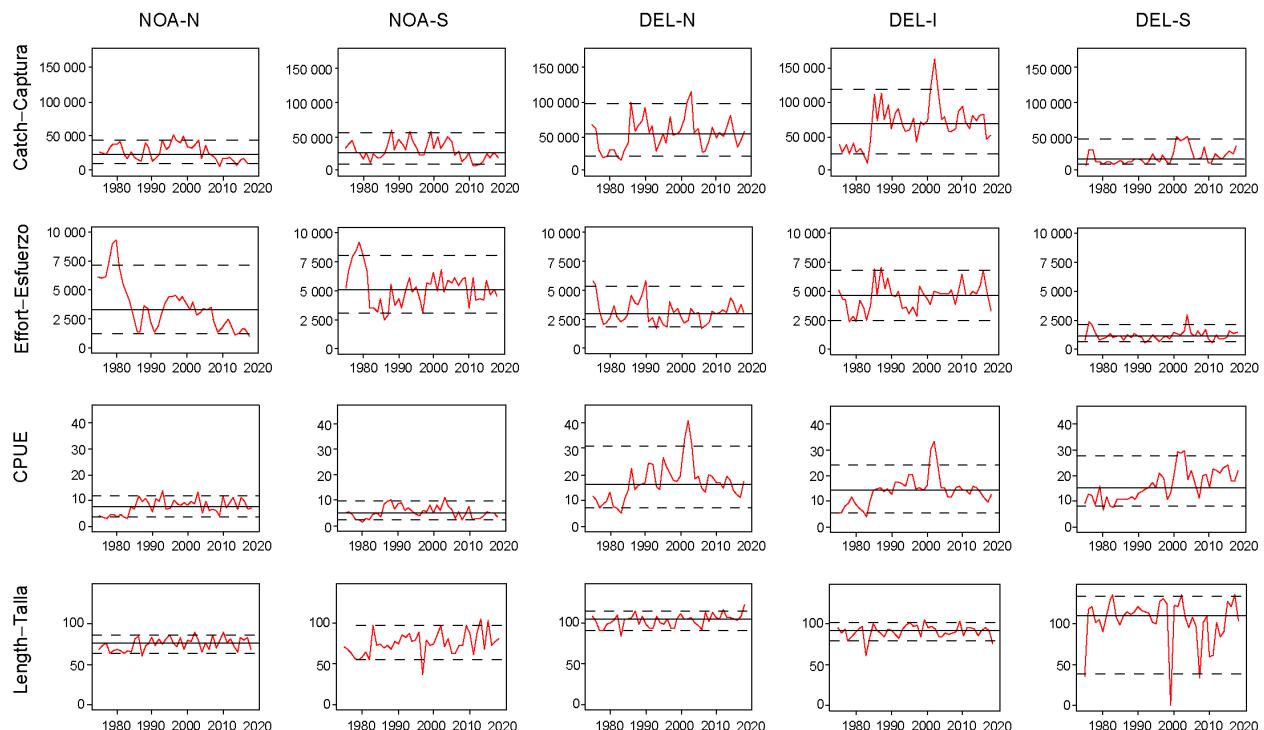
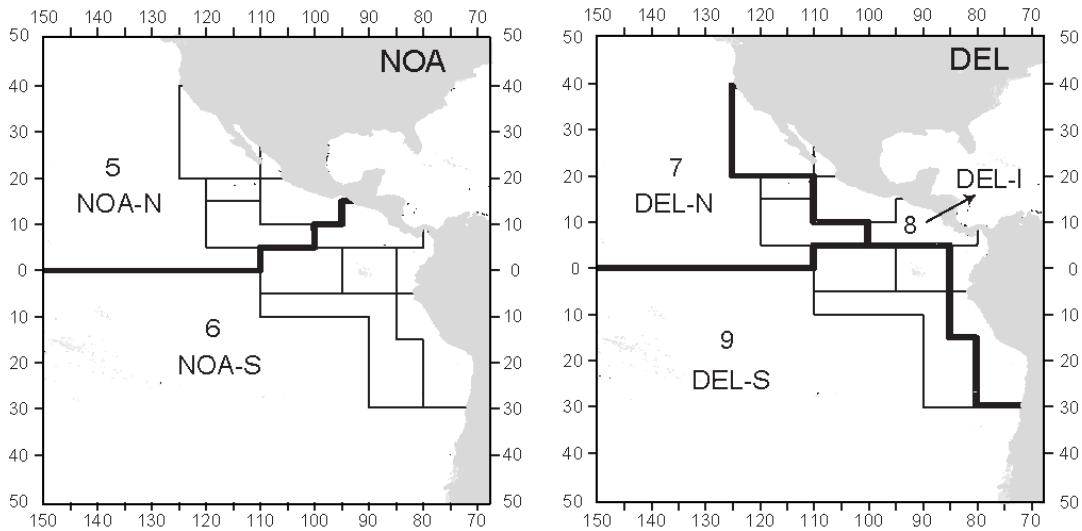
**FIGURE 2.** Indicators of total effort in the EPO, based on purse-seine data (closure-adjusted capacity, 2000-2018; annual total number of sets, by type, 1987-2018) and based on longline data for 1975-2017 (effort reported by all fleets, in total numbers of hooks; proportion of the effort corresponding to Japan). The dashed horizontal lines are the 5th and 95th percentiles, the solid horizontal line is the median.

**FIGURA 2.** Indicadores del esfuerzo total en el OPO, basados en datos de cerco (capacidad ajustada por veda, 2000-2018; número total anual de lances, por tipo, 1987-2018) y en datos de palangre de 1975-2017 (esfuerzo notificado por todas las flotas, en número total de anzuelos; proporción del esfuerzo correspondiente a Japón). Las líneas horizontales de trazo representan los percentiles de 5 y 95%, y la línea horizontal sólida la mediana.



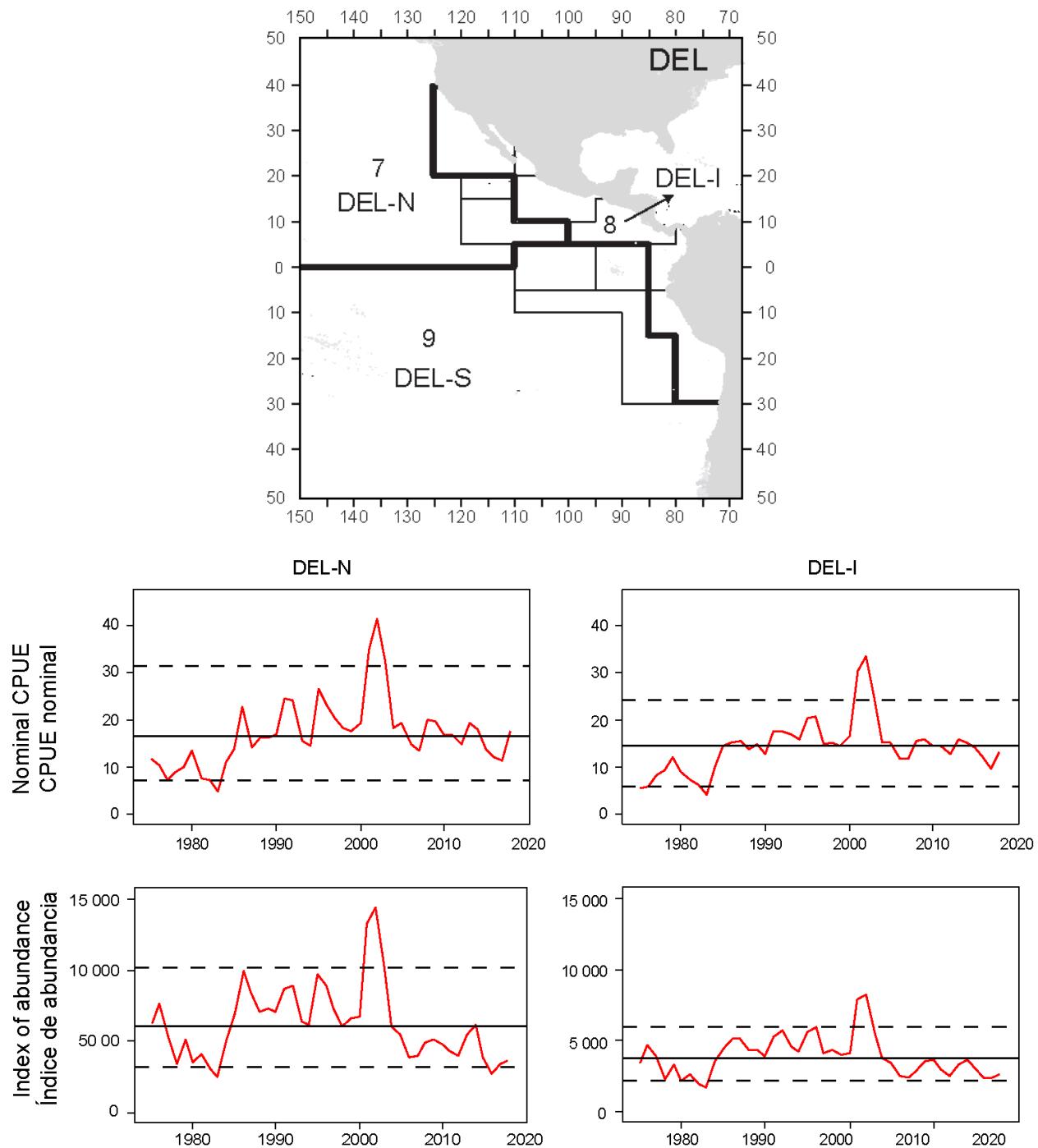
**FIGURE 3.** Indicators (catch ( $t$ ); effort (days fished); CPUE ( $t/\text{day fished}$ ); average length (cm)) for the yellowfin tuna stock in the eastern Pacific Ocean, from purse-seine fisheries on floating objects (OBJ).

**FIGURA 3.** Indicadores (captura ( $t$ ); esfuerzo (días de pesca); CPUE ( $t/\text{día de pesca}$ ); talla promedio (cm)) para la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, de las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes (OBJ).



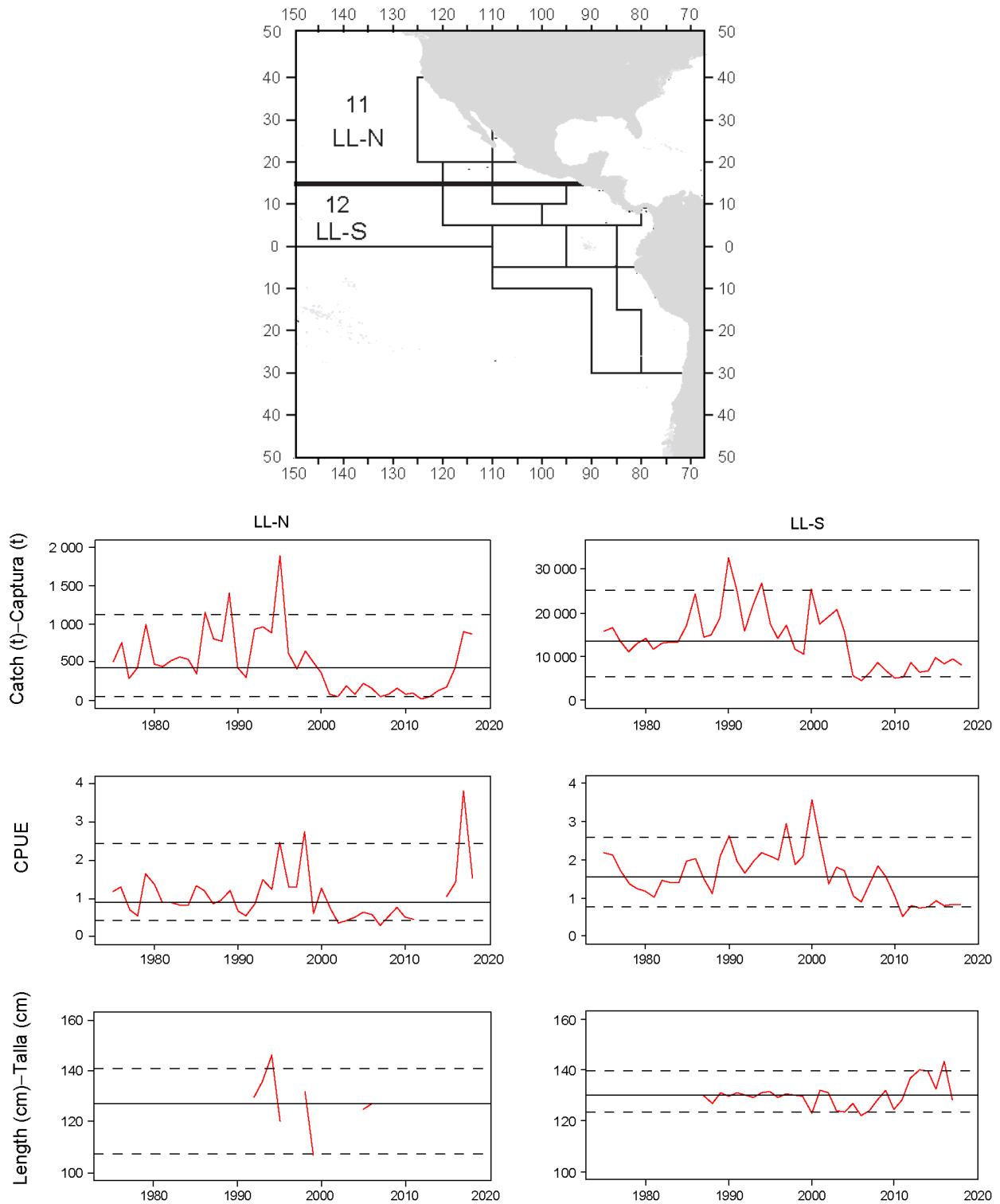
**FIGURE 4.** Indicators (catch ( $t$ ); effort (days fished); CPUE ( $t/\text{day fished}$ ); average length (cm)) for the yellowfin tuna stock in the eastern Pacific Ocean, from the unassociated (NOA) and dolphin-associated (DEL) fisheries.

**FIGURA 4.** Indicadores (captura ( $t$ ); esfuerzo (días de pesca); CPUE ( $t/\text{día de pesca}$ ); talla promedio (cm)) para la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, de las pesquerías no asociadas (NOA) y asociadas a delfines (DEL).



**FIGURE 5.** Indicators for the yellowfin tuna stock in the eastern Pacific Ocean: nominal catch per days fished (CPDF) and spatiotemporal model-derived indices of abundance.

**FIGURA 5.** Indicadores para la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental: captura nominal por día de pesca (CPDP) e índices de abundancia derivados del modelo espaciotemporal.



**FIGURE 6.** Indicators for the yellowfin tuna stock in the eastern Pacific Ocean, from longline fisheries  
**FIGURA 6.** Indicadores para la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, de las pesquerías de palangre.

# INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN PARA EL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Carolina Minte-Vera, Haikun Xu y Mark N. Maunder

## RESUMEN

El modelo usado actualmente para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental es incapaz de conciliar datos que aparentemente transmiten señales contradictorias sobre la condición de la población.

Los valores bajos de los últimos años estimados para dos indicadores basados en la CPUE [CPUE para las pesquerías asociadas a delfines (DEL), estandarizada usando métodos espaciotemporales, y para la pesquería de palangre del sur (LL-S)] sugieren una baja abundancia de la población, pero esto es incongruente con el aumento de la talla promedio de los peces en la captura de estas dos pesquerías. Por lo tanto, a partir de estos indicadores no queda claro si la abundancia del aleta amarilla sí se ha reducido, o si han ocurrido cambios en las pesquerías.

Está previsto realizar investigaciones para revisar el modelo y varios de sus supuestos como preparación para la evaluación de referencia en 2020. Mientras tanto, se han desarrollado indicadores basados en datos para la población de aleta amarilla, similares a aquéllos de las poblaciones de barrilete y patudo.

## 5. INTRODUCCIÓN

El modelo usado actualmente para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO) fue incapaz de conciliar datos que aparentemente transmiten señales contradictorias sobre la condición de la población ([SAC-10 INF-F](#)). Esto debe resolverse antes de poder usar el modelo como base para el asesoramiento de ordenación, y se ha desarrollado un plan de trabajo en preparación para la evaluación de referencia programada para 2020 (SAC-10-INF-F). Mientras tanto, los indicadores basados en datos presentados en este documento pueden usarse para darle seguimiento a la condición relativa de la población.

Un indicador es una medida relativa que simplemente compara la condición actual de un valor dado, tal como captura o esfuerzo, para una pesquería en particular con la distribución de sus valores históricos. Los indicadores pueden ser útiles para identificar las causas de cambios en las poblaciones (por ejemplo, variabilidad en el reclutamiento, cambios en las operaciones de pesca, cambios en la mortalidad), y pueden ser utilizados para complementar los métodos basados en modelos. Pueden facilitar la comunicación entre científicos, gestores y otros interesados pues generalmente se basan en valores derivados de datos que son más intuitivos que las cantidades abstractas basadas en modelos (Trenkel *et al.* 2007).

Los indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*) basados en datos fueron inicialmente desarrollados para el atún barrilete en el OPO (Maunder y Deriso 2007), y luego se aplicaron al atún patudo ([Informe de Evaluación de Stocks 19 de la CIAT](#)).

## 6. MÉTODOS

Se calcularon indicadores basados en datos para cada una de las principales pesquerías definidas en el modelo actual de evaluación de poblaciones para el aleta amarilla ([Figura 1](#)), además de indicadores generales para la población<sup>3</sup>. Las pesquerías se definen por arte (palangre y cerco) y área geográfica de

<sup>3</sup> Los indicadores se calculan anualmente, mientras que en los modelos de evaluación de poblaciones se usan pasos trimestrales.

operación, y las pesquerías de cerco se dividen además por tipo de lance (objeto flotante, no asociado y delfín). Los **indicadores para pesquerías individuales** son captura, esfuerzo, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y talla promedio de los peces en la captura, y se basan en datos de 1975-2018, al igual que en la evaluación de la población. Los **indicadores generales** son la capacidad cerquera total, ajustada por las vedas estacionales de la pesquería, y el esfuerzo total, y se basan en lo siguiente: (1) capacidad cerquera ajustada por veda, 2000-2018 (al igual que para el patudo, SAC-10-06); (2) esfuerzo cerquero, en número total de lances, por tipo de lance, 1987-2018; y (3) esfuerzo palangrero, en número total de anzuelos, 1975-2017 (datos de los informes anuales de los CPC; [WSBET-02-03](#)). La captura total sobre objetos flotantes incluye las cuatro pesquerías de descarte usadas en la evaluación de poblaciones (Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 2018). 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 relativo a la distribución de sus valores históricos, se usan los percentiles de 5 y 95% como puntos de referencia. También se presenta la mediana (percentil de 50%).

## 6.1. Pesquería de cerco

Se ajustan las capturas cerqueras a la composición por especie ([WSBET-02-06](#)). La talla promedio de los peces en la captura, por año y pesquería, se calcula usando la frecuencia de talla estimada ([WSBET-02-06](#)) por trimestre ponderada por la captura en ese trimestre. La captura por día de pesca (CPDP), por tipo de lance, se calcula dividiendo la captura entre el esfuerzo, en días de pesca, de la base de datos de captura y esfuerzo (CAE) de la CIAT, que contiene datos de los observadores y de las bitácoras de los barcos. Los buques pueden realizar varios lances de diferentes tipos (objeto flotante, no asociado, delfín) en un solo día, por lo que los días de pesca deben dividirse por tipo de lance, usando una regresión múltiple para cada año (Maunder y Watters 2003; [WSBET-02-06](#)). El número de días de pesca se calcula distribuyendo cada día entre las actividades del buque (búsqueda, lance, navegando a y de los caladeros, etc.) y sumando los períodos clasificados como "pesca". Finalmente, se estimaron índices de abundancia adicionales derivados de la pesca de cerco mediante una estandarización de la CPDP asociada a delfines para un subconjunto de los buques usando métodos espaciotemporales (siguiendo [Xu et al. 2019](#)) con los datos más actuales.

## 6.2. Pesquería de palangre

La captura por pesquería se calcula a partir de los datos de Nivel 3<sup>4</sup> de los palangreros (Resolución [C-03-05](#), [WSBET-02-03](#)). Las capturas notificadas en número se multiplican por el peso promedio de la pesquería y se suman a la captura notificada en peso para llegar a la captura total en peso. La CPUE estandarizada se obtiene de los datos de la flota palangrera japonesa, agregados por 5°x5°-mes y anzuelos entre flotadores, usando una aproximación delta de MLG (Hoyle y Maunder 2006). La talla promedio anual, por pesquería, se calcula usando datos de frecuencia de talla de buques comerciales japoneses ([SAC-07-4a](#), [SAC-07-03d](#)).

## 7. RESULTADOS

Tanto el número de lances sobre objetos flotantes como el número de días de pesca en esos lances aumentaron en general durante todo el periodo, y en 2018 estuvieron en y por encima, respectivamente, del nivel de referencia superior (Figuras [2](#) y [3](#)). Varios indicadores relacionados para buques que realizan más del 50% de sus lances sobre objetos flotantes, presentados en SAC-10-06, muestran que el número de días de pesca y el número de buques también aumentaron a lo largo del tiempo, pero con menor rapidez que el número de lances. El número de días de pesca por buque ha disminuido a lo largo del

<sup>4</sup> Captura y esfuerzo, resolución 5°x5°-mes, con información sobre configuración de arte y especie objetivo.

tiempo, mientras que el número de lances sobre objetos flotantes por buque ha aumentado, lo que indica que los buques se han vuelto más eficaces en la búsqueda de plantados con suficiente atún asociado para realizar un lance.

El esfuerzo palangrero declarado alcanzó dos picos, alrededor de 1990 y a principios de la década de los años 2000, y ha vuelto a aumentar desde 2010; actualmente está por encima de la mediana ([Figura 2](#)). Antes de 2000, la flota japonesa ejerció el 50% o más del esfuerzo palangrero total en el OPO, pero esta proporción ha disminuido continuamente desde entonces, y en 2017 fue del 14% (SAC-10-03).

Los indicadores de tres de las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes (OBJ-S, OBJ-C y OBJ-N; [Figura 3](#)) son muy similares: la captura, el esfuerzo y la talla promedio aumentaron en los años 1990 a medida que se expandía la pesquería sobre objetos flotantes. La captura y el esfuerzo de estas pesquerías se encuentran actualmente en el valor de referencia superior o por encima del mismo, excepto en el caso del esfuerzo en OBJ-N, que disminuyó considerablemente en 2018. Los indicadores para la pesquería OBJ-I no muestran ninguna tendencia importante, pero tienen amplias fluctuaciones y están actualmente alrededor de la mediana. La talla promedio de todas las pesquerías está actualmente alrededor de la mediana.

Las capturas de las pesquerías de cerco no asociadas (NOA) han estado entre el nivel de referencia inferior y la mediana desde 2008, y están en el nivel de referencia inferior en 2018 para NOA-N y ligeramente por debajo de la mediana para NOA-S ([Figura 4](#)). Las capturas reducidas en los últimos años coinciden con el menor esfuerzo en NOA-N, pero no en NOA-S, donde el esfuerzo ha estado alrededor de la mediana ([Figura 4](#)). Las CPDP recientes han fluctuado en o por encima de la mediana en NOA-N, y en o por debajo de la mediana en NOA-S. La talla promedio de NOA-N ha fluctuado entre los niveles de referencia inferior y superior, mientras que NOA-S ha fluctuado entre la mediana y el nivel de referencia superior en los últimos diez años.

Los indicadores para DEL-N y DEL-I son similares, y generalmente han fluctuado alrededor de la mediana, con captura, esfuerzo y CPUE bajos a finales de la década de 1970 y principios de la de 1980 ([Figura 4](#)). Están actualmente alrededor de la mediana, excepto la captura y esfuerzo de DEL-I, que están por debajo de la mediana, y la talla promedio, que en DEL-I está en el nivel de referencia inferior, pero en DEL-N, donde ha sido alta desde al menos 2010, está por encima del nivel de referencia superior. La pesquería DEL-S tiene una captura y esfuerzo mucho más bajos, con una captura máxima a principios de la década de los años 2000. La talla promedio en la pesquería DEL-S ha aumentado desde casi el nivel de referencia inferior al nivel de referencia superior durante 2010-2017, con una disminución hacia la mediana en 2018.

Por contraste con la CPDP nominal, los índices de abundancia derivados del modelo espaciotemporal para las áreas DEL-N y DEL-I han fluctuado por debajo de la mediana desde 2006, y en 2017 alcanzaron algunos de sus valores más bajos, con un ligero aumento en 2018 ([Figura 5](#)). Estos índices espaciotemporales toman en cuenta la "irregularidad" de los datos de pesca (los pescadores suelen pescar donde hay buenas capturas, ni al azar ni siguiendo un diseño), la ponderación por área, y el aumento de la eficacia de los buques de cerco en los últimos años (SAC-10-06), pero no los cambios en la composición por talla de las capturas.

Las capturas de ambas pesquerías palangreras (LL-N y LL-S) han mostrado cierto aumento en los últimos años, principalmente debido al mayor esfuerzo ([Figura 1](#)) resultante de la expansión de la flota china en el OPO (SAC-10-03). La CPUE estandarizada para LL-N ha estado por encima de la mediana en los últimos años, mientras que para LL-S ha estado alrededor del nivel de referencia inferior desde 2010, coincidiendo con un aumento constante en la talla promedio de los peces en las capturas. Debido a que la proporción japonesa del esfuerzo palangrero total ha estado disminuyendo ([Figura 2](#)), la representatividad de la CPUE estandarizada y la talla promedio de la flota japonesa, usadas para representar todas las pesquerías de

palangre de aleta amarilla en el OPO, necesita ser investigada más a fondo (ver también la Reunión WSBET-02).

Los indicadores de abundancia relativa, tales como la CPUE estandarizada para LL-S y los índices espaciotemporales para DEL-N y DEL-I, han estado en niveles bajos desde 2010 (LL-S) o antes (DEL-N, DEL-I), lo cual podría indicar un tamaño de población bajo para el aleta amarilla en el OPO, y podría ser motivo de preocupación, especialmente debido al aumento constante del número de lances sobre objetos flotantes. Sin embargo, una disminución del tamaño de la población es inconsistente con el aumento de la talla promedio de los peces en la captura observado en los últimos años en varias pesquerías (LL-S, DEL-N, NOA-S, DEL-S). El aumento de la talla promedio podría indicar que se están capturando peces más viejos y grandes porque se están pescando cohortes fuertes recientes (DEL-N, DEL-S); alternativamente, podría indicar una mortalidad natural o por pesca más baja, descartes/entresaca de las capturas o cambios en la selectividad o disponibilidad, lo que puede dificultar la interpretación de los indicadores de CPUE como índices de abundancia. Debido a que la talla promedio aumentó en varias pesquerías simultáneamente, esto puede ser un indicio de que la población está pasando por un cambio, en lugar de, o además de, cambios en la selectividad y/o disponibilidad.

## **8. CONCLUSIÓN**

Los indicadores basados en la CPUE de palangre del sur (LL-S) y la CPUE asociada a delfines (DEL) del modelo espaciotemporal muestran valores bajos para los últimos años de la serie, lo que podría indicar una abundancia baja. Sin embargo, el aumento del tamaño promedio en algunas pesquerías es inconsistente con abundancia baja. Por lo tanto, a partir de los indicadores no queda claro si se está reduciendo la abundancia del aleta amarilla, o si las pesquerías están cambiando. Se explorarán varias hipótesis en preparación para la evaluación de referencia en 2020 (SAC-10-01, SAC-10-INF-F).

# STOCK STATUS INDICATORS FOR BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Haikun Xu, Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody and Marlon H. 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. While the [workplan to improve the bigeye stock assessment](#) is being implemented (SAC-10-11), the staff will monitor a suite of stock status indicators (SSIs) for bigeye, which have been developed 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 those on fish-aggregating devices (FADs), and the decreasing mean weight of the bigeye in the catch still indicate that the bigeye stock in the eastern Pacific Ocean (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. The staff has initiated research into the increase in the number of floating-object sets, per day and per vessel (SAC-10 INF-D), which is probably due to both 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 the increased number of floating-object sets by vessels with Dolphin Mortality Limit (DMLs) that historically have made a mixture of floating object and dolphin-associated sets. However, further research is needed.

## 1. 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 (see [workplan to improve the bigeye stock assessment](#)). 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.

## 2. 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 EPO. Rather than using reference points based on maximum sustainable yield, 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 2000–2018, 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 2018, except catch, 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, except that catch increased to

its average level in 2018. The catch-per-day-fished (CPDF) of bigeye in floating-object sets has generally declined over the 19-year period, and was at the lower reference level in 2018. 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 2018 were above the upper reference level, while the average weight of bigeye in the catch has generally been declining and has been at the lower reference level since 2015.

### 3. INVESTIGATION OF THE RELATIONSHIP BETWEEN DAYS FISHED AND NUMBER OF SETS

The number of days fished by set type is not easy to determine, since a vessel can make several set types in the same day, and has to be estimated using the multiple regression method (Maunder and Waters 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](#)). 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 2000-2018. 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 3](#)) 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 FADs equipped with satellite-linked fish-detecting sonar buoys ([Figure 3](#)). There is also evidence that the number of sets made by DML vessels that make a mixture of floating-object and dolphin-associated sets has increased (SAC-10 INF-D). The reduction in the catch per set may be due to several factors including, but not limited to, reduced abundance, more FADs that distribute the stock into smaller schools, or a change in fishing strategy (*e.g.* vessels actively choosing to fish on smaller schools), but the reason is not yet clear.

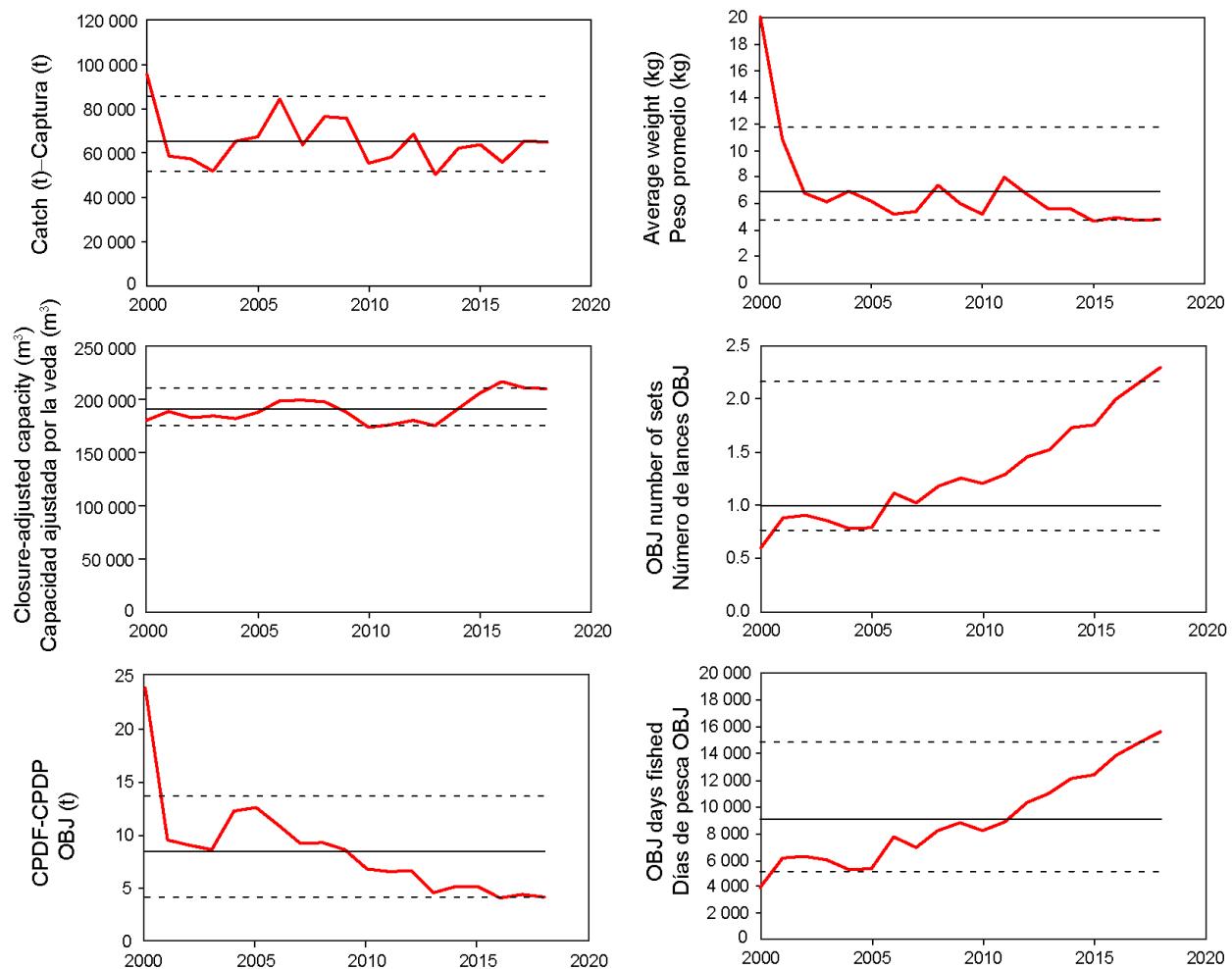
### 4. CONCLUSION

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 multiple regression 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 both 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 increased number of floating-object sets by vessels that have DMLs and historically have made a mixture of floating object and dolphin associated sets. Further research into this phenomenon should

be conducted.

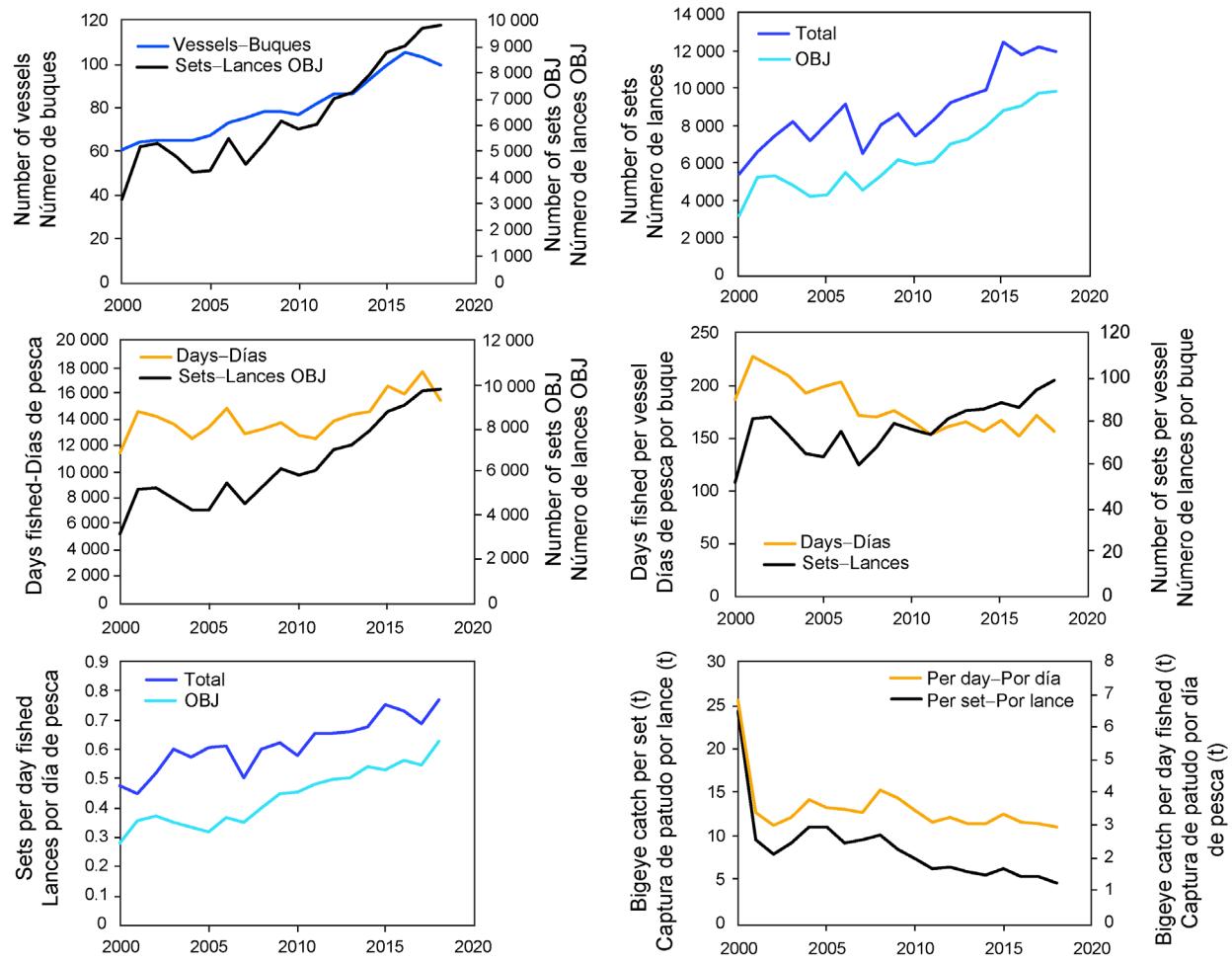
## REFERENCES

- 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.



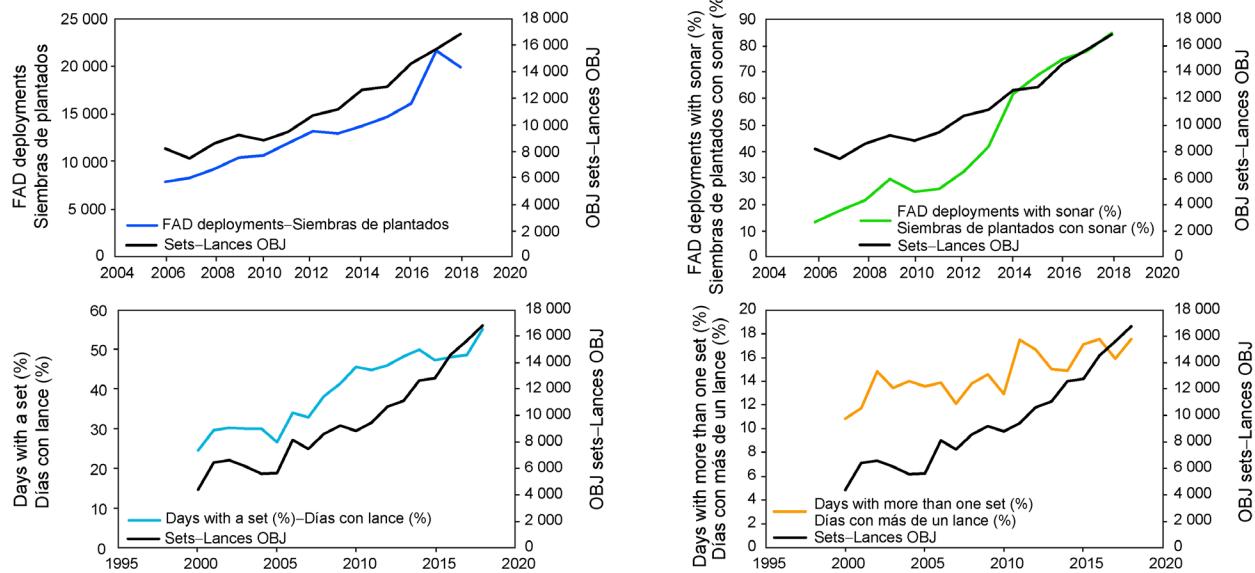
**FIGURE 1.** Stock status indicators for bigeye tuna in the EPO, based on purse-seine data, 2000-2018. The dashed horizontal lines are the 5th and 95th percentiles, the solid horizontal line is the median. CPDF: catch per day fishing; OBJ: sets on floating objects.

**FIGURA 1.** Indicadores de condición de población del atún patudo en el OPO, basados en datos de cerco, 2000-2018. Las líneas horizontales de trazo representan los percentiles de 5 y 95%, la línea horizontal sólida 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, 2000-2018, 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 el número de lances sobre objetos flotantes (OBJ), 2000-2018, basados 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 proportion of days with a set was calculated as the annual average, for all vessels, of the proportion of days fished with one or more floating-object sets.

**FIGURA 3.** Varias cantidades usadas para investigar la razón del número creciente de lances. La proporción de días con lance fue calculada como el promedio anual, para todos los buques, de la proporción de días de pesca con un lance sobre objeto flotante o más.

# INDICADORES DE LA CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Haikun Xu, 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. Mientras se implementa el [plan de trabajo para mejorar la evaluación de la población de patudo](#) (SAC-10-11), el personal dará seguimiento a un conjunto de indicadores de condición de población para el patudo, desarrollados a partir de los conceptos usados para calcular los indicadores de condición de población para el atún barrilete. Todos los indicadores de patudo, excepto capturas, muestran 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, sus 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 Océano Pacífico oriental (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. El personal ha iniciado investigaciones del aumento del número de lances sobre objetos flotantes, por día y por buque (SAC-10 INF-D), que se debe probablemente a la eficacia incrementada de los buques en encontrar plantados con atún, gracias al mayor número de plantados y el uso ampliado de boyas satelitales con sonar detector de pescado, y el número incrementado de lances sobre objetos flotantes por buques con Límite de Mortalidad de Delfines (LMD) que históricamente realizaron una mezcla de lances sobre objetos flotantes y sobre delfines. No obstante, son necesarias investigaciones adicionales.

## 1. 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 (ver [plan de trabajo para mejorar la evaluación de la población de patudo](#)). 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.

## 2. INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN

Se desarrollaron para el atún patudo en el OPO seis indicadores de condición de población fundados en cantidades relativas, similares a aquellos usados para el barrilete (Maunder y Deriso 2007). 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 2000-2018, 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 2018 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, excepto que la captura aumentó a su nivel promedio en 2018. La captura por día de pesca (CPDP) de patudo en los lances sobre objetos flotantes disminuyó generalmente durante el periodo de 19 años, y se encontró en el nivel de referencia inferior en 2018. 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 2018 estuvieron por encima del nivel de referencia superior, mientras que el peso promedio del patudo en la captura viene generalmente disminuyendo, y ha estado en el nivel de referencia inferior desde 2015.

### **3. INVESTIGACIÓN DE LA RELACIÓN ENTRE DÍAS DE PESCA Y NÚMERO DE LANCES**

El número de días de pesca por tipo de lance 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 de regresiones múltiples (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 al 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](#)). 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 2000-2018. 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 manifiesta 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 plantados con atún, 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](#)). Existen también pruebas de que el número de lances realizados por buques con LMD que hacen una mezcla de lances sobre objetos flotantes y sobre delfines ha aumentado (SAC-10 INF-D). La reducción de la captura por lance podría deberse a varios factores, que incluyen, pero no se limitan a, abundancia reducida, más plantados que distribuyen la población en cardúmenes más pequeños, o un cambio en la estrategia de pesca (por ejemplo, que los buques elijan activamente pescar cardúmenes más pequeños), pero no queda clara todavía la razón.

### **4. 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 de regresiones múltiples 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, el número creciente de lances y el peso promedio decreciente 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 el número incrementado de lances sobre objetos flotantes por buques con el envés de que históricamente realizaron una mezcla de lances sobre objetos flotantes y delfines. 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 2018. 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. Indicators of number of sets and catch-per-set are also presented. Additional relevant indicators are also presented in [SAC-10-06](#).

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, but fell below it in 2018. 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, but fell below it in 2018. 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, then fell back to the reference level in 2018. Both biomass and recruitment have been increasing over the past 20 years, and were above their respective upper reference levels in 2015 and 2016. The exploitation rate started increasing in the mid-1980s, and has fluctuated around the average since the mid-1990s.

The number of sets by both large and small purse-seine vessels in the floating-object fishery has increased consistently for at least the past 15 years ([Figure 3](#)), and at the same time the catch per set has fallen. The number of days fished has not increased at the same rate, and the increased number of sets is therefore likely the cause of the increased catch and catch per day fished (CPDF). The CPDF is used to create the model-based indicators and therefore the estimated increases in recruitment and abundance are probably an artifact caused by the increased number of sets.

The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse impacts of the fishery. However, the model-based indicators are probably biased and should not be considered reliable. The average weight was at or below its lower reference level during 2015-2017, 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. The average length is less in the western part of the EPO, but it has been declining in all areas ([Figure 3](#)). The long-term pattern in reduced average weight is probably due to increasing fishing mortality resulting from the increasing number of sets. However, it is unknown if the current fishing mortality levels are appropriate because there are no

reference points for skipjack tuna in the EPO; however, 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](#)).

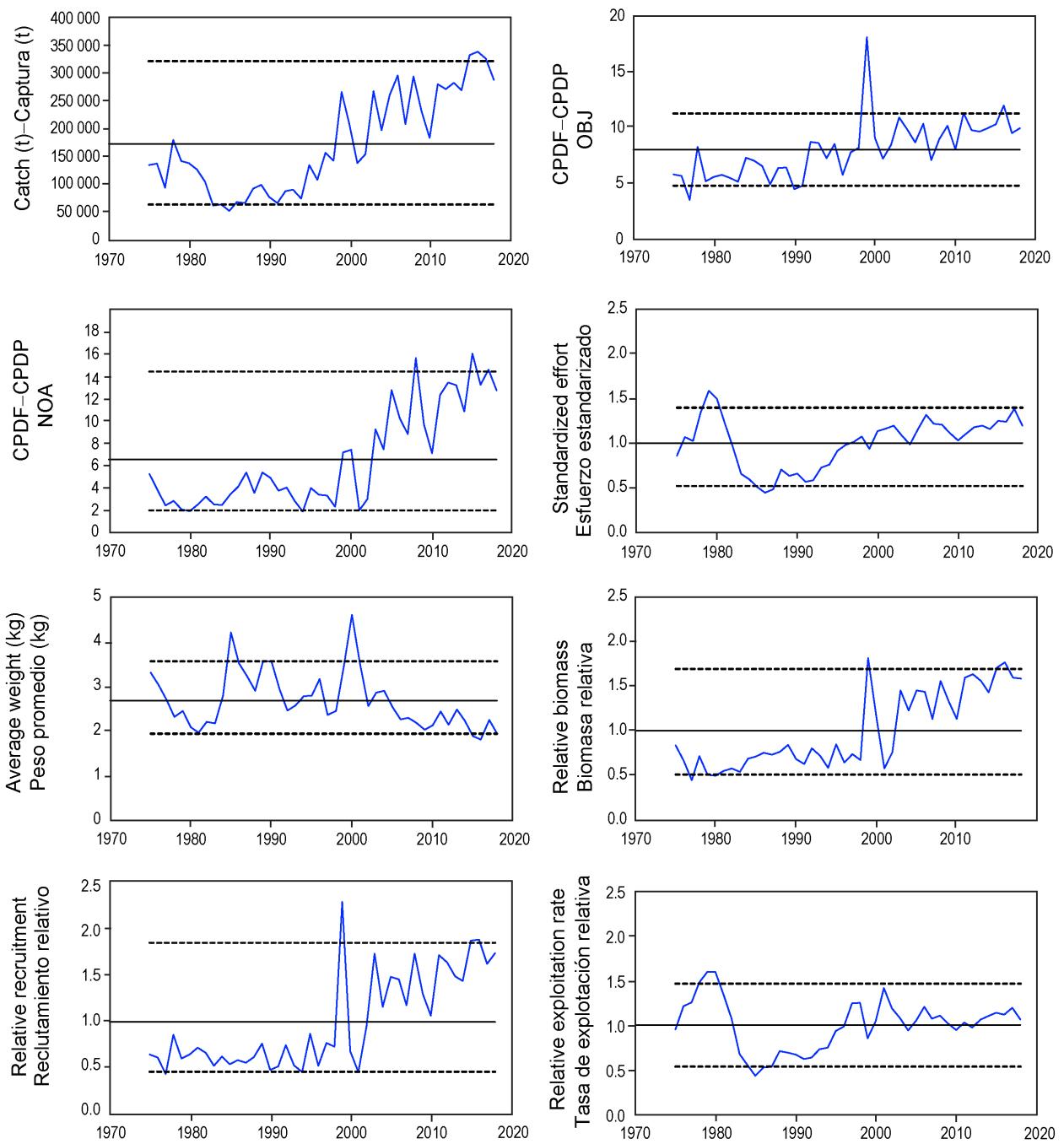
Productivity and susceptibility analysis (PSA; see [IATTC Fishery Status Report 12](#), Figure L-4) shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye. Biomass ( $B$ ) and the fishing mortality that corresponds to MSY ( $F_{MSY}$ ) are, respectively, negatively and positively correlated 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 an assessment of bigeye is not available, no inferences can be made at this stage 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. The large-scale tagging program (Project [E.4.a](#)) that commenced in 2019 is therefore critical.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Various IATTC staff members were involved in data preparation.

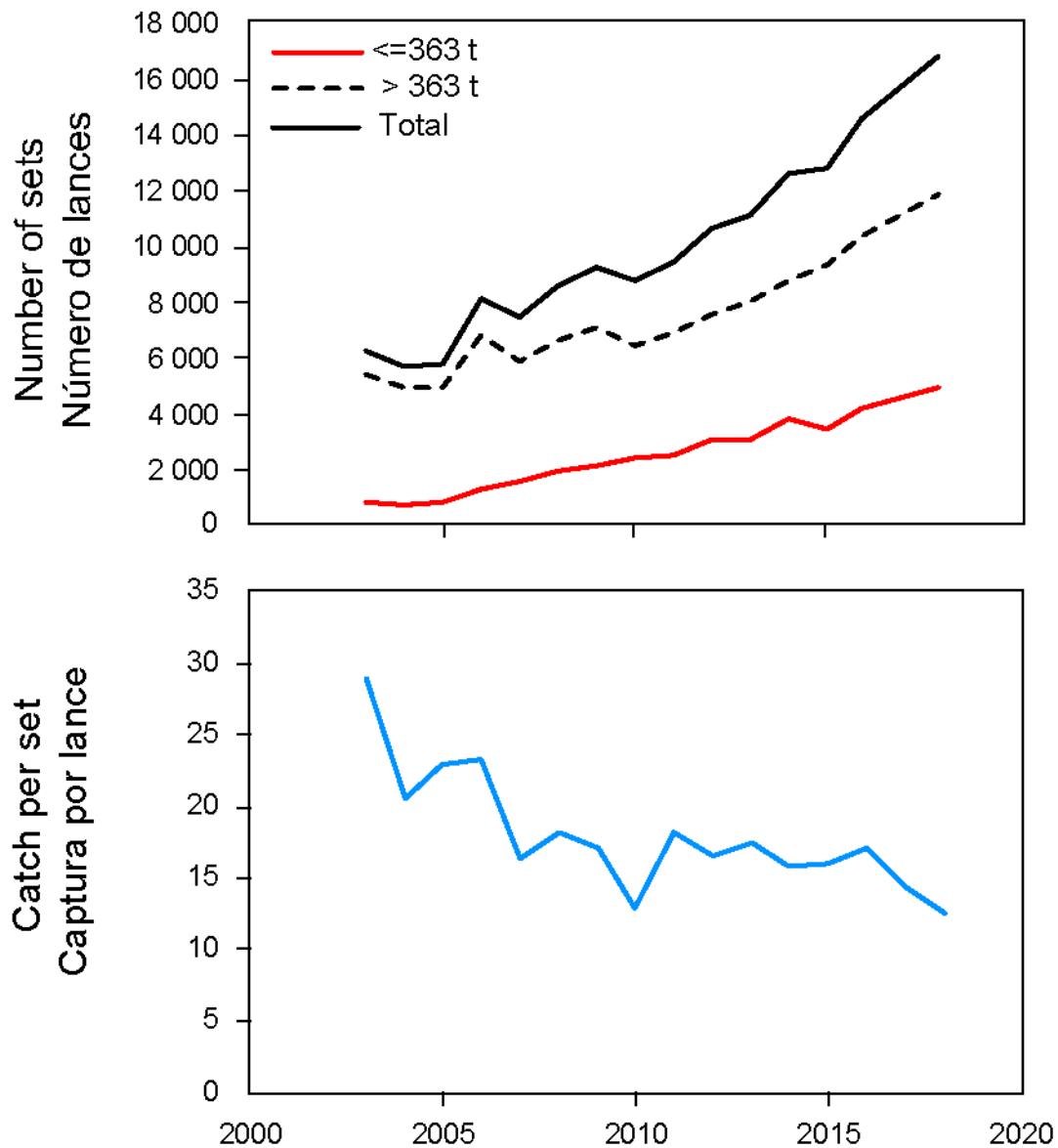
## REFERENCES

- 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.iatcc.org/Meetings/Meetings2012/May\\_English/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf](https://www.iatcc.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.



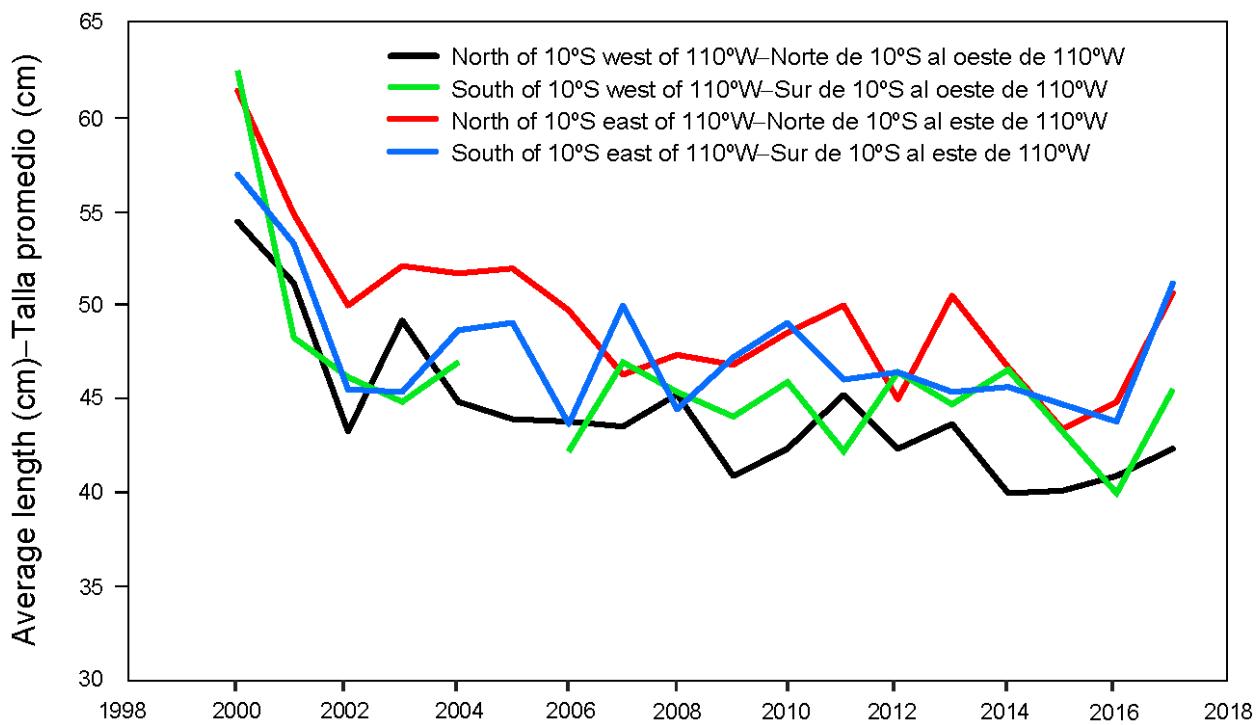
**FIGURE 1.** Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDF: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

**FIGURA 1.** Indicadores de condición 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.



**FIGURE 2.** Number of floating-object sets, by vessel carrying capacity and total (top panel), and catch per set in the floatingobject fishery (bottom panel).

**FIGURA 2.** Número de lances sobre objetos flotantes, por capacidad de acarreo del buque y total (recuadro superior), y captura por lance en la pesquería sobre objetos flotantes (recuadro inferior).



**FIGURE 3.** Mean length of skipjack tuna caught in the floating-object fishery in four areas in the EPO.

**FIGURA 3.** Talla promedio del atún barrilete capturado en la pesquería sobre objetos flotantes en cuatro zonas del OPO.

## 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 crítica 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 mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente 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 capture 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 fiables 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, usando 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 son necesarias investigaciones adicionales para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa fiable 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) completa 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 mayor prioridad 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 2018. 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 relativo a la distribución de sus valores históricos, se usan los percentiles de 5 y 95% como puntos de referencia. Se presentan también indicadores del número de lances y de la captura por lance. En el documento [SAC-10-06](#) se presentan indicadores pertinentes adicionales también.

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, pero en 2018 descendió por debajo del mismo. 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, pero en 2018 descendió por debajo del mismo. 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, para entonces descender al nivel de referencia en 2018. La biomasa y el reclutamiento han aumentado durante los 20 últimos años, y estuvieron por encima de sus niveles de referencia superiores en 2015 y 2016. 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.

El número de lances por buques cerqueros grandes y pequeños en la pesquería sobre objetos flotantes ha aumentado consistentemente durante al menos los últimos 15 años ([Figura 3](#)), y al mismo tiempo la captura por lance ha disminuido. El número de días de pesca no ha aumentado al mismo paso, y el número

incrementado de lances es por lo tanto probablemente la causa del aumento de la captura y de la captura por día de pesca (CPDP). Se usa la CPDP para crear los indicadores basados en el modelo, y por lo tanto los aumentos estimados del reclutamiento y la abundancia son probablemente un artefacto causado por el incremento del número de lances.

Los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado impactos adversos de la pesca, pero los indicadores basados en el modelo están probablemente sesgados y no deberían ser considerados fiables. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior durante 2015-2017, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados, o la expansión de la pesca en zonas ocupadas por barrilete más pequeño. La talla promedio es más baja en la parte occidental del OPO, pero viene disminuyendo en todas las zonas ([Figura 3](#)). El patrón a largo plazo de peso promedio reducido se debe probablemente al aumento de la mortalidad por pesca que resultó del mayor número de lances. Sin embargo, no se sabe si los niveles actuales de mortalidad por pesca son apropiados porque no existen puntos de referencia para el barrilete en el OPO, pero 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 no se dispone de una evaluación del patudo, no se pueden formar inferencias en este momento 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 el programa de marcado a gran escala en el OPO que comenzó en 2019 (Proyecto [E.4.a](#)).

## 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](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](#).

# POTENTIAL REFERENCE POINTS AND HARVEST CONTROL RULES FOR DORADO (*Coryphaena hippurus*) IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark. N. Maunder

## CONTENTS

|   |    |
|---|----|
| Summary .....                                       | 51 |
| 1. Introduction .....                               | 51 |
| 2. Reference points: metrics and derivation .....   | 53 |
| 3. Reference points: benchmarks for management..... | 56 |
| 4. Harvest control rules .....                      | 58 |
| 5. Discussion .....                                 | 59 |
| 6. Conclusion .....                                 | 61 |
| References .....                                    | 61 |

## SUMMARY

Dorado is one of the most important species caught in the artisanal and recreational fisheries of the coastal nations of the eastern Pacific Ocean (EPO), representing between 47% and 70% of the total world catches of this species. The IATTC staff, at the request of coastal State Members, facilitated collaborative regional research that resulted in three technical meetings between 2014 and 2016. An exploratory stock assessment for the “core” of the dorado stock (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) and an exploratory management strategy evaluation (MSE) for the South EPO (Valero *et al.*, 2016) were conducted. Available data for dorado in the North EPO are more limited, handicapping the use of conventional stock assessments. The IATTC staff has developed a monthly depletion estimator approach that could be used as a basis for management advice in such data-limited situations if CPUE data are available. In this report we summarize potential reference points and harvest control rules that could be considered for dorado in the EPO.

## 1. INTRODUCTION

Dorado (*Coryphaena hippurus*) is widely distributed throughout the tropical and subtropical waters of the world’s oceans. It is one of the most important species caught in the artisanal and recreational fisheries of the coastal nations of the eastern Pacific Ocean (EPO), from Chile in the south to Mexico in the north. Recent annual catches of dorado in the EPO are around 71 thousand metric tons (t), representing between 47% and 70% of the total world catches of this species. The high value of dorado exports has also resulted in a growing interest in the process of product certification and ecolabeling for some fisheries. This added to the existing demand for a stock assessment of dorado, since most fishery certifications require comprehensive stock assessments and a management system in place, including reference points (target and limit) and harvest control rules<sup>1</sup>. The IATTC staff, at the request of coastal State Members, facilitated collaborative regional research that resulted in three technical meetings in 2014 (IATTC, 2015), 2015 (IATTC, 2016), and 2016. The available data for the South EPO were considered sufficient to conduct an exploratory stock assessment for the “core” of the dorado stock (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), as well as an exploratory management strategy evaluation (MSE) for the South EPO (Valero *et al.*, 2016). The available data for the North EPO are more limited, handicapping the use of conventional stock assessments. The

---

<sup>1</sup> Note: the ongoing Marine Stewardship Council certification assessment process for the longline fishery for dorado in Ecuador announced in February 2019 that, since there are no reference points available to assess the target stock status, the assessment will follow a risk-based framework (MSC, 2019).

staff also developed a monthly depletion estimator approach (Maunder *et al.*, 2016) that could be used as a basis for management advice in such data-limited situations, if CPUE data are available. Although the focus of this report is on potential reference points and harvest control rules for dorado, they cannot be considered by themselves without understanding other elements of management system, such as population assessments and harvest strategy that are either in place or alternatives that can be considered. A brief summary of the exploratory stock assessment, exploratory MSE and monthly depletion work is provided in the following sections as context for the discussion of potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO.

### **1.1. Exploratory stock assessment of dorado in the South EPO**

An exploratory stock assessment (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) was conducted for dorado in the South EPO, considered to be the “core region” of the dorado stock in the EPO. In this region, dorado are mainly subject to targeted artisanal longline fisheries in Peru and Ecuador, but the species is also caught incidentally (as bycatch) by the tuna purse-seine fisheries. The assessment was implemented in Stock Synthesis (SS) with a monthly time step for the years 2007 to 2014, fitted to sex-combined length-composition data from Peru and purse-seine bycatch and sex-specific length-composition data and CPUE from Ecuador. The monthly time step allowed depletion caused by catches (from Peru and Ecuador, and the purse-seine bycatch) and measured by the CPUE to inform the estimates of absolute abundance. This work synthesized the knowledge about the population dynamics of dorado and its history of exploitation in the South EPO, without drawing conclusions about stock status, because no reference points, target or limit, have been defined for dorado in the EPO. Nonetheless, some management quantities were presented and discussed for consideration. Results showed that recent catches were near the estimates of maximum sustainable yield (MSY<sup>2</sup>) from the stock assessment, and that the yield per recruit (YPR) curve was very flat, with the fishing mortality required to achieve MSY poorly defined.

### **1.2. Exploratory MSE of dorado in the South EPO**

A simplified version of the SS model used for the exploratory assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016) was used as the operating model for the MSE (Valero *et al.* 2016). The exploratory work focused on testing the current management strategy, which is based on seasonal closures, and alternatives including different monthly fishery closures and openings, size limits for the fish in the catch, and discard mortality rates. Population and fisheries dynamics were projected for 2015-2019 under the alternative harvest strategies and discard mortality rates. The alternative harvest strategies were also evaluated retrospectively for 2007-2014. YPR analyses were conducted to describe expected YPR and spawning biomass ratio (SBR<sup>3</sup>) as a function of age of entry to the fishery and annual fishing mortality ( $F$ ). There were tradeoffs between SBR and yield for strategies based on alternative season openings, closures, and minimum size limits with different assumptions regarding discard mortality rates of undersized fish. Alternative season closures and openings have similar general effects on SBR and total yield; later season openings, however, increase SBR without marked reductions in expected yield, while earlier closures increase SBR but at the expense of reduced catch. YPR analyses showed that the age of entry that will produce the maximum YPR is around 10 months, based on the annual  $F$  estimated by the assessment. That would mean that a fishery opening around October-November would be consistent with YPR considerations. The age of entry consistent with maximum YPR would be higher at  $F$  higher than those estimated by the exploratory assessment. SBR is expected to increase with minimum size limits, while yield is expected to increase with no or moderate

---

<sup>2</sup> Defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex with the constant fishing mortality under prevailing ecological and environmental conditions with recruitment maintained at average levels

<sup>3</sup> The ratio of the current spawning biomass to that of the unfished stock ( $S_{\text{current}}/S_0$ )

discard mortality and to decrease with greater discard mortality. Under assumed moderate discard mortalities, increasing minimum size limits is expected to result in increased SBR, but at the expense of reduced yield.

### 1.3. Monthly depletion estimator

The data available for the North EPO are more limited, hampering the use of conventional stock assessments. Maunder *et al.* (2016) developed a depletion estimator that uses monthly catch and CPUE to estimate absolute abundance and depletion. This approach consists of simple models of advancing complexity, from a simple log-linear regression of within-year monthly CPUE, similar to a catch-curve analysis, to a monthly depletion estimator that has several modifications similar to those used in the full integrated SS model.

## 2. REFERENCE POINTS: METRICS AND DERIVATION

There is a large variety of reference points, which can be divided into several categories depending on their metric (*e.g.* biomass, fishing mortality, empirical), derivation (*e.g.* estimated by models, proxies) and other factors. Valero *et al.* (2017) reviewed reference points and harvest control rules for marine resources and their applicability to tunas and billfishes; here we summarize those we consider relevant for dorado in the EPO.

### 2.1. Biomass reference points

Biomass reference points can be used as a benchmark to evaluate whether a stock is overfished. Although different biomass quantities can be estimated for a stock (*e.g.* total, mature, vulnerable, spawning including both sexes, female spawning biomass), typically female or total spawning biomass is the metric that is used for reference points. The justification is that spawning biomass is more directly related to recruitment, and limit reference points are often defined in terms of reduced recruitment. Since management actions do not directly control biomass, stock biomass relative to biomass reference points is typically used to trigger management actions that affect catch limits, fishing effort or  $F$  (Sainsbury, 2008). There are several alternative biomass reference points ([Table 1](#)), and their use has varied around the world. For two tropical tuna stocks (bigeye and yellowfin), the IATTC staff evaluates stock status on the basis of calculations based on spawning biomass and MSY estimated by annual integrated stock assessment models (benchmark assessments approximately every three years, update assessments in the intervening years). The exploratory stock assessment of dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimated biomass and MSY-related quantities. SBR can be considered as a *static* quantity ( $s\text{SBR}$ ), since it is related to the unfished equilibrium status of a stock, or as *dynamic* quantity ( $d\text{SBR}$ ), computed as the ratio of the spawning biomass at the start of the spawning season with fishing to that without fishing (Wang *et al.* 2009).

In the base-case exploratory stock assessment model for dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016),  $s\text{SBR}$  was computed as the ratio of the spawning biomass in a given year to that of the unfished stock, both measured at the start of the spawning season (November). The  $s\text{SBR}$  estimates were quite stable over the assessment period, averaging about 0.20 ([Figure 1](#)), which coincides with the base-case estimate of the  $s\text{SBR}$  corresponding to the MSY ( $s\text{SBR}_{\text{MSY}}$ ; [Table 3](#)). Using the dynamic method ( $d\text{SBR}$ ) produced higher estimates than the  $s\text{SBR}$  ([Figure 2](#)). The 2016 exploratory model base-case estimate of the MSY of dorado in the South EPO was 89,211 tonnes (t), which is above the maximum recorded total annual catch of about 76,000 t (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). However, because the yield curve is flat, the  $F$  needed to achieve MSY was estimated as three times the current  $F$  (see next section). Estimates of MSY and SBR are sensitive to model assumptions about natural mortality ( $M$ ), catchability and selectivity ([Table 3](#)).

## **2.2. *F*-based reference points**

Although the biological processes relevant to stock productivity and sustainability are more related to stock biomass (and its relationship to abundance and density),  $F$  (and its relationship with catch or fishing effort limits) is more directly under management control than biomass. Biomass may also fluctuate in part due to factors beyond management control, such as environmental influences on processes such as recruitment, natural mortality, and growth. There is a variety of alternative  $F$  reference points ([Table 2](#)) and their use has varied around the world. For example, the US National Standards requires that  $F$  for each fish stock must not exceed  $F_{MSY}$ , which is a limit reference point, in contrast  $F_{MSY}$  is the target reference point established by the IATTC for tropical tunas.

The yield curve resulting from the YPR analysis for dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) is very flat-topped, and the  $F$  that maximizes the YPR ( $F_{MAX}$ ) is three times higher than the current  $F$  ( $F$  multiplier  $\approx 3$ ) ([Figure 4](#)). A fishing strategy aimed at maximizing YPR is not recommended, since increasing  $F$  by a factor of three would result in small gains in yield. A range of proxies and alternatives can be used if  $F_{MAX}$ ,  $F_{MSY}$  or MSY cannot be reliably estimated. For example, [ICES](#) sets limit reference points for  $F$  by selecting a precautionary limit reference point ( $F_{pa}$ ) that is expected to result in a very low probability of exceeding the intended  $F$  limit ( $F_{lim}$ ) when taking into account estimation uncertainty (ICES, 2003). There are other possibilities, such as  $F_{0.1}$  (the  $F$  corresponding to 1/10th the slope of the YPR curve at the origin) and  $F = x\%M$  ( $F$  set at  $x\%$  of  $M$ ), depending on the data and analyses available ([Table 2](#)). The exploratory dorado assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimated an annual  $F$  of between 0.53 and 0.85 during 2007-2014, while  $M$  was assumed to be 1. Alternative levels of  $F$  would affect the timing and length of the fishing season ([Figure 5](#)), a component of current dorado fisheries management in the EPO.

## **2.3. Empirical reference points**

Although biomass- and  $F$ -based reference points can be related to population and fishery processes by formal rationales, they are not measured directly, but are estimated using models. Stock assessment models can be mis-specified and/or biased (Maunder and Piner, 2015), with potential impacts on the reliability of estimated reference points (Hilborn 2002). Empirical reference points focus on quantities that can be more or less directly measured, such as catch, fishing effort, catch rates, fishing season length, size of the fish in the catch (*e.g.* average fish length or a percentile value), spatial range of the stock or habitat use (*e.g.* spawning locations), and sex ratio (Sainsbury 2008, Clarke and Hoyle 2014). The appeal of empirical reference points is not only that they are derived from more direct observations/estimation than those based on  $F$  or biomass, but also in that they are easily understood and communicated, and are, in theory at least, logically simpler to implement. However, one difficulty with using empirical reference points is the rationale for their construction. Intuitively, limit reference points based on historical quantiles (for example, the lowest CPUE, or the 5% percentile of CPUE levels) might be reasonable if the stock recovered from those levels. However, the lowest historical CPUE or highest  $F$  may have occurred in only a few years, or in particular environmental conditions that allowed recovery, and may be inappropriate in other years. Targets could be based on the estimated CPUE of the fishery when it was healthy, or on social, economic or other factors: for example, a limit reference point could be based on CPUEs that are unprofitable, or a target reference point on CPUEs that maximize profits.

The only extant stock assessment of dorado in the EPO is the exploratory study by Aires-da-Silva *et al.* (2016), and that is for the South EPO only; therefore, empirical reference points are of interest. The next two sections focus on two possibilities based on data available for most dorado fisheries: longline CPUE and fish size.

### **2.3.1. CPUE**

Catch rate is a basic indicator in fishery management, used typically as an index of stock abundance within

a stock assessment model. However, it has been used as the basis for empirical reference points: reference points have been based on commercial catch rates for New Zealand rock lobster (Starr *et al.*, 1997) and Australian toothfish (Tuck *et al.* 2001), while survey catch rates at fixed locations during a historical period considered sustainable have been the basis for abalone reference points (Worthington *et al.* 2002). Punt *et al.* (2001) evaluated alternative empirical reference points, including catch rates, for Australian swordfish, and found that they do not perform well, by being either too sensitive or not sensitive enough to changes in stock levels. An alternative decision rule for the same swordfish stock (Davies *et al.* 2007) was shown to be robust to incorporating a hierarchical decision approach to identify management actions given processes behind the change in the empirical indicators (*i.e.* growth, recruitment or fisheries dynamics). Also in Australia, catch rate thresholds were used to trigger management actions for low-value or data-poor stocks (Dowling *et al.* 2008). The IATTC staff proposed using standardized catch rates for purse-seine sets on floating object to assess and manage silky sharks (Aires-da-Silva *et al.* 2014), and other indicators of stock status for skipjack (Maunder, 2017), bigeye (Maunder *et al.* 2018) and yellowfin (Minte-Vera *et al.* 2019) tunas, some of which might inform the development of alternative empirical reference points.

Monthly CPUE data from longline fisheries for dorado throughout the EPO are either available, or could be relatively easily collected, for use as the basis for reference points. The longline artisanal fishery in Ecuador mainly exploits a single cohort of between about 10 and 16 months of age from October to April (Aires-da-Silva *et al.* 2016); therefore, the monthly longline CPUE represents the relative abundance, in numbers, of the cohort in that month. This is similar to catch-curve analysis, but uses CPUE rather than proportion-at-age in the catch to measure the relative abundance of a cohort as it ages during the year. Maunder *et al.* (2016) used monthly longline CPUE data from Ecuador to illustrate the use of a monthly depletion estimator. During fishing years (July to June) 2009–2013, monthly CPUE decreased from maximum values in October to minimum values in April<sup>4</sup> ([Figure 6](#)), when they were on average 0.126 of their October value ([Table 4](#)), ranging from 0.048 in 2009 to 0.267 in 2011 (Table 4). However, CPUE would be expected to decrease substantially even without fishing, given the high  $M$  of dorado: for example, CPUE in April would be 0.6 of its value in October if  $M = 1 \text{ year}^{-1}$  (the  $M$  assumed in the base case 2015 dorado assessment, Aires-da-Silva *et al.*, 2016) and no fishing ([Figure 6](#)). Recalculating the reduction as a ratio to the expected reduction in the absence of fishing during 2009–2013 resulted in a reduction to 0.208 with  $M = 1 \text{ year}^{-1}$ , 0.343 with  $M = 2 \text{ year}^{-1}$ , and 0.162 with  $M = 0.5 \text{ year}^{-1}$  ([Figure 7](#); [Table 5](#)).

### 2.3.2. Fish size

Punt *et al.* (2001) evaluated alternative empirical reference points for Australian swordfish, including catch rates, percentiles of the distribution of fish length in the catch, and percentiles of the distribution of fish weights in the catch. Critical weight<sup>5</sup> has been used by the staff in its Stock Assessment Reports; it is compared to the average weight in the total catch and the average weight in each fishery, as predicted by the stock assessment model (Maunder, 2003). Stock indicators based on the size of the fish in the catch relative to size at maturity, optimum size for maximizing yield, and conservation of large individuals (Cope and Punt, 2009), have been used for Atlantic skipjack tuna (ICCAT, 2014).

The Ecuadorian length-composition data show the clear dominance and progression of a single cohort of dorado over the months of each fishing year (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). The smallest sizes of dorado (40–60 cm FL) are recruited to the fishery as early as June–July, and this new cohort is then targeted by the fishery until the end of the fishing season around March–April. The mean length of the fish in the catches

<sup>4</sup> Other months, when the fishery is not fully targeting dorado, were not included in this analysis

<sup>5</sup> The weight corresponding to the critical age (the age at which the gains from growth balance the losses from natural mortality, and the yield from the fishery is thus maximal)

gradually increases as the fishing season progresses and the fishery targets a single cohort growing in size (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). The mean size of the fish in the catches drops sharply at the end of the fishing season, as the recruits of the following cohort enter the fishery. Since 2011 in Ecuador and 2014 in Peru, the fishery has been closed from May through October. The short lifespan of dorado, and the annual nature of its population dynamics, complicate the use of mean size of the fish in the catch as a potential reference point.

### 3. REFERENCE POINTS: BENCHMARKS FOR MANAGEMENT

Reference points, regardless of their type and method of calculation, are benchmarks used to determine the status of fish stocks relative to desirable and undesirable states, defined by target and limit reference points, respectively. Various other reference points, such as threshold/trigger points (intermediate states that may require additional management action) and rebuilding targets (for depleted stocks), are available to management (for example, Valero *et al.*, 2017), but these are not currently relevant to dorado.

#### 3.1. Target reference points

Target reference points (TRPs) reflect the explicit or implicit economic, social or political objectives of the fishery; therefore, managers and stakeholders typically have a role in identifying candidate TRPs related to management objectives. Generally, the management objectives of the regional fisheries management organizations for tunas (t-RFMOs) are based on "optimal utilization" or "long-term conservation and sustainable use" (Anonymous, 2015), so TRPs are usually around levels of  $F$  that achieve high yields or high catch rates, while avoiding limit reference points (LRPs). At a workshop sponsored by the International Seafood Sustainability Foundation (ISSF) in 2013, there was considerable discussion on whether  $F_{MSY}$  should be considered a target or a limit reference point (Anonymous, 2013). The consensus was that, if there is little or no quantitative analysis of uncertainty,  $F_{MSY}$  should be used as an LRP, although both it and  $B_{MSY}$ <sup>6</sup> are used as a TRP or an LRP in some cases (*e.g.* tropical tunas at IATTC, IOTC). If uncertainty is well quantified, the use of  $F_{MSY}$  as a TRP has potential, with appropriate considerations of risk; however, if there is little or no quantitative analysis of uncertainty on their incorporation in HCRs, or where  $F_{MSY}$  is determined assuming perfect knowledge,  $F_{MSY}$  has been recommended for use as an LRP (Anonymous, 2015). Following this rationale, a precautionary buffer should be considered between  $F_{MSY}$  and target  $F$ . On the other hand, in most situations, using  $F_{MSY}$  as an LRP is expected to be very cautious, because  $F_{MSY}$  is not usually associated with being beyond biologically safe limits. Given recruitment variability and steepness assumptions, a potentially large range of biomass levels could be expected at  $F_{MSY}$ , so whether  $F_{MSY}$  should be considered an LRP or a TRP should probably be decided individually for each case (Anonymous, 2015).

At present, no target reference points have been established for dorado in the EPO. The level of specificity in management objectives for dorado fisheries varies greatly across the region. Ecuador (SRP-MAGAP, 2013) and Peru (PRODUCE, 2016) have management plans in place, with the general objective of "*ensuring the conservation and sustainable use*" of dorado in their jurisdictional waters. Although there is no explicit mention of MSY in either plan, and although management so far has been based on actions at the national level, management of other species in the EPO, such as tropical tunas, has used TRPs based on  $B_{MSY}$  and  $F_{MSY}$  (IATTC, 2016b). The 2015 exploratory assessment (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimated that annual catches of dorado in the South EPO, with a recorded maximum of about 76,000 t, had been below the estimated MSY of 89,211 t, while the SBRs (both static and dynamic) were quite stable over the assessment period, averaging between 0.20 and 0.25 ([Figure 1](#) and [Figure 2](#)) which is near the base case model estimates of  $SBR_{MSY}$  ([Table 3](#)). If TRPs based on MSY were considered for dorado in the EPO, there

---

<sup>6</sup> The stock biomass ( $B$ ) capable of supporting the maximum sustainable yield (MSY)

is the issue of how to determine both the TRPs and the corresponding estimates (either  $F$  or biomass) to be compared to the TRP to determine status. Unlike the tropical tunas, with their benchmark assessments about every three years (for bigeye and yellowfin; skipjack is dependent on bigeye) and update assessments in between, there has been only one initial exploratory assessment for dorado, and only for the South EPO (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), and it has not been repeated nor updated since then. Each year the dorado fisheries focus on mainly one cohort that passes through the population and fisheries, leaving almost nothing of that cohort for the following year. Aires-da-Silva *et al.* (2016) used data up to the end of 2014, which means that by the time the study was presented at SAC-07 in May 2016, very few, if any, of the fish from the 2014 cohort were still alive. In view of the fast dynamics and variability of the dorado stock (almost an annual species), its fisheries (fisheries from adjacent countries may have diametrically opposed landings in the same year) and its ecological environment (CPUE influenced by oceanographic conditions (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes, 2018), additional and updated analyses are essential.

If TRPs were to be based on YPR considerations, it would be more appropriate to use  $F_{0.1}$  (the fishing mortality corresponding to 1/10th the slope of the YPR curve at the origin) than  $F_{MSY}$ , given the flatness of the production curve ([Figure 4](#)). Other alternatives, such as  $F = x\%M$  ( $F$  set at  $x\%$  of  $M$ ), are possible, as are others based on data and analyses available in different countries or regions ([Table 2](#)).

TRPs could also be based on empirical considerations, such as a level of CPUE reduction relative to CPUE at a fixed date at the beginning of the season, either total reduction ([Figure 6](#), [Table 4](#)) or reduction relative to that expected with no fishing ([Figure 7](#), [Table 5](#)).

### **3.2. Limit reference points (LRPs)**

Limit reference points are intended to reflect the biological limits to sustainable exploitation. Therefore, it is a role of scientists to identify, and provide objective advice on, candidate LRP<sub>s</sub>, taking into account undesirable processes such as impaired recruitment and depensation (disproportionately large negative impacts on stocks at low abundance). However, in some cases the LRP could also be set based on socio-economic factors such as catch rates that are unprofitable. Ideally, stocks should be managed so that there is a very low (but not zero) probability that the LRP will be reached (Clarke and Hoyle, 2014); however, the probability should not be too low, because estimates of probabilities at the tail of the distribution are notoriously uncertain. Risks and management actions associated with approaching or reaching an LRP should be recognized, discussed and agreed, even if an LRP has not been reached.

Myers *et al.* (1994) evaluated alternative spawning biomass LRP<sub>s</sub> for 71 stocks, and defined recruitment overfishing as seriously reduced recruitment. While warning that no method performed well in all circumstances, so generalization was difficult, they recommended a biomass LRP of 50% $R_{max}$  (biomass associated to 50% of the maximum predicted average recruitment). This often corresponds to very low limit spawning biomass levels, from 10% to less than 5% $B_0$ , for a broad range of life histories (Myers *et al.* 1994); for bigeye and yellowfin in the EPO it corresponds to 7.7% $B_0$  (assuming a stock-recruitment steepness ( $h$ ) of 0.75; Maunder and Deriso, 2014). Sainsbury (2008) argued that, although the spawning biomass corresponding to 50% $R_{max}$  is understandably a limit to be avoided (e.g. FAO definition of a recruitment overfished stock showing a significantly reduced average recruitment), it would set the LRP at a level where the stock impact has already occurred. Other management bodies (e.g. ICES 2003) have taken a more conservative approach, defining a spawning biomass LRP such that average recruitment is not reduced, instead of 50% reduced as in 50% $R_{max}$  (Sainsbury, 2008). The origin of 20% $B_0$  as a commonly used LRP to define overfished stocks can be traced to the 1980s (Beddington and Cooke, 1983). The rationale behind it was to avoid driving stocks to levels low enough to cause severe, perhaps irreversible, damage to biological processes that would jeopardize the long-term sustainability of the stock. Myers *et al.* (1994) analyzed 20% $B_0$  as an LRP and found it a reasonable limit for recruitment overfishing under the

definitions used by ICES (2000) and Cooke (1984), given that it corresponds to a small reduction in recruitment. Myers *et al.* (1994) mostly used productive stocks for their work; later work (Mace *et al.*, 2002) found that a more appropriate limit for less productive stocks is 30% $B_0$ . The study by Preece *et al.* (2011) was the basis for the WCPFC implementation of LRP<sub>s</sub> of 20% $B_0$  limit, which refers to both Beddington and Cooke (1993) and Myers *et al.* (1994). In New Zealand, the use of 20% $B_0$  as an LRP affects the definition of  $B_{MSY}$ , requiring that stocks not fall below 20% $B_0$  more than 10% of the time under an MSY harvest strategy (Sullivan *et al.*, 2005). This results in a biomass TRP higher than that calculated from yield curves alone.

The primary concern about a stock being below 20% $B_0$  is reduced recruitment. Except for stocks with the lowest steepness values, significant loss of yield is not expected at that level; in fact, the yield at 20% $B_0$  is very close to the MSY for most fish stocks. For example, Thorson *et al.* (2012) found that  $B_{MSY}$  ranged from 26–46% $B_0$  for a range of 147 stocks, with  $SB_{MSY}/SB_0$  values lower for Clupeiformes and Perciformes and higher for Gadiformes and Scorpaeniformes. For tuna stocks assessed by the IATTC staff,  $SB_{MSY}/SB_0$  is about 0.21 for bigeye and 0.27 for yellowfin (Valero *et al.*, 2017); for dorado, the 2015 assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimated  $SB_{MSY}/SB_0 = 0.20$  (Table 3).

Other possible concerns about lower stock sizes are depensation, recruitment declines, distributional changes or ecological shifts. Some of the more serious potential effects can be depensatory if stocks are reduced to abundances low enough that survival and/or recruitment are affected in a manner that is not proportional to the reduction in abundance or density, for example by interfering with the chances of finding mates (Allee effect; see Liermann and Hilborn, 2001), increased predation on offspring at the same level of predation pressure (Liermann and Hilborn, 2001), or niche invasion by other species (Utne-Palm *et al.*, 2010). Several studies have explored the evidence for depensatory mechanisms in recruitment across a wide range of stocks (see review by Valero *et al.*, 2017). In summary, stocks that have been driven to low abundance almost always recovered when fishing pressure is reduced, as predicted by non-depensatory models. There is also evidence that stock productivity is commonly impacted by changes in environmental regimes (Vertpre *et al.* 2013). Although there is evidence that some stocks, such as Pacific bluefin tuna (ISC, 2016), can rebuild from very low abundances (less than 1% $B_0$ ), there are very few populations with data suitable for depensation studies, so depensation at such low stock sizes cannot be ruled out (Hilborn *et al.*, 2014).

In summary, there is no conclusive evidence supporting any particular level of spawning biomass reduction as an appropriate LRP, for dorado or any other species, so any LRP is at least partially arbitrary. If LRPs for dorado, and the population estimates and status determinations from those LRPs, were based on stock assessments, considerations similar to those mentioned for TRPs apply (lack of updated assessments or plans for conducting them regularly). LRPs could be based empirically, on the lowest historical within-year CPUE reduction, for example. A percentile such as the lowest 5% could also be considered, except that, at present, monthly CPUE data are available for only a few years (2008–2013).

#### 4. HARVEST CONTROL RULES

Harvest control rules (HCRs) specify a pre-agreed course of management action as a function of identified stock status and other economic, societal or environmental conditions, relative to agreed reference points (Berger *et al.*, 2012). HCRs may have associated reference points (for example, specifying different levels of fishing mortality for different states of the stock relative to reference points (e.g. Restrepo and Powers, 1998)), or not (for example, specifying different levels of  $F$  depending on trends of stock indicators (e.g. southern bluefin tuna; Hillary *et al.*, 2015)). Formal implementation of HCRs by tuna RFMOs has been limited: they include the empirical HCR of the CCSBT Management Procedure for (Hillary *et al.*, 2015) and the HCR for tropical tunas (yellowfin, bigeye and skipjack) adopted by the IATTC in 2016. A recent review of global tuna stocks relative to Marine Stewardship Council criteria (Powers and Medley, 2016) found

that well-defined HCRs have been implemented for only three (IATTC yellowfin, bigeye, and skipjack) of the 19 stocks of tropical and temperate tunas, although HCRs are at different stages of development and adoption for individual fisheries across the other RFMOs (Anonymous, 2015; Powers and Medley, 2016). However, there are no explicit statements on how to implement TRPs and LRP<sub>s</sub>, although this is implicit in some simple HCRs, such as reducing  $F$  to  $F_{MSY}$  if it exceeds that value in the IATTC management system (Maunder and Deriso, 2013). A preliminary evaluation by Maunder *et al.* (2015) of the IATTC interim reference points under a proposed HCR found that the chance of falling below the LRP over a 9-year management period was less than 10%, although mis-specifying  $h$  and  $M$  increase the risk.

It has been argued that wide stakeholder involvement during the development, evaluation and implementation of HCRs is crucial for their success (Clarke and Hoyle, 2014; Hilborn *et al.*, 2014), with examples of such involvement from CCSBT (Hillary *et al.*, 2015) and outside tuna RFMOs. A well-managed fish stock or fishery with an appropriate HCR should operate near or around a TRP, and have a very low probability (*e.g.* less than 10%) of exceeding an LRP (Sainsbury, 2008). The decision about which reference points are appropriate should be made in the context of the management action to be applied if the reference points are exceeded. For example, LRP<sub>s</sub> can be treated as “soft” or “hard” in relation to the management action associated with a stock falling, or being at risk of falling, below an LRP (Anonymous, 2008). Punt and Smith (2001) outline the appropriate use of LRP<sub>s</sub> in managing fish stocks. Reaching or falling below an LRP should not mean that the species has a high risk of biological extinction: reducing  $F$  would be a more appropriate response than closing the whole fishery. If an LRP is appropriately set, the probability of exceeding it should be low, but not zero.

To date there has been no concerted stakeholder involvement in the development of HCRs for dorado in the EPO, although the three regional workshops on dorado during 2014-2016 (IATTC, 2015, 2016) provided an informal forum for the exchange of ideas among fishers, NGOs, scientists and other stakeholders. There have been four binational meetings on dorado between Ecuador and Peru during 2014-2018, with more planned in the future, but it is unclear whether any discussion on HCRs is planned.

## 5. DISCUSSION

Given the worldwide lack of reference points and HCRs for dorado, we focused on recent reviews of approaches and rationales in developing reference points and HCRs across tuna RFMOs (Nakatsuka *et al.* 2017; Valero *et al.* 2017), which found a wide diversity of approaches and degrees of implementation across species and RFMOs. We also point out opportunities and issues to take into account when considering alternative reference points and HCRs for dorado in the EPO.

One important consideration in the selection of reference points and HCRs is how TRPs relate to LRP<sub>s</sub> and the actions taken when the limit is exceeded. If drastic action is taken when an LRP is exceeded (*e.g.* the fishery is closed or severely restricted) then the TRP needs to be set at a level that will ensure a low probability of exceeding the LRP, to avoid potential social and/or economic problems. However, the probability should not be too low, because estimated probabilities at the tail of a distribution are notoriously uncertain. The TRP should be set in the context of the LRP, the action taken when the LRP is exceeded, the overall HCR, and the uncertainty in the method (*e.g.* the stock assessment) used to determine whether a limit has been exceeded.

There are a number of unresolved issues that should be taken into account when considering alternative reference points and HCRs for dorado, some of which are summarized below.

### 5.1. Dorado stock structure in the EPO

The stock structure of dorado in the EPO is still unclear. Aires-da-Silva *et al.* (2016) reviewed available information on potential stock structure and found no clear evidence that there is more than one

population of dorado in the EPO. However, a conceptual model developed during the 2<sup>nd</sup> dorado workshop (IATTC 2016) postulated two sub-stocks ([Figure 8](#)), a resident coastal sub-stock and an oceanic sub-stock that migrates seasonally towards the coast. The degree of connectivity between dorado from the dorado stocks in the South and North EPO is also poorly known (Aires-da-Silva *et al.*, 2016).

## **5.2. Reference points and HCRs vs. current and alternative management strategies**

Current management measures for dorado vary greatly across the EPO, from none in some Central American countries to a ban on commercial retention in Mexico. Both Ecuador and Peru have management measures in place that include minimum size limits and seasonal closures, which have been shown to be consistent with YPR and performed well against simulated alternative size limits and seasonal closures (Valero *et al.*, 2016) while maintaining the stock slightly above levels estimated to produce MSY (Aires-da-Silva *et al.* 2016). In the context of Ecuador and Peru, the advantages, disadvantages and feasibility of moving to management strategies reliant on reference points and HCRs, in terms of both the increasing need for analyses (stock assessments or empirical indicators) and of implementing management changes, are still not clear.

## **5.3. Geographic scope and frequency of assessments**

There are no stock assessments available for dorado in the North EPO. For the South EPO there has been only the initial exploratory assessment for dorado, using data through 2014, by Aires-da-Silva *et al.* (2016), and it has not been repeated nor updated since then. Each year the dorado fisheries focus on mainly one cohort that passes through the population and fisheries, leaving almost nothing of that cohort for the following year, so the available stock assessment was in any case outdated by the time it was published. In view of the fast dynamics and variability of the dorado stock (almost an annual species), its fisheries (fisheries from adjacent countries may have diametrically opposed landings in the same year) and its ecological environment (CPUE influenced by oceanographic conditions (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes, 2018), additional and updated analyses would benefit the estimation of alternative TRPs based on stock assessments. If stock assessments cannot be completed in a timely way because of the fast dynamics of the stock, logistic considerations, or lack of data, it may be more feasible to implement alternative strategies that include empirical reference points and HCRs, or that are based on size limits and seasonal closures.

## **5.4. Geographic scope of management**

Unlike other fisheries in the EPO, such as those for tropical tunas, which are managed regionally with reference points and HCRs (IATTC 2016b), dorado fisheries are managed nationally (IATTC 2015). Although Ecuador and Peru, the main EPO dorado-fishing countries by landing amounts, have held four bilateral meetings on dorado during 2014-2018, with more planned in the future, it is unclear whether the discussions will include potential reference points and HCRs.

## **5.5. Data availability across time and space**

Availability of data for dorado varies greatly across the EPO (IATTC 2015, 2016). For Ecuador and Peru, there are enough data to conduct integrated stock assessments (Aires-da-Silva *et al.* 2016), but in other cases, especially in the North EPO, data are more limited, thus precluding integrated stock assessments, although in some cases approaches based on monthly CPUE (Maunder *et al.* 2016), for example, may be feasible. In either case, given the fast population and fisheries dynamics of dorado, it is important to streamline the availability of data in a timely way, either for considerations of either intra-annual or interannual management.

## **5.6. Development and implementation of reference points, HCRs and alternatives**

The development, evaluation and implementation of reference points do no happen in a vacuum, but as part of a management strategy in a management system. Three phases have been described (Davies and Basson, 2009; Clarke and Hoyle, 2014) in the development of reference points: 1) selecting appropriate types of reference points, 2) defining specific values for the selected reference points, and 3) operationalizing the selected reference points within the management system. In order for each element of the process and associated tradeoffs to be understood and accepted, all stakeholders are expected to be involved in each phase of the process (Clarke and Hoyle, 2014). Hilborn (2002) highlighted some potential issues in management systems based on reference points, including (1) uncertainties in the estimates of current and virgin stock biomass used in developing reference points, (2) whether reference points should be used for stocks for which they were not derived, (3) the tendency to focus too much on reference-points and to produce an environment in which stock-assessment scientists rarely evaluate alternative management policies, and (4) overemphasis on reference points, to the detriment of more pressing issues in fisheries management. It has been argued that at least some of these issues could be mitigated by relying on more data-based approaches, and there are examples from several life history and management systems, for instance the New Zealand rock-lobster fishery (Starr *et al.*, 1997) and southern bluefin tuna (Hillary *et al.*, 2015). There has been an increased interest in the application of reference points worldwide, driven in part by Marine Stewardship Council (MSC) certification criteria (see, for example, Powers and Medley, 2016). However, in the specific case of dorado, the certification by MSC of the Ecuadorian longline fishery will follow a risk-based framework (MSC, 2019), since there are no reference points available to assessing the status of the target stock.

## **6. CONCLUSION**

A variety of reference points and HCRs have been proposed in the literature and applied to stocks worldwide. The main differences among them are whether MSY reference points are treated as limits or targets and the level of implementation of HCRs. The selection of reference points, particularly limit reference points, should take into consideration the action implemented when the reference point is exceeded. Reference points and HCRs cannot be properly evaluated outside a fishery management strategy and management system, or without including uncertainty, risk, robustness and tradeoffs between all the elements of each fishery. Ideally, a range of different HCRs, and the associated data inputs and assessment methods to be used in the implementation, should be tested using MSE, and the combination that best meets the objectives for the fishery should then be selected (Anonymous, 2018). In the context of Ecuador and Peru, the advantages, disadvantages and feasibility of moving to management strategies reliant on reference points and HCRs, in terms of both the increasing need for analyses (stock assessments or empirical indicators) and of implementing management changes, are still not clear. The increased interest in the development and implementation of reference points worldwide has been driven in part by Marine Stewardship Council (MSC) certification criteria. In the specific case of dorado, the certification by MSC of the Ecuadorian longline fishery will follow a risk-based framework, which does not rely on the adoption of reference points to assess the status of dorado stocks.

## **REFERENCES—REFERENCIAS**

- Aires-da-Silva, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Román-Verdesoto, M., Minte-Vera, C., Vogel, N.W., Martínez-Ortiz, J., Carvajal, J.M., Guerrero, P.X., and Sondheimer, F. 2014. Preliminary results from IATTC collaborative research activities on dorado in the eastern Pacific Ocean and future research plan. Document SAC-05-11b. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Fifth Meeting: 1-27.

Aires-da-Silva, A., Valero, J. L., Maunder, M. N., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, Roman, M. H., Martinez-

- Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E. J., and Carranza, M. N. 2016. Exploratory Stock Assessment of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the South Eastern Pacific Ocean in 2015. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-06<sup>a</sup>(i).
- Anonymous. 2013. Report of the 2013 ISSF Stock Assessment Workshop: Harvest control rules and reference points for tuna RFMOs. ISSF Technical Report 2013-03. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA.
- Anonymous. 2015. Report of the 2015 ISSF Stock Assessment Workshop: Characterizing uncertainty in stock assessment and management advice. ISSF Technical Report 2015-06. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA.
- Anonymous 2018. Report of the Second Joint Tuna RFMO Management Strategy Evaluation Working Group Meeting. Seattle, USA – 13-15 June, 2018. Available at: <https://tinyurl.com/y496srw7>
- Beddington, J.R. and J.G. Cooke. 1983. The potential yield of fish stocks. FAO Fisheries Technical Paper, 242, 47.
- Berger, A.M., Harley, S.J., Pilling, G.M., and Hampton, J. 2012. Introduction to harvest control rules for WCPFC tuna fisheries. WCPFC-SC8-2012/MI-WP-03.
- Clarke, S. and Hoyle, S. 2014. Development of Limit Reference Points for Elasmobranchs. WCPFC-SC10-2014/MI-WP-07.
- Davies, C. and Basson, M. 2009. Approaches for identification of appropriate reference points and implementation of MSE within the WCPFC. WCPFC-SC5-2009/ME-WP-03
- Davies, C., R. Campbell, J. Prince, N. Dowling, D. Kolody, M. Basson, K. McLoughlin, P. Ward, I. Freeman and A. Bodsworth. 2007. Development and preliminary testing of the harvest strategy framework for the Eastern and Western Tuna and Billfish Fisheries. Australian Fisheries Management Authority. Canberra, Australia. 70pp.
- Dowling, N.A., Smith, D.C., Knuckey, I., Smith, A.D.M., Domaschenz, P., Patterson, H.M. and Whitelaw, W. 2008. Developing harvest strategies for low-value and data-poor fisheries: Case studies from three Australian fisheries. *Fisheries Research* 94: 380-390.
- Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. *Bulletin of Marine Science* 70: 403-408.
- Hilborn, R., Hively, D. J., Jensen, O. P., and Branch, T. A. 2014. The dynamics of fish populations at low abundance and prospects for rebuilding and recovery. – *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2141–2151.
- Hillary, R.M., Preece, A.L., Davies, C.R., Kurota, H., Sakai, O., Itoh, T., Parma, A.M., Butterworth, D.S., Ianelli, J. and Branch, T.A. 2015. A scientific alternative to moratoria for rebuilding depleted international tuna stocks. *Fish and Fisheries*. 14pp. doi: 10.1111/faf.12121.
- IATTC. 2015. Report of the 1st Inter-American Tropical Tuna Commission Technical Meeting on Dorado. Manta, Ecuador, October 14–16, 2014.
- IATTC. 2016. Report of the 2st Technical Meeting on Dorado. Inter-American Tropical Tuna Commission. Lima, Peru, 27-29 October 2015. 20 pp.
- IATTC. 2016b. Harvest Control Rules for tropical tunas (yellowfin, bigeye, and skipjack). Resolution C-16-02. 4pp.
- ICES. 2000. Report of the CWP Intersessional Meeting Working Group on Precautionary Approach Terminology and CWP Sub-group on Publication of Integrated Catch Statistics for the Atlantic. ICES Headquarters 10-16 February 2000. ICES CM 2000/ACFM:17.
- ICES. 2003. Report of the study group on precautionary reference points for advice on fishery management. ICES CM 2003/ACFM: 15

- ISC. 2016. Report of the Pacific Bluefin Tuna Working Group Workshop. 13 -18 July 2016 Sapporo, Hokkaido, Japan.
- Liermann, M., and Hilborn, R. 2001. Depensation, evidence, models and implications. *Fish and Fisheries*, 2: 33–58.
- Mace, P. M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., and Maunder, M.N. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *Plos One*. 10.
- Martínez-Ortiz, J. 2015. Posible Posible correlación entre la variabilidad interanual de la CPUE del dorado y la temperatura superficial del mar (TSM). Presentation during the the 2st Technical Meeting on Dorado. Inter-American Tropical Tuna Commission. Lima, Peru, 27-29 October 2015. Available at: <https://tinyurl.com/y6x5ll71>
- Maunder, M. N. and Deriso, R. B. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. *IATTC Stock Assessment Report* 15: 193-206
- Maunder, M.N., Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science*. 72 (1): 7-18.
- Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, C. Valero, J. L. and Jimmy Martínez-Ortiz. 2016. A step-by-step illustration of the basis for the monthly depletion estimator in a Stock Synthesis model for dorado. *2nd IATTC Technical Meeting on dorado. DOR-02*.
- Maunder, M. N., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, C., Roman, M. H. 2018. Stock status indicators for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-09-16. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Ninth Meeting: 1-5.
- Minte-Vera, C., Xu, H., Maunder, M. N. 2019. Stock status indicators for yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-10-08. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Tenth Meeting: 1-10.
- MSC. 2019. Marine Stewardship Council (MSC) Fishery Announcement. Ecuador Mahi mahi (*Coryphaena hippurus*) longline fishery. Initial Assessment Announcement. Available at: <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/ecuador-mahi-mahi-coryphaena-hippurus-longline-fishery/>
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A. Mace, P.M. Barrowman, N. and V.R. Restrepo. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science* 51: 191-205
- Powers, J. E. and P. A. H., Medley, 2016. An Evaluation of the Sustainability of Global Tuna Stocks Relative to Marine Stewardship Council Criteria (Version 4). ISSF Technical Report 2016-19. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA
- Preece, A., Hillary, R. and Davies, C. 2011. Identification of candidate limit reference points for the key target species in the WCPFC. *WCPFC-SC7-2011/MI-WP-03*.
- PRODUCE. 2016. Plan de Acción Nacional para la Conservación y Manejo del recurso Perico en el Perú (PAN Perico - Perú). 39 p.
- Punt, A.E., R.A. Campbell and A.D.M. Smith. 2001. Evaluating empirical indicators and reference points for fisheries management: application to the broadbill swordfish fishery off eastern Australia. *Marine and Freshwater Research* 52: 819-832.
- Restrepo, V.R., Powers, J.E. 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science*. 56:846-852.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries, Australian Fisheries Management Authority.

- SRP-MAGAP. 2013. Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP) - Vice Ministerio de Acuacultura y Pesca-Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP). Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo del recurso Dorado en Ecuador (PAN Dorado) / National Action Plan for the Conservation and Management of Dolphinfish in Ecuador (Dolphinfish NPOA). Martínez-Ortiz J & P Guerrero - Verduga (eds). SRP-MAGAP. Manta-Manabí-Ecuador. 120 pp.
- Starr, P. J., P. A. Breen, R. Hilborn, and T. H. Kendrick. 1997. Evaluation of a management decision rule for a New Zealand rock lobster substock. Mar. Freshw. Res. 48: 1093–1101.
- Thorson, J. T., Cope, J. M., Branch, T. A., and Jensen, O. P. 2012. Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69: 1556–1568.
- Torrejón-Magallanes, J., Lau-Medrano, W., Grados, D. CPUE standardization and spatio-temporal distribution modelling of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the Pacific Ocean off Peru. CAPAM Spatio-temporal modelling Mini-Workshop. La Jolla, CA, USA, February 26-March 2, 2018.
- Tuck, G., T. Smith, A. Constable, X. He, S. Kuikka and N. Klaer (2001) Initial evaluation of management strategies for the Macquarie Island toothfish fishery. pp 162-218 In 'Ecologically sustainable development of the fishery for Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around Macquarie Island: population parameters, population assessment and ecological interactions'. X. He, A. Constable, K. Sainsbury and W. de la Mare (eds). Fisheries Research and Development Corporation Report 97/122, Canberra, Australia.
- Valero, J. L., Aires-da-Silva, A., Maunder, M. N., Minte-Vera, C., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E. J. and Carranza, M. N. 2016. Exploratory management strategy evaluation (MSE) of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the south Eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Seventh Meeting.
- Valero, J. L., Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A. M., Minte-Vera, C., and Zhu, J. 2017. Limit Reference Points in fisheries management and their application for tuna and billfish stocks. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 8th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-08-05e(ii).
- Vert-pre, K. A., Amoroso, R. O., Jensen, O. P., and Hilborn, R. 2013. Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 110: 1779–1784.
- Wang, S.P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Bayliff, W.H., 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research, 99(2), pp. 106-111.
- Worthington, D.G., C. Blount, R.C. Chick and B.R. Stewart. 2002. An assessment of the performance indicators of the Abalone Share Management Plan in 2001. NSW Fisheries Resource Assessment Series 12. NSW Fisheries Cronulla Fisheries Center. 47pp.

**TABLE 1.** Common biomass reference points.

**TABLA 1.** Puntos de referencia comunes basados en biomasa.

| Reference Point           | Description  | Pros   | Cons  | Target / limit |
|---------------------------|--|--|---|----------------|
| $XB_{MSY}$ , $XSSB_{MSY}$ | Ratio of biomass, or spawning stock biomass (SSB), needed to produce MSY | Considers recruitment and growth overfishing | Difficult to estimate, sensitive to recruitment and selectivity | Either         |

|                                   |  |   |  |        |
|-----------------------------------|--|---|--|--------|
| $XB_0$ or<br>$XSB_{current, F=0}$ | Ratio of biomass stock relative to unfished, or spawning biomass expected in the absence of fishing. | Can be used for data poor stocks; measures relative abundance in cases where absolute abundance is difficult to estimate. | Unfished biomass estimates depend on assumptions, may be unreliable.   | Either |
| $B_{X0}$ or $B_{XRMAX}$           | Biomass expected to produce X fraction of virgin/maximum recruitment.                                | Considers recruitment overfishing   | Depends on current and historical recruitment estimates  | Limit  |
| $B_{MAX}$                         | Biomass or spawning biomass produced when $F = F_{MAX}$ in equilibrium                               | Considers growth overfishing  | Difficult to estimate when the yield curve is flat topped, sensitive to assumptions when curve is flat topped, Not consider recruitment overfishing; | Either |
| $B_{0.1}$                         | Biomass or spawning biomass produced when $F = F_{0.1}$  | Considers growth overfishing, adjusts for flat topped YPR curve, adjusts somewhat for the stock-recruitment relationship  | Difficult to estimate when the yield curve is flat topped Does not explicitly consider recruitment overfishing.                                      | Either |
| $B_{loss}$                        | Minimum biomass (or SSB)   | Considers recruitment overfishing   | Does not consider growth overfishing.  | Limit  |

**TABLE 2.** Common fishing mortality reference points.**TABLA 2.** Puntos de referencia comunes basados en mortalidad por pesca.

| Reference Point          | Description   | Pros   | Cons   | Target / limit |
|--------------------------|---|--|--|----------------|
| $F_{MSY}$                | Fishing mortality rate that results in MSY on average   | Considers recruitment and growth overfishing   | Difficult to estimate when the yield curve is flat-topped. Sensitive to assessment assumptions                           | Either         |
| $F_{MAX}$                | Fishing mortality rate producing the maximum yield per recruit.                                     | Considers growth overfishing; easy to calculate.   | Does not consider recruitment overfishing; Difficult to estimate/ sensitive to assumptions if yield curve is flat topped | Limit          |
| $F_{0.1}$                | $F$ at which slope of Y/R is 10% of value at origin   | Consider growth overfishing; more conservative than $F_{MAX}$ ; estimable even if yield curve is flat topped | Does not explicitly consider recruitment overfishing.  | Either         |
| $F_{x\%}$ , $F_{x\%SPR}$ | $F$ that reduces SSB/R to a certain % of unfished   | Considers recruitment overfishing.   | Does not consider growth overfishing   | Either         |
| $F_{MED}$                | $F$ that can be supported by estimated survival rates from spawning to recruitment in 50% of years. | For recruitment overfishing; based on the historical time series of recruitment.                             | Does not consider growth overfishing; appropriateness dependent on the stock-recruitment relationship                    | Either         |
| $F_{SSB-Min}$            | $F$ that prevents SSB from falling below the minimum observed SSB                                   | Reference point for recruitment overfishing.   | Risk-prone; sensitive to period for calculations<br>No consideration of growth overfishing                               | Limit          |
| $F_{loss}$               | $F$ expected to keep biomass at $B_{loss}$  | Reference point for recruitment overfishing; relatively easy to calculate.                                   | Risk-prone; no consideration of growth overfishing; assumes good understanding of the stock-recruitment                  | Limit          |
| $F_{crash}$              | Lowest $F$ that would eventually drive the stock to extinction                                      | Based on the stock-recruit relationship but easier to calculate  | Risk-prone, allows the stock to be on path to extinction   | Limit          |
| $F = X\%M$               | $F$ is set at a % of natural mortality  | Can be used in data-poor situations  | Uncertainty in estimation of M, possibly too high for longer-lived species.  | Limit          |

**TABLE 3.** Sensitivities to different configurations of the base case model for the exploratory assessment for dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). *M*: natural mortality; *Q*: catchability; Dome: dome-shaped selectivities.

**TABLA 3.** Sensibilidad a distintas configuraciones del caso base de la evaluación exploratoria de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). *M*: mortalidad natural; *Q*: capturabilidad; Dome: curva de selectividad con forma de domo.

|  | Base case<br>Caso base | Sensitivity analyses - Análisis de sensibilidad |              |               |         |
|--|------------------------|---|--------------|---------------|---------|
|  |                        | 1   |              | 2             | 3       |
|  |                        | <i>M_0.43</i>                                   | <i>M_1.6</i> | <i>Q_notv</i> | Dome    |
| <i>S<sub>0</sub></i> (t)   | 90,045                 | 205,001   | 62,015       | 85,577        | 89,952  |
| <i>B<sub>0</sub></i> (t)   | 254,687                | 545,880   | 192,791      | 242,067       | 254,429 |
| <i>S<sub>MSY-S<sub>RMS</sub></sub></i> (t)                               | 17,987                 | 15,336  | 22,351       | 17,196        | 17,893  |
| <i>MSY-RMS (t)</i>   | 89,211                 | 79,502  | 100,530      | 84,490        | 89,010  |
| <i>S<sub>2014/S<sub>0</sub></sub></i>                                    | 0.22                   | 0.08  | 0.38         | 0.23          | 0.22    |
| <i>S<sub>MSY/S<sub>0-S<sub>RMS</sub>/S<sub>0</sub></sub></sub></i>       | 0.20                   | 0.07  | 0.36         | 0.20          | 0.20    |
| <i>S<sub>2014/S<sub>MSY-S<sub>2014/S<sub>RMS</sub></sub></sub></sub></i> | 1.10                   | 1.00  | 1.07         | 1.16          | 1.11    |

**TABLE 4.** Monthly ratio of average Ecuadorian longline CPUE to average CPUE in October during 2009-2013. Avg.: Monthly average ratio for 2009-2013.

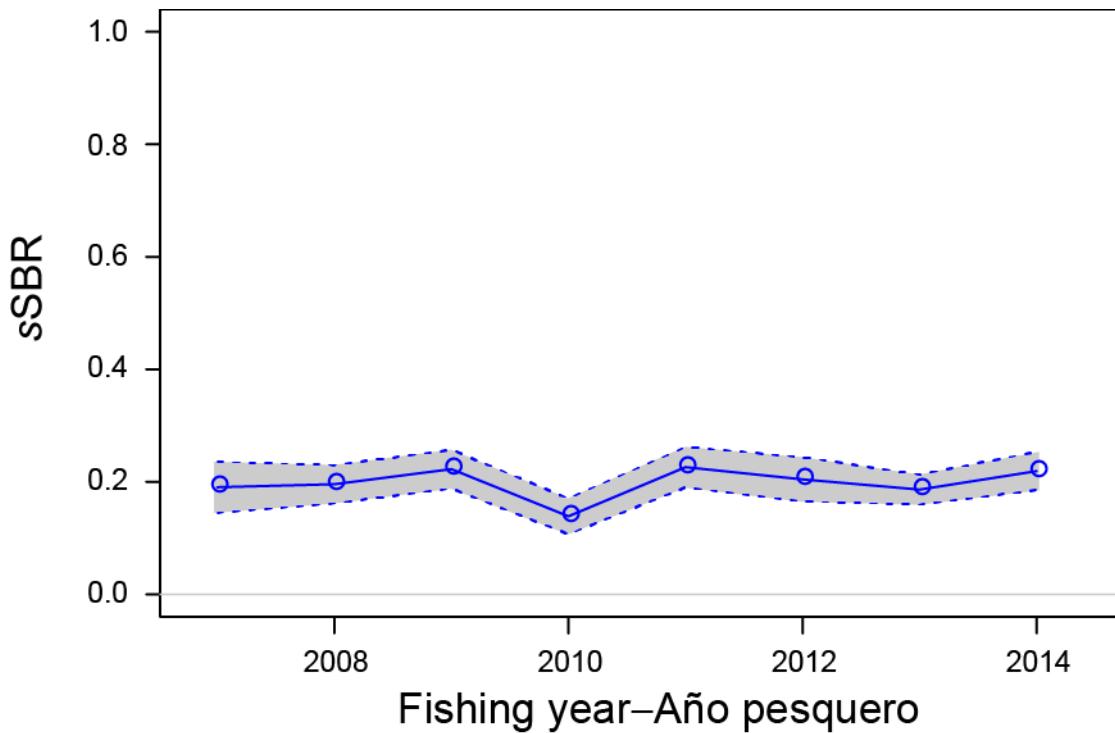
**TABLA 4.** Promedio mensual de la razón de CPUE de palangre de Ecuador relativo al valor CPUE en octubre durante 2009-2013. Prom.: Promedio para el periodo 2009-2013.

|           | 2009  | 2010  | 2011  | 2012  | 2013  | Avg. – Prom. |
|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------|
| Oct       | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000        |
| Nov       | 0.671 | 0.737 | 0.802 | 0.603 | 0.757 | 0.654        |
| Dec       | 0.450 | 0.543 | 0.644 | 0.364 | 0.573 | 0.450        |
| Jan - Ene | 0.302 | 0.400 | 0.517 | 0.220 | 0.434 | 0.320        |
| Feb       | 0.203 | 0.295 | 0.414 | 0.133 | 0.328 | 0.232        |
| Mar       | 0.136 | 0.217 | 0.333 | 0.080 | 0.249 | 0.170        |
| Apr - Abr | 0.091 | 0.160 | 0.267 | 0.048 | 0.188 | 0.126        |

**TABLE 5.** Monthly average ratio of mean Ecuadorian longline CPUE to average CPUE in October during 2009-2013, relative to that expected in the absence of fishing under annual natural mortalities ( $M$ ) of 0.5, 1 and 2 year $^{-1}$ .  $M = 1 \text{ year}^{-1}$  is the value used in the 2015 dorado exploratory stock assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016) and management strategy evaluation (Valero *et al.* 2016).

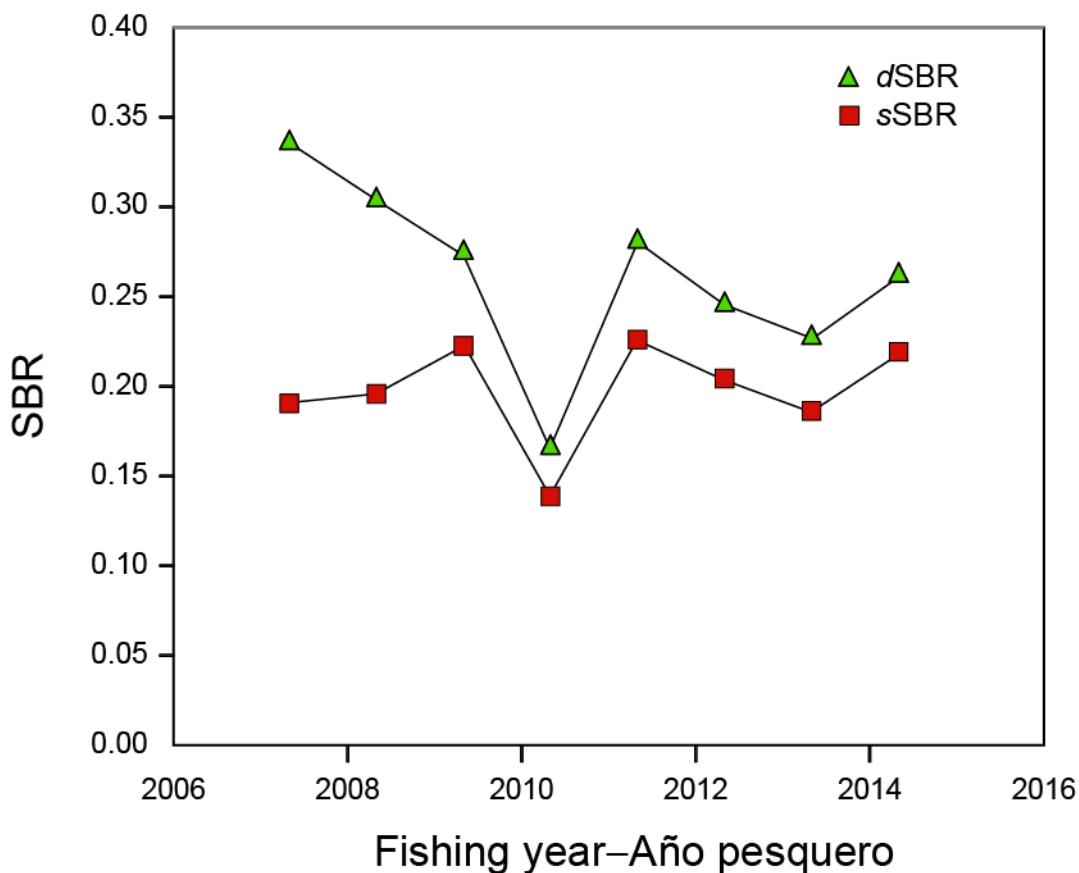
**TABLA 5.** Promedio mensual de la razón de CPUE de palangre de Ecuador relativa al CPUE promedio en octubre para el periodo 2009-2013, relativo al esperado en ausencia de pesca y mortalidad natural ( $M$ ) de 0.5, 1 y 2 año $^{-1}$ .  $M = 1 \text{ año}^{-1}$  es el valor utilizado en la evaluación exploratoria de dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) y la evaluación exploratoria de estrategia de explotación (Valero *et al.* 2016).

|           | Average – Promedio |         |         |
|-----------|--------------------|---------|---------|
|           | $M = 0.5$          | $M = 1$ | $M = 2$ |
| Oct       | 1.000              | 1.000   | 1.000   |
| Nov       | 0.682              | 0.711   | 0.773   |
| Dec       | 0.489              | 0.532   | 0.628   |
| Jan - Ene | 0.362              | 0.410   | 0.527   |
| Feb       | 0.274              | 0.323   | 0.451   |
| Mar       | 0.209              | 0.258   | 0.391   |
| Apr - Abr | 0.162              | 0.208   | 0.343   |



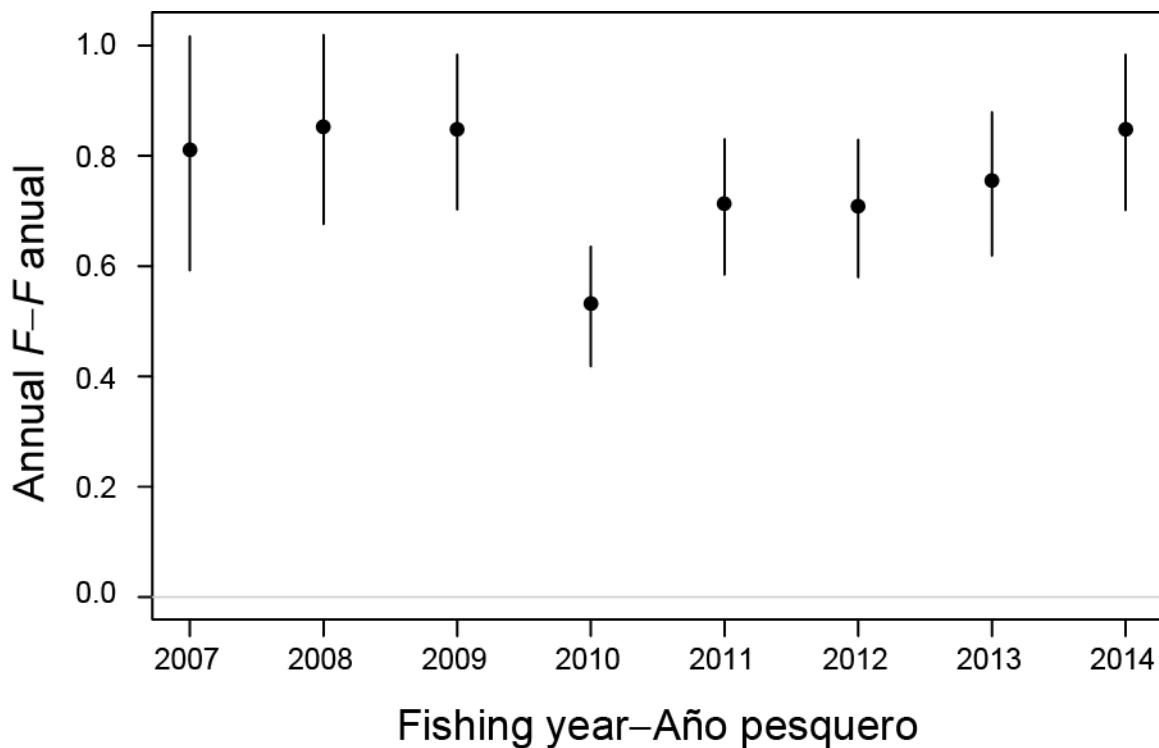
**FIGURE 1.** Estimated static spawning biomass ratios (sSBR) of dorado recruited to the fisheries of the South EPO (Aires-da-Silva *et al.* 2016). The solid blue line connects the maximum likelihood estimates (open circles). The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around these estimates.

**FIGURA 1.** Cocientes de biomasa reproductora estáticos (sSBR) estimados de dorado reclutado a las pesquerías del OPO sur (Aires-da-Silva *et al.* 2016). La línea azul conecta las estimaciones de verosimilitud máxima (círculos abiertos). El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% alrededor de estas estimaciones.



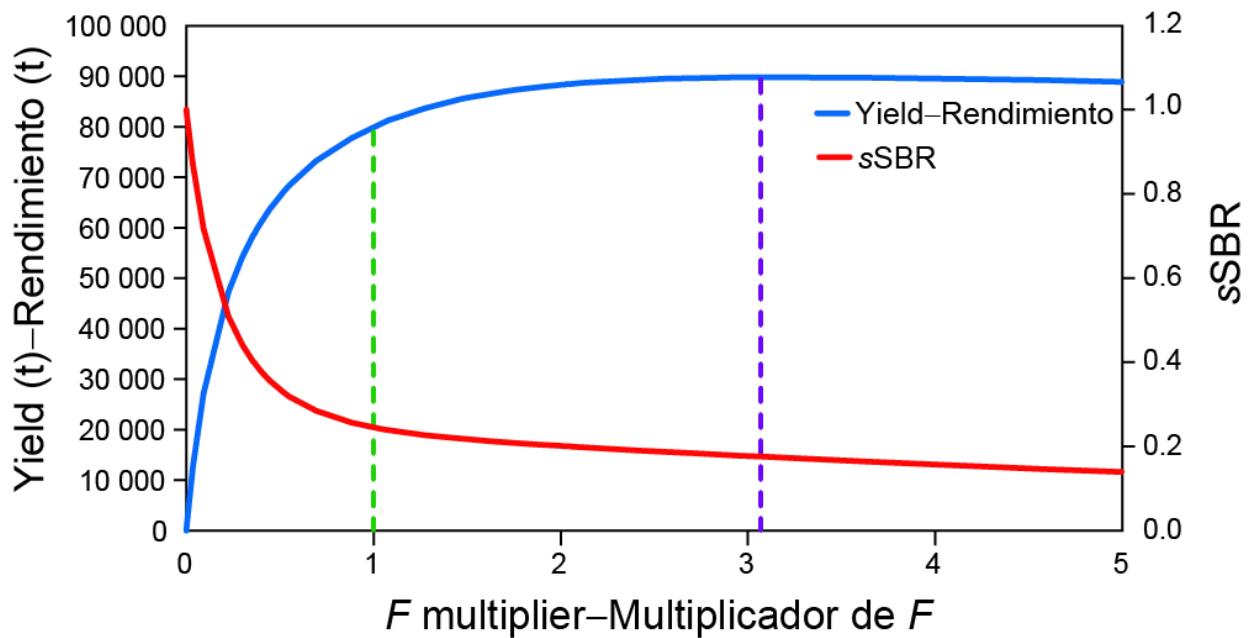
**FIGURE 2.** Estimates from the base case (Aires-da-Silva *et al.* 2016) for the Spawning biomass ratio (SBR) obtained by two methods: static (sSBR) and dynamic (dSBR).

**FIGURA 2.** Estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del caso base (Aires-da-Silva *et al.* 2016) obtenidas con el método estático (sSBR) y dinámico (dSBR).



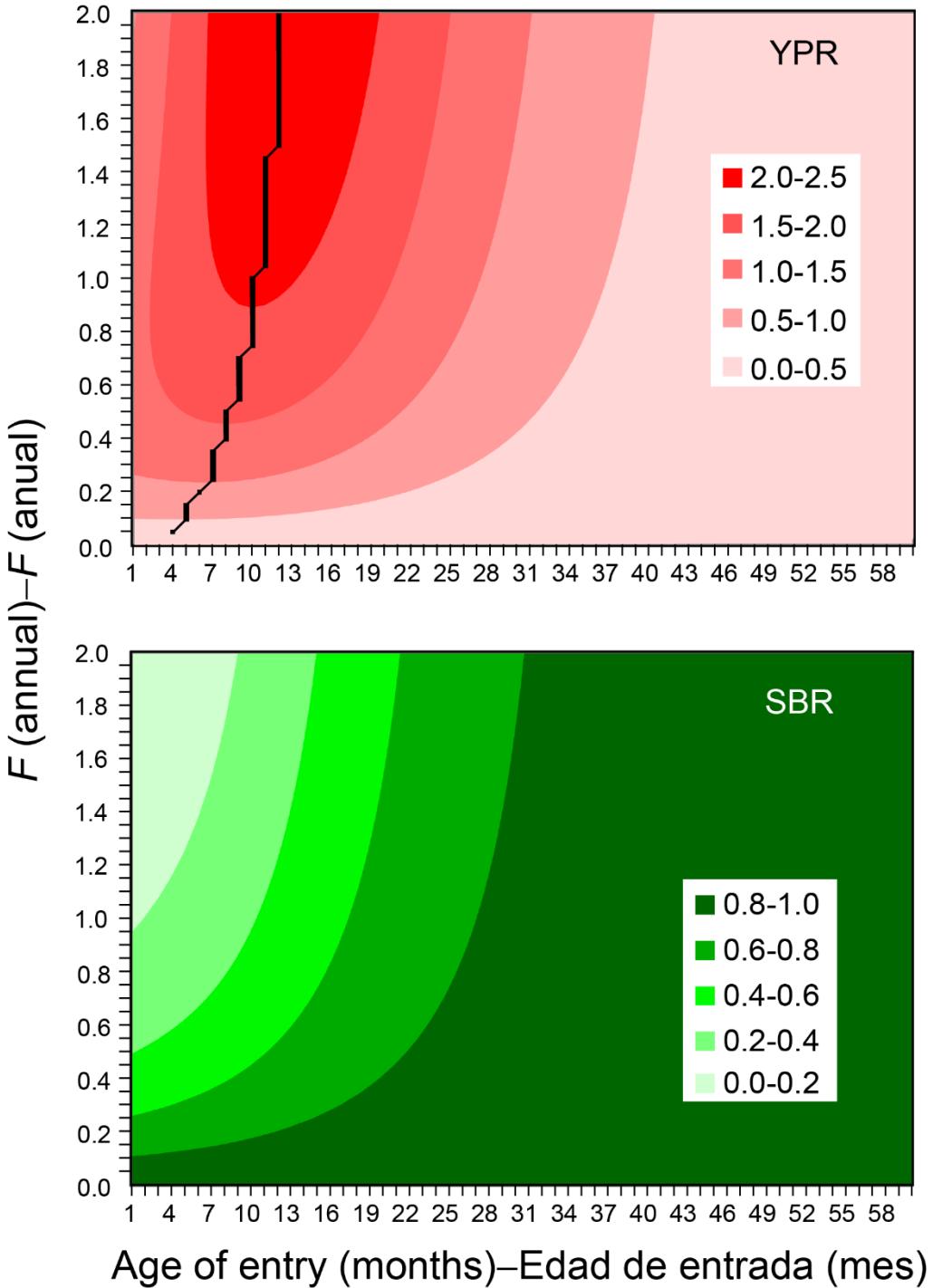
**FIGURE 3.** Annual fishing mortality ( $F$ ), for all dorado fisheries of the South EPO, estimated by the 2016 exploratory stock assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016).

**FIGURA 3.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) anual, de todas las pesquerías, de dorado reclutado a las pesquerías del OPO sur (Aires-da-Silva *et al.* 2016).



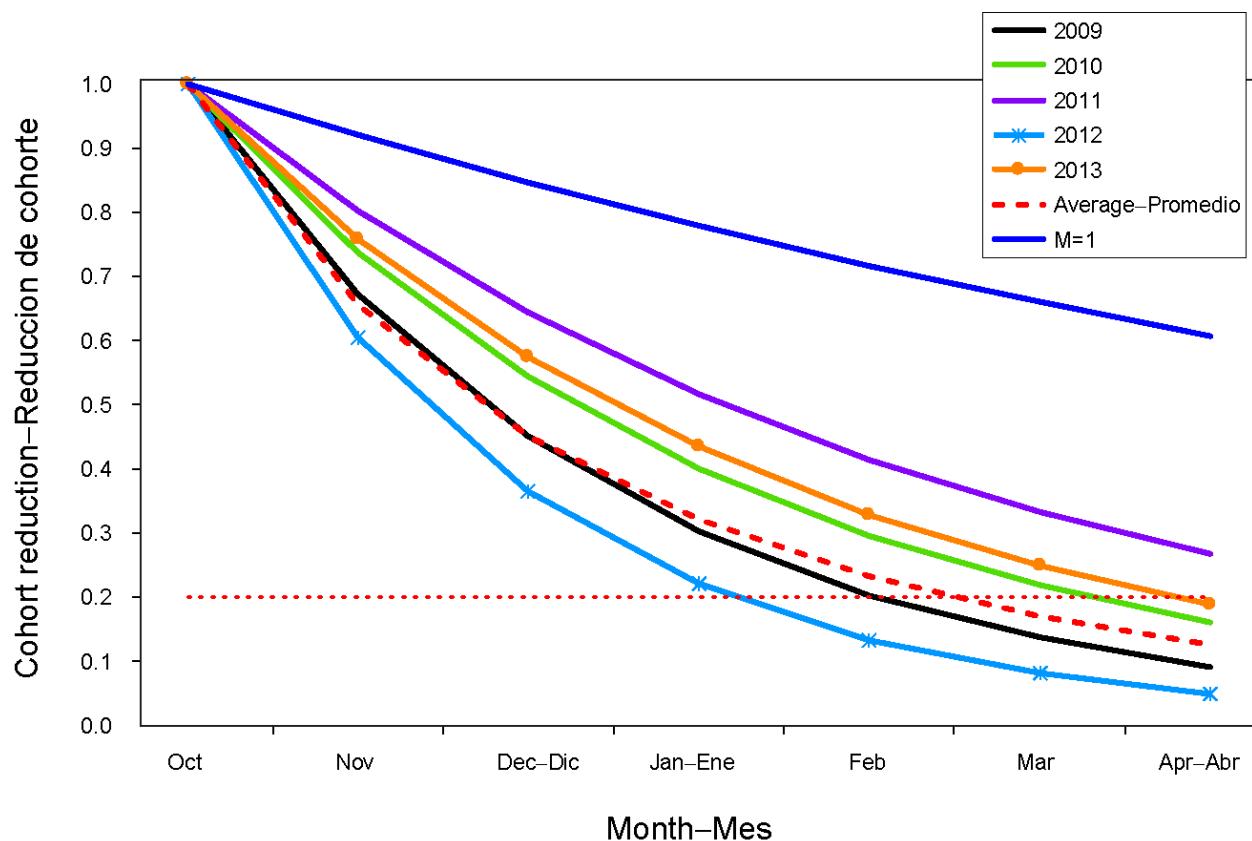
**FIGURE 4.** Equilibrium yield, in tons, and static spawning biomass ratio (sSBR) versus the  $F$  multiplier (vertical blue dashed line), which indicates how many times effort would have to be effectively increased from the current level (vertical green dashed line) to achieve MSY (so current apical fishing mortalities from all fisheries sum to one).

**FIGURA 4.** Rendimiento de equilibrio, en toneladas, y cociente de biomasa reproductora estático (sSBR) como funciones del multiplicador de  $F$  (línea de trazos vertical azul), que indica cuántas veces se ha de incrementar el esfuerzo del nivel actual (línea de trazos vertical verde) para lograr el RMS (para que las mortalidades por pesca apicales actuales de todas las pesquerías sumen uno).



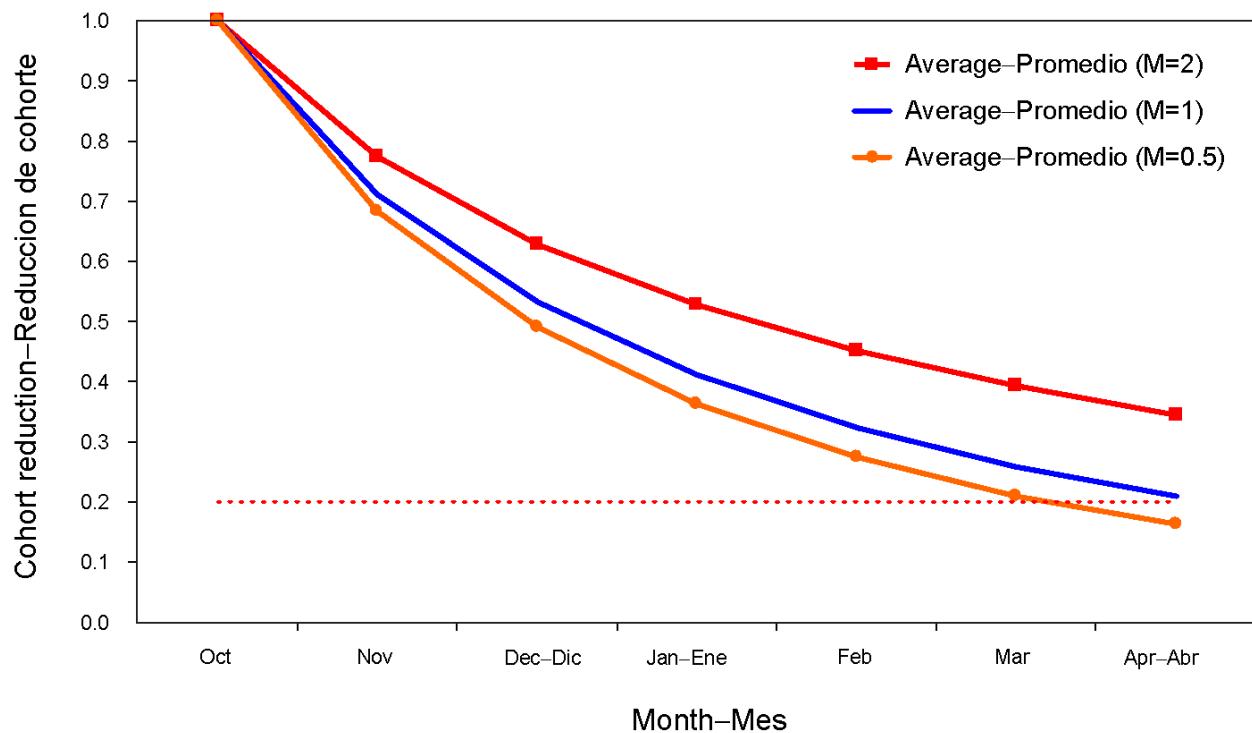
**FIGURE 5.** Yield per recruit (YPR, top panel) and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) as a function of age of entry to the fishery, in months, and annual fishing mortality ( $F$ ). The black line in the YPR plot is the age corresponding to the maximum YPR at each level of fishing mortality.

**FIGURA 5.** Rendimiento por recluta (YPR, panel superior) y razón de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) como función de la edad de entrada en la pesquería, en meses, y la mortalidad anual por pesca ( $F$ ). La línea negra en la figura de YPR es la edad correspondiente al YPR máximo a cada nivel mortalidad por pesca.



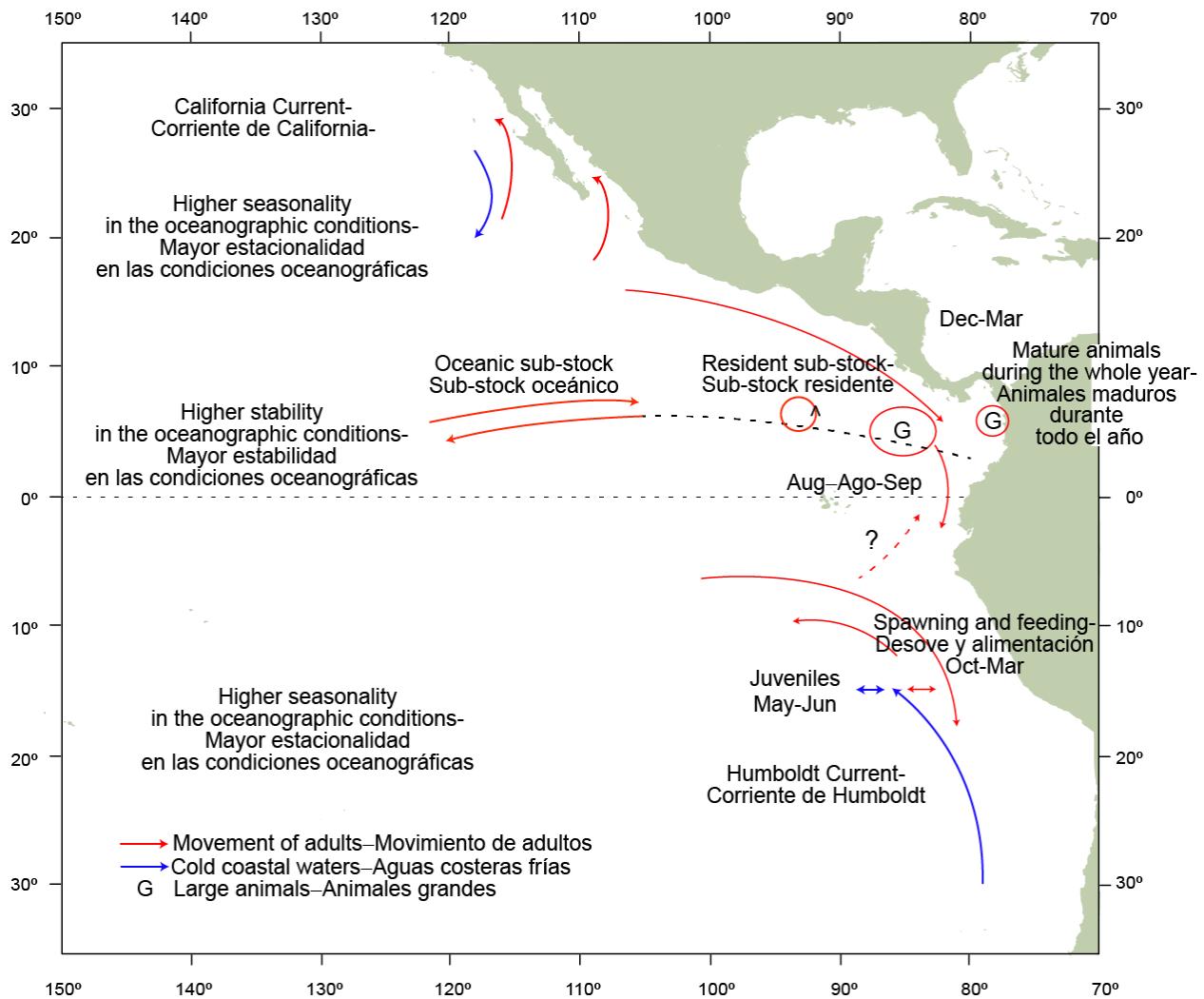
**FIGURE 6.** Cohort reduction based on dorado Ecuadorian longline monthly CPUE relative to CPUE values in the month of October for fishing years (July to June) 2009 to 2013. Avg: Average cohort reduction for years 2009 to 2013; M = 1: Expected cohort reduction in the absence of fishing corresponding to a value of natural mortality  $M = 1 \text{ year}^{-1}$ . The red dashed line corresponds to a cohort reduction of 0.2.

**FIGURA 6.** Reducción de cohorte basada en CPUE mensual de dorado en palangre de Ecuador relativa a valores de CPUE en el mes de Octubre para los años pesqueros (Julio a Junio) 2009 a 2013. Prom: Promedio de reducción de cohorte para los años 2009 a 2013; M = 1: Reducción de cohorte esperada sin pesca correspondiente a un valor de mortalidad natural  $M = 1 \text{ año}^{-1}$ . La línea de guiones roja corresponde a una reducción de cohorte de 0.2.



**FIGURE 7.** Average cohort reduction based on dorado Ecuadorian longline monthly CPUE relative to CPUE values in the month of October for fishing years (July to June) 2009 to 2013. Values are the ratio of the observed cohort reductions to those expected under no fishing and natural mortality values of 2, 1 or 0.5 year<sup>-1</sup>. The red dotted line corresponds to a cohort reduction of 0.2.

**FIGURA 7.** Promedio de reducción de cohorte basada en CPUE mensual de dorado en palangre de Ecuador relativa a valores de CPUE en el mes de Octubre para los años pesqueros (Julio a Junio) 2009 to 2013. Valores son la razón de la reducción de cohorte observada relativa a la esperada sin pesca y mortalidad natural de 2, 1 or 0.5 year<sup>-1</sup>. La línea de guiones roja corresponde a una reducción de cohorte de 0.2.



**FIGURE 8.** Conceptual model of the movements and spatial distribution of dorado (from Aires-da-Silva *et al.* 2016).

**FIGURA 8.** Modelo conceptual de los desplazamientos y la distribución espacial del dorado (de Aires-da-Silva *et al.* 2016).

# PUNTOS DE REFERENCIA Y REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN POTENCIALES PARA EL DORADO (*Coryphaena hippurus*) EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark. N. Maunder

## ÍNDICE

|  |    |
|--|----|
| Resumen .....  | 77 |
| 1. Introducción.....   | 77 |
| 2. Puntos de referencia: métricas y derivación .....         | 79 |
| 3. Puntos de referencia: referentes para la ordenación ..... | 82 |
| 4. Reglas de control de extracción.....                      | 85 |
| 5. Discusión .....   | 86 |
| 6. Conclusión .....  | 88 |
| Referencias.....   | 61 |

## RESUMEN

El dorado es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales y recreativas de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO), representando entre 47% y 70% de las capturas totales de esta especie a nivel mundial. El personal de la CIAT, a solicitud de los Estados Miembros costeros, facilitó investigaciones colaborativas regionales que resultaron en tres reuniones técnicas entre 2014 y 2016. Se realizó una evaluación exploratoria de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) y una evaluación de estrategias de ordenación (EEO) exploratoria para el OPO Sur (Valero *et al.*, 2016). Los datos disponibles para el dorado en el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. El personal de la CIAT ha desarrollado un enfoque de estimador de reducción mensual que podría ser utilizado como base para el asesoramiento de ordenación en estas situaciones de datos limitados si se dispone de datos de CPUE. En el presente informe se resumen los puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales que podrían considerarse para el dorado en el OPO.

## 1. INTRODUCCIÓN

El dorado (*Coryphaena hippurus*) está ampliamente distribuido en las aguas tropicales y subtropicales de los océanos del mundo. Es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales y recreativas de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO), desde Chile en el sur hasta México en el norte. Las capturas anuales recientes de dorado en el OPO son de alrededor 71 mil toneladas (t), lo que representa entre 47% y 70% de las capturas totales de esta especie a nivel mundial. El alto valor de las exportaciones de dorado también ha resultado en un interés creciente en la certificación y ecoetiquetado del producto para ciertas pesquerías. Esto, sumado a la demanda existente de una evaluación de la población de dorado, ya que la mayoría de las certificaciones pesqueras exigen evaluaciones exhaustivas de las poblaciones y un sistema de ordenación en vigor, incluyendo puntos de referencia (objetivo y límite) y reglas de control de extracción<sup>7</sup>. El personal de la CIAT, a solicitud de los

<sup>7</sup> Nota: el proceso de evaluación para la certificación por el Marine Stewardship Council de la pesquería palangrera de dorado en Ecuador anunció en febrero de 2019 que, ya que no se dispone de puntos de referencia para evaluar la condición de la población objetivo, se seguirá un marco de evaluación de riesgos (RBF, por sus siglas en inglés) (MSC, 2019).

Estados Miembros costeros, facilitó investigaciones colaborativas regionales que resultaron en tres reuniones técnicas en 2014 (CIAT, 2015), 2015 (CIAT, 2016) y 2016. Se consideró que los datos disponibles para el OPO Sur eran suficientes para realizar una evaluación exploratoria del “núcleo” de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), así como una evaluación exploratoria de estrategias de ordenación (EEO) para el OPO Sur (Valero *et al.*, 2016). Los datos disponibles para el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. El personal también desarrolló un enfoque de estimador de reducción mensual (Maunder *et al.*, 2016) que podría ser utilizado como base para el asesoramiento de ordenación en estas situaciones de datos limitados, si se dispone de datos de CPUE. Aunque este informe se enfoca en los puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado, éstos no pueden ser considerados por sí mismos sin entender otros elementos del sistema de ordenación, tales como evaluaciones de poblaciones y estrategias de extracción que están en vigor o alternativas que pueden considerarse. En las siguientes secciones se presenta un breve resumen de la evaluación exploratoria de la población, la EEO exploratoria y el trabajo de reducción mensual como contexto para la discusión de posibles puntos de referencia y reglas de control de extracción para el dorado en el OPO.

### **1.1. Evaluación exploratoria de la población de dorado en el OPO Sur**

Se realizó una evaluación exploratoria de la población de dorado en el OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), considerada la “región núcleo” de la población de dorado en el OPO. En esta región, el dorado es principalmente objetivo de pesquerías palangreras artesanales en Perú y Ecuador, pero la especie también es capturada incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco. La evaluación fue implementada en *Stock Synthesis* (SS) con intervalos mensuales de tiempo para los años 2007-2014, ajustando a datos de composición por talla de sexos combinados de Perú y datos de captura incidental cerquera y composición por talla por sexo individual y de CPUE de Ecuador. El intervalo mensual de tiempo permitió que la reducción causada por capturas (de Perú y Ecuador, y la captura incidental cerquera) y medida por la CPUE informara las estimaciones de abundancia absoluta. Este trabajo sintetizó los conocimientos de la dinámica poblacional del dorado y su historial de explotación en el OPO Sur, sin sacar conclusiones sobre la condición de la población pues no se han definido puntos de referencia, objetivo o límite, para el dorado en el OPO. No obstante, algunas cantidades de ordenación se presentaron y discutieron para consideración. Los resultados mostraron que las capturas recientes estuvieron cerca de las estimaciones de rendimiento máximo sostenible (RMS<sup>8</sup>) de la evaluación de la población, y que la curva de rendimiento por recluta (RPR) era muy plana, con la mortalidad por pesca necesaria para lograr el RMS definida inadecuadamente.

### **1.2. EEO exploratoria del dorado en el OPO Sur**

Se utilizó una versión simplificada del modelo SS usado para la evaluación exploratoria (Aires-da-Silva *et al.* 2016) como modelo operativo para la EEO (Valero *et al.* 2016). El trabajo exploratorio se centró en probar la estrategia de ordenación actual, que se basa en vedas estacionales, y alternativas que incluyen diferentes vedas y aperturas mensuales, límites de talla de los peces en la captura, y tasas de mortalidad por descarte. La dinámica de la población y de la pesquería se proyectaron para 2015-2019 bajo estrategias de extracción y tasas de mortalidad por descarte alternativas. Las estrategias de extracción alternativas también se evaluaron retrospectivamente para 2007-2014. Se realizaron análisis de RPR para describir el RPR esperado y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR<sup>9</sup>) en

<sup>8</sup> Definido como la captura o rendimiento promedio máximo a largo plazo que se puede extraer de una población o un complejo de poblaciones con mortalidad por pesca constante bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalentes con el reclutamiento mantenido en niveles promedio

<sup>9</sup> La razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca ( $S_{actual}/S_0$ )

función de la edad de ingreso a la pesquería y la mortalidad por pesca ( $F$ ) anual. Hubo soluciones de compromiso (*tradeoffs* en inglés) entre el SBR y el rendimiento para estrategias basadas en aperturas y vedas estacionales alternativas y límites de talla mínima con diferentes supuestos respecto a las tasas de mortalidad por descarte de peces de talla inferior a la mínima. Los efectos generales de las vedas y aperturas estacionales alternativas sobre el SBR y el rendimiento total son similares. Sin embargo, las aperturas estacionales tardías aumentan el SBR sin una reducción notable del rendimiento esperado, mientras que las vedas tempranas aumentan el SBR, pero a expensas de captura reducida. Los análisis de RPR mostraron que la edad de ingreso que producirá el RPR máximo es alrededor de 10 meses, con base en la  $F$  anual estimada por la evaluación. Eso significaría que una apertura alrededor de octubre-noviembre sería consistente con las consideraciones de RPR. La edad de ingreso consistente con el RPR máximo sería más alta con una  $F$  más alta que la estimada por la evaluación exploratoria. Se espera que el SBR aumente con límites de talla mínima, mientras que se espera que el rendimiento aumente con una mortalidad por descarte nula o moderada y disminuya con una mayor mortalidad por descarte. Suponiendo una mortalidad por descarte moderada, se espera que un aumento de los límites de talla mínima resulte en un aumento del SBR, pero a expensas de un rendimiento reducido.

### **1.3. Estimador de reducción mensual**

Los datos disponibles para el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. Maunder *et al.* (2016) desarrollaron un estimador de reducción que usa captura y CPUE mensuales para estimar la abundancia absoluta y la reducción. Este enfoque consiste en modelos simples de complejidad progresiva, desde una simple regresión log-lineal de la CPUE mensual dentro del año, similar a un análisis de curva de captura, hasta un estimador de reducción mensual que tiene varias modificaciones similares a las utilizadas en el modelo integrado completo de SS.

## **2. PUNTOS DE REFERENCIA: MÉTRICAS Y DERIVACIÓN**

Existe una gran variedad de puntos de referencia, que pueden dividirse en varias categorías en función de su métrica (por ejemplo, biomasa, mortalidad por pesca, empírica), derivación (por ejemplo, estimados por modelos, sustitutos) y otros factores. Valero *et al.* (2017) revisaron puntos de referencia y reglas de control de extracción para recursos marinos y su aplicabilidad a atunes y peces picudos; en la presente se resumen aquéllos que consideramos relevantes para el dorado en el OPO.

### **2.1. Puntos de referencia de biomasa**

Los puntos de referencia de biomasa pueden utilizarse como referencia para evaluar si una población se encuentra sobre pescada. Aunque se pueden estimar diferentes cantidades de biomasa para una población (por ejemplo, total, madura, vulnerable, reproductora incluyendo ambos sexos, biomasa reproductora femenina), típicamente la biomasa reproductora femenina o total es la métrica que se usa para los puntos de referencia. La justificación es que la biomasa reproductora está más directamente relacionada con el reclutamiento, y los puntos de referencia límite se definen a menudo en términos de reclutamiento reducido. Dado que las acciones de ordenación no controlan directamente la biomasa, la biomasa de la población con respecto a los puntos de referencia de biomasa se suele utilizar para poner en marcha acciones de ordenación que afectan los límites de captura, el esfuerzo pesquero o la  $F$  (Sainsbury, 2008). Existen varios puntos de referencia de biomasa ([Tabla 1](#)), y su uso ha variado alrededor del mundo. Para dos poblaciones de atunes tropicales (patudo y aleta amarilla), el personal de la CIAT evalúa la condición de la población con base en cálculos basados en biomasa reproductora y RMS estimados por modelos integrados de evaluaciones anuales (evaluaciones de referencia cada tres años aproximadamente, evaluaciones actualizadas en los años intermedios). La evaluación exploratoria de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimó la biomasa y las cantidades relacionadas con el RMS. El SBR puede considerarse como una cantidad estática (*sSBR*), ya que está relacionado con el estatus

de equilibrio de la población en ausencia de pesca, o como cantidad dinámica ( $dSBR$ ), calculada como la razón de la biomasa reproductora al inicio de la temporada de desove con pesca a la biomasa en ausencia de pesca (Wang *et al.* 2009).

En el modelo de caso base de la evaluación exploratoria del dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), el  $sSBR$  se calculó como la razón de la biomasa reproductora en un año dado a aquélla de la población en ausencia de pesca, ambas medidas al principio de la temporada de desove (noviembre). Las estimaciones de  $sSBR$  fueron bastante estables durante el periodo de evaluación, con un promedio de aproximadamente 0.20 ([Figura 1](#)), lo que coincide con la estimación del modelo de caso base del  $sSBR$  correspondiente al RMS ( $sSBR_{RMS}$ ; [Tabla 3](#)). El uso del método dinámico ( $dSBR$ ) produjo estimaciones más altas que el  $sSBR$  ([Figura 2](#)). La estimación de caso base del modelo exploratorio de 2016 del RMS de dorado en el OPO Sur fue 89,211 toneladas (t), que está por encima de la captura total anual máxima registrada de unas 76,000 t (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Sin embargo, debido a que la curva de rendimiento es plana, la  $F$  necesaria para alcanzar el RMS se estimó en tres veces la  $F$  actual (ver siguiente sección). Las estimaciones de RMS y SBR son sensibles a los supuestos del modelo sobre mortalidad natural ( $M$ ), capturabilidad y selectividad ([Tabla 3](#)).

## 2.2. Puntos de referencia basados en $F$

A pesar de que los procesos biológicos pertinentes a la productividad y sostenibilidad de las poblaciones están más relacionados con la biomasa de la población (y su relación con la abundancia y la densidad), la  $F$  (y su relación con los límites de captura o esfuerzo de pesca) está más directamente bajo el control de la ordenación que la biomasa. La biomasa también puede fluctuar en parte debido a factores externos al control de ordenación, tales como influencias ambientales sobre procesos como el reclutamiento, la mortalidad natural y el crecimiento. Existe una variedad de puntos de referencia alternativos a  $F$  ([Tabla 2](#)) y su uso ha variado alrededor del mundo. Por ejemplo, los Estándares Nacionales de Estados Unidos requieren que la  $F$  de cada población de peces no exceda  $F_{RMS}$ , que es un punto de referencia límite; en contraste, la CIAT estableció  $F_{RMS}$  como punto de referencia objetivo para los atunes tropicales.

La curva de rendimiento resultante del análisis de RPR para el dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) es muy plana, y la  $F$  que maximiza el RPR ( $F_{MAX}$ ) es tres veces mayor que la  $F$  actual (multiplicador de  $F \approx 3$ ) ([Figura 4](#)). No se recomienda una estrategia de pesca que busque maximizar el RPR, ya que aumentar la  $F$  por un factor de tres resultaría en pequeñas ganancias en el rendimiento. Se puede utilizar una gama de sustitutos y alternativas si no se pueden estimar  $F_{MAX}$ ,  $F_{RMS}$  o RMS de forma fiable. Por ejemplo, el [CIEM](#) establece puntos de referencia límite para la  $F$  seleccionando un punto de referencia límite precautorio ( $F_{pa}$ ) que se espera que resulte en una probabilidad muy baja de exceder el límite de  $F$  previsto ( $F_{lim}$ ) al tener en cuenta la incertidumbre de la estimación (CIEM, 2003). Existen otras posibilidades, como  $F_{0.1}$  (la  $F$  correspondiente a 1/10 de la pendiente de la curva de RPR en el origen) y  $F = x\%M$  ( $F$  establecida en x% de  $M$ ), dependiendo de los datos y análisis disponibles ([Tabla 2](#)). La evaluación exploratoria del dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimó una  $F$  anual de entre 0.53 y 0.85 durante 2007-2014, con una  $M$  anual supuesta de 1. Niveles alternativos de  $F$  afectarían el momento y duración de la temporada de pesca ([Figura 5](#)), un componente de la ordenación pesquera actual del dorado en el OPO.

## 2.3. Puntos de referencia empíricos

Aunque los puntos de referencia basados en biomasa y en  $F$  pueden relacionarse con procesos poblacionales y pesqueros mediante justificaciones formales, no se miden directamente, sino que se estiman usando modelos. Los modelos de evaluación de poblaciones pueden estar mal especificados y/o sesgados (Maunder y Piner, 2015), con impactos potenciales sobre la fiabilidad de los puntos de referencia estimados (Hilborn 2002). Los puntos de referencia empíricos se centran en las cantidades que pueden medirse más o menos directamente, como la captura, la captura, el esfuerzo de pesca, tasas de captura, la duración de la temporada de pesca, la talla de los peces en la captura (por ejemplo, la talla promedio

de los peces o un valor percentil), la distribución espacial de la población o el uso del hábitat (por ejemplo, zonas de desove), y la proporción de sexos (Sainsbury 2008, Clarke y Hoyle 2014). El atractivo de los puntos de referencia empíricos no es sólo que se derivan de observaciones/estimaciones más directas que los basados en  $F$  o biomasa, sino que también se comprenden y comunican fácilmente y son, en teoría, al menos lógicamente, más fáciles de implementar. Sin embargo, una dificultad con el uso de puntos de referencia empíricos es la justificación de su construcción. Intuitivamente, los puntos de referencia límite basados en cuantiles históricos (por ejemplo, la CPUE inferior, o el percentil de 5% de los niveles de la CPUE) podrían ser razonables si la población se recuperara de esos niveles. Sin embargo, la CPUE histórica más baja o la  $F$  más alta pueden haber ocurrido en sólo unos pocos años, o en condiciones ambientales particulares que permitieron la recuperación, y pueden ser inapropiadas en otros años. Los objetivos podrían basarse en la CPUE estimada de la pesquería cuando estaba sana, o en factores sociales, económicos u otros: por ejemplo, un punto de referencia límite podría basarse en CPUE que no son rentables, o un punto de referencia objetivo en CPUE que maximizan las ganancias.

La única evaluación existente de la población de dorado en el OPO es el estudio exploratorio de Aires-da-Silva *et al.* (2016), y es sólo para el OPO Sur; por lo tanto, los puntos de referencia empíricos son de interés. Las dos secciones siguientes se centran en dos posibilidades basadas en los datos disponibles para la mayoría de las pesquerías de dorado: CPUE de palangre y talla de los peces.

### 2.3.1. CPUE

La tasa de captura es un indicador básico en la ordenación pesquera, usado normalmente como índice de abundancia de poblaciones dentro de un modelo de evaluación de poblaciones. Sin embargo, se ha usado como base para puntos de referencia empíricos: puntos de referencia se han basado en tasas de captura comercial para la langosta espinosa de Nueva Zelanda (Starr *et al.*, 1997) y la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) australiana (Tuck *et al.* 2001), mientras que las tasas de captura de estudios en lugares fijos durante un periodo histórico considerado sostenible han sido la base de los puntos de referencia del abulón (Worthington *et al.* 2002). Punt *et al.* (2001) evaluaron puntos de referencia empíricos alternativos para el pez espada australiano, incluyendo tasas de captura, y descubrieron que no funcionan bien, ya sea porque son demasiado sensibles o porque no son lo suficientemente sensibles a los cambios en los niveles de poblaciones. Una regla de decisión alternativa para la misma población de pez espada (Davies *et al.* 2007) demostró ser robusta para incorporar un enfoque jerárquico de decisión para identificar acciones de ordenación dados los procesos detrás del cambio en los indicadores empíricos (es decir, crecimiento, reclutamiento o dinámica de la pesca). También en Australia, se utilizaron umbrales de tasas de captura para poner en marcha acciones de ordenación para poblaciones de valor bajo o con pocos datos (Dowling *et al.* 2008). El personal de la CIAT propuso usar tasas de captura estandarizadas para los lances cerqueros sobre objetos flotantes para evaluar y gestionar tiburones sedosos (Aires-da-Silva *et al.* 2014), y otros indicadores de condición de población para los atunes barrilete (Maunder, 2017), patudo (Maunder *et al.* 2018) y aleta amarilla (Minte-Vera *et al.* 2019), algunos de los cuales podrían orientar el desarrollo de puntos de referencia empíricos alternativos.

Se dispone de datos mensuales de CPUE de las pesquerías palangreras de dorado en el OPO, o se podrían recolectar con relativa facilidad, para usarlos como base para los puntos de referencia. La pesquería palangrera artesanal en Ecuador explota principalmente una sola cohorte de entre 10 y 16 meses de edad de octubre a abril (Aires-da-Silva *et al.* 2016); por lo tanto, la CPUE palangrera mensual representa la abundancia relativa, en números, de la cohorte en ese mes. Esto es similar al análisis de la curva de captura, pero usa CPUE en lugar de proporción por edad en la captura para medir la abundancia relativa de una cohorte a medida que envejece durante el año. Maunder *et al.* (2016) usaron datos mensuales de CPUE palangrera de Ecuador para ilustrar el uso de un estimador de reducción mensual. Durante los años de pesca (julio a junio) 2009-2013, la CPUE mensual disminuyó de valores máximos en octubre a valores

mínimos en abril<sup>10</sup> ([Figura 6](#)), cuando eran en promedio 0.126 de su valor de octubre (Tabla 4), oscilando entre 0.048 en 2009 y 0.267 en 2011 ([Tabla 4](#)). Sin embargo, se esperaría que la CPUE disminuyera sustancialmente incluso en ausencia de pesca, dada la alta  $M$  del dorado: por ejemplo, la CPUE en abril sería 0.6 de su valor en octubre si  $M = 1 \text{ año}^{-1}$  (la  $M$  supuesta en la evaluación de caso base de dorado de 2015, Aires-da-Silva *et al.*, 2016) y sin pesca ([Figura 6](#)). Recalcular la reducción como razón de la reducción esperada en ausencia de pesca durante 2009-2013 dio como resultado una reducción a 0.208 con  $M = 1 \text{ año}^{-1}$ , 0.343 con  $M = 2 \text{ año}^{-1}$  y 0.162 con  $M = 0.5 \text{ año}^{-1}$  ([Figura 7](#); [Tabla 5](#)).

### 2.3.2. Talla de los peces

Punt *et al.* (2001) evaluaron puntos de referencia empíricos alternativos para el pez espada australiano, incluyendo tasas de captura, percentiles de distribución por talla de los peces en la captura, y percentiles de la distribución por peso de los peces en la captura. El personal ha usado el peso crítico<sup>11</sup> en sus Informes de Evaluación de Poblaciones; se compara con el peso promedio en la captura total y el peso promedio en cada pesquería, predicha por el modelo de evaluación de poblaciones (Maunder, 2003). Indicadores de población basados en la talla de los peces en la captura con respecto a la talla de madurez, talla óptima para rendimiento máximo, y conservación de individuos grandes (Cope y Punt, 2009), se han utilizado para el atún barrilete del Atlántico (CICAA, 2014).

Los datos de composición por talla de Ecuador muestran la clara predominancia y progresión de una sola cohorte de dorado a lo largo de los meses de cada año de pesca (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Los dorados más pequeños (40-60 cm TF) comienzan a ser reclutados a la pesquería en junio-julio, y esta nueva cohorte es entonces el objetivo de la pesquería hasta el fin de la temporada de pesca alrededor del marzo-abril. La talla promedio de los peces en la captura aumenta paulatinamente a medida que avanza la temporada y la pesquería se dirige a una cohorte individual que está creciendo en tamaño (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Ocurre una reducción brusca del tamaño promedio de los peces en la captura hacia el fin de la temporada de pesca, a medida que los reclutas de la cohorte siguiente ingresan a la pesquería. Desde 2011 en Ecuador y 2014 en Perú, la pesquería se mantiene cerrada desde abril hasta finales de octubre. El corto ciclo de vida del dorado, y la naturaleza anual de su dinámica poblacional, complican el uso de la talla promedio de los peces en la captura como punto de referencia potencial.

## 3. PUNTOS DE REFERENCIA: REFERENTES PARA LA ORDENACIÓN

Los puntos de referencia, independientemente de su tipo y método de cálculo, son referentes usados para determinar la condición de poblaciones de peces con respecto a condiciones deseables e indeseables, definidas por puntos de referencia objetivo y límite, respectivamente. Varios otros puntos de referencia, tales como puntos de umbral/activación (condiciones intermedias que pueden requerir acciones adicionales de ordenación) y objetivos de recuperación (para poblaciones reducidas), están disponibles para la ordenación (por ejemplo, Valero *et al.*, 2017), pero actualmente no son relevantes para el dorado.

### 3.1. Puntos de referencia objetivo (PRO)

Los puntos de referencia objetivo (PRO) reflejan los objetivos económicos, sociales o políticos de la pesquería; por lo tanto, los gerentes y otros interesados normalmente juegan un papel en la identificación de PRO candidatos relacionados con los objetivos de ordenación. Generalmente, los objetivos de ordenación de las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) atuneras se basan en la

<sup>10</sup> No se incluyeron en el presente análisis los otros meses, cuando la pesquería no está dirigida plenamente al dorado

<sup>11</sup> El peso correspondiente a la edad crítica (la edad a la cual las ganancias por crecimiento compensan las pérdidas por mortalidad natural, y el rendimiento de la pesquería es por lo tanto máximo)

"utilización óptima" o en la "conservación a largo plazo y el uso sostenible" (Anónimo, 2015), por lo que los PRO se sitúan generalmente en torno a niveles de  $F$  que logran rendimientos altos o tasas de captura altas, al tiempo que evitan los puntos de referencia límite (PRL). En un taller patrocinado por la *International Seafood Sustainability Foundation* (ISSF) en 2013, hubo un debate considerable sobre si  $F_{RMS}$  debería ser considerada como un punto de referencia objetivo o límite (Anónimo, 2013). El consenso fue que, si hay poco o ningún análisis cuantitativo de la incertidumbre,  $F_{RMS}$  debería usarse como PRL, aunque tanto éste como  $B_{RMS}$ <sup>12</sup> se usan como PRO o PRL en algunos casos (por ejemplo, atunes tropicales en la CIAT, IOTC). Si la incertidumbre está bien cuantificada, el uso de  $F_{RMS}$  como PRO tiene potencial, con consideraciones apropiadas del riesgo; sin embargo, si hay poco o ningún análisis cuantitativo de la incertidumbre de su incorporación en las RCE, o cuando  $F_{RMS}$  se determina suponiendo conocimiento perfecto, se ha recomendado utilizar  $F_{RMS}$  como un PRL (Anónimo, 2015). Siguiendo este razonamiento, se debe considerar un colchón precautorio entre  $F_{RMS}$  y  $F$  objetivo. Por otra parte, en la mayoría de las situaciones, se espera que el uso de  $F_{RMS}$  como un PRL sea muy cauteloso, ya que  $F_{RMS}$  no suele estar asociado con estar más allá de los límites biológicamente seguros. Dados los supuestos de variabilidad y pendiente del reclutamiento, se podría esperar un rango potencialmente amplio de niveles de biomasa en  $F_{RMS}$ , por lo que si  $F_{RMS}$  debería ser considerada un PRL o un PRO probablemente decidirse individualmente para cada caso (Anónimo, 2015).

Actualmente, no se han establecido puntos de referencia objetivo para el dorado en el OPO. El nivel de especificidad en los objetivos de ordenación para las pesquerías de dorado varía enormemente a lo largo de la región. Ecuador (SRP-MAGAP, 2013) y Perú (PRODUCE, 2016) tienen planes de ordenación en marcha, con el objetivo general de "garantizar la conservación y uso sostenible" del dorado en sus aguas jurisdiccionales. A pesar de que ninguno de los planes menciona explícitamente el RMS, y aunque hasta ahora la ordenación se ha basado en acciones a nivel nacional, la ordenación de otras especies en el OPO, como los atunes tropicales, ha usado PRO basados en  $B_{RMS}$  y  $F_{RMS}$  (IATTC, 2016b). La evaluación exploratoria de 2015 (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimó que las capturas anuales de dorado en el OPO Sur, con un máximo registrado de unas 76,000 t, habían estado por debajo del RMS estimado de 89,211 t, mientras que los SBR (tanto estáticos como dinámicos) se mantuvieron bastante estables a lo largo del periodo de evaluación, promediando entre 0.20 y 0.25 ([Figura 1](#) y [Figura 2](#)), que es cercano a las estimaciones de  $SBR_{RMS}$  del modelo de caso base ([Tabla 3](#)). Si se consideraran PRO basados en el RMS para el dorado en el OPO, existe el problema de cómo determinar tanto los PRO como las estimaciones correspondientes (ya sea  $F$  o biomasa) para compararse con el PRO para determinar la condición. A diferencia de los atunes tropicales, con sus evaluaciones de referencia cada tres años (para patudo y aleta amarilla; el barrilete depende del patudo) y evaluaciones actualizadas en el intermedio, sólo ha habido una evaluación exploratoria inicial para el dorado, y únicamente para el OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), y no se ha repetido ni actualizado desde entonces. Cada año, las pesquerías de dorado se centran principalmente en una cohorte que atraviesa la población y las pesquerías, dejando casi nada de esa cohorte para el año siguiente. Aires-da-Silva *et al.* (2016) usaron datos de hasta finales de 2014, lo que significa que cuando se presentó el estudio en la reunión SAC-07 en mayo de 2016, muy pocos, si es que alguno, de los peces de la cohorte de 2014 seguían con vida. En vista de la rápida dinámica y variabilidad de la población de dorado (casi una especie anual), sus pesquerías (las pesquerías de países adyacentes pueden tener descargas diametralmente opuestas en el mismo año) y su ambiente ecológico (CPUE influenciada por condiciones oceanográficas (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes, 2018), análisis adicionales y actualizados son esenciales.

Si se basaran los PRO en consideraciones de RPR, sería más apropiado usar  $F_{0.1}$  (la mortalidad por pesca correspondiente al 1/10 de la pendiente de la curva de RPR en el origen) que  $F_{RMS}$ , dada la planitud de la

---

<sup>12</sup> La biomasa ( $B$ ) de una población capaz de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS)

curva de producción ([Figura 4](#)). Otras alternativas, tales como  $F = x\%M$  ( $F$  establecida en  $x\%$  de  $M$ ), son posibles, así como otras basadas en datos y análisis disponibles en diferentes países o regiones ([Tabla 2](#)).

Los PRO también podrían basarse en consideraciones empíricas, como el nivel de la reducción de la CPUE con respecto a la CPUE en una fecha fija al principio de la temporada, ya sea reducción total ([Figura 6](#), [Tabla 4](#)) o reducción con respecto a la esperada en ausencia de pesca ([Figura 7](#), [Tabla 5](#)).

### 3.2. Puntos de referencia límite (PRL)

Los puntos de referencia límite tienen por objeto reflejar los límites biológicos de la explotación sostenible. Por lo tanto, corresponde a los científicos identificar y proporcionar asesoramiento objetivo sobre los PRL candidatos, teniendo en cuenta procesos indeseables como reclutamiento reducido y descompensación (impactos negativos desproporcionadamente grandes sobre poblaciones de baja abundancia). Sin embargo, en algunos casos el PRL también podría establecerse con base en factores socioeconómicos como tasas de captura que no son rentables. Idealmente, las poblaciones deberían gestionarse de manera que haya una probabilidad muy baja (pero no nula) de que se alcance el PRL (Clarke y Hoyle, 2014); sin embargo, la probabilidad no debería ser demasiado baja, ya que las probabilidades estimadas en el extremo de la distribución son notoriamente inciertas. Los riesgos y las acciones de ordenación asociados con acercarse a, o alcanzar, un PRL deben ser reconocidos, discutidos y acordados, incluso si no se ha alcanzado un PRL.

Myers *et al.* (1994) evaluaron PRL alternativos de biomasa reproductora para 71 poblaciones, y definieron la sobrepesca de reclutamiento como un reclutamiento seriamente reducido. Aunque advirtieron que ningún método funcionó bien en todas las circunstancias, por lo que la generalización fue difícil, recomendaron un PRL de biomasa de  $50\%R_{max}$  (biomasa asociada a 50% del reclutamiento promedio máximo predicho). Esto corresponde a menudo a niveles límite muy bajos de biomasa reproductora, desde 10% a menos de  $5\%B_0$ , para una amplia gama de ciclos vitales (Myers *et al.* 1994); para el patudo y aleta amarilla en el OPO corresponde a  $7.7\%B_0$  (suponiendo una pendiente de la población-reclutamiento ( $h$ ) de 0.75; Maunder y Deriso, 2014). Sainsbury (2008) argumentó que, aunque la biomasa reproductora correspondiente a  $50\%R_{max}$  es comprensiblemente un límite que debe evitarse (por ejemplo, la definición de la FAO de una población sobreexpuesta de reclutamiento que muestra un reclutamiento promedio significativamente reducido), establecería el PRL a un nivel en el que el impacto de la población ya ha ocurrido. Otros organismos de ordenación (por ejemplo, CIEM 2003) han adoptado un enfoque más conservador, definiendo un PRL de biomasa reproductora de forma que no se reduzca el reclutamiento promedio, en lugar de reducirlo en 50% como en el  $50\%R_{max}$  (Sainsbury, 2008). El origen del  $20\%B_0$  como PRL comúnmente utilizado para definir poblaciones sobreexpuestas se remonta a la década de 1980 (Beddington y Cooke, 1983). La razón era evitar que las poblaciones llegaran a niveles lo suficientemente bajos como para causar daños graves, quizás irreversibles, a los procesos biológicos que pondrían en peligro la sostenibilidad a largo plazo de la población. Myers *et al.* (1994) analizaron el  $20\%B_0$  como un PRL y encontraron que era un límite razonable para la sobrepesca de reclutamiento bajo las definiciones usadas por el CIEM (2000) y Cooke (1984), dado que corresponde a una pequeña reducción en el reclutamiento. Myers *et al.* (1994) utilizaron principalmente poblaciones productivas para su trabajo; trabajos posteriores (Mace *et al.*, 2002) encontraron que un límite más apropiado para poblaciones menos productivas es  $30\%B_0$ . El estudio de Preece *et al.* (2011) fue la base para la implementación de la WCPFC de PRL de  $20\%B_0$  límite, que se refiere tanto a Beddington y Cooke (1993) como a Myers *et al.* (1994). En Nueva Zelanda, el uso de  $20\%B_0$  como un PRL afecta la definición de  $B_{RMS}$ , requiriendo que las poblaciones no caigan por debajo de  $20\%B_0$  más de 10% del tiempo bajo una estrategia de extracción de RMS (Sullivan *et al.*, 2005). Esto resulta en un PRO de biomasa mayor que el calculado a partir de las curvas de rendimiento solamente.

La principal preocupación de que una población esté por debajo de  $20\%B_0$  es la reducción del

reclutamiento. Excepto en el caso de las poblaciones con los valores de pendiente más bajos, en ese nivel no se espera una pérdida significativa de rendimiento; de hecho, el rendimiento en  $20\%B_0$  es muy cercano al RMS para la mayoría de las poblaciones. Por ejemplo, Thorson *et al.* (2012) encontraron que  $B_{RMS}$  osciló entre 26-46% $B_0$  para un rango de 147 poblaciones, con valores  $SB_{RMS}/SB_0$  más bajos para Clupeiformes y Perciformes y más altos para Gadiformes y Scorpaeniformes. Para las poblaciones de atunes evaluadas por el personal de la CIAT,  $SB_{RMS}/SB_0$  es de 0.21 para el patudo y 0.27 para el aleta amarilla (Valero *et al.*, 2017); para el dorado, la evaluación de 2015 (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimó  $SB_{RMS}/SB_0 = 0.20$  ([Tabla 3](#)).

Otras posibles preocupaciones sobre la reducción del tamaño de las poblaciones son la descompensación, la disminución del reclutamiento, los cambios en la distribución o los cambios ecológicos. Algunos de los efectos potenciales más graves pueden ser descompensantes si las poblaciones se reducen a abundancias lo suficientemente bajas como para que la supervivencia y/o el reclutamiento se vean afectados de una manera que no sea proporcional a la reducción de la abundancia o la densidad, por ejemplo, interfiriendo con las posibilidades de encontrar pareja (efecto Allee; ver Liermann y Hilborn, 2001), aumento de la depredación sobre las crías al mismo nivel de presión de depredación (Liermann y Hilborn, 2001), o invasión de nichos por otras especies (Utne-Palm *et al.*, 2010). Varios estudios han explorado la evidencia de mecanismos descompensantes en el reclutamiento en una amplia gama de poblaciones (ver análisis de Valero *et al.*, 2017). En resumen, las poblaciones que han sido llevadas a una baja abundancia casi siempre se recuperan cuando se reduce la presión pesquera, tal y como se predice en los modelos no descompensantes. También hay pruebas de que la productividad de las poblaciones se ve comúnmente afectada por los cambios en los regímenes ambientales (Vertpre *et al.* 2013). Aunque existen pruebas de que algunas poblaciones, como el atún aleta azul del Pacífico (ISC, 2016), pueden recuperarse de abundancias muy bajas (menos de 1% $B_0$ ), hay muy pocas poblaciones con datos adecuados para estudios de descompensación, por lo que no se puede descartar la descompensación en tamaños de poblaciones tan bajos (Hilborn *et al.*, 2014).

En resumen, no hay pruebas concluyentes que apoyen ningún nivel particular de reducción de biomasa reproductora como un PRL apropiado, para el dorado o cualquier otra especie, por lo que cualquier PRL es al menos parcialmente arbitrario. Si los PRL para el dorado, así como las estimaciones y las determinaciones de la condición de la población a partir de esos PRL, se basaran en evaluaciones de poblaciones, se aplican consideraciones similares a las mencionadas para los PRO (falta de evaluaciones actualizadas o planes para llevarlas a cabo regularmente). Los PRL podrían basarse empíricamente, por ejemplo, en la reducción de CPUE histórica más baja dentro del año. Un percentil como el 5% más bajo también podría ser considerado, excepto que, actualmente, los datos mensuales de CPUE sólo están disponibles para algunos años (2008-2013).

#### 4. REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

Las reglas de control de extracción (RCE) especifican un curso de acción de ordenación acordado previamente en función de la condición de la población identificada y otras condiciones económicas, sociales o ambientales, con respecto a puntos de referencia acordados (Berger *et al.*, 2012). Las RCE pueden tener puntos de referencia asociados (por ejemplo, especificando diferentes niveles de mortalidad por pesca para diferentes condiciones de la población con respecto a puntos de referencia (por ejemplo, Restrepo y Powers, 1998)) o no (por ejemplo, especificando diferentes niveles de  $F$  dependiendo de las tendencias de los indicadores de la población (por ejemplo, atún aleta azul sureño; Hillary *et al.*, 2015). La implementación formal de RCE por OROP atuneras ha sido limitada: incluyen la RCE empírica del Procedimiento de Ordenación de la CCSBT (Hillary *et al.*, 2015) y la RCE para los atunes tropicales (leta amarilla, patudo y barrilete) adoptada por la CIAT en 2016. Un análisis reciente de las poblaciones mundiales de atunes con respecto a criterios del *Marine Stewardship Council* (Powers y Medley, 2016) encontró que se han implementado RCE bien definidas para solamente tres (leta amarilla,

patudo y barrilete, CIAT) de las 19 poblaciones de atunes tropicales y templados, aunque las RCE se encuentran en diferentes etapas de desarrollo y adopción para las pesquerías individuales en las otras OROP (Anónimo, 2015; Powers y Medley, 2016). Sin embargo, no hay declaraciones explícitas sobre cómo implementar PRO y PRL, aunque esto está implícito en algunas RCE sencillas, tales como reducir la  $F$  a  $F_{RMS}$  si excede ese valor en el sistema de ordenación de la CIAT (Maunder y Deriso, 2013). Una evaluación preliminar realizada por Maunder *et al.* (2015) de los puntos de referencia provisionales de la CIAT bajo una RCE propuesta encontró que la probabilidad de caer por debajo del PRL durante un periodo de ordenación de 9 años era menor a 10%, aunque si se especifican mal  $h$  y  $M$  el riesgo aumenta.

Se ha argumentado que la amplia participación de las partes interesadas durante el desarrollo, evaluación e implementación de las RCE es crucial para su éxito (Clarke y Hoyle, 2014; Hilborn *et al.*, 2014), con ejemplos de dicha participación de la CCSBT (Hillary *et al.*, 2015) y de otras OROP atuneras. Una población de peces bien gestionada o una pesquería con RCE apropiadas debería operar cerca o alrededor de un PRO, y tener una probabilidad muy baja (por ejemplo, menos de 10%) de exceder un PRL (Sainsbury, 2008). La decisión sobre qué puntos de referencia son adecuados debe tomarse en el contexto de la acción de ordenación que debe aplicarse si se superan los puntos de referencia. Por ejemplo, los PRL pueden ser tratados como "blandos" o "duros" con respecto a la acción de ordenación asociada con la caída, o el riesgo de caer, de una población por debajo de un PRL (Anónimo, 2008). Punt y Smith (2001) describen el uso apropiado de PRL en la ordenación de poblaciones de peces. Alcanzar o caer por debajo de un PRL no debería significar que la especie tiene un alto riesgo de extinción biológica: reducir la  $F$  sería una respuesta más apropiada que cerrar toda la pesquería. Si se fija correctamente el nivel del PRL, la probabilidad de rebasarlo debería ser baja, pero no nula.

A la fecha no ha habido una participación coordinada de las partes interesadas en el desarrollo de las RCE para el dorado en el OPO, aunque los tres talleres regionales sobre el dorado durante 2014-2016 (CIAT, 2015, 2016) proporcionaron un foro informal para el intercambio de ideas entre pescadores, ONG, científicos y otros interesados. Ha habido cuatro reuniones binacionales sobre el dorado entre Ecuador y Perú durante 2014-2018, con más reuniones planeadas en el futuro, pero no está claro si está prevista alguna discusión sobre RCE.

## 5. DISCUSIÓN

Dada la falta de puntos de referencia y RCE para el dorado a nivel mundial, nos centramos en análisis recientes de enfoques y justificaciones para desarrollar puntos de referencia y RCE en OROP atuneras (Nakatsuka *et al.* 2017; Valero *et al.* 2017), que encontraron una amplia diversidad de enfoques y grados de implementación entre especies y OROP. También señalamos oportunidades y temas a tomar en cuenta cuando se consideren puntos de referencia y RCE alternativos para el dorado en el OPO.

Una consideración importante en la selección de puntos de referencia y RCE es cómo se relacionan los PRO con los PRL y las acciones tomadas cuando se supera el límite. Si se toma una acción drástica cuando se supera un PRL (por ejemplo, cerrar la pesquería o restringirla severamente) entonces el PRO debe establecerse a un nivel que garantice una baja probabilidad de superar el PRL para evitar problemas sociales y/o económicos potenciales. Sin embargo, la probabilidad no debe ser demasiado baja, ya que las probabilidades estimadas en el extremo de una distribución son notoriamente inciertas. El PRO debería establecerse en el contexto del PRL, la acción tomada cuando se supere el PRL, la RCE general y la incertidumbre en el método (por ejemplo, la evaluación de la población) utilizado para determinar si se ha excedido un límite.

Hay una serie de cuestiones sin resolver que deben tenerse en cuenta al considerar puntos de referencia y RCE alternativos para el dorado, algunos de los cuales se resumen a continuación.

## **5.1. Estructura de la población de dorado en el OPO**

La estructura de la población de dorado en el OPO es todavía incierta. Aires-da-Silva *et al.* (2016) revisaron la información disponible sobre la estructura potencial de la población y no encontraron pruebas claras de que hay más de una población de dorado en el OPO. Sin embargo, un modelo conceptual desarrollado durante el segundo taller sobre el dorado (CIAT 2016) postuló dos subpoblaciones ([Figura 8](#)), una subpoblación costera residente y una subpoblación oceánica que migra estacionalmente hacia la costa. El grado de conectividad entre el dorado de las poblaciones de dorado en el OPO Sur y Norte es también poco conocido (Aires-da-Silva *et al.*, 2016).

## **5.2. Puntos de referencia y reglas de control de extracción actuales en comparación con estrategias alternativas de ordenación**

Las medidas de ordenación actuales para el dorado varían considerablemente a lo largo del OPO, desde ninguna en algunos países de Centroamérica hasta una prohibición de retención comercial en México. Tanto Ecuador como Perú cuentan con medidas de ordenación que incluyen límites de talla mínima y vedas estacionales, que han demostrado ser consistentes con el RPR y han funcionado bien con respecto a límites de talla alternativos simulados y vedas estacionales (Valero *et al.*, 2016), al tiempo que mantienen la población ligeramente por encima de los niveles estimados para producir RMS (Aires-da-Silva *et al.* 2016). En el contexto de Ecuador y Perú, las ventajas, desventajas y viabilidad de cambiar a estrategias de ordenación dependientes de puntos de referencia y RCE, tanto en términos de la creciente necesidad de análisis (evaluaciones de poblaciones o indicadores empíricos) como de implementación de cambios de ordenación, aún no están claras.

## **5.3. Alcance geográfico y frecuencia de las evaluaciones**

No se dispone de evaluaciones de la población de dorado en el OPO Norte. Para el OPO Sur sólo se ha realizado una evaluación exploratoria inicial del dorado, utilizando datos hasta finales de 2014, por Aires-da-Silva *et al.* (2016), y no se ha repetido ni actualizado desde entonces. Cada año, las pesquerías de dorado se centran principalmente en una cohorte que atraviesa la población y las pesquerías, dejando casi nada de esa cohorte para el año siguiente, por lo que la evaluación de la población disponible estaba obsoleta en el momento en que se publicó. En vista de la rápida dinámica y variabilidad de la población de dorado (casi una especie anual), sus pesquerías (las pesquerías de países adyacentes pueden tener descargas diametralmente opuestas en el mismo año) y su ambiente ecológico (CPUE influenciada por condiciones oceanográficas (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes *et al.* 2018), análisis adicionales y actualizados beneficiarían la estimación de PRO alternativos basados en las evaluaciones de poblaciones. Si las evaluaciones de poblaciones no pueden completarse de manera oportuna debido a la rápida dinámica de la población, consideraciones logísticas o falta de datos, podría ser más factible implementar estrategias alternativas que incluyan puntos de referencia empíricos y RCE, o que se basen en límites de talla y vedas estacionales.

## **5.4. Alcance geográfico de la ordenación**

A diferencia de otras pesquerías en el OPO, como las de atunes tropicales, que son gestionadas regionalmente con puntos de referencia y RCE (CIAT 2016b), las pesquerías de dorado son gestionadas a nivel nacional (CIAT 2015). Aunque Ecuador y Perú, los principales países que pescan dorado en el OPO por cantidades de descarga, han celebrado cuatro reuniones bilaterales sobre el dorado durante 2014-2018, con más planeadas en el futuro, no está claro si las discusiones incluirán puntos de referencia y RCE potenciales.

## **5.5. Disponibilidad de datos en el tiempo y el espacio**

La disponibilidad de datos para el dorado varía considerablemente a través del OPO (CIAT 2015, 2016). Para Ecuador y Perú, hay suficientes datos para realizar evaluaciones integradas de la población (Aires-

da-Silva *et al.* 2016), pero en otros casos, especialmente en el OPO Norte, los datos son más limitados, lo que impide realizar evaluaciones integradas de las poblaciones, aunque en algunos casos pueden ser viables enfoques basados en la CPUE mensual (Maunder *et al.* 2016), por ejemplo. En cualquier caso, dada la rápida dinámica de la población y de la pesquería de dorado, es importante optimizar la disponibilidad de datos de forma oportuna, ya sea para consideraciones de ordenación intra-anual o interanual.

### **5.6. Desarrollo e implementación de puntos de referencia, RCE y alternativas**

El desarrollo, la evaluación y la implementación de puntos de referencia no ocurren en el vacío, sino como parte de una estrategia de ordenación en un sistema de ordenación. Se han descrito tres fases (Davies y Basson, 2009; Clarke y Hoyle, 2014) en el desarrollo de puntos de referencia: 1) seleccionar tipos apropiados de puntos de referencia, 2) definir valores específicos para los puntos de referencia seleccionados, y 3) operacionalizar los puntos de referencia seleccionados dentro del sistema de ordenación. Para que cada elemento del proceso y las compensaciones asociadas sean entendidas y aceptadas, se espera que todos los interesados participen en cada fase del proceso (Clarke y Hoyle, 2014). Hilborn (2002) destacó algunos problemas potenciales en los sistemas de ordenación basados en puntos de referencia, incluyendo (1) incertidumbres en las estimaciones de biomasa actual y virgen de las poblaciones utilizadas en el desarrollo de puntos de referencia, (2) si los puntos de referencia deberían utilizarse para poblaciones para las que no fueron derivados, (3) la tendencia a centrarse demasiado en los puntos de referencia y producir un entorno en el que los científicos encargados de las evaluaciones rara vez evalúen políticas de ordenación alternativas, y (4) el exceso de énfasis en los puntos de referencia, en detrimento de cuestiones más urgentes en la ordenación pesquera. Se ha argumentado que al menos algunas de estas cuestiones podrían mitigarse usando enfoques más basados en datos, y hay ejemplos de varios sistemas de ordenación y ciclo vital, como la pesquería de langosta espinosa de Nueva Zelanda (Starr *et al.*, 1997) y el atún aleta azul del hemisferio sur (Hillary *et al.*, 2015). Ha aumentado el interés por la aplicación de puntos de referencia a nivel mundial, impulsado en parte por los criterios de certificación del *Marine Stewardship Council* (MSC) (ver, por ejemplo, Powers y Medley, 2016). Sin embargo, en el caso específico del dorado, la certificación por el MSC de la pesquería palangrera ecuatoriana seguirá un marco basado en riesgos (MSC, 2019), ya que no existen puntos de referencia disponibles para evaluar la condición de la población objetivo.

## **6. CONCLUSIÓN**

En la literatura se han propuesto diversos puntos de referencia y RCE que se han aplicado a poblaciones de todo el mundo. Las diferencias principales entre ellos son si los puntos de referencia de RMS son tratados como límites u objetivos y el nivel de implementación de las RCE. La elección de puntos de referencia, en particular puntos de referencia límite, debería tener en cuenta la acción tomada cuando se supera el punto de referencia. Los puntos de referencia y las RCE no pueden evaluarse adecuadamente fuera de una estrategia de ordenación pesquera y un sistema de ordenación, o sin incluir la incertidumbre, el riesgo, la robustez y las compensaciones entre todos los elementos de cada pesquería. Idealmente, una serie de diferentes RCE, así como los datos asociados y los métodos de evaluación a utilizarse en la implementación, deberían probarse usando EEO, y la combinación que mejor cumpla con los objetivos de la pesquería debería ser seleccionada (Anónimo, 2018). En el contexto de Ecuador y Perú, las ventajas, desventajas y viabilidad de cambiar a estrategias de ordenación dependientes de puntos de referencia y RCE, tanto en términos de la creciente necesidad de análisis (evaluaciones de poblaciones o indicadores empíricos) como de implementación de cambios de ordenación, aún no están claras. El creciente interés por el desarrollo e implementación de puntos de referencia a nivel mundial ha sido impulsado en parte por los criterios de certificación del *Marine Stewardship Council* (MSC). en el caso específico del dorado, la certificación por el MSC de la pesquería palangrera ecuatoriana seguirá un marco de evaluación de riesgos (RBF, por sus siglas en inglés), que no depende de la adopción de puntos de referencia para evaluar la condición de las poblaciones de dorado.

# ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

Shane Griffiths and Leanne Fuller

## CONTENTS

|   |     |
|---|-----|
| 1. Introduction .....   | 89  |
| 2. Impact of catches .....  | 90  |
| 3. Other Fauna.....   | 95  |
| 4. Trophic interactions .....   | 97  |
| 5. Physical environment.....  | 98  |
| 6. Ecological indicators.....   | 100 |
| 7. Ecological risk assessment .....   | 103 |
| 8. Ecosystem modeling.....  | 104 |
| 9. Actions by the IATTC and the AIDCP addressing ecosystem considerations ..... | 105 |
| 10. Future developments .....   | 105 |
| Acknowledgments.....  | 105 |

## 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*”<sup>1</sup>. 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 quantify and evaluate the Commission’s ecosystem approaches to fisheries (EAF)—through current tools available to assess the state of the ecosystem—and to demonstrate how ecosystem research can contribute to management advice and the decision-making process.

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

<sup>1</sup> 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.”

change on a variety of time scales, including the well-known El Niño Southern Oscillation (ENSO) fluctuations and longer-term changes, such as the Pacific Decadal Oscillation (PDO) and other climate-related changes including e.g. ocean warming, anoxia and acidification.

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 catches of tunas and billfishes across the entire fishery, this is not the case for bycatch species. The information is comprehensive for large<sup>2</sup> purse-seine vessels, which carry on-board observers under the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP). Detailed information on retained and discarded bycatch by the smaller purse-seine fleet and much of the longline fleet is limited, while virtually no information exists on bycatches and discards by fishing vessels that use other gear types (e.g. gillnet, harpoon, and recreational gear ([SAC-07-INF-C\(d\)](#); [SAC-08-07b](#))).

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 proposed Strategic Science Plan ([IATTC-93-06a](#)) and the Staff Activities and Research report (SAC-10-01).

## 2. IMPACT OF CATCHES

### 2.1. Single-species assessments and description of available data

An ecosystem perspective requires a focus on how a fishery may have altered various components of an ecosystem. This report presents current information on the effects of the tuna fisheries on the stocks of individual species in the EPO. 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 catch data for vessels of the large purse-seine and large-scale tuna longline (herein ‘longline fisheries’) fisheries reported to the IATTC.

On-board observer data available to the IATTC staff as of March 2019 were used to provide estimates of total catches (retained and discards) by large purse-seine vessels in the EPO on floating objects (OBJ), unassociated schools (NOA), and dolphins (DEL). Data for 2017 and 2018 should be considered preliminary.

Complete data are not available for small purse-seine, longline, and other types of vessels. For example, there has been considerable variability in reporting formats of longline data by individual CPCs<sup>3</sup> through time, thereby limiting application of catch and effort data to scientific analyses ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Some catches of non-tuna species by the 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](#))). Such non-tuna catch data for longline fisheries were obtained using “Task I Catch Statistics” of gross annual removals reported to IATTC in accordance with the specifications for the provision of these data described in Annex A of Memorandum ref. 0144-410, dated 27 March 2019 pursuant to Resolution [C-03-05](#) on data provision. Because of data limitations described above, herein these data are considered “sample data” and therefore, such estimates should be regarded as minimum estimates. Preliminary sample data was available for 2017 as of March 2019.

Due to these limitations of catch data for the longline fishery, a report on establishing minimum data standards and reporting requirements for longline observer programs was discussed at SAC-08 ([SAC-](#)

---

<sup>2</sup> Carrying capacity greater than 363 t

<sup>3</sup> Members and Cooperating Non-Members of the IATTC

[08-07e](#)). Pursuant to paragraph 7 of Resolution [C-11-08](#), the SAC adopted a [requirement](#) for CPCs to supply operational-level observer data. Some progress in longline data reporting has been made and a few CPCs have provided IATTC with operational-level, set-by-set observer data. For example, a summary of longline observer reporting by CPCs was presented at SAC-09, and IATTC staff noted only two CPCs had submitted observer data for 2013—the year in which Resolution [C-11-08](#) entered into force—through 2017 ([SAC-09 INF A](#), Table 3). IATTC staff also noted inconsistencies with reporting units for fishing effort and recommended the use of number of hooks fished, as opposed to the currently reported “effective days fished”, which would allow the observer-reported catch data to be extrapolated to the longline fleet, thereby allowing estimates of total catch to be made. As data reporting continues to improve, better estimations of catches by longline vessels are expected to be available in future iterations of the *Ecosystem Considerations* report.

## 2.2. Tunas

Status reports are provided by IATTC staff for big-eye (SAC-10-06), yellowfin (SAC-10-07; SAC-10-08), and skipjack (SAC-10-09) tunas. The Pacific Bluefin Tuna Working Group of the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) completed its [stock assessment](#) in 2018, and the ISC Northern Albacore Working Group completed its [stock assessment](#) in 2017. Updates from these ISC working groups are expected at SAC-10.

Preliminary estimates of the catches of tunas and bonitos in the EPO during 2018 are found in Table A-2a of Document SAC-10-03.

## 2.3. Billfishes

Information on the effects of the tuna fisheries on swordfish, blue marlin, striped marlin, and sailfish is presented in Sections G-J of IATTC [Fishery Status Report 16](#). Stock assessments for swordfish (south EPO 2011, north EPO 2014), striped marlin (2010), eastern Pacific sailfish (2013) and blue marlin (2013, 2016) were completed by the [IATTC staff](#). Stock assessments of [striped marlin \(2015\)](#), [Pacific blue marlin \(2016\)](#), and [north Pacific swordfish \(2018\)](#) have been completed by the ISC Billfish Working Group, with a 2019 assessment of western and central Pacific striped marlin currently in progress.

No stock assessments have been conducted for black marlin and shortbill spearfish, although historical data published pre-2008 in the [IATTC Bulletin series](#) showed trends in catches, effort, and catches per unit of effort (CPUEs).

Preliminary estimates of the catches of billfishes in the EPO during 2018 are found in Table A-2b of Document SAC-10-03.

## 2.4. Marine mammals

Marine mammals, especially spotted dolphins (*Stenella attenuata*), spinner dolphins (*S. longirostris*), and

**TABLE 1.** Incidental mortality of dolphins and other marine mammals caused by the purse-seine fishery in the EPO, 2018.

| Incidental mortality     |            |             |
|--------------------------|------------|-------------|
| Species and stock        | Numbers    | t           |
| Offshore spotted dolphin |            |             |
| Northeastern             | 99         | 6.5         |
| Western-southern         | 197        | 12.9        |
| Spinner dolphin          |            |             |
| Eastern                  | 252        | 11.2        |
| Whitebelly               | 205        | 12.4        |
| Common dolphin           |            |             |
| Northern                 | 41         | 2.9         |
| Central                  | 1          | 0.1         |
| Southern                 | 18         | 1.3         |
| Other mammals*           | 6          | 0.4         |
| <b>Total</b>             | <b>819</b> | <b>47.5</b> |

\*“Other mammals” includes the following species and stocks, whose observed mortalities were as follows: Central American spinner dolphin 3 (0.1 t), bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) 2 (0.2 t) unidentified dolphins 1 (0.1 t).

common dolphins (*Delphinus delphis*), are frequently found associated with yellowfin tuna in the EPO. Purse-seine fishers commonly set their nets around herds of dolphins and the associated schools of yellowfin tuna, and then release the dolphins while retaining the tunas. The incidental mortality of dolphins was high during the early years of the fishery, but has been minimal since the early 1980s.

Preliminary estimates of the incidental mortality of marine mammals in the purse-seine fishery in 2018 are shown in [Table 1](#). Estimated dolphin mortalities (numbers) for 1993–2018 are shown in [Figure J-1](#). Decreasing mortalities were observed for northeastern spotted dolphins, western-southern spotted dolphins, whitebelly spinner 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 60 individuals, with the exception of peaks to 225 in 2004, 154 in 2005 and 137 in 2008.

## 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 from coastal nations that also impact sea turtles.

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, although Resolution [C-07-03](#) was adopted in 2007 to mitigate the impact of fishing on sea turtles. In some cases, they are entangled by the fishing gear and may be injured or killed.

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 numbers of sea turtle mortalities and interactions in sets by large purse-seine vessels on floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), and dolphins (DEL) during 2018 are shown in [Table 2](#), and for 1993–2018 in [Figure J-2](#). Data on sea turtle interactions or mortality was deficient in the IATTC longline sample data ([SAC-08-07b](#)), although with improvements in data reporting, estimations are expected to be available in future (see section 2.1).

**TABLE 2.** Interactions and mortalities of sea turtles with purse-seine vessels in the EPO, 2018.

| Species               | Interactions |           |            | Total      | Mortalities |          |          | Total    |
|-----------------------|--------------|-----------|------------|------------|-------------|----------|----------|----------|
|                       | OBJ          | NOA       | DEL        |            | OBJ         | NOA      | DEL      |          |
| Olive Ridley          | 141          | 2         | 39         | 182        | 3           | -        | -        | 3        |
| Eastern Pacific green | 49           | 12        | 2          | 63         | 1           | -        | -        | 1        |
| Loggerhead            | 11           | 4         | 3          | 18         | -           | -        | -        | -        |
| Hawksbill             | 5            | 2         | -          | 7          | -           | -        | -        | -        |
| Leatherback           | 3            | 1         | 1          | 5          | -           | -        | -        | -        |
| Unidentified          | 128          | 21        | 164        | 313        | -           | -        | -        | -        |
| <b>Total</b>          | <b>337</b>   | <b>42</b> | <b>209</b> | <b>588</b> | <b>4</b>    | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>4</b> |

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 four shark species in the EPO: silky (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody et al. 2018<sup>4</sup>; SAC-10-17), blue (*Prionace glauca*) ([ISC Shark Working Group](#)), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) ([ISC Shark Working Group](#)), and common thresher (*Alopias vulpinus*) ([NMFS](#)). As part of the [FAO Common Oceans Tuna Project](#), Pacific-wide assessments of the porbeagle shark<sup>5</sup> (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere, and the bigeye thresher shark<sup>6</sup> (*Alopias superciliosus*) were completed in 2017, while that for silky shark<sup>7</sup> and a risk assessment for the Indo-Pacific whale shark population<sup>8</sup> were completed in 2018. 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.

A quantitative ecological risk assessment on the impacts of the EPO tuna fishery on the spinetail devil ray (*Mobula mobular*)—using IATTC’s newly developed Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish) approach—was undertaken by IATTC staff to explore the species’ vulnerability status under 18 hypothetical conservation and management measures and will be presented at the 9<sup>th</sup> Meeting of the Working Group on Bycatch ([BYC-09-01](#)).

Preliminary estimates of the catches of sharks and rays reported by observers on large purse-seine vessels in the EPO during 2018 and minimum estimates of catches by longline vessels using sample data (see section 2.1) in 2017 are shown in [Table 3](#). Here, it is important to note Resolution [C-11-10](#) which entered into force in January 2012 prohibits the retention of oceanic whitetip sharks (*Carcharhinus longimanus*), and therefore discarded catch—reported under “Task II Catch and Effort Statistics”, a subset of “Task I Catch Statistics”, pursuant to Resolution [C-03-05](#) and detailed in Annex A of Memorandum ref. 0144-410—was included to provide a better estimate of catch.

Catches of sharks and rays in the purse-seine and minimum estimates by longline fisheries during 1993–2018 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, hammerhead

<sup>4</sup> Lennert-Cody, C.E.; Clarke, S.C.; Aires-da-Silva, A.; Maunder, M.N.; Franks, P.J.S.; Román, M.H.; Miller, A.J.; Minami, M. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean Fish Oceanogr:1-11

<sup>5</sup> Clarke, S. 2017. Southern Hemisphere porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2). Western and Central Pacific Fisheries Commission Scientific Committee Thirteenth Regular Session. Rarotonga, Cook Islands

<sup>6</sup> Fu, D.; Roux, M.-J.; Clarke, S.; Francis, M.; Dunn, A.; Hoyle, S.; Edwards, C. 2018. Pacific-wide sustainability risk assessment of bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*). WCPFC-SC13-2017/SA-WP-11. Rev 3 (11 April 2018). Western and Central Pacific Fisheries Commission Scientific Committee Thirteenth Regular Session. Rarotonga, Cook Islands

<sup>7</sup> Clarke, S. 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08. Western and Central Pacific Fisheries Commission. Busan, Korea

<sup>8</sup> Clarke, S. 2018. Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Western and Central Pacific Fisheries Commission, Scientific Committee Fourteenth Regular Session. Busan, Korea

(*Sphyraena* spp.) and mako (*Isurus* spp.) sharks), followed by unassociated sets and, at a much lower level, dolphin sets. Until about 2007, thresher sharks (*Alopias* spp.) occurred mostly in unassociated sets. 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) have been greatest in unassociated sets, followed by dolphin sets, and lowest in floating-object sets, although catches by set type can be variable. The numbers of purse-seine sets of each type in the EPO during 2003–2018 are shown in Table A-7 of [Document SAC-10-03](#).

The sample data reported to IATTC of minimum estimates of sharks caught by the longline fishery increased for most species after 2005 ([Figure J-3](#)). Mako and blue sharks were reported as early as 1993 and catches increased sharply after 2008. Catches of blue shark exceeded 10,000 mt in 2011 and 2013 while those of thresher sharks exceeded 8,000 mt in 2010 and 2011 and declined rapidly thereafter. Silky shark catches peaked at about 4,200 mt in 2013 and those of mako sharks at about 2,500 mt in 2014. Catches of oceanic whitetip shark reached nearly 300 mt in 2009 and, as previously mentioned, retention has been prohibited since 2012 under Resolution [C-11-10](#); therefore, reported data since 2012 corresponds to discards ([Figure J-3](#)). However, it is important these sample data are interpreted with caution because they can only be considered as ‘reported minimum estimates’ 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](#)—also see section 2.1.

The small-scale artisanal longline fisheries of the coastal CPCs target sharks, tunas, billfishes and dorado (*Coryphaena hippurus*), and some of these vessels are similar to industrial longline fisheries in that they operate in areas beyond coastal waters and national jurisdictions<sup>9</sup>. 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 ongoing to improve data collection on sharks, particularly for Central America, for the 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\(iii\)](#)). A pilot study was initiated in April 2018 to collect additional shark-fishery data and develop and test sampling designs for a long-term sampling program for the shark fishery in Central America (Phase 2 of the project). A progress report on the FAO-GEF ABNJ project will be presented at this meeting ([SAC-10-16](#)). Data obtained

**TABLE 3.** Preliminary catches, in tons, of sharks and rays in the EPO by large purse-seine vessels, by set type, 2018, and by longline vessels, 2017. \*Longline sample data should be considered minimum catch estimates due to incomplete data reporting (see section 2.1)

| Species   | Purse seine |     |     |       | Long-line* |
|---|-------------|-----|-----|-------|------------|
|   | OBJ         | NOA | DEL | Total |            |
| Silky shark ( <i>Carcharhinus falciformis</i> ) | 400         | 11  | 20  | 431   | 2,626      |
| Oceanic whitetip shark ( <i>C. longimanus</i> ) | 3           | -   | <1  | 3     | 202        |
| Hammerhead sharks ( <i>Sphyraena</i> spp.)      | 24          | <1  | <1  | 26    | 186        |
| Thresher sharks ( <i>Alopias</i> spp.)          | <1          | 4   | 2   | 7     | 724        |
| Mako sharks ( <i>Isurus</i> spp.)               | 1           | <1  | <1  | 2     | 1,606      |
| Other sharks                                    | 31          | 4   | 1   | 36    | 1,430      |
| Blue sharks ( <i>Prionace glauca</i> )          | -           | -   | -   | -     | 6,908      |
| Manta rays (Mobulidae)                          | 16          | 20  | 13  | 49    | -          |
| Pelagic sting rays (Dasyatidae)                 | <1          | <1  | <1  | 1     | -          |

<sup>9</sup> 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.

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 2018 are shown in [Table 4](#), along with minimum estimates from longline sample data in 2017. A time series of catches for these most commonly-caught species during 1993–2018, by set type and fishery, are shown in [Figure J-4](#).

|  | Purse-seine |     |     |       | Long-line* |
|--|-------------|-----|-----|-------|------------|
|  | OBJ         | NOA | DEL | Total |            |
| Dorado ( <i>Coryphaena</i> spp.)   | 1,493       | 4   | 6   | 1,503 | 1814       |
| Wahoo ( <i>Acanthocybium solandri</i> )  | 255         | <1  | -   | 227   | 308        |
| Rainbow runner ( <i>Elagatis bipinnulata</i> ) & yellowtail ( <i>Seriola lalandi</i> ) | 74          | 1   | -   | 75    | -          |
| Opahs ( <i>Lampris</i> spp.)   | -           | -   | -   | -     | 825        |
| Snake mackerels (Gempylidae)   | -           | -   | -   | -     | 395        |
| Pomfrets (Bramidae)  | -           | -   | -   | -     | 126        |

Dorado is the most commonly reported fish species caught incidentally in the EPO purse-seine and longline fisheries. It is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO, which led to an exploratory stock assessment ([SAC-07-06a\(i\)](#)) and management strategy evaluation (MSE) in the south EPO ([SAC-07-06a\(ii\)](#)). An identification of potential reference points and the harvest control rule for dorado in the EPO will be presented at this meeting (SAC-10-11).

Purse-seine catches of dorado, wahoo, rainbow runner, and yellowtail were variable, and occurred primarily in sets on floating objects, while opahs, snake mackerels and pomfrets were included solely in catch reports of longline sample data and increasing catches were observed. Longline estimates of wahoo increased after 2002.

## 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 have

**TABLE 5.** Catches of small fishes, in tons, by large purse-seine vessels in the EPO, 2018 (preliminary data).

|   | Set type |     |     | Total |
|---|----------|-----|-----|-------|
|   | OBJ      | NOA | DEL |       |
| Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae) | 56       | <1  | -   | 56    |
| Other small fishes  | 18       | <1  | -   | 18    |
| Frigate and bullet tunas ( <i>Auxis</i> spp.)             | 315      | 268 | -   | 583   |

reported 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 ([Recommendation C-10-02 and Resolution C-11-02](#)); 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\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Additionally, ACAP has reported on the conservation status for albatrosses and large petrels ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

Data pertaining to interactions with seabirds was deficient in the IATTC longline sample data ([SAC-08-07b](#)), although with improvements in data reporting, estimations are expected to be available in future (see section 2.1).

### 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 microneuston, 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. 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 forage fishes by observers onboard large purse-seine vessels in the EPO during 2018 are shown in [Table 5](#), and catches during 1993–2018 are shown in [Figure J-5](#). Declines in catches of bullet and frigate tunas and small teleost fishes over the 26-year period were observed while catches of triggerfish were variable.

### 3.3. Larval fishes and plankton

Larval fishes have been collected in surface net tows in the EPO for many years by personnel 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. Research<sup>10</sup> 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).

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<sup>11</sup> and abundance of zooplankton predators. The same was true for the El Niño event in 1997 and the La Niña in mid-1998<sup>12</sup>.

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<sup>13</sup>.

#### 4. TROPHIC INTERACTIONS

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](#),

---

<sup>10</sup> 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

<sup>11</sup> Fiedler, P.C.; Chavez, F.P.; Behringer, D.W.; Reilly, S.B. 1992. Physical and biological effects of Los Niños in the eastern tropical Pacific, 1986–1989. Deep Sea Research Part A Oceanographic Research Papers. 39:199-219

<sup>12</sup> Wang, X.; Christian, J.R.; Murtugudde, R.; Busalacchi, A.J. 2005. Ecosystem dynamics and export production in the central and eastern equatorial Pacific: A modeling study of impact of ENSO. Geophysical Research Letters. 32, L02608

<sup>13</sup> Fiedler, P.C. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. Administrative Report LJ-02-16. Southwest Fisheries Science Center. La Jolla, CA: National Marine Fisheries Service, NOAA. 38 p

[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 mesopelagic 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.

In the meantime, IATTC staff will continue to analyze diet data from several predator species collected during two stomach sampling projects in the EPO—1992–1994 and 2003–2005—to further develop diet matrices to be used in ecosystem models for the EPO, such as Project O.2.b (SAC-10-15).

For example, a new project (SAC-10-01a, Project O.1b) is underway, to improve our understanding of the interplay between space and ontogeny in the trophic ecology of skipjack tuna in the EPO. Early accounts of skipjack stomach contents in the EPO have been limited to measurements of prey volume by size class with sampling strata determined *a priori* based on presumed areas of high skipjack densities<sup>14</sup>. Other studies have been focused on calculations of prey weight, number and frequency of occurrence of skipjack sampled opportunistically throughout the EPO<sup>15</sup>. Little attention has been placed on quantitatively assessing the potential relationships between oceanography, ontogeny and skipjack food habits. Such information is essential for developing spatially-explicit ecosystem models, including the aforementioned model of the EPO that is planned for development by the IATTC staff. Quantifying trophic linkages using such an approach provide descriptions of the magnitude of biomass transfer through the ecosystem and can assist in more reliably assigning proportions of both predator and prey biomass in spatial strata in spatially-explicit ecosystem models, such as Ecospace.

A separate project (SAC-10-INF-E, Project O.1.c) commenced in 2018 in an attempt to incrementally improve ecosystem model parameter inputs for the EPO. Specifically, a review of methods for estimating prey consumption rates, gastric evacuation, and daily ration, which can be used to estimate the consumption/biomass ratio (Q/B) (SAC-10 INF-E). This is one of the most influential parameters in mass-balance ecosystem models (*e.g.*, Ecopath with Ecosim) as it determines the extent of trophic biomass flows between predators and prey species, and the standing biomass that is required for these species, after taking into account biomass losses due to mortality and fishing. The review will recommend the most appropriate and feasible method(s) for estimating Q/B in order to develop a collaborative project proposal to experimentally estimate Q/B.

## 5. PHYSICAL ENVIRONMENT<sup>16</sup>

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. While a brief description of the physical environment is provided here, the reader is referred to [SAC-04-08](#) section “Physical Environment” and [SAC-06 INF-C](#) for a more comprehensive description of the effects of the physical and biological oceanography on tunas, prey communities, and fisheries in the EPO.

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

<sup>14</sup> Alverson, F.G. 1963. The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin. 7:293-396

<sup>15</sup> Olson, R.J.; Young, J.W.; Ménard, F.; Potier, M.; Allain, V.; Goñi, N.; Logan, J.M.; Galván-Magaña, F. 2016. Bioenergetics, trophic ecology, and niche separation of tunas. in: Curry B.E., ed. Adv Mar Biol. UK: Academic Press. Table 1. p 223

<sup>16</sup> 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.

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 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 availability for capture as well as recruitment. 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 deeper, tunas are likely to be less vulnerable to capture, and catch rates can be expected to decline. Furthermore, warmer- or cooler-than-average SSTs can also cause these mobile fishes to move to more favorable habitats, which may also affect catch rates as fishers potentially expend more effort in locating the fish.

Recruitment of tropical tunas in the EPO is also thought to be affected by ENSO events. For example, strong La Niña events in 2007–2008 may be partly responsible for lower recruitment of bigeye tuna in the EPO while highest recruitment has corresponded to the strongest El Niño events in 1982–1983 and 1998 ([SAC-09-05](#)). Similarly, yellowfin tuna recruitment was low in 2007 while higher recruitment was observed during 2015–2016 which corresponded to the extreme El Niño event in 2014–2016 ([SAC-09-06](#)).

Indices of variability in oceanographic and atmospheric conditions are commonly used to monitor the strength and magnitude of ENSO events in the Pacific Ocean. Several indicators are available to measure ENSO, including air pressure indices (e.g., the Southern Oscillation Index, or SOI, which measures the difference between atmospheric pressure at sea level in Tahiti and Darwin, Australia), sea surface temperature indices (e.g. the Oceanic Niño Index, or ONI, which measures SST anomalies), outgoing longwave radiation indices related to thunderstorm activity, and wind indices<sup>17</sup>. Here, the ONI is presented to characterize inter-annual variability in SSTs, because it is used by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) as the primary indicator of warm El Niño ( $ONI \geq +0.5$ ) and cool La Niña ( $ONI \leq -0.5$ ) conditions within the Niño 3.4 region in the east-central tropical Pacific Ocean<sup>18</sup> ([Figure J-6a](#)). Categories of ENSO events represented by the ONI describe the magnitude of the event from “extreme” to “weak” ([Figure J-6b](#)). For example, an “extreme El Niño” event occurred in 1997–1998 followed by a “strong La Niña” event in 1998–2000. “Strong La Niña” events were also observed in 2007–2008 and 2010–2011. Values of the ONI were greatest ( $>2.5$ ) in the recent 2015–2016 El Niño event.

Climate-induced variability on a decadal scale (*i.e.* 10 to 30 years) also affects the EPO and has often been described as “regimes” characterized by relatively stable means and patterns in the physical and biological variables. Decadal fluctuations in upwelling coincide with higher-frequency ENSO patterns, and have basin-wide effects on the SSTs and thermocline depth 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 2003–2014) and higher (1983–2002) recruitment, thought

---

<sup>17</sup> Barnston, A. 2015. Why are there so many ENSO indexes, instead of just one? <https://www.climate.gov/news-features/blogs/enso/why-are-there-so-many-enso-indexes-instead-just-one>. Climate.gov science & information for a climate-smart nation. USA: National Oceanic and Atmospheric Administration

<sup>18</sup> Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>. National Oceanic and Atmospheric Administration

to be due to a shift in the primary productivity regime in the Pacific Ocean ([SAC-09-06](#)).

One such index used to describe longer-term fluctuations in the Pacific Ocean is the Pacific Decadal Oscillation (PDO). 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 Ocean<sup>19</sup>, with secondary signatures in the tropical Pacific<sup>20</sup>. Similar to ENSO, PDO phases have been classified as “warm” or “cool” phases. The PDO has been used to explain the influence of environmental drivers on the vulnerability of silky sharks impacted by fisheries in the EPO<sup>21</sup>. A time series of the PDO index is presented in [Figure J-7](#) to show variability in warm and cool phases of the PDO from 1993–2018. PDO values peaked at 2.79 in August 1997, and at 2.62 in April 2016, both of which coincided with the extreme El Niño events as represented by the ONI.

Time-longitude Hovmöller diagrams are presented for SST ([Figure J-8a](#)) and chlorophyll-a ([Figure J-8b](#)) to aid in the visualization of variability in SSTs and chlorophyll-a concentrations over time. The SST time series show meanly monthly values for the period 1993–2018 averaged over the eastern tropical Pacific (ETP) from 5°N to 5°S—the same latitudinal band used in the ONI for the same time series. In contrast, monthly chlorophyll-a concentrations ( $\text{mg m}^{-3}$ ) were averaged over the same spatial area as SST but for 2003–2018 due to data availability. The SST plot ([Figure J-8a](#)) clearly shows the extreme El Niño events of 1997–1998 and 2015–2016 with warmer waters and the strong La Niña events in 1999–2000, 2007–2008 and 2010–2011 with cooler waters extending across the ETP. The chlorophyll-a plot ([Figure J-8b](#)) shows an increase in chlorophyll-a concentrations following the strong La Niña events in 2007–2008 and 2010–2011 due to changes in nutrient availability and abundance of zooplankton predators (see section 3.3 Larval fishes and plankton).

Because this report is also focused on data solely from 2018, information on ENSO conditions—as reported by the [Climate Diagnostics Bulletin of the U.S. National Weather Service](#) for 2018—are provided. Anomalies in oceanic and atmospheric conditions were indicative of La Niña conditions for the beginning of 2018, ENSO neutral conditions from June through August, and developing El Niño conditions from September to December. Although ENSO conditions are determined by various oceanic and atmospheric conditions, this report contains maps of quarterly mean SST data ([Figure J-9a](#)) to provide a general indication of seasonal variability in SST across the EPO during 2018. Warmer waters developed off Central America and extended westwards during quarters 2 (April–June) and 3 (July–September) while cooler waters occurred off South America, particularly south of 20°S in quarter 3.

As changes in biological productivity can impact prey and predator communities, and researchers have provided evidence of declines in primary productivity, here broad-scale variability in quarterly mean chlorophyll-a concentrations ( $\text{mg m}^{-3}$ ) for 2018 is shown in [Figure J-9b](#). An oligotrophic gyre is persistent in the EPO around 20°–40°S that appears to have slightly retracted in quarter 3 relative to the rest of the year while higher chlorophyll concentrations were observed along the coast of the Americas.

## 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

<sup>19</sup> Mantua, N.J.; Hare, S.R.; Zhang, Y.; Wallace, J.M.; Francis, R.C. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bull Am Meteorol Soc.* 78:1069–1079

<sup>20</sup> Hare, S.R.; Mantua, N.J. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Prog Oceanogr.* 47:103–145

<sup>21</sup> Lennert-Cody, C.E.; Clarke, S.C.; Aires-da-Silva, A.; Maunder, M.N.; Franks, P.J.S.; Román, M.H.; Miller, A.J.; Minami, M. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean. *Fish Oceanogr.* 1–11

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 1970–2017 period, and the indicators included are: mean trophic level of the catch ( $TL_c$ ), the Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance index (FIB), Shannon's index, and three indicators that describe the mean trophic level of three ecosystem components, or 'communities' ( $TL$  2.0–3.25,  $\geq$ 3.25–4.0, 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)<sup>22</sup>, 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-10](#). 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 mesopelegagic 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 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 ( $TL_c$ ) 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.  $TL_c$  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

---

<sup>22</sup> 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.

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  $TL_c$  decreased by around 0.1 of a trophic level per decade.

The Marine Trophic Index (MTI) is essentially the same as  $TL_c$ , 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.

Shannon’s index measures the diversity and evenness in the ecosystem. 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  $TL_c$ , the mean trophic level of the modelled community ( $TL_{MC}$ ) essentially describes the expected trophic level of components of the ecosystem 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: 2.0–3.25 ( $TL_{2.0}$ ),  $\geq 3.25$ –4.0 ( $TL_{3.5}$ ), and  $> 4.0$  ( $TL_{4.0}$ ). These indicators can be used in unison to detect trophic cascades, whereby a decline in biomass of  $TL_{4.0}$  due to fishing would reduce predation pressure on  $TL_{3.5}$  and thus increase its biomass, which would in turn increase predation pressure on  $TL_{2.0}$  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 1970–2017 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 the aforementioned ecological indicators.

Values for  $TL_c$  and MTI increased from 4.65 and 4.67 in 1970 to 4.69 and 4.70 in 1991, respectively, as the purse-seine fishing effort on FADs increased significantly ([Figure J-11](#)).  $TL_c$  continued to decrease to a low of 4.65 in 1997, due to the rapid expansion of the fishery from 1993 where there was increasing catches in the intervening period of high trophic level bycatch species that also aggregate around floating objects (e.g. sharks, billfish, wahoo and dorado). This expansion is seen in the FIB index that exceeds zero during the same period, and also a change in the evenness of biomass of the community indicated by Shannon’s index. By the early 2000s,  $TL_c$ , MTI, and Shannon’s index all show a gradual decline, while the FIB gradually increased further from zero to its peak in 2017 at 0.66 ([Figure J-11](#)). Both  $TL_c$  and MTI reached their lowest historic levels of 4.64 and 4.65 in 2017, respectively. Since its peak in 1991,  $TL_c$  declined by 0.05 of a trophic level in the subsequent 27 years, or 0.02 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  $TL_{MC4.0}$  community was at one of its highest values

(4.449) in 1993, but has continued to decline to 4.443 in 2017 ([Figure J-11](#)). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2017 the biomass of the  $TL_{MC3.25}$  community increased from 3.800 to 3.803, while interestingly, the biomass of the  $TL_{MC2.0}$  community also increased from 3.306 to 3.308.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 48-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 and in the longline fishery. 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 manuscript describing the evaluation of three purse-seine “fisheries” in the EPO is in review, using 27 species (3 target tunas, 4 billfishes, 3 dolphins, 7 large fishes, 3 rays, 5 sharks, and 2 small fishes) 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 elasmobranchs, namely the giant manta ray (*Manta birostris*), bigeye and pelagic thresher shark (*Alopias superciliosus* and *A. pelagicus*), smooth and scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna mokarran* and *S. lewini*), and silky shark (*Carcharhinus falciformis*). Billfishes, dolphins, other rays, ocean sunfish, and yellowfin and bigeye tunas were classified as moderately vulnerable, while the remaining species, all teleosts had the lowest vulnerability scores ([Table J-1](#); [Figure J-12a](#)).

**Large-scale tuna longline fishery.** A preliminary assessment of the longline fishery in the EPO was undertaken in 2016 for 68 species that had some level of interaction (captured, discarded, or impacted) with the fishery ([SAC-08-07d](#)). There were 12, 38, and 18 species classified as having low, moderate, and high vulnerability, respectively ([Figure J-12b](#); [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-12b](#); [Table J-2](#)).

**Cumulative impacts of ‘industrial’ fisheries on EPO species.** Because a limitation of PSA is the inability to estimate the cumulative effects of multiple fisheries on data-poor bycatch species, a new flexible spatially-explicit approach—Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish)—was developed by the IATTC staff in 2018 ([SAC-09-12](#)) to overcome this issue. EASI-Fish uses a reduced set of parameters

that are present in the PSA, and first produces a proxy of the instantaneous fishing mortality rate ( $F$ ) of each species based on the ‘volumetric overlap’ of each fishery with the stock’s distribution.  $F$  is then used in length-structured per-recruit models to assess the vulnerability of each species using conventional biological reference points (e.g.  $F_{MSY}$ ,  $F_{0.1}$  and  $SSB_{40\%}$ ). EASI-Fish has major advantages over PSA including: (i) the capability of quantitatively estimating species-specific vulnerability for the purposes of prioritizing species for data collection, further detailed analysis, research and management, (ii) transferability between species with different life histories (e.g., teleosts to marine mammals), and (iii) the ability to rapidly and cost-effectively explore hypothetical spatial and/or temporal conservation and management measures that may reduce or mitigate the risk posed by a fishery to a species. EASI-Fish was successfully applied to 14 species representing a range of life histories, including tunas, billfish, tuna-like species and elasmobranchs caught in EPO tuna fisheries as a ‘proof of concept’ in 2018 ([SAC-09-12](#)). Therefore, EASI-Fish will continue to be refined and is planned to supersede the PSA in future ERAs for fisheries operating in the EPO. Given EPO tuna fisheries interact with at least 117 taxa ([SAC-07-INF C\(d\)](#)), the IATTC staff will continue in the coming years to incrementally include more species to the analysis until all impacted species are assessed, as stipulated in the proposed 5-year SSP. This year, the spinetail devil ray was assessed and results will be presented at the Ninth Meeting of the Working Group on Bycatch ([BYC-09-01](#)).

## 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 has allowed the model include catch data to 2017. Additionally, simulations using this new data were conducted to assess potential impacts of the FAD fishery on the structure of the ecosystem ([SAC-10-15](#)).

One shortcoming of the model, in its current form, is that its underlying diet matrix—the component of the model that defines the trophic linkages between species in the ecosystem—that is based on stomach content data from fish collected over two decades ago (1992–1994). Furthermore, these data were supplemented with diet data from other regions of the Pacific Ocean and beyond where no local data were available for a particular species or functional group. Given the significant environmental changes that have been observed in the EPO over the past decade, in the form of some of the strongest El Nino events on record, it stands to reason that there is a critical need to collect trophic information from not only species of economic (e.g. tunas) or conservation (e.g. sharks) importance, but also their prey, and the base of the food web (*i.e.* phytoplankton).

A second limitation 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 can be found in adopted [Resolutions](#) by the IATTC and AIDCP.

## **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 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), as presented in Section 6 "Ecological Indicators". 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.

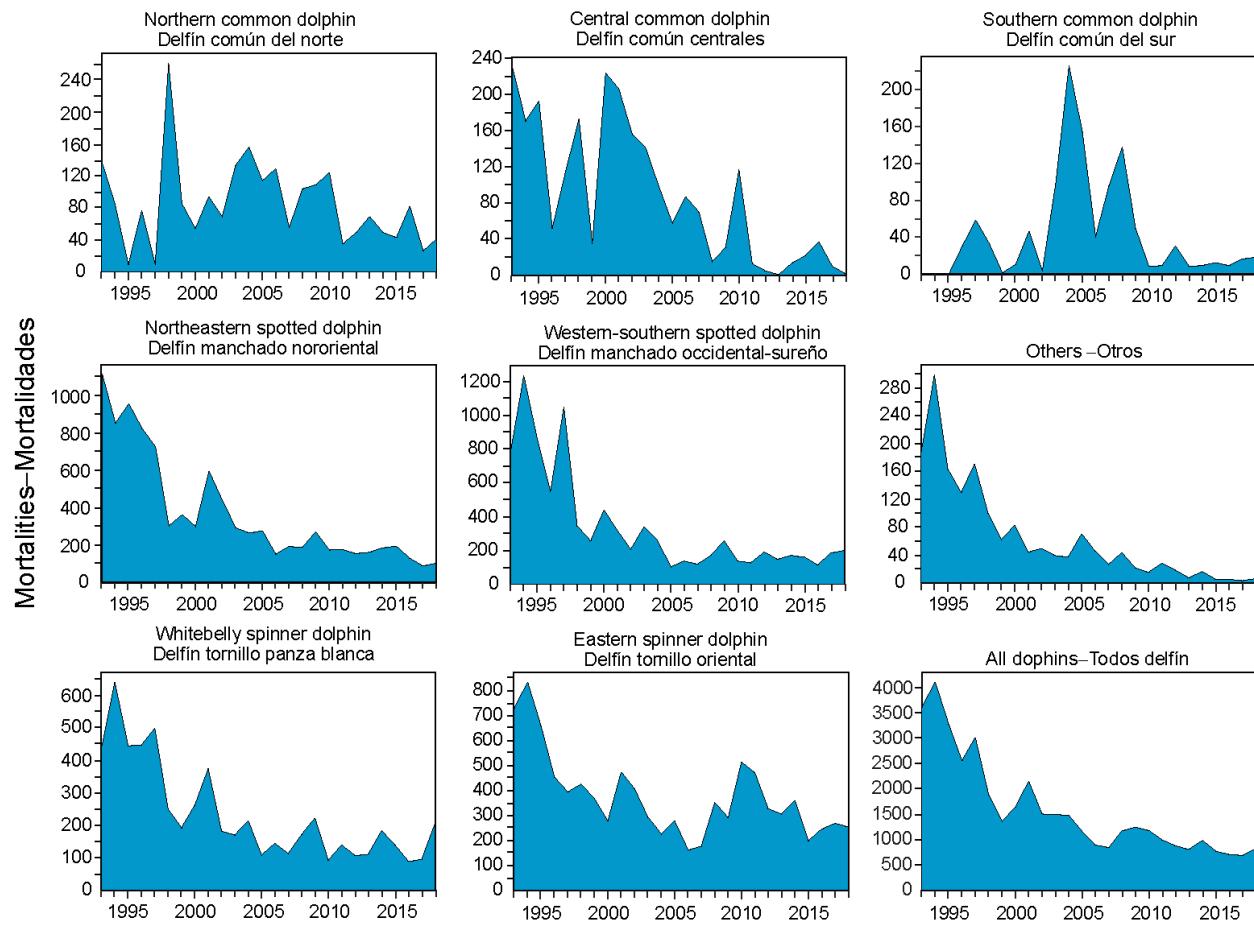
It is important to continue studies of the ecosystems in the EPO. The power to resolve issues related to fisheries and the ecosystem will increase with the number of habitat variables, taxa, and trophic levels studied and with longer time series of data.

Future ecosystem work is described in the proposed IATTC Strategic Science Plan ([IATTC-93-06a](#)) and staff activities report (SAC-10-01). Briefly, this work will include improving ERAs—using EASI-Fish to identify species at risk and prioritize species-specific research—and developing and maintaining databases of key biological and ecological parameters (e.g. growth parameters), continuation of diet studies to update diet matrices in ecosystem models, 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. A review of ecosystem-related research was undertaken to improve IATTC's reporting of ecological research with suggested improvements outlined in SAC-10 INF-B.

## **ACKNOWLEDGMENTS**

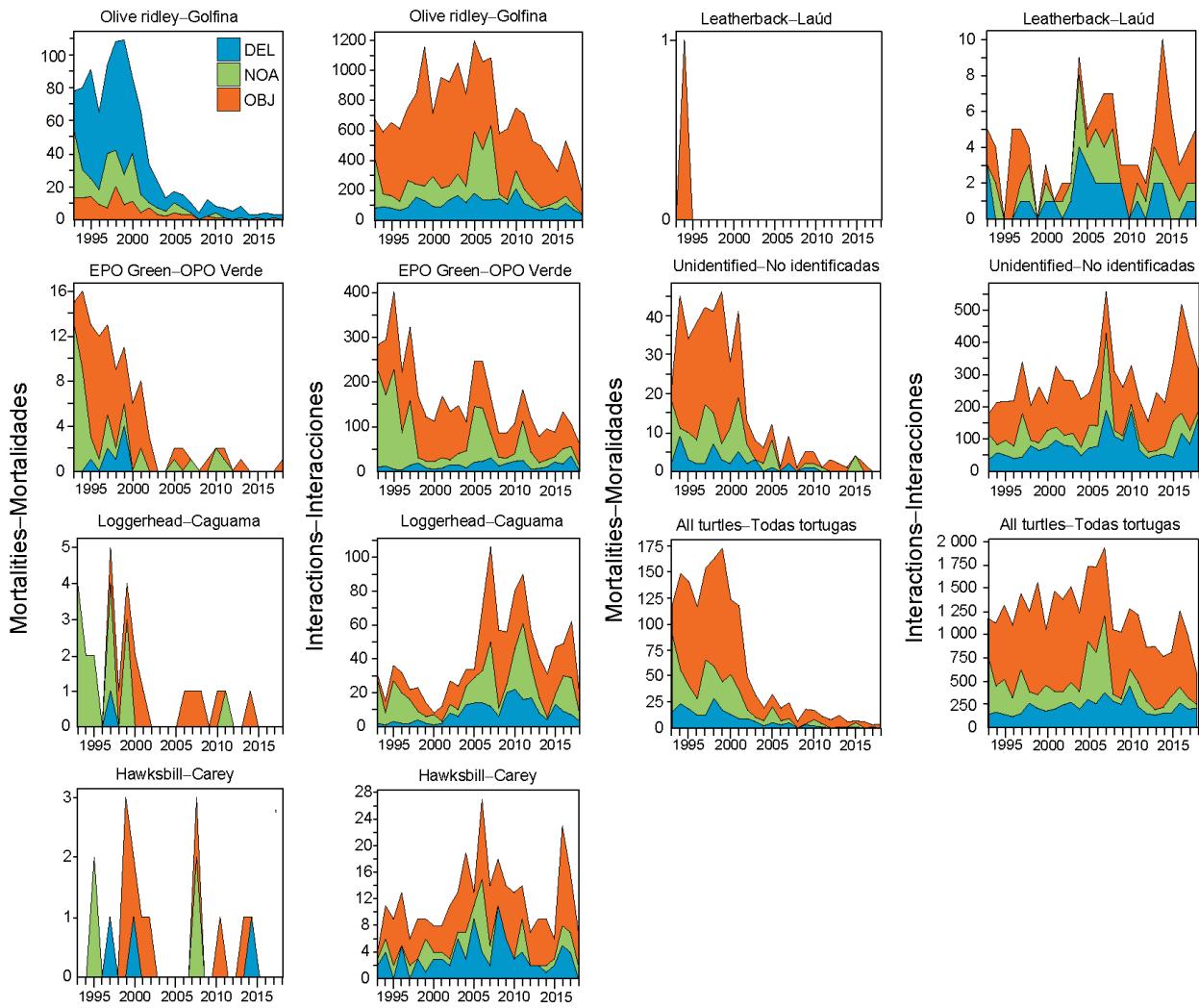
We would like to thank Nick Vogel, Joydelee Marrow, and Joanne Boster for their assistance with data preparation, Alexandre Aires-da-Silva, Nick Webb and Paulina Llano for their reviews of this document,

and Christine Patnode for improving the figures. We also thank Ricardo Oliveros-Ramos and Jon Lopez for help with the Hovmöller diagrams and Haikun Xu and Cara Wilson for assisting with code for the quarterly SST and chlorophyll figures. We gratefully acknowledge the early ecosystem research by Robert Olson that contributed to this report. His initiation of the *Ecosystem Considerations* report was first presented at the 8<sup>th</sup> Meeting of the Working Group to Review Stock Assessments in 2007 ([SAR-8-17 J](#)) and has since been updated annually.



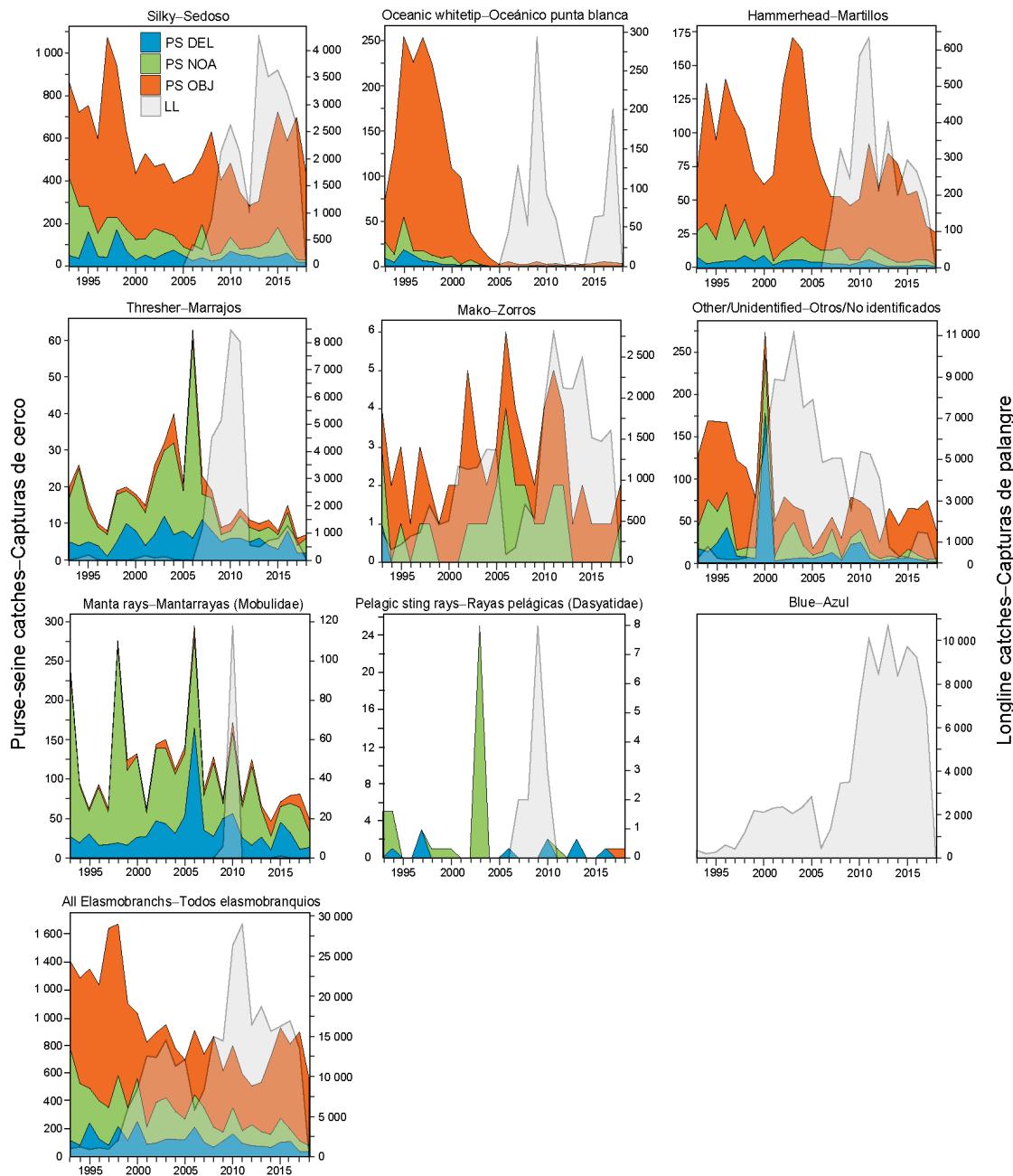
**FIGURE J-1.** Incidental dolphin mortalities, in numbers of animals by purse-seine vessels, 1993–2018.

**FIGURA J-1.** Mortalidades incidentales de delfines, en número de animales, 1993–2018.



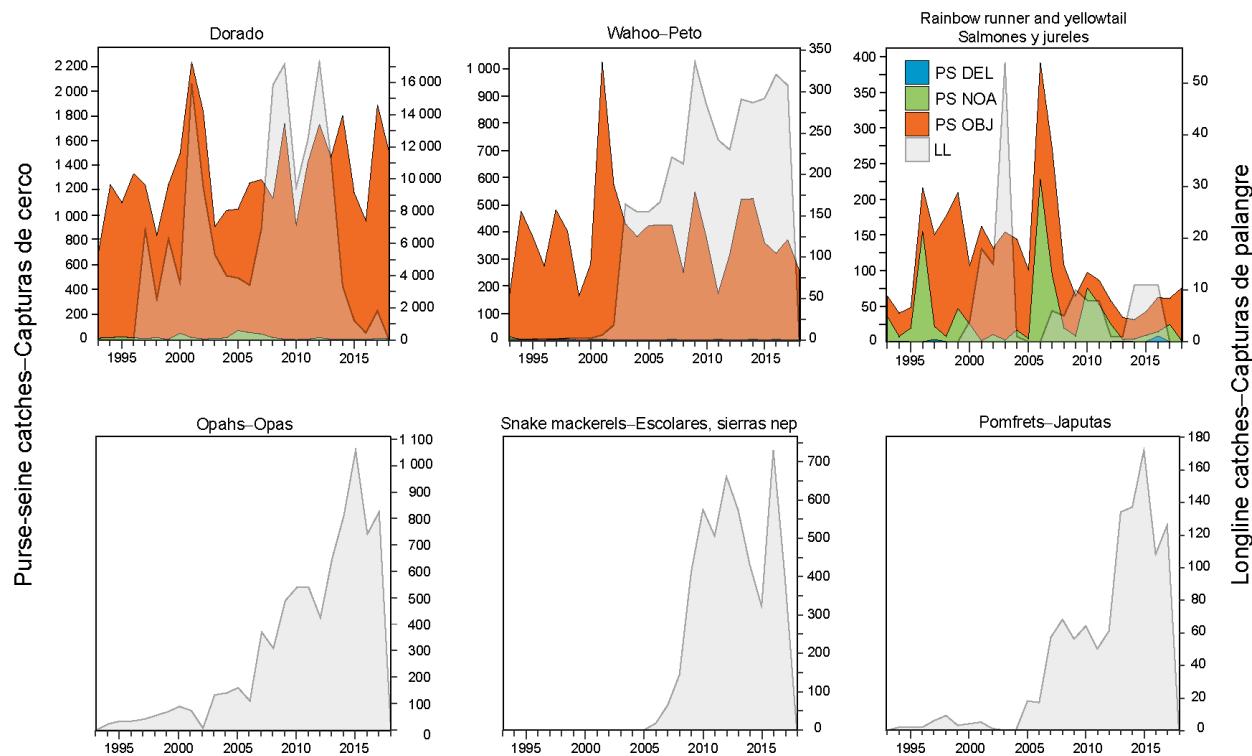
**FIGURE J-2.** Sea turtle interactions and mortalities, in numbers of animals, for large purse-seine vessels, 1993–2018, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)).

**FIGURA J-2.** Interacciones y mortalidades de tortugas marinas, en número de animales, para buques cercores grandes, 1993-2018, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).



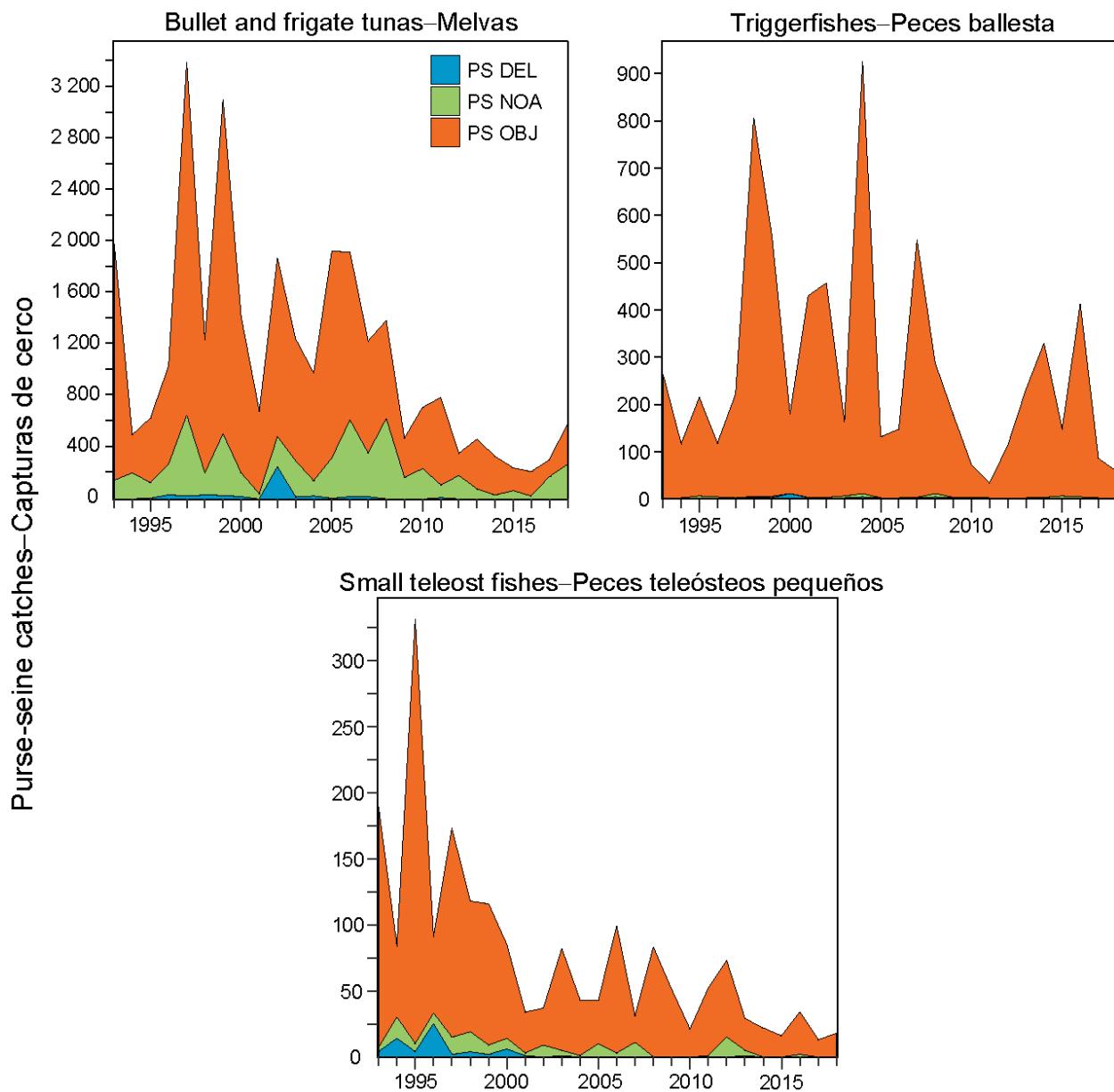
**FIGURE J-3.** Retained and discarded catches of sharks and rays, in tons, reported by observers aboard large purse-seine vessels, 1993–2018, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)) (left y-axis). Longline data (right y-axis) are considered to be minimum catch estimates. Data for the past two years should be considered preliminary; longline data for 2018 not currently available.

**FIGURA J-3.** Capturas retenidas y descartadas de tiburones y rayas, en toneladas, notificadas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993–2018, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)). Los datos de palangre (eje y derecho) se consideran estimaciones mínimas de captura. Los datos de los dos últimos años deben considerarse preliminares; los datos de palangre para 2018 no están disponibles.



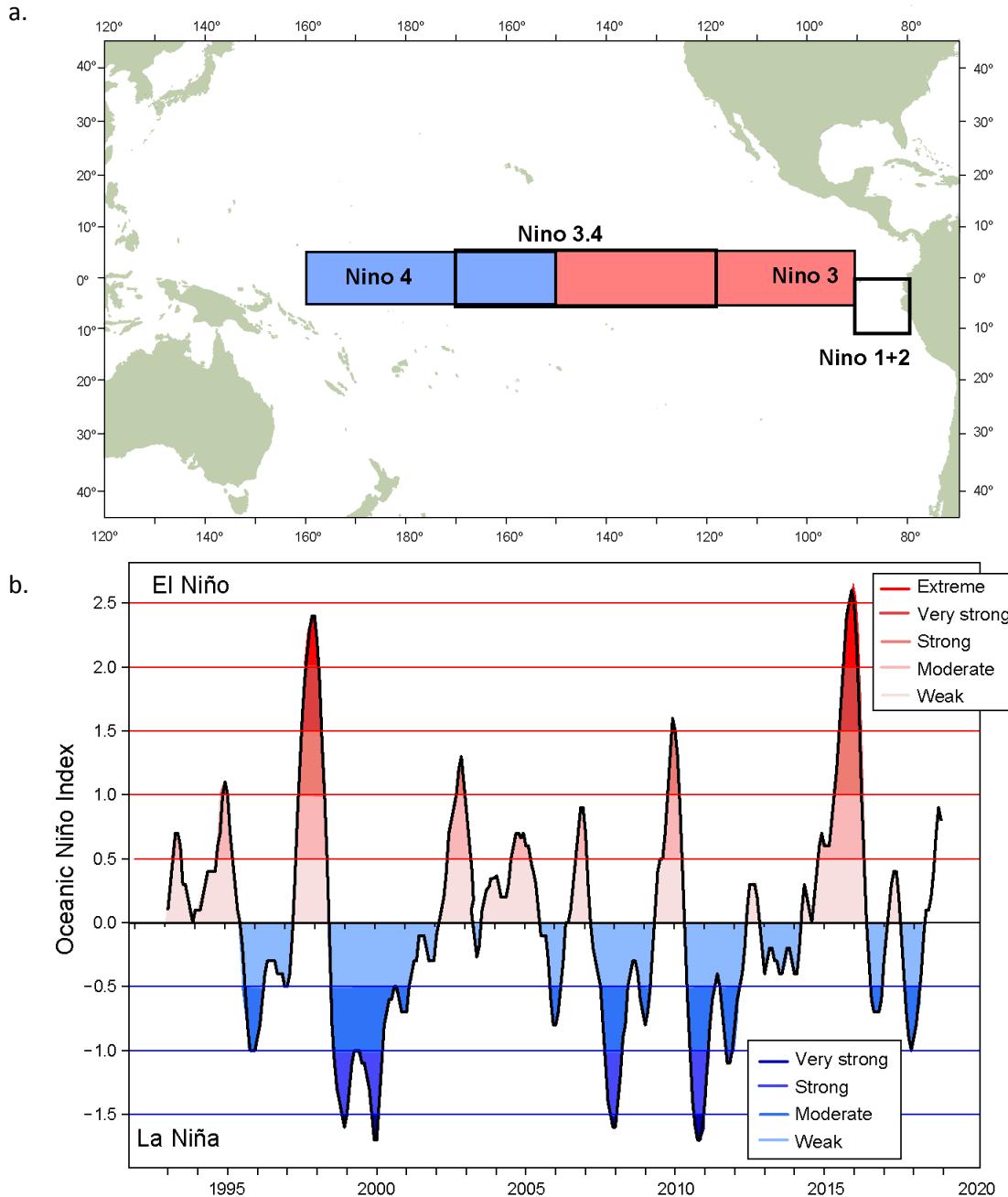
**FIGURE J-4.** Catches, in tons, of commonly-caught fishes by large purse-seine vessels, 1993–2018, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)) (left y-axis). Longline data (right y-axis) are considered to be minimum catch estimates. Data for the past two years should be considered preliminary; longline data for 2018 not currently available.

**FIGURA J-4.** Capturas, en toneladas, de peces capturados comúnmente por buques cerqueros grandes, 1993-2018, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) (eje y izquierdo). Los datos de palangre (eje y derecho) se consideran estimaciones mínimas de captura. Los datos de los dos últimos años deben considerarse preliminares; los datos de palangre para 2018 no están disponibles.



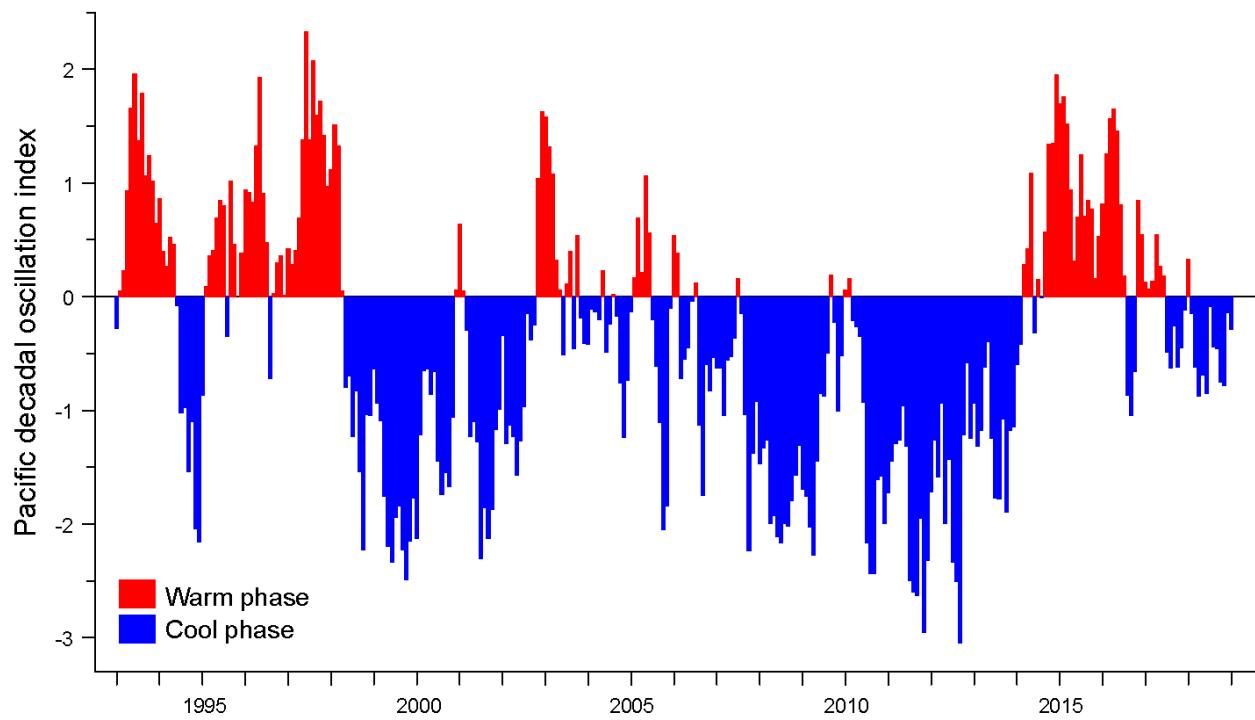
**FIGURE J-5.** Catches, in tons, of forage fishes by large purse-seine vessels, 1993–2018, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)).

**FIGURA J-5.** Capturas, en toneladas, de peces de alimento por buques cerqueros grandes, 1993–2018, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).



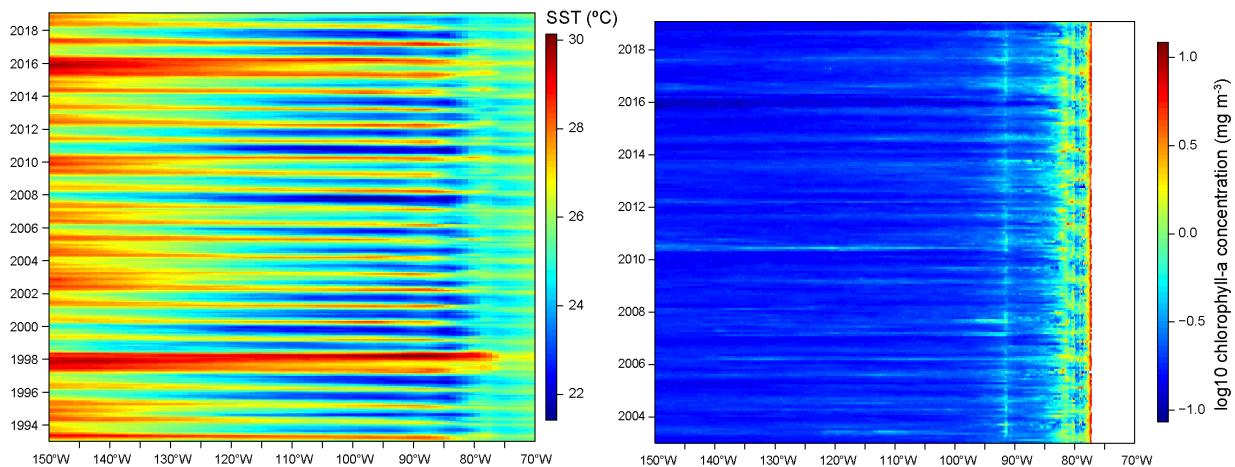
**FIGURE J-6.** a) El Niño regions used as indicators of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean. The Oceanic Niño Index (ONI) used to monitor ENSO conditions in Niño region 3.4 from 5°N to 5°S and 120°W to 170°W. b) Time series from the start of the IATTC observer program through December 2018 showing the running 3-month mean values of the ONI. ONI data obtained from: [http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml)

**FIGURA J-6** a) Regiones de El Niño utilizadas como indicadores de los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) en el Océano Pacífico. El Índice de El Niño Oceánico (ONI) usado para dar seguimiento a las condiciones de ENOS en la región Niño 3.4 de 5°N a 5°S y de 120°O a 170°O. b) Series de tiempo desde el inicio del programa de observadores de la CIAT hasta finales de diciembre de 2018 mostrando los valores del promedio móvil de 3 meses del ONI. Datos del ONI obtenidos de: [http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml](http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml)



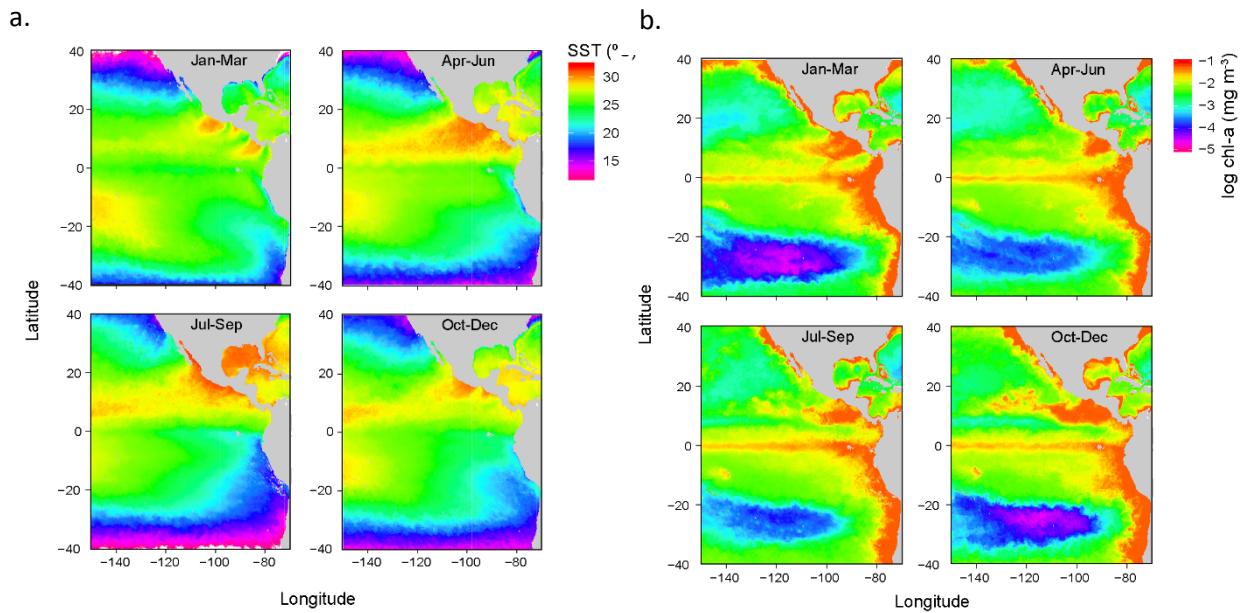
**FIGURE J-7.** Monthly values of the Pacific Decadal Oscillation (PDO) Index, January 1993–December 2018. PDO data obtained from: <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/data.csv>

**FIGURA J-7** Valores mensuales del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), enero de 1993–diciembre de 2018. Datos de la PDO obtenidos de: <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/data.csv>



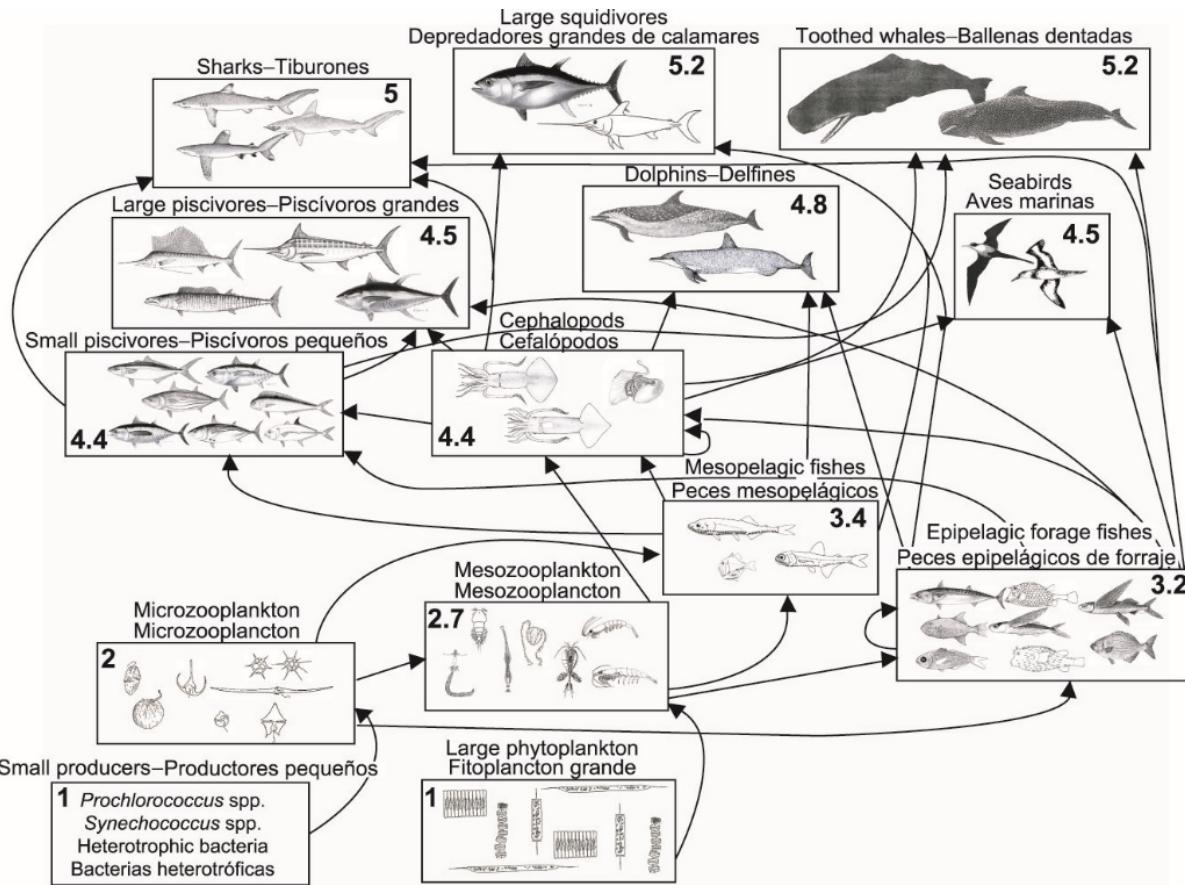
**FIGURE J-8.** Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for a) mean monthly SST for January 1993–January 2019. NOAA\_OI\_SST\_V2 data provided by the NOAA/OAR/ESRL PSD, Boulder, Colorado, USA, from their Web site at <https://www.esrl.noaa.gov/psd/> and b) mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–January 2019. Chlorophyll-a concentration data obtained from ERDDAP, NASA/GSFC/OBPG, downloaded on 27 Mar 2019, Chlorophyll-a, Aqua MODIS, NPP, L3SMI, Global, 4km, Science Quality, 2003–present (Monthly Composite), NOAA, NMFS, SWFSC, ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlday/index.html>, DOI: 10.5067/AQUA/MODIS/L3M/CHL/2018.

**FIGURA J-8** Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para a) la TSM promedio mensual de enero de 1993 a enero de 2019. Datos NOAA\_OI\_SST\_V2 proporcionados por la NOAA/OAR/ESRL PSD, Boulder, Colorado, EE. UU., de su sitio web: <https://www.esrl.noaa.gov/psd/> y b) concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a enero de 2019. Datos de concentración de clorofila-a obtenidos de ERDDAP, NASA/GSFC/OBPG, descargados el 27 de marzo de 2019, “Chlorophyll-a, Aqua MODIS, NPP, L3SMI, Global, 4km, Science Quality, 2003–present (Monthly Composite)”, NOAA, NMFS, SWFSC, ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlday/index.html> DOI: 10.5067/AQUA/MODIS/L3M/CHL/2018.



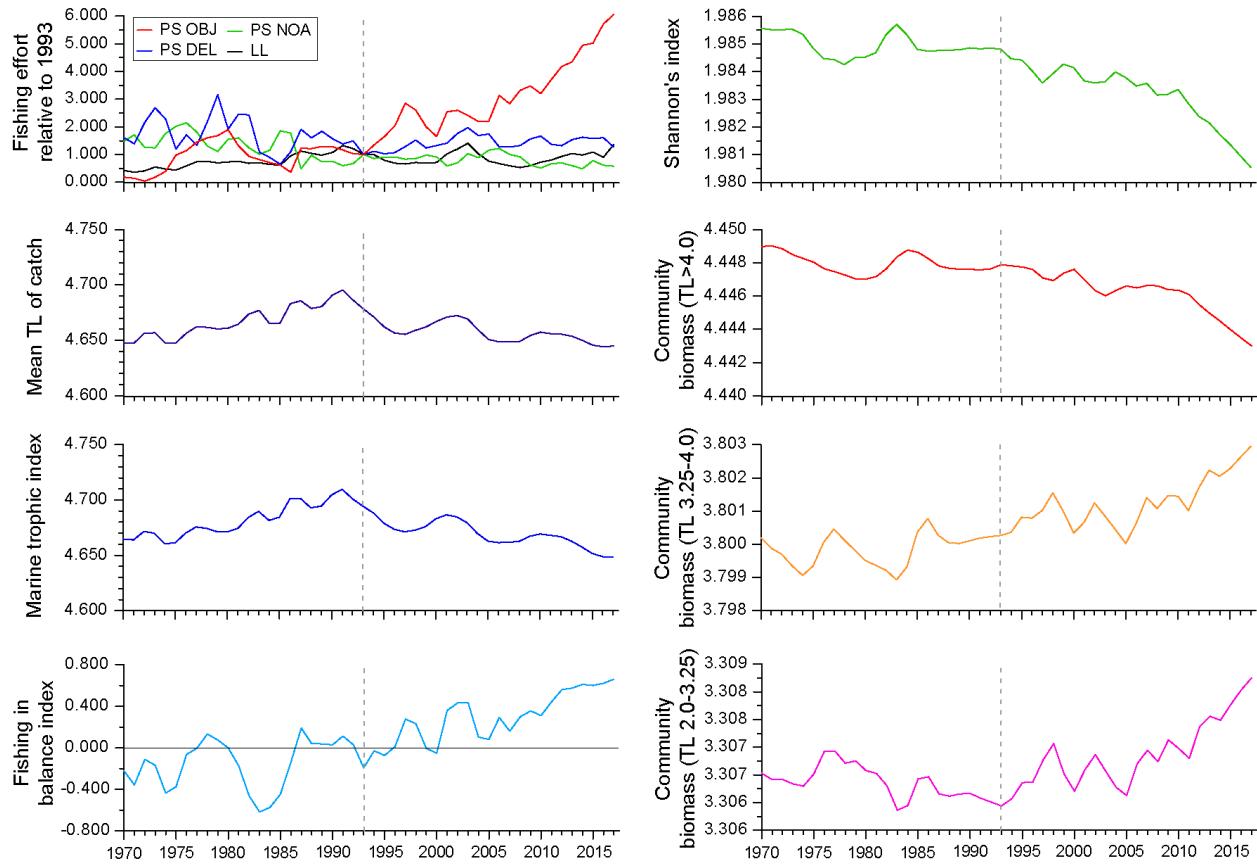
**FIGURE J-9.** a) Mean sea surface temperature (SST) b) Mean chlorophyll-a concentration  $\text{mg m}^{-3}$  for each quarter during 2018. SST data obtained from NOAA NMFS SWFSC ERD on February 11, 2019, “SST, Aqua MODIS, NPP, 4km, Daytime (11 microns), 2003–present (Monthly Composite)”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1sstmday/index.html>. Chlorophyll data presented as log chl-a concentration, obtained from NOAA CoastWatch on February 1, 2019, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlamonthly/index.html>

**FIGURA J-9** a) Temperatura superficial del mar (TSM) promedio b) Concentración promedio de clorofila-a  $\text{mg m}^{-3}$  para cada trimestre de 2018. Datos de TSM obtenidos de NOAA NMFS SWFSC ERD el 11 de febrero de 2019, “SST, Aqua MODIS, NPP, 4km, Daytime (11 microns), 2003–present (Monthly Composite)”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1sstmday/index.html>. Datos de clorofila presentados como concentración log chl-a, obtenidos de NOAA CoastWatch el 1 de febrero de, 2019, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlamonthly/index.html>



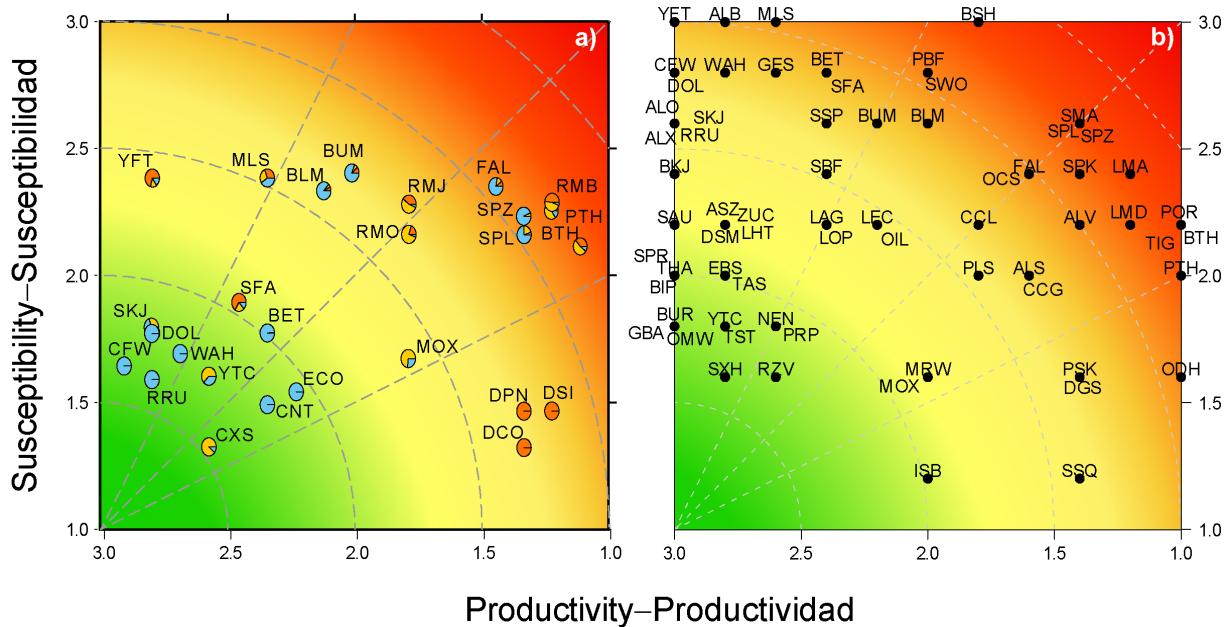
**FIGURE J-10.** Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

**FIGURA J-10.** 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-11.** Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1970–2017 (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-11.** Valores anuales de siete indicadores ecológicos de cambios en diferentes componentes del ecosistema tropical del OPO, 1970–2017 (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.



**TABLE J-1.** Productivity ( $p$ ) and susceptibility ( $s$ ) scores used to compute the overall vulnerability measure ( $v$ ). Susceptibility 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). Mean data quality (DQ) scores for susceptibility ( $s_k$ ) by fishery and productivity DQ  $p$  are categorized as green (high: DQ<2), yellow (moderate: 3<DQ>2) and red (low: DQ≥3).

**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). Las puntuaciones promedio de calidad de los datos (DQ) para la susceptibilidad ( $s_k$ ) por pesquería y productividad DQ  $p$  se clasifican en verde (alta: DQ<2), amarillo (moderada: 3<DQ>2) y rojo (baja: DQ≥3).

| Group        | Scientific name                 | Common name                  | Species code | $s_k$ scores by fishery |      |      | $p$  | $s$  | $v$  | DQ $s_k$ scores by fishery |      |      | DQ $p$ |
|--------------|---------------------------------|------------------------------|--------------|-------------------------|------|------|------|------|------|----------------------------|------|------|--------|
|              |                                 |                              |              | DEL                     | NOA  | OBJ  |      |      |      | DEL                        | NOA  | OBJ  |        |
| Tunas        | <i>Thunnus albacares</i>        | Yellowfin tuna               | YFT          | 2.29                    | 2.29 | 2.57 | 2.78 | 2.39 | 1.41 | 1.14                       | 1.14 | 1.14 | 1.78   |
|              | <i>Thunnus obesus</i>           | Bigeye tuna                  | BET          | 1                       | 2.29 | 2.57 | 2.33 | 1.78 | 1.03 |                            | 1.14 | 1.14 | 1.78   |
|              | <i>Katsuwonus pelamis</i>       | Skipjack tuna                | SKJ          | 1                       | 2.29 | 2.57 | 2.78 | 1.78 | 0.81 |                            | 1.14 | 1.14 | 2      |
| Billfishes   | <i>Makaira nigricans</i>        | Blue marlin                  | BUM          | 2.29                    | 2.14 | 2.71 | 2    | 2.41 | 1.73 | 2.14                       | 2.14 | 2.14 | 2.33   |
|              | <i>Istiompax indica</i>         | Black marlin                 | BLM          | 2.14                    | 2.14 | 2.71 | 2.11 | 2.34 | 1.67 | 2.14                       | 2.14 | 2.14 | 2.22   |
|              | <i>Kajikia audax</i>            | Striped marlin               | MLS          | 2.29                    | 2.29 | 2.57 | 2.33 | 2.39 | 1.54 | 2                          | 2    | 2    | 1.89   |
|              | <i>Istiophorus platypterus</i>  | Indo-Pacific sailfish        | SFA          | 2.43                    | 2.29 | 1    | 2.44 | 1.90 | 1.06 | 2                          | 2    |      | 2.11   |
| Dolphins     | <i>Stenella longirostris</i>    | Unidentified spinner dolphin | DSI          | 2                       | 1    | 1    | 1.22 | 1.47 | 1.84 | 1.29                       |      |      | 2.44   |
|              | <i>Stenella attenuata</i>       | Unidentified spotted dolphin | DPN          | 2                       | 1    | 1    | 1.33 | 1.47 | 1.73 | 1.29                       |      |      | 2.33   |
|              | <i>Delphinus delphis</i>        | Common dolphin               | DCO          | 1.71                    | 1    | 1    | 1.33 | 1.33 | 1.70 | 1.71                       |      |      | 2.56   |
| Large fishes | <i>Coryphaena hippurus</i>      | Common dolphinfish           | DOL          | 1                       | 2.14 | 2.71 | 2.78 | 1.80 | 0.83 |                            | 2.29 | 2.29 | 1.89   |
|              | <i>Coryphaena equiselis</i>     | Pompano dolphinfish          | CFW          | 1                       | 1    | 2.86 | 2.89 | 1.65 | 0.66 |                            |      | 2.43 | 3.33   |
|              | <i>Acanthocybium solandri</i>   | Wahoo                        | WAH          | 1                       | 1    | 3    | 2.67 | 1.70 | 0.77 |                            |      | 2.29 | 2.11   |
|              | <i>Elagatis bipinnulata</i>     | Rainbow runner               | RRU          | 1                       | 1    | 2.71 | 2.78 | 1.60 | 0.64 |                            |      | 2.29 | 3.33   |
|              | <i>Mola mola</i>                | Ocean sunfish, Mola          | MOX          | 1                       | 2.29 | 2.29 | 1.78 | 1.68 | 1.40 |                            | 2.43 | 2.43 | 3.56   |
|              | <i>Caranx sexfasciatus</i>      | Bigeye trevally              | CXS          | 1                       | 2.86 | 1    | 2.56 | 1.33 | 0.55 |                            | 2.71 |      | 3.56   |
|              | <i>Seriola lalandi</i>          | Yellowtail amberjack         | YTC          | 1                       | 2.43 | 2    | 2.56 | 1.61 | 0.75 |                            | 2.43 | 2.43 | 2.78   |
| Rays         | <i>Manta birostris</i>          | Giant manta                  | RMB          | 2.43                    | 2.57 | 2    | 1.22 | 2.30 | 2.21 | 2.57                       | 2.57 | 2.57 | 3.11   |
|              | <i>Mobula japonica</i>          | Spinetail manta              | RMJ          | 2.29                    | 2.57 | 2.14 | 1.78 | 2.29 | 1.77 | 2.43                       | 2.43 | 2.43 | 3.33   |
|              | <i>Mobula thurstoni</i>         | Smoothtail manta             | RMO          | 2.14                    | 2.57 | 2    | 1.78 | 2.17 | 1.77 | 2.57                       | 2.57 | 2.57 | 3.44   |
| Sharks       | <i>Carcharhinus falciformis</i> | Silky shark                  | FAL          | 2.29                    | 2.14 | 2.57 | 1.44 | 2.36 | 2.07 | 2.14                       | 2.29 | 2.29 | 2.22   |
|              | <i>Sphyraena zygaena</i>        | Smooth hammerhead shark      | SPZ          | 2.14                    | 2.14 | 2.43 | 1.33 | 2.24 | 2.08 | 2.14                       | 2.29 | 2.29 | 3.33   |
|              | <i>Sphyraena lewini</i>         | Scalloped hammerhead shark   | SPL          | 2.14                    | 2.29 | 2.14 | 1.33 | 2.17 | 2.04 | 2.14                       | 2.29 | 2.29 | 2.33   |
|              | <i>Alopias pelagicus</i>        | Pelagic thresher shark       | PTH          | 2.29                    | 2.14 | 2.29 | 1.22 | 2.26 | 2.18 | 2.14                       | 2.29 | 2.29 | 2.11   |
|              | <i>Alopias superciliosus</i>    | Bigeye thresher shark        | BTH          | 2.14                    | 2.29 | 2    | 1.11 | 2.12 | 2.20 | 2.14                       | 2.29 | 2.29 | 2.22   |
| Small fishes | <i>Canthidermis maculatus</i>   | Ocean triggerfish            | CNT          | 1                       | 1    | 2.43 | 2.33 | 1.50 | 0.84 |                            |      | 2.71 | 4      |
|              | <i>Sectator oxyurus</i>         | Bluestriped chub             | ECO          | 1                       | 1    | 2.57 | 2.22 | 1.55 | 0.95 |                            |      | 2.57 | 3.33   |

**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<br>Grupo  | Scientific name<br>Nombre científico | Common name<br>Nombre común | Code<br>Código | <i>p</i> | <i>s</i> | <i>v</i> |
|-----------------|--------------------------------------|-----------------------------|----------------|----------|----------|----------|
| Billfishes      | <i>Istiompax indica</i>              | Black marlin                | BLM            | 2.00     | 2.60     | 1.89     |
| Peces picudos   | <i>Istiophorus platypterus</i>       | Indo-Pacific sailfish       | SFA            | 2.40     | 2.80     | 1.90     |
|                 | <i>Kajikia audax</i>                 | Striped marlin              | MLS            | 2.60     | 3.00     | 2.04     |
|                 | <i>Makaira nigricans</i>             | Blue marlin                 | BUM            | 2.20     | 2.60     | 1.79     |
|                 | <i>Tetrapturus angustirostris</i>    | Shortbill spearfish         | SSP            | 2.40     | 2.60     | 1.71     |
|                 | <i>Xiphias gladius</i>               | Swordfish                   | SWO            | 2.00     | 2.80     | 2.06     |
| Tunas           | <i>Katsuwonus pelamis</i>            | Skipjack                    | SKJ            | 3.00     | 2.60     | 1.60     |
| Atunes          | <i>Thunnus alalunga</i>              | Albacore                    | ALB            | 2.80     | 3.00     | 2.01     |
|                 | <i>Thunnus albacares</i>             | Yellowfin                   | YFT            | 3.00     | 3.00     | 2.00     |
|                 | <i>Thunnus maccoyii</i>              | Southern bluefin            | SBF            | 2.40     | 2.40     | 1.52     |
|                 | <i>Thunnus obesus</i>                | Bigeye                      | BET            | 2.40     | 2.80     | 1.90     |
|                 | <i>Thunnus orientalis</i>            | Pacific bluefin             | PBF            | 2.00     | 2.80     | 2.06     |
| Elasmobranchs   | <i>Alopias pelagicus</i>             | Pelagic thresher shark      | PTH            | 1.00     | 2.00     | 2.24     |
| Elasmobranquios | <i>Alopias superciliosus</i>         | Bigeye thresher shark       | BTH            | 1.00     | 2.20     | 2.33     |
|                 | <i>Alopias vulpinus</i>              | Common thresher shark       | ALV            | 1.40     | 2.20     | 2.00     |
|                 | <i>Carcharhinus albimarginatus</i>   | Silvertip shark             | ALS            | 1.60     | 2.00     | 1.72     |
|                 | <i>Carcharhinus falciformis</i>      | Silky shark                 | FAL            | 1.60     | 2.40     | 1.98     |
|                 | <i>Carcharhinus galapagensis</i>     | Galapagos shark             | CCG            | 1.60     | 2.00     | 1.72     |
|                 | <i>Carcharhinus limbatus</i>         | Blacktip shark              | CCL            | 1.80     | 2.20     | 1.70     |
|                 | <i>Carcharhinus longimanus</i>       | Oceanic whitetip shark      | OCS            | 1.60     | 2.40     | 1.98     |
|                 | <i>Galeocerdo cuvier</i>             | Tiger shark                 | TIG            | 1.00     | 2.20     | 2.33     |
|                 | <i>Prionace glauca</i>               | Blue shark                  | 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         | SMA            | 1.40     | 2.60     | 2.26     |
|                 | <i>Isurus paucus</i>                 | Longfin mako shark          | LMA            | 1.20     | 2.40     | 2.28     |
|                 | <i>Lamna ditropis</i>                | Salmon shark                | LMD            | 1.20     | 2.20     | 2.16     |

| Group<br>Grupo                                    | Scientific name<br>Nombre científico | Common name                   | Nombre común             | Code<br>Código | p    | s    | v    |
|---|--------------------------------------|-------------------------------|--------------------------|----------------|------|------|------|
|   | <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>Sphyraña lewini</i>               | Scalloped hammerhead shark    | Cornuda común            | SPL            | 1.40 | 2.60 | 2.26 |
|   | <i>Sphyraña mokarran</i>             | Great hammerhead              | Cornuda gigante          | SPK            | 1.40 | 2.40 | 2.13 |
|   | <i>Sphyraña 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<br>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 steindachneri</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 |
|   | <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>        | Tapetail ribbonfish           |                          | LHT            | 2.80 | 2.20 | 1.22 |
| Tuna-like species<br>Especies afines a los atunes | <i>Elagatis bipinnulata</i>          | Rainbow runner                | Salmón                   | RRU            | 3.00 | 2.60 | 1.60 |
|   | <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 |

| Group<br>Grupo | Scientific name<br>Nombre científico | Common name         | Nombre común          | Code<br>Código | p    | s    | v    |
|----------------|--------------------------------------|---------------------|-----------------------|----------------|------|------|------|
|                | <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      | Barilete 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

Shane Griffiths y Leanne Fuller

## ÍNDICE

|     |  |     |
|-----|--|-----|
| 1.  | Introducción.....  | 123 |
| 2.  | Impacto de las capturas.....   | 124 |
| 3.  | Otra fauna .....   | 130 |
| 4.  | Interacciones tróficas.....  | 132 |
| 5.  | Medio ambiente físico .....  | 133 |
| 6.  | Indicadores ecológicos.....  | 136 |
| 7.  | Evaluación de riesgos ecológicos.....  | 138 |
| 8.  | Modelado de ecosistemas .....  | 139 |
| 9.  | Acciones de la CIAT y el APICD relativas a consideraciones ecosistémicas ..... | 140 |
| 10. | Acontecimientos futuros .....  | 140 |
|     | Agradecimientos.....   | 141 |

## 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 ecosistema<sup>24</sup>. 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-presa.

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 cuantificar y evaluar los enfoques ecosistémicos a la pesca (EEP) de la Comisión, a través de herramientas actuales disponibles para evaluar la condición del ecosistema, y demostrar cómo la investigación

---

<sup>24</sup> 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.

ecosistémica puede contribuir al asesoramiento de ordenación y al proceso de toma de decisiones.

No obstante, la perspectiva que se tiene 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-Oscilación del Sur (ENOS) y cambios a más largo plazo, tales como la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés) y otros cambios relacionados con el clima, incluyendo, por ejemplo, el calentamiento, anoxia y acidificación oceánica.

Además de notificar 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 grandes<sup>25</sup> que llevan observadores a bordo bajo el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD). La información detallada sobre la captura incidental retenida y descartada por los buques cerqueros pequeños y gran parte de la flota palangrera es limitada, mientras que prácticamente no existe información alguna sobre las capturas incidentales y descartes por buques pesqueros que usan otros tipos de artes (por ejemplo, red agallera, arpón y artes deportivas ([SAC-07-INF-C\(d\)](#); [SAC-08-07b](#))).

En los documentos de reuniones previas del Comité Científico Asesor (CCA) se presenta información detallada sobre estudios ecosistémicos previos (por ejemplo, [SAC-08-07a](#)). El trabajo actual y planeado relacionado con el ecosistema del personal de la CIAT se resume en el Plan Científico Estratégico ([IATTC-93-06a](#)) propuesto y en el Informe de Actividades e Investigaciones del Personal (SAC-10-01).

## 2. IMPACTO DE LAS CAPTURAS

### 2.1. Evaluaciones de especies individuales y descripción de los datos disponibles

Una perspectiva ecosistémica requiere un enfoque sobre cómo la pesquería podría haber cambiado varios componentes del ecosistema. Este informe presenta información actual sobre los efectos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de especies individuales en el OPO. 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 datos de captura de los buques cerqueros grandes y las pesquerías atuneras de palangre a gran escala (en lo sucesivo “pesquerías palangreras”) notificadas a la CIAT.

Se usaron los datos de observadores a bordo disponibles al personal de la CIAT en marzo de 2019 para proveer estimaciones de capturas totales (capturas retenidas más descartes) en lances sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL) por buques cerqueros grandes en el OPO, salvo indicación contraria. Los datos de 2017 y 2018 deberían considerarse preliminares.

No se dispone de datos completos para buques cerqueros pequeños, palangreros, y de otros tipos. Por ejemplo, la variabilidad considerable en los formatos de los informes de datos de palangre por CPC<sup>26</sup> individuales a lo largo del tiempo limita la aplicación de los datos de captura y esfuerzo a análisis científicos ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Algunas capturas de especies no objetivo por las pesquerías palangreras en el OPO son notificadas a la CIAT, pero a menudo en un formato altamente resumido (por ejemplo, agregaciones mensuales de captura por grupos taxonómicos amplios (“elasmobranquios”, por ejemplo) y sin verificación de si la

---

<sup>25</sup> Capacidad de acarreo superior a 363 t

<sup>26</sup> Miembros y no Miembros Cooperantes de la CIAT

captura reportada fue extendida a captura total ([SAC-08-07b](#)). Estos datos de captura de especies no objetivo por las pesquerías de palangre se obtuvieron usando las "Estadísticas de Captura de Tarea I" de las extracciones anuales brutas notificadas a la CIAT de acuerdo a las especificaciones para la provisión de estos datos descritas en el Anexo A del memorándum 0144-410, del 27 de marzo de 2019, de conformidad con la Resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos. Debido a las limitaciones de los datos antes descritas, en el presente documento estos datos se consideran "datos de muestra" y, por lo tanto, las estimaciones deberían considerarse como estimaciones mínimas. En marzo de 2019 se disponía de datos de muestra preliminares para 2017.

Debido a la carencia de datos de captura de la pesquería palangrera, en la reunión SAC-08 ([SAC-08-07e](#)) se discutió un informe sobre el establecimiento de estándares de datos y requisitos de informes mínimos para los programas de observadores en palangreros. De conformidad con el párrafo 7 de la Resolución [C-11-08](#), el CCA adoptó un [requisito](#) de suministro de datos operacionales de observadores por los CPC. Se han logrado algunos avances en los informes de datos de palangre y unos pocos CPC han proporcionado a la CIAT datos operacionales de observadores por lance individual. Por ejemplo, se presentó un resumen de los informes de observadores de palangre por los CPC en la reunión SAC-09, y el personal notó que solamente dos CPC habían presentado datos de observadores de 2013, el año en el que entró en vigor la Resolución [C-11-08](#), hasta finales de 2017 ([SAC-09 INF A](#), Tabla 3). El personal también señaló inconsistencias con las unidades de notificación del esfuerzo de pesca y recomendó el uso del número de anzuelos, en lugar de los "días efectivos de pesca" actualmente notificados, lo que permitiría extrapolar a la flota palangrera los datos de captura notificados por los observadores, permitiendo así hacer estimaciones de la captura total que se efectuará. A medida que mejore la notificación de datos, se dispondrá de mejores estimaciones de las capturas palangreras en versiones futuras del presente informe.

## **2.2. Atunes**

El personal presenta informes de la condición de los atunes patudo ([SAC-10-06](#)), aleta amarilla ([SAC-10-07](#); [SAC-10-08](#)) y barrilete ([SAC-10-09](#)). El Grupo de Trabajo sobre el Aleta Azul del Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC) terminó su [evaluación de la población](#) en 2018, y el Grupo de Trabajo sobre el Albacora del Norte del ISC terminó su [evaluación de la población](#) en 2017. Se espera que estos grupos de trabajo del ISC presenten sus avances en la reunión SAC-10.

En la Tabla A-2a del Documento [SAC-10-03](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de atunes y bonitos en el OPO durante 2018.

## **2.3. Peces picudos**

En las secciones G-J del [Informe de la situación de la pesquería 16](#) 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](#) realizó

evaluaciones de las poblaciones de pez espada (OPO sur 2011, OPO norte 2014), marlín rayado (2010), pez vela del Pacífico oriental (2013) y marlín azul (2013, 2016). El Grupo de Trabajo sobre Peces Picudos del ISC realizó evaluaciones de las poblaciones de [marlín rayado \(2015\)](#), [marlín azul del Pacífico \(2016\)](#) y [pez espada del Pacífico norte \(2018\)](#); también tiene actualmente en curso una evaluación del marlín rayado del Pacífico occidental y central para 2019.

No se han realizado evaluaciones de las poblaciones de marlín negro y el marlín trompa corta, aunque datos históricos publicados en la [serie de boletines de la CIAT](#) antes de 2008 señalan tendencias en las capturas, esfuerzo y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE).

En la Tabla A-2b del Documento [SAC-10-03](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de peces picudos en el OPO durante 2018.

#### **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 después liberan los delfines mientras retienen los atunes. La mortalidad incidental de los delfines en la pesquería fue alta durante los primeros años de la pesquería, pero ha sido mínima desde principios de la década de 1980.

En la [Tabla 1](#) se presentan estimaciones preliminares de la mortalidad incidental de mamíferos marinos en la pesquería en 2018, y estimaciones correspondientes a 1993-2018 en la [Figura J-1](#). Se observaron mortalidades decrecientes de delfines manchados nororientales y occidentales-sureños, tornillo panza blanca, comunes centrales y otros *delphinidae*. El número de mortalidades fue variable para el delfín común norteño y el delfín tornillo oriental; en el caso del delfín común sureño, el número de mortalidades ha sido generalmente de menos de 60 individuos, con la excepción de picos de 225 ejemplares en 2004, 154 en 2005 y 137 en 2008.

#### **2.5. Tortugas marinas**

Las tortugas marinas son capturadas en los palangres 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 debida 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 de naciones costeras que también tienen un impacto sobre las tortugas marinas.

**TABLA 1.** Mortalidad incidental de delfines y otros mamíferos marinos causada por la pesquería de cerco en el OPO, 2018.

| Especie y población         | Número     | t           |
|-----------------------------|------------|-------------|
| Delfín manchado de alta-mar |            |             |
| Nororiental                 | 99         | 6.5         |
| Occidental-sureño           | 197        | 12.9        |
| Delfín tornillo             |            |             |
| Oriental                    | 252        | 11.2        |
| Panza blanca                | 205        | 12.4        |
| Delfín común                |            |             |
| Norteño                     | 41         | 2.9         |
| Central                     | 1          | 0.1         |
| Sureño                      | 18         | 1.3         |
| Otros mamíferos*            | 6          | 0.4         |
| <b>Total</b>                | <b>819</b> | <b>47.5</b> |

\*“Otros mamíferos” incluye las especies y poblaciones siguientes, cuyas mortalidades observadas fueron las siguientes: delfín tornillo centroamericano 3 (0.1 t), delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) 2 (0.2 t) y delfines no identificados 1 (0.1 t).

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, aunque la Resolución [C-07-03](#), adoptada en 2007, busca mitigar el impacto de la pesca sobre las tortugas marinas. En algunos casos, se enredan en el arte de pesca y pueden acabar heridas o muertas.

La tortuga golfinha (*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 de tortugas en lances por buques cerqueros grandes sobre objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL), durante 2018 en la [Tabla 2](#), y durante 1993-2018 en la [Figura J-2](#). Los datos de mortalidades e interacciones con tortugas en las pesquerías palangreras fueron deficientes ([SAC-08-07b](#)), aunque con mejoras en la notificación de datos, se espera disponer de estimaciones en el futuro (ver sección 2.1).

Las mortalidades de tortugas marinas causadas por la pesca cerquera atunera son probablemente menores que aquéllas debidas a otras actividades humanas, que incluyen explotación de huevos y adultos, desarrollo de playas, contaminación, enredos en, e ingestión de, desechos 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 indicadores de condición (SSI, de *stock status indicators*) de las poblaciones de tan sólo cuatro especies de tiburones en el OPO: sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody et al. 2018<sup>27</sup>; [SAC-10-17](#)), azul (*Prionace glauca*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)) y zorro (*Alopias vulpinus*) ([NMFS](#)). Como parte del [Proyecto](#)

**TABLA 2.** Interacciones y mortalidades de tortugas marinas con buques cerqueros en el OPO, 2018.

| Especie         | Interacciones |           |            | Total      | Mortalidades  |          |          | Total    |
|-----------------|---------------|-----------|------------|------------|---------------|----------|----------|----------|
|                 | Tipo de lance |           |            |            | Tipo de lance |          |          |          |
|                 | OBJ           | NOA       | DEL        |            | OBJ           | NOA      | DEL      |          |
| Golfinha        | 141           | 2         | 39         | 182        | 3             | -        | -        | 3        |
| Verde del OPO   | 49            | 12        | 2          | 63         | 1             | -        | -        | 1        |
| Carey           | 11            | 4         | 3          | 18         | -             | -        | -        | -        |
| Caguama         | 5             | 2         | -          | 7          | -             | -        | -        | -        |
| Laúd            | 3             | 1         | 1          | 5          | -             | -        | -        | -        |
| No identificada | 128           | 21        | 164        | 313        | -             | -        | -        | -        |
| <b>Total</b>    | <b>337</b>    | <b>42</b> | <b>209</b> | <b>588</b> | <b>4</b>      | <b>-</b> | <b>-</b> | <b>4</b> |

<sup>27</sup> Lennert-Cody, C.E.; Clarke, S.C.; Aires-da-Silva, A.; Maunder, M.N.; Franks, P.J.S.; Román, M.H.; Miller, A.J.; Minami, M. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean Fish Oceanogr:1-11

[Océanos Comunes de la FAO](#), en 2017 se finalizaron evaluaciones a escala del Pacífico entero del tiburón marrano sardinero<sup>28</sup> (*Lamna nasus*), en el hemisferio sur, y del tiburón zorro ojón<sup>29</sup> (*Alopias superciliosus*), mientras que la del tiburón sedoso<sup>30</sup> y una evaluación de riesgo para la población de tiburón ballena del Indo-Pacífico<sup>31</sup> se completaron en 2018. Las interacciones del tiburón ballena con la pesquería atunera de cerco en el OPO se resumen en el Documento [BYC-08 INF-A](#). Se desconocen los impactos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de otras especies de tiburones en el OPO.

El personal de la CIAT realizó una evaluación cuantitativa de riesgos ecológicos de los impactos de la pesquería atunera del OPO sobre la manta mobula (*Mobula mobular*), utilizando el enfoque de la Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish) recientemente desarrollado por la CIAT, para estudiar la condición de vulnerabilidad de la especie bajo 18 medidas hipotéticas de conservación y ordenación; ésta será presentada en la 9<sup>a</sup> reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental (BYC-09-01).

En la [Tabla 3](#) se presentan estimaciones preliminares de las capturas de tiburones y rayas notificadas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes en el OPO durante 2018 y estimaciones mínimas de capturas por buques palangreros en 2017 usando datos de muestra (ver sección 2.1). Es importante señalar que la Resolución [C-11-10](#), que entró en vigor en enero de 2012, prohíbe la retención de tiburones oceánicos punta blanca (*Carcharhinus longimanus*) y, por lo tanto se incluyó la captura descartada, notificada bajo la "Estadísticas de Captura y Esfuerzo de Tarea II", un subconjunto de las "Estadísticas de Captura de Tarea I", de conformidad con la Resolución [C-03-05](#) y detallada en el Anexo A del memorándum 0144-410, para proporcionar una mejor estimación de la captura.

En la [Figura J-3](#) se ilustran las capturas de tiburones y rayas en las pesquerías de cerco y de palangre durante 1993-2018. La especie capturadas más comúnmente en la pesquería de cerco es el tiburón sedoso. Las capturas de tiburones fueron generalmente máximas en los lances sobre objetos flotantes (principalmente tiburones sedoso, oceánico punta blanca, martillo (*Sphyrna spp.*) y marrajo (*Iurus spp.*)), seguidos por lances no asociados y, en un nivel mucho más bajo, los lances sobre delfines. Hasta aproximadamente 2007, los tiburones zorro (*Alopias spp.*) ocurrieron principalmente en lances no asociados. Históricamente, los tiburones oceánicos punta blanca eran capturados comúnmente en lances sobre objetos flotantes, pero desde 2005 se han vuelto 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. En la Tabla A-7 del Documento [SAC-10-03](#) se detalla el número de lances cerqueros de cada tipo en el OPO durante 2003-2018.

---

<sup>28</sup> Clarke, S. 2017. Southern Hemisphere porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2). Décimo tercera sesión ordinaria del Comité Científico de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central. Rarotonga, Islas Cook.

<sup>29</sup> Fu, D.; Roux, M.-J.; Clarke, S.; Francis, M.; Dunn, A.; Hoyle, S.; Edwards, C. 2018. Pacific-wide sustainability risk assessment of bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*). WCPFC-SC13-2017/SA-WP-11. Rev 3 (11 de abril de 2018). Décimo tercera sesión ordinaria del Comité Científico de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central. Rarotonga, Islas Cook.

<sup>30</sup> Clarke, S. 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08. Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central. Busan, Corea.

<sup>31</sup> Clarke, S. 2018. Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Décimo cuarta sesión ordinaria del Comité Científico de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central. Busan, Corea.

Los datos de muestra notificados a la CIAT de las estimaciones mínimas de tiburones capturados por la pesquería palangrera aumentaron para la mayoría de las especies a partir de 2005 ([Figura J-3](#)). Las capturas de los tiburones marrajo y azul fueron notificadas a partir de 1993, y aumentaron bruscamente a partir de 2008. Las capturas de tiburón azul superaron las 10,000 t en 2011 y 2013, mientras que las de tiburón zorro superaron las 8,000 t en 2010 y 2011 y disminuyeron rápidamente posteriormente. Las capturas del tiburón sedoso alcanzaron un pico de unas 4,200 en 2013, y las del marrajo de unas 2,500 t en 2014. Las capturas de tiburón oceánico punta blanca alcanzaron casi 300 t en 2009 y, como se mencionó anteriormente, su retención está prohibida desde 2012 en virtud de la Resolución [C-11-10](#); por lo tanto, los datos notificados desde 2012 corresponden a descartes ([Figura J-3](#)). Sin embargo, es importante que estos datos de muestra sean interpretados con cautela porque sólo pueden ser considerados como “estimaciones mínimas notificadas” debido a las limitaciones de 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](#), documentados en [SAC-08-07b](#) (ver también sección 2.1).

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 son

similares a las pesquerías palangreras industriales en el sentido de que operan en zonas más allá de aguas costeras y jurisdicciones nacionales<sup>32</sup>. Sin embargo, faltan datos esenciales de tiburones de las 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, 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 ABNJ ([SAC-07-06b\(ii\)](#), [SAC-07-06b\(iii\)](#)), para mejorar la recolección de datos sobre tiburones de la pesquería palangrera artesanal, particularmente en Centroamérica. En abril de 2018 se inició un estudio piloto para recopilar datos adicionales sobre la pesquería de tiburones y desarrollar y probar diseños de muestreo para un programa de muestreo a largo plazo de la pesquería de tiburones en Centroamérica (Fase 2 del proyecto), y en esta reunión se presentará un informe de avances ([SAC-10-16](#)). Los datos obtenidos en este proyecto se incluirán en futuras versiones del presente informe para brindar mejores estimaciones de los tiburones capturados por las distintas flotas palangreras.

**TABLA 3.** Capturas preliminares, en toneladas, de tiburones y rayas en el OPO por buques cerqueros grandes, por tipo de lance, 2018, y por buques palangreros, 2017.  
\*Los datos de muestra de palangre deberían considerarse estimaciones mínimas de captura debido a la notificación incompleta de datos (ver sección 2.1)

| Especie  | Cerco |     |     |       | Pa-lan-gre* |
|--|-------|-----|-----|-------|-------------|
|  | OBJ   | NOA | DEL | Total |             |
| Tiburón sedoso ( <i>Carcharhinus falciformis</i> )     | 400   | 11  | 20  | 431   | 2,626       |
| Tiburón oceánico punta blanca ( <i>C. longimanus</i> ) | 3     | -   | <1  | 3     | 202         |
| Tiburones martillo ( <i>Sphyrna spp.</i> )             | 24    | <1  | <1  | 26    | 186         |
| Tiburones zorro ( <i>Alopias spp.</i> )                | <1    | 4   | 2   | 7     | 724         |
| Tiburones marragos ( <i>Isurus spp.</i> )              | 1     | <1  | <1  | 2     | 1,606       |
| Otros tiburones  | 31    | 4   | 1   | 36    | 1,430       |
| Tiburón azul ( <i>Prionace glauca</i> )                | -     | -   | -   | -     | 6,908       |
| Mantarrayas (Mobilidae)                                | 16    | 20  | 13  | 49    | -           |
| Rayas pelágicas (Dasyatidae)                           | <1    | <1  | <1  | 1     | -           |

<sup>32</sup> 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.

## 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 2018, junto con las estimaciones mínimas de los datos de muestra de palangre de 2017. En la [Figura J-4](#) se presenta una serie de tiempo de las capturas de las especies capturadas con mayor frecuencia durante 1993-2018, por tipo de lance y pesquería.

**TABLA 4.** Capturas preliminares, en toneladas, de especies de peces grandes capturadas comúnmente en el OPO por buques cerqueros grandes, por tipo de lance, 2018, y por buques palangreros, 2017. \*Los datos de muestra de palangre deberían considerarse **estimaciones mínimas de captura** debido a la notificación incompleta de datos (ver sección 2.1)

|   | Cerco |     |     |       | Palangre* |
|---|-------|-----|-----|-------|-----------|
|   | OBJ   | NOA | DEL | Total |           |
| Dorado ( <i>Coryphaena spp.</i> )   | 1,493 | 4   | 6   | 1,503 | 1814      |
| Peto ( <i>Acanthocybium solandri</i> )                                    | 255   | <1  | -   | 227   | 308       |
| Salmón ( <i>Elagatis bipinnulata</i> ) y jurel ( <i>Seriola lalandi</i> ) | 74    | 1   | -   | 75    | -         |
| Opas ( <i>Lampris spp.</i> )  | -     | -   | -   | -     | 825       |
| Escolar de canal (Gempylidae)   | -     | -   | -   | -     | 395       |
| Japutas (Bramidae)  | -     | -   | -   | -     | 126       |

El dorado es la especie de captura incidental notificada con mayor frecuencia en las pesquerías cerqueras y palangreras 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 estrategias de ordenación (EEO) en el OPO sur ([SAC-07-06a\(ii\)](#)). En esta reunión se presentará una identificación de posibles puntos de referencia y reglas de control de extracción para el dorado en el OPO ([SAC-10-11](#)).

Las capturas cerqueras de dorado, peto, salmón y jurel fueron variables, y ocurrieron principalmente en lances sobre objetos flotantes; por otro lado, las capturas de opa, escolar de canal y japutas solamente fueron incluidos en los informes de captura de los datos de muestra de palangre y se observaron aumentos en las capturas. Las estimaciones de palangre para el peto aumentaron después de 2002.

## 3. OTRA FAUNA

### 3.1. Aves marinas

Existen aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas de ellas 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 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 (Recomendación [C-10-02](#) y Resolución [C-11-02](#)); 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, manipulación 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\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Adicionalmente, el ACAP ha informado sobre la condición de conservación de los albatros y los petreles grandes ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

Los datos de muestra de palangre de la CIAT relativos a las interacciones con aves marinas fueron deficientes ([SAC-08-07b](#)), aunque con las mejoras en la notificación de datos se espera disponer de estimaciones en el futuro (ver sección 2.1).

### 3.2. Especies de alimento

El gran número de grupos taxonómicos que ocupan 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 biomassas masivas de micro-necton, particularmente peces micrófidos, con muchos depredadores

**TABLA 5.** Capturas de peces pequeños, en toneladas, por buques cerco-grandes en el OPO, 2018 (datos preliminares).

|   | Tipo de lance |     |     | Total |
|---|---------------|-----|-----|-------|
|   | OBJ           | NOA | DEL |       |
| Peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae) | 56            | <1  | -   | 56    |
| Otros peces pequeños                                  | 18            | <1  | -   | 18    |
| Melvas (Auxis spp.)                                   | 315           | 268 | -   | 583   |

doceánicos. 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 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 cerco-grandes 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 de alimento pequeños por buques cerco-grandes en el OPO durante 2018, y en la [Figura J-5](#) las capturas durante 1993-2018. Se observaron disminuciones de las capturas de peces teleósteos pequeños durante el periodo de 26 años, mientras que las capturas de peces ballesta fueron variables.

### 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 investigaciones<sup>33</sup> 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).

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<sup>34</sup> y la abundancia de depredadores de zooplancton. Lo mismo ocurrió con los eventos de El Niño en 1997 y de La Niña a mediados de 1998<sup>35</sup>.

La composición por especie y talla de zooplancton es a menudo más variable que la biomasa de zooplancton. Cuando aumenta la temperatura del agua, las especies de agua cálida a menudo reemplazan las especies de agua fría en ciertos lugares. 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<sup>36</sup>.

#### 4. INTERACCIONES TRÓFICAS

Los atunes y peces picudos son depredadores generalistas ampliamente distribuidos, con altos requerimientos energéticos, y son por lo tanto 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 derivado de análisis de contenido estomacal, 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 estomacal 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*-

---

<sup>33</sup> Vilchis, L.I., L.T. Ballance, y 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

<sup>34</sup> Fiedler, P.C.; Chavez, F.P.; Behringer, D.W.; Reilly, S.B. 1992. Physical and biological effects of Los Niños in the eastern tropical Pacific, 1986–1989. Deep Sea Research Part A Oceanographic Research Papers. 39:199-219

<sup>35</sup> Wang, X.; Christian, J.R.; Murtugudde, R.; Busalacchi, A.J. 2005. Ecosystem dynamics and export production in the central and eastern equatorial Pacific: A modeling study of impact of ENSO. Geophysical Research Letters. 32, L02608

<sup>36</sup> Fiedler, P.C. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. Administrative Report LJ-02-16. Southwest Fisheries Science Center. La Jolla, CA: National Marine Fisheries Service, NOAA. 38 p

*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 represente el OPO entero.

Mientras tanto, el personal de la CIAT continuará analizando datos de dieta de varias especies de depredadores recolectados durante dos proyectos de muestreo estomacal en el OPO (1992-1994 y 2003-2005) para seguir desarrollando matrices de dieta para usarlas en modelos de ecosistemas para el OPO, tales como el Proyecto O.2.b (SAC-10-15).

Por ejemplo, se ha iniciado un nuevo proyecto (SAC-10-01a, Proyecto O.1b) para mejorar los conocimientos sobre la interacción entre el espacio y la ontogenia en la ecología trófica del atún barrilete en el OPO. Los primeros informes sobre el contenido estomacal del barrilete en el OPO se limitaron a mediciones del volumen de presas por clase de talla, con los estratos de muestreo determinados *a priori* con base en zonas de presunta alta densidad de barrilete<sup>37</sup>. Otros estudios se han enfocado en calcular el peso, número y frecuencia de presas para barrilete muestreado de manera oportunista en el OPO<sup>38</sup>. Se ha prestado poca atención a la evaluación cuantitativa de las posibles relaciones entre la oceanografía, la ontogenia y los hábitos de alimentación del barrilete. Esta información es esencial para desarrollar modelos de ecosistemas espacialmente explícitos, incluyendo el modelo del OPO antes mencionado que el personal de la CIAT tiene planeado desarrollar. Cuantificar los vínculos tróficos utilizando este enfoque produce descripciones de la magnitud de la transferencia de biomasa por el ecosistema, y puede ayudar a asignar de forma más fiable proporciones de biomasa de depredadores y presas a estratos espaciales en modelos de ecosistemas espacialmente explícitos, como Ecospace.

Un proyecto separado (SAC-10-INF-E, Proyecto O.1.c) comenzó en 2018 en un intento de mejorar paulatinamente las entradas de parámetros al modelo ecosistémico para el OPO; específicamente, es una revisión de los métodos utilizados para estimar las tasas de consumo de presas, evacuación gástrica y ración diaria, que pueden utilizarse para estimar la relación consumo/biomasa (Q/B) (SAC-10 INF-E). Éste es uno de los parámetros más influyentes en los modelos de ecosistemas de balance de masas (por ejemplo, *Ecopath with Ecosim*), ya que determina el alcance de los flujos de biomasa trófica entre depredadores y presas, y la biomasa permanente que se requiere para estas especies, después de tomar en cuenta las pérdidas de biomasa debidas a la mortalidad y la pesca. La revisión recomendará el método o métodos más apropiados y factibles para estimar Q/B, con el fin de desarrollar una propuesta de proyecto colaborativo para estimar Q/B experimentalmente.

## 5. MEDIO AMBIENTE FÍSICO<sup>39</sup>

Las condiciones ambientales afectan a los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de los atunes y

<sup>37</sup> Alverson, F.G. 1963. El alimento del atún aleta amarilla y del barrilete en el Océano Pacífico oriental tropical. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Boletín. 7:293-396

<sup>38</sup> Olson, R.J.; Young, J.W.; Ménard, F.; Potier, M.; Allain, V.; Goñi, N.; Logan, J.M.; Galván-Magaña, F. 2016. Bioenergetics, trophic ecology, and niche separation of tunas. in: Curry B.E., ed. *Adv Mar Biol.* UK: Academic Press. Table 1. p 223

<sup>39</sup> Parte de la información en esta sección es 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.

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 al Océano Pacífico tropical y subtropical pueden ejercer efectos importantes sobre su distribución y abundancia. En este informe se presenta una breve descripción del medio ambiente físico, pero la sección de "Medio ambiente físico" de los documentos [SAC-04-08](#) y [SAC-06 INF-C](#) contiene una descripción más completa de los efectos de la oceanografía física y biológica sobre los atunes, las comunidades de presas y las pesquerías en el OPO.

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 de 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, lo que también puede afectar las tasas de captura, ya que los pescadores podrían tener que dedicar más esfuerzo para localizar los peces.

Se cree que el reclutamiento de los atunes tropicales en el OPO también es afectado por eventos de ENOS. Por ejemplo, los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 podrían ser parcialmente responsables del reclutamiento bajo de patudo en el OPO, mientras que el reclutamiento máximo ha correspondido a los eventos más fuertes de El Niño en 1982-1983 y 1998 ([SAC-09-05](#)). De igual forma, el reclutamiento del aleta amarilla fue bajo en 2007, mientras que se observó un reclutamiento mayor durante 2015-2016, que correspondió al el evento extremo de El Niño en 2014-2016 ([SAC-09-06](#)).

Los índices de variabilidad en las condiciones oceanográficas y atmosféricas se utilizan comúnmente para dar seguimiento a la fuerza y magnitud de los eventos de ENOS en el Océano Pacífico. Se dispone de varios indicadores para medir ENOS, incluyendo índices de presión atmosférica (por ejemplo, el Índice de Oscilación del Sur (IOS), que mide la diferencia entre la presión atmosférica a nivel del mar en Tahití y Darwin, Australia); índices de temperatura superficial del mar (por ejemplo, el Índice de El Niño Oceánico (ONI, por sus siglas en inglés), que mide anomalías en la TSM; índices de radiación de onda larga saliente relacionados con la actividad de tormentas eléctricas, e índices de viento<sup>40</sup>. En este informe se presenta el ONI para caracterizar la variabilidad interanual de las TSM, ya que es utilizado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) como indicador principal de condiciones cálidas de El Niño (ONI  $\geq+0.5$ ) y frías de La Niña (ONI

---

<sup>40</sup> Barnston, A. 2015. Why are there so many ENSO indexes, instead of just one? <https://www.climate.gov/news-features/blogs/enso/why-are-there-so-many-enso-indexes-instead-just-one>. Climate.gov science & information for a climate-smart nation. USA: National Oceanic and Atmospheric Administration

$\leq -0.5$ ) en la región Niño 3.4 en el Océano Pacífico tropical oriental-central<sup>41</sup> ([Figura J-6a](#)). Las categorías de eventos ENOS representadas por el ONI describen la magnitud del evento desde "extremo" hasta "débil" ([Figura J-6b](#)). Por ejemplo, un evento "extremo" de El Niño ocurrió en 1997-1998, seguido de un evento "fuerte" de La Niña en 1998-2000. También se observaron eventos "fuertes" de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011. Los valores de la ONI fueron mayores ( $>2.5$ ) en el evento reciente de El Niño en 2015-2016.

La variabilidad inducida por el clima a escala decadal (o sea, de 10 a 30 años) afecta también al OPO y ha sido descrita a menudo en términos de "regímenes", caracterizados por promedios relativamente estables y patrones en las variables físicas y biológicas. Las fluctuaciones decadales en el afloramiento coinciden con patrones de mayor frecuencia de ENOS, y tienen efectos a escala de cuenca oceánica sobre las TSM y la profundidad de la termoclina similares a aquéllos causados por ENOS, pero a escalas temporales más largas. Por ejemplo, análisis por el personal de la CIAT indicaron que el aleta amarilla en el OPO ha pasado por regímenes de reclutamiento bajo (1975-1982 y 2003-2004) y alto (1983-2002), que se cree son debidos a un cambio en el régimen de productividad primaria en el Océano Pacífico ([SAC-09-06](#)).

Uno de los índices usados para describir fluctuaciones a mayor plazo en el Océano Pacífico es la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), un patrón de variabilidad climática de larga vida en el Pacífico parecido a El Niño, que sigue patrones interdecadales a gran escala de cambios ambientales y bióticos, principalmente en el Océano Pacífico norte<sup>42</sup>, con señales secundarias en el Pacífico tropical<sup>43</sup>. Al igual que ENOS, las fases de la PDO se han clasificado como fases "cálidas" o "frías". La PDO ha sido usada para explicar la influencia de los impulsores ambientales sobre la vulnerabilidad de los tiburones sedosos afectados por las pesquerías en el OPO<sup>44</sup>. En la [Figura J-7](#) se presenta una serie de tiempo del índice de PDO para mostrar la variabilidad en las fases cálida y fría de la PDO durante 1993-2018. Los valores de la PDO alcanzaron dos picos, 2.79 en agosto de 1997 y 2.62 en abril de 2016, ambos coincidiendo con los eventos extremos de El Niño representados por el ONI.

Se presentan diagramas de tiempo-longitud de Hovmöller para la TSM ([Figura J-8a](#)) y la clorofila-a ([Figura J-8b](#)) para ayudar a visualizar la variabilidad de las TSM y las concentraciones de clorofila-a a lo largo del tiempo. La serie de tiempo de la TSM muestra valores mensuales promedio para el periodo de 1993-2018 promediados para el Pacífico oriental tropical (POTPOT) entre 5°N y 5°S, la misma banda latitudinal utilizada en el ONI para la misma serie de tiempo. Por contraste, las concentraciones mensuales de clorofila-a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) se promediaron en la misma área espacial que la TSM pero para 2003-2018, debido a la disponibilidad de datos. El gráfico de TSM ([Figura J-8a](#)) muestra claramente los eventos extremos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016, con aguas más cálidas, y los eventos fuertes de La Niña en 1999-2000, 2007-2008 y 2010-2011, con aguas más frías que se extienden a través del POT. La gráfica de clorofila-a ([Figura J-8b](#)) muestra un aumento en las concentraciones de clorofila-a después de los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011, debido a cambios en la disponibilidad de nutrientes y la abundancia de depredadores de zooplancton (ver sección 3.3).

Ya que este informe se enfoca únicamente en datos de 2018, se proporciona información sobre las condiciones

<sup>41</sup> Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>. National Oceanic and Atmospheric Administration

<sup>42</sup> Mantua, N.J.; Hare, S.R.; Zhang, Y.; Wallace, J.M.; Francis, R.C. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. Bull Am Meteorol Soc. 78:1069-1079

<sup>43</sup> Hare, S.R.; Mantua, N.J. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. Prog Oceanogr. 47:103-145

<sup>44</sup> Lennert-Cody, C.E.; Clarke, S.C.; Aires-da-Silva, A.; Maunder, M.N.; Franks, P.J.S.; Román, M.H.; Miller, A.J.; Minami, M. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean Fish Oceanogr:1-11

de ENOS de 2018 reportadas por el [Climate Diagnostics Bulletin](#) del Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos. Las anomalías en las condiciones oceánicas y atmosféricas fueron indicativas de condiciones de La Niña a principios de 2018, condiciones neutras de ENOS de junio a agosto, y condiciones de El Niño en desarrollo de septiembre a diciembre. Las condiciones de ENOS son determinadas por varias condiciones oceánicas y atmosféricas, pero los mapas de datos trimestrales promedio de TSM ([Figura J-9a](#)) en el presente informe brindan una indicación general de la variabilidad estacional de la TSM en el OPO durante 2018. Se desarrollaron aguas más cálidas frente a Centroamérica y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres segundo (abril-junio) y tercero (julio-septiembre), mientras que aguas más frías se desarrollaron frente a Sudamérica, particularmente al sur de 20°S en el tercer trimestre.

Dado que cambios en la productividad biológica pueden afectar a las comunidades de presas y depredadores, y que las investigaciones han indicado disminuciones en la productividad primaria, en la [Figura J-9b](#) se muestra la variabilidad a gran escala de las concentraciones trimestrales promedio de clorofila-a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) para 2018. Persiste un giro oligotrófico en el OPO alrededor de 20°-40°S, que parece haber retrocedido ligeramente en el tercer trimestre con respecto al resto del año, mientras que se observaron mayores concentraciones de clorofila a lo largo de la costa del continente americano.

## 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 más en general. 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, en el presente informe se usa una variedad de indicadores que pueden 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 1970-2017, y los indicadores incluidos son: nivel trófico medio de la captura ( $\text{TL}_c$ ), el Índice Trófico Marino (MTI), el Índice de Pesca en Equilibrio (FIB), el índice de Shannon, y tres indicadores que describen el nivel trófico medio de tres componentes, o “comunidades” ( $\text{TL}$  2.0-3.5, 3.5-4.0, y  $>4.0$ ), después de que las pesquerías han extraído biomasa como captura. A continuación, se resumen estos indicadores y los resultados derivados del modelo del ecosistema del Océano Pacífico tropical oriental pelágico (POT)<sup>45</sup>.

<sup>45</sup> Olson, R.J., y G.M. Watters. 2003. Un modelo del ecosistema pelágico en el Océano Pacífico oriental tropical. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Boletín 22(3): 133-218.

**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-10](#) se presenta un diagrama simplificado de la red alimenticia, con TL aproximados, de un modelo del POT. 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, melvas 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 aquéllos de los organismos más grandes. El nivel trófico medio de la captura ( $TL_c$ ) 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. El  $TL_c$  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 siendo rentables. Los estudios que han documentado este fenómeno, conocido como “pescar hacia abajo en la red alimenticia”, han demostrado que el  $TL_c$  disminuyó alrededor de 0.1 de un nivel trófico por década.

El Índice Trófico Marino (MTI) es esencialmente igual que el  $TL_c$ , 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 notificadas 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.

El índice de Shannon mide la diversidad y la uniformidad del ecosistema. Debido a que el número de grupos funcionales definidos por un modelo ecosistémico es fijo, una disminución del índice indica que la contribución relativa de cada grupo a la biomasa total ha cambiado con respecto a un año de referencia.

Por contraste con el  $TL_c$ , el nivel trófico medio comunitario ( $TL_{MC}$ ) describe esencialmente lo que será el nivel trófico 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 ( $TL_{2.0}$ ),  $\geq 3.25-4.0$  ( $TL_{3.5}$ ), y  $> 4.0$  ( $TL_{4.0}$ ). Se pueden usar estos indicadores simultáneamente para detectar cascadas tróficas, en las que una disminución de la biomasa de  $TL_{4.0}$

debido a la pesca reduciría la presión de depredación sobre TL<sub>3.5</sub>, y por lo tanto incrementaría su biomasa, que a su vez aumentaría la presión de depredación sobre TL<sub>2.0</sub> 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 1970-2017 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 POT, y reajustando el modelo Ecosim a la serie de tiempo de capturas para estimar los indicadores ecológicos antes mencionados.

Los valores de TL<sub>C</sub> y MTI aumentaron de 4.65 y 4.67 en 1970 a 4.69 y 4.70 en 1991, respectivamente, cuando el esfuerzo de pesca cerquero sobre plantados aumentó significativamente ([Figura J-11](#)). El TL<sub>C</sub> siguió disminuyendo a una mínima de 4.65 en 1997, debido a la rápida expansión de la pesquería desde 1993, cuando hubo un incremento de capturas incidentales de 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 periodo, y también un cambio en la composición de la comunidad indicada por el índice de Shannon. Para principios de la década de 2000, TL<sub>C</sub>, MTI y el índice de Shannon muestran una disminución paulatina, mientras que el FIB aumentó gradualmente desde cero hasta su pico de 0.66 en 2017 ([Figura J-11](#)). Tanto TL<sub>C</sub> como MTI alcanzaron sus niveles históricos más bajos de 4.64 y 4.65 en 2017, respectivamente. Desde su pico en 1991, TL<sub>C</sub> disminuyó 0.05 de un nivel trófico en los 27 años subsiguientes, o 0.02 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 TL<sub>MC4.0</sub> alcanzó uno de sus valores más altos (4.449) en 1993, pero ha seguido disminuyendo hasta 4.443 en 2017 ([Figura J-11](#)). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2017 la biomasa de la comunidad TL<sub>MC3.0</sub> aumentó de 3.800 a 3.803, mientras que la de la comunidad TL<sub>MC2.0</sub> también aumentó, de 3.306 a 3.308.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 48 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 para 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) y en la pesquería palangrera. El 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.** Actualmente se está revisando una evaluación de tres "pesquerías" de cerco en el OPO, usando 27 especies (3 atunes objetivo, 4 peces picudos, 3 delfines, 7 peces grandes, 3 rayas, 5 tiburones y 2 peces pequeños) que conforman la mayor parte de la biomasa extraída por la flota cerquera en 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 elasmobranquios, principalmente la mantarraya gigante (*Manta birostris*), los tiburones zorro ojón (*Alopias superciliosus*) y zorro pelágico (*A. pelagicus*), los tiburones martillo (*Sphyrna mokarran* y *S. lewini*), y el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*). Los peces picudos, delfines, otras rayas, peces luna, y atunes aleta amarilla y patudo fueron clasificados como moderadamente vulnerables, mientras que las demás especies, todas teleósteos, tuvieron las puntuaciones de vulnerabilidad más bajas ([Tabla J-1](#); [Figura J-12a](#)).

**Pesquería atunera 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 ([SAC-08-07d](#)). Hubo 12, 38 y 18 especies clasificadas como de vulnerabilidad baja, moderada y alta, respectivamente ([Figura J-12b](#); [Tabla J-2](#)). De las 18 especies altamente vulnerables, 13 eran elasmobranquios, con los tiburones zorro ojón, tintorera tigre, marrajo, 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 mesópelágicas fueron clasificadas como de vulnerabilidad moderada o baja en la pesquería, aunque cuatro especies (peto, escolar de canal, y las dos especies de dorado) tuvieron puntuaciones de  $v$  cercanas a 2.0, muy cerca de ser altamente vulnerables ([Figura J-12b](#); [Tabla J-2](#)).

**Impactos acumulativos de las pesquerías "industriales" sobre las especies del OPO.** Debido a que una limitación del APS es la incapacidad de estimar los efectos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies de captura incidental de datos escasos, el personal de la CIAT desarrolló en 2018 un nuevo y flexible enfoque espacialmente explícito ([SAC-09-12](#)), la Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish), para superar este problema. EASI-Fish utiliza un conjunto reducido de parámetros presentes en el APS, y primero produce un sustituto de la tasa instantánea de mortalidad por pesca ( $F$ ) de cada especie basada en el "solapamiento volumétrico" de cada pesquería con la distribución de la población.  $F$  se utiliza luego en modelos por recluta estructurados por talla para evaluar la vulnerabilidad de cada especie, usando puntos de referencia biológicos convencionales (por ejemplo,  $F_{RMS}$ ,  $F_{0.1}$  y  $SSB_{40\%}$ ). EASI-Fish tiene grandes ventajas sobre el APS, incluyendo: (i) la capacidad de estimar cuantitativamente la vulnerabilidad específica de las especies con el fin de priorizar especies para la recolección de datos, análisis más detallados, investigación y ordenación; (ii) transferibilidad entre especies con diferentes ciclos vitales (por ejemplo, teleósteos a mamíferos marinos); y (iii) la capacidad de explorar de forma rápida y rentable medidas hipotéticas espaciales y/o temporales de conservación y ordenación que podrían reducir o mitigar el riesgo que supone una pesquería para una especie. En 2018, EASI-Fish fue aplicado con éxito, como "prueba de concepto", a 14 especies que representan una gama de ciclos vitales, incluyendo atunes, peces picudos, especies afines a los atunes, y elasmobranquios capturados en las pesquerías atuneras del OPO ([SAC-09-12](#)). Por lo tanto, se continuará refinando EASI-Fish y se planea reemplazar el APS en ERE futuras de las pesquerías que operan en el OPO. Dado que las pesquerías atuneras del OPO interactúan con al menos 117 grupos taxonómicos ([SAC-07-INF C\(d\)](#)), en los próximos años el personal de la CIAT continuará incluyendo gradualmente más especies en el análisis hasta que se evalúen todas las especies afectadas, tal como se estipula en el PCE quinquenal propuesto. Este año se evaluó la manta mobula, y se presentarán los resultados en la novena reunión del

Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental ([BYC-09-01](#)).

## 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 descargas 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 se enfoca en 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 nuevos datos permitieron que el modelo incluyera datos de captura hasta 2017. Además, se realizaron simulaciones usando estos nuevos datos para evaluar los posibles impactos de la pesquería sobre plantados sobre la estructura del ecosistema (SAC-10 INF-B).

Una deficiencia del modelo, en su forma actual, es que su matriz de dieta subyacente, el componente del modelo que define los vínculos tróficos entre las especies en el ecosistema, se basa en datos del contenido estomacal de peces recolectados hace más de dos décadas (1992-1994). Además, estos datos se complementaron con datos de dieta de otras regiones del Océano Pacífico y más allá donde no había datos locales disponibles para una especie o grupo funcional en particular. Dados los cambios ambientales significativos que se han observado en el OPO en la última década, en forma de algunos de los eventos más fuertes de El Niño registrados, es evidente que existe una necesidad crítica de recolectar información trófica no sólo de especies de importancia económica (por ejemplo, atunes) o de conservación (por ejemplo, tiburones), sino también de sus presas, y de la base de la red alimenticia (es decir, fitoplancton).

Una segunda limitación 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 mejor representación 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. Las acciones tomadas en el pasado pueden encontrarse en [resoluciones](#) adoptadas por la CIAT y el APICD.

## 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 biológica 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), como se presenta en la Sección 6 “Indicadores ecológicos”. Los indicadores biológicos pueden generalmente estar relacionados con una sola especie, tal vez aquéllas 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 tallas. 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 propuesto de la CIAT ([IATTC-93-06a](#)) y el informe de las actividades del personal (SAC-10-01) se describe el trabajo ecosistémico futuro. En breve, el trabajo incluirá mejorar las ERE, usando EASI-Fish para identificar especies en riesgo y priorizar investigaciones específicas para cada especie; desarrollar y mantener bases de datos de parámetros biológicos y ecológicos clave (por ejemplo, parámetros de crecimiento); continuar los estudios de dieta para mantener actualizadas las matrices de dieta en los modelos ecosistémicos; desarrollar propuestas de investigación para un muestreo biológico, monitoreos ecosistémicos, e investigaciones de campo sobre experimentos de consumo y evacuación; desarrollar un modelo ecosistémico del OPO espacialmente explícito e indicadores ecológicos, y presentar informes continuos de estimaciones de captura incidental. Se emprendió una revisión de las investigaciones relacionadas con el ecosistema para mejorar los informes de la CIAT; las mejoras sugeridas están descritas en el Documento SAC-10 INF-B.

## AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a Nick Vogel, Joydelee Marrow y Joanne Boster su ayuda con la preparación de datos, a Alex Aires-da-Silva, Nick Webb y Paulina Llano por sus revisiones de este documento, y a Christine Patnode por perfeccionar las figuras. Reconocemos con gratitud las primeras investigaciones sobre el ecosistema realizadas por Robert Olson que contribuyeron a la elaboración de este informe. Su informe inicial de *Consideraciones Ecosistémicas* fue presentado por primera vez en la 8<sup>a</sup> reunión del Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Poblaciones en 2007 ([SAR-8-17 J](#)) y ha sido actualizado anualmente.