

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 15
Informe de Evaluación de Stocks 15

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2013
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2013

La Jolla, California

2014

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 15 consists of the following background documents, prepared for the 5th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 12-16 May 2014 and a document from 87th Meeting (resumed) 27-29 October 2014.

CONTENTS

1. Updated summary regarding hammerhead sharks caught in the tuna fisheries in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Marlon Román-Verdesoto and Martin Hall	3
2. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2013 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder	7
3. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2013 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder	25
4. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder.....	40
5. Stock status of Pacific bluefin tuna and the urgent need for management action <i>by</i> Mark N. Maunder, Kevin R. Piner and Alexandre Aires-de-Silva	47
6. Developing conservation measures for bluefin tuna in the eastern and western regions of the Pacific Ocean: factors to consider and fishery impact analysis <i>by</i> Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva	74
7. Management strategy evaluation (MSE) implementation in stock synthesis: Application to Pacific bluefin tuna <i>by</i> Mark N. Maunder	100
8. Stock status indicators for silky sharks in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Marlon Román-Verdesoto	118
9. Stock status indicators for fisheries of the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Michael G. Hinton, Mark N. Maunder, Nick Vogel, Robert Olson, Cleridy Lennert, Alexandre Aires-de-Silva, and Martin Hall	142
10. Evaluation of the relationship between active purse-seine fishing capacity and fishing mortality in eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder and Richard B. Deriso	183
11. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment <i>by</i> Mark N. Maunder and Rick B. Deriso.....	193

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 15 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 5ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 12-16 de mayo de 2014 y un documento de la 87ª reunión (reanudada) 27-29 de octubre de 2014.

ÍNDICE

1. Resumen actualizado sobre los tiburones martillo capturados en las pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Marlon Román-Verdesoto y Martin Hall	5
2. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2013 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	22
3. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2013 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	37
4. Indicadores actualizados de la condición de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder	44
5. Condición del atún aleta azul del Pacífico y la urgente necesidad de acción de ordenación <i>por</i> Mark N. Maunder, Kevin R. Piner y Alexandre Aires-da-Silva	69
6. Desarrollo de medidas de conservación para el atún aleta azul en las regiones este y oeste del Océano Pacífico: factores por considerar y análisis del impacto de la pesca <i>por</i> Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva.....	93
7. Implementación de Evaluaciones de estrategia de ordenación (MSE) en <i>Stock Synthesis</i> : aplicación al atún aleta azul del Pacífico <i>por</i> Mark N. Maunder	111
8. Indicadores de condición de población para el tiburón sedoso en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder y Marlon Román-Verdesoto.....	136
9. Indicadores de condición de población para las pesquerías del Océano Pacífico oriental <i>por</i> Michael G. Hinton, Mark N. Maunder, Nick Vogel, Robert Olson, Cleridy Lennert, Alexandre Aires-de-Silva, y Martin Hall.....	167
10. Evaluación de la relación entre la capacidad de pesca cerquera activa y la mortalidad por pesca en el Océano Pacífico oriental extracción <i>por</i> Mark N. Maunder y Rick B. Deriso	191
11. Propuesta de puntos de referencia límite de biomasa y mortalidad por pesca basados en reducción del reclutamiento <i>por</i> Mark N. Maunder y Rick B. Deriso	202

UPDATED SUMMARY REGARDING HAMMERHEAD SHARKS CAUGHT IN THE TUNA FISHERIES IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Marlon Román-Verdesoto and Martin Hall

PURSE-SEINE FISHERIES

Several species of the genus *Sphyrna* are caught incidentally in the purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean (EPO), primarily the scalloped (*S. lewini*) and smooth (*S. zygaena*) hammerhead sharks.

The average annual bycatch of hammerhead sharks by purse-seine vessels recorded by observers¹ in the EPO during 1993-2013 was about 1,750 individuals, of which about 1,200 were discarded dead. Approximately 6% of these bycatches occur in dolphin sets, 22% in unassociated sets, and the remaining 72% in sets on floating objects (Hall and Roman 2013) (Figure 1). After a considerable spike to over 3,000 animals in 2004, and a subsequent sudden fall, the annual observed bycatches have fluctuated between about 750 and 1,400 animals since 2006.

Hammerheads as a group are easy to distinguish from other species, but species identification is difficult unless the animals can be observed up close. In particular, species identifications prior to 2004, when improved species-identification materials and training for observers were introduced, are not always reliable. The numbers of unidentified sharks have also decreased since then.

Hammerheads are most common in coastal waters, and so some of the decreases in catches in recent years may be due in part to the purse-seine fishery moving further offshore, but it is also possible that the populations may be in decline.

ARTISANAL FISHERIES

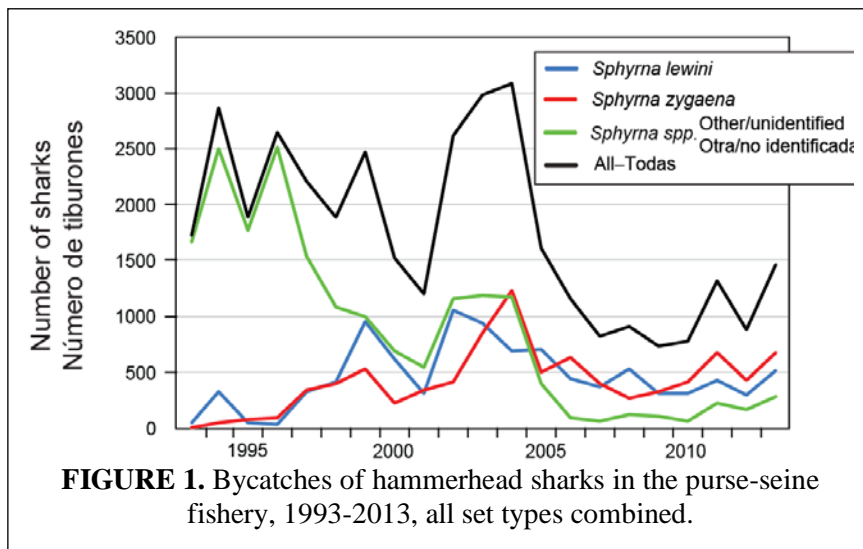


FIGURE 1. Bycatches of hammerhead sharks in the purse-seine fishery, 1993-2013, all set types combined.

Hammerhead sharks sometimes aggregate in large groups (Wakabayashi and Iwamoto 1981; IOTC 2007), and their pupping grounds are sometimes coastal. Both adult and juvenile hammerheads are targeted by many small-scale coastal artisanal fisheries in the EPO, using different gear types. They are sought for their highly valued fins, but the meat is also frequently retained for local utilization (Hall and Roman 2013).

The catch statistics available for the artisanal fleets are incomplete, often unreliable, and lacking in detail; for example, they may be grouped into poorly-defined aggregate categories (*e.g.* 'kg of fins'), so it is difficult to assess their impact. However, given the low fecundities and slow growth rates of these sharks, the potential impacts of these fisheries, which could exceed that of the purse-seine tuna fishery, are cause for concern.

¹ Predominantly from class 6 purse-seine vessels (>363 metric tons carrying capacity), for which 100% observer coverage is mandated, but also includes limited data from class-5 vessels (273-363 metric tons carrying capacity) carrying observers.

LOONGLINE FISHERIES

Data on bycatches of hammerheads in the industrial longline fisheries are scarce. Some studies show bycatches of hammerhead sharks of from none to a very low proportion in some industrial longline fisheries targeting bigeye tunas in the Pacific (Okamoto and Bayliff 2003; Xiaojie *et al.* 2006), but estimating the total bycatches is difficult. In the past, observer coverage of the industrial longline fleets has been inadequate or non-existent, but the implementation of [Resolution C-11-08](#), which requires a minimum 5% observer coverage of longline vessels, should improve both the quantity and quality of the data on bycatches of hammerheads by these fleets.

REFERENCES– REFERENCIAS

- Hall, M.; Roman, M. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 568*. Rome, FAO. 249 pp.
- Indian Ocean Tuna Commission (IOTC). 2007. *Report of the Third Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch*. Victoria, Seychelles. 39 pp.
- Okamoto, H.; Bayliff, W. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *IATTC Bulletin*, 22(4): 389–431.
- Wakabayashi, K. & Iwamoto, T. 1981. Schooling of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in the Gulf of California U.S. *Fishery Bulletin*, 79: 356–359.
- Xiaojie, D., Liu-xiong X., Li-ming S. 2006. Catch estimation of pelagic sharks by chinese longline observer in the eastern pacific ocean. Document SAR-7-09a IATTC Tropical Tuna Working Group to Review Stock Assessment, 7th meeting, La Jolla California (USA), 15–19 May 2006. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-09a-Shark-bycatch-CHN-LL-fishery.pdf>.

RESUMEN ACTUALIZADO SOBRE LOS TIBURONES MARTILLO CAPTURADOS EN LAS PESQUERÍAS ATUNERAS EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Marlon Román-Verdesoto y Martin Hall

PESQUERÍAS DE CERCO

Se capturan varias especies de cornudas (o tiburones martillo, género *Sphyrna*) incidentalmente en las pesquerías de cerco del Océano Pacífico oriental (OPO), principalmente las cornudas común (*S. lewini*) y cruz (*S. zygaena*).

La captura incidental anual media de tiburones martillo por buques de cerco registrada por observadores¹ en el OPO durante 1993-2013 fue de aproximadamente 1.750 individuos, de los cuales unos 1.200 fueron descartados muertos. Aproximadamente el 6% de estas capturas ocurrieron en lances sobre delfines, 22% en lances no asociados, y el 72% restante en lances sobre objetos flotantes (Hall y Román 2013) (Figura 1). Después de una alza considerable a más de 3.000 animales en 2004, y una disminución súbita subsiguiente, las capturas incidentales anuales observadas han fluctuado entre unos 750 y 1.400 animales desde 2006.

Es fácil distinguir los tiburones martillo de otras especies, pero la identificación de especies es difícil a menos que se pueda observar los animales de cerca. En particular, las identificaciones de especies antes de 2004, cuando se introdujeron mejores materiales y capacitación de observadores en la materia, no fueron siempre fiables. El número de tiburones no identificados también ha disminuido desde entonces.

Los tiburones martillo son más comunes en aguas costeras, por lo que es posible que las reducciones de las capturas en los últimos años se deban en parte a que la pesquería se haya desplazado a mayor distancia de la costa, pero es también posible que las poblaciones estén disminuyendo.

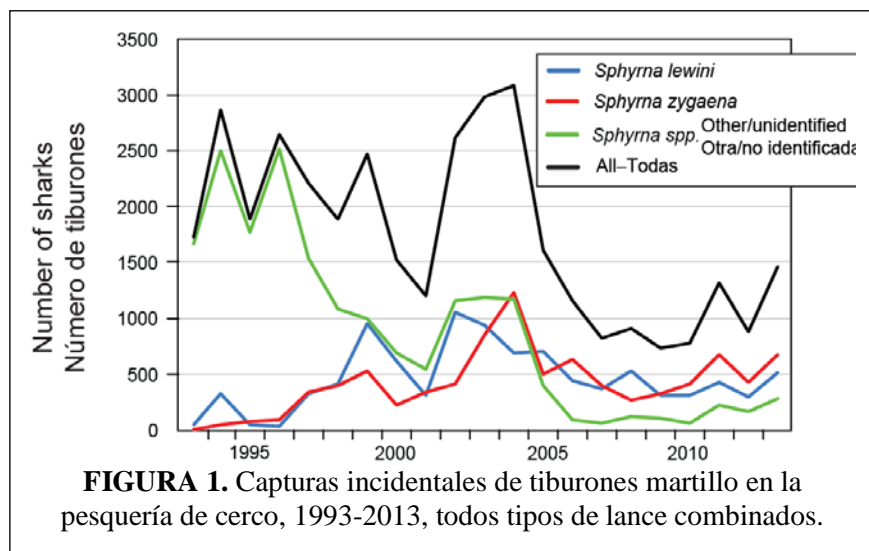


FIGURA 1. Capturas incidentales de tiburones martillo en la pesquería de cerco, 1993-2013, todos tipos de lance combinados.

PESQUERÍAS ARTESANALES

Los tiburones martillo a veces forman grupos grandes (Wakabayashi e Iwamoto 1981; CTOI 2007), y sus zonas de cría son a veces costeras. Tanto los adultos como los jóvenes son blanco de muchas pesquerías artesanales costeras a pequeña escala en el OPO, que usan distintas artes de pesca. Son explotados por sus valiosas aletas, pero la carne es también

a menudo retenida para utilización local (Hall y Roman 2013).

Las estadísticas de captura disponibles para las flotas artesanales son incompletas, a menudo poco fiables, y poco detalladas; por ejemplo, pueden estar agrupadas en categorías mal definidas (por ejemplo, « kg de aletas »), por lo cual es difícil evaluar su impacto. No obstante, en vista de la baja fecundidad y crecimiento

¹ Predominantemente de buques de cerco de clase 6 (>363 toneladas de capacidad de acarreo), para los que es obligatorio el observador, pero también incluye datos limitados de buques de clase 5 (273-363 toneladas de capacidad de acarreo) que llevaron observador.

lento de estos tiburones, el impacto potencial de estas pesquerías, que podría ser mayor que aquel de la pesquería atunera de cerco, es motivo de preocupación.

PESQUERÍAS PALANGRERAS

Son escasos los datos sobre las capturas incidentales de tiburones martillo en las pesquerías palangreras industriales. Algunos estudios señalan capturas entre nulas y proporciones muy bajas en algunas pesquerías palangreras industriales dirigidas al atún patudo en el Pacífico (Okamoto y Bayliff 2003; Xiaojie *et al.* 2006), pero es difícil estimar la captura incidental total. En el pasado, la cobertura por observadores de las flotas palangreras industriales ha sido insuficiente o inexistente, pero la implementación de la [Resolución C-11-08](#), que dicta una cobertura mínima de 5% para buques palangreros, debería mejorar tanto la cantidad como la calidad de los datos de capturas incidentales de tiburones martillo por esas flotas.

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2013 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

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

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.23b) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. This model is the same as that used in the previous assessment ([IATTC Stock Assessment Report 14](#)).

Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. Purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The majority of the catch in the EPO is taken in purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. Tagging studies of yellowfin throughout the Pacific indicate that the fish tend to stay within 1800 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.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality (F), and stock structure. The assessment for 2013 is nearly identical to that of 2012 (Appendix A) and includes new and updated data. The staff performed substantial investigative analyses in preparation for the external review of its assessment of yellowfin tuna, held in October 2012. The review resulted in a series of recommendations (Document [SAC-04-INF A](#)), which will be incorporated in the upcoming full stock assessment.

The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2013. New or updated longline catch data are available for China (2012), Japan (2010-2012), Korea (2012), Chinese Taipei (2010-2012), the United States (2011-2012), French Polynesia (2012), Vanuatu (2012), and other nations (2007-2013). Japanese longline catch data for 2013 are available from the monthly report statistics. For longline fisheries with no new catch data for 2013, catches were assumed to be the same as in 2012. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2013. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2010-2012). New surface-fishery size-composition data for 2013 were added and data for 2012 were updated. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2011-2012).

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses indicate that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2011) ([Figure 1](#)). The recruitments for 2010 and 2011 were estimated to be below average. The most recent recruitments (2012 and 2013) were estimated to be above average, but these estimates are highly uncertain. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and this is probably an artifact of the apparent regime shifts.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and

pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

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

The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to that of the unfished population; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during 1977-1983, coinciding with the low productivity regime, but above that level during most of the following years, except for the recent period (2005-2007 and 2010-2011) ([Figure 4](#)). The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBRs. The SBR at the start of 2014 was estimated to be 0.26, slightly below the MSY level (0.27). The recent (2011-2013) SBR estimated by the current assessment are more optimistic than those produced by the previous assessment, which indicated a sharp decline in spawning biomass since 2009 followed by an increase in 2012, below the level corresponding to the MSY ([IATTC Stock Assessment Report 14](#)). In the current assessment, the SBRs for 2012 are above that level. This result is due to the lower fishing mortality of middle-aged yellowfin since 2009 estimated by the current assessment ([Figure 2](#)). The effort is estimated to be below the level that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries) ([Figures 5a and 5b](#)), and recent catches are below that level ([Table 1](#)). It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is flat around the MSY level ([Figure 6](#)). Therefore, moderate changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. 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), when in fact there is such a relationship, there would be a greater loss in yield than if management is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is no relationship ([Figure 6](#)).

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

The MSY has been stable during the assessment period (1975-2013) ([Figure 7](#)), which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY level.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current effort is estimated to be above the MSY level ([Table 1](#)). Previous assessments have indicated that the status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish, and more pessimistic results are obtained when higher values are assumed for this parameter. At current (2011-2013) levels of fishing mortality and average levels of recruitment, the spawning biomass is predicted to increase above the MSY level ([Figure 4](#)). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. In addition, the spawning biomass is predicted to remain below the MSY level if a stock-recruitment relationship is assumed ([Figure 5](#)). If fishing effort continues at recent levels, both the spawning biomass ([Figure 4](#)) and the catches of surface fisheries ([Figure 8](#)) are predicted to increase, assuming average recruitment and no stock-recruitment relationship (base case). Slightly higher catches are predicted if in fact such a relationship exists ([Figure 8](#)).

Key Results

1. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the MSY levels and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have switched in the last ten years from a high to an intermediate productivity regime.
2. The recent fishing mortality rates are below the MSY level, and the recent levels of spawning biomass are estimated to be at that level. As noted in IATTC [Stock Assessment Report 14](#) and previous assessments, these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish, and the assumed levels of natural mortality. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for the average size of the older fish, and if lower rates of natural mortality are assumed for adult yellowfin.
3. The recent levels of spawning biomass predicted by the current assessment are more optimistic than those from the previous assessment ([IATTC Stock Assessment Report 14](#)). This result is due to moderate fishing mortality levels for middle-age yellowfin tuna since 2008, which are estimated by the current assessment.
4. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.

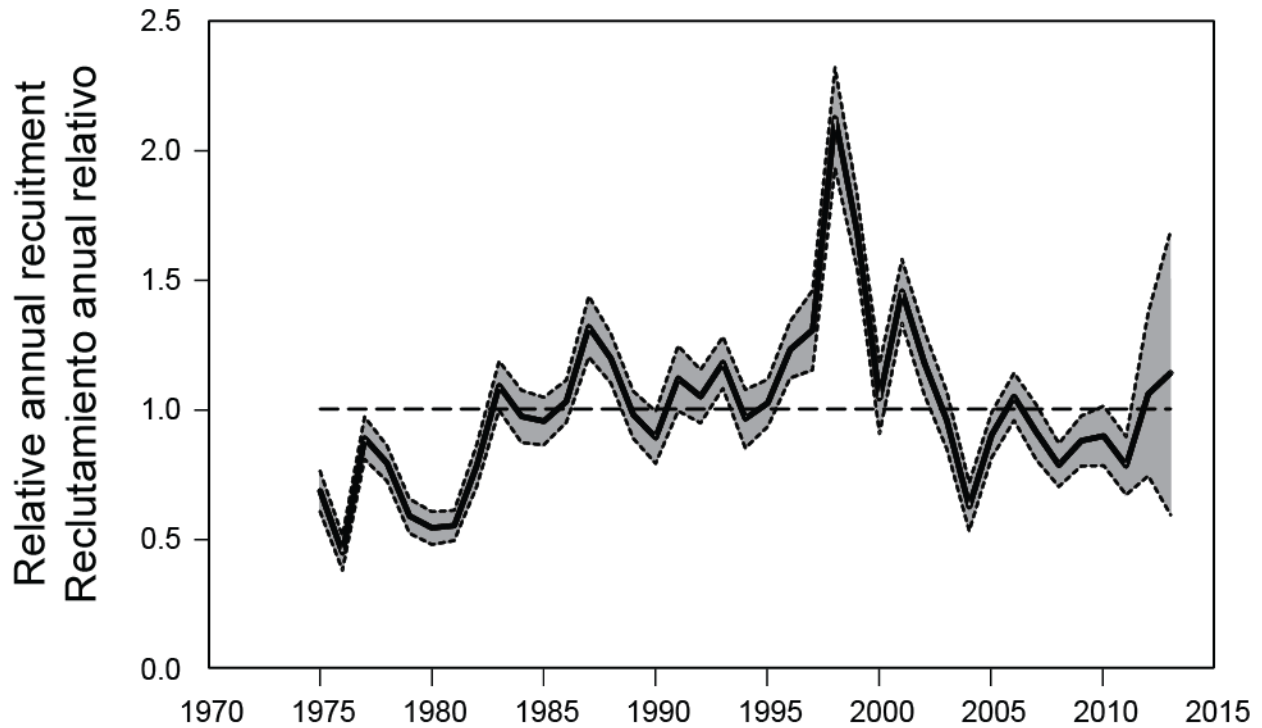


FIGURE 1. Estimated annual recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates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

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

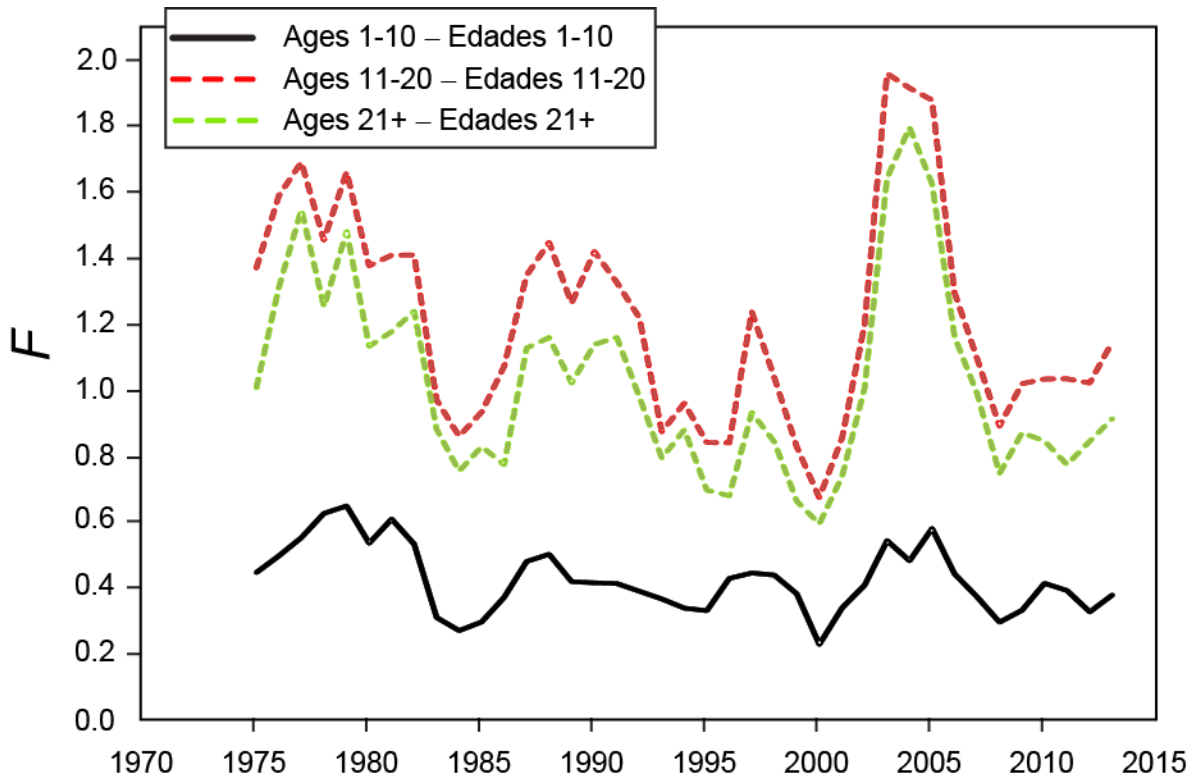


FIGURE 2. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

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

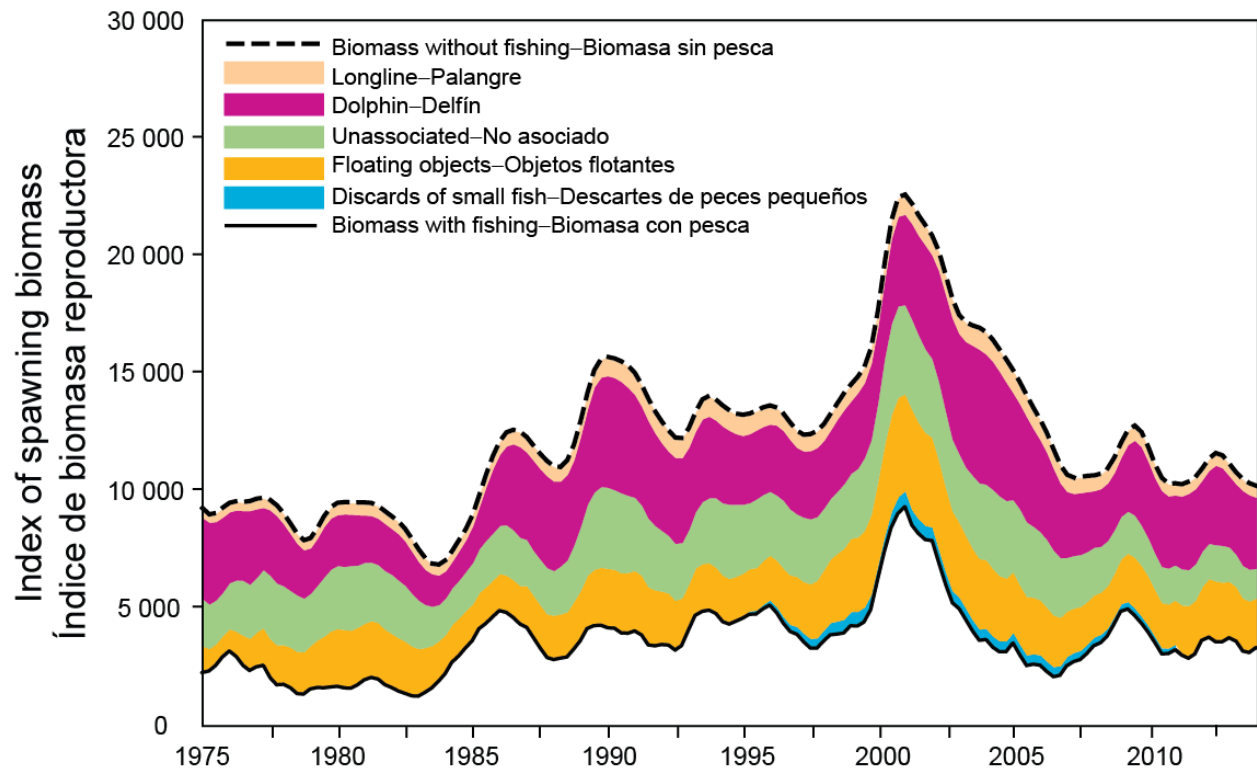


FIGURE 3. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

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

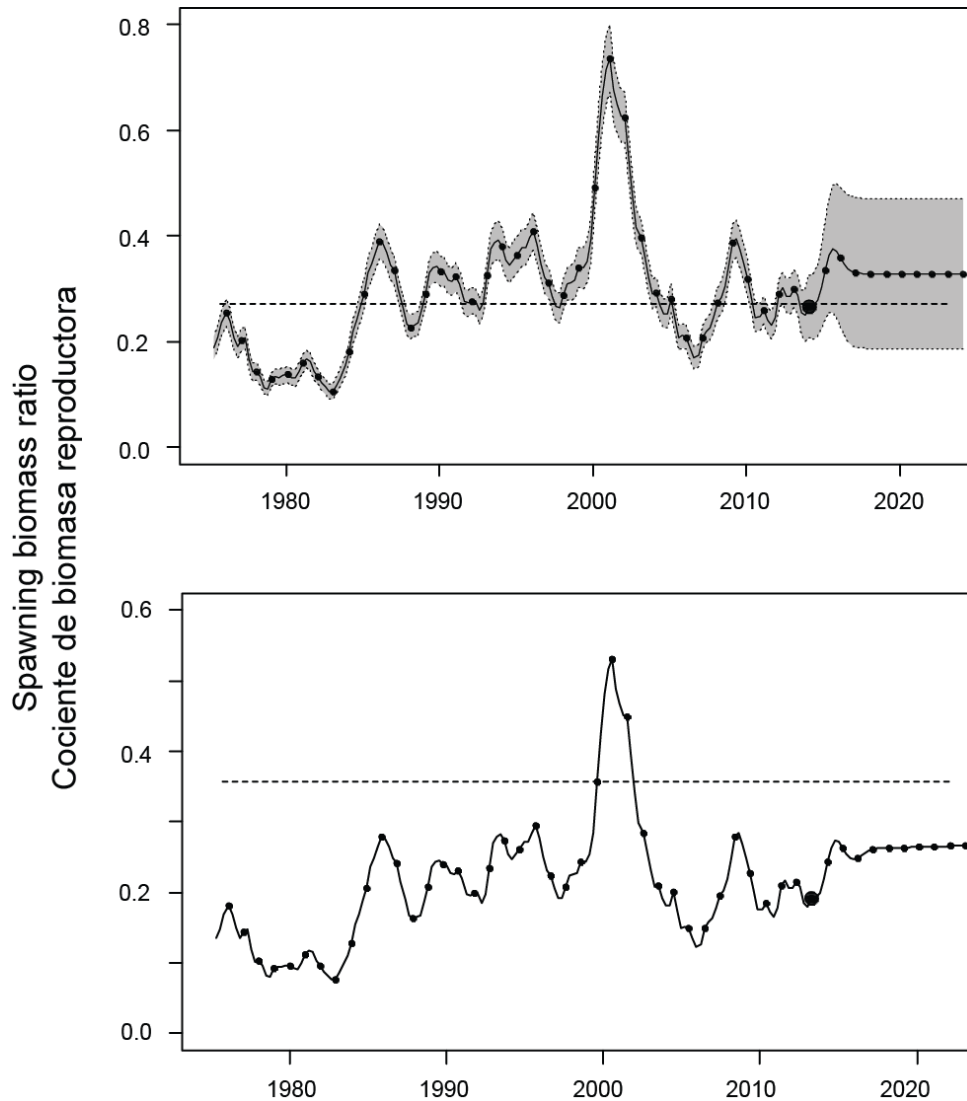


FIGURE 4. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2014-2024 based on average fishing mortality rates during 2011-2013, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom). The dashed horizontal 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 2014 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2011-2013, and average environmental conditions occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 4. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2014-2024 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2011-2013, 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 2014 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2011-2013, y con condiciones ambientales medias durante los 10 años próximos. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones.

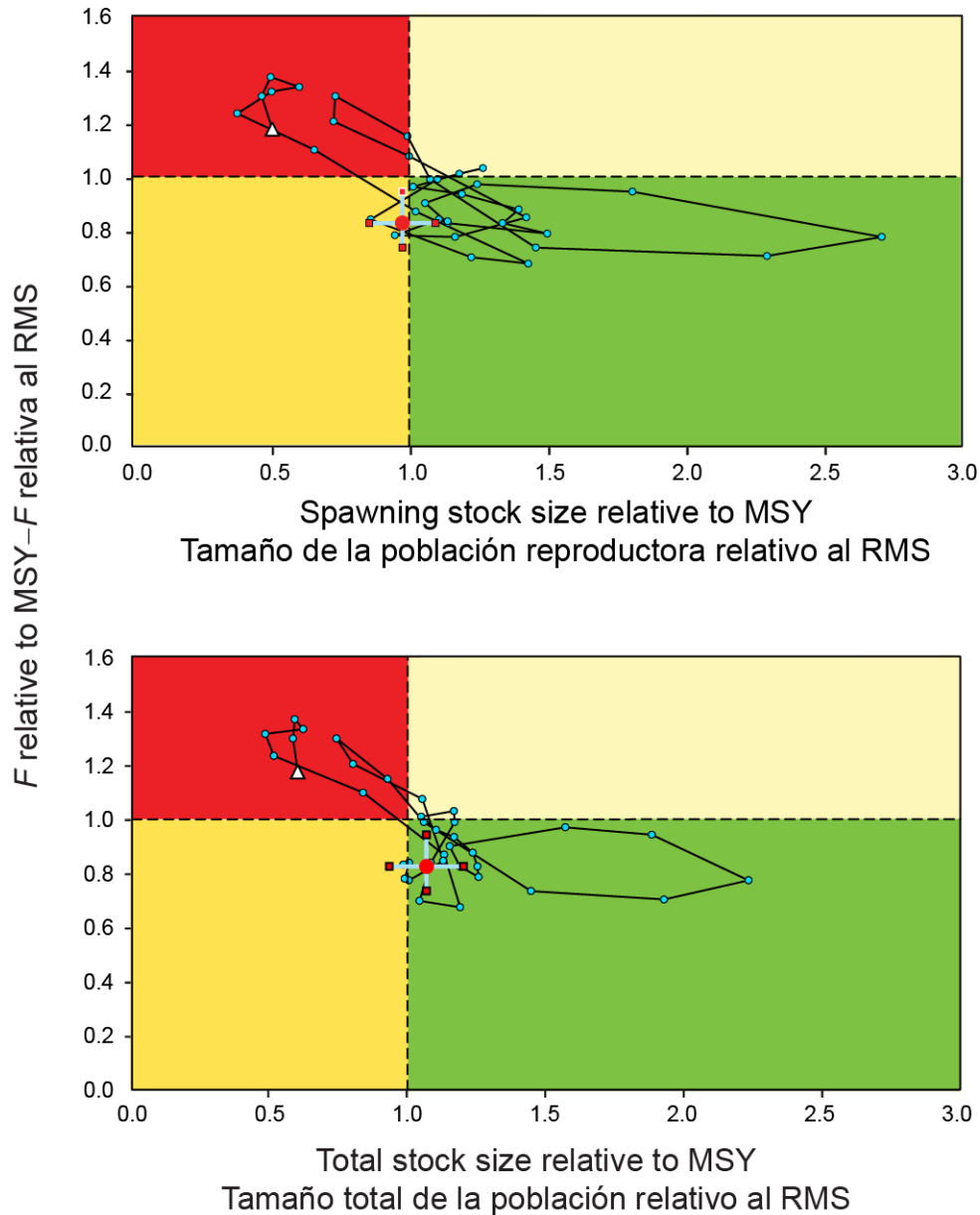


FIGURE 5a. Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: summary biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). Each dot is based on the average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

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

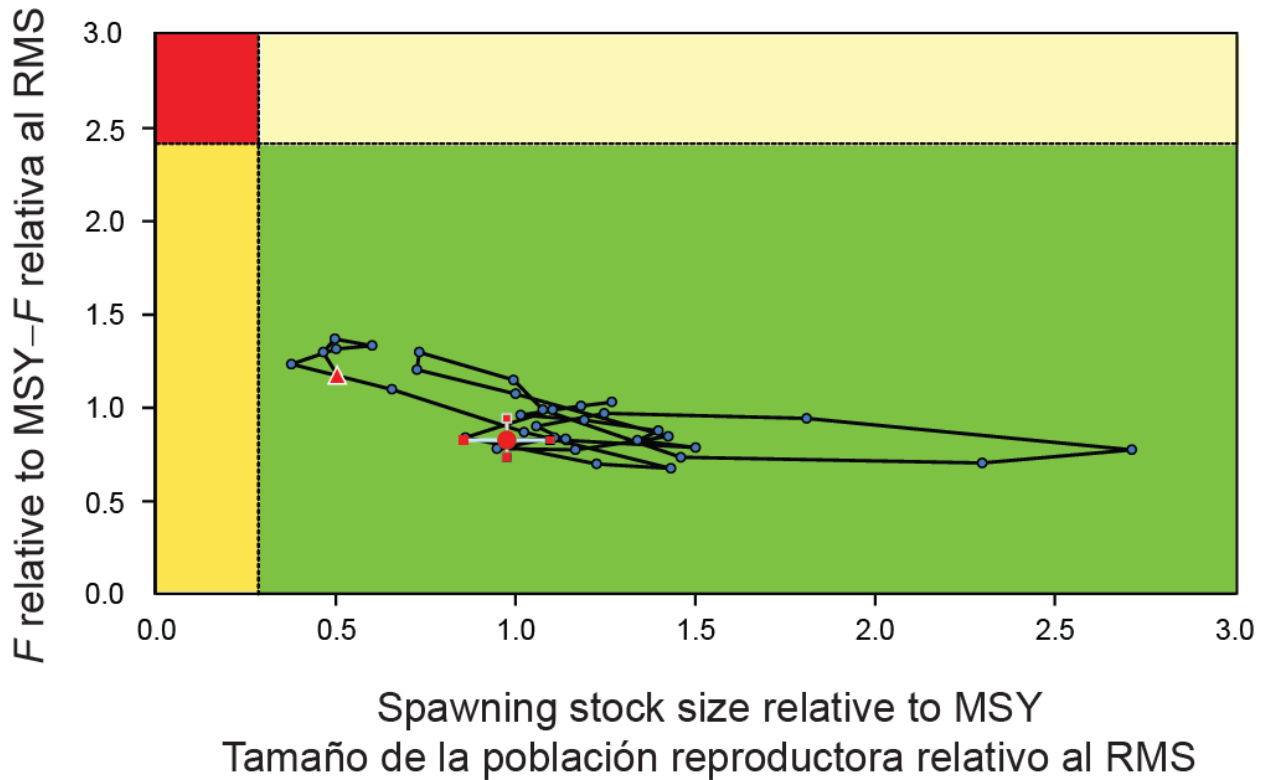


FIGURE 5b. Limit Kobe (phase) plot of the time the panels represent the proposed limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt 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 is the first estimate (1975).

FIGURA 5b. Gráfica de Kobe (fase) límite de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la biomasa reproductora de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros representan los puntos de referencia límite propuestos 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 es la primera estimación (1975).

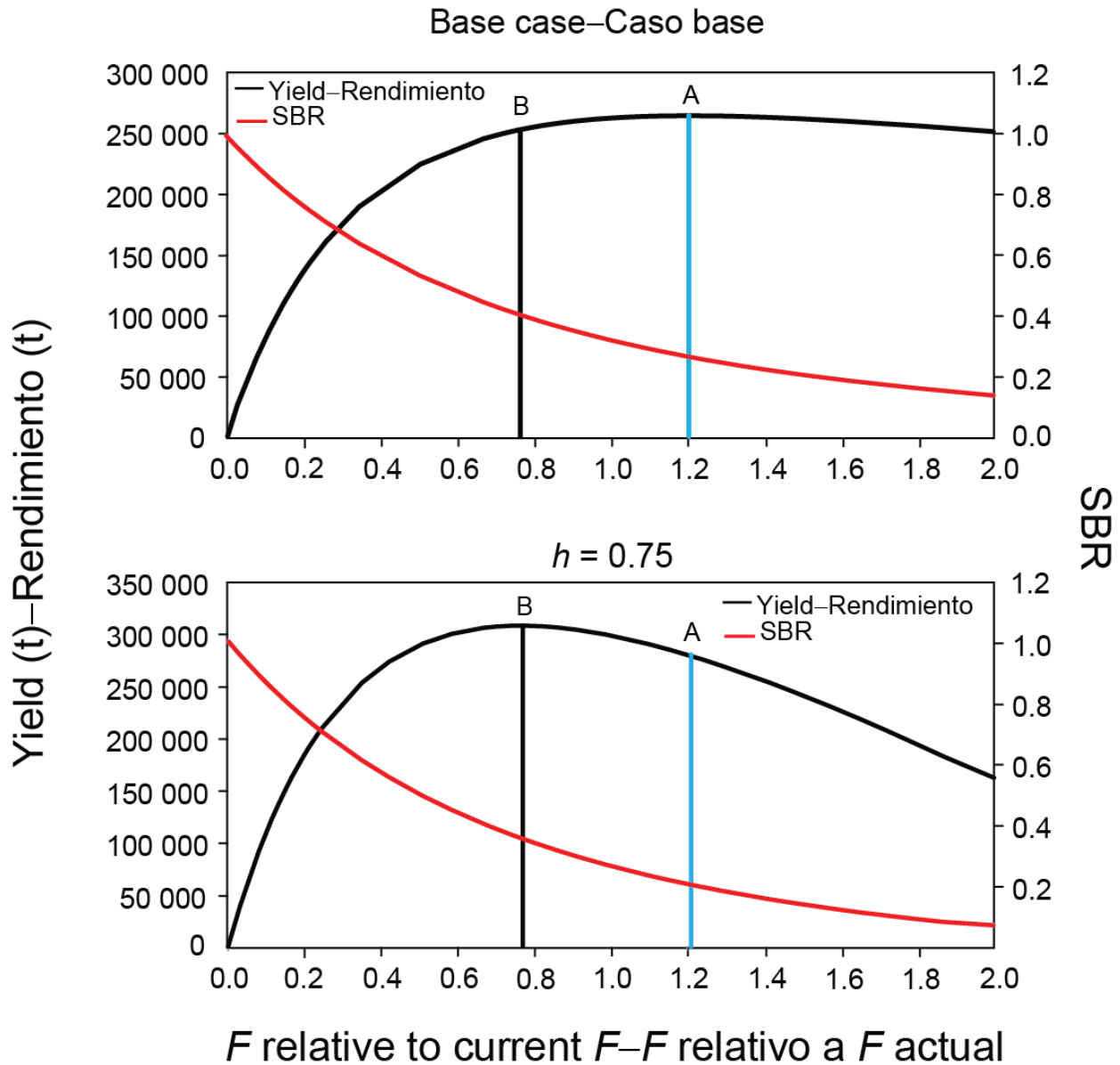


FIGURE 6. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$).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

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

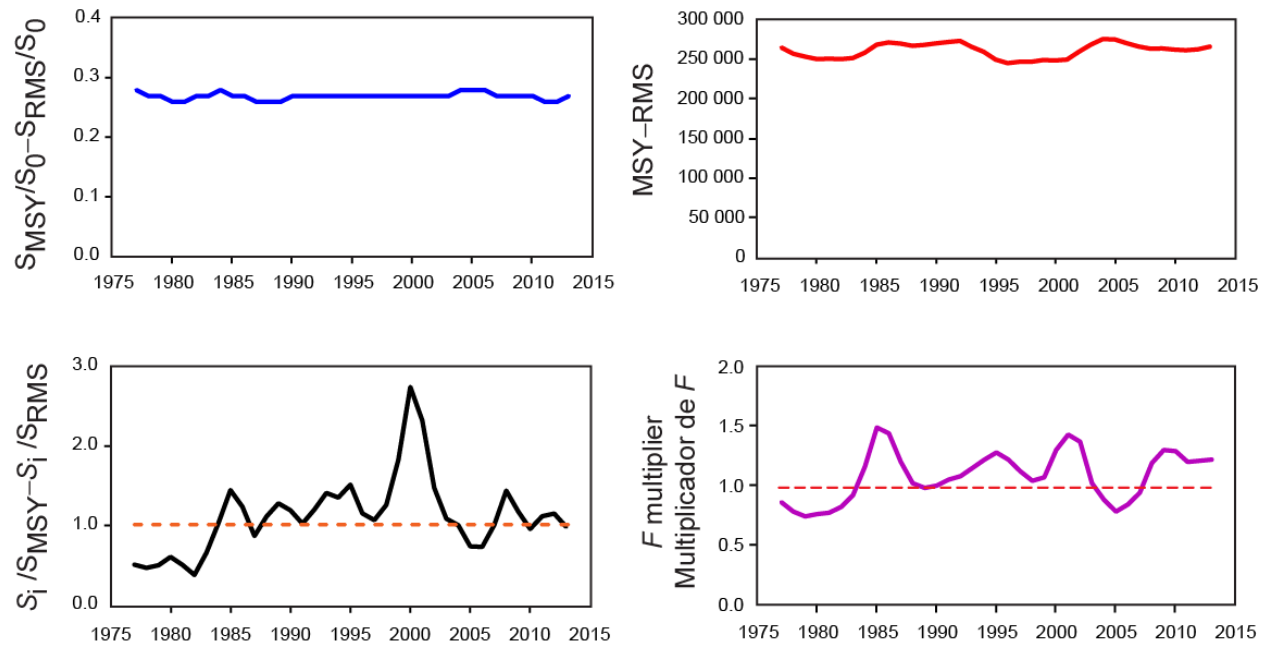


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (S_i is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment).
FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año. (S_i es el índice de la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación).

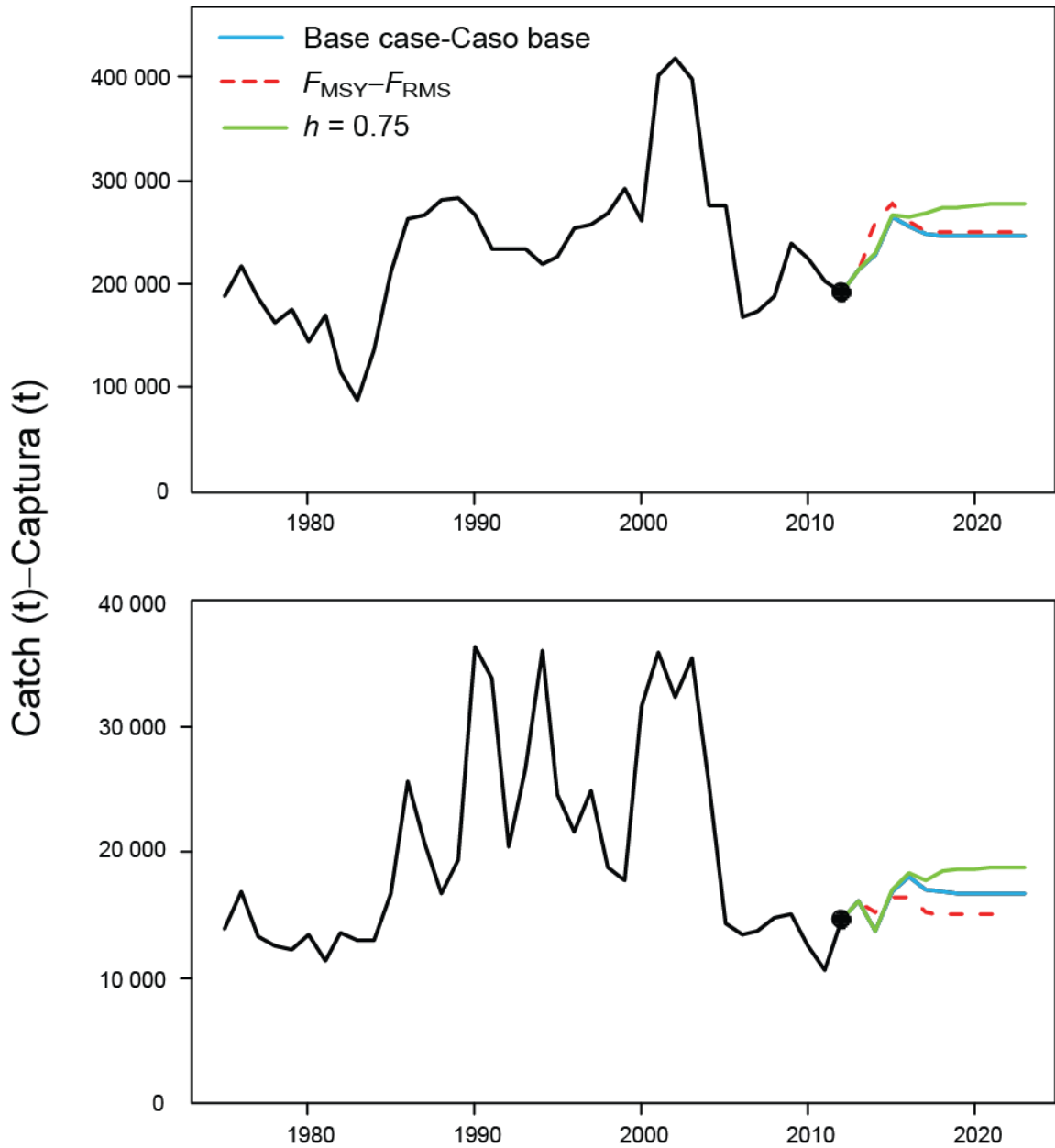


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness (labeled $h = 0.75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort. The large dot indicates the most recent catch (2013).

FIGURA 8. Capturas históricas y proyectadas de atún aleta amarilla por las pesquerías de superficie (panel superior) y palangre (panel inferior) del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación (identificado como $h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual. El punto grande indica la captura más reciente (2013).

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2011-2013. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2014 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2013.

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 2011-2013. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2014 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{recent} es la captura total estimada de 2013.

YFT	Base case Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	265,996	306,515
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	362,582	584,135
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,442	6,321
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.37
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.35
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.87	0.75
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.07	0.67
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.98	0.54
F multiplier-Multiplicador de F	1.21	0.77

Appendix A – Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was conducted where the base case analysis was modified to include more precision (CV = 0.20) for the standardized CPUE of the southern longline fishery (F12), as in the [previous assessment](#). For the current base case a CV of 0.40 was assumed. The convergence of the sensitivity analysis is poor. The fit to the data is worse (total likelihood = 8728.05) than the current base case (8712.46). The model is sensitive to this assumption ([Table A1](#) and [Figure A1](#)). The main conclusions of the current yellowfin assessment are also supported by this analysis: the current SBRs are below the levels corresponding to MSY ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.87$); the effort is below the level that would support the MSY (F multiplier = 1.05); at current (2011-2013) levels of fishing mortality and average levels of recruitment, the spawning biomass is predicted to increase above the MSY level.

Anexo A – Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad en el que se modificó el análisis de caso base para mejorar la precisión (CV = 0.20) de la CPUE estandarizada de la pesquería palangrera del sur \ (F12), al igual que en la [evaluación previa](#). En el caso base actual se supuso un CV de 0.40. La convergencia del análisis de sensibilidad fue pobre. El ajuste a los datos es peor (verosimilitud total = 8728.05) que en el caso base actual (8712.46). El modelo es sensible a este supuesto ([Tabla A1](#) y [Figura A1](#)). Las conclusiones principales de la evaluación actual del aleta amarilla son asimismo respaldadas por este análisis: los SBR actuales están por debajo de los niveles correspondientes al RMS ($S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} = 0.87$); el esfuerzo es inferior al nivel que soportaría el RMS (multiplicador de $F = 1.05$); con los niveles actuales (2011-2013) de mortalidad por pesca y reclutamiento promedio, se predice que la biomasa reproductora aumentará por encima del nivel de RMS.

TABLE A1. MSY and related quantities based on average fishing mortality (F) for 2011-2013 for a sensitivity analysis identical to the base case except that the CV for the standardized CPUE of the southern longline fishery (F12) is set to 20%. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2014 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2013.

TABLA A1. RMS y cantidades relacionadas para el caso base basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2011-2013 para un análisis de sensibilidad idéntico al caso base excepto que se fija el CV de la pesquería palangrera del sur en 20%. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2014 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{recent} es la captura total estimada de 2013.

YFT	Sensitivity analysis Análisis de sensibilidad	Base case Caso base
MSY-RMS	269,038	265,996
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	363,767	362,582
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,455	3,442
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.32
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.27
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.85	0.87
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.97	1.07
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.87	0.98
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	1.21

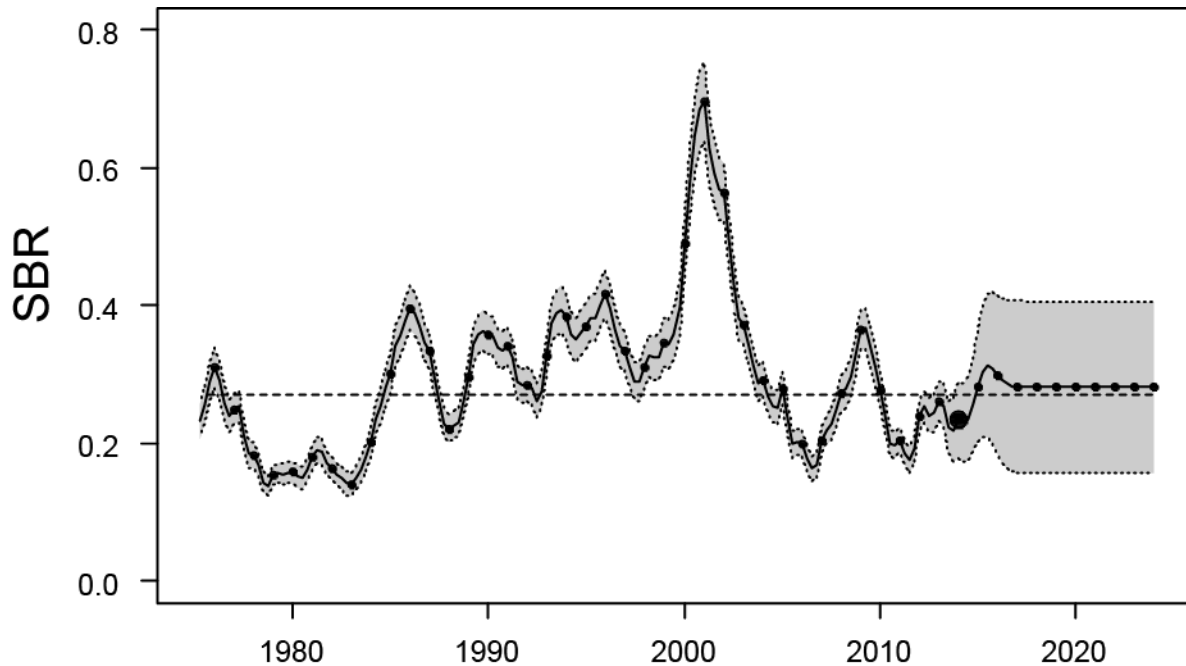


FIGURE A1. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2014-2024 based on average fishing mortality rates during 2011-2013, for a sensitivity analysis identical to the base case except that the CV of the southern longline fishery is set to 20%. The dashed horizontal line (at 0.27) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2014 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2011-2013, and average environmental conditions occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA A1. Cocientes de biomasa reproductora (SBRs) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2014-2024 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2011-2013, para un análisis de sensibilidad idéntico al caso base excepto que se fija el CV de la pesquería palangrera del sur en 20%. La línea de trazos horizontal (en 0.27) identifica el SBR correspondiente al RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2014 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2011-2013, 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.

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2013 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

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

Este informe presenta la evaluación más reciente de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (Stock Synthesis Versión 3.23b) en la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. Este modelo es el mismo que aquél usado en la evaluación previa ([Informe de la condición de los stocks 14](#)).

El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°O. La mayor parte de la captura en el OPO proviene de lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla asociados a delfines y en cardúmenes no asociados. Los estudios de marcado de aleta amarilla en el Pacífico entero señalan 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 de la especie demostrada en algunos estudios, sugiere que podrían existir múltiples poblaciones de aleta amarilla en el OPO y por todo el Océano Pacífico. Esto es consistente con el hecho que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería de palangre suelen variar entre zonas en el OPO. No obstante, con los datos de marcado actualmente disponibles no es posible estimar las tasas de desplazamiento entre estas poblaciones putativas ni a través del meridiano de 150°O.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y la composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca (F), y la estructura de las poblaciones. La evaluación de 2013 es casi idéntica a aquélla de 2012 (Anexo A) e incluye datos nuevos y actualizados. El personal realizó análisis investigativos sustanciales durante los preparativos para la revisión externa de su evaluación del atún aleta amarilla, que tuvo lugar en octubre de 2012. La revisión resultó en una serie de recomendaciones (Documento [SAC-04-INF A](#)), que serán incorporadas en la próxima evaluación completa de la población.

Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2013. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2012), Japón (2010-2012), Corea (2012), Taipei Chino (2010-2012), Estados Unidos (2011-2012), Polinesia Francesa (2012), Vanuatu (2012), y otras naciones (2007-2013). Se dispone de datos de captura palangrera japonesa en 2013 a partir de las estadísticas de los informes mensuales. En el caso de las pesquerías palangreras sin datos nuevos para 2013, se supuso que las capturas fueron iguales que en 2012. Se actualizaron los datos de CPUE de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos de CPUE nuevos de 2013. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2010-2012). Se añadieron datos nuevos de 2013 de composición por tamaño de las pesquerías de superficie, y se actualizaron los datos de 2012. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2011-2012)

En general, el reclutamiento de aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2011) ([Figura 1](#)). Se estimó que los reclutamientos de 2010 y 2011 fueron inferiores al promedio. Se estimó que los reclutamientos más recientes (2012 y 2013) fueron superiores al promedio, pero estas estimaciones son altamente inciertas. Los regímenes de productividad corresponden a

regímenes de biomasa: un régimen de productividad alta produce niveles mayores de biomasa. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son tenues, y esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes.

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

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

El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la de la población no explotada; SBR) del aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1977-1983, correspondiendo al régimen de productividad baja, pero por encima de ese nivel durante la mayoría de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2005-2007 y 2010-2011) ([Figura 4](#)). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 a un cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedio. Los dos distintos regímenes de productividad podrían sostener dos niveles distintos de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2014 fue 0,26, ligeramente inferior al nivel correspondiente al RMS (0.26). Los SBR recientes (2011-2013) estimados por la evaluación actual son más optimistas que aquellos producidos por la evaluación previa, que indicaba una reducción brusca de la biomasa reproductora desde 2009, seguida por un aumento en 2012, por debajo del nivel correspondiente al RMS ([Informe de la condición de los stocks 14](#)). En la evaluación actual, el SBR de 2012 está por encima de ese nivel. Este resultado se debe a la mortalidad por pesca más baja de los atunes aleta amarilla de edad mediana desde 2009 estimada por la evaluación actual ([Figura 2](#)). Se estima que el esfuerzo está por debajo del nivel que sostendría el RMS (con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías) ([Figuras 5a y 5b](#)), y las capturas recientes están por debajo de ese nivel ([Tabla 1](#)). Es importante señalar que la curva que relaciona al rendimiento máximo promedio a la mortalidad por pesca a largo plazo es plana alrededor del nivel de RMS ([Figura 6](#)). Por lo tanto, cambios moderados en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma marginal solamente, pero cambiaron la biomasa considerablemente. Mantener la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una disminución tan sólo marginal en el rendimiento promedio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande de la biomasa reproductora. Además, si se basa la ordenación en la evaluación de caso base (que supone que no existe una relación población-reclutamiento), cuando en realidad sí existe dicha relación, ocurre una mayor pérdida de rendimiento que si se basa la ordenación en el supuesto que sí existe una relación población-reclutamiento cuando en realidad no existe ([Figura 6](#)).

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

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación (1975-2013) ([Figura 7](#)), lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho a lo largo del tiempo. No obstante, el nivel general del esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que el esfuerzo actual se encuentra por encima del nivel de RMS ([Tabla 1](#)). Las evaluaciones previas han indicado que la condición de la población es también sensible al valor supuesto para el tamaño medio de los peces más viejos, y se obtienen resultados más pesimistas si se suponen valores mayores para este parámetro. Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2011-2013), se predice que la biomasa reproductora aumentará por encima del nivel de RMS ([Figura 4](#)). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de este nivel. Además, se predice que la biomasa reproductora permanecerá por debajo del nivel de RMS si se supone una relación población-reclutamiento ([Figura 5](#)). Si el esfuerzo de pesca continúa en los niveles recientes, se predice que se incrementarán tanto la biomasa reproductora ([Figura 4](#)) como las capturas de las pesquerías de superficie ([Figura 8](#)), suponiendo reclutamiento promedio y que no existe una relación población-reclutamiento (caso base). Se predicen capturas ligeramente más altas si en realidad sí existe dicha relación ([Figura 8](#)).

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa. Hubo dos, y posiblemente tres, regímenes distintos de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la población haya cambiado en los diez últimos años de un régimen de productividad alto a uno intermedio.
2. Las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel de RMS, y se estima que los niveles recientes de biomasa reproductora se encuentran en ese nivel. Tal como se señala en el [Informe de la condición de los stocks 14](#) y en evaluaciones previas, estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos relativos al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos, y los niveles supuesto de mortalidad natural. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento si se supone un valor más alto para el tamaño medio de los peces más viejos, y si se suponen tasas de mortalidad natural más bajas para el aleta amarilla adulto.
3. Los niveles recientes de biomasa reproductora predichos por la evaluación actual son más optimistas que aquellos de la evaluación previa ([Informe de la condición de los stocks 14](#)). Este resultado se debe a los niveles moderados de mortalidad por pesca del aleta amarilla de edad mediana desde 2008 estimado por la evaluación actual.
4. Incrementar el peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2013 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis 3.23b) was used in the assessment.

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

This model is the same as that used in the previous full assessment conducted in 2013 ([IATTC Stock Assessment Report 14](#)) which included several improvements. First of all, a new Richards growth curve estimated externally from an integrated analysis of otolith age-readings and tag-recapture observations was introduced. This curve reduced the uncertainty about the average size of the oldest fish (L_2 parameter). In addition, the parameters which determine the variance of the length-at-age were also taken from the new externally-derived growth estimates. Diagnostic analyses with the previous base case model configuration indicated a dominant influence of the size-composition data in determining the productivity (the R_0 parameter) of the bigeye stock, and conflicts among datasets were also found. As a result, improvements were made in the previous full assessment on the weighting assigned to the different datasets. Specifically, the size-composition data of all fisheries were down-weighted. In addition, the number of catch per unit of effort (CPUE) data series used as indices of abundance was reduced in order to minimize conflict trends among data sets. Rather than fitting to a total of ten CPUE series (two purse-seine indices and eight longline indices), a reduced set of indices of abundance was chosen to best represent the bigeye stock trends (the early and late periods of the Central and Southern longline fisheries).

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, CPUE, and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made. Catch and CPUE data for the surface fisheries have been updated, and include new data for 2013. New or updated longline catch data are available for China (2012), Japan (2010-2012), Korea (2012), Chinese Taipei (2010-2012), the United States (2011-2012), French Polynesia (2012) and Vanuatu (2012). Longline catch data for 2013 are available for China, Japan, Chinese Taipei, and Korea from the monthly report statistics. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2010-2012). New purse-seine length-frequency data are available for 2013 and updates are available for 2012. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2011-2012).

A prominent feature in the time series of estimated bigeye recruitment is that the highest recruitment peaks of 1983 and 1998 coincide with the strongest El Niño events during the historic period of the assessment ([Figure 1](#)). There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998,

followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly strong in 2005. More recently, the recruitments were below average during 2007-2009, and have fluctuated around average during 2010-2013. The most recent annual recruitment estimate (2013) is at about average levels. However, this estimate is highly uncertain, and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, and that of fish more than about 15 quarters old has also increased, but to a lesser extent) (Figure 2). The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the purse-seine fisheries that catch tuna in association with floating objects. The fishing mortality of juvenile bigeye, particularly of fish 9-12 quarters of age, declined in 2013, mainly due to the 27% reduction in the catches of juvenile bigeye by the surface fisheries. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in longline effort and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the bigeye stock is far greater than that of the longline fishery (Figure 3). The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

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

Since the start of 2005, the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock) gradually increased, to a level of 0.30 at the start of 2010. This may be attributed to a combined effect of a series of above-average recruitments since 2001, the IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009, and decreased longline fishing effort in the EPO. However, although the resolutions have continued to date, the rebuilding trend was not sustained, and the SBR gradually declined to a low historic level of 0.19 at the start of 2014 (Figure 4). This decline could be related to a period dominated by below-average recruitments that began in late 2007 and coincides with a series of particularly strong La Niña events.

At the beginning of 2014, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 5% below S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 24% lower than the maximum sustainable yield (MSY). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, F_{MSY} is about 4% higher than the current level of effort (Table 1).

According to the base case results, the most recent estimate indicates that the bigeye stock in the EPO is slightly overfished ($S < S_{MSY}$) but that overfishing is not taking place ($F < F_{MSY}$) (Figure 5a). In fact, the current exploitation is very close to the MSY target reference points. Likewise, the current base case model indicates that the proposed limit reference points of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, 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, have not been exceeded (Figure 5b). These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots. Also, they are strongly dependent on the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed levels of adult natural mortality, the growth curve, and the weighting assigned to the size-composition data.

The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that of the longline fisheries, because they catch larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was much less than F_{MSY} (Figure 6).

At current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to remain stable at about 0.19 until 2017. After that, the

SBR is predicted to gradually increase, and stabilize at about 0.21 around 2019, slightly above to the level corresponding to MSY (0.20) (Figure 4). If a stock-recruitment relationship is assumed, it is estimated that catches will be lower in the future at current levels of fishing effort, particularly for the surface fisheries (Figure 7).

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

Key Results

1. The results of this assessment indicate a recovery trend for bigeye tuna in the EPO during 2005-2009, subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004. However, the decline of the spawning biomass that began at the start of 2010 persisted through 2013, and reduced both summary and spawning biomasses to their lowest historic levels at the start of 2014. This decline may be related to a series of recent below-average recruitments which coincide with a series of strong la Niña events. However, at current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to stabilize at about 0.21, very close to the level corresponding to MSY.
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
3. The fishing mortality of juvenile bigeye, particularly of fish 9-12 quarters of age, declined in 2013, due to the 27% reduction in the catches of juvenile bigeye by the surface fisheries.
4. Both the recent fishing mortality rates and levels of spawning biomass are estimated to be slightly below the level corresponding to MSY. These interpretations are uncertain and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed rates of natural mortality for adult bigeye, the growth curve, and the weighting assigned to the size-composition data, in particular to the longline size-composition data. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if lower rates of natural mortality are assumed for adult bigeye, if the length of the oldest fish is assumed to be greater, and if a greater weight is assigned to the size-composition data, in particular for the longline fisheries.

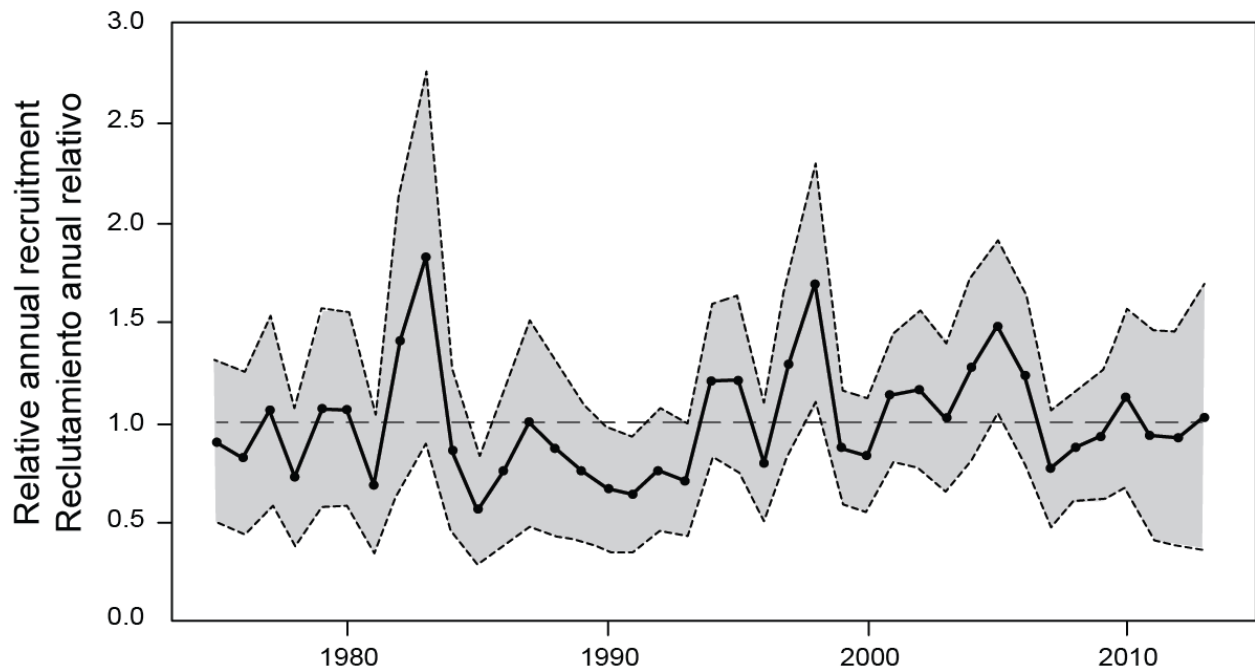


FIGURE 1. Estimated annual recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% intervals around those estimates.

FIGURA 1. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida indica las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

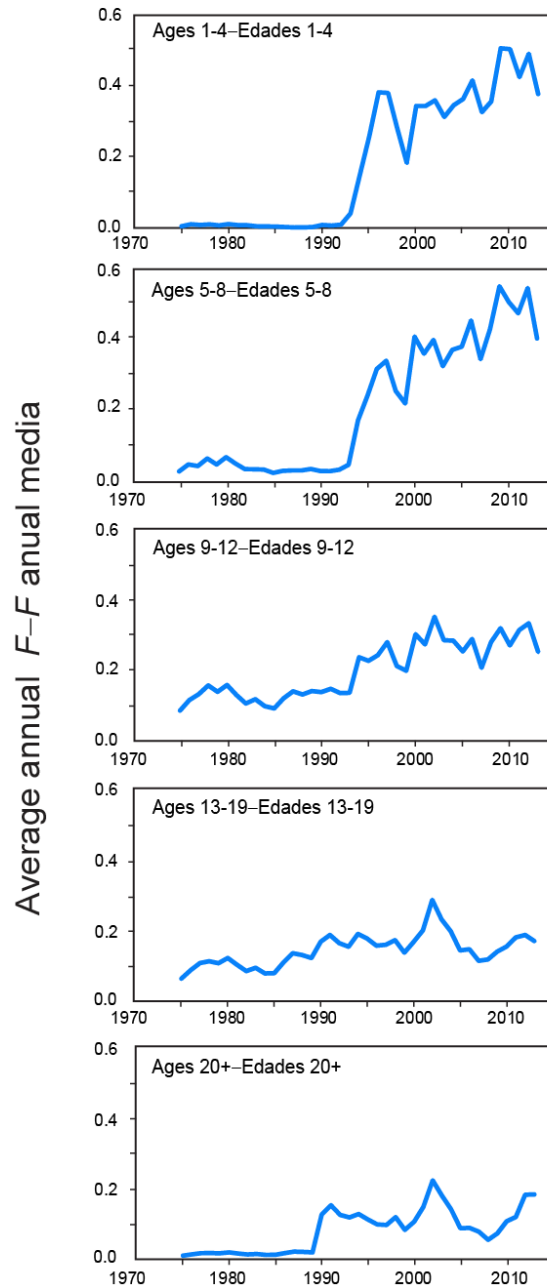


FIGURE 2. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 2. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.

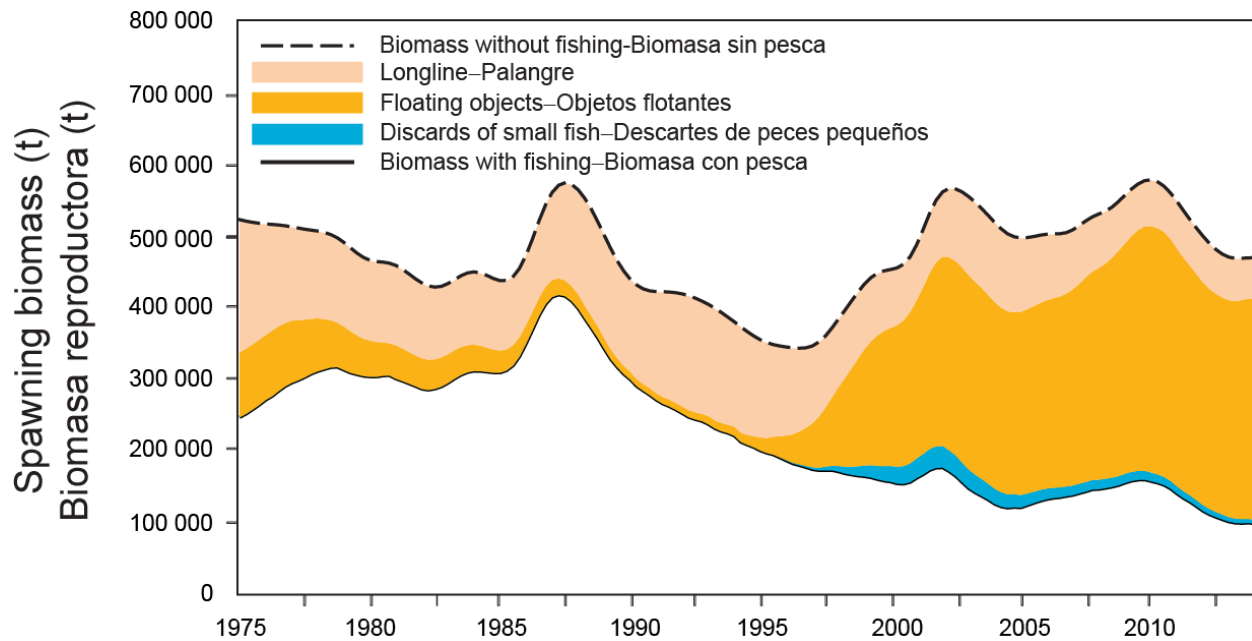


FIGURE 3. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 3. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

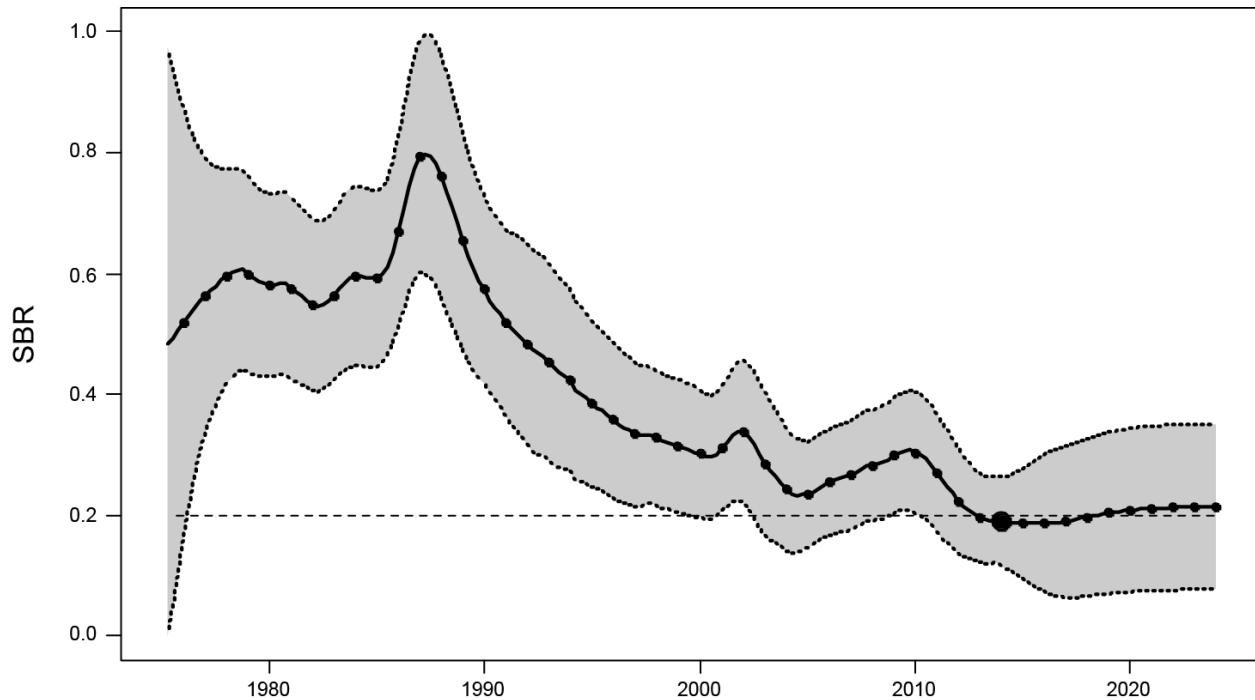


FIGURE 4. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2014-2023 based on average fishing mortality rates during 2011-2013. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2014 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2011-2013. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 4. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2014-2023 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2011-2013. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2014 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2011-2013. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

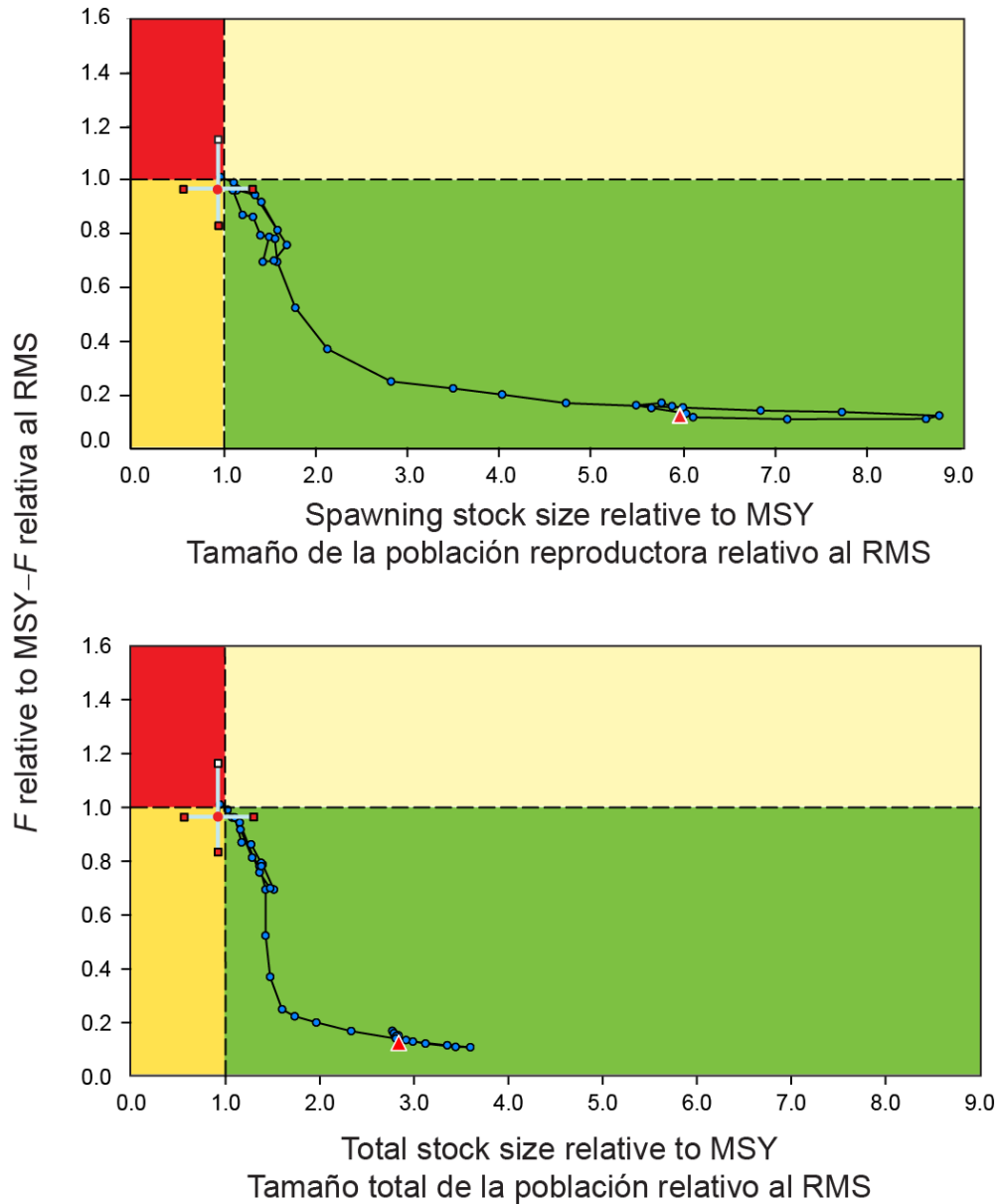


FIGURE 5a. Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). Each dot is based on the average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

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

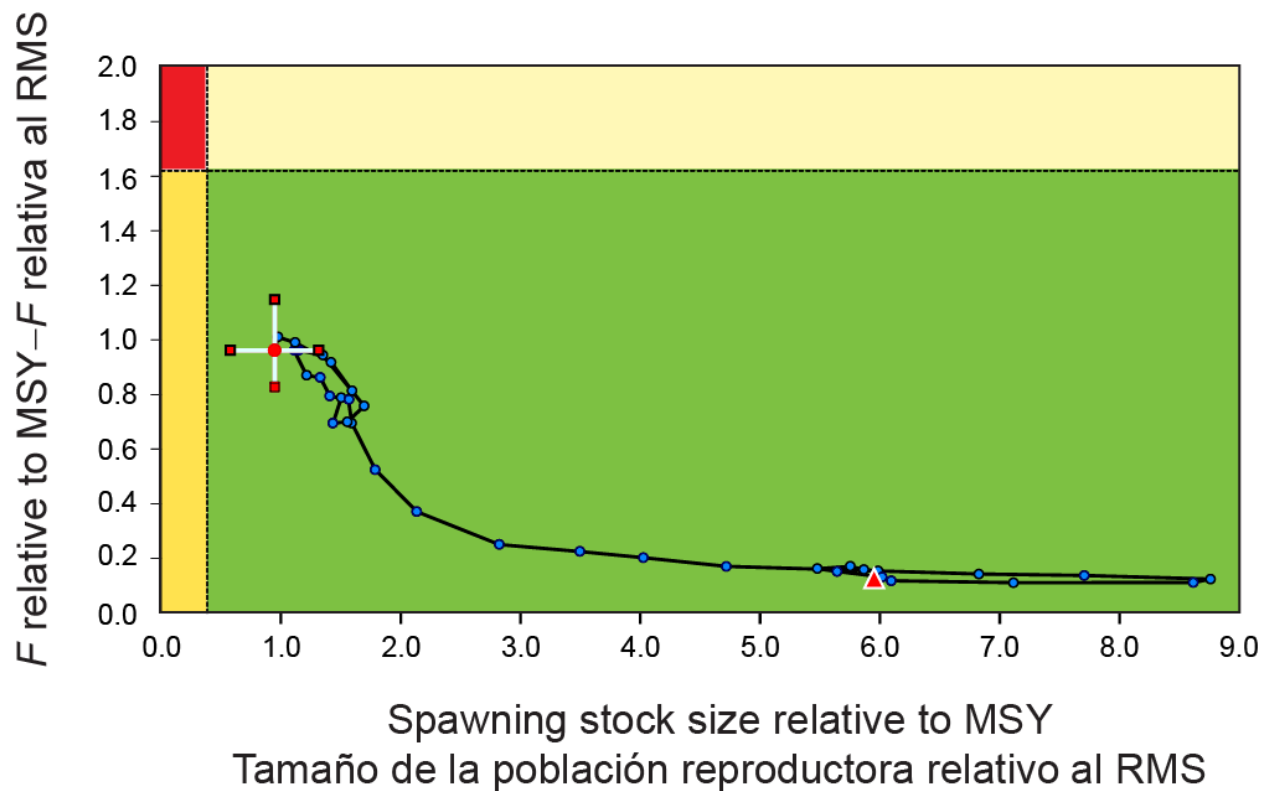


FIGURE 5b. Limit Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent the proposed limit reference points of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from 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 fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

FIGURA 5b. Gráfica de Kobe (fase) límite de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora y la mortalidad por pesca relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros representan los puntos de referencia límite propuestos de $0,38 S_{RMS}$ y $1,6 F_{RMS}$, 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 un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan el intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).

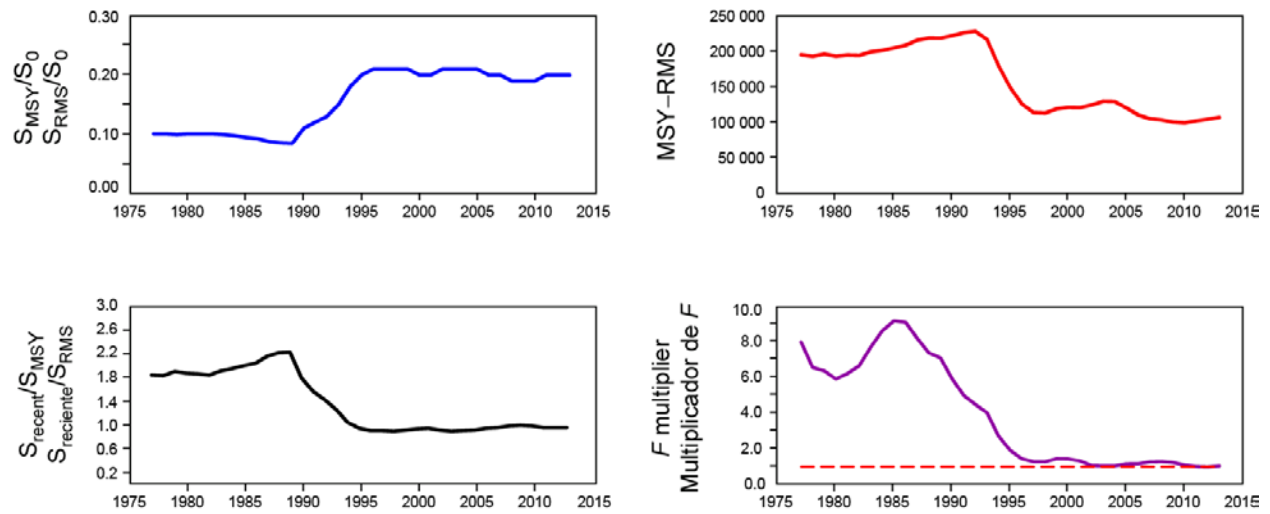


FIGURE 6. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2014.)

FIGURA 6. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ($S_{reciente}$ es la biomasa reproductora al principio de 2014.)

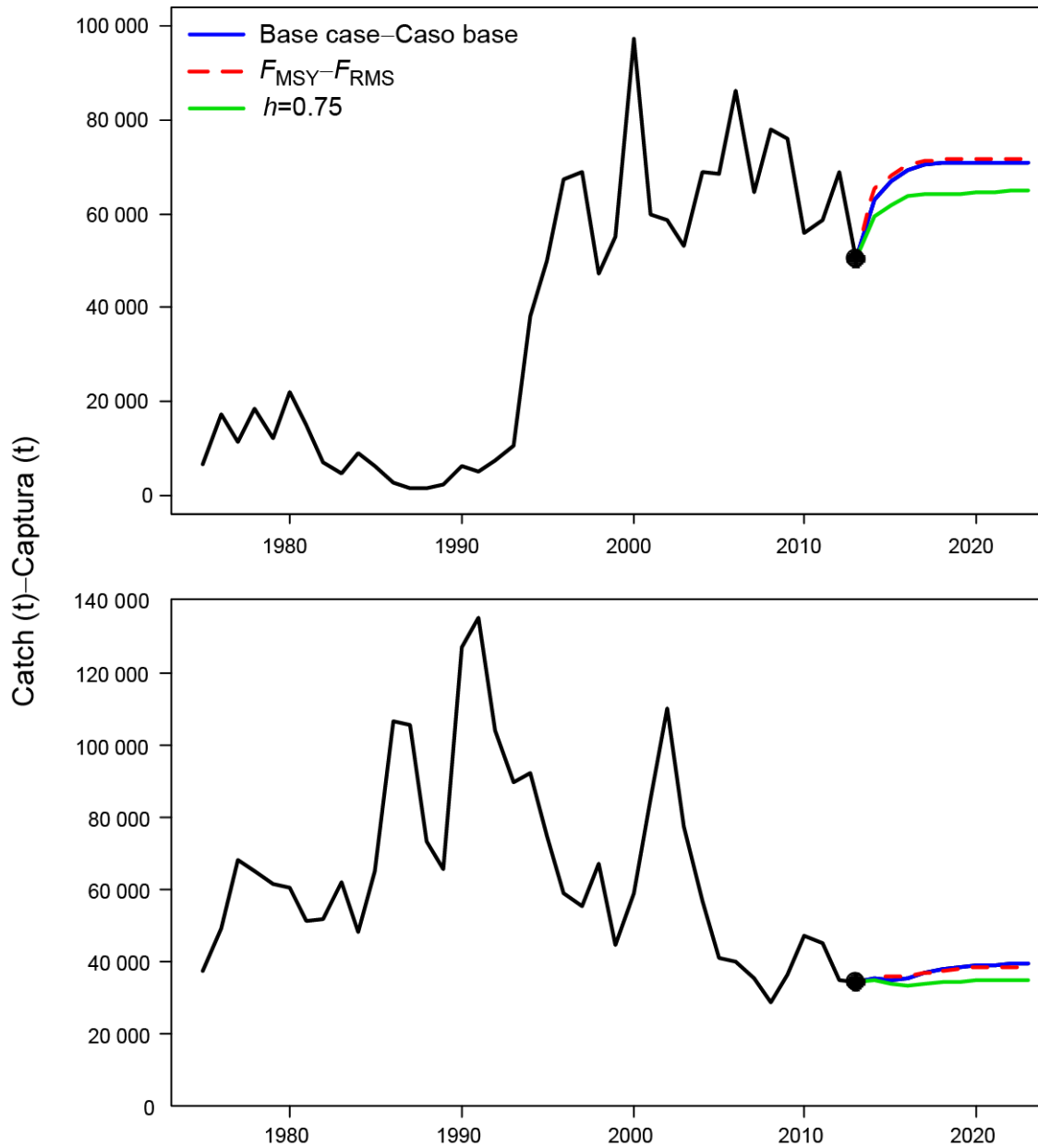


FIGURE 7. Historic and predicted annual catches of bigeye tuna during 2014-2023 for the surface (top panel) and longline (bottom panel), fisheries based on fishing mortality rates during 2011-2013. Predicted catches are compared between the base case, the analysis assuming F_{MSY} and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 7. Capturas anuales históricas y predichas de atún patudo durante 2014-2023 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2011-2013. Se comparan las capturas predichas entre el caso base, el análisis que supone F_{MSY} y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). t = toneladas métricas.

TABLE 1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2011-2013. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2014 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2013. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2011-2013.

TABLA 1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2011-2013. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2014 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2013. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2011-2013.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	110,458	104,773
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	420,280	746,794
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,164	207,160
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.25	0.33
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.76	0.80
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.95	0.73
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.95	0.71
F multiplier- Multiplicador de F	1.04	0.81

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2013 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

Este informe presenta la evaluación más reciente de la población del atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó en la evaluación un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis* 3.23b).

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

Este modelo es el mismo que se usó en la evaluación completa previa realizada en 2013 ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 14](#)), que incluyó varias mejoras. En primer lugar, se introdujo una nueva curva de crecimiento de Richards estimada externamente a partir de un análisis integrado de datos de otolitos y observaciones de marcado y recaptura. Esta curva redujo en particular la incertidumbre acerca del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2). Además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron asimismo tomados de las nuevas estimaciones de crecimiento derivadas externamente. Los análisis diagnósticos con la configuración de caso base previa del modelo indicaron una influencia dominante de los datos de composición por talla en la determinación de la productividad (parámetro R_0) de la población de patudo, y se descubrieron también conflictos entre los conjuntos de datos. Como consecuencia, se mejoró en la evaluación completa previa la ponderación asignada a los distintos conjuntos de datos. Concretamente, se redujo la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías. Además, el número de series de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) usado como índices de abundancia fue reducido a fin de minimizar las tendencias conflictivas entre los conjuntos de datos. En lugar de ajustar a un total de diez series de CPUE (dos de cerco y ocho de palangre), se seleccionó un conjunto reducido de índices de abundancia como la mejor representación de las tendencias de la población de patudo (los periodos temprano y tardío de las pesquerías palangreras central y del sur).

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, CPUE, y de composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, y mortalidad por pesca (ver [Informe de Evaluación de Stocks 11](#)). Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie, e incluyen datos nuevos de 2013. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de China (2012), Japón (2010-2012), Corea (2012), Taipéi Chino (2010-2012), Estados Unidos (2011-2012), y Polinesia Francesa (2012). Se dispone de datos de captura palangrera de 2013 para China, Japón, Taipéi Chino, y Corea a partir de las estadísticas de los informes mensuales. Se dispone de datos nuevos o actualizados de CPUE para la flota japonesa de palangre (2010-2012). Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2013, y actualizaciones de 2012, más datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados (2011-2012) de la flota japonesa de palangre.

Una característica prominente de la serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo es que los picos máximos del reclutamiento de 1983 y 1998 coincidieron con los eventos de El Niño más fuertes del periodo histórico de la evaluación ([Figura 1](#)). Hubo un período de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento inferior al promedio durante 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2013. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2012) es aproximadamente igual al promedio. No obstante, esta estimación es altamente incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad también ha aumentado, pero en menor grado ([Figura 2](#)). El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías de cerco que capturan atún en asociación con objetos flotantes. La mortalidad por pesca del patudo juvenil, particularmente de los peces de 9 a 12 trimestres de edad, disminuyó en 2013, debido principalmente a la reducción de 27% de las capturas de patudo juvenil por las pesquerías de superficie. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de palangre, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, en la actualidad el impacto de la pesquería de cerco sobre la población de patudo es mucho mayor que aquél de la pesquería de palangre ([Figura 3](#)). Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño pero detectable sobre la merma de la población.

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

Desde el principio de 2005, el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) aumentó paulatinamente a 0,30 al principio de 2010. Esto puede ser atribuido al efecto combinado de una serie de reclutamientos superiores al promedio desde 2001, las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT durante 2004-2009, y una reducción del esfuerzo de pesca palangrera en el OPO. No obstante, aunque las soluciones han continuado hasta la fecha, la tendencia reconstructiva no continuó, y el SBR disminuyó paulatinamente a un nivel histórico bajo de 0,19 al principio de 2014 ([Figura 4](#)). Esta disminución podría estar relacionada con un período dominado por reclutamientos inferiores al promedio que comenzó a fines de 2007 y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes.

Al principio de 2014, la biomasa reproductora del patudo en el OPO parece haber sido un 5% menor que S_{RMS} , y las capturas recientes fueron un 24% inferiores al rendimiento máximo sostenible (RMS) Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, F_{RMS} es aproximadamente un 4% mayor que el nivel de esfuerzo actual ([Tabla 1](#)).

Según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que la población de patudo en el OPO se encuentra ligeramente sobrepescada ($S < S_{RMS}$), pero que no está ocurriendo sobrepesca ($F < F_{RMS}$) ([Figura 5a](#)). De hecho, la explotación actual es muy cercana a los puntos de referencia objetivo de RMS. Similarmente, el modelo actual de caso base indica que los puntos de referencia límite propuestos de $0.38 S_{RMS}$ y $1,6 F_{RMS}$, 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 ($h = 0.75$), no han sido rebasados ([Figura 5b](#)). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase. Además, dependen fuertemente de los supuestos acerca del

parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de mortalidad natural de los adultos, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla.

El RMS de patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de las pesquerías de palangre, porque capturan peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue mucho menos que F_{RMS} (Figura 6).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si persisten los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y niveles de reclutamiento medios, se predice que el SBR seguirá estable en aproximadamente 0.19 hasta 2017. Posteriormente, se predice que aumentará paulatinamente, y alrededor de 2019 se estabilizará en aproximadamente 0.21, nivel ligeramente mayor que aquel correspondiente al RMS (0.20) (Figura 4). Se estima que las capturas serán menores en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca si se supone una relación población-reclutamiento, particularmente en el caso de las pesquerías de superficie (Figura 7).

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

Resultados clave

1. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia recuperativa del atún patudo en el OPO durante 2005-2009, subsiguiente a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004. No obstante, la disminución de la biomasa reproductora que comenzó a principios de 2010 persistió durante 2013, y redujo la biomasa tanto sumaria como reproductora a su nivel histórico mínimo al principio de 2014. Esta disminución podría estar relacionada con una serie reciente de reclutamientos inferiores al promedio que coinciden con una serie de eventos fuertes de La Niña. No obstante, con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles medios de reclutamiento, se predice que el SBR se estabilizará alrededor de 0.21, nivel muy cercano a aquel correspondiente al RMS.
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros.
3. La mortalidad por pesca del patudo juvenil, particularmente de los peces de 9 a 12 trimestres de edad, disminuyó en 2013, debido principalmente a la reducción de 27% de las capturas de patudo juvenil por las pesquerías de superficie.
4. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca y los niveles recientes de la biomasa reproductora están ligeramente por debajo del nivel correspondiente al RMS. Estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos correspondientes al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, las tasas supuestas de mortalidad natural del patudo adulto, la curva de crecimiento, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular los de palangre. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, tasas más bajas de mortalidad natural del patudo adulto, y una talla mayor de los peces más viejos, y si se asigna una ponderación mayor a los datos de composición por talla, en particular los de las pesquerías de palangre.

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

Mark N. Maunder

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.* fishing mortality that produces MSY (F_{MSY}); spawner-per-recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require that reference points and quantities to which they are compared be available. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity), to absolute estimates of biomass and exploitation rates. These absolute estimates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is a notoriously difficult species to assess. Due to 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 the limited tagging data. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggests that they may be more reliable. Analysis of currently available tagging data is unlikely to improve the skipjack stock assessment (Maunder 2012a) and a fully length-structured model produced unrealistic estimates (Maunder 2012b). In addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield-per-recruit (YPR) calculations indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic, because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip, purse-seine sets on unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch and the “known” abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the

average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007); however, developing MSE is time-consuming, and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data up to 2013. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Eight data- and model-based indicators are shown in [Figure 1](#). The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) fisheries. The floating-object effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and has fluctuated around the upper reference level since 2003. The floating-object CPUE has generally fluctuated above the average level since 1990 and was at the upper reference level in 2011. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003, and was at its highest level in 2008; it declined in 2010, then increased to above the upper reference level in 2013. The standardized effort indicator of exploitation rate increased starting in about 1991, but decreased in 2009 and 2010. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2009 was below the lower reference level, but has increased slightly since then. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years, and have fluctuated at high levels since 2003. The biomass and recruitment were close to the upper reference level in 2013.

The main concern with the skipjack stock was the constantly increasing exploitation rate. However, this appears to have leveled off in recent years. The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight was below its lower reference level in 2009, which can be a consequence of overexploitation, but can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. Any continued decline in average length is a concern and, combined with leveling off of catch and CPUE, may indicate that the exploitation rate is approaching, or above, the level associated with MSY.

ACKNOWLEDGEMENTS

Various IATTC staff were involved in data preparation.

REFERENCES

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- 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. (<http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf>)
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

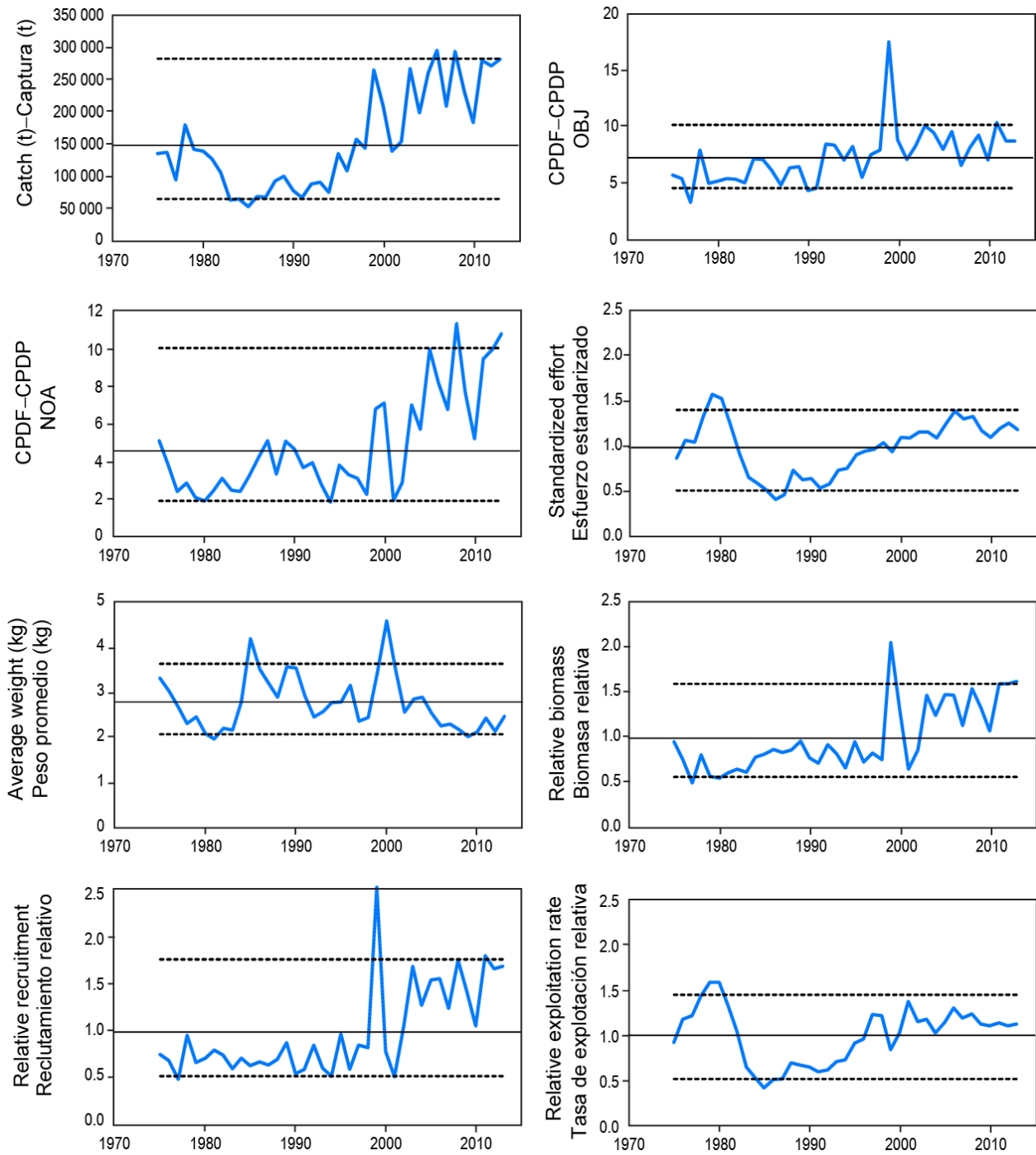


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDF: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada; CPDP: captura por día de pesca. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de composición por edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. Es poco probable que un análisis de los datos de marcado actualmente disponibles mejore la evaluación de la población de barrilete (Maunder 2012a) y un modelo estructurado enteramente por talla produjo estimaciones no realistas (Maunder 2012b). Además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiables de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes no asociados

están generalmente mezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (MSE) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007), pero elaborar una MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de hasta 2013. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

En la [Figura 1](#) se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco viene aumentando desde 1985, y ha fluctuado alrededor del nivel de referencia superior desde 2003. La CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente por encima del nivel medio desde 1990, y estuvo en el límite de referencia superior en 2011. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2008, disminuyó en 2010, y luego aumentó a cerca del nivel de referencia superior en 2013. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación aumentó a partir de aproximadamente 1991, pero disminuyó en 2009 y 2010. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2009 se encontró por debajo del nivel de referencia inferior, pero ha aumentado ligeramente desde entonces. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años, y han fluctuado en niveles altos desde 2003. La biomasa y el reclutamiento estuvieron cerca del nivel de referencia superior en 2013.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, dicha tasa parece haber dejado de aumentar en los últimos años, y el esfuerzo ha disminuido. Los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2009, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados, o la expansión de la pesca en zonas ocupadas por barrilete más pequeño. La disminución continua de la talla promedio es motivo de preocupación y, combinado con la estabilización de la captura y la CPUE, podría indicar que la tasa de explotación se está acercando al nivel asociado con el RMS, o que se encuentra por encima del mismo.

RECONOCIMIENTOS

Varios miembros del personal de la CIAT participaron en la preparación de los datos.

REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2001 y perspectivas para 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compilador) 2007. Informe de la reunión técnica sobre estrategias de ordenación, CIAT, La Jolla, California (EE.UU.), 17-20 de octubre de 2006.
(<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportSPN.pdf>)
- Maunder, M.N. 2012a. Análisis preliminar de datos históricos y recientes de marcado de barrilete para explorar información sobre las tasas de explotación. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 13: 77-101.
- Maunder, M.N. 2012b. A length-structured meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC SAC-03-INF A, 24pp.
(<http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf>)
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. El uso de indicadores de condición de población cuando no se dispone de puntos de referencia tradicionales: evaluación y aplicación al atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2003 y perspectivas para 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. Un método novedoso para estimar la abundancia relativa a partir de datos de captura cerquera por lance usando la abundancia conocida de otra especie. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

STOCK STATUS OF PACIFIC BLUEFIN TUNA AND THE URGENT NEED FOR MANAGEMENT ACTION

Mark N. Maunder¹, Kevin, R. Piner², and Alexandre Aires-da-Silva¹

ABSTRACT

The stock assessment of Pacific bluefin tuna (PBF) by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) is unsatisfactory because the model does not adequately fit the data, and this problem is only compounded in the updated assessment model. The lack of fit to the main indices of spawning abundance is particularly concerning. Despite these flaws, the model results are robust to a large number of alternative assumptions. Analysis of the data external to the model supports the management advice based on the model. The stock is highly depleted and experiencing overfishing. Although not discussed in the consensus assessment report, our independent analysis of the data shows that the spawning biomass is supported by a single cohort that is nearing the end of its life. Future projections predict that the population will not increase under the low recruitment scenario, which is consistent with recent recruitment estimates, unless catches of juveniles are reduced by 25-50%. Similar cuts are needed to ensure a high probability of reaching 10% of the unexploited biomass in 10 years, assuming average recruitment. In conclusion, urgent management action is needed to ensure the sustainability of the Pacific bluefin fisheries.

1. INTRODUCTION

There is considerable concern about the adequacy of the current Pacific bluefin tuna (PBF) stock assessment model. The model developed by the ISC working group on Pacific bluefin does not produce reasonable fits to the main indices of relative abundance and composition data ([Figure 1](#)). Despite inconsistencies in the data, a large number of sensitivity analyses all produced the same stock status designations (overfished and overfishing occurring). This consistency in stock status was used as the basis for management advice.

An update of the model with recent data continues to show a poor fit to the data and conflicts among data sets. In particular, the estimates of current spawning biomass were sensitive to the inclusion of Japanese and Chinese Taipei longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) data, which have different trends.

For management advice to be accurate, it is important that the stock assessment model used adequately fit the main data components. Therefore, we conducted an exploratory analysis of the length-composition data for Pacific bluefin from the Japanese and Chinese Taipei longline fisheries to obtain insights into why the ISC model does not fit the data. In the process we developed a method to estimate spawning biomass outside the stock assessment model, and these external estimates are compared with those from the model. Finally, we conclude with advice to improve the stock assessment and for managing the stock.

2. COMPOSITION DATA

Length-composition data on the catch of Pacific bluefin are available for a variety of fisheries. These data provide information on the age/length selectivity/availability to the fishery and cohort strength (recruitment), and can also provide information on fishing mortality and abundance (Maunder and Piner in press). However, this latter information can be highly sensitive to model misspecification in processes such as selectivity (Lee *et al.* in press). It is therefore important that the composition data are modelled correctly. We conducted an exploratory analysis of the Pacific bluefin Japanese and Chinese Taipei longline length-composition data to obtain insights into why the assessment model does not fit the data.

¹ Inter-American Tropical Tuna Commission, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037-1509, USA

² NOAA National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037-1509, USA

2.1. Japanese longline length-composition data

Starting in 2000, a clear mode, likely representing a single very strong cohort, can be seen traversing through the Japanese longline length-composition data (Figure 2). The modal progression can be seen more clearly by truncating the length axis and looking at the last 7 years only (Figure 3). The mode may represent more than one consecutive cohort that are all above average due to correlated environmental conditions; however, the very low coefficient of variation (5%) for the variation of lengths in this mode and a subsequent smaller mode suggests that it is a single cohort (Figure 4). The length-composition data suggest that there is a single strong cohort that is supporting the spawning biomass, although there are some years of composition data that suggest more than one cohort (Figure 5). There are also differences in the sizes of fish caught in different seasons (Figure 6), although the data are scarce. Smaller fish are caught outside the main fishing season, but they do not appear to enter the composition data of the main fishing season as strong modes. It is not clear if the fishery is able to efficiently catch smaller tuna or if there are two different growth patterns. The catch in the off season is small, so the composition data from these seasons may not represent strong cohorts.

The recent large (200-250 cm) Pacific bluefin seen in the Japanese longline length-composition data have not been seen at high proportions in any of the data available for this fishery, which date back to the 1950s (Figure 7). This suggests that the Japanese longline fleet has been targeting the strong cohort and therefore its effective selectivity has changed over time. The clear mode of this strong cohort in the composition data can be used to estimate the growth of the fish in the cohort. They did not appear to grow much between 2008 and 2009 (Figure 8), but in general grew faster, particularly at older ages, than assumed in the ISC stock assessment model (Figure 8) or estimated for males and females by Shimose and Takeuchi (2012) (Figure 9).

The strong cohort seen in the length-composition data is consistent with the CPUE (Figure 10). The CPUE increased starting in 2001 as the strong cohort started to enter the fishery and declined starting in 2005 once the cohort was fully vulnerable to the fishery and there were no other strong cohorts to support the fishery. There appears to be a cohort entering the fishery 2-3 years later (Figure 3) that causes an increase in CPUE, but its effect is short-lived (Figure 10).

2.2. Chinese Taipei

The Chinese Taipei longline length composition data also show some modal progression (Figure 11), but the pattern is not as clear as it is for the Japanese data. Unlike the Japanese fishery, the Chinese Taipei fishery caught large (220-250 cm) Pacific bluefin in the past before the recent strong cohort (Figure 7), but the fish caught in 2005-2007, before the strong cohort moved through the Chinese Taipei fishery, were smaller. It is not clear if the strong cohort is faster-growing due to environmental conditions, if it is from a population with a different growth pattern, or if the Chinese Taipei fishery is also targeting the cohort.

The correspondence between the Chinese Taipei CPUE and its composition data is not clear. The CPUE increases after 2009 (Figure 13), but this is several years after the strong cohort entered the fishery.

3. ESTIMATING SPAWNING BIOMASS

The observation that the abundance of Pacific bluefin in the longline fisheries, which also corresponds to the spawning biomass, is mainly represented by a single cohort provides a unique opportunity to estimate spawning biomass, because the Japanese CPUE-based index of abundance represents this single cohort. Therefore, without additions due to new cohorts, the recent CPUE represents a decline in abundance of the strong cohort that can be used in a catch-curve type of analysis to estimate the total mortality rate (Z) (Figure 14). Given an assumed value of natural mortality (M), the fishing mortality (F) can be calculated ($F = Z - M$). Consequently, given catch (C) in weight from both the Japanese and Chinese Taipei longline fisheries, the spawning biomass (SB) can be calculated from the Baranov catch equation, making the assumption that all spawning Pacific bluefin, essentially one cohort, are fully vulnerable to the longline fisheries.

$$SB = \frac{Z}{F(1 - \exp(-Z))} C$$

The estimate of Z , based on the CPUE data from 2004 to 2010 only (to avoid the early years when the cohort may not have been fully selected, and later years that may have been more influenced by new cohorts as the abundance of the strong cohort decreased), is 0.35. The ISC assessment assumes $M = 0.25$, resulting in an estimate of $F = 0.1$ for this cohort by the longline fisheries. The consequent estimates of spawning biomass, in metric tons (t), are as follows:

Year	Catch (t)	Spawning biomass
2004	3281	38882
2005	3072	36414
2006	2099	24875
2007	3302	39136
2008	1794	21260
2009	2082	24674
2010	1139	13493

Spawning biomass for the years prior to 2004 and after 2010 can be estimated by using the estimates of spawning biomass to scale the Japanese longline CPUE index of relative abundance to absolute abundance. The estimates of abundance for the 2004-2010 period are very similar to those estimated by the stock assessment model (Figure 15). However, the scaled Japanese CPUE index for the other years is not, which is not surprising given the assessment model provides a poor fit to this index. The estimates of spawning biomass are insensitive to the value assumed for natural mortality, but highly sensitive to the value of fishing mortality (Figure 16).

4. CONCLUSIONS

4.1. A plausible story of recent Pacific bluefin dynamics

Our analysis suggests that the recent spawning biomass levels have been mainly comprised of a single strong cohort. The strength of this cohort is supported by an index of recruitment based on the CPUE of the Japanese troll fishery for bluefin (Figure 17). The previous two cohorts were very weak. Subsequent cohorts were of moderate strength, but they failed to persist in the data. About the time that the strong cohort was spawned, a purse-seine fishery for small pelagics developed in the western Pacific that caught large amounts of very young Pacific bluefin (Figure 18). The high exploitation rate of this fishery, in addition to the other fisheries taking small to intermediate-sized Pacific bluefin, may not allow any new cohorts to enter the spawning biomass.

4.2. Stock assessment advice

The relatively poor performance of the current stock assessment model should be considered when providing detailed management advice based on the model results. However, the general conclusion – that the current spawning biomass is very low and substantial cuts in fishing mortality of juveniles are required – is robust to the assessment uncertainties.

4.3. Future research

A substantial effort is needed to improve the stock assessment in a way that would result in a better fit to the data. Our investigations of the data revealed that many, if not all, fisheries target strong cohorts. Therefore, additional time-varying selectivity should be considered for all fisheries, as static model process are responsible for much of the model misfit. The CPUE data for the Chinese Taipei longline fishery do not appear to be consistent with its composition data or with the Japanese longline CPUE data,

which is considered a more reliable index of abundance, and therefore should be omitted from the analysis until the reasons for the inconsistencies are identified.

The following changes should be implemented immediately:

1. Model time-varying selectivity for all fleets catching juveniles of more than one age-class. One possible approach could be the McCall and Teo (2013) hybrid VPA.
2. Create a time block for Japanese longline selectivity starting in 2000 and force the selectivity to be asymptotic, to ensure that information on the strong cohort and the lack of other cohorts is maintained in the analysis.
3. Estimate the parameter that determines maximum length, to ensure that the growth is consistent with the length composition modes of the strong cohort.

Longer-term changes include:

1. Split the Japanese longline fishery data into areas that catch small fish and areas that catch large fish.
2. Investigate the possibility of time-varying growth or different sub-populations with different growth rates.
3. Consider allowing natural mortality to change by seasonal ages rather than annual ages.

4.4. Management advice

The Pacific bluefin stock is at very low levels, and the spawning population is mostly comprised of a single cohort that is coming to the end of its life. This is consistent with the stock assessment results that estimate the population is at an extremely low fraction of its unexploited level (2-5%). The current spawning biomass could be less than 10,000 t, which is about a quarter of the lowest level reached by southern bluefin tuna, and the depletion level is also lower than for southern bluefin tuna (Ana Parma pers. com.). The most recent recruitments appear to have fallen below the historical average. It is unclear if the recent drop in recruitment is related to low spawning abundance, environmental conditions, or is simply variability without trend. The prospects of stock recovery will depend on the level of future recruitment.

Future projections conducted by the ISC PBF working group predict that the population will not increase if future recruitment falls below the historical mean (low recruitment scenario), unless catches of juveniles are reduced by 25-50%. Similar cuts are needed to ensure a high probability of reaching 10% of the unexploited biomass in 10 years, even with recruitment at the historical average. Substantial and immediate cuts in fishing mortality of juveniles are most likely required to ensure the viability of the Pacific bluefin fisheries.

The longline fisheries, which target spawning adults, are estimated to have a very limited impact on the spawning stock biomass ([Figure 19](#)), so the greatest benefit can be obtained by restricting the other fisheries, which target juveniles. However, the longline fleets should not be allowed to increase their catches, to avoid losing the benefits from the reduction in the catch of juveniles. One caveat to the low impact of adult fishing mortality is the extremely low levels of current spawning biomass. At these low levels of spawning abundance, it may be that recruitment will be adversely affected. Some consideration of protecting the limited spawner population may be necessary until cuts in juvenile F allow more bluefin to become spawners.

The eastern Pacific Ocean (EPO) fleets are estimated to contribute only about 20% of the fishery impact on the population ([Figure 19](#)), despite recent catches of Pacific bluefin in the EPO being of similar magnitude to those in the western Pacific Ocean ([Figure 18](#)). This is primarily for two reasons. First, the analysis evaluates the impact of fishing on the spawning biomass, and the impact of any catch reductions will take several years to appear in the analysis. Second, the impact of a fishery is related to both the

amount of catch and the age of the fish caught. The EPO fisheries catch fish older than the WPO small pelagic purse-seine fishery. The relative impact on the spawning biomass of catching a ton of fish of a given age can be calculated by the inverse of the average weight at that age and adjusting for natural mortality between that age and when the fish becomes mature. These calculations were carried out relative to age 5, the age at about which all fish are mature (Figure 20). For example, a ton of age-1 fish has about twice the impact of a ton of age-2 fish, so simply catching the same tonnage a year older could halve the impact. These calculations can help interpret the impact of each fishery based on their estimated selectivity curves (Figure 21). The goal of management for Pacific bluefin should be to reduce the fishing mortality so that juveniles can make it through to the spawning biomass without being caught. It is important that any reduction in fishing mortality on the very young fish is not offset by these fish being caught in the other fisheries that catch them at an older age and hence there should be reductions in all fisheries. It also should be noted that reduced catch does not necessarily mean reduced fishing mortality. If the abundance has decreased, reduced catches may just be a consequence of reduced biomass and not reduced fishing mortality. This is particularly important to consider given the recent low estimates of recruitment (Figure 17).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the ISC Pacific bluefin working group, who put together all the data for the stock assessment model and provided feedback on the analyses contained in this report.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Lee, H-H., Piner, K. R., Methot, R. D., and Maunder, M. N. (in press). Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: an example using blue marlin in the Pacific Ocean. *Fisheries Research*.
- MacCall, A.D. and Teo, S.L.H. 2013. A hybrid stock synthesis-Virtual population analysis model of Pacific bluefin tuna. *Fisheries Research*, 142: 22-26.
- Maunder, M.N. and Piner, K. R. (in press) Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science*
- Shimose, T. and Takeuchi, Y. 2012. Updated sex specific growth parameters for Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis*. *ISC/12-1/PBFWG/12*.

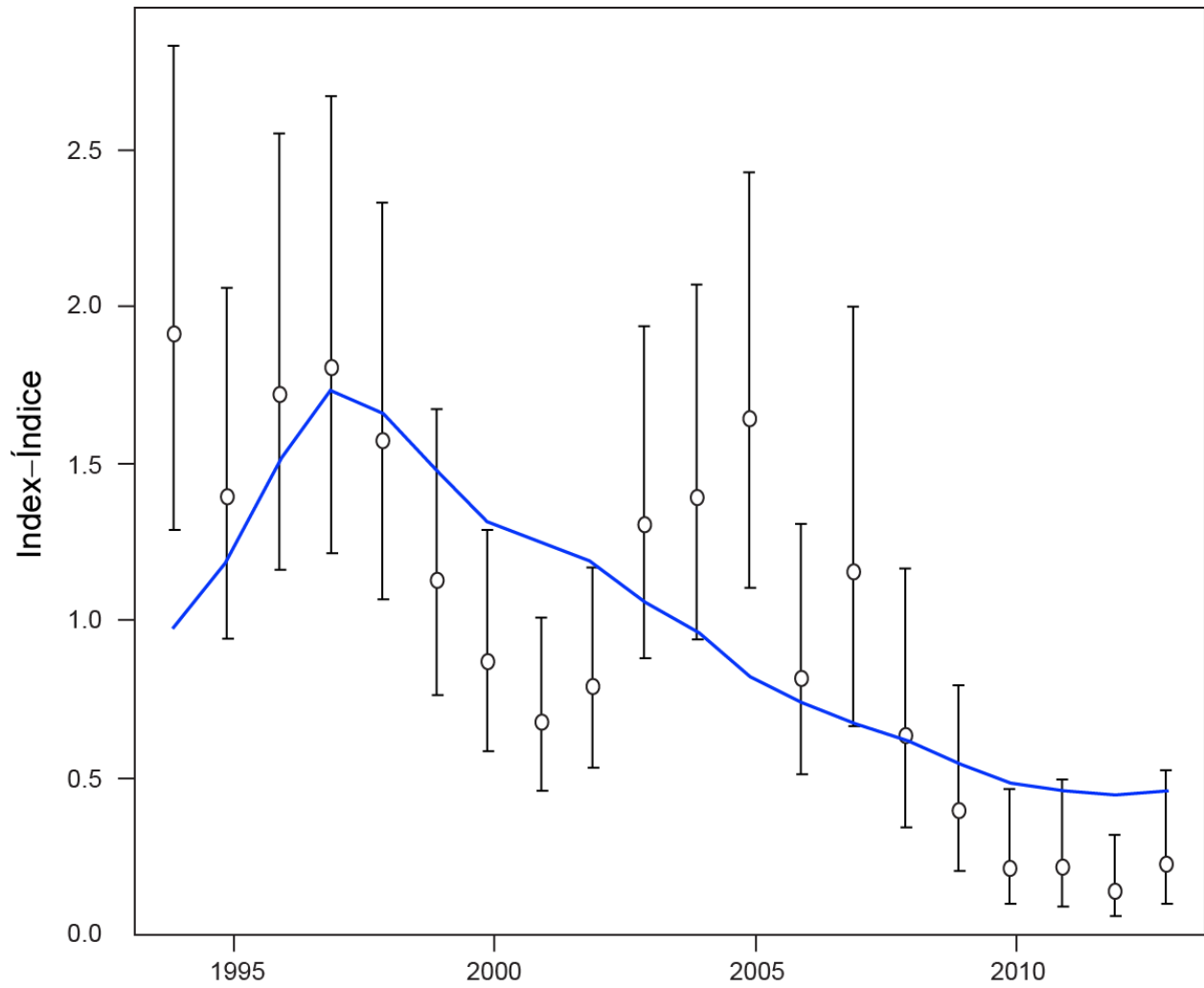


FIGURE 1a. Fit of the ISC stock assessment model to the Japanese longline CPUE indices of abundance.

FIGURA 1a. Ajuste del modelo de evaluación del ISC a los índices de abundancia basados en la CPUE de la pesquería palangrera japonesa.

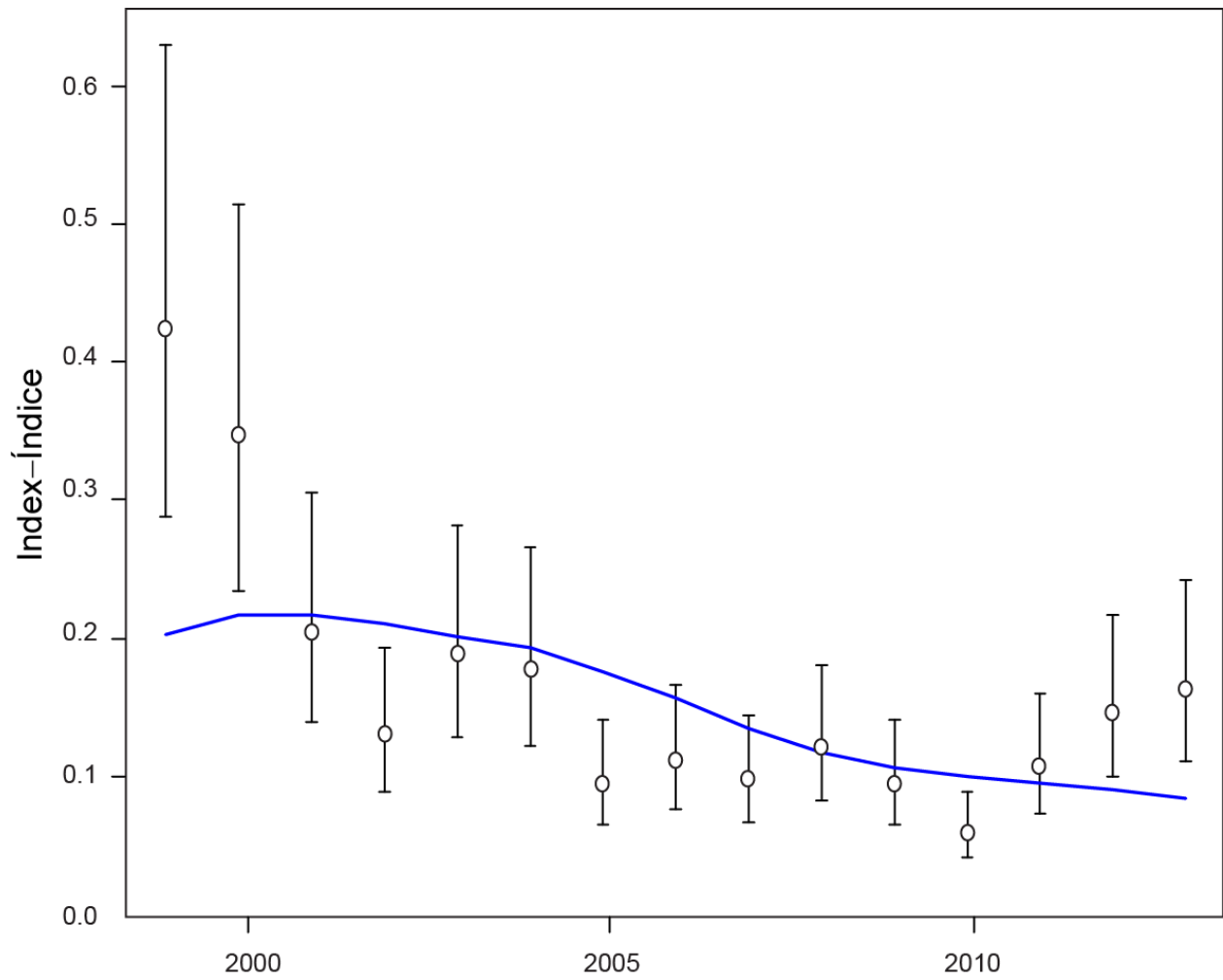


FIGURE 1b. Fit of the ISC stock assessment model to the Chinese Taipei longline CPUE indices of abundance.

FIGURA 1b. Ajuste del modelo de evaluación del ISC a los índices de abundancia basados en la CPUE de la pesquería palangrera de Taipei Chino.

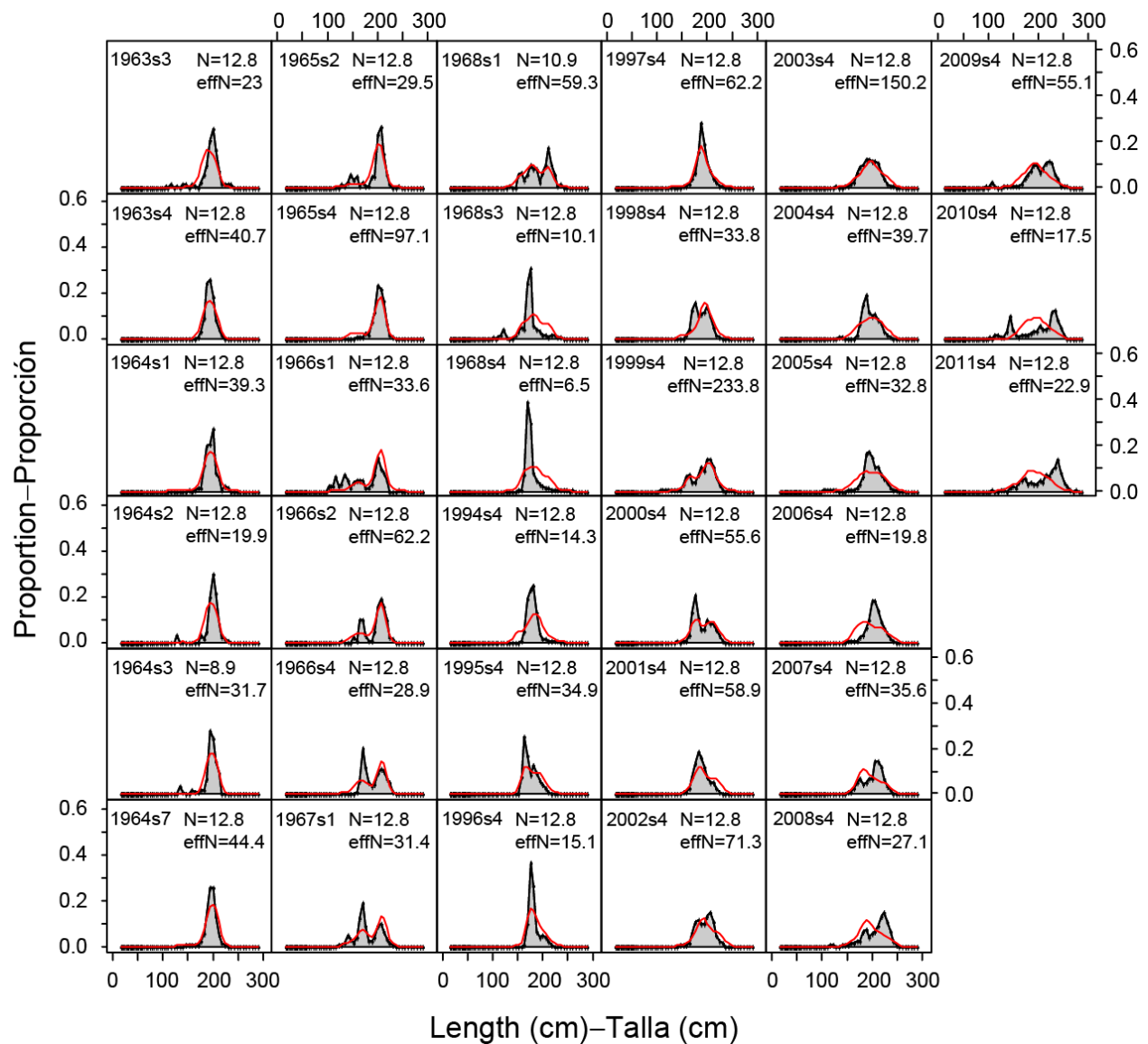


FIGURE 1c. Fit of the ISC stock assessment model to the Japanese longline length-composition data.

FIGURA 1c. Ajuste del modelo de evaluación del ISC a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa.

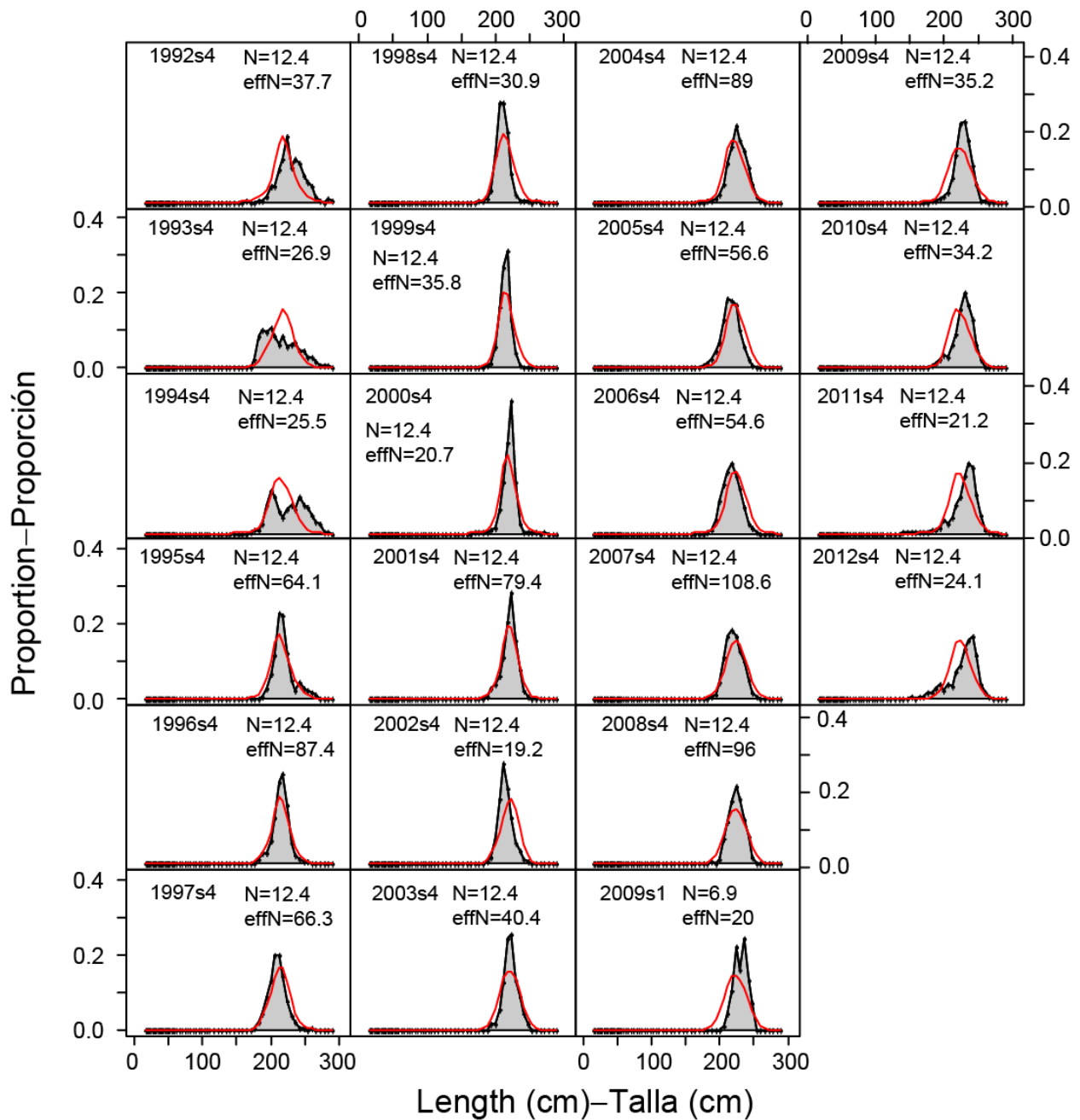


FIGURE 1d. Fit of the ISC stock assessment model to the Chinese Taipei longline length-composition data.

FIGURA 1d. Ajuste del modelo de evaluación del ISC a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera de Taipei Chino.

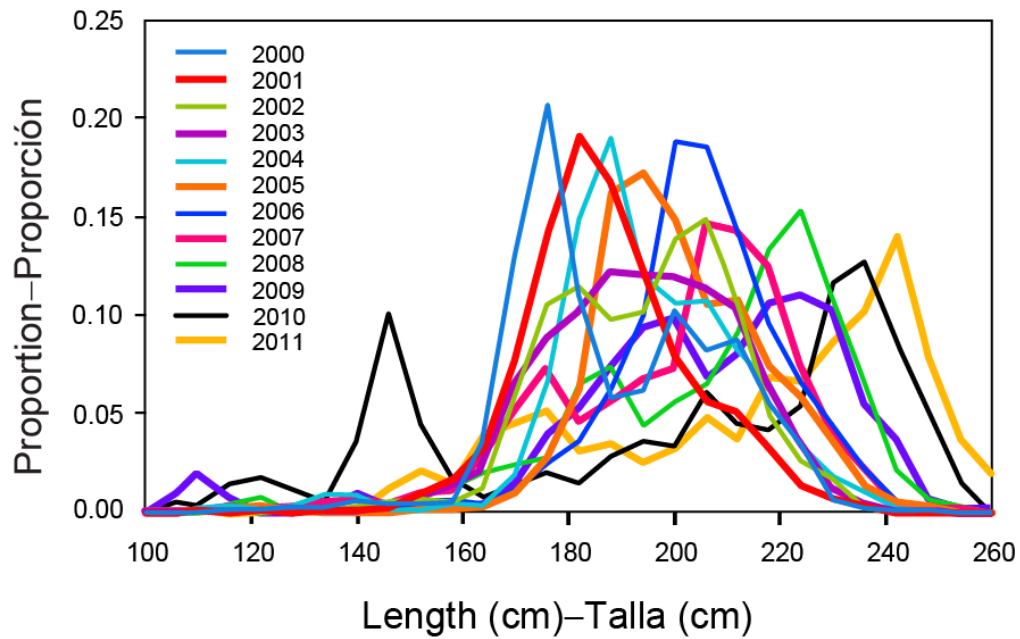


FIGURE 2. Japanese longline length-composition data, 2000-2011
FIGURA 2. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa, 2000-2011.

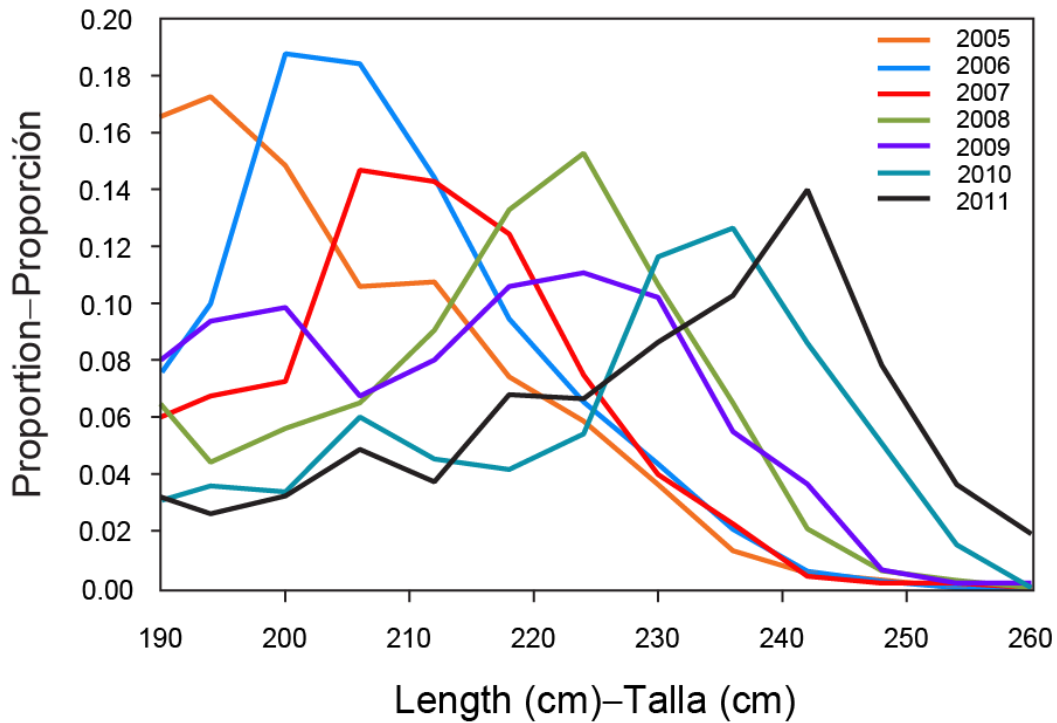


FIGURE 3. Japanese longline length-composition data, 2005-2011.
FIGURA 3. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa, 2005-2011.

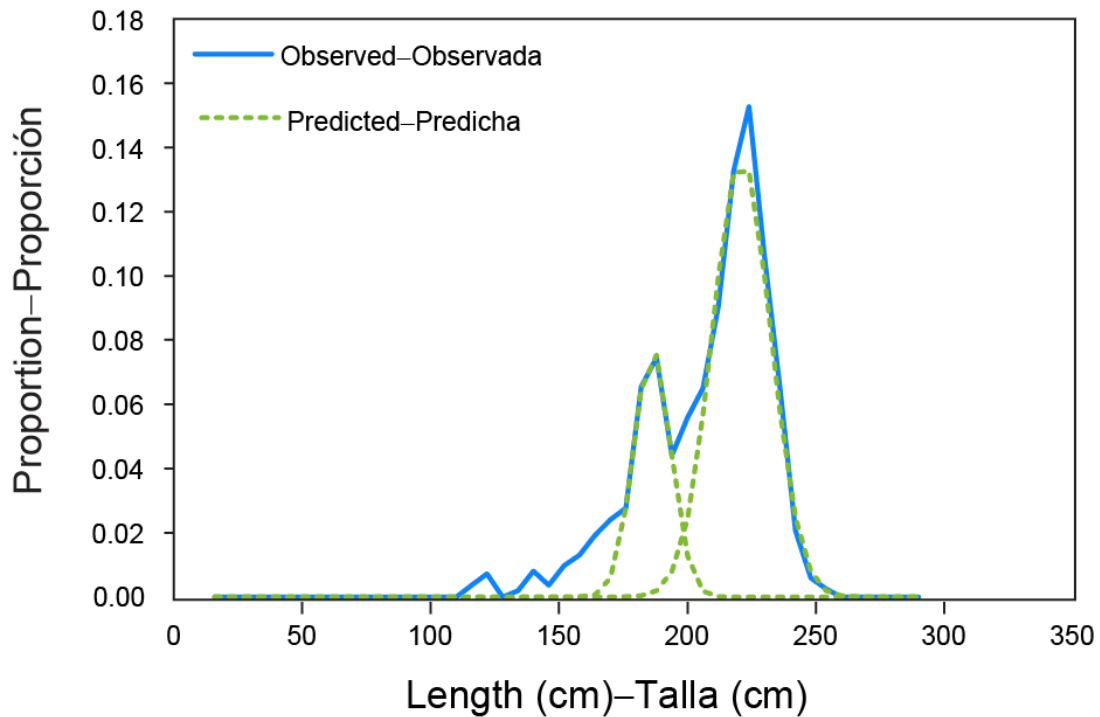


FIGURE 4. Fit of normal distributions to the 2008 Japanese longline length-composition data.
FIGURA 4. Ajuste de distribuciones normales a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa de 2008.

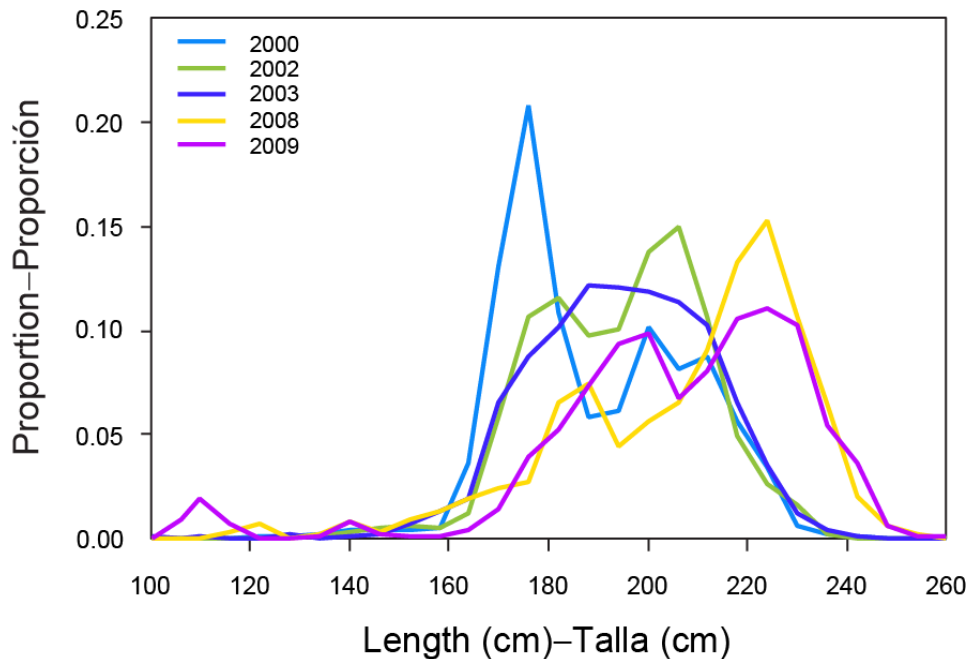


FIGURE 5. Japanese longline length-composition data that indicate multiple models.
FIGURA 5. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa que indican modelos múltiples.

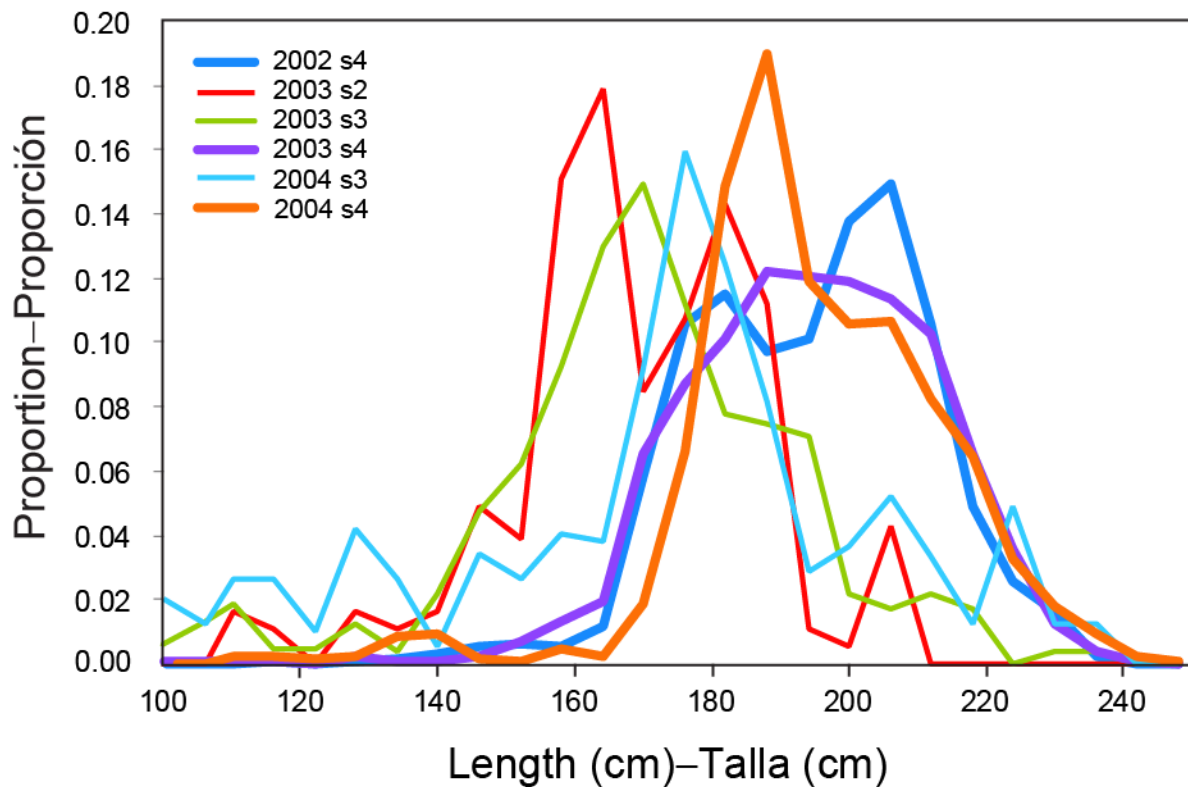


FIGURE 6. Japanese longline length-composition data for multiple seasons (s). The thick lines correspond to the the main fishing season (s4).

FIGURA 6. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa de múltiples temporadas (s). Las líneas gruesas corresponden a la temporada principal de pesca (s4).

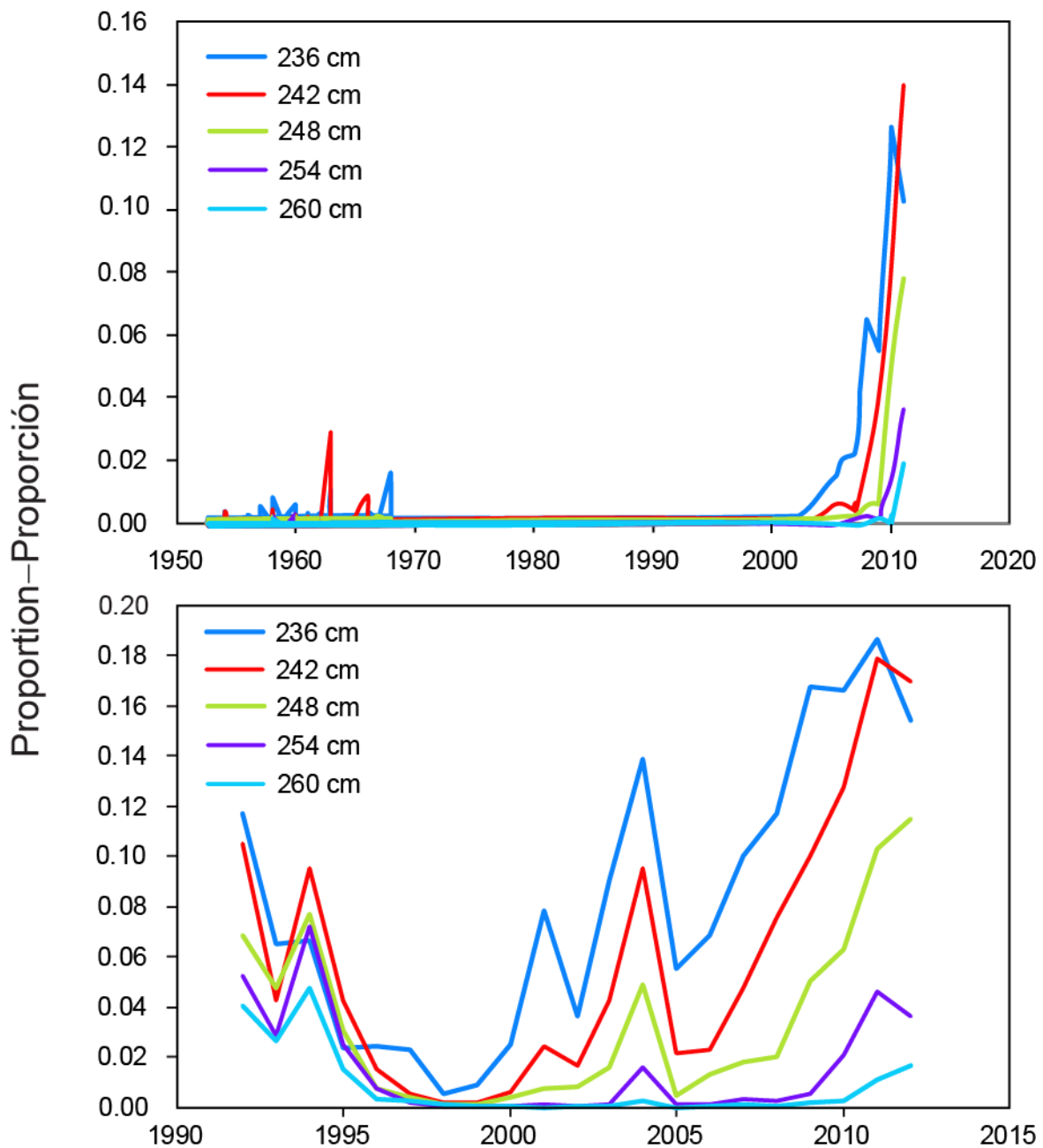


FIGURE 7. Proportions of the length-composition data at different lengths over time for the Japanese (upper panel) and Chinese Taipei (lower panel) longline fisheries.

FIGURA 7. Proporciones de los datos de composición por talla en distintas tallas a lo largo del tiempo correspondientes a las pesquerías palangreras de Japón (panel superior) y Taipei Chino (panel inferior).

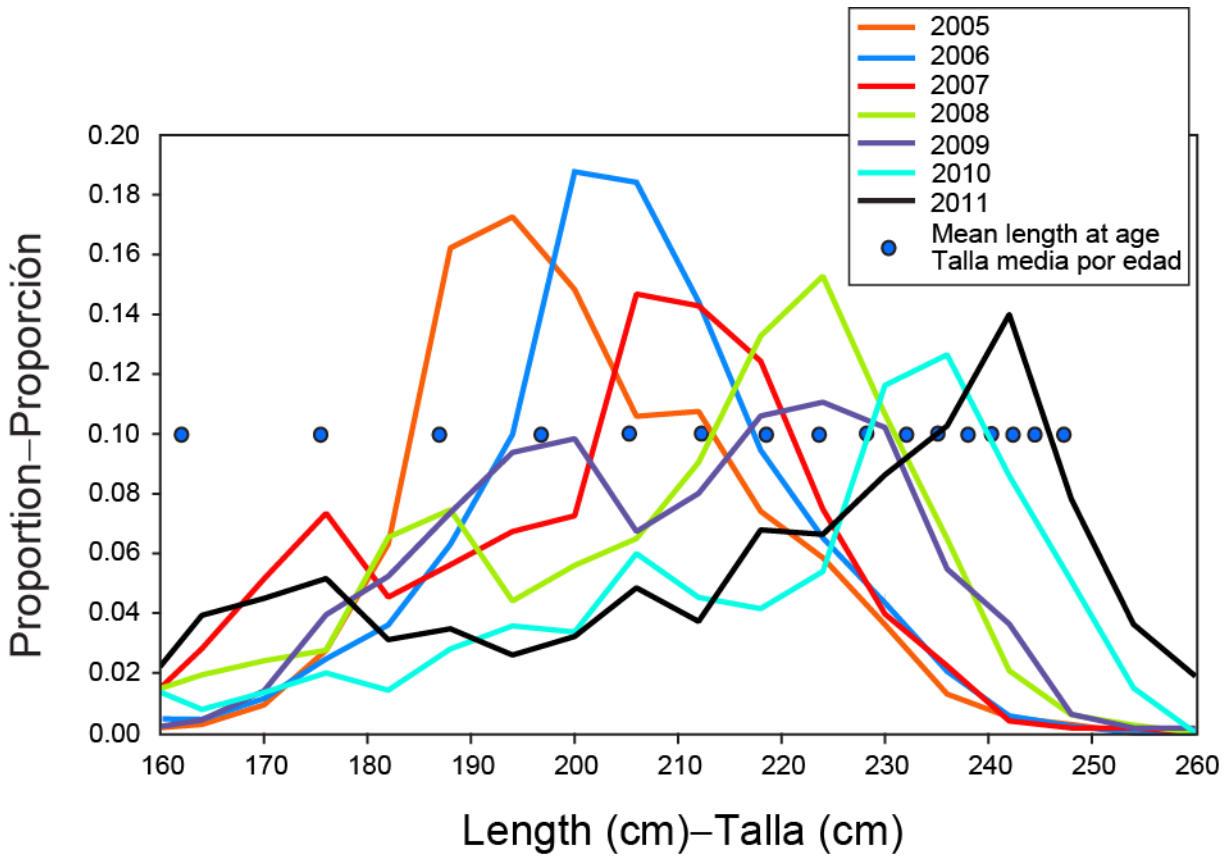


FIGURE 8. Comparison of mean length-at-age (dots) used in the ISC assessment model and the Japanese length-composition data.

FIGURA 8. Comparación de la talla media por edad (puntos) usada en el modelo de evaluación del ISC y los datos japoneses de composición por talla.

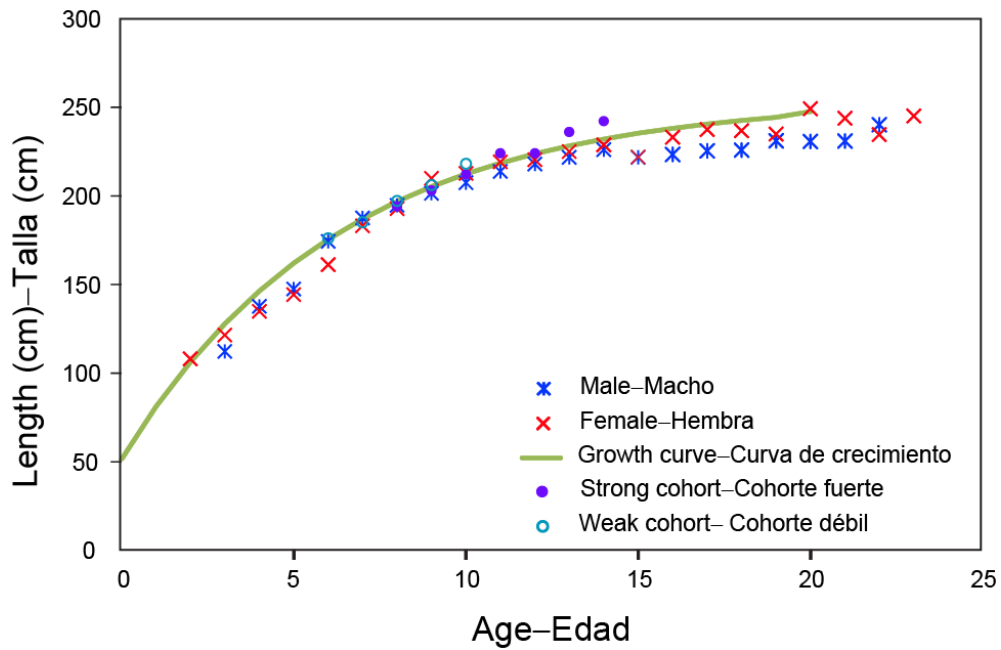


FIGURE 9. Comparison of mean length-at-age estimates for the strong and weak cohorts from the Japanese longline length-composition data, with the growth curve used in the ISC stock assessment model and sex-specific mean length-at-age from Shimose and Takeuchi (2012).

FIGURA 9. Comparación de las estimaciones de talla media por edad de las cohortes fuertes y débiles de los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa y la curva de crecimiento usada en el modelo de evaluación del ISC y la talla media por edad por sexo de Shimose y Takeuchi (2012).

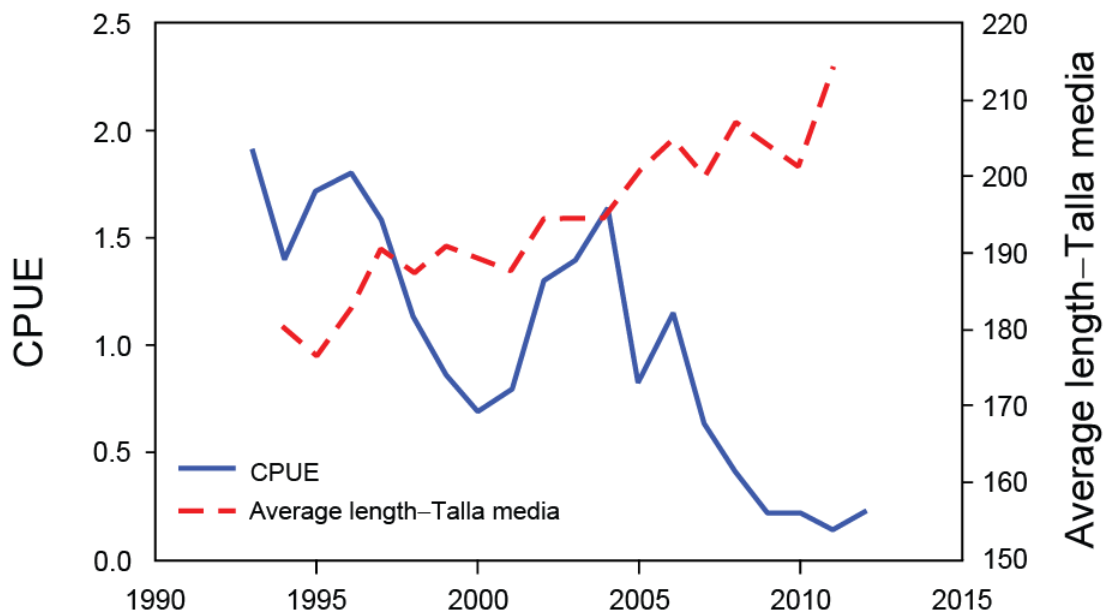


FIGURE 10. Comparison of mean length and CPUE from the Japanese longline fishery.

FIGURA 10. Comparación de talla media y CPUE de la pesquería palangrera japonesa.

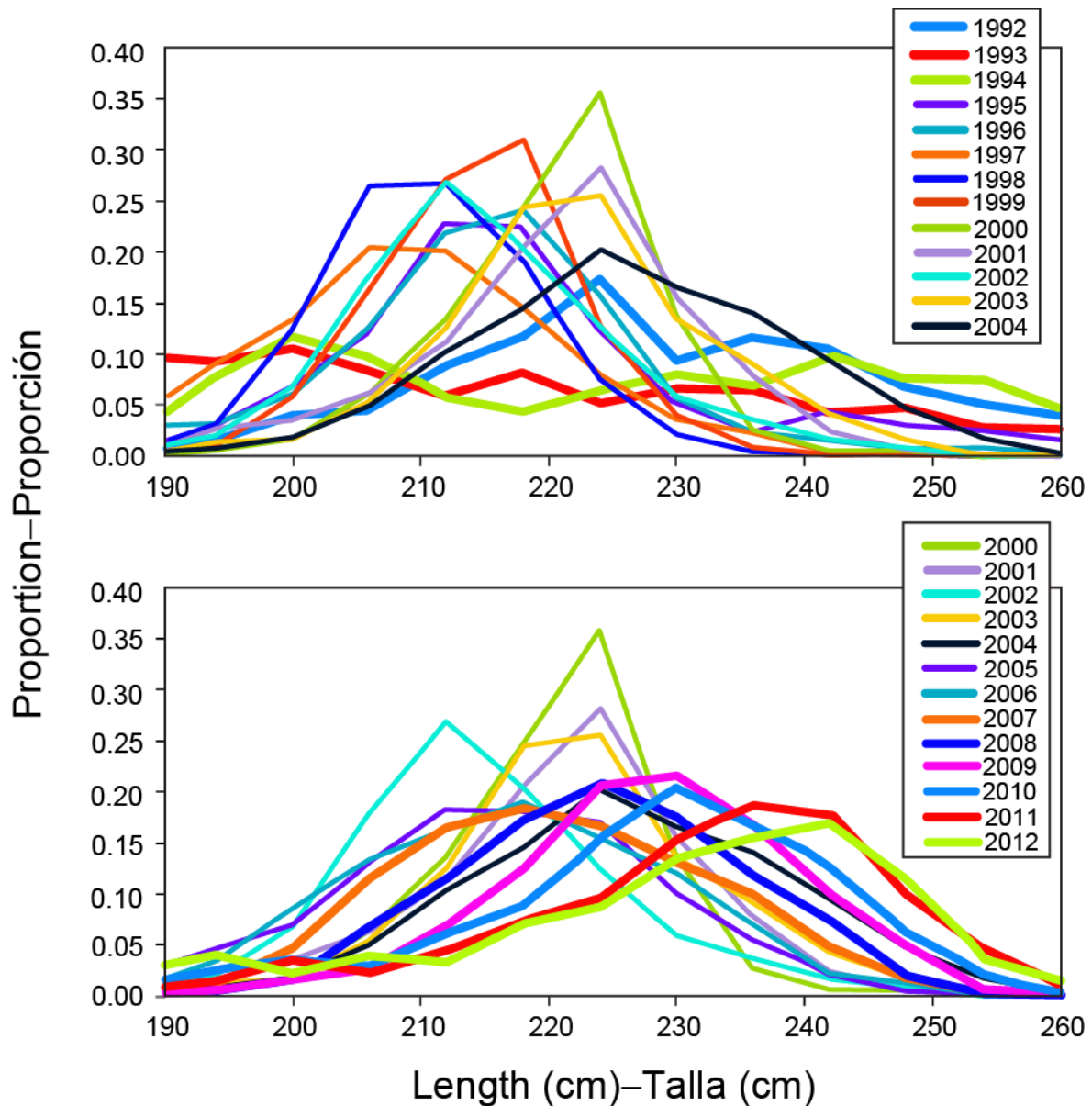


FIGURE 11. Length-composition data from the Chinese Taipei longline fishery. The thick lines represent early and late years that have large bluefin.

FIGURA 11 Datos de composición por talla de la pesquería palangrera de Taipei Chino. Las líneas gruesas representan años tempranos y tardíos que incluyen aleta azul grande.

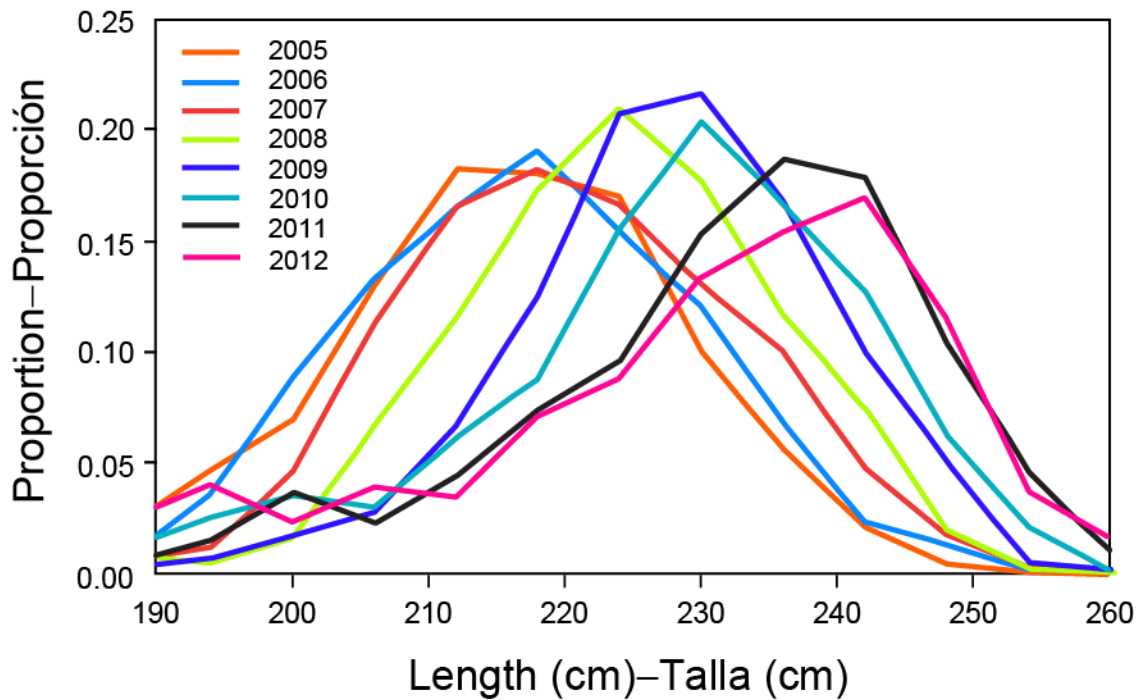


FIGURE 12. Chinese Taipei longline length-composition data, 2005-2012.

FIGURA 12. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera de Taipei Chino, 2005-2011.

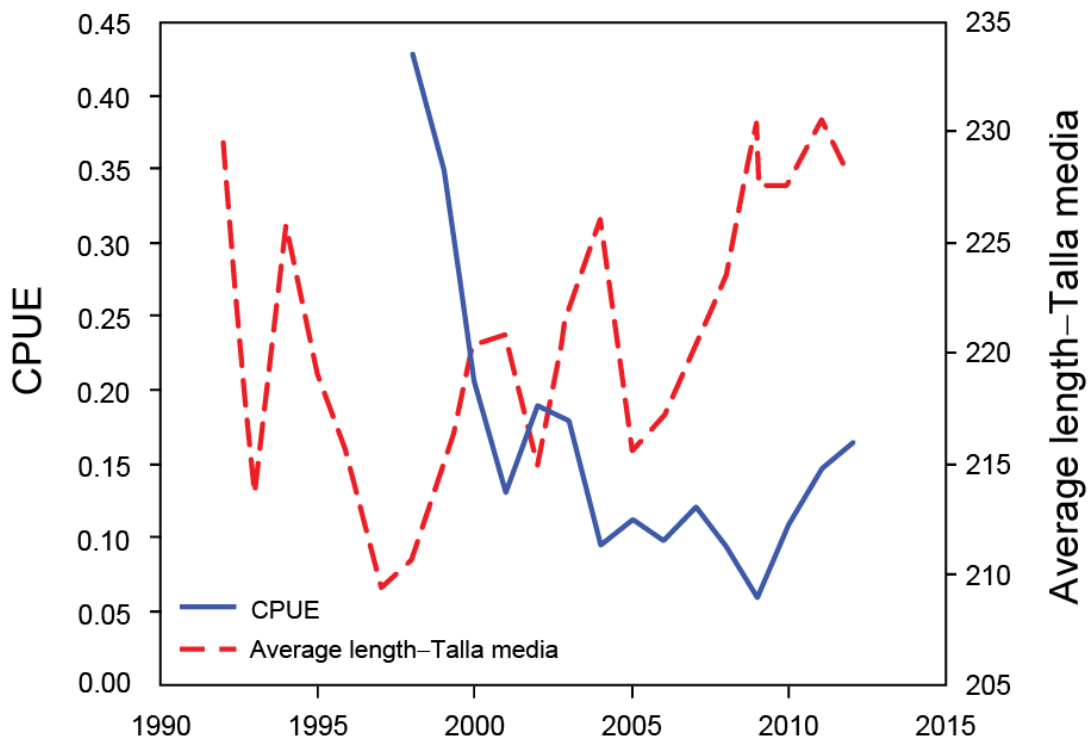


FIGURE 13. Comparison of mean length and CPUE from the Chinese Taipei longline fishery.

FIGURA 13. Comparación de talla media y CPUE de la pesquería palangrera de Taipei Chino.

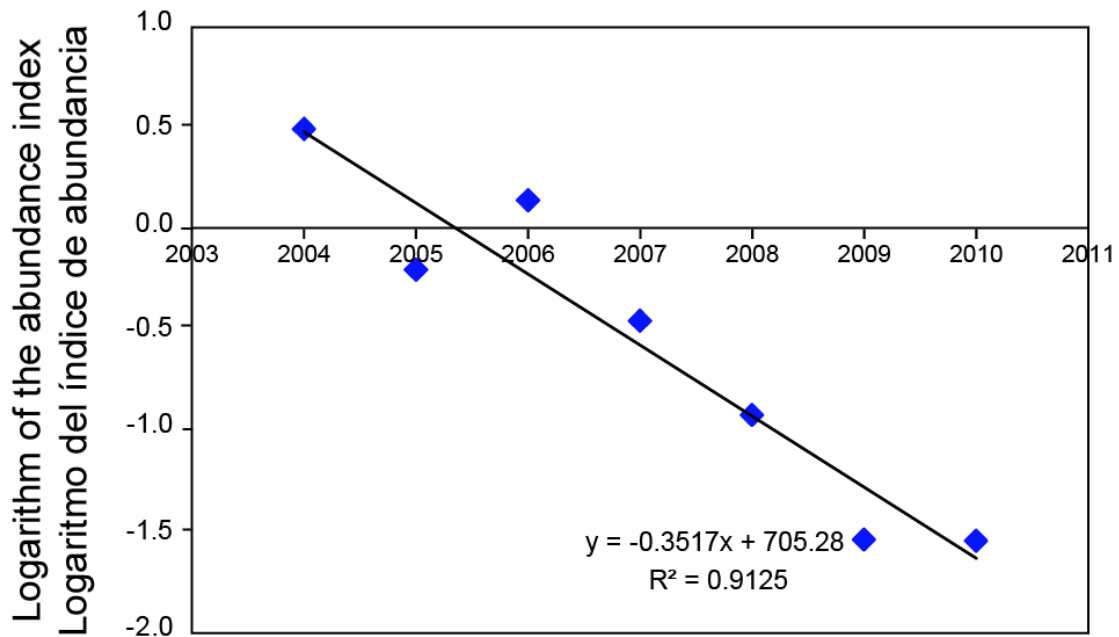


FIGURE 14. Catch curve analysis (log-linear regression) based on the Japanese longline CPUE index of relative abundance.

FIGURA 14. Análisis de curva de crecimiento (regresión logarítmica lineal) basado en el índice de abundancia relativa de la CPUE palangrera japonesa

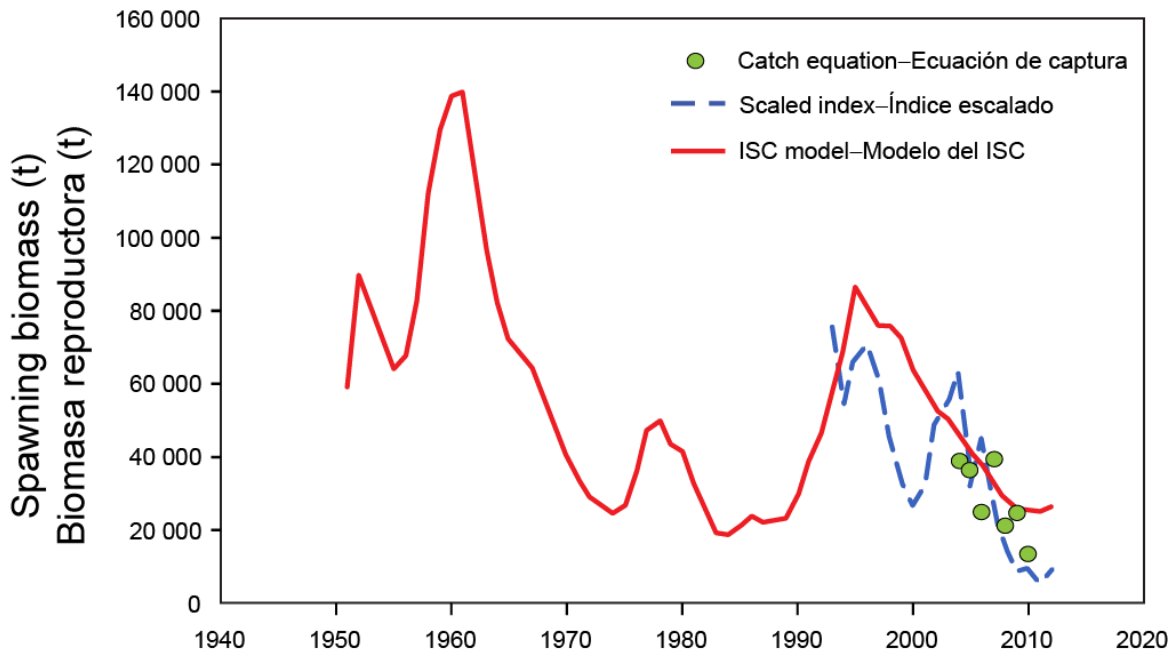


FIGURE 15. Comparison of the spawning biomass estimates from the catch equation with those of the scaled Japanese CPUE index and the estimates from the ISC stock assessment model.

FIGURA 15. Comparación de las estimaciones de biomasa reproductora de la ecuación de captura con aquellas de índice escalado de CPUE japonesa y las estimaciones del modelo de evaluación del ISC.

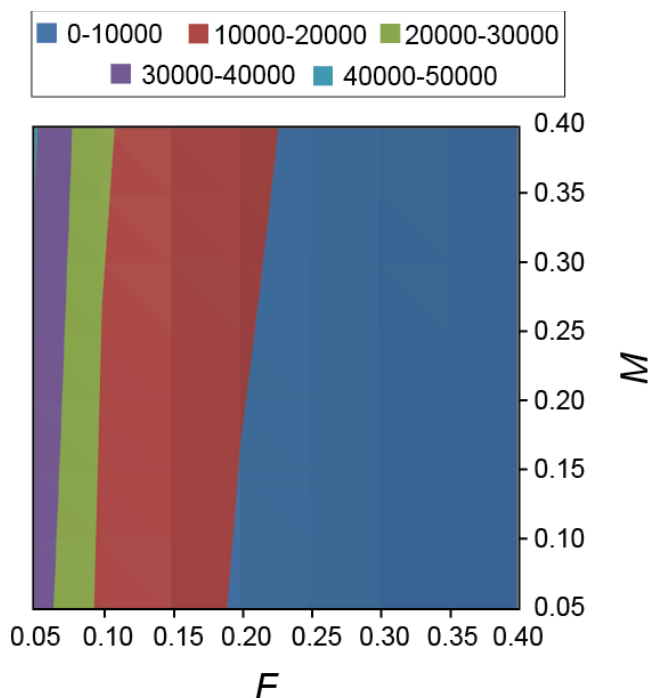


FIGURE 16. Contour plot of spawning biomass estimates, in metric tons, for different levels of longline fishing mortality (F) and natural mortality (M), based on average longline catch during 2008-2010.

FIGURA 16. Gráfica de contornos de estimaciones de biomasa reproductora, en toneladas, correspondientes a distintos niveles de mortalidad por pesca (F) palangrera y mortalidad natural (M), basadas en la captura palangrera media durante 2008-2010.

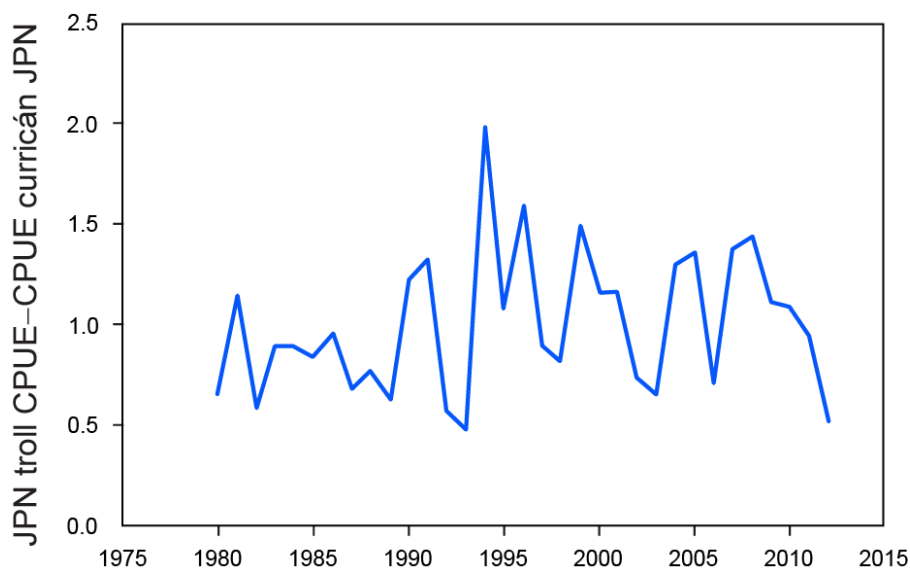


FIGURE 17. Index of relative recruitment of Pacific bluefin tuna based on the CPUE of the Japanese troll fishery.

FIGURA 17. Índice de reclutamiento relativo del atún aleta azul del Pacífico, basado en la CPUE de la pesquería japonesa con curricán.

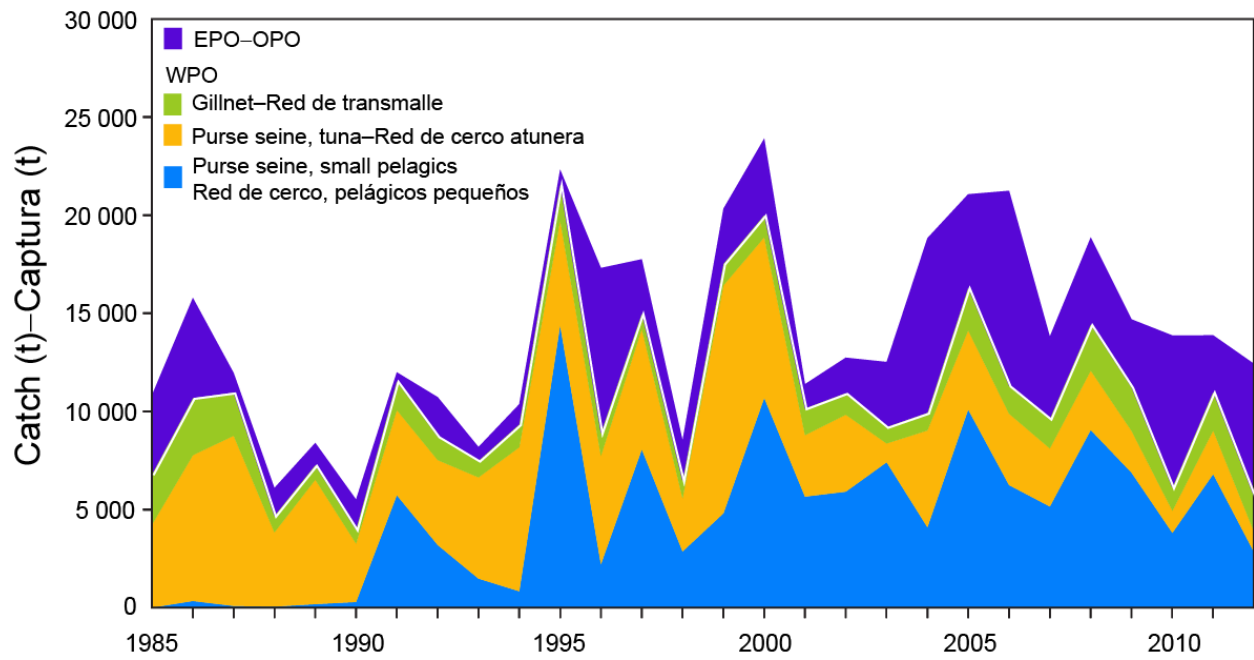


FIGURE 18. Catches by the main fisheries that catch juvenile Pacific bluefin tuna, 1985-2012.
FIGURA 18. Capturas de las las pesquerías principales que capturan atún aleta azul del Pacífico juvenil, 1985-2012.

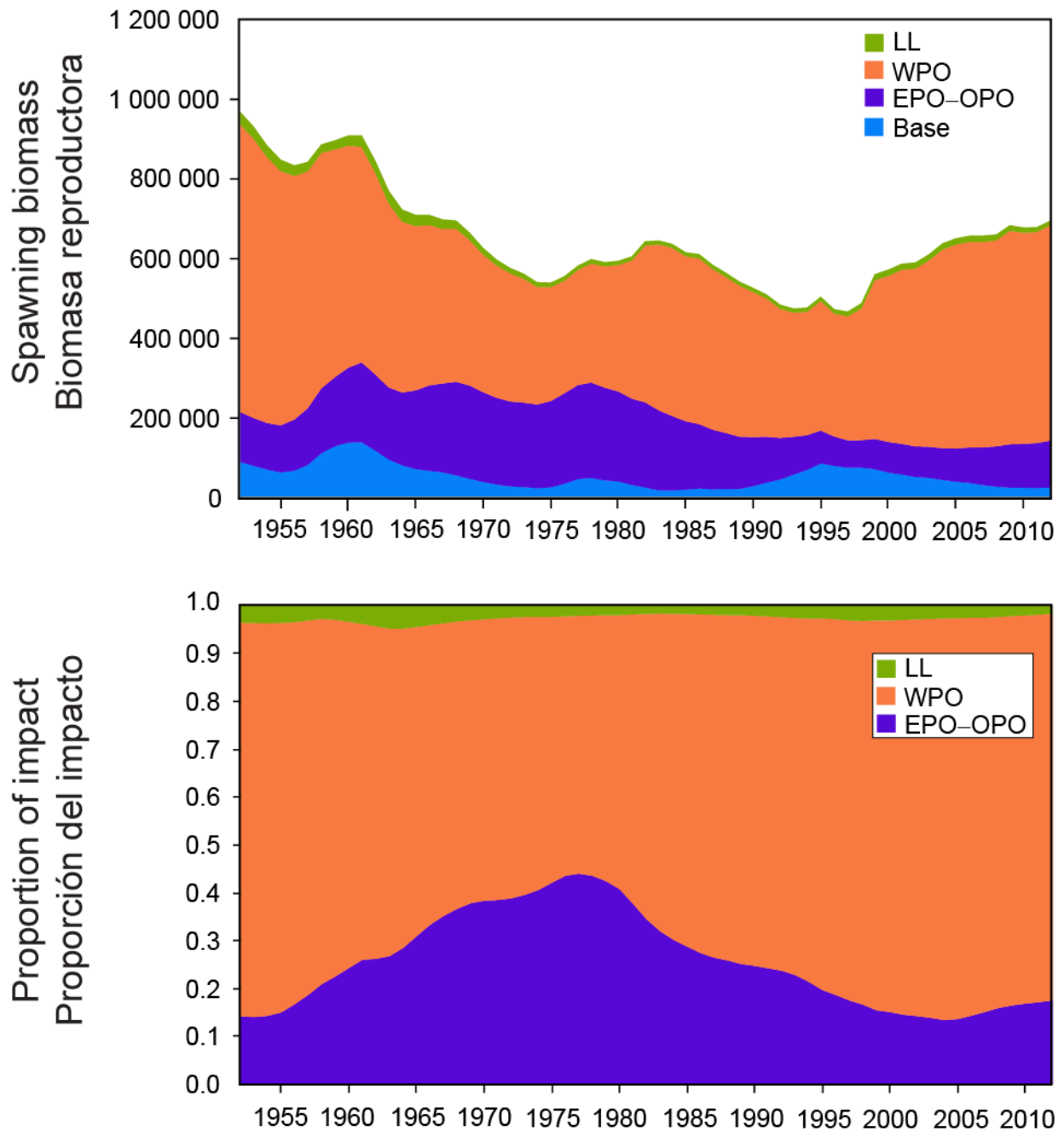


FIGURE 19. Impact of the longline (LL) fisheries, the WPO non-longline fisheries, and the EPO purse-seine and sport fisheries on the spawning biomass of Pacific bluefin tuna (upper panel), and their relative contribution to the fishery impact (lower panel), 1950-2013.

FIGURA 19. Impacto de las pesquerías palangreras (LL), las pesquerías no palangreras del Pacífico occidental (WPO), y las pesquerías de cerco y deportivas del OPO sobre la biomasa reproductora del atún aleta azul del Pacífico (panel superior), y su contribución relativa al impacto de la pesca (panel inferior), 1950-2013.

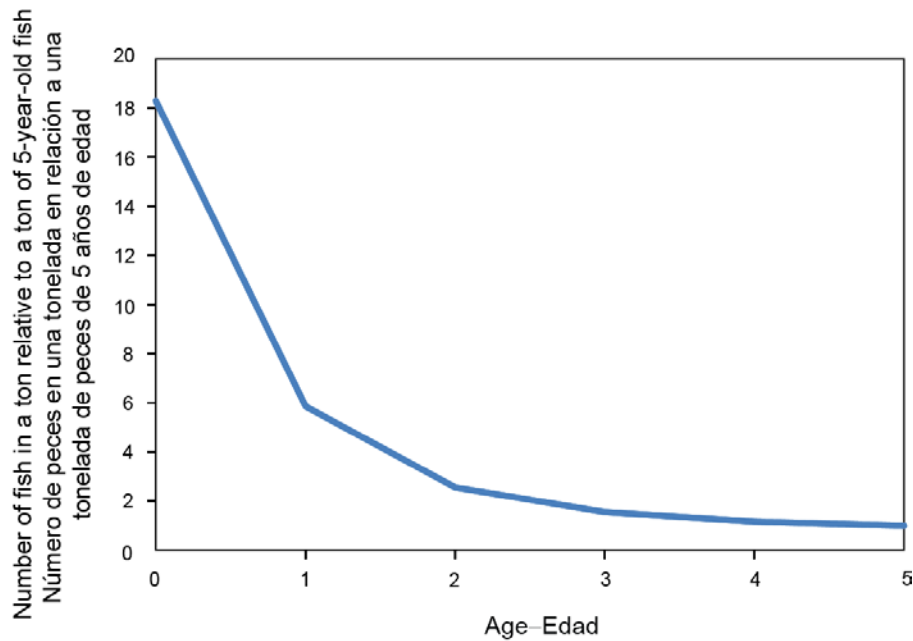


FIGURE 20. Relative impact on the spawning biomass of a catch of a ton of fish, by age.
FIGURA 20. Impacto relativo sobre la biomasa reproductora de la captura de una tonelada de pescado, por edad.

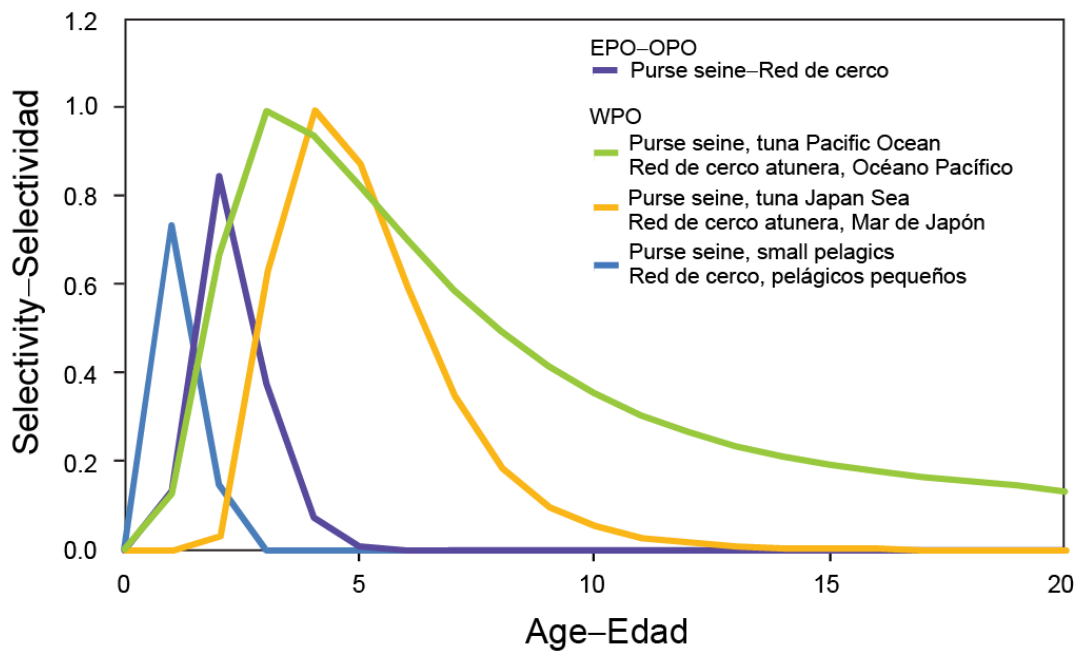


FIGURE 21. Estimated selectivity curves for the main fisheries that catch juvenile Pacific bluefin tuna.
FIGURA 21. Curvas de selectividad estimadas para las pesquerías principales que capturan atún aleta azul del Pacífico juvenil.

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AZUL DEL PACÍFICO Y LA URGENTE NECESIDAD DE ACCIÓN DE ORDENACIÓN

Mark N. Maunder¹, Kevin, R. Piner², y Alexandre Aires-da-Silva¹

RESUMEN

La evaluación de la población del atún aleta azul del Pacífico (PBF) por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC) es insatisfactoria porque el modelo no se ajusta adecuadamente a los datos, y este problema es agravado en el modelo de evaluación actualizado. La falta de ajuste a los índices principales de abundancia reproductora es particularmente preocupante. A pesar de estos defectos, los resultados del modelo son robustos a un gran número de supuestos alternativos. Un análisis de los datos externo al modelo apoya el asesoramiento de ordenación basado en el modelo. La población se encuentra altamente mermada y está padeciendo sobrepesca. Aunque no se comenta en el informe de evaluación consensuado, nuestro análisis independiente de los datos indica que la biomasa reproductora es sostenida por una sola cohorte que se está acercando al fin de su vida. Las proyecciones a futuro predicen que la población no crecerá bajo el escenario de reclutamiento bajo, lo cual es consistente con las estimaciones del reclutamiento reciente, a menos que se reduzcan las capturas de juveniles un 25 a 50%. Son necesarias reducciones similares para asegurar una alta probabilidad de alcanzar el 10% de la biomasa no explotada en 10 años, suponiendo reclutamientos medios. En conclusión, es necesaria acción urgente de ordenación para asegurar la sustentabilidad de las pesquerías del atún aleta azul del Pacífico.

1. INTRODUCCIÓN

Existe una preocupación considerable acerca del modelo usado actualmente para evaluar la población del atún aleta azul del Pacífico (PBF). El modelo desarrollado por el grupo de trabajo del ISC sobre el aleta azul del Pacífico no produce ajustes razonables a los índices principales de abundancia relativa y los datos de composición ([Figura 1](#)). Pese a inconsistencias en los datos, un gran número de análisis de sensibilidad arrojaron todos la misma designación de la condición de la población (sobrepescada y padeciendo sobrepesca). Esta consistencia en la condición de la población fue usada como base para el asesoramiento de ordenación.

Una actualización del modelo con datos recientes sigue señalando un mal ajuste a los datos y conflictos entre datos sets. En particular, las estimaciones de la biomasa reproductora actual fueron sensibles a la inclusión de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías palangreras de Japón y Taipei Chino, que tienen tendencias diferentes.

Para que el asesoramiento de ordenación sea exacto, es importante que el modelo de evaluación usado se ajuste adecuadamente a los principales componentes de datos. Por lo tanto, realizamos un análisis exploratorio de los datos de composición por talla del aleta azul del Pacífico de las pesquerías palangreras de Japón y Taipei Chino para averiguar por qué el modelo del ISC no se ajusta a los datos. Durante este proceso desarrollamos un método para estimar la biomasa reproductora fuera del modelo de evaluación de la población, y se comparan estas estimaciones externas con aquéllas del modelo. Finalmente, concluimos con un asesoramiento para mejorar la evaluación de la población y para gestionar la población.

2. DATOS DE COMPOSICIÓN

Se dispone de datos de composición por talla de las capturas de aleta azul del Pacífico para una variedad de pesquerías. Estos datos brindan información sobre la selectividad/disponibilidad a la pesca por talla/edad y la fuerza de las cohortes (reclutamiento), y pueden también brindar información sobre la

¹ Comisión Interamericana del Atún Tropical, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037-1509, EE.UU.

² NOAA Nacional Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037-1509, EE.UU.

mortalidad por pesca y la abundancia (Maunder y Piner en prensa), pero esta última puede ser altamente sensible a una especificación errónea en el modelo de procesos tales como la selectividad (Lee *et al.* En prensa). Es por lo tanto importante que los datos de composición sean modelados correctamente. Realizamos un análisis exploratorio de los datos de composición por talla del aleta azul del Pacífico de las pesquerías palangreras de Japón y Taipei Chino para averiguar por qué el modelo del ISC no se ajusta a los datos.

2.1. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa

A partir de 2000, se puede observar una moda clara, que probablemente representa una sola cohorte muy fuerte, atravesando los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa (Figura 2). Se puede ver la progresión modal más claramente si se corta el eje de talla y se miran solamente los siete últimos años (Figura 3). La moda podría representar dos o más cohortes consecutivas que son todas superiores al promedio debido a condiciones ambientales correlacionadas, pero el coeficiente de variación muy bajo (5%) de las tallas en esta moda y una moda menor subsiguiente sugiere que se trata de una sola cohorte (Figura 4). Los datos de composición por talla sugieren que existe una sola cohorte fuerte que está sosteniendo la biomasa reproductora, aunque los datos de algunos años sugieren más de una cohorte (Figura 5). Existen también diferencias en el tamaño de los peces capturados en distintas temporadas del año (Figura 6), pero los datos son escasos. Se capturan peces más pequeños fuera de la temporada principal de pesca, pero no parecen entrar en los datos de composición de la temporada principal como modas fuertes. No queda claro si la pesquería puede capturar eficazmente atunes pequeños o si existen dos patrones distintos de crecimiento. La captura fuera de la temporada principal es pequeña, por lo que los datos de composición de esas temporadas podrían no representar cohortes fuertes.

Los aletas azules del Pacífico grandes (200-250 cm) observados recientemente en los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa no han sido observados en grandes proporciones en ningunos de los datos disponibles para esta pesquería, que se remontan a los años 1950 (Figura 7). Esto sugiere que la flota palangrera japonesa viene dirigiendo su esfuerzo a la cohorte fuerte y por lo tanto su selectividad efectiva ha cambiado a lo largo del tiempo. La moda clara de esta cohorte fuerte en los datos de composición puede ser usada para estimar el crecimiento de los peces en la cohorte. No parecen haber crecido mucho entre 2008 y 2009 (Figura 8), pero en general crecieron más rápidamente, particularmente a edades mayores, que lo que supone el modelo de evaluación del ISC (Figura 8) o que estimaron Shimose y Takeuchi (2012) para machos y hembras (Figura 9).

La cohorte fuerte observada en los datos de composición por talla es consistente con la CPUE (Figura 10). La CPUE aumentó a partir de 2001 a medida que la cohorte fuerte comenzó a ingresar a la pesquería y disminuyó a partir de 2005 una vez que la cohorte se volvió plenamente vulnerable a la pesquería y no hubo otras cohortes fuertes para sostener la pesquería. Parece haber una cohorte que ingresó a la pesquería 2-3 años después (Figura 3) que causa un incremento de la CPUE, pero su efecto dura poco tiempo (Figura 10).

2.2. Taipei Chino

Los datos de composición por talla de la pesquería palangrera de Taipei Chino muestran asimismo cierta progresión modal (Figura 11), pero el patrón es menos claro que en los datos japoneses. A diferencia de la pesquería japonesa, la pesquería de Taipei Chino capturaba aleta azul del Pacífico grande (220-250 cm) en el pasado, antes de la cohorte fuerte reciente (Figura 7), pero los peces capturados en 2005-2007, antes de que pasara la cohorte fuerte por la pesquería de Taipei Chino, fueron más pequeños. No queda claro si la cohorte fuerte crece más rápidamente debido a condiciones ambientales, si proviene de una población con un patrón de crecimiento diferente, o si la pesquería de Taipei Chino está también dirigiendo su esfuerzo a la cohorte.

La correspondencia entre la CPUE de Taipei Chino y sus datos de composición no es clara. La CPUE aumenta a partir de 2009 (Figura 13), pero esto es varios años después de ingresar la cohorte fuerte a la pesquería.

3. ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA REPRODUCTORA

La observación que la abundancia del aleta azul del Pacífico en las pesquerías palangreras, que también corresponde a la biomasa reproductora, es representada principalmente por una sola cohorte, brinda una oportunidad única para estimar la biomasa reproductora, porque el índice de abundancia basado en la CPUE japonesa representa esta sola cohorte. Por lo tanto, sin nada añadido debido a nuevas cohortes, la CPUE reciente representa una disminución de la abundancia de la cohorte fuerte que puede ser usada en un análisis de curva de captura para estimar la tasa de mortalidad total (Z) (Figura 14). Dado un valor supuesto de mortalidad natural (M), se puede calcular la mortalidad por pesca (F) ($F = Z - M$). Por consiguiente, con la captura (C) en peso de las pesquerías palangreras de Japón y Taipei Chino, se puede calcular la biomasa reproductora (SB) a partir de la ecuación de captura de Baranov, suponiendo que todos los aletas azules del Pacífico reproductores, esencialmente una cohorte, son plenamente vulnerables a las pesquerías palangreras.

$$SB = \frac{Z}{F(1 - \exp(-Z))} C$$

La estimación de Z , basada en los datos de CPUE de 2004 a 2010 solamente (para evitar los años tempranos cuando la cohorte podría no haber estado plenamente seleccionada, y los años tardíos que podrían haber sido más afectados por nuevas cohortes a medida que disminuía la abundancia de la cohorte fuerte), es 0,35. La evaluación del ISC supone que $M = 0,25$, lo cual resulta en una estimación de $F = 0,1$ para esta cohorte por las pesquerías palangreras. Las estimaciones consecuentes de la biomasa reproductora, en toneladas (t), son las siguientes:

Año	Captura (t)	Biomasa reproductora
2004	3281	38882
2005	3072	36414
2006	2099	24875
2007	3302	39136
2008	1794	21260
2009	2082	24674
2010	1139	13493

Se puede estimar la biomasa reproductora correspondiente a los años antes de 2004 y después de 2010 usando las estimaciones de biomasa reproductora para escalar el índice de abundancia relativa de la CPUE de la pesquería palangrera japonesa a la abundancia absoluta. Las estimaciones de abundancia del periodo de 2004-2010 son muy similares a aquellas estimadas por el modelo de evaluación (Figura 15), pero el índice de CPUE japonesa escalado no lo es, lo cual no es sorprendente dado que el ajuste del modelo de evaluación a este índice es malo. Las estimaciones de la biomasa reproductora son insensibles al valor supuesto para la mortalidad natural, pero altamente sensibles al valor de la mortalidad por pesca (Figura 16).

4. CONCLUSIONES

4.1. Un historial plausible de la dinámica reciente del aleta azul del Pacífico

Nuestro análisis sugiere que los niveles recientes de biomasa reproductora han sido compuestos principalmente por una sola cohorte fuerte. La fuerza de esta cohorte es apoyada por un índice de reclutamiento basado en la CPUE de la pesquería japonesa de aleta azul con curricán (Figura 17). Las dos cohortes previas fueron muy débiles. Las cohortes subsiguientes fueron de fuerza moderada, pero no persistieron en los datos. Aproximadamente al mismo tiempo que fue desovada la cohorte fuerte, se desarrolló una pesquería de cerco de peces pelágicos pequeños en el Pacífico occidental que capturó

grandes cantidades de aletas azules del Pacífico muy jóvenes (Figura 18). La alta tasa de explotación de esta pesquería, sumada a las otras pesquerías que capturan aleta azul del Pacífico de pequeño a mediano, podría impedir que ingresen nuevas cohortes a la biomasa reproductora.

4.2. Asesoramiento con respecto a la evaluación

Se debería considerar el desempeño relativamente malo del modelo actual de evaluación al brindar asesoramiento detallado basado en los resultados del modelo. No obstante, la conclusión general – que la biomasa reproductora actual es muy baja y que son necesarias reducciones sustanciales de la mortalidad por pesca de los peces jóvenes – es robusta a las incertidumbres de la evaluación.

4.3. Investigaciones futuras

Es necesario un esfuerzo sustancial para mejorar la evaluación de la población de una manera que resultaría en un mejor ajuste a los datos. Nuestras investigaciones de los datos descubrieron que muchas, o todas, de las pesquerías dirigen su esfuerzo a la cohorte fuerte. Por lo tanto, se debería considerar para todas las pesquerías una selectividad adicional que varía a lo largo del tiempo, ya que los procesos estáticos del modelo son responsables de gran parte de la falta de ajuste del modelo. Los datos de CPUE de la pesquería palangrera de Taipei Chino no parecen ser consistentes con sus datos de composición ni con los datos de CPUE de la pesquería palangrera japonesa, que se considera ser un índice más fiable de la abundancia, y deberían por lo tanto ser omitidos del análisis hasta que se identifiquen los motivos de las inconsistencias.

Los cambios siguientes deberían ser implementados de inmediato:

1. Modelar selectividad que varía a lo largo del tiempo para todas las flotas que capturan juveniles de más de una clase de edad. Un enfoque posible sería el APV híbrido de McCall y Teo (2013).
2. Crear un bloque de tiempo para selectividad palangrera japonesa que comienza en 2000 y forzar la selectividad a ser asintótica, a fin de asegurar que se mantenga en el análisis la información sobre la cohorte fuerte y la falta de otras cohortes.
3. Estimar el parámetro que determina la talla máxima, a fin de asegurar que el crecimiento sea consistente con las modas de composición por talla de la cohorte fuerte.

Cambios a mayor plazo incluyen:

1. Dividir los datos de la pesquería palangrera japonesa en áreas que capturan peces pequeños y áreas que capturan peces grandes.
2. Investigar la posibilidad de crecimiento que varía a lo largo del tiempo o distintas subpoblaciones con distintas tasas de crecimiento.
3. Considerar permitir a la mortalidad natural cambiar por edad estacional en lugar de edad anual.

4.4. Asesoramiento de ordenación

La población del aleta azul del Pacífico se encuentra en niveles muy bajos, y la población reproductora consiste principalmente en una sola cohorte que se está acercando al fin de su vida. Esto es consistente con los resultados de la evaluación que estima que la población se cifra en una fracción extremadamente baja de su nivel no explotado (2-5%). La biomasa reproductora actual podría ser menos que 10.000 t, aproximadamente un cuarto del nivel más bajo alcanzado por el atún aleta azul del sur, y el nivel de merma es asimismo más bajo que para esa otra especie (Ana Parma com. pers.). Los reclutamientos más recientes parecen haber sido inferiores al promedio histórico. No queda claro si la reducción reciente de los reclutamientos está relacionada con una baja abundancia de reproductores, condiciones ambientales, o es simplemente variabilidad sin tendencia. Las perspectivas de una recuperación de la población dependerán del nivel de reclutamiento futuro.

Las proyecciones a futuro realizadas por el grupo de trabajo del ISC para el aleta azul predicen que la población no crecerá si el reclutamiento futuro está por debajo del promedio histórico (escenario de reclutamiento bajo), a menos que se reduzcan las capturas de juveniles entre 25 y 50%. Son necesarias reducciones similares para asegurar una alta probabilidad de alcanzar el 10% de la biomasa no explotada

en 10 años, aun con reclutamiento en el promedio histórico. Es muy probable que sean necesarias reducciones sustanciales e inmediatas de la mortalidad por pesca de juveniles para asegurar la viabilidad de las pesquerías de aleta azul del Pacífico.

Se estima que las pesquerías palangreras, que se dirigen a los adultos reproductores, ejercen un impacto muy limitado sobre la biomasa de la población reproductora (Figura 19), por lo que se puede conseguir el mayor beneficio si se limitan las otras pesquerías, dirigidas a los juveniles. Sin embargo, no se debería permitir a las flotas palangreras incrementar sus capturas, a fin de evitar perder los beneficios de la reducción de la captura de juveniles. Una advertencia con respecto al bajo impacto de la mortalidad por pesca de adultos tiene que ver con los niveles extremadamente bajos de la biomasa reproductora actual. En estos niveles, es posible que el reclutamiento se vea perjudicado. Es posible que sea necesaria considerar proteger la población reproductora limitada hasta que reducciones de la F juvenil permitan a más peces llegar a ser reproductores.

Se estima que las flotas pesqueras del Océano Pacífico oriental (OPO) contribuyen solamente un 20% del impacto de la pesca sobre la población (Figura 19), a pesar de que las capturas recientes de aleta azul del Pacífico en el OPO son de magnitud similar a aquellas del Océano Pacífico occidental (Figura 18), por dos motivos principales. En primer lugar, el análisis evalúa el impacto de la pesca sobre la biomasa reproductora, y el impacto de cualquier reducción de la captura tardará varios años en aparecer en el análisis. En segundo lugar, el impacto de una pesquería está relacionado con la cantidad de la captura y también con la edad de los peces capturados. Las pesquerías del OPO capturan peces de mayor edad que la pesquería cerquera de pelágicos pequeños en el Pacífico occidental. Se puede calcular el impacto sobre la biomasa reproductora de la captura de una tonelada de peces de una cierta edad mediante el inverso del peso medio a esa edad, con un ajuste por la mortalidad natural entre esa edad y la edad de madurez de los peces. Se realizaron estos cálculos relativos a la edad 5, cuando casi todos los peces son maduros (Figura 20). Por ejemplo, una tonelada de peces de edad 1 ejerce un impacto aproximadamente el doble de una tonelada de peces de edad 2, por lo que simplemente capturar el mismo tonelaje un año más tarde reduciría el impacto a la mitad. Estos cálculos pueden ayudar a interpretar el impacto de cada pesquería con base en su curva de selectividad estimada (Figura 21). La meta de ordenación para el aleta azul del Pacífico debería ser reducir la mortalidad por pesca para que los juveniles puedan alcanzar la biomasa reproductora sin ser capturados. Es importante que cualquier reducción de la mortalidad por pesca de peces muy jóvenes no sea contrarrestada por la captura de estos peces en las otras pesquerías que los capturan a edad mayor, y se debería por lo tanto reducir las capturas en todas las pesquerías. Cabe asimismo notar que una captura reducida no significa necesariamente una mortalidad por pesca reducida. Si la abundancia ha disminuido, capturas reducidas podrían ser simplemente consecuencia de una biomasa reducida, y no de una reducción de la mortalidad por pesca. Es particularmente importante considerar esto en vista de las bajas estimaciones recientes del reclutamiento (Figura 17).

RECONOCIMIENTOS

Agradecemos al grupo de trabajo del ISC sobre el aleta azul del Pacífico, que reunió todos los datos para el modelo de evaluación de la población y brindó comentarios sobre los análisis en el presente informe.

DEVELOPING CONSERVATION MEASURES FOR BLUEFIN TUNA IN THE EASTERN AND WESTERN REGIONS OF THE PACIFIC OCEAN: FACTORS TO CONSIDER AND FISHERY IMPACT ANALYSIS

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

1. ABSTRACT

Pacific bluefin tuna is highly depleted and, due to its highly migratory nature, catches need to be restricted on both sides of the Pacific Ocean to ensure sustainability of the population. The stock is exploited by several countries using a diverse range of methods that catch bluefin of different ages, which complicates the management of this stock. This document discusses several factors to consider when developing conservation measures for bluefin tuna in the eastern and western regions of the Pacific Ocean. It also evaluates the impact on the spawning biomass of different catch reduction scenarios.

2. INTRODUCTION

Catches of Pacific bluefin tuna (PBF) need to be restricted on both sides of the Pacific Ocean to ensure the sustainability of the population. The current stock assessment conducted by the International Scientific Committee (ISC) using Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013), and additional supplementary analyses by Maunder *et al.* (2014), concluded that the stock is highly depleted and fishing mortality rates are very high. Proposed limit reference points, based on fishing mortality and on biomass, have been exceeded. A portion of the population migrates from the western Pacific Ocean (WPO) to the eastern Pacific Ocean (EPO) and back again. Therefore, fisheries on both sides of the Pacific Ocean can impact the spawning population. This document discusses several factors to consider when developing conservation measures for Pacific bluefin in both the eastern and western regions of the Pacific Ocean. It also evaluates the impact on the spawning biomass of different catch reduction scenarios.

3. ISSUES TO CONSIDER

3.1. Migration

A portion of the Pacific bluefin in the WPO migrate over to the EPO at about age 1 or 2; they stay in the EPO for one or more years and then at about age 4 or 5 migrate back to the WPO, where they begin to spawn. The proportion of the population that migrates to the EPO probably changes from year to year and may be related to environmental conditions. This migration pattern means that catch of young Pacific bluefin in the WPO influence the catch of Pacific bluefin in the EPO and vice versa, and catches on either side of the Pacific Ocean will impact the spawning biomass; therefore, any conservation measure needs to take this pattern into consideration. Conservation measures taken on one side of the Pacific Ocean should not be negated by lack of conservation measures on the other side. Reducing the catch of juvenile Pacific bluefin¹ on one side of the Pacific Ocean will increase the number of juveniles migrating to the other side, and will increase catches unless effort is reduced on that side.

3.2. Recruitment variability

Several fisheries for Pacific bluefin target only one or two age classes. This means that the catch in these

¹ The WCPFC's Northern Committee has defined juvenile Pacific bluefin in a management context for the Western and Central Pacific as fish less than 30 kg. This definition is inconsistent with the maturity curve used in the stock assessment model and with the fact that all Pacific bluefin in the EPO are juveniles (*i.e.* not sexually mature). There are a substantial number of juveniles above 30 kg on both sides of the Pacific Ocean; therefore, 30 kg should be considered only as a reference based on previous management recommendations, and not a definition of juveniles.

fisheries will fluctuate depending on the strength of the cohort (year class). Pacific bluefin show a moderate amount of recruitment variability, which will influence catch correspondingly, given relatively constant effort levels. With constant catch quotas, this may mean that reaching the quota will take more or less time (or effort) depending on the recruitment strength. Recruitment variability also makes it difficult to evaluate the impact of management measures. For example, reduction in catch may not be due to a reduction in fishing mortality; it may simply be due to a reduction in the abundance. Estimates of fishing mortality may be a better indicator of the impact of management action.

3.3. Stock-recruitment relationship

The impact of management action is dependent on many factors. One factor is the strength of the stock-recruitment relationship. If recruitment is strongly dependent on spawning stock size (*i.e.* low steepness (h) of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship) then, as the spawning stock rebuilds, the average recruitment will also increase. However, except for perhaps the most recent few years, there is little indication that there is a strong relationship between recruitment and spawning stock size for Pacific bluefin ([Figure 1](#)); therefore, it is possible that when the spawning stock rebuilds, recruitment, on average, will remain the same. Therefore, any increase in catches will be due to improved yield per recruit (*i.e.* taking advantage of individual growth). If allocation of effort among the fisheries is not changed, then there may not be much gain in long-term catches from the fishery. However, there should be less risk and higher catch per unit of effort (CPUE) due to higher stock sizes, which are beneficial in themselves.

The lack of a stock-recruitment relationship also means that, despite reductions in adult abundance, catch rates in the fisheries on juveniles have not declined. Therefore, if only juvenile catch rates are used as a measure of stock status, the results will be misleading.

There must be some dependence of recruitment on spawning stock size, even if only when the spawning stock is reduced to very low levels. Since Pacific bluefin spawning biomass is estimated to be at only 3-5% of virgin biomass, there is concern that exploitation is approaching a previously unobserved ‘cliff’ of the stock-recruitment relationship. For example, the spatial or temporal extent of spawning may be reduced, which could substantially reduce recruitment. If that is the case, following the precautionary principle, it is critical that the remaining spawners be protected and the spawning stock size increased as quickly as possible.

A scenario that includes a stock-recruitment relationship may cause the population to rebuild to a larger biomass than the scenarios without such a relationship, and may also change the impact of fisheries that catch adult Pacific bluefin.

3.4. Effort or catch control

Due to recruitment variability and variations in the proportion of Pacific bluefin moving across to the EPO, effort and catch controls will have different impacts. In a catch-based system, the fishing mortality for fisheries that catch a limited number of age classes will increase or decrease depending on the recruitment strength. This can be particularly dangerous for valuable easy-to-catch species, like Pacific bluefin, when recruitment is low for consecutive years. An effort control system might be preferable to ensure that fishing mortality is kept at a reasonable level as catch fluctuates with abundance. However, the relationship between catch and effort is not fully understood for these fisheries, and, in addition, effort may be more difficult to measure and control than catch.

3.5. Comparison years

When multiple fisheries are involved, there will always be uncertainty and controversy about how much to limit each fishery. Frequently, a set of years is chosen as a reference, and catch limits are reduced in proportion to the average catch (or effort) in those years. A different set of years will result in different catch levels for each fishery. The Northern Committee (NC) of the Western and Central Pacific Fisheries Commission has used 2002-2004 as a reference in past assessments and management advice. The trends

in catches in recent years for the WPO and the EPO are quite different, so using 2010-2012, for example, as a reference instead of 2002-2004 would have an effect on the relative catch levels between the two sides of the Pacific Ocean ([Figure 2](#)).

3.6. Low spawning biomass

The current spawning biomass of Pacific bluefin is very low, and made up of only a few cohorts. The immediate need is to increase the spawning biomass to reduce the risk of recruitment collapse. This can be achieved by reducing the amount of spawning biomass caught or increasing the number of fish recruited to the spawning population, or a combination of both. Reducing the catch of age-0 and age-1 fish can increase the spawning biomass, but it will take several years before these fish enter the spawning population. Although the fisheries for juvenile Pacific bluefin are estimated to have the greatest impact on spawning biomass, the urgent need to increase the spawning biomass means that limiting the catch of spawners as much as possible may be the best short-term management action.

3.7. Yield per recruit

The maximum sustainable yield (MSY) obtainable from a stock is a function of the yield per recruit (YPR; the average yield (catch) obtained from a single recruit (fish)) and the stock-recruitment relationship (see Maunders 2008 for a detailed description). Given the lack of evidence of a stock-recruitment relationship for Pacific bluefin, MSY is essentially a function of YPR. YPR is a tradeoff between natural mortality and growth: at young ages, the growth rate of individual fish is higher than the rate of natural mortality, so the total weight of all the fish alive in a cohort increases, but as fish age, growth slows down and is less than natural mortality, so that the total weight of all the fish alive in a cohort decreases. At some intermediate age (the critical age) the cohort reaches its maximum total weight, and catching all the fish at this age would maximize the YPR. However, it is generally not possible to catch all the fish at a given age, and the YPR has to be calculated based on a selectivity schedule and a fishing mortality rate. In general, maximum YPR, which equals MSY when recruitment is independent of stock size, is calculated by finding the fishing mortality rate that maximizes YPR for a given selectivity pattern.

There are several fisheries that catch Pacific bluefin, and each catches a different range of ages. Therefore, the maximum YPR changes depending on the effort allocation among fisheries (*e.g.* Maunders 2002). In general, fisheries that catch young fish will produce a lower YPR than those that catch intermediate-age or old fish. Depending on the objectives of management, the allocation of effort among fisheries and the consequent YPR may be an important factor to consider.

3.8. Minimum legal size

Minimum legal size (MLS) has been used as a management tool for many stocks, and is often used in recreational fisheries due to the ease of enforcement. It is often designed to either allow fish to spawn at least once, and hence protect the spawning biomass, or to avoid harvesting small fish and thus improve the YPR.

A strict MLS has not been applied to Pacific bluefin, but restricting management actions to fish less than 30 kg has similar problems to a MLS. First, unless a fishery can completely control its selectivity, or unless discarded fish have a high survival rate, it is very difficult to implement and evaluate a MLS: it is more practical to limit catches by fisheries that generally catch juveniles. This is how management for juveniles is implemented on the EPO, since the fishery catches only juveniles, even if they are above 30 kg. Since Pacific bluefin of the same size tend to school together, it is possible to target fish of roughly a certain size using some fishing methods (*e.g.* purse seine), but it is not clear if it is possible to avoid fish less than 30 kg in all fisheries. It is also unclear how easy it would be to enforce such a MLS, or what the survival rate of any discards would be from the different fisheries. Furthermore, it is unlikely that discards will be reported by those fisheries with low or non-existent observer coverage, thus increasing the uncertainty about the total mortality from the fishery and degrading the quality of the stock assessments. A MLS is also contrary to [Resolution C-13-01](#), which requires that all bigeye, skipjack, and yellowfin tuna

caught in the purse-seine fishery be retained (except fish considered unfit for human consumption for reasons other than size).

3.9. Fishery impacts

Evaluation of the impact of management actions applied to the Pacific bluefin stock is complicated by the number and diversity of fisheries that exploit the stock. Many of these fisheries capture only a few age classes, and therefore the selectivity of the gear needs to be taken into consideration when evaluating management actions (Wang *et al.* 2009). Given the complex nature life history of Pacific bluefin (*e.g.* migration across the Pacific Ocean) and the wide range of fisheries, and with increasing the spawning biomass as the management goal, it is difficult to conceptualize how management actions will impact the spawning biomass. For example, will the same percentage reduction in catch for each fishery result in the same relative reduction in the impact on the spawning biomass? The fishery impact will be dependent on the rate of natural mortality, which is difficult to estimate and uncertain for most species. Natural mortality is typically high and particularly difficult to estimate for young individuals, and may show substantial temporal variation. Some of the fisheries catch very young Pacific bluefin and estimates of their relative impact are likely to be uncertain.

4. METHODS

IATTC Members requested several projections to evaluate the influence of different catch levels in the WPO and the EPO. The 2014 ISC reference case stock assessment model developed in Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013) was used to carry out these projections. The model was extended 50 years into the future, following the method of Maunder *et al.* (2006) to ensure that equilibrium was achieved, and the catch for these years was set at the assumed level for each fishery. Note that the management measures were implemented starting in the second half of 2013, which differs from how the management will be implemented in practice.

The first scenario (0) was set up to approximate NC scenario 6 as described in the ISC 2014 stock assessment report, which reduces the catch of fish <30 kg in the WPO and total catch in the EPO. To approximate the reduction we reduced catch in the fisheries that mainly catch fish <30kg (all WPO fisheries except the longline fisheries and the purse-seine fisheries that target tunas and not small pelagics). All EPO fisheries are assumed to catch juveniles. The scenarios tested were:

Scenario	Reduction	Reference level	Fisheries
0 (a)	50%	WPO: 2002-2004 average EPO all: 5,500 t EPO sport: 2002-2004 average	WPO: < 30 kg EPO: all
0 (b)	WPO: 50% EPO: 10, 20, 30% ²	WPO: 2002-2004 average EPO: 2010-2012 average	WPO: < 30 kg EPO: all
1	10, 20, 30%	2002-2004 average	< 30 kg
2	10, 20, 30%	2010-2012 average	< 30 kg
3	10, 20, 30%	2002-2004 average	all
4	10, 20, 30%	2010-2012 average	all

Several of the scenarios were repeated with recruitment reduced to the 1980-1989 average, a reduction of about 33%, and using a steepness (*h*) of the stock-recruitment relationship of 0.85.

The NC specified a rebuilding plan for Pacific bluefin tuna starting in 2015, with the initial goal of rebuilding the spawning stock biomass to the historical median of about 42,500 t within 10 years with a probability of at least 60%. Therefore, we use this spawning biomass level as a reference when presenting results.

² equivalent to 6%, 16%, and 27% from the 5,500 t level, respectively

A fishery impact analysis (Wang *et al.* 2009) was carried out to determine the relative change in impact attributed to each type of fishery and to the EPO and the WPO. This analysis takes into consideration the age of the fish caught by each fishery, and measures the impact on the spawning biomass.

5. RESULTS AND DISCUSSION

The catch for each scenario is shown in [Figure 3](#). The scenarios based on 2010-2012 catches have lower adult catch, while the juvenile catch is more similar across the scenarios. In fact, in all cases, the scenarios based on 2002-2004 catches have higher adult catch than those based on 2010-2012 catches. It should be noted that the NC conservation recommendation also restricts fishing mortality to the 2002-2004 level so the actual adult catch in the western Pacific Ocean may be below the 2002-2004 average in the first few years of the projection period as the adult population increases. The projections presented here did not account for the fishing mortality restrictions and assumed that the catch limits would be taken in full.

Rebuilding is fastest, except for the first few years, and to a higher equilibrium level for scenario 0a ([Tables 1](#) and [2](#); [Figures 4](#) and [5](#)). Scenarios 0b with 10% and 20% reduction rebuilt to higher spawning biomass levels than the corresponding scenarios 2 and 4, but with 30% reduction scenarios 2 and 4 rebuilt to higher levels. Scenarios 1 and 3 had the lowest rebuilding levels. There was not much difference between scenarios 1 and 3 and between scenarios 2 and 4, indicating that reducing the catch of adults does not influence the final rebuilding level. However, the scenarios that do not reduce the catch of spawners have slower rebuilding rates in the first few years ([Figure 6](#)). With average recruitment, all scenarios rebuild deterministically to above the historical median in 10 years, except scenario 1 with a 10% reduction ([Table 1](#)).

As expected, rebuilding is slower under the low recruitment scenario ([Figure 7](#)). Scenarios 1 and 3, which are based on 2002-2004 catches, predict that the stock will collapse. The other scenarios rebuild deterministically to above the historical median in 10 years. Of the scenarios tested, only scenario 4 with a 30% reduction rebuilds when the steepness of the stock-recruitment relationship is 0.85 ([Figure 8](#)). The stock initially rebuilds slower than in scenarios without a stock-recruitment relationship, but eventually rebuilds to a higher level.

The relative equilibrium impact on the spawning biomass of the different fisheries groups under the various scenarios is shown in [Table 3](#). There is some variability among scenarios. The impact of the EPO fisheries has varied over time ([Figure 9](#)) ranging from just over 40% in the mid-1970s to under 15% in the early 2000s and the current impact is just under 20%. A recent change in the impact starting in the late 1990s is attributed to the western Pacific purse seine juvenile fisheries that increased in the 1990s ([Figure 10](#)). The relative equilibrium impact among fisheries is insensitive to the size of the reduction or whether the adult catch is reduced, but is moderately sensitive to the reference years for the reduction. The historical impact is substantially different if a stock-recruitment relationship is assumed (compare [Figures 10](#) and [11](#)): the impact of the fisheries that catch large Pacific bluefin is increased at low stock sizes when there is a stock-recruitment relationship.

One of the main features of the scenarios is that scenario 0 (NC scenario 6) as implemented implies that, in the WPO, the adult catch increases while the juvenile catch diminishes; therefore, although the total catch is similar to other scenarios, the equilibrium impact on the spawning biomass is less. However, the short-term impact is greater than in some scenarios ([Figure 6](#)). The historical impact of fisheries that catch large Pacific bluefin is increased if a stock-recruitment relationship is assumed. In our analysis we assume that all Pacific bluefin caught in the western Pacific tuna purse-seine fishery were considered adults for quota-setting purposes; however, this is only an approximation, since some of these fish are less than 30 kg or less than the age of maturity assumed in the stock assessment model. A concern is whether these fish are actually adults and contribute to the spawning biomass. If they are not, the tuna purse-seine fisheries may be catching fish that were not caught by the juvenile fisheries because of the restrictions but which have still not spawned. Therefore, it is imperative that better maturity information is collected to ensure that these fisheries are not having more of an impact on the spawning biomass than is currently estimated.

It should be noted that the current Pacific bluefin tuna stock assessment model that this analysis is based on is considered unreliable (Maunder *et al.* 2014), and therefore the results presented here should be considered with caution. In addition, the management was implemented earlier than it would be in practice, and restrictions on fishing mortality in the western Pacific Ocean were not modelled. The relative differences among scenarios should be more reliable than the absolute estimates of rebuilding levels and fishery impacts.

6. CONCLUSION

Pacific bluefin tuna is highly depleted and management is urgently needed to ensure sustainability (Maunder *et al.* 2014). Management action is needed on both sides of the Pacific Ocean. Any management actions on one side of the Pacific will influence the abundance on the other side of the Pacific. Catch allocation among fisheries is complicated because they catch different aged fish, which influences their impact, and the relative impacts have changed over time. Current management actions in the western Pacific Ocean imply increased catch of spawning adults, which is contrary to the urgent need to protect the spawning biomass. The catch restrictions for the EPO outlined in the IATTC staff recommendations (45% reduction in commercial catch from the 2010-2012 levels) should be adopted, and the catch restrictions recommended by the NC should be augmented by reductions in the catch of spawning adults to avoid immediate threats to the population³.

ACKNOWLEDGEMENTS

Rick Deriso provided advice on the manuscript.

REFERENCES–REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries*, 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2008. Maximum Sustainable Yield. *In* Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath (Editor-in-Chief), *General Ecology*. Vol. 3 of *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. 2292-2296 Oxford: Elsevier.
- Maunder M.N., Harley, S.J., and Hampton, J. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Journal of Marine Science* 63: 969-979.
- Maunder, M.N., Piner, K.R., and Aires-da-Silva, A. 2014. Stock status of Pacific Bluefin tuna and the urgent need for management action. IATTC SAC-05-10a.
- Method, R. D., and Wetzel, C. 2013. Stock Synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 142: 86–99.
- 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: 106-111.

³ NC recommendations:

- Total fishing effort by vessels fishing for Pacific bluefin tuna in the area north of 20°N shall stay below the 2002-2004 annual average levels.
- All catches of Pacific bluefin tuna less than 30 kg shall be reduced to 50% of the 2002-2004 annual average levels. Any overage of the catch limit shall be deducted from the catch limit for the following year.
- CCMs shall take every possible measure not to increase catches of Pacific bluefin tuna 30 kg or larger from the 2002-2004 annual average levels.

IATTC staff recommendations:

- Limit commercial catches in 2014 below 3,154 t, which was the estimated commercial catch in 2013, and non-commercial catches in 2014 below 221 t, which is based on the same method that was applied to commercial catch to determine that recommended limit.

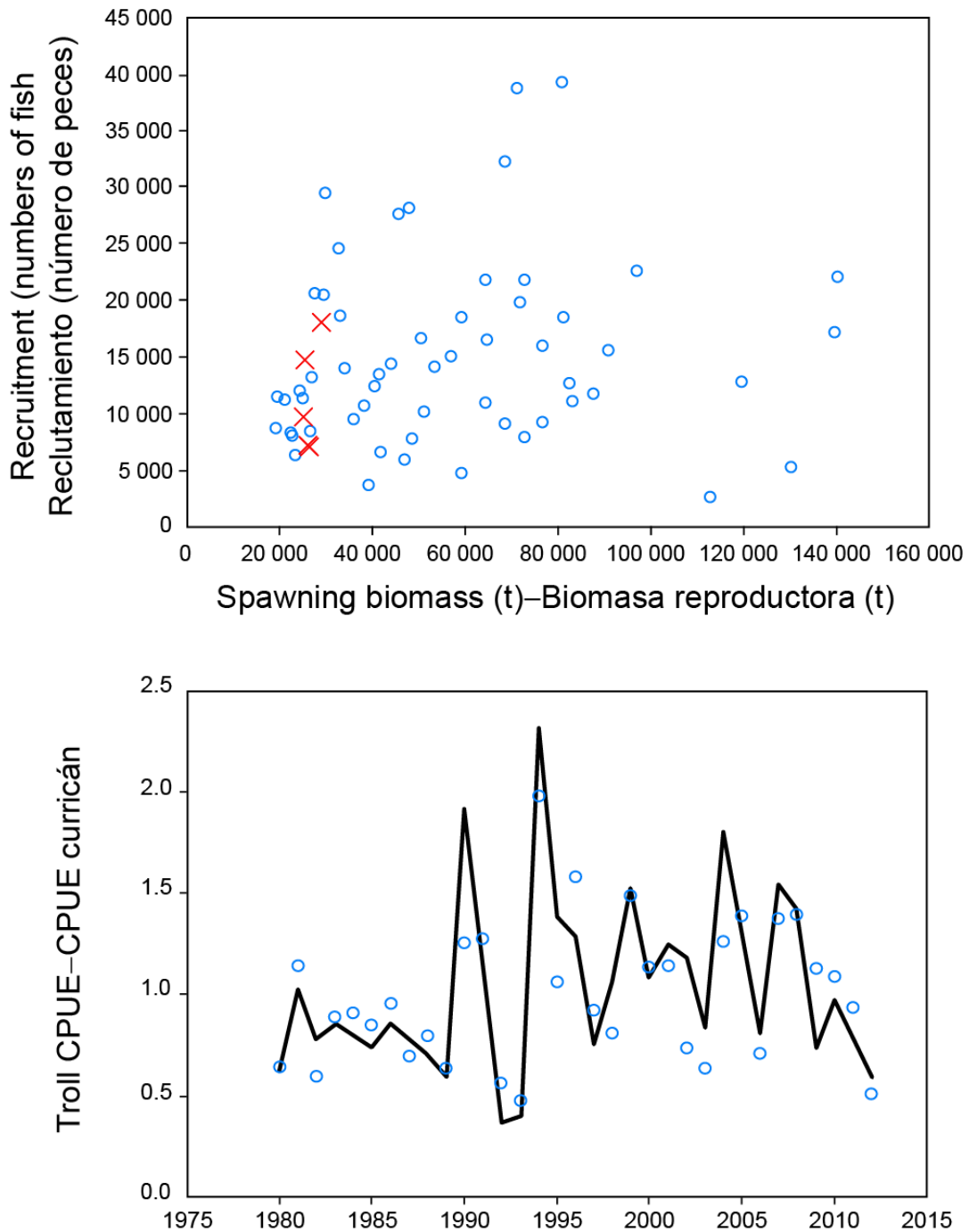


FIGURE 1. Stock-recruitment relationship (upper panel; years 2008-2012 are represented by x's) and the time series of the observed (circles) and predicted (solid line) recruitment index based on the troll fishery (lower panel).

FIGURA 1. Relación población-reclutamiento (panel superior; años 2008-2012 representados por x) y la serie de tiempo del índice de reclutamiento observado (círculos) y predicho (línea sólida) basado en la pesquería de curricán (panel inferior).

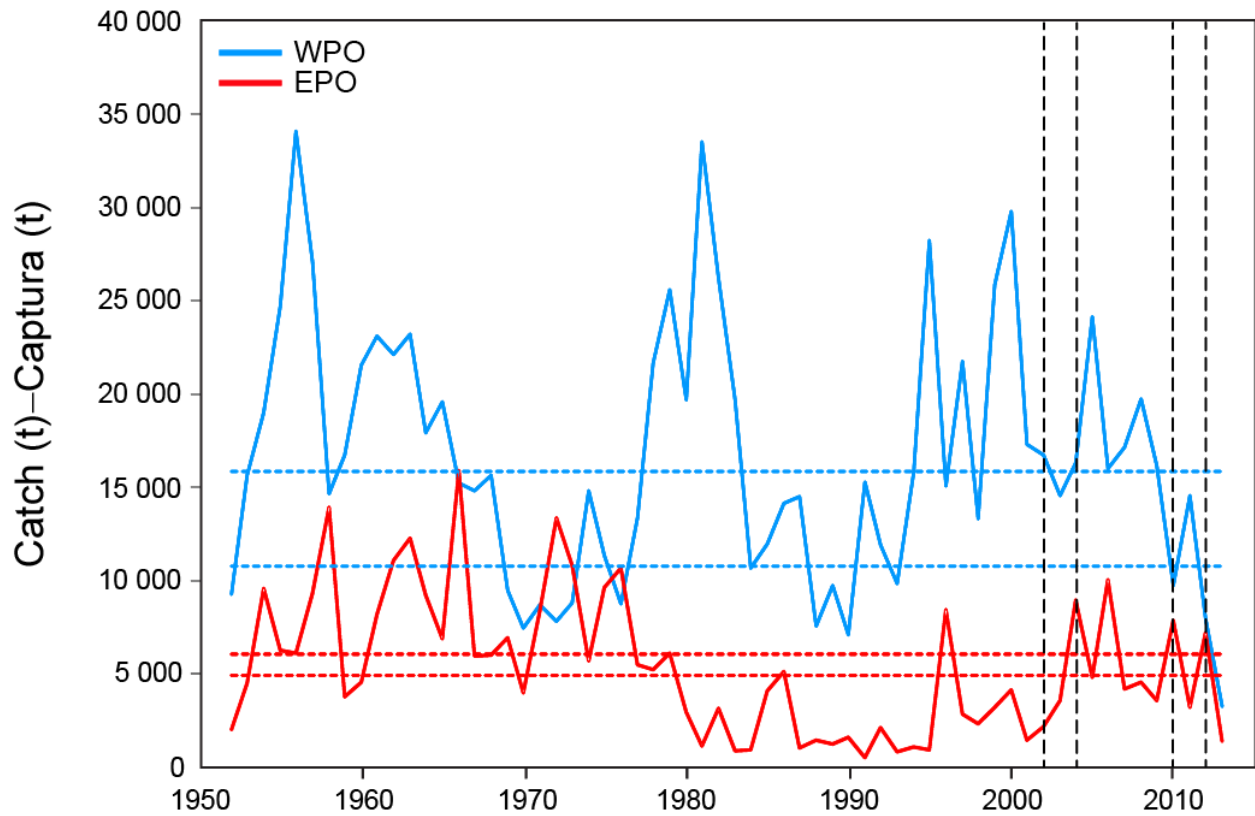


FIGURE 2. Catch of Pacific bluefin in the western (WPO) and eastern (EPO) Pacific Ocean. The horizontal dotted lines indicate the average catch during 2002-2004 and 2010-2012 (indicated by vertical dotted lines).

FIGURA 2. Captura de aleta azul del Pacífico en el Océano Pacífico occidental (WPO) y oriental (EPO). Las líneas de trazos horizontales indican la captura media durante 2002-2004 y 2010-2012 (indicada por líneas de trazos verticales).

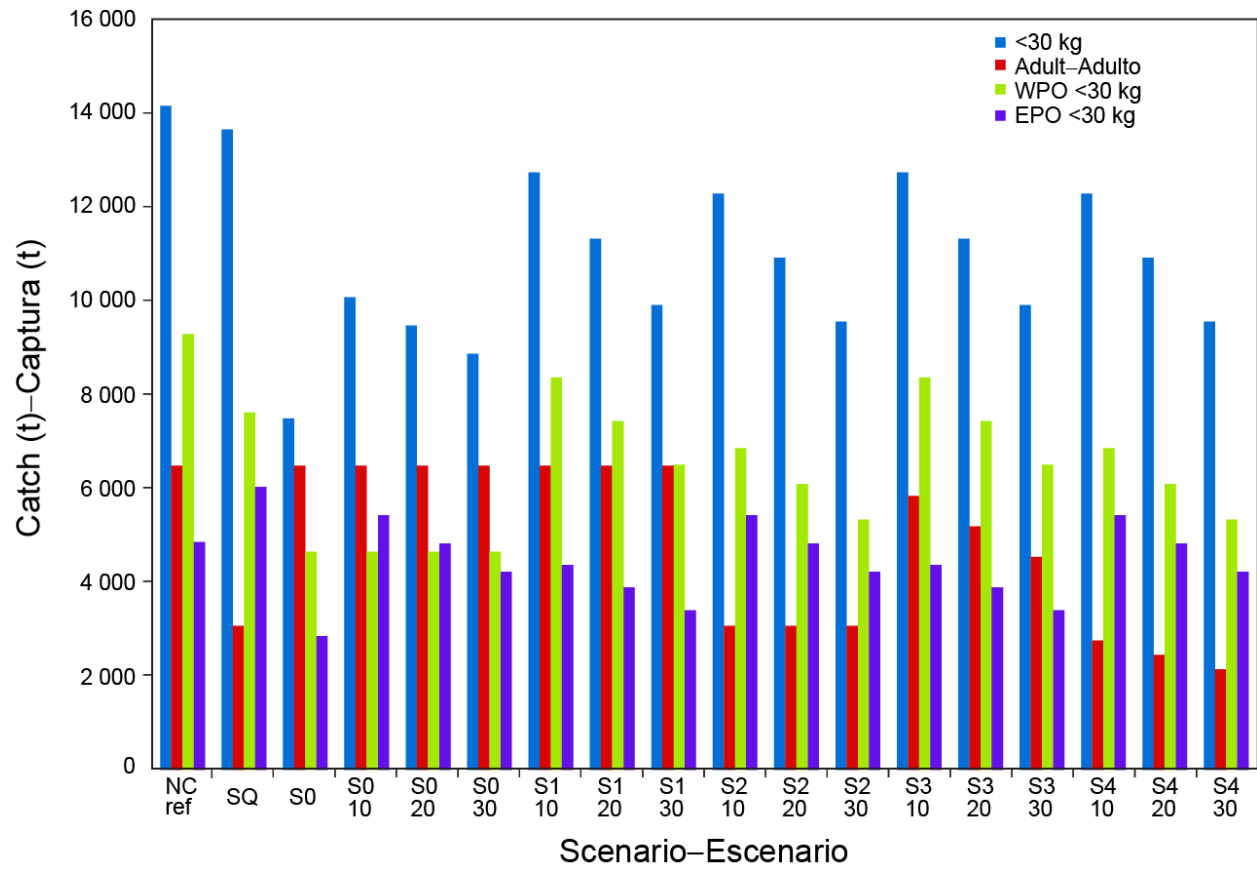


FIGURE 3. Future catch for each scenario, by category.

FIGURA 3. Captura future para cada escenario, por categoría.

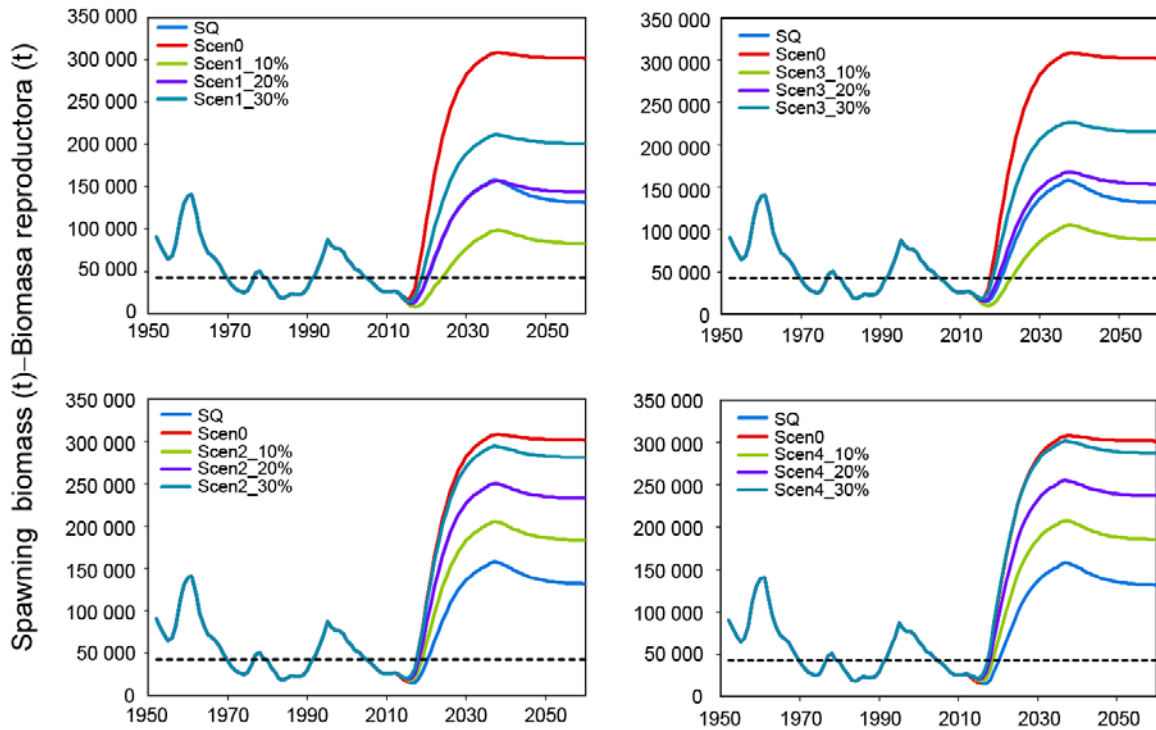


FIGURE 4. Projections of spawning biomass under different future catch scenarios. The horizontal dashed line is the spawning biomass rebuilding reference level used by the NC.

FIGURA 4. Proyecciones de la biomasa reproductora en distintos escenarios de captura futura. La línea de trazos horizontal representa el nivel de referencia de recuperación de la biomasa reproductora usado por el NC.

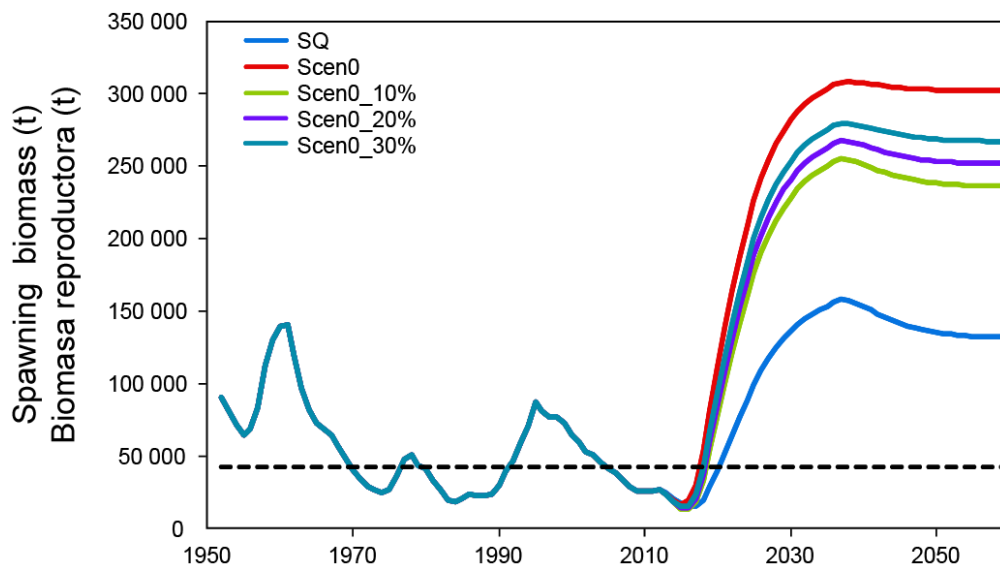


FIGURE 5. Projections of spawning biomass under different future EPO catch scenarios with WPO catch based on NC scenario 6. The horizontal dashed line is the spawning biomass rebuilding reference level used by the NC.

FIGURA 5. Proyecciones de la biomasa reproductora en distintos escenarios de captura futura en el OPO con captura del Pacífico occidental basada en el escenario 6 del NC. La línea de trazos horizontal representa el nivel de referencia de recuperación de la biomasa reproductora usado por el NC.

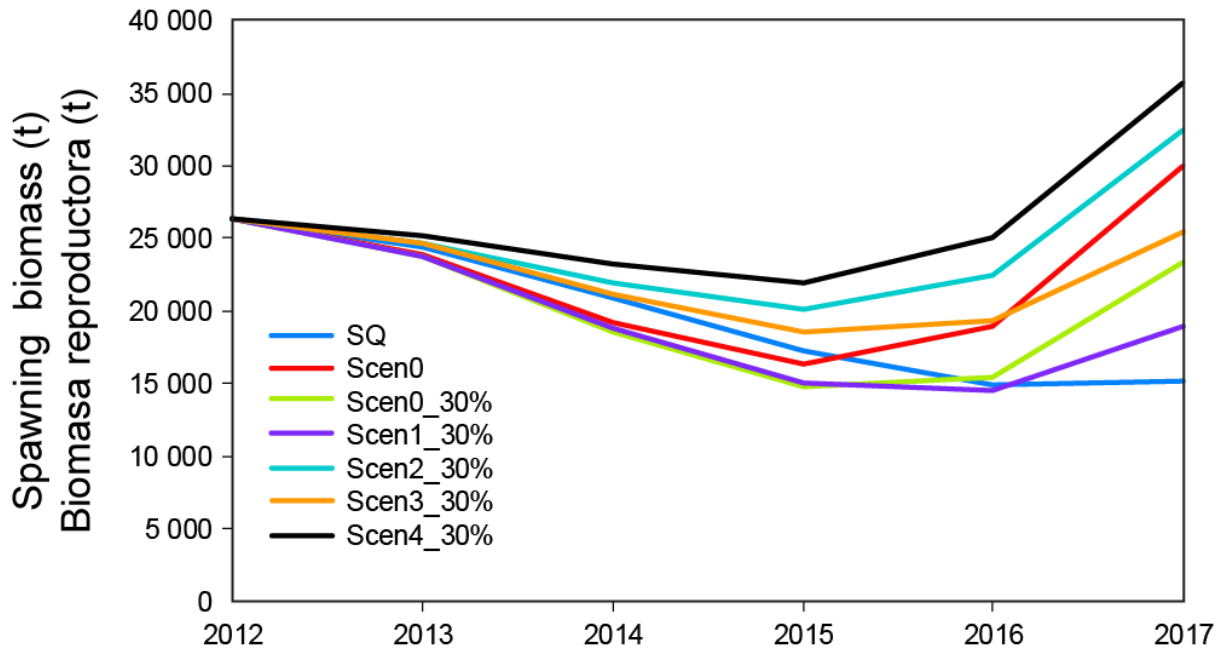


FIGURE 6. Projections of spawning biomass under different future catch scenarios, 2013-2017.
FIGURA 6. Proyecciones de la biomasa reproductora en distintos escenarios de captura futura, 2013-2017.

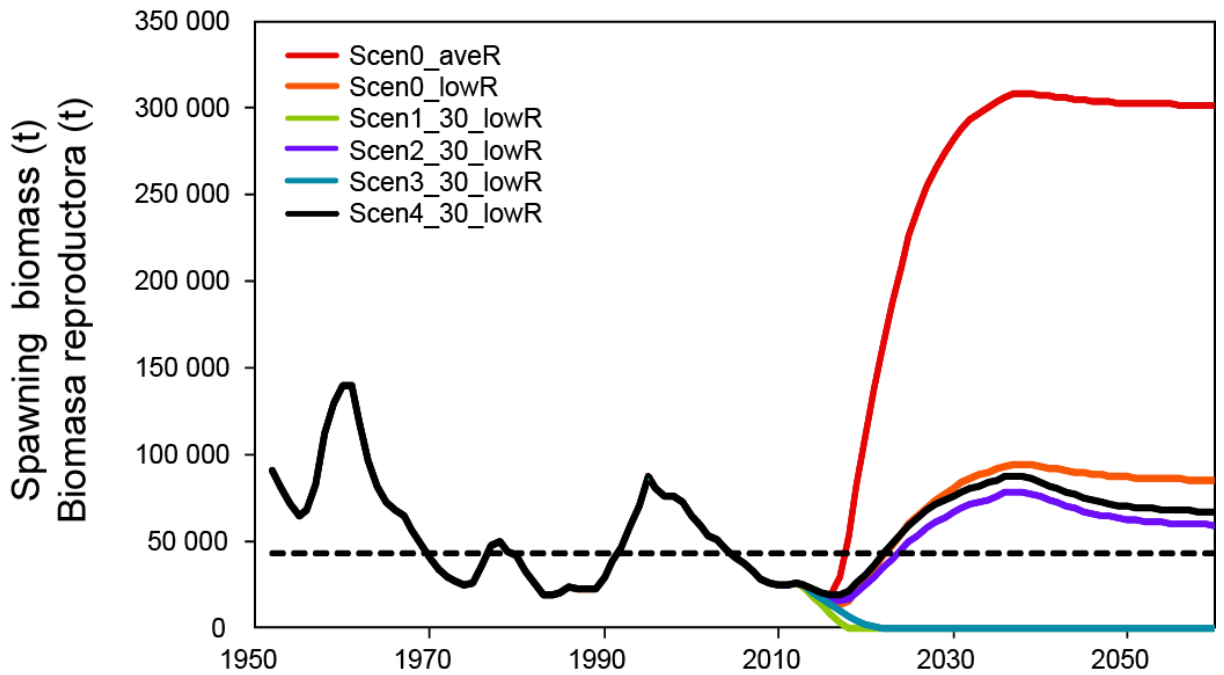


FIGURE 7. Projections of spawning biomass under different future EPO catch scenarios that assume low recruitment (except Scen0_aveR, which has average recruitment). The horizontal dashed line is the spawning biomass rebuilding reference level used by the NC.

FIGURA 7. Proyecciones de la biomasa reproductora en distintos escenarios de captura futura en el OPO que suponen reclutamiento bajo (excepto Scen0_aveR, que supone reclutamiento medio). La línea de trazos horizontal representa el nivel de referencia de recuperación de la biomasa reproductora usado por el NC.

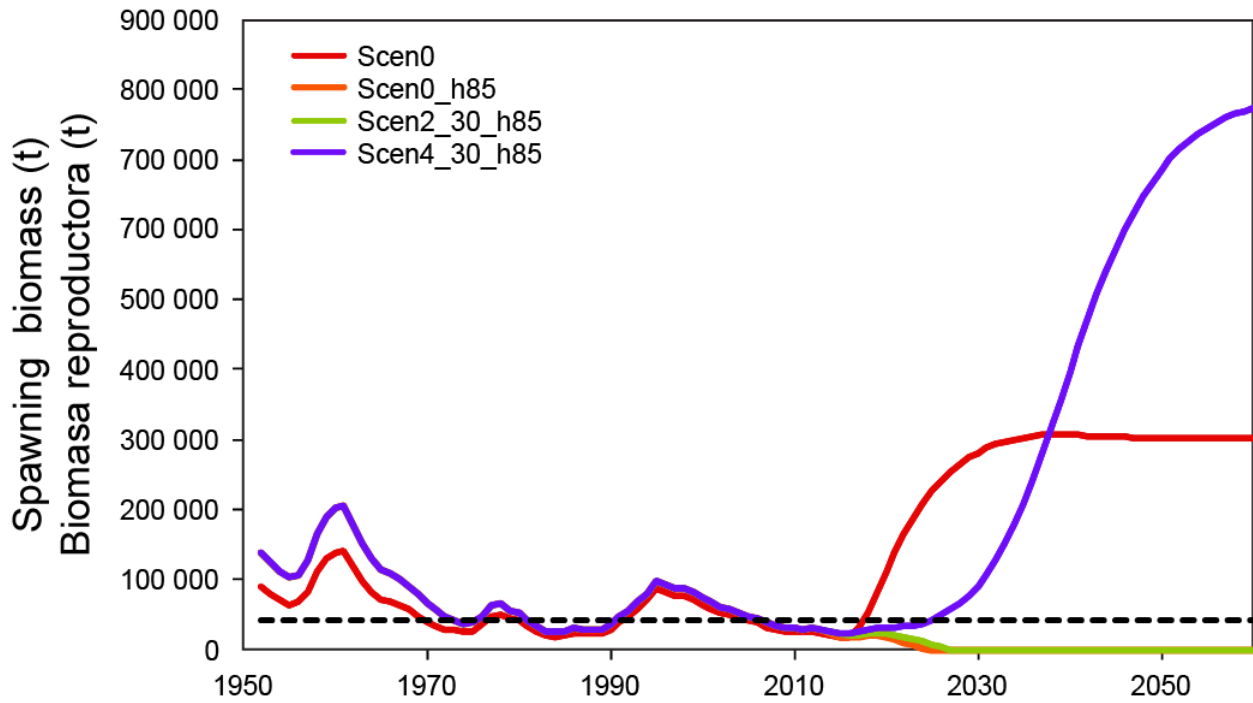


FIGURE 8. Projections of spawning biomass under different future EPO catch scenarios that assume a stock-recruitment steepness (h) of 0.85 (except Scen0, which has average recruitment ($h \approx 1$)). The horizontal dashed line is the spawning biomass rebuilding reference level used by the NC.

FIGURE 8. Proyecciones de la biomasa reproductora en distintos escenarios de captura futura en el OPO que suponen una inclinación de la relación población-reclutamiento (h) de 0.85 (excepto Scen0, que supone reclutamiento medio ($h \approx 1$)). La línea de trazos horizontal representa el nivel de referencia de recuperación de la biomasa reproductora usado por el NC.

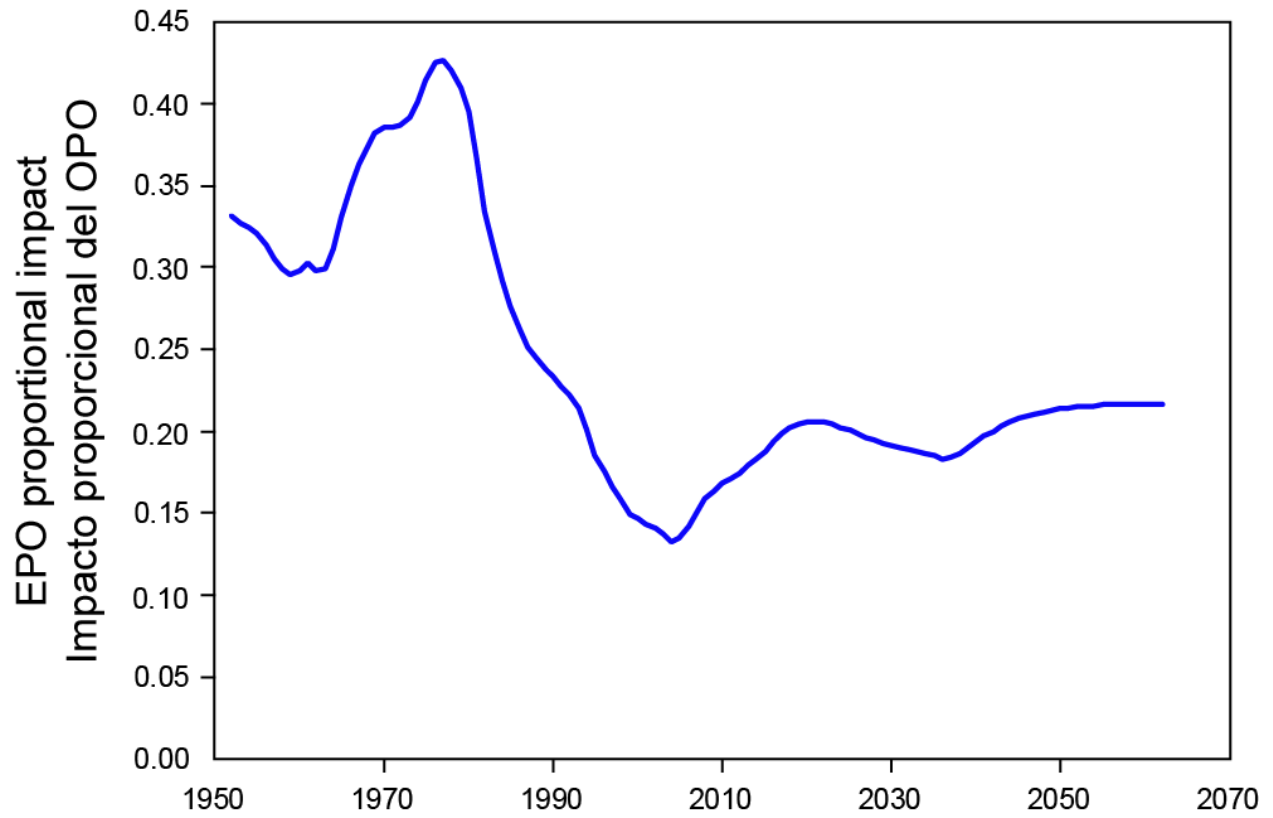


FIGURE 9. Proportion of the total fishery impact, historically and from scenario 0, attributed to the EPO fisheries.

FIGURA 9. Proporción del impacto total de la pesca, históricamente y del escenario 0, atribuida a las pesquerías del EPO.

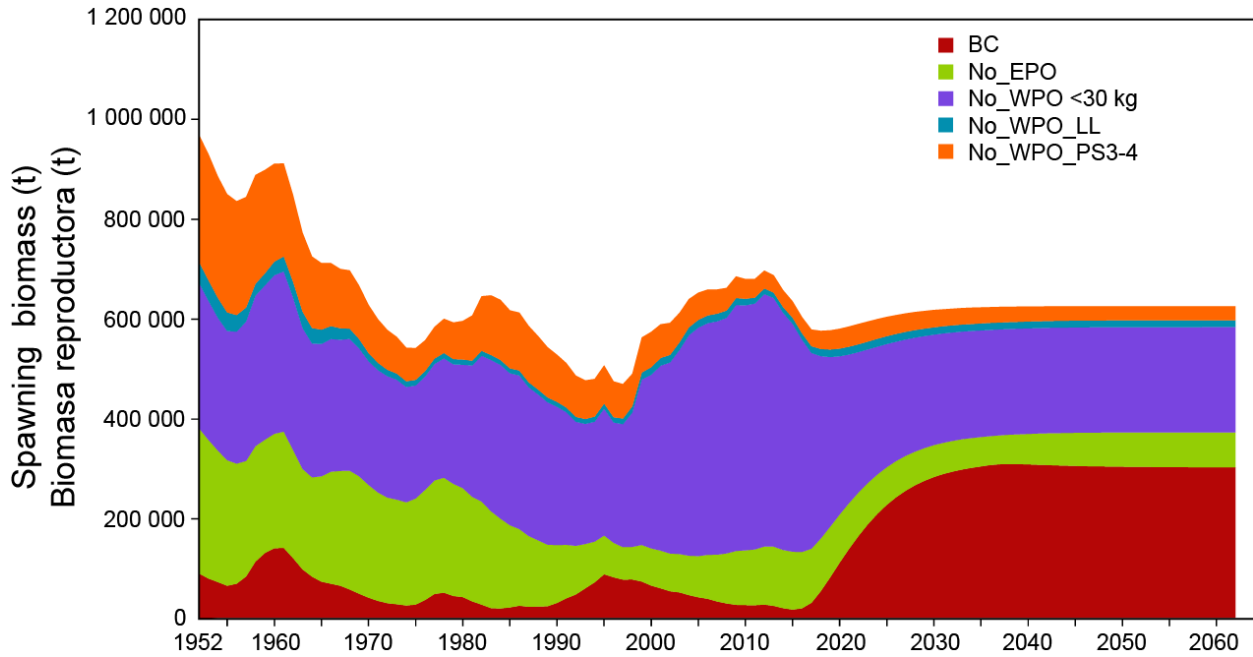


FIGURE 10. Fishery impact from scenario 0 (NC scenario 6 approximation).

FIGURA 10. Impacto de la pesca del escenario 0 (aproximación del escenario 6 del NC).

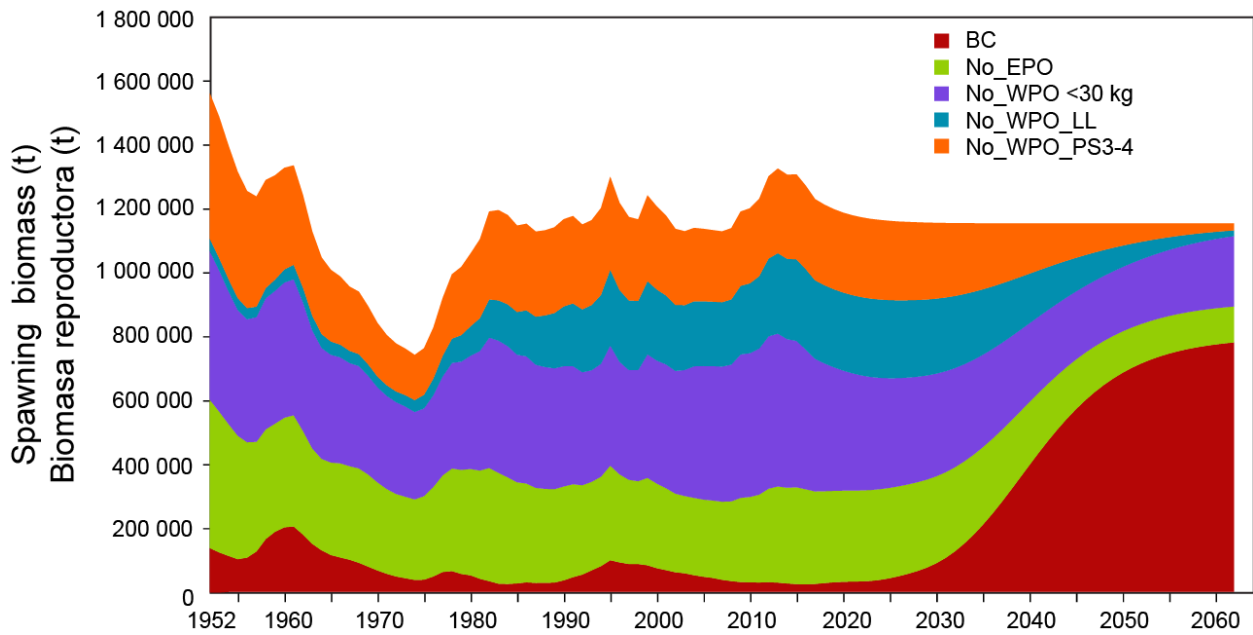


FIGURE 11. Fishery impact from scenario 4 with 30% reduction in catch and stock-recruitment steepness (h) of 0.85.

FIGURA 11. Impacto de la pesca del escenario 4 con una reducción de 30% de la captura y una inclinación (h) de la relación población-reclutamiento de 0.85.

TABLE 1. Spawning biomass (t) for various years under each scenario. Also included for reference purposes are the proposals of Mexico (Scen0_MEX) and Japan (Scen0_JPN).

TABLA 1. Biomasa reproductora (t) en varios años para cada escenario. Se incluyen también para referencia las propuestas de México (Scen0_MEX) y Japón (Scen0_JPN).

	SQ	Scen0	Scen0_MEX	Scen0_JPN
2013	24479	23868	23728	23834
2015	17290	16383	14537	15898
2017	15251	30018	22040	27930
2019	28362	81366	63205	76781
2021	51940	138193	112994	131920
2023	76891	187487	157764	180133
2031	140650	287813	253203	279265
2061	131364	301478	259150	290715
	Scen0_10%	Scen0_20%	Scen0_30%	
2013	23643	23699	23752	
2015	13609	14214	14845	
2017	18049	20669	23404	
2019	53420	59932	66453	
2021	99453	108516	117572	
2023	141499	152404	163190	
2031	234259	246958	259502	
2061	235893	251466	266881	
	Scen1_10%	Scen1_20%	Scen1_30%	
2013	23732	23781	23828	
2015	12971	13997	15003	
2017	7607	12911	18921	
2019	12514	29013	47346	
2021	24890	54082	83827	
2023	37574	78239	117627	
2031	81042	140025	193652	
2061	82423	143388	200983	
	Scen2_10%	Scen2_20%	Scen2_25%	Scen2_30%
2013	24540	24597	24624	24651
2015	18190	19126	19606	20094
2017	20406	26179	29243	32404
2019	45014	62357	71165	80031
2021	79726	107118	120679	134163
2023	112855	147455	164415	181201
2031	187488	232196	254078	275732
2061	183126	232710	256980	280988
	Scen3_10%	Scen3_20%	Scen3_30%	
2013	24004	24323	24636	
2015	14188	16395	18562	
2017	9540	17048	25398	

2019	15328	36268		58722	
2021	29302	63641		98953	
2023	43835	90122		134952	
2031	89047	152369		210578	
2061	87815	153141		215056	
	Scen4_10%	Scen4_20%	Scen4_25%	Scen4_30%	
2013	24723	24961	25079	25195	
2015	18830	20389	21177	21970	
2017	21456	28358	32009	35768	
2019	46885	66189	75992	85858	
2021	82293	112181	126970	141670	
2023	99651	153175	171459	189549	
2031	190425	237769	260921	283825	
2061	185401	237148	262482	287544	
	Scen0_lowR	Scen1_30_lowR	Scen2_30_lowR	Scen3_30_lowR	Scen4_30_lowR
2013	23853	23811	24632	24624	25181
2015	15169	13216	18924	17066	20913
2017	13418	3696	16277	9838	19585
2019	21436	1	20585	4297	25703
2021	35089	0	29829	914	36866
2023	48139	0	40127	1	48654
2031	83735	0	69110	0	78877
2061	85505	0	59477	0	67192
	Scen0_h85	Scen2_30_h85	Scen4_30_h85		
2013	27625	28417	29001		
2015	18307	22366	24404		
2017	17795	21358	24913		
2019	20884	23373	30053		
2021	15132	20310	32245		
2023	6857	14366	34482		
2031	0	0	105941		
2061	0	0	777322		

TABLE 2. Spawning biomass for various years under each scenario as a ratio of the average catch in 2010-2012. Also included for reference purposes are the proposals of Mexico (Scen0_MEX) and Japan (Scen0_JPN).

TABLA 2. Biomasa reproductora en varios años en cada escenario como proporción de la captura media de 2010-2012. Se incluyen también para referencia las propuestas de México (Scen0_MEX) y Japón (Scen0_JPN).

	SQ	Scen0_ISC	Scen0_MEX	Scen0_JPN
2013	1.00	0.98	0.97	0.97
2015	1.00	0.95	0.84	0.92
2017	1.00	1.97	1.45	1.83
2019	1.00	2.87	2.23	2.71
2021	1.00	2.66	2.18	2.54
2023	1.00	2.44	2.05	2.34
2031	1.00	2.05	1.80	1.99
2061	1.00	2.29	1.97	2.21
	Scen0_10%	Scen0_20%	Scen0_30%	
2013	0.97	0.97	0.97	
2015	0.79	0.82	0.86	
2017	1.18	1.36	1.53	
2019	1.88	2.11	2.34	
2021	1.91	2.09	2.26	
2023	1.84	1.98	2.12	
2031	1.67	1.76	1.85	
2061	1.80	1.91	2.03	
	Scen1_10%	Scen1_20%	Scen1_30%	
2013	0.97	0.97	0.97	
2015	0.75	0.81	0.87	
2017	0.50	0.85	1.24	
2019	0.44	1.02	1.67	
2021	0.48	1.04	1.61	
2023	0.49	1.02	1.53	
2031	0.58	1.00	1.38	
2061	0.63	1.09	1.53	
	Scen2_10%	Scen2_20%	Scen2_25%	Scen2_30%
2013	1.00	1.00	1.01	1.01
2015	1.05	1.11	1.13	1.16
2017	1.34	1.72	1.92	2.12
2019	1.59	2.20	2.51	2.82
2021	1.53	2.06	2.32	2.58
2023	1.47	1.92	2.14	2.36
2031	1.33	1.65	1.81	1.96
2061	1.39	1.77	1.96	2.14
	Scen3_10%	Scen3_20%	Scen3_30%	
2013	0.98	0.99	1.01	

2015	0.82	0.95		1.07	
2017	0.63	1.12		1.67	
2019	0.54	1.28		2.07	
2021	0.56	1.23		1.91	
2023	0.57	1.17		1.76	
2031	0.63	1.08		1.50	
2061	0.67	1.17		1.64	
Scen4_10% Scen4_20% Scen4_25% Scen4_30%					
2013	1.01	1.02	1.02	1.03	
2015	1.09	1.18	1.22	1.27	
2017	1.41	1.86	2.10	2.35	
2019	1.65	2.33	2.68	3.03	
2021	1.58	2.16	2.44	2.73	
2023	1.30	1.99	2.23	2.47	
2031	1.35	1.69	1.86	2.02	
2061	1.41	1.81	2.00	2.19	
Scen0_ISC_lowR Scen1_30_lowR Scen2_30_lowR Scen3_30_lowR Scen4_30_lowR					
2013	0.97	0.97	1.01	1.01	1.03
2015	0.88	0.76	1.09	0.99	1.21
2017	0.88	0.24	1.07	0.65	1.28
2019	0.76	0.00	0.73	0.15	0.91
2021	0.68	0.00	0.57	0.02	0.71
2023	0.63	0.00	0.52	0.00	0.63
2031	0.60	0.00	0.49	0.00	0.56
2061	0.65	0.00	0.45	0.00	0.51
Scen0_h85 Scen2_30_h85 Scen4_30_h85					
2013	1.13	1.16	1.18		
2015	1.06	1.29	1.41		
2017	1.17	1.40	1.63		
2019	0.74	0.82	1.06		
2021	0.29	0.39	0.62		
2023	0.09	0.19	0.45		
2031	0.00	0.00	0.75		
2061	0.00	0.00	5.92		

TABLE 3. Equilibrium (after 50 years) percentage impact on the spawning biomass, by fishery group.

TABLA 3. Impacto porcentual de equilibrio (al cabo de 50 años) sobre la biomasa reproductora, por grupo de pesquerías.

		No_EPO	No_WPO<30 kg	No_WPO_LL	No_WPO_PS3-4
2010-2012	SQ	0.32	0.65	0.01	0.02
Scenario 0 (52%)	S0	0.65	0.04	0.09	0.09
	10% S0 10	0.55	0.03	0.07	0.07
	20% S0 20	0.57	0.04	0.08	0.08
	30% S0 30	0.59	0.04	0.08	0.08
	40% S0 40	0.62	0.04	0.08	0.08
Scenario 1	10% S1 10	0.70	0.03	0.06	0.06
	20% S1 20	0.70	0.03	0.06	0.06
	30% S1 30	0.70	0.03	0.07	0.07
Scenario 2	10% S2 10	0.65	0.01	0.03	0.03
	20% S2 20	0.65	0.01	0.03	0.03
	30% S2 30	0.65	0.01	0.03	0.03
Scenario 3	10% S3 10	0.71	0.02	0.05	0.05
	20% S3 20	0.72	0.02	0.05	0.05
	30% S3 30	0.72	0.02	0.05	0.05
Scenario 4	10% S4 10	0.65	0.01	0.02	0.02
	20% S4 20	0.66	0.01	0.02	0.02
	30% S4 30	0.66	0.01	0.02	0.02
Scenario 4	30% S2_30_h85	0.59	0.05	0.06	0.06

DESARROLLO DE MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PARA EL ATÚN ALETA AZUL EN LAS REGIONES ESTE Y OESTE DEL OCÉANO PACÍFICO: FACTORES POR CONSIDERAR Y ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LA PESCA

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

1. RESUMEN

La población del atún aleta azul del Pacífico se encuentra muy reducida y, debido a la naturaleza altamente migratoria de la especie, las capturas necesitan ser limitadas en ambos lados del Océano Pacífico a fin de asegurar la sustentabilidad de la población. La población es explotada por varios países, usando una variedad de métodos que capturan aleta azul de distintas edades, lo cual complica la ordenación de esta población. El presente documento comenta varios factores por considerar al desarrollar medidas de conservación para el atún aleta azul en las regiones oriental y occidental del Océano Pacífico. También evalúa el impacto sobre la biomasa reproductora de distintos escenarios de reducción de captura.

2. INTRODUCCIÓN

Las capturas de atún aleta azul del Pacífico (PBF) necesitan ser limitadas en ambos lados del Océano Pacífico a fin de asegurar la sustentabilidad de la población. La evaluación actual de la población realizada por el Comité Científico Internacional (ISC) usando *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013), y análisis suplementales adicionales por Maunder *et al.* (2014), concluyeron que la población está severamente reducida y que las tasas de mortalidad por pesca son muy altas. Los puntos de referencia límite propuestos, basados en mortalidad por pesca y en biomasa, han sido rebasados. Una porción de la población migra del Océano Pacífico occidental (WPO) al Océano Pacífico oriental (OPO) y de vuelta nuevamente. Por lo tanto, las pesquerías en ambos lados del Océano Pacífico pueden impactar la población reproductora. El presente documento comenta varios factores por considerar al desarrollar medidas de conservación para el atún aleta azul del Pacífico en las regiones oriental y occidental del Océano Pacífico. También evalúa el impacto sobre la biomasa reproductora de distintos escenarios de reducción de captura.

3. CUESTIONES POR CONSIDERAR

3.1. Migración

Una porción del aleta azul del Pacífico en el Pacífico occidental migra al OPO a la edad de aproximadamente uno o dos años; permanecen en el OPO un año o más y luego, a la edad de 4 o 5 regresan al Pacífico occidental, donde comienzan a desovar. La proporción de la población que migra al OPO cambia probablemente de un año al otro y está posiblemente relacionado con las condiciones ambientales. Este patrón de migración significa que la captura de aleta azul joven en el Pacífico occidental influye sobre la captura de aleta azul en el OPO y viceversa, y las capturas en ambos lados del Océano Pacífico impactarán la biomasa reproductora; por lo tanto, cualquier medida de conservación necesita tomar este patrón en consideración. Medidas de conservación tomadas en un lado del Océano Pacífico no deberían ser invalidadas por una falta de medidas de conservación al otro lado. Reducir la captura de aleta azul juvenil¹ en un lado del Océano Pacífico incrementará el número de juveniles que migra al otro lado, e incrementará las capturas a menos que se reduzca el esfuerzo en ese lado.

¹ El Comité del Norte de la WCPFC ha definido aleta azul del Pacífico juvenil en un contexto de ordenación para el Pacífico central y occidental como peces de menos de 30 kg. Esta definición es inconsistente con la curva de madurez usada en el modelo de evaluación de la población y con el hecho que todo el aleta azul del Pacífico en el OPO es juvenil (o sea, sexualmente inmaduro). Existen cantidades sustanciales de juveniles de más de 30 kg en ambos lados del Océano Pacífico; por lo tanto, 30 kg debería ser considerado solamente una referencia basada en recomendaciones previas de ordenación, y no una definición de juveniles.

3.2. Variabilidad del reclutamiento

Varias pesquerías de aleta azul del Pacífico están dirigidas a solamente una o dos clases de edad. Esto significa que la captura en estas pesquerías fluctuará conforme a la fuerza de la cohorte (clase anual). El reclutamiento del aleta azul del Pacífico muestra una variabilidad moderada, lo cual afectará la captura correspondientemente, dado un nivel de esfuerzo relativamente constante. Con cuotas de captura constantes, esto puede significar que alcanzar la cuota requerirá más o menos tiempo (o esfuerzo), según la fuerza del reclutamiento. La variabilidad del reclutamiento también dificulta la evaluación del impacto de las medidas de ordenación. Por ejemplo, una reducción de la captura podría no ser debida a una reducción de la mortalidad por pesca; podría ser simplemente debida a una reducción de la abundancia. Estimaciones de la mortalidad por pesca podrían ser un mejor indicador del impacto de una acción de ordenación.

3.3. Relación población-reclutamiento

El impacto de una acción de ordenación depende de muchos factores. Un factor es la fuerza de la relación población-reclutamiento. Si el reclutamiento es muy dependiente del tamaño de la población reproductora (es decir, la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt es baja), entonces, a medida que se recupera la población reproductora, el reclutamiento medio también aumentará. Sin embargo, con la posible excepción de los años más recientes, hay pocos indicios de que exista una relación fuerte entre el reclutamiento y el tamaño de la población reproductora del aleta azul del Pacífico ([Figura 1](#)); por lo tanto, es posible que cuando la población reproductora se recupere, el reclutamiento, en promedio, seguirá igual. Por lo tanto, cualquier aumento de las capturas será debido a un mayor rendimiento por recluta (es decir, aprovecha el crecimiento individual). Si no se cambia la distribución del esfuerzo entre las pesquerías, entonces es posible que no aumenten mucho las capturas a largo plazo de la pesquería. Sin embargo, debería haber menos riesgo y una captura por unidad de esfuerzo (CPUE) mayor debido al mayor tamaño de la población, que son de beneficio en sí.

La ausencia de una relación población-reclutamiento significa también que, pese a reducciones de la abundancia de adultos, las tasas de captura en las pesquerías de juveniles no han disminuido. Si se usan sólo las tasas de captura de juveniles para evaluar la condición de la población, el resultado será por ende engañoso.

El reclutamiento debe depender en cierto grado del tamaño de la población reproductora, aún si sólo cuando la población reproductora está reducida a niveles muy bajo. Ya que se estima que la biomasa reproductora del aleta azul del Pacífico se encuentra en tan solo el 3-5% de la biomasa virgen, existe la preocupación que la explotación se está acercando a un « precipicio » jamás observado previamente de la relación población-reclutamiento. Por ejemplo, la extensión espacial o temporal del desove podría encontrarse reducida, lo cual podría reducir sustancialmente el reclutamiento. De ser ese el caso, de acuerdo al principio precautorio, es crítico que los reproductores restantes sean protegidos y que el tamaño de la población reproductora sea incrementado lo más rápidamente posible.

Un escenario que incluye una relación población-reclutamiento podría causar que la población se recupere a una biomasa mayor que aquellos escenarios sin dicha relación, y podría además cambiar el impacto de las pesquerías que capturan aleta azul del Pacífico adulto.

3.4. Controles de esfuerzo o captura

Debido a la variabilidad del reclutamiento y a variaciones en la proporción del aleta azul del Pacífico que se desplaza a través del OPO, los controles de esfuerzo y captura tendrán impactos diferentes. En un sistema basado en captura, la mortalidad por pesca de las pesquerías que capturan un número limitado de clases de edad aumentará o disminuirá según la fuerza del reclutamiento. Esto puede ser particularmente peligroso para especies valiosas y fáciles de capturar, como el aleta azul del Pacífico, cuando el reclutamiento es bajo en años consecutivos. Un sistema de control de esfuerzo podría ser preferible para asegurar que se mantenga la mortalidad por pesca en un nivel razonable, ya que la captura fluctúa con la abundancia. No obstante, no se entiende completamente la relación entre captura y esfuerzo en estas pesque-

rías, y, además, el esfuerzo podría ser más difícil de medir y controlar que la captura.

3.5. Años de comparación

Cuando la situación involucra varias pesquerías, surgirá siempre incertidumbre y controversias acerca de cuánto limitar cada pesquería. Frecuentemente se selecciona un periodo de años como referencia, y se reducen los límites de captura en proporción con la captura (o esfuerzo) promedio en esos años. Un periodo de años distinto producirá niveles de captura diferentes para cada pesquería. El Comité del Norte (NC) de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central ha usado 2002-2004 en el pasado como referencia en evaluaciones y asesoramiento de ordenación. Las tendencias de las capturas en los últimos años en el Pacífico occidental y el OPO son muy diferentes, por lo que usar 2010-2012, por ejemplo, como referencia en lugar de 2002-2004 ejercería un efecto sobre los niveles relativos de captura entre los dos lados del Océano Pacífico ([Figura 2](#)).

3.6. Biomasa reproductora baja

La biomasa reproductora actual del aleta azul del Pacífico es muy baja, e integrada por solamente unas pocas cohortes. La necesidad inmediata es de incrementar la biomasa reproductora para reducir el riesgo de un colapso del reclutamiento. Esto se puede lograr mediante una reducción de la cantidad de biomasa reproductora capturada o un aumento del número de peces reclutados a la población reproductora, o una combinación de los dos. Reducir la captura de peces de edad 0 y edad 1 puede incrementar la biomasa reproductora, pero estos peces tardarán varios años en ingresar a la población reproductora. Aunque se estima que las pesquerías de aleta azul del Pacífico juvenil ejercen el impacto más importante sobre la biomasa reproductora, la urgente necesidad de incrementar la biomasa reproductora significa que limitar la captura de reproductores al mayor grado posible podría ser la mejor acción de ordenación a corto plazo.

3.7. Rendimiento por recluta

El rendimiento máximo sostenible (RMS) que se puede obtener de una población es una función del rendimiento por recluta (RPR; el rendimiento (captura) medio obtenido de un solo recluta (pez)) y la relación población-reclutamiento (ver descripción detallada en Maunder 2008). En vista de la falta de indicios de una relación población-reclutamiento para el aleta azul del Pacífico, el RMS es esencialmente una función del RPR. El RPR es un balance entre la mortalidad natural y el crecimiento: cuando los peces son jóvenes, la tasa de crecimiento de peces individuales es mayor que la tasa de mortalidad natural, por lo que el peso total de todos los peces vivos en la cohorte aumenta, pero a medida que envejecen los peces, el crecimiento desacelera y es menor que la mortalidad natural, por lo que el peso total de todos los peces vivos en la cohorte disminuye. En alguna edad intermedia (la edad crítica) la cohorte alcanza su peso total máximo, y capturar todos los peces a esa edad maximizaría el RPR. Sin embargo, no es generalmente posible capturar todos los peces a una cierta edad, y el RPR ha de ser calculado a partir de un patrón de selectividad y una tasa de mortalidad por pesca. En general, para calcular el RPR máximo, que equivale al RMS si el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, se usa la tasa de mortalidad por pesca que maximiza el RPR para un cierto patrón de selectividad.

Existen varias pesquerías que capturan aleta azul del Pacífico, y cada una captura una gama de edades distinta. Por lo tanto, el RPR máximo cambia según la distribución del esfuerzo entre las pesquerías (por ejemplo, Maunder 2002). En general, las pesquerías que capturan peces jóvenes producirán un RPR menor que aquéllas que capturan peces intermedios o viejos. Según los objetivos de ordenación, la repartición del esfuerzo entre las pesquerías y el RPR consiguiente podría ser un factor importante por considerar.

3.8. Tamaño legal mínimo

Se ha usado tamaño legal mínimo (TLM) como herramienta de ordenación para muchas poblaciones, y se usa a menudo en pesquerías recreativas porque es fácil de aplicar. Es a menudo diseñado para permitir a los peces desovar al menos una vez, y así proteger la biomasa reproductora, o evitar la captura de peces

pequeños, y así mejorar el RPR.

No se ha aplicado un TLM estricto al aleta azul del Pacífico, pero limitar las acciones de ordenación a peces de menos de 30 kg conlleva problemas similares a los de un TLM. En primer lugar, a menos que una pesquería pueda controlar completamente su selectividad, o a menos que la tasa de supervivencia de peces descartados sea alta, es muy difícil implementar y evaluar un TLM: es más práctico limitar las capturas de pesquerías que generalmente capturan juveniles. Así es como se implementa la ordenación para juveniles en el OPO, ya que la pesquería captura solamente juveniles, aún si son de más de 30 kg. Ya que el aleta azul del Pacífico suele formar cardúmenes de peces del mismo tamaño, es posible dirigir el esfuerzo a peces de aproximadamente un cierto tamaño con algunos métodos de pesca (red de cerco, por ejemplo), pero no queda claro que sea posible evitar peces de menos de 30 kg en todas las pesquerías. Tampoco queda claro si sería fácil aplicar un TLM de este tipo, o lo que sería la tasa de supervivencia de los descartes de las distintas pesquerías. Además, es poco probable que los descartes serían reportados por aquellas pesquerías con cobertura por observadores baja o inexistente, incrementando así la incertidumbre acerca de la mortalidad total de la pesquería y degradando la calidad de la evaluación de la población. Un TLM va también en contra de la [Resolución C-13-01](#), que requiere que todo el atún patudo, barrilete, y aleta amarilla capturado en la pesquería de cerco sea retenido (excepto pescado considerado no apto para consumo humano por motivos aparte de su tamaño).

3.9. Impactos de la pesca

La evaluación del impacto de acciones de ordenación aplicadas al aleta azul del Pacífico es complicada por el número y diversidad de las pesquerías que explotan la población. Muchas de estas pesquerías capturan solamente unas pocas clases de edad, y por lo tanto la selectividad del arte necesita ser tomada en consideración al evaluar las acciones de ordenación (Wang *et al.* 2009). En vista de la naturaleza compleja del ciclo vital del aleta azul del Pacífico (por ejemplo, migración a través del Océano Pacífico) y la amplia gama de pesquerías, y con el incremento de la biomasa reproductora como objetivo de la ordenación, es difícil conceptualizar cómo las acciones de ordenación impactarán la biomasa reproductora. Por ejemplo ¿resultará la misma reducción porcentual de captura en cada pesquería en la misma reducción relativa del impacto sobre la biomasa reproductora? El impacto de la pesca dependerá de la tasa de mortalidad natural, que es difícil de estimar e incierta para la mayoría de las especies. Es típicamente alta y particularmente difícil de estimar para individuos jóvenes, y puede mostrar una variación temporal sustancial. Algunas pesquerías capturan aleta azul del Pacífico muy joven, y es probable que las estimaciones de su impacto relativo sean inciertas.

4. MÉTODOS

Los Miembros de la CIAT solicitaron varias proyecciones para evaluar la influencia de distintos niveles de captura en el Pacífico occidental y el OPO. Se usó el modelo de evaluación del ISC de 2014 usado de referencia, desarrollado en *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013), para realizar estas proyecciones. Se extendió el modelo 50 años al futuro, siguiendo el método de Maunder *et al.* (2006) para asegurar que se lograra equilibrio, y se fijó la captura en estos años en el nivel supuesto para cada pesquería. Nótese que las medidas de ordenación fueron implementadas a partir del segundo semestre de 2013, lo cual es diferente de la forma en la que la ordenación será implementada en la práctica.

El primer escenario (0) fue diseñado para aproximar el escenario 6 del NC, descrito en el informe sobre la evaluación de la población del ISC de 2014, que reduce la captura de peces de <30 kg en el Pacífico occidental y la captura total en el OPO. Para aproximar la reducción redujimos la captura en las pesquerías que capturan principalmente peces de <30 kg (todas las pesquerías del Pacífico occidental excepto las de palangre y las de cerco dirigidas a los atunes y no a los pelágicos pequeños). Se supone que todas las pesquerías del OPO capturan juveniles. Los escenarios probados fueron:

Escenario	Reducción	Nivel de referencia	Pesquerías
0 (a)	50%	Pacífico occidental: promedio 2002-2004 OPO todas: 5,500 t OPO deportiva: promedio 2002-2004	Pacífico occidental: <30 kg OPO: todas
0 (b)	Pacífico occidental: 50% OPO: 10, 20, 30%. ²	Pacífico occidental: promedio 2002-2004 OPO: promedio 2010-2012	Pacífico occidental: <30 kg OPO: todas
1	10, 20, 30%	promedio 2002-2004	<30 kg
2	10, 20, 30%	promedio 2010-2012	<30 kg
3	10, 20, 30%	promedio 2002-2004	todas
4	10, 20, 30%	promedio 2010-2012	todas

Varios de los escenarios fueron repetidos con el reclutamiento reducido al promedio de 1980-1989, una reducción de aproximadamente 33%, y usando una inclinación (*h*) de la relación población-reclutamiento de 0.85.

El NC especificó un plan de recuperación para el atún aleta azul del Pacífico comenzando en 2015, con la meta inicial de restaurar la biomasa reproductora de población a la mediana histórica de aproximadamente 42,500 t en un plazo de 10 años con una probabilidad de al menos 60%. Por lo tanto, usamos este nivel de biomasa reproductora como referencia al presentar los resultados.

Se realizó un análisis de impacto de la pesca (Wang *et al.* 2009) para determinar el cambio relativo del impacto atribuido a cada tipo de pesquería y al OPO y al Pacífico occidental. Este análisis toma en consideración la edad de los peces capturados por cada pesquería, y mide el impacto sobre la biomasa reproductora.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la [Figura 3](#) se ilustra la captura para cada escenario. Los escenarios basados en las capturas de 2010-2012 tienen captura de adultos más baja, mientras que la captura de juveniles es más similar en todos los escenarios. De hecho, en todos los casos, los escenarios basados en las capturas de 2002-2004 tienen una captura de adultos mayor que aquellos basados en las capturas de 2010-2012. Cabe notar que la recomendación de conservación del NC limita también la mortalidad por pesca al nivel de 2002-2004, por lo que la captura real de adultos en el Pacífico occidental podría ser inferior al promedio de 2002-2004 en los primeros años del periodo de proyección a medida que crece la población adulta. Las proyecciones aquí presentadas no tomaron en cuenta las restricciones de mortalidad por pesca y supusieron que los límites de captura serían plenamente aprovechados.

La recuperación más rápida, excepto en los primeros pocos años, y a un nivel de equilibrio más alto, ocurre en el escenario 0a ([Tablas 1 y 2](#); [Figuras 4 y 5](#)). Los escenarios 0b con reducción de 10% y 20% condujeron a niveles de biomasa reproductora más altos que los escenarios 2 y 4 correspondientes, pero con una reducción de 30% los escenarios 2 y 4 resultaron en niveles más altos. Los escenarios 1 y 3 resultaron en los niveles de recuperación más bajos. No hubo mucha diferencia entre los escenarios 1 y 3 y entre los escenarios 2 y 4, lo cual indica que reducir la captura de adultos no afecta el nivel final de recuperación. No obstante, los escenarios que no reducen la captura de reproductores muestran tasas de recuperación más lentas en los primeros años ([Figura 6](#)). Con reclutamiento medio, todos los escenarios se recuperan determinísticamente a por encima de la mediana histórica en 10 años, excepto el escenario 1, con una reducción de 10% ([Tabla 1](#)).

Como es de esperar, la recuperación es más lenta en los escenarios de reclutamiento bajo ([Figura 7](#)). Los escenarios 1 y 3, que se basan en las capturas de 2002-2004, predicen que la población colapsará. Los

² equivalente al 6%, 16%, y 27% del nivel de 5,500 t, respectivamente

otros escenarios se recuperan determinísticamente a por encima de la mediana histórica en 10 años. De los escenarios probados, sólo el escenario 4 con una reducción de 30% se recupera cuando la inclinación de la relación población-reclutamiento es 0.85 (Figura 8). Inicialmente la población se recupera más lentamente que en los escenarios sin una relación población-reclutamiento, pero a la larga se recupera a un nivel más alto.

En la Tabla 3 se presenta el impacto de equilibrio relativo sobre la biomasa reproductora de los distintos grupos de pesquerías en los varios escenarios. Existe cierta variabilidad entre los escenarios. El impacto de las pesquerías del OPO ha variado a lo largo del tiempo (Figura 9), de un poco más de 40% a mediados de los años 1970 a menos de 15% a principios de los 2000, y el impacto es un poco menos que 20%. Se atribuye el cambio reciente en el impacto que comenzó a fines de los años 1990 a las pesquerías cerqueras de juveniles del Pacífico occidental, que aumentaron en los años 1990 (Figura 10). El impacto de equilibrio relativo entre pesquerías no es sensible al tamaño de la reducción ni a una reducción de la captura de adultos, pero es moderadamente sensible a los años de referencia para la reducción. El impacto histórico es sustancialmente diferente si se supone una relación población-reclutamiento (compárense las Figuras 10 y 11): el impacto de las pesquerías que capturan aleta azul del Pacífico grande aumenta en tamaños bajos de la población con una relación población-reclutamiento.

Una de las principales características de los escenarios es que el escenario 0 (escenario 6 del NC) en la forma en que es implementado implica que, en el Pacífico occidental, la captura de adultos aumenta mientras la captura de juveniles disminuye; por lo tanto, aunque la captura total es similar a otros escenarios, el impacto de equilibrio sobre la biomasa reproductora es menor. No obstante, el impacto a corto plazo es mayor que en algunos escenarios (Figura 6). El impacto histórico de las pesquerías que capturan aleta azul del Pacífico grande aumenta si se supone una relación población-reclutamiento. En nuestro análisis suponemos que todo el aleta azul del Pacífico capturado en la pesquería atunera de cerco en el Pacífico occidental fue considerado adulto para los fines de fijar cuotas, pero esto es solamente una aproximación, ya que algunos de estos peces son de menos de 30 kg o de menos de la edad de madurez supuesta en el modelo de evaluación de la población. Una preocupación es si estos peces son realmente adultos y contribuyen a la biomasa reproductora. Si no lo son, las pesquerías atuneras de cerco podrían estar capturando peces que no fueron capturados por las pesquerías de juveniles gracias a las restricciones de captura pero que todavía no han desovado. Por lo tanto, es imperativo obtener mejor información sobre la madurez para asegurar que estas pesquerías no estén ejerciendo un impacto sobre la biomasa reproductora mayor que la que se estima actualmente.

Cabe notar que el modelo actual de evaluación de la población del atún aleta azul del Pacífico en el que se basa este análisis no es considerado fiable (Maunder *et al.* 2014), y por lo tanto los resultados aquí presentados deberían ser considerados con cautela. Además, la ordenación fue implementada antes de lo que sería el caso en la práctica, y las restricciones sobre la mortalidad por pesca en el Océano Pacífico occidental no fueron modeladas. Las diferencias relativas entre los escenarios deberían ser más fiables que las estimaciones absolutas de los niveles de recuperación y los impactos de la pesca.

6. CONCLUSIÓN

El atún aleta azul del Pacífico se encuentra muy reducido, y es urgentemente necesaria una ordenación para asegurar su sustentabilidad (Maunder *et al.* 2014). Es necesaria acción de ordenación en ambos lados del Océano Pacífico. Toda acción de ordenación en un lado del Pacífico afectará la abundancia en el otro lado del Pacífico. La asignación de capturas entre las pesquerías es complicada porque capturan peces de distintas edades, lo cual afecta su impacto, y los impactos relativos han cambiado a lo largo del tiempo. Las actuales acciones de ordenación en el Océano Pacífico occidental implican una captura incrementada de adultos reproductores, lo cual va en contra de la urgente necesidad de proteger la biomasa reproductora. Se deberían adoptar las restricciones de captura para el OPO descritas en las recomendaciones del personal de la CIAT (reducción de la captura comercial de 45% con respecto a los niveles de 2010-2012),

y las restricciones de captura recomendadas por el NC deberían ser acompañadas por reducciones de la captura de adultos reproductores para evitar amenazas inmediatas a la población³.

RECONOCIMIENTOS

Rick Deriso brindó asesoramiento sobre el manuscrito.

³ **Recomendaciones del NC:**

- El esfuerzo de pesca total por los buques que pescan atún aleta azul del Pacífico en la zona al norte de 20°N permanecerá por debajo de los niveles anuales medios de 2002-2004.
- Todas las capturas de atún aleta azul del Pacífico de menos de 30 kg serán reducidas al 50% de los niveles anuales medios de 2002-2004. Todo exceso del límite de captura será restado del límite de captura del año siguiente.
- Los CCM tomarán todas las medidas posibles para no incrementar las capturas de atún aleta azul del Pacífico de 30 kg o más de los niveles anuales medios de 2002-2004.

Recomendaciones del personal de la CIAT:

- Limitar las capturas comerciales en 2014 a menos de 3,154 t (la captura comercial estimada en 2013), y las capturas no comerciales en 2014 a menos de 221 t, que se basa en el mismo método que fue aplicado a la captura comercial para determinar el límite recomendado.

MANAGEMENT STRATEGY EVALUATION (MSE) IMPLEMENTATION IN STOCK SYNTHESIS: APPLICATION TO PACIFIC BLUEFIN TUNA.

Mark N. Maunder

ABSTRACT

A procedure is described to conduct a management strategy evaluation (MSE) using the Stock Synthesis (SS) general stock assessment program as the operating model. Samples from the posterior distribution of a Bayesian application of SS using Markov Chain Monte Carlo (MCMC) are used to represent the possible states of nature, allowing for uncertainty in parameters used in typical stock assessment models. The bootstrap procedure built into SS for generating random observations is used to include observation uncertainty in the future data used in the harvest control rule. Process error is included by extending the “estimation” period of the stock assessment used to create the operating model to include the period over which the MSE will be conducted. Priors can be put on model parameters that are usually fixed (*e.g.* natural mortality), and the parameters estimated to more accurately represent uncertainty. R code is developed to communicate between the SS-based operating model and the management procedure that is being evaluated. The advantage of using SS is that assessments using SS are already available for many stocks, and these can easily be converted into SS-based operating models to conduct an MSE. The procedure is applied to Pacific bluefin tuna based on the [stock assessment](#) carried out by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), which was conducted in SS. The management procedure, comprised of simple harvest rates applied to two CPUE-based indices of abundance, one for spawners and one for recruits, is compared to a simple catch-based management procedure similar to that evaluated by the ISC’s working group on Pacific bluefin tuna.

1. INTRODUCTION

Contemporary fisheries management for major fish stocks generally follows one of two divergent paths. The first, which is more traditional, is to conduct a stock assessment (Hilborn and Walters 1992; Quinn and Deriso 1999; Maunder and Punt 2013) to provide the best estimates of the stock abundance and productivity, and use these to provide management advice (*e.g.* compare estimates of current biomass and fishing mortality (F) with MSY-based reference points). The second is to conduct a management strategy evaluation (MSE) to identify an appropriate management procedure to apply to the stock (de la Mare 1986; Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth and Punt 1999; Smith *et al.* 1999). These approaches have some aspects in common, but their philosophies differ substantially. A main difference is that MSE explicitly takes uncertainty into consideration and attempts to identify management procedures that are robust to the uncertainty. Stock assessments generally present uncertainty (*e.g.* confidence intervals on parameters and quantities of interest, and sensitivity analyses to uncertain fixed parameter values or model structure), but leave it to decision-makers to take uncertainty into consideration when determining annual catch levels. MSE requires the definition of a complete management procedure, including the data collected, the method used to analyze the data, and the harvest control rule (Schnute *et al.* 2007). Multiple management procedures are then evaluated based on predefined performance criteria under different states of nature representing the uncertainty in the understanding of the system.

The states of nature are typically represented by an operating model (OM), which is essentially a stock assessment model (SAM) (*i.e.* a population dynamics model representing the dynamics of the stock and the fishery). Different parameter values and, perhaps, different model structures represent the different possible states of nature. The states of nature used will partly determine which management strategies perform best. Therefore, it is important that the states of nature are chosen carefully and that unrealistic states of nature are avoided. One reasonable approach is to condition the states of nature on the available data. This essentially means fitting the OM to the data as done for a SAM. One complication is that an OM is typically more complex than a SAM (*i.e.* models more processes and/or estimates more parameters), and if fitted to data will frequently encounter convergence problems and the parameters cannot be estimated. These

estimation problems can often be overcome by putting priors on the parameters or running separate model fits with different values of the parameters. Two model parameters that are difficult to estimate with typical fisheries data are natural mortality (M) (Lee *et al.* 2011; Maunder and Wong 2011) and the steepness (h) of the stock-recruitment relationship (Lee *et al.* 2012; Maunder 2012; Magnusson and Hilborn 2007; Conn *et al.* 2010). Growth estimation is also problematic for tuna models because of the lack of aging data and the influence of the interaction between growth and length-composition data on estimates of absolute abundance (Maunder and Piner 2014; Aires da Silva *et al.* in press). It may be possible to put priors on natural mortality and growth from external data for the stock in question, related stocks or species, or correlates with life history parameters (Pauly 1980; Jensen 1996; Gunderson 1997; Hoenig 1983). However, the steepness of the stock-recruitment relationship is more problematic. There have been several meta-analyses that can be used to create priors for steepness, but their validity is questionable (Gilbert 1997; Maunder 2012; Maunder and Piner 2014). Even if a reasonable prior for steepness could be constructed, the inherent bias in estimating steepness (Lee *et al.* 2012; Maunder 2012; Conn *et al.* 2010) could still produce biased results. Therefore, it may be appropriate to run several models with alternative steepness values and the weights applied to each value based solely on the prior (*i.e.* do not let the data influence the weighting of steepness).

The similarity of a data-conditioned OM to represent the states of nature in a MSE with a SAM makes the initial development of a MSE for a traditionally-assessed stock relatively simple, and is facilitated by the use of a general stock-assessment program like Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013). These general stock assessment programs include many options for model structure and parameterization, and often allow the inclusion of priors. These features can be used to more fully represent uncertainty in the states of nature.

Developing the states of nature requires estimating the parameter and model uncertainty. There are several ways of estimating uncertainty in stock assessment models (normal approximation, profile likelihood, bootstrap, Bayesian MCMC) and they differ in their computational demands (Maunder *et al.* 2009). Normal approximation is usually the least demanding approach computationally, but produces symmetrical estimates that may not adequately describe the uncertainty. Profile likelihood requires the objective function to be optimized on the order of tens of times, but needs to be repeated for each quantity for which the uncertainty is being estimated. Bootstrap requires the objective function to be optimized on the order of hundreds of times, but estimates the uncertainty for all quantities simultaneously. MCMC requires the objective function to be calculated (not optimized) on the order of millions of times and is usually the most computationally demanding, but also estimates the uncertainty for all quantities simultaneously. Bayesian methods are the only methods that provide estimates of uncertainty as true probability statements. However, Bayesian methods (see Punt and Hilborn (1997) for a review) require priors for all model parameters, including those for which there is no data-based prior information. The priors, including those that represent lack of information, may influence the results. The Bayesian approach, despite the issues related to priors and integration across parameters (Maunder 2003), computational demands, and convergence issues, is probably the most convenient approach to develop the states of nature because it directly estimates probability, allows the inclusion of priors, and estimates uncertainty for all parameters and their correlation simultaneously.

Model uncertainty may also be an important component of developing the states of nature. For example, it may not be clear whether the Ricker (1954) or the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment model is more appropriate. If possible, it is convenient to translate the model uncertainty into parameter uncertainty by reparameterizing the model. For example, the Deriso-Schnute (Deriso 1980; Schnute 1985) stock-recruitment model can be used to represent both the Ricker and Beverton-Holt models (and intermediate models) with an additional parameter. Otherwise, additional methods will be required to include the model uncertainty. For example, reversible-jump MCMC can be used in a Bayesian context, but it is complex and has not yet been implemented in general models or in AD Model Builder (ADMB). Different MCMC analyses could be conducted and combined based on the prior probability for each model structure in combination with the data-based evidence. These may need to be modified to deal with estimation bias, as mentioned previously for the steepness of the stock-recruitment relationship.

Pacific bluefin tuna (PBF) is a stock that is of considerable concern. The current ISC stock assessment estimates that any reasonable biomass and fishing mortality limit reference points have been exceeded. The biomass is estimated to have been at very low levels for decades. Unfortunately, the SAM does not adequately fit the data. Nevertheless, a large number of model configurations were tested, and all produced similar results, indicating that urgent management action is needed. Future projections under different management scenarios suggest that juvenile catch may need to be reduced by up to 50% to produce reasonable rebuilding rates. Pacific bluefin is an ideal candidate for MSE, but work is still needed to improve the SAM before it can be used as a reliable OM for MSE. Southern bluefin tuna (SBT), has already undergone MSE (Polacheck *et al.* 1999; Kolody *et al.* 2008) and experience gained with that stock can be used to guide MSE for Pacific bluefin.

Here we develop an initial MSE for Pacific bluefin, using the ISC SS-based SAM as an OM. The analysis is by no means a final MSE to be used for managing this stock. It is only the first step in the process, and will hopefully prompt a collaborative effort among all the interested parties to develop a full MSE that, if found to be appropriate, can be used to provide management advice.

2. METHODS

Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013) is used as the operating model to develop the possible states of nature for testing the management procedure. A Bayesian stock assessment model is developed in Stock Synthesis to allow the conditioning of the operating model on the available data. External code written in R is developed to communicate among the operating model, the assessment model, and the harvest rule, and to loop over the alternative states of nature. This allows maximum flexibility in the assessment model and harvest rule. The Bayesian framework is used for the operating model because it allows the inclusion of multiple sources of uncertainty (*i.e.* parameters that are usually fixed can be estimated with the addition of priors to ensure convergence, while still allowing for uncertainty in the parameter). The model “estimation” timeframe is extended to include the projection period over which the management procedures are evaluated to facilitate the inclusion of process and observation error.

The algorithm used to conduct the MSE using SS is:

1. Determine states of nature. Run the SS stock assessment in MCMC mode to generate the states of nature:
 - a. Extend the modelling time frame to include the period over which the MSE will be conducted in .dat file and .ctl files.
 - b. Add zero catches for all fisheries for the period of N years over which MSE will be conducted. Turn the forecast off and set forecast years to zero.
 - c. Modify the control file so that bias correction is 1 for all years. Five lines: endNoBias,startFullBias,endFullBias,startNoBias,maxBiasAdj (this may already be automatic when SS is run in MCMC mode).
 - d. Make the abundance index catchabilities as estimable parameters (not estimated analytically) so that the MCMC takes samples of the catchability parameters.
 - e. Make recruitment deviates not a dev_var_vector (*i.e.* not sum to zero).
 - f. Run the model using the MCMC mcsave option. *e.g.* SS -mcmc 1000000 -mcsave 1000 (you can also use the -noest option if the model has already been run with the hessian estimated).
 - g. Run the model using the MCMC mceval option. *e.g.* SS -mceval.
 - h. The draws from the posterior of the estimated parameters will be in the file posteriors.sso.
2. Evaluate the harvest rule under different states of nature:
 - a. Take a sample of the parameters from the posterior and insert them in the par file. This will require matching up the parameters in each file since the posteriors.sso only has the estimated parameters

- and the par file has all the parameters.
- b. Change the starter file to initiate the model parameters from the par file and do not estimate parameters:
 - i. 1 # 0=use init values in control file; 1=use ss3.par.
 - ii. 0 # Turn off estimation for parameters entering after this phase.
 - c. Put in dummy data where you would like the model to simulate data (including future years). Do not do this in the MCMC stage above, as it will influence the parameter estimates when creating the posterior.
 - d. Add one data bootstrap in the starter file:
 - i. 3 # Number of datafiles to produce: 1st is input, 2nd is estimates with no error, 3rd and higher are bootstrap.
 - e. Run the model using the `–nohess` command line option.
 - f. Take the historical observed data (or the simulated data for this period) and add the simulated data for the future years, if appropriate (from `data.ss_new`), conduct the assessment, and apply the control rule to determine the quota. Take only the newly-created data point each year from the `data.ss_new` file because all data points, including the ones that have already been used in the decision rule for previous years, are randomly generated. Make sure you take the value for the third data set, which is the one that is randomly generated. If you are using the previous year's catches in the decision rule (*e.g.* if the assessment model for your decision rule is based on a surplus production model) make sure you use the catch from SS and not from the previous assigned quota because, if the quota is too high, the setting for maximum F in SS may cause the catch used in SS to be lower than the quota.
 - g. Put the quota calculated by the decision rule in the SS data file as the catch for the appropriate year.
 - h. Repeat e-g for each year of the MSE.
 - i. Store the appropriate information from the SS output files (*e.g.* ending biomass, average catch).
 - j. Repeat a-i for each sample from the posterior.

3. APPLICATION TO PACIFIC BLUEFIN TUNA

We develop an initial MSE for Pacific bluefin, using the ISC SS-based SAM as an OM. The harvest control rule (HCR) is based on the results of future projections carried out by the ISC, which predict that the population will not increase under the low recruitment scenario (which is consistent with recent recruitment estimates), unless catches of juveniles are reduced by 25-50%. Similar cuts are needed to ensure a high probability of reaching 10% of the unexploited biomass in 10 years, assuming average recruitment. The first scenario is based on constant catch, while the second scenario is based on constant fishing mortality rate. Both are based on 50% reductions in catch or fishing mortality, respectively. The second uses CPUE to index abundance when applying the constant fishing mortality.

The first harvest control rule is based on constant catch similar to that implemented in ISC scenario 6, which reduces juvenile catch by 50%. All fisheries that catch juvenile bluefin have their catch set at 50% of the average catch from 2002-2004, by quarter. Other fisheries have their catch set at the average catch from 2010-2012.

The second harvest control rule is based on two CPUE-based indices of abundance: an index of spawning biomass based on Japanese longline CPUE, and an index of recruitment (one-year-olds) based on Japanese troll CPUE. The catch for each fishery is a harvest rate times the current index of abundance averaged and lagged appropriately (see [Table 1](#)). The index used differs by fishery, and is related to the ages selected by the fishery. An average of the index over one or more years is used to correspond to the ages caught by the

fishery. The indices and years used are given in [Table 1](#). The harvest rate is calculated as the average catch in the past three years (2010-2012) divided by the average index in the past three years, averaged and lagged appropriately. This “current” harvest rate is then multiplied by 0.5 to approximate the first harvest control rule and allow for rebuilding.

RESULTS

The results from these analyses are preliminary. Under the first management procedure, in which the catch of juveniles is decreased by 50%, the population rebuilds rapidly ([Figure 1](#)). There is a large amount of uncertainty in the projections, which comes from both parameter estimation uncertainty and future recruitment uncertainty. Under the second management procedure, in which the catch quota is based on a harvest rate applied to CPUE data, the population initially rebuilds as rapidly as under the first management procedure, but equilibrates at a lower biomass level ([Figure 1](#)). The uncertainty in the projections is less than for the first management procedure.

The catch for the harvest rate management procedure is initially lower than for the constant-catch management procedure, but overtakes it by 2021 ([Figure 2](#)).

4. DISCUSSION

This research is only the beginning of the development of a management procedure for north Pacific bluefin tuna. We have shown that it is feasible to use the Stock Synthesis program as an OM for MSE, and have developed R code to communicate between the OM and the management procedure. The management procedure includes the data to be collected, the method for analyzing the data, and the harvest control rule. There is a large variety of options available for these three components and they need to be identified and tested in a full MSE. The testing will require agreement from interested parties on the performance criteria (*e.g.* total yield, variability in yield, biomass levels).

The candidate management strategies were simple obvious choices, and a more thorough evaluation of other candidates should be conducted. They could include simple empirically-based rules, like those presented here based on CPUE indices of abundance, or could be more complex model-based rules. Most, if not all, simple empirical decision rules are unable to optimize benefits from the stock: they either attempt to maintain stability, avoid adverse effects, or rebuild to pre-defined targets. The objective for management of tunas in the EPO established by the IATTC Convention is to maximize yield; therefore, decision rules that maximize yield are desirable. Below we outline a “MSY-seeking decision rule” based on the concept of surplus production.

$$if \left\{ \begin{array}{ll} \frac{I_{t+1}}{I_t} \leq \alpha_{LB} & C_t = \beta_{LB} C_{t-1} \\ \alpha_{LB} < \frac{I_{t+1}}{I_t} < \alpha_{UB} & C_t = C_{t-1} \\ \frac{I_{t+1}}{I_t} \geq \alpha_{UB} & C_t = \beta_{UB} P_{t-1} \end{array} \right.$$

where

$$P_t = B_{t+1} - B_t + C_t$$

B_t is biomass at the start of year t and is equal to the index (I) times catchability (q).

C_t is the catch in year t

$\alpha_{LB} < 1$, $\alpha_{UB} > 1$, $\beta_{LB} \leq 1$, $\beta_{UB} \leq 1$ are the control parameters

Some advantages of this approach are that you do not need to know the production function (*i.e.* you do not need to know natural mortality or the stock-recruitment relationship, which are both typically highly uncertain), it adjusts for changes in productivity, and basing the reduction (when the index decreases) on the

catch rather than the productivity reduces the risk of stock collapse if catchability is misspecified. A non-linear relationship between the index and abundance, high variability in the index due to observation or process error, and uncertainty in the estimate of catchability would likely degrade the performance of the harvest strategy. This strategy might be good for fisheries where data are starting to be collected: for example, a tagging program could be used to estimate catchability, and a new survey used as the index. A continuing tagging program might be the basis for the index in absolute or relative terms. An estimate of catchability (q) is required for the harvest control rule. Estimates of catchability are available from the recent [ISC stock assessments](#) of bluefin and external analyses (Maunder *et al.* 2014). The application of the harvest control rule might be complicated when there are multiple fisheries with different age-structured selectivities and when these selectivities differ from the selectivity of the index of abundance and/or the measure of surplus production. Ideally, the selectivity of the index used for both the control rule and calculating the surplus production is the same or similar to the selectivity of the fishery.

The above MSY-seeking harvest control rule has the flaw that small trends in the index will not trigger changes in catch, but may result in large changes in abundance over extended periods of time. Therefore, the change in the index might be better based on the difference from the index value associated with the last change in catch. The index may have substantial (random, since systematic error is a different issue) observation error, and using the predicted index value from a regression over several years might be more robust. The requirement to have at least three data points in the regression to avoid extreme sensitivity might be appropriate, and would have the possibly desirable attribute that catch cannot be changed two years in a row (a smoother such as a moving average might also be appropriate, and could include years before the last change to create the smoothed estimates). It might also be useful to make the change in catch when the index drops to be proportional to, but greater than, the decrease in the index.

$$if \left\{ \begin{array}{l} \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \leq \alpha_{LB} \\ \alpha_{LB} < \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} < \alpha_{UB} \\ \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \geq \alpha_{UB} \end{array} \right. \quad C_t = \begin{cases} \left[1 - \frac{\hat{I}_{last} - \hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \beta_{LB} \right] C_{t-1} \\ C_t = C_{t-1} \\ C_t = \beta_{UB} P_{t-1} \end{cases}$$

Where \hat{I}_t is the index value predicted from a linear regression on the index values, including the year of the last change (I_{last}) to the current year (t), with a minimum of three years (or a smoother such as a moving average).

Some suggested values for the control parameters are

$$\begin{aligned} \alpha_{LB} &= 0.9 \\ \beta_{LB} &= 1.5 \\ \alpha_{UB} &= 1.1 \\ \beta_{UB} &= 0.9 \end{aligned}$$

The ISC SAM for Pacific bluefin does not adequately fit the data, suggesting that it is not correctly structured. The OM has to be a reasonable representation of the system to be useful in MSE. Therefore, before MSE can be used for management of Pacific bluefin the SAM has to be improved. This should be the priority for Pacific bluefin. The MSE OM only represents the parameter uncertainty from the stock assessment. Additional uncertainty in parameters that are fixed in the assessment model (*e.g.* natural mortality, the stock-recruitment relationship, and growth) should also be modelled.

To fully implement the MSE, performance criteria are needed. The development of performance criteria requires input from all interested parties. A substantial amount of work is needed to fully implement a MSE for north Pacific bluefin tuna.

ACKNOWLEDGEMENTS

John Walter and Allan Hicks contributed to the method for using Stock Synthesis as an operating model. The north Pacific bluefin stock assessment was developed by the bluefin tuna working group of the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. Discussions with Kevin Piner improved the manuscripts, and he provided the samples from the posterior distribution.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Schaefer, K.M., Fuller, D.W. In press. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: an illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fisheries Research*.
- Beverton, R.J.H., Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest., II. Sea Fish* 19, 533.
- Butterworth D.S., Punt A.E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science* 56:985–998
- Butterworth D.S., Cochrane K.L., De Oliveira J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. In: Pikitch EL, Huppert DD, Sissenwine MP (eds) *Global Trends: Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, pp 83–90
- Conn, P.B., Williams, E.H., Shertzer, K.W. 2010. When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67, 511–523.
- de la Mare WK (1986) Simulation studies on management procedures. *Reports of the International Whaling Commission* 36: 429–450
- De Oliveira, J.A.A., Butterworth D.S., Johnston S.J. 1998. Progress and problems in the application of management procedures to South Africa's major fisheries. In: Funk F, Quinn II TJ, Heifetz J, Ianelli JN, Powers JE, Schweigert JJ, Sullivan PJ, Zhang CI (eds) *Fishery Stock Assessment Models*. Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp 513–530
- Deriso, R.B. 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(2): 268–282.
- Gilbert, D. J. 1997. Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 969–977.
- Gunderson, D.R. 1997. Trade-off between reproductive effort and adult survival in oviparous and viviparous fishes. *Can. J. Aquat. Sci.* 54, 990–998.
- Hilborn, R., Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York, 570 pp.
- Hoenig, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate total mortality rates. *Fish. Bull.* 82, 898–903.
- Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal tradeoff of reproduction and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 820–822.
- Kolody, D., Polacheck, T., Basson, M., and Davies, C. 2008. Salvaged pearls: lessons learned from a floundering attempt to develop a management procedure for Southern Bluefin Tuna. *Fisheries Research* 94 (2008) 339–350.
- Lee, H-H, Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: an evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments. *Fisheries Research*, 109: 89–94.
- Lee, H-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125-126: 254-261.
- Magnusson, A., Hilborn, R. 2007. What makes fisheries data informative? *Fish and Fisheries*. 8, 337–358.
- Maunder, M.N. 2003. Paradigm shifts in fisheries stock assessment: from integrated analysis to Bayesian

- analysis and back again. *Natural Resource Modeling*, 16(4): 465-475.
- Maunder M.N. 2012. Evaluating the stock-recruitment relationship and management reference points: Application to summer flounder (*Paralichthys dentatus*) in the U.S. mid-Atlantic. *Fisheries Research*, 125-126: 20-26.
- Maunder, M.N. and Piner, K.R. 2014. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of marine Science* doi: 10.1093/icesjms/fsu015
- Maunder, M.N. and Punt A.E. 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research* 142: 61- 74.
- Maunder, M.N. and Wong, R.A. 2011. Approaches for estimating natural mortality: Application to summer flounder (*Paralichthys dentatus*) in the U.S. mid-Atlantic. *Fisheries Research* 111, 92- 99.
- Maunder, M.N., Schnute, J.T., Ianelli, J. 2009. Computers in fisheries population dynamics. In: Megrey, B.A., Moksness, E. (Eds.), *Computers in Fisheries Research*. Springer, pp. 337-372.
- Methot, R. D., and Wetzel, C. 2013. Stock Synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment 557 and fishery management. *Fisheries Research*, 142: 86-99.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39, 175-192.
- Polacheck, T. Klaer, N. L., Millar, C., and Preece, A. L. 1999. An initial evaluation of management strategies for the southern bluefin tuna fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 811-826.
- Quinn II, T.J., Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York, 560 pp.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* 11, 559-623.
- Schnute, J. 1985. A general theory for the analysis of catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(3): 414-429.
- Schnute, J.T., Maunder, M.N., and Ianelli, J.N. 2007. Designing tools to evaluate fishery management strategies: can the scientific community deliver? *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1077-1084.
- Smith A.D.M., Sainsbury K.J., Stevens RA. 1999. Implementing effective fisheries-management systems: management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES Journal of Marine Science* 56:967-979

TABLE 1. Indices and lags used in the management procedure (LL: longline; LTL: troll)

TABLA 1. Indices y retrasos usados en el procedimiento de ordenación (LL: longline; LTL: curricán)

Fishery Pesquería	Main ages selected Edades principales seleccionadas	Index used Índice usado	Lags used Retrasos usados
1	Spawners- Reproductores	LL	-1
2		LTL	-1
3	3 to/a 6	LL	-2 to/a -5
4	2 to/a 6	LL	-1 to/a -5
5	1	LTL	-1
6	1	LTL	-1
7	1 to/a 3	LTL	-1 to/a -2
8	1 to/a 3	LTL	-1 to/a -2
9	1 to/a 2	LTL	-1
10	1 to/a 4	LTL	-1 to/a -3
11	Spawners- Reproductores	LL	-1
12	2 to/a 3	LTL	-1 to/a -2
13	2 to/a 3	LTL	-1 to/a -2
14	1+	LL	-1

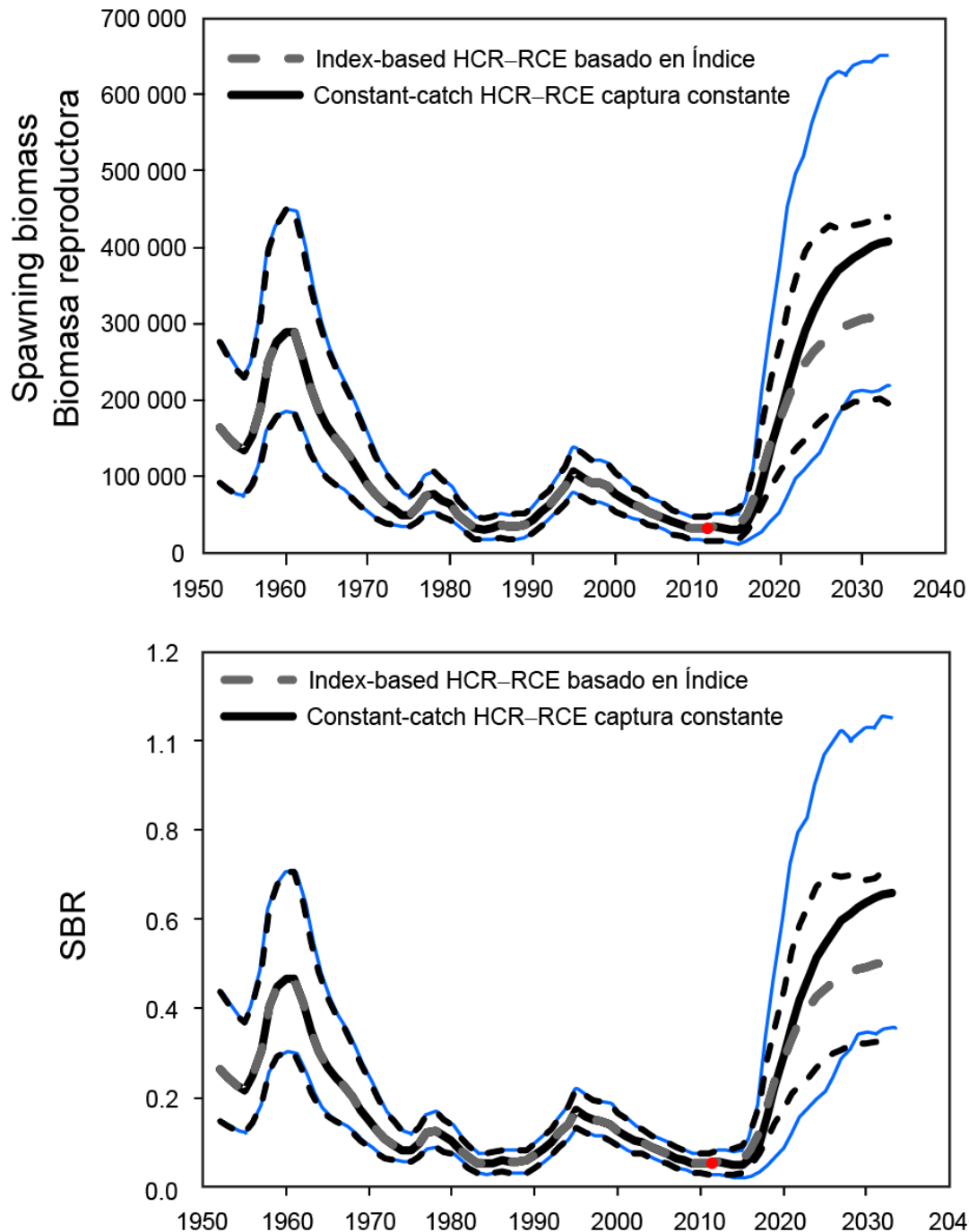


FIGURE 1. Spawning biomass (top panel) and spawning biomass ratio (SBR; spawning biomass divided by virgin spawning biomass) (bottom panel) of Pacific bluefin tuna from the MSE, using two harvest control rules: 50% reduction in juvenile catch (constant-catch HCR), and CPUE index-based constant harvest rate (index-based HCR). The thin lines represent the 95% credibility intervals.

FIGURA 1. Biomasa reproductora (panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR; biomasa reproductora dividida por biomasa reproductora virgen) (panel inferior) de atún aleta azul del Pacífico de la MSE, usando dos reglas de control de extracción: reducción de 50% de la captura de juveniles (RCE captura constante), y tasa constante de extracción basada en índice de CPUE (RCE basado en índice). Las líneas delgadas representan los intervalos de credibilidad de 95%.

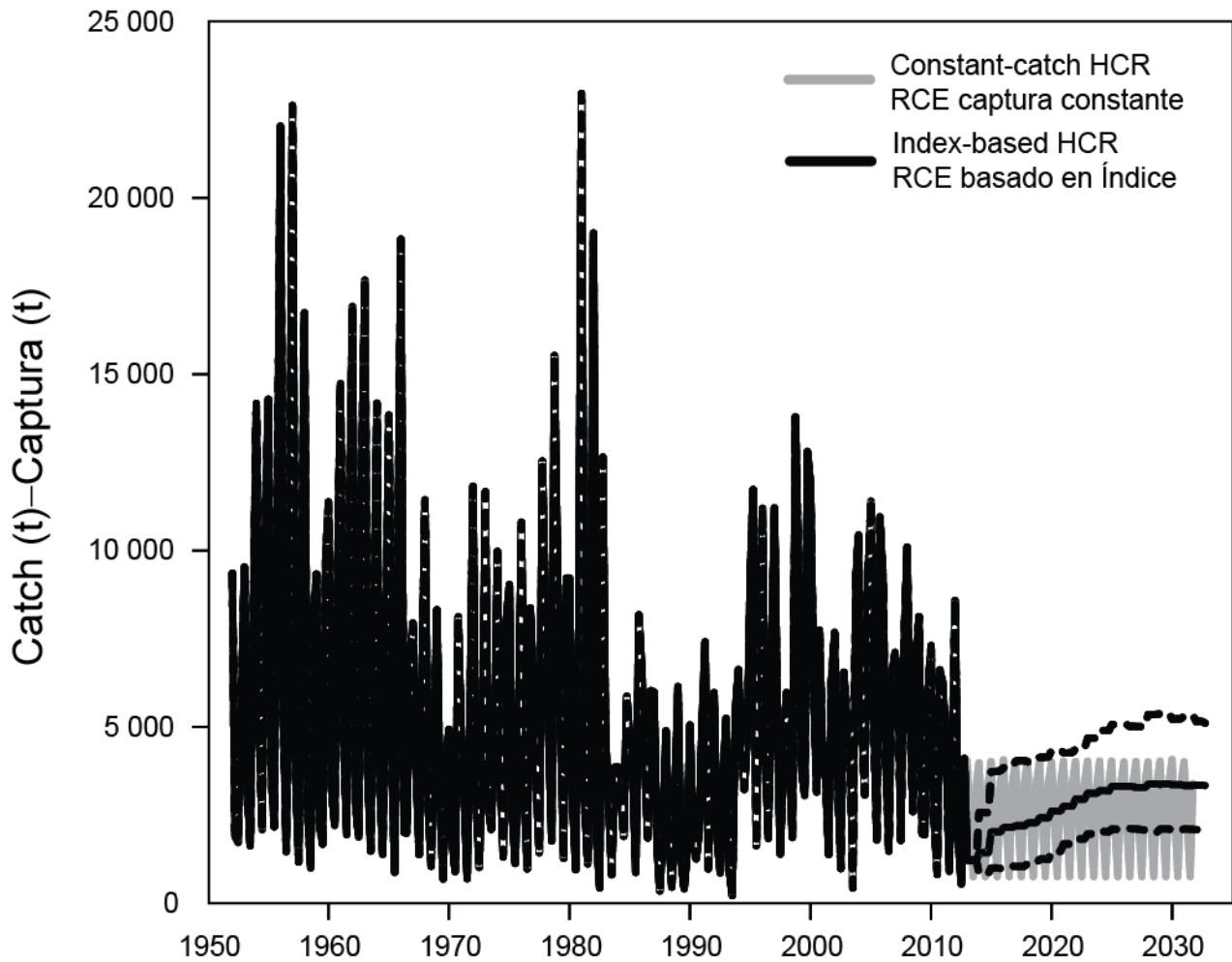


FIGURE 2. Catch of Pacific bluefin tuna from the MSE, using two harvest control rules: 50% reduction in juvenile catch (constant-catch HCR), and CPUE index-based constant harvest rate (index-based HCR). The dashed lines represent the 95% credibility intervals for the index-based HCR.

FIGURA 2. Captura de atún aleta azul del Pacífico de la MSE, usando dos reglas de control de extracción: reducción de 50% de la captura de juveniles (RCE captura constante), y tasa constante de extracción basada en índice de CPUE (RCE basado en índice). Las líneas delgadas representan los intervalos de credibilidad de 95% del RCE basado en índice.

IMPLEMENTACIÓN DE EVALUACIONES DE ESTRATEGIA DE ORDENACIÓN (MSE) EN *STOCK SYNTHESIS*: APLICACIÓN AL ATÚN ALETA AZUL DEL PACÍFICO

Mark N. Maunder

RESUMEN

Se describe un procedimiento para realizar una evaluación de estrategia de ordenación (*management strategy evaluation*, MSE) usando el programa general de evaluación de poblaciones *Stock Synthesis* (SS) como modelo operativo. Se usan muestras de la distribución posterior de una aplicación bayesiana de SS usando MCMC (*Markov Chain Monte Carlo*) para representar los posibles estados de naturaleza, tomando en cuenta la incertidumbre en los parámetros usados en los modelos típicos de evaluación de poblaciones. Se usa el procedimiento de *bootstrap* integrado en SS para generar observaciones aleatorias para incluir la incertidumbre en las observaciones en los datos futuros usados en la regla de control de extracción. Se incluye el error de proceso mediante la extensión del periodo de “estimación” de la evaluación de la población usado para crear el modelo operativo para incluir el periodo durante el cual se realizará la MSE. Se pueden aplicar probabilidades *a priori* a parámetros del modelo que son normalmente fijos (por ejemplo, mortalidad natural), y estimar los parámetros para representar la incertidumbre con mayor exactitud. Se desarrolla código R para comunicar entre el modelo operativo basado en SS y el procedimiento de ordenación que se está evaluando. La ventaja de usar SS es que ya existen para muchas poblaciones evaluaciones que usan SS, y éstas pueden ser convertidas fácilmente en modelos operativos basados en SS para realizar una MSE. Se aplica el procedimiento al atún aleta azul del Pacífico con base en la [evaluación de la población](#) realizada por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC), que fue realizado en SS. Se compara el procedimiento de ordenación, que consiste en sencillas tasas de extracción aplicadas a dos índices de abundancia basados en CPUE, una para reproductores y una para reclutas, con un sencillo procedimiento de ordenación basado en captura similar a aquel evaluado por el grupo de trabajo del ISC sobre el atún aleta azul del Pacífico.

1. INTRODUCCIÓN

La ordenación contemporánea de poblaciones importantes de peces sigue generalmente una de dos avenidas divergentes. La primera, la más tradicional, consiste en realizar una evaluación de la población (Hilborn y Walters 1992; Quinn y Deriso 1999; Maunder y Punt 2013) a fin de llegar a las mejores estimaciones de la abundancia y productividad de la población, y usarlas para brindar asesoramiento de ordenación (por ejemplo, comparar estimaciones de la biomasa y mortalidad por pesca (F) actuales con puntos de referencia basados en RMS). La segunda consiste en realizar una evaluación de estrategia de ordenación (*management strategy evaluation*, MSE) a fin de identificar un procedimiento de ordenación apropiado para aplicar a la población (de la Mare 1986; Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth y Punt 1999; Smith *et al.* 1999). Estos enfoques tienen algunos aspectos en común, pero sus filosofías son sustancialmente diferentes. Una diferencia principal es que MSE toma la incertidumbre en consideración explícitamente y procura identificar procedimientos de ordenación que son robustos a la incertidumbre. Las evaluaciones de poblaciones generalmente presentan incertidumbre (por ejemplo, intervalos de confianza en parámetros y cantidades de interés, y análisis de sensibilidad a valores inciertos de parámetros fijos o estructura del modelo), pero dejan que los que toman las decisiones decidan si tomar la incertidumbre en consideración al determinar los niveles anuales de captura. Una MSE exige la definición de un procedimiento completo de ordenación, incluyendo los datos recolectados, el método usado para analizar los datos, y la regla de control de extracción (Schnute *et al.* 2007). Se evalúan entonces múltiples procedimientos de ordenación con base en criterios de desempeño predefinidos bajo diferentes estados de naturaleza que representan la incertidumbre en el entendimiento del sistema.

Los estados de naturaleza son representados típicamente por un modelo operativo (modelo operativo), que es esencialmente un modelo de evaluación de población (MEP) (es decir, un modelo de dinámica

poblacional que representa la dinámica de la población y la pesquería). Diferentes valores de los parámetros y, quizás, diferentes estructuras del modelo representan los diferentes estados de naturaleza posibles. Los estados de naturaleza usados determinarán en parte cuáles estrategias de ordenación funcionan mejor. Es por lo tanto importante que los estados de naturaleza sean seleccionados con cuidado y que se eviten estados de naturaleza no realistas. Un enfoque razonable es condicionar los estados de naturaleza en los datos disponibles. Esto esencialmente significa ajustar el modelo operativo a los datos al igual que para un MEP. Una complicación es que un modelo operativo es típicamente más complejo que un MEP (o sea, modela más procesos y/o estima más parámetros), y ajustarlo a datos frecuentemente resulta en problemas de convergencia y los parámetros no pueden ser estimados. Estos problemas de estimación pueden a menudo ser resueltos si se aplican probabilidades *a priori* a los parámetros o si se ejecutan ajustes separados del modelo con distintos valores de los parámetros. Dos parámetros del modelo que son difíciles de estimar con datos de pesca típicos son la mortalidad natural (M) (Lee *et al.* 2011; Maunder y Wong 2011) y la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento (Lee *et al.* 2012; Maunder 2012; Magnusson y Hilborn 2007; Conn *et al.* 2010). Estimar el crecimiento es asimismo problemático en los modelos para los atunes debido a la carencia de datos de edad y la influencia de la interacción entre los datos de crecimiento y de composición por talla sobre las estimaciones de abundancia absoluta (Maunder y Piner 2014; Aires da Silva *et al.* en prensa). Podría tal vez ser posible poner probabilidades *a priori* en la mortalidad natural y el crecimiento de datos externos para la población in cuestión, poblaciones o especies relacionadas, o correlaciones con parámetros del ciclo vital (Pauly 1980; Jensen 1996; Gunderson 1997; Hoenig 1983). Sin embargo, la inclinación de la relación población-reclutamiento es más problemática. Existen varios meta-análisis que pueden ser usados para crear probabilidades *a priori* para la inclinación, pero su validez es cuestionable (Gilbert 1997; Maunder 2012; Maunder y Piner 2014). Aun si se pudiera construir una probabilidad *a priori* razonable para la inclinación, el sesgo inherente en la estimación de la inclinación (Lee *et al.* 2012; Maunder 2012; Conn *et al.* 2010) podría todavía producir resultados sesgados. Podría por lo tanto ser apropiado ejecutar varios modelos con valores alternativos de inclinación y las ponderaciones aplicadas a cada valor basadas solamente en la probabilidad *a priori* (es decir, no permitir que los datos afecten la ponderación de la inclinación).

La similitud entre un modelo operativo condicionado en datos para representar los estados de naturaleza en una MSE y un MEP significa que el desarrollo inicial de una MSE para una población evaluada de la manera tradicional es relativamente sencillo, y es facilitado por el uso de un programa general de evaluación de poblaciones como *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013). Esos programas generales incluyen muchas opciones relativas a la estructura y parametrización del modelo, y a menudo permiten la inclusión de probabilidades *a priori*. Estas características pueden ser usadas para representar más plenamente la incertidumbre en los estados de naturaleza.

Desarrollar los estados de naturaleza requiere estimaciones de la incertidumbre de los parámetros y del modelo. Hay varias formas de estimar la incertidumbre en los modelos de evaluación de poblaciones (aproximación normal, verosimilitud de perfil, *bootstrap*, MCMC bayesiano) y varían en sus demandas computacionales (Maunder *et al.* 2009). La aproximación normal es usualmente el método menos exigente del punto de vista computacional, pero produce estimaciones simétricas que podrían no describir la incertidumbre adecuadamente. La verosimilitud de perfil requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de decenas de veces, pero necesita ser repetida para cada cantidad para la cual se esté estimando la incertidumbre. *Bootstrap* requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de centenares de veces, pero estima la incertidumbre para todas las for all cantidades simultáneamente. MCMC requiere que la función objetivo sea calculada (no optimizada) al orden de millones de veces, pero también estima the incertidumbre para todas las cantidades simultáneamente. Los métodos bayesianos son los únicos que producen estimaciones de la incertidumbre como verdaderas declaraciones de probabilidad, pero (ver análisis en Punt y Hilborn 1997) requiere probabilidades *a priori* para todos los parámetros del modelo, incluidos aquellos para los cuales no se cuente con información de probabilidad *a priori* basada en datos. Las probabilidades *a priori*, incluidas aquellas que representan carencia de información, podrían influir sobre los resultados. El enfoque bayesiano, a pesar de los problemas relacionados con las probabilidades *a*

priori y la integración de parámetros (Maunder 2003), demandas computacionales, y problemas de convergencia, es probablemente el enfoque más adecuado para desarrollar los estados de naturaleza porque estima la probabilidad directamente, permite la inclusión de probabilidades *a priori*, y estima la incertidumbre para todos los parámetros y su correlación simultáneamente.

La incertidumbre del modelo podría asimismo ser un componente importante del desarrollo de estados de naturaleza. Por ejemplo, podría no ser claro si el modelo población-reclutamiento de Ricker (1954) o de Beverton-Holt (1957) es más apropiado. En caso posible, es conveniente traducir la incertidumbre de modelo en incertidumbre de parámetro mediante una reparametrización del modelo. Por ejemplo, el modelo población-reclutamiento de Deriso-Schnute (Deriso 1980; Schnute 1985) puede ser usado para representar tanto el modelo de Ricker como el de Beverton-Holt (y modelos intermedios) con un parámetro adicional. De otra manera, serán necesarios métodos adicionales para incluir la incertidumbre del modelo. Por ejemplo, se puede usar MCMC con salto reversible en un contexto bayesiano, pero es complejo y todavía no ha sido implementado en modelos generales o en *AD Model Builder* (ADMB). Se podrían realizar análisis MCMC diferentes y combinarlos con base en la probabilidad *a priori* para cada estructura del modelo en combinación con las pruebas basadas en datos. Es posible que se necesite modificar éstos para tratar el sesgo por estimación, tal como se comentó anteriormente en relación con la inclinación de la relación población-reclutamiento.

El atún aleta azul del Pacífico (PBF) es una población que es motivo de preocupación considerable. La evaluación actual del ISC de la población estima que cualquier punto de referencia límite razonable basado en biomasa y mortalidad por pesca ya ha sido rebasado. Se estima que la biomasa ha estado en niveles muy bajos desde hace décadas. Desgraciadamente, el MEP no se ajusta a los datos adecuadamente. No obstante, se probó un gran número de configuraciones del modelo, y todos produjeron resultados similares, lo cual indica que es necesaria urgentemente acción de ordenación. Las proyecciones bajo distintos escenarios de ordenación sugieren que podría ser necesario reducir la captura hasta un 50% para producir tasas de recuperación razonables. El aleta azul del aleta azul del Pacífico es un candidato ideal para MSE, es necesario más trabajo para mejorar el MEP antes de poder usarlo como modelo operativo fiable para una MSE. El atún aleta azul del sur (SBT) ya ha sido sometido a un MSE (Polacheck *et al.* 1999; Kolody *et al.* 2008) y la experiencia ganada con esa población puede ser usada para guiar un MSE para el aleta azul del Pacífico.

En la presente desarrollamos una MSE inicial para el aleta azul del Pacífico, usando el MEP basado en SS del ISC como modelo operativo. El análisis no es de ninguna manera una MSE final por usar para gestionar esta población. Es solamente el primer paso en el proceso, y se espera que promueva un esfuerzo colaborativo entre todas las partes interesadas para desarrollar una MSE completa que, si resulta ser apropiada, puede ser usada para brindar asesoramiento de ordenación.

2. MÉTODOS

Se usa *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013) como modelo operativo para desarrollar los posibles estados de naturaleza para probar el procedimiento de ordenación. Se elabora un modelo bayesiano de evaluación de población en *Stock Synthesis* para permitir condicionar el modelo operativo a los datos disponibles. Se desarrolla código externo escrito en R para comunicar entre el modelo operativo, el modelo de evaluación, y la regla de extracción, y para iterar entre los estados alternativos de naturaleza. Esto permite una flexibilidad máxima en el modelo de evaluación y regla de extracción. Se usa el marco bayesiano para el modelo operativo porque permite la inclusión de múltiples fuentes de incertidumbre (es decir, parámetros que normalmente son fijos pueden ser estimados añadiendo probabilidades *a priori* para asegurar convergencia, pero al mismo tiempo tomar en cuenta incertidumbre en el parámetro). Se extiende el periodo de la « estimación » del modelo para incluir el periodo de proyección a lo largo del cual se evalúan los procedimientos de ordenación a fin de facilitar la inclusión de errores de proceso y de observación.

El algoritmo usado para realizar la MSE usando SS es:

1. Determinar estados de naturaleza. Ejecutar la evaluación de la población de SS en modo MCMC para generar los estados de naturaleza:
 - a. Extender el plazo modelado para incluir el periodo para el cual se realizará la MSE en archivos .dat y .ctl.
 - b. Añadir capturas nulas para todas las pesquerías para el periodo de N años para el cual se realizará la MSE. Apagar el pronóstico (*forecast*) y fijar años predichos en cero.
 - c. Modificar el archivo de control para que la corrección de sesgos sea 1 para todos los años. Cinco líneas: `endNoBias,startFullBias,endFullBias,startNoBias,maxBiasAdj` (esto podría ya ser automático cuando se ejecuta SS en modo MCMC).
 - d. Hacer las capturabilidades del índice de abundancia parámetros estimables (no estimados analíticamente) para que el MCMC tome muestras de los parámetros de capturabilidad.
 - e. Hacer las desviaciones del reclutamiento no `dev_var_vector` (o sea, no sumar a cero).
 - f. Ejecutar el modelo usando la opción `mcsave` de MCMC. Por ejemplo, `SS -mcmc 1000000 -mcsave 1000` (se puede también usar la opción `-noest` si el modelo ya fue ejecutado con el hessiano estimado).
 - g. Ejecutar el modelo usando la opción `mceval` de MCMC opción. Por ejemplo, `SS -mceval`.
 - h. Las muestras retiradas de la distribución posterior de los parámetros estimados estarán en el archivo `posteriors.sso`.
2. Evaluar la regla de extracción con distintos estados de naturaleza:
 - a. Tomar una muestra de los parámetros de la distribución posterior e insertarlos en el archivo `par`. Esto requerirá emparejar los parámetros en cada archivo, ya que `posteriors.sso` contiene solamente los parámetros estimados y el archivo `par` contiene todos los parámetros.
 - b. Cambiar el archivo iniciador para iniciar los parámetros del modelo del archivo `par` y no estimar los parámetros:
 - iii. `1 # 0` = usar valores `init` en el archivo de control; `1` = usar `ss3.par`.
 - iv. `0 #` Apagar estimación de parámetros que ingresen después de esta fase.
 - c. Insertar datos ficticios donde quiera que el modelo simule datos (incluyendo años futuros). No haga esto en la etapa MCMC anterior, porque influirá en las estimaciones de los parámetros al crear la distribución posterior.
 - d. Añadir un *bootstrap* de datos en el archivo iniciador:
 - ii. `3 #` Número de archivos de datos por producir: primero es insumo, segundo es estimaciones sin error, tercero y mayores son *bootstrap*.
 - e. Ejecutar el modelo usando la opción de línea de mandos `-nohess`.
 - f. Tomar los datos observados históricos (o los datos simulados para este periodo) y añadir los datos simulados para los años futuros, en caso apropiado (de `data.ss_new`), realizar la evaluación, y aplicar la regla de control para determinar la cuota. Tome solamente el punto de datos nuevamente creado cada año del archivo `data.ss_new` porque todos los puntos de datos, incluyendo los que ya fueron usados en la regla de decisión de años previos, son generados aleatoriamente. Asegúrese que tome el valor del tercer conjunto de datos, que es el que es generado aleatoriamente. Si usa las capturas del año previo en la regla de decisión (por ejemplo, si el modelo de evaluación para su regla de decisión se basa en un modelo de producción excedente), asegúrese que use la captura de SS y no de la cuota asignada previamente porque, si la cuota es demasiado alta, el nivel de F

máxima en SS podría causar que la captura usada en SS sea menos que la cuota.

- g. Insertar la cuota calculada por la regla de decisión en el archivo de datos SS como la captura para el año apropiado.
- h. Repetir e-g para cada año de la MSE.
- i. Almacenar la información apropiada de los archivos producidos por SS (por ejemplo, biomasa final, captura media).
- j. Repetir a-i para cada muestra de la distribución posterior.

3. APLICACIÓN AL ATÚN ALETA AZUL DEL PACÍFICO

Desarrollamos una MSE inicial par el aleta azul del Pacífico, usando el MEP basado en SS del ISC como modelo operativo. La regla de control de extracción (RCE) se basa en los resultados de proyecciones a futuro realizadas por el ISC, que predicen que la población no crecerá bajo el escenario de reclutamiento bajo (lo cual es consistente las estimaciones del reclutamiento reciente), a menos que se reduzcan las capturas de juveniles en un 25 a 50%. Son necesarias reducciones similares para asegurar una alta probabilidad de alcanzar el 10% de la biomasa no explotada en 10 años, suponiendo un reclutamiento promedio. El primer escenario se basa en captura constante, mientras que el segundo se basa en una tasa constante de mortalidad por pesca. Ambos se basan en reducciones de 50% de la captura o mortalidad por pesca, respectivamente. El segundo usa CPUE para indizar la abundancia al aplicar la mortalidad por pesca constante.

La primera regla de control de extracción se basa en captura constante, similar a aquella implementada en el escenario 6 del ISC, que reduce la captura juvenil un 50%. Para todas las pesquerías que capturan aleta azul juvenil se fija la captura en el 50% de la captura media de 2002-2004, por trimestre. Para las otras pesquerías se fija la captura en la captura media de 2010-2012.

La segunda regla de control de extracción se basa en dos índices de abundancia basados en CPUE: un índice de biomasa reproductora basado en la CPUE palangrera japonesa, y un índice de reclutamiento (de peces de un año de edad) basado en la CPUE curricanera japonesa. La captura de cada pesquería es una tasa de extracción multiplicada por el índice de abundancia actual, promediado y retrasado apropiadamente ([Tabla 1](#)). El índice usado varía por pesquería, y está relacionado con las edades seleccionadas por la pesquería. Se usa un promedio de los índice de durante un año o más para corresponder con las edades capturadas por la pesquería. En la [Tabla 1](#) se presentan los índices y años usados. Se calcula la tasa de extracción como la captura media en los tres años previos (2010-2012) dividida por el índice medio en los tres años previos, promediado y retrasado apropiadamente. Esta tasa de extracción « actual » es entonces multiplicada por 0.5 para aproximar la primera regla de control de extracción y permitir recuperación.

RESULTADOS

Los resultados de estos análisis son preliminares. Bajo el primer procedimiento de ordenación, en el que se reduce la captura de juveniles un 50%, la población se recupera rápidamente ([Figura 1](#)). Las proyecciones contienen una gran cantidad de incertidumbre, que proviene de incertidumbre en la estimación de los parámetros e incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Bajo el segundo procedimiento de ordenación, en el que la cuota de captura se basa en una tasa de extracción aplicada a datos de CPUE, la población se recupera inicialmente igual de rápido que bajo el primer procedimiento de ordenación, pero se equilibra en un nivel de biomasa más bajo ([Figura 1](#)). La incertidumbre en las proyecciones es menor que en el primer procedimiento de ordenación.

La captura con el procedimiento de ordenación de tasa de extracción es inicialmente más baja que con el procedimiento de ordenación de captura constante, pero la rebasa en 2021 ([Figura 2](#)).

4. DISCUSIÓN

Esta investigación es solamente el principio del desarrollo de un procedimiento de ordenación para el atún

aleta azul del Pacífico norte. Hemos demostrado que es factible usar el programa *Stock Synthesis* como modelo operativo para usa MSE, y hemos desarrollado código R para comunicar entre el modelo operativo y el procedimiento de ordenación. El procedimiento de ordenación incluye los datos por recolectar, el método para analizar los datos, y la regla de control de extracción . Existe una gran variedad de opciones para estos tres componentes y necesitan ser identificados y probados en una MSE completa. Las pruebas precisarán un acuerdo entre las partes interesadas con respecto a los criterios de desempeño (por ejemplo, rendimiento total, variabilidad del rendimiento, niveles de biomasa).

Los candidatos de estrategia de ordenación fueron las selecciones obvias sencillas, y se debería realizar una evaluación mas exhaustiva de los otros candidatos. El objetivo para la ordenación de los atunes en el OPO establecido por la Convención de la CIAT es maximizar el rendimiento; por lo tanto, reglas de decisión que maximicen el rendimiento son deseables. A continuación describimos una « regla de decisión buscadora de RMS » basada en el concepto de producción excedente.

$$if \begin{cases} \frac{I_{t+1}}{I_t} \leq \alpha_{LB} & C_t = \beta_{LB} C_{t-1} \\ \alpha_{LB} < \frac{I_{t+1}}{I_t} < \alpha_{UB} & C_t = C_{t-1} \\ \frac{I_{t+1}}{I_t} \geq \alpha_{UB} & C_t = \beta_{UB} P_{t-1} \end{cases}$$

donde

$$P_t = B_{t+1} - B_t + C_t$$

B_t es la biomasa al principio de año t y es igual al índice (I) multiplicado por la captura en el año t

$\alpha_{LB} < 1, \alpha_{UB} > 1, \beta_{LB} \leq 1, \beta_{UB} \leq 1$ son los parámetros de control

Algunas ventajas de este enfoque son que no es necesario saber la función de producción (o sea, no es necesario saber la mortalidad natural o la relación población-reclutamiento, ambas típicamente altamente inciertas), se ajusta por cambios en productividad, y basar la reducción (cuando el índice disminuye) en la captura en lugar de la productividad reduce el riesgo de colapso de la población si se especifica erróneamente la capturabilidad. Una relación no lineal entre el índice y la abundancia, una alta variabilidad en el índice debida a error de observación o proceso, e incertidumbre en la estimacion de capturabilidad degradaría probablemente el desempeño de la estrategia de extracción. Esta estrategia podría ser buena para las pesquerías en las que se está comenzando a recolectar datos: por ejemplo, se podría usar un programa de marcado para estimar la capturabilidad, y usar un nuevo estudio como el índice. Un programa de marcado continuado podría formar la base para el índice en términos absolutos o relativos. Se requiere una estimacion de capturabilidad (q) para la regla de control de extracción. Se dispone de estimaciones de capturabilidad de las [evaluaciones recientes del ISC](#) del aleta azul y análisis externos (Maunder *et al.* 2014). La aplicación de regla de control de extracción podría verse complicada cuando existan múltiples pesquerías con distintas selectividades por edad y cuando estas selectividades sean diferentes de la selectividad del índice de abundancia y/o la medida de producción excedente. Idealmente, la selectividad del índice usado para la regla de control y para calcular la producción excedente es igual o similar a la selectividad de la pesquería.

Esta regla de control de extracción buscadora de RMS tiene el defecto que pequeñas tendencias en el índice no ocasionarán cambios en la captura, pero podrían resultar en cambios grandes en la abundancia a lo largo de periodos de tiempo extendidos. Por lo tanto, podría ser mejor basar el cambio en el índice pmen la diferencia del valor del índice asociado al último cambio en la captura. El índice podría contener un error de observación sustancial (aleatorio, ya que error sistemático es un problema diferente), y usar el valor del índice predicho de una regresión en varios años podría ser más robusto. El requisito de contar con al menos tres puntos de datos en la regresión a fin de evitar una sensibilidad extrema podría ser apropiado, y tendría

el atributo, posiblemente deseable, que la captura no puede ser cambiada dos años seguidos (un suavizador como un promedio móvil podría ser asimismo apropiado, y podría incluir años anteriores al último cambio para crear las estimaciones suavizadas). Podría también ser útil efectuar el cambio en la captura cuando el índice disminuye hasta llegar a ser proporcional a, pero mayor que, la disminución del índice.

$$if \begin{cases} \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \leq \alpha_{LB} & C_t = \left[1 - \frac{\hat{I}_{last} - \hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \beta_{LB} \right] C_{t-1} \\ \alpha_{LB} < \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} < \alpha_{UB} & C_t = C_{t-1} \\ \frac{\hat{I}_t}{\hat{I}_{last}} \geq \alpha_{UB} & C_t = \beta_{UB} P_{t-1} \end{cases}$$

donde \hat{I}_t es el valor del índice predicho de una regresión lineal en el índice de valores, incluyendo el año del último cambio (I_{last}) al año actual (t), con un mínimo de tres años (o un suavizador como un promedio móvil).

Algunos valores sugeridos para los parámetros de control son:

$$\begin{aligned} \alpha_{LB} &= 0.9 \\ \beta_{LB} &= 1.5 \\ \alpha_{UB} &= 1.1 \\ \beta_{UB} &= 0.9 \end{aligned}$$

El MEP del ISC para el aleta azul del Pacífico no se ajusta adecuadamente a los datos, lo cual sugiere que está correctamente estructurado. El modelo operativo necesita ser una representación razonable del sistema para ser útil en una MSE. Por lo tanto, antes de poder usar MSE para la ordenación del aleta azul del Pacífico, el MEP necesita ser mejorado. Esto debería ser la prioridad para el aleta azul del Pacífico. El modelo operativo de la MSE representa solamente la incertidumbre de los parámetros de la evaluación de la población. Se debería modelar también la incertidumbre adicional en los parámetros que son fijos en el modelo de evaluación (por ejemplo, mortalidad natural, la relación población-reclutamiento, y crecimiento).

Para poder implementar plenamente la MSE, son necesarios criterios de desempeño. El desarrollo de criterios de desempeño requiere aportes de todas las partes interesadas. Es necesaria una cantidad sustancial de trabajo para implementar plenamente una MSE para el atún aleta azul del Pacífico norte.

RECONOCIMIENTOS

John Walter y Allan Hicks contribuyeron al método para usar *Stock Synthesis* como modelo operativo. La evaluación de la población del aleta azul del Pacífico norte fue desarrollada por el grupo de trabajo sobre el atún aleta azul del Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico norte. Discusiones con Kevin Piner mejoraron los manuscritos, y él proporcionó las muestras de la distribución posterior.

STOCK STATUS INDICATORS FOR SILKY SHARKS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Marlon Román-Verdesoto

SUMMARY

The results of two recent genetics studies support assessing and managing the populations of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) in the western and eastern Pacific Ocean separately. One of the studies suggests a further division of silky sharks in the eastern Pacific Ocean (EPO) into two stocks, approximately along the Equator.

An attempt to assess the status of the silky shark in the EPO using conventional stock assessment models has been severely handicapped by major uncertainties in the fishery data, mainly regarding catch levels in the early years, which may be why the model is unable to explain the population declines observed in the early period of the assessment (1994-1998) (Document [SAC-05 INF-F](#)). Although this stock assessment attempt has produced a substantial amount of new information about the silky shark in the EPO (*e.g.*, absolute and relative magnitude of the catch by different fisheries and their selectivities), the absolute scale of population trends and the derived management quantities are compromised. Therefore, an alternative scientific basis for management advice is urgently needed. This document presents a suite of possible stock status (or stability) indicators (SSIs) which could be considered for managing the northern and southern stocks of silky sharks in the EPO.

Indices based on standardized catch-per-unit-effort (CPUE) in purse-seine sets on floating objects (CPUE-OBJ) are proposed as the best indicators for representing trends in the silky shark populations in the EPO, mainly on the basis of their wider spatial coverage of the floating-object fishery compared to other set types. However, indicators for other set types are also presented as a potential means to verify the trends of the CPUE-OBJ indicators.

For the northern stock, the CPUE-OBJ indicator shows an initial sharp decline over a wide spatial range (1994-1998), followed by a period of stability (1996-2006), and possibly increase (2006-2010). However, there are indications that any such increase has been reversed in recent years (2010-2013). These trends are corroborated by a different type of indicator (presence/absence) produced from other set types (dolphin and unassociated).

For the southern stock, the CPUE-OBJ indicator shows a sharp decline during 1994-2004, followed by a period of stability at much lower levels. These trends are also corroborated by presence/absence indicators based on other set types.

No stock status target and limit reference points have been developed for silky sharks based on these indicators. In addition, no harvest control rules have been developed and tested. At this point, the indicators cannot be used directly for determining the status of the stock or for establishing catch limits: they should be used in combination with other information for those purposes. In terms of management, it is critical that precautionary measures be implemented immediately to allow silky sharks populations to rebuild in the EPO.

With respect to future research on SSIs for silk sharks, priority should be given to management strategy evaluation (MSE) work to identify the reference points and harvest control rules that will achieve the conservation goals for silky sharks in the EPO.

1. INTRODUCTION

Conventional stock assessment approaches (a surplus production and an age-structured model) have been applied to fishery data reconstructed for the silky shark in the eastern Pacific Ocean (EPO) ([SAC-05 INF-F](#)). The historic period of the assessment covered the years from 1993 to 2010, which missed the most recent

period (2011-2013). An updated stock assessment that would include this period is not currently possible, for two reasons: first, some structural issues were identified in the stock assessment model, and these are difficult to overcome given the major uncertainties in the fishery data, in particular, in assumed levels of the early catch; and second, fishery data for the most recent period are not available for all fisheries assumed in the assessment model.

Given this situation, and the need to formulate management advice for silky sharks in the EPO, up-to-date information that can be used as an alternative to conventional data-rich stock assessments is urgently needed. This document describes a suite of stock status (or stability) indicators (SSIs) that can be used for this purpose.

SSIs are useful when conventional stock assessments are infeasible, but an indication of stock status is needed for management (see Document [SAC-05-11c](#)). The following SSIs can be easily produced from the data collected by observers aboard large¹ tuna purse-seine vessels operating in the EPO:

1. spatial distribution of silky shark bycatch per set (BPS) in purse-seine sets on floating-objects;
2. standardized catch-per-unit-effort (CPUE) of silky sharks in purse-seine sets on floating objects;
3. nominal proportions of positive sets (sets in which silky sharks are caught) for all purse-seine set types (on floating objects, dolphins, and unassociated tuna schools);
4. standardized indices of presence/absence of silky sharks in purse-seine sets on dolphins and unassociated schools; and
5. average length of silky sharks caught in by purse-seine sets, by set type.

The results of a recent mitochondrial-DNA study (Galvan-Tirado *et al.* 2013) show a slight genetic divergence between silky sharks in the western and eastern Pacific, which supports assessing and managing these two populations separately. Within the EPO, there are marked north-south differences in the length composition of the purse-seine bycatches of silky sharks (Roman-Verdesoto 2014; Roman-Verdesoto and Orozco-Zoller 2005; Watson *et al.* 2009). In addition, preliminary results from ongoing genetic studies (John Hyde, NMFS-SWFSC, pers. comm.) confirm the east-west separation proposed by Galván-Tirado *et al.* (2013), but they also strongly suggest that, for management purposes, silky sharks in the EPO should be divided into two stocks, approximately along the equator. In the light of this, the best scientific information available, SSIs were constructed separately for the areas north and south of the equator ('Northern' and 'Southern' silky shark stocks).

In this document, "all" silky sharks means all silky sharks recorded by observers, regardless of whether they recorded their length and whether (from 2005 onwards) they were recorded as "released alive." Prior to 2005, observers did not record sharks released alive. The individuals recorded as released alive are included to the total bycatch because available information suggests it is unlikely that sharks brought aboard the vessel in the brailer survive once returned to the water (Poisson *et al.* 2014; IATTC unpublished data). A sensitivity analysis to determine the influence on the standardized trends for all silky sharks of excluding the live releases since 2005 found that there was very little difference over the 2005-2013 period between the trend that included live releases and the trend that did not. Although the level of live releases prior to 2005 is unknown, it is unlikely to have been higher than that recorded in 2005 (~5%), and therefore would have been unlikely to influence the overall trend prior to 2005.

2. NORTHERN STOCK

2.1. Spatial distribution of silky shark bycatch rates in purse-seine sets on floating objects

Spatial distribution maps provide a simple quantitative overview of changes through time in both species occurrence and abundance. For silky sharks, they are available for average bycatch-per-set (BPS) from

¹ Carrying capacity > 363 tons (IATTC size class 6)

purse-seine sets on floating objects in the EPO, for small (< 90 cm), medium (90-150 cm), and large (> 150 cm) size classes separately ([Figures 1a-c](#)), and all silky sharks ([Figure 1d](#)).

For all size classes north of the equator, there is an apparent reduction in bycatch rates (transition from predominantly red- and yellow-colored 1° areas to predominantly green- and blue-colored 1° areas). This reduction seems particularly strong in the most recent period (2011-2013), and apparently begins much earlier (around the mid-2000s) for large sharks.

2.2. Standardized catch-per-unit effort (CPUE) from purse-seine sets on floating objects

Standardized catch-per-unit-effort (CPUE) data from purse-seine sets on floating objects are available for the northern silky shark stock for the 1994-2013 period. A zero-inflated negative binomial (ZINB) regression model with smoothing (Minami *et al.* 2007) was used for the CPUE standardization, and standardized trends were estimated with the method of partial dependence (Haistie *et al.* 2009). Indices based on standardized CPUE in purse-seine sets on floating objects (CPUE-OBJ) are proposed as the best indicators for representing trends in the abundance of silky sharks in the EPO, for two reasons: the fishery on floating objects has a wider spatial coverage in the EPO than other set types, and silky sharks of all sizes are caught in sets on floating objects, although most of them are juveniles.

The indicator for the northern stock shows a large (70%) decline in CPUE during 1994-1998 ([Figure 2](#)). It is less pronounced (53%) if the 1994 estimate is excluded; the spatial distribution of the floating-object fishery is much narrower in that year compared to the subsequent years ([Figure 1](#)). During the following 8-year period (1999-2006) the trend is apparently stable, with low variability.

The indicator shows a gradual increasing trend during 2006-2010 ([Figure 2](#)). Results from a demographic analysis ([SAC-05 INF-F](#)) show that the average annual rate of increase observed during this period, about 14%, is plausible for silky shark populations in the EPO under two conditions: very low exploitation rates, and if the uncertainty (precision) of the estimates is considered (95% confidence intervals), which will substantially lower this estimate. The following factors could have contributed to this increasing trend: 1) IATTC [tuna conservation resolutions](#), which restricted purse-seine fishing effort ([C-04-09](#), [C-06-02](#), [C-09-01](#)); 2) the significant decline in high-seas longline effort in the mid-2000s that resulted from a large spike in fuel prices; and 3) bans on shark finning in Central America, where there are important longline fisheries targeting sharks.

The observed annual rate of increase of 33% from 2009 to 2010 does not seem possible given the life-history and productivity of silky sharks in the EPO ([SAC-05 INF-F](#)), even taking into account imprecision in the estimates. This suggests that other factors (*e.g.* changes in catchability, environmental conditions, and migrations) may have been in play, and might explain the markedly high CPUE observed in 2010.

The average value of the CPUE-OBJ indicator for 2011-2013 is 30% lower than that of 2006-2010, with a 63% decline between 2010 and 2012, similar to that observed during 1995-1998. These lower values indicate that the possible rebuilding trend observed during 2006-2010 has been interrupted. However, without reliable catch and effort data for this most recent period for all fleets catching silky sharks, the cause of the decline cannot be determined. It may be due to increased fishing mortality of silky sharks in the EPO since 2010, or environmental factors that reduce availability and catchability of silky sharks, or a combination of both.

Observers record catches of silky sharks by size class: small (< 90 cm), medium (90-150 cm), and large (>150 cm) ([Figure 3a](#)). The relative trends described above for all sharks ([Figure 2](#)) generally apply to the individual size categories. However, there is more inter-annual variability in the trends observed for small sharks, which is not surprising since the small shark class can be seen as a proxy indicator for recruitment (ages 0 and 1). The sharp decline seen for medium and large sharks during 1994-1998 is not as marked for small sharks, which suggests that recruitment has not been greatly affected over time. For better comparison of relative trends across size classes, [Figure 3b](#) presents the mean-scaled standardized CPUE.

Two possible explanations for this pattern – large declines in the spawning stock (large individuals) while recruitment appears unaffected – are some form of density-dependent compensatory mechanism and/or immigration of recruits into the EPO from other areas. The genetic studies are not clear about the division of the western and eastern Pacific Ocean stocks. The exception to this apparent stable recruitment pattern are the most recent three years (2011-2013), when recruitment was substantially lower than in previous years: the average recruitment levels for 2011-2013 were 63% lower than those for 2005-2010 ([Figure 3a, b](#)).

2.2.1. Spatial trends in standardized CPUE from purse-seine sets on floating objects

In order to investigate spatial trends within the northern EPO, where most of the silky shark catches take place, standardized CPUE was computed for four sub-areas ([Figure 4a](#)), by size class and for all sharks. For better comparison of relative trends across size classes, [Figure 4b](#) presents the mean-scaled standardized CPUE.

The standardized CPUE trends estimated for the northernmost sub-area, Area 1 (north of 8°N) are highly variable, and show a pronounced four-fold increasing trend since 2003, which is biologically unrealistic. This area includes only a small number of sets, as well as floating-object sets within the southward-flowing California Current ([Figure 1](#)), and this high catch variability, low effort, and highly variable oceanographic conditions may degrade the reliability of these indicators for Area 1. However, it should be noted that the standardized CPUE in this area shows 65% and 29% drops for small sharks and all sharks, respectively, during 2010-2013.

The northern equatorial band of the distribution of floating-object sets was partitioned into three areas: Area 2 (offshore), Area 3 (central), and Area 4 (inshore). The spatial analysis of trends reveals some important patterns for the northern stock.

First, the standardized CPUE trends for the central area (Area 3) are most similar to those described in [section 2.2](#) for the northern stock (all sub-areas combined; [Figures 2, 3a, b](#)). This result is not surprising because the data set used in the trends analysis contains more floating-object sets in Area 3 than in any of the other three northern sub-areas, and the standardization procedure takes a data-weighted approach to trend estimation.

The sharp CPUE declines for all silky sharks during 1994-1998 are observed in all three equatorial areas (offshore, central and inshore), but the magnitude of this decline in the inshore area (30%) is less than in the central and offshore areas (86% and 72%, respectively).

The recent decline of the northern stock observed during 2010-2012 ([Figure 2](#)) is seen in all three equatorial areas ([Figure 4a, b](#)), whereas the slight recovery observed during 2012-2013 is observed only in the offshore and central areas. This may be due to higher exploitation rates in the inshore area, which is more accessible to land-based fisheries. However, there are only two data points, so it is too early to tell whether this recovery is real.

2.3. Presence/absence indicators by purse-seine set type

One possible concern about indicators based on catch per set in floating-object sets is that catch-rate indices are more prone to hyperstability biases. In the context of sets on floating objects, for example, it may be that the aggregation of fauna around the floating object has some form of “carrying capacity”, and that its density can remain stable while the real abundance of the stock declines: the so-called “hyperstability” (Harley *et al.* 2001). However, this applies only to the target species, and would be important for bycatch species only if their abundance is related to the abundance of the target species.

An alternative to catch-rate based indicators are presence/absence indices, which are indicators of the probability of a positive fishing event (set), *i.e.*, a set in which at least one silky shark is caught (presence/absence). These presence/absence indicators have several advantages: they are independent of school/aggregation size, since they require only that an individual of a species be present in the catch,

they are more easily obtained for gear types with low but patchy catch rates, and they are not influenced by a few sets with large catches. Presence/absence indicators are useful for purse-seine sets on dolphins and unassociated schools because the overall catch rate of silky sharks in these set types is very low compared to that in floating-object sets.

[Figure 5](#) shows the nominal proportion of sets, by type, with one or more silky sharks present in the bycatch. The relative trends are similar for the different set types. Standardized presence/absence indices were computed with silky shark data from dolphin and unassociated sets. The probability of catching one or more silky sharks in a set was modeled using a logistic regression model that included smoothing. Standardized trends were estimated by partial dependence. In general, the relative trends in these indicators are very consistent with each other ([Figure 6](#)); most importantly, they also coincide with the overall relative trends of the indicator based on floating-object CPUE proposed in [section 2.2](#) as best representing the northern silky shark population trends ([Figure 6](#)).

2.4. Average lengths

In addition to the previously described CPUE and presence/absence indicators, the average length of silky sharks caught in purse-seine sets could also be considered as an indicator for monitoring the status of the stock. For example, a gradual decline in the average length may indicate that the adult segment of the stock is becoming depleted and that the fishery is moving towards the remaining younger segment of the stock. In contrast, an abrupt sharp decline of the average length may indicate a strong recruitment (cohort) passing through the fishery.

Observers aboard purse-seine vessels have taken actual shark length measurements since 2005, so average length indicators are available, by set type, for the 2005-2013 period.

During 2006-2011, the average length of silky sharks caught in sets on floating objects increased gradually ([Figure 7](#)), from 117 cm in 2006 to 126 cm in 2011; it declined about 8 cm during 2011-2013, but remained within previous historic levels (range of 113 to 126 cm).

The average length trends observed in dolphin and unassociated sets are more variable, but generally consistent with each other ([Figure 7](#)). There seem to be two periods for both fisheries: a more variable early period (2005-2008) with average length declining to about 149 cm, followed by a more recent period (2009-2013) with more stable average length at about 170 cm.

Without length data for the years prior to 2005, it is difficult to reconcile the average length patterns described above with the catch rate and presence/absence indicators. In addition, analysis by space and sex may help to understand trends in average length.

3. SOUTHERN STOCK

3.1. Spatial distribution of bycatch rates from purse-seine sets on floating objects

For the southern stock, there is a major decline in bycatch rates (transition from predominantly red- and yellow-colored 1° areas to predominantly green- and blue-colored 1° areas) ([Figures 1a-d](#)). This decline is particularly marked for medium and large sharks around the early- to mid-2000s ([Figures 1b-c](#)). These patterns are better quantified below from standardized CPUE indices.

Small individuals are relatively scarce in the southern area (Roman-Verdesoto, 2014; [Roman-Verdesoto and Orozco-Zoller, 2005](#); Watson *et al.* 2009). It is uncertain where the recruitment to the southern stock originates.

3.1.1. Standardized CPUE from purse-seine sets on floating objects

The standardized CPUE indicator for all silky sharks in floating-object sets shows an 82% decline during 1994-2004 ([Figure 2](#)), followed by a period of stability, with very low variability, during 2004-2013. The trends for medium and large sharks are similar ([Figure 3a, b](#)).

3.1.2. Nominal presence/absence indicators by purse-seine set type

For floating-object sets, the nominal presence/absence indicator produces results similar to those of the CPUE-OBJ indicator (Figure 5), and the nominal indicator for unassociated sets shows the same general trend of a sharp early decline, followed by stability at a much lower level. The number of dolphin sets made in the southern region is very low; the nominal indicator shows high variability, and is more difficult to interpret.

In view of the low catch rates and sample sizes available from the southern area, standardized indicators of presence/absence were not computed for dolphin and unassociated sets.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Galván-Tirado, C., Díaz-Jaimes, P., García-de-León, F.J., Galván-Magaña, F., and Uribe-Alcocer, M. 2013. Historical demography and genetic differentiation inferred from the mitochondrial DNA of the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the Pacific Ocean. *Fish Res.* 147: 36-46.
- Haistie, T., Tibshirani, R., and Friedman, J. 2009. *The Elements of Statistical Learning - Data Mining, Inference and Prediction: Springer Series in Statistics*, 745 pp.
- Harley, S.J., Myers, R.A., and Dunn, A. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Can J Fish Aquat Sci.* 58: 1760-1772.
- Minami, M., Lennert-Cody, C., Gao, W., and Román-Verdesoto, M. 2007. Modeling shark bycatch: the zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. *Fish Res.* 84: 210-221.
- Poisson, F., Filmalter, J.D., Vernet, A., and Dagorn, L. 2014. Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Can J Fish Aquat Sci.* 71: 1-4.
- Román-Verdesoto, M. 2014. Efectos potenciales de vedas espaciales en la demografía del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) en el Océano Pacífico oriental. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Tesis Maestría en Ciencias. 68 pp.
- Román-Verdesoto, M., and Orozco-Zoller, M. 2005. Bycatches of sharks in the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004. Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC). Data Report 11. 67 pp.
- Watson, J.T., Essington, T.E., Lennert-Cody, C.E., and Hall, M.A. 2009. Trade-Offs in the Design of Fishery Closures: Management of Silky Shark Bycatch in the Eastern Pacific Ocean Tuna Fishery. *Conserv Biol.* 23: 626-635.

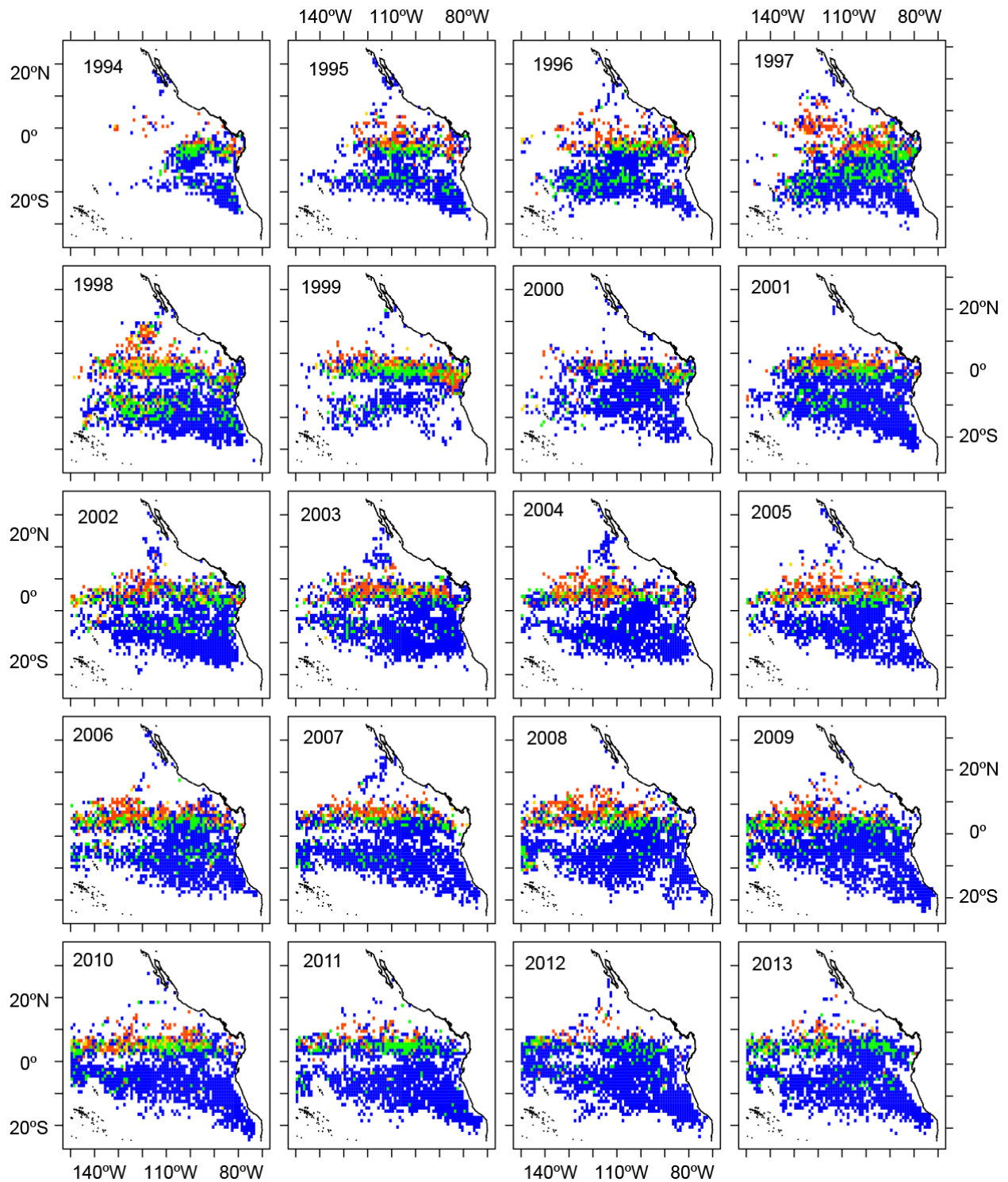


FIGURE 1a. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of small (< 90 cm total length) silky sharks, 1994-2013. Blue: 0 sharks per set; green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1a. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos pequeños (< 90 cm de talla total), 1994-2013. Azul: 0 tiburones por lance; verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

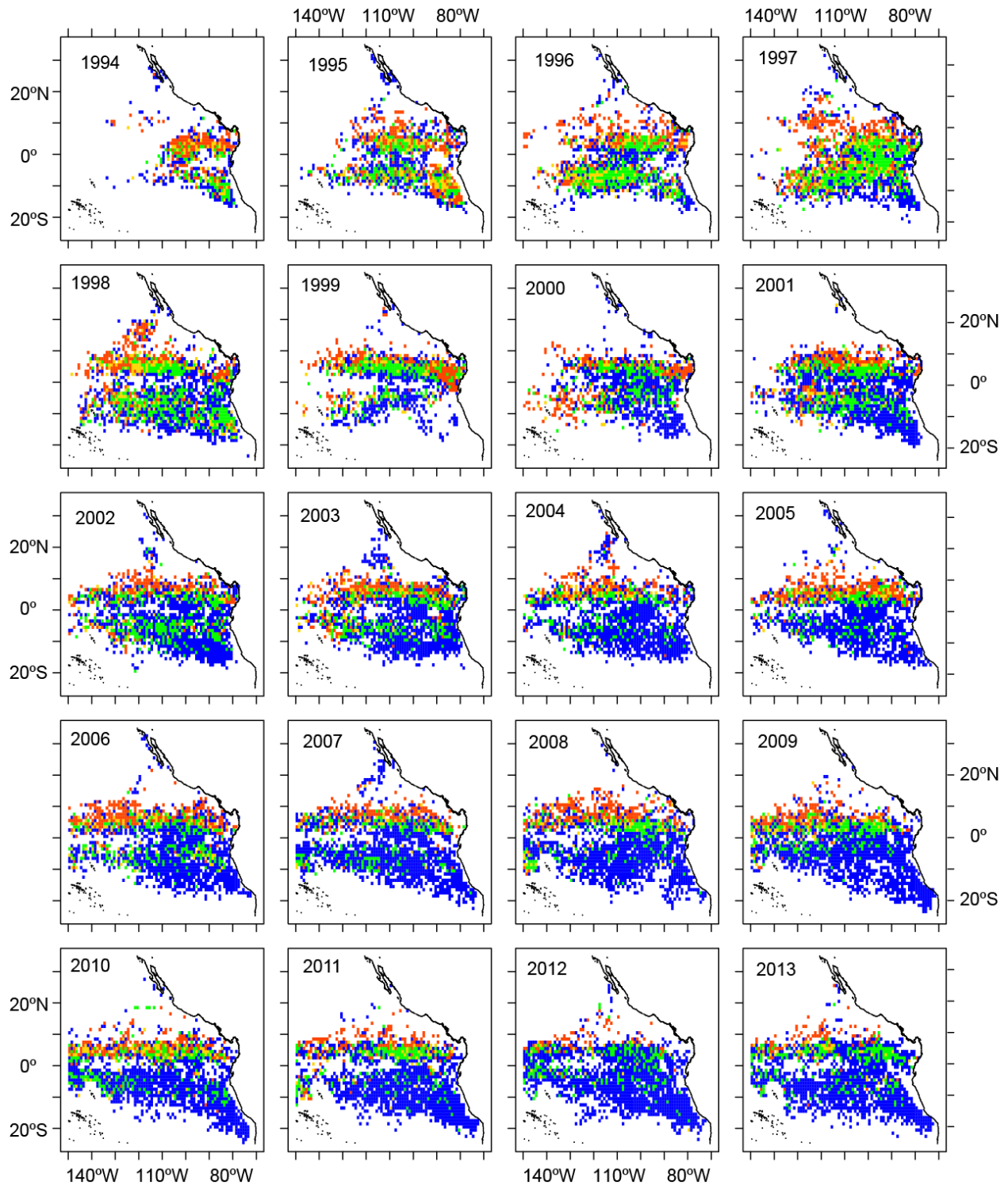


FIGURE 1b. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of medium (90-150 cm total length) silky sharks, 1994-2013. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1ba. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos medianos (90-150 cm de talla total), 1994-2013. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

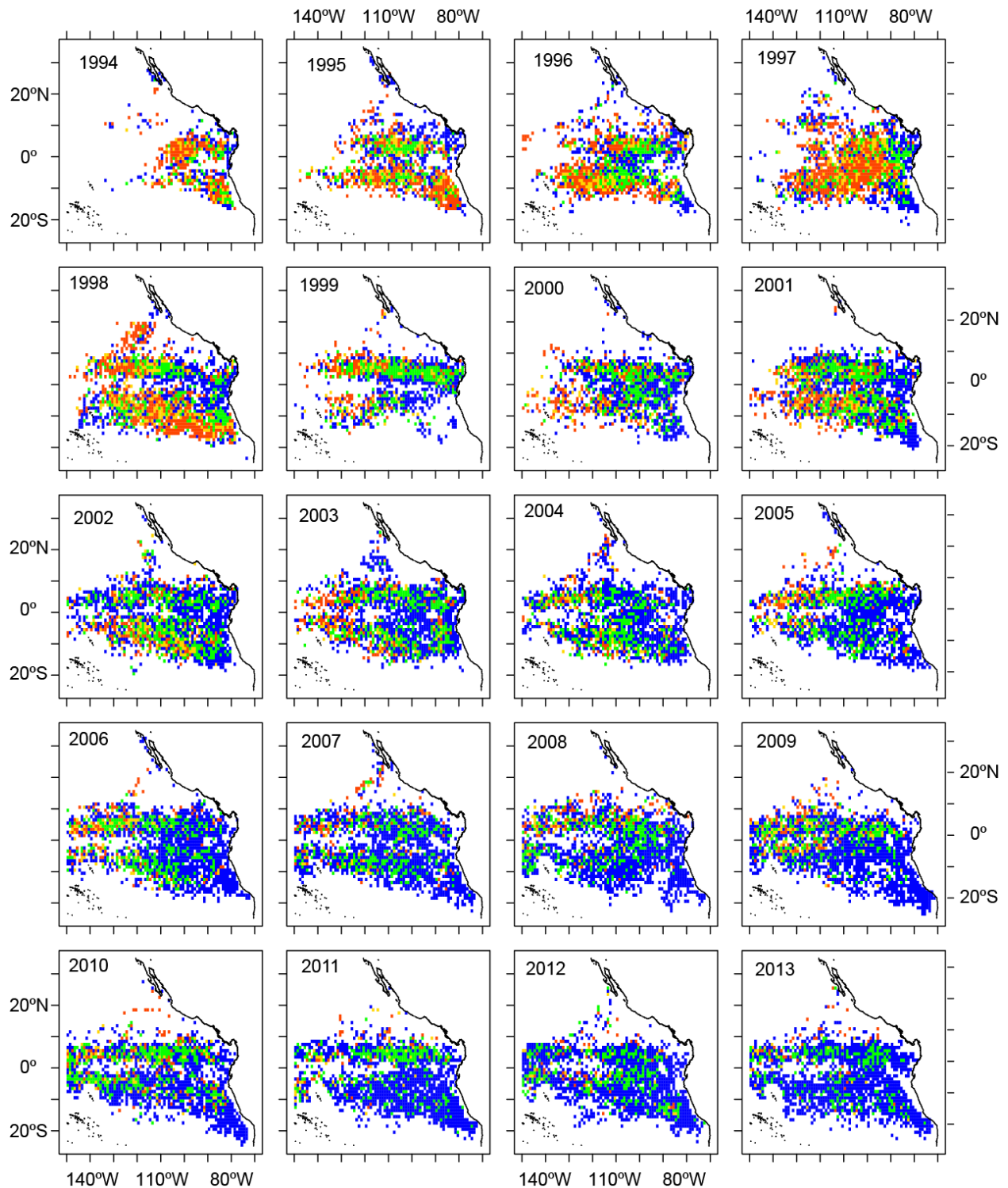


FIGURE 1c. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of large (> 150 cm total length) silky sharks, 1994-2013. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1c. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos grandes (> 150 cm de talla total), 1994-2013. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

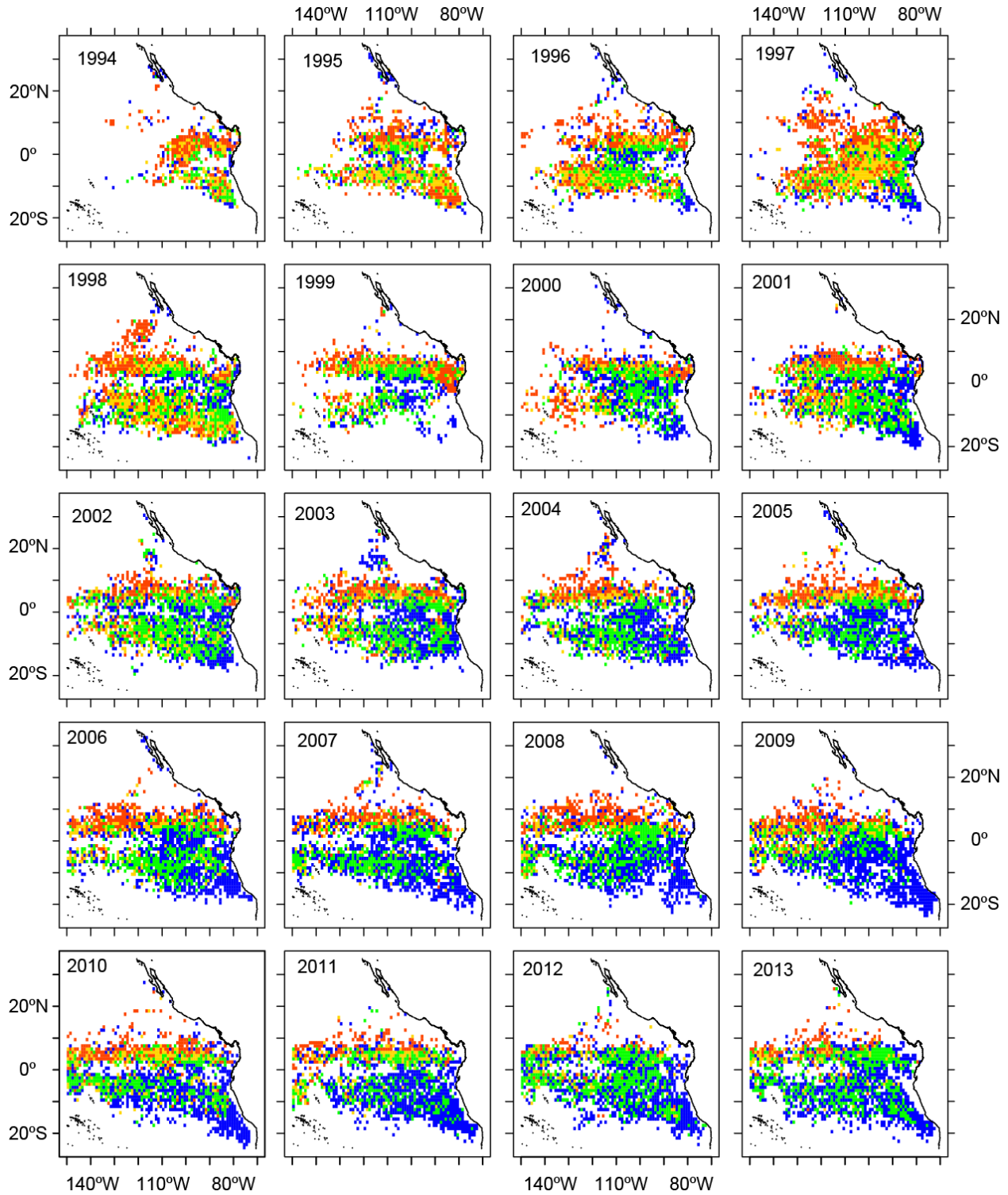


FIGURE 1d. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of all silky sharks, 1994-2013. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 2 shark per set; yellow: 2-5 sharks per set; red: > 5 sharks per set.

FIGURA 1d. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de todos tiburones sedosos, 1994-2013. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 2 tiburones por lance; amarillo: 2-5 tiburones por lance; rojo: > 5 tiburones por lance.

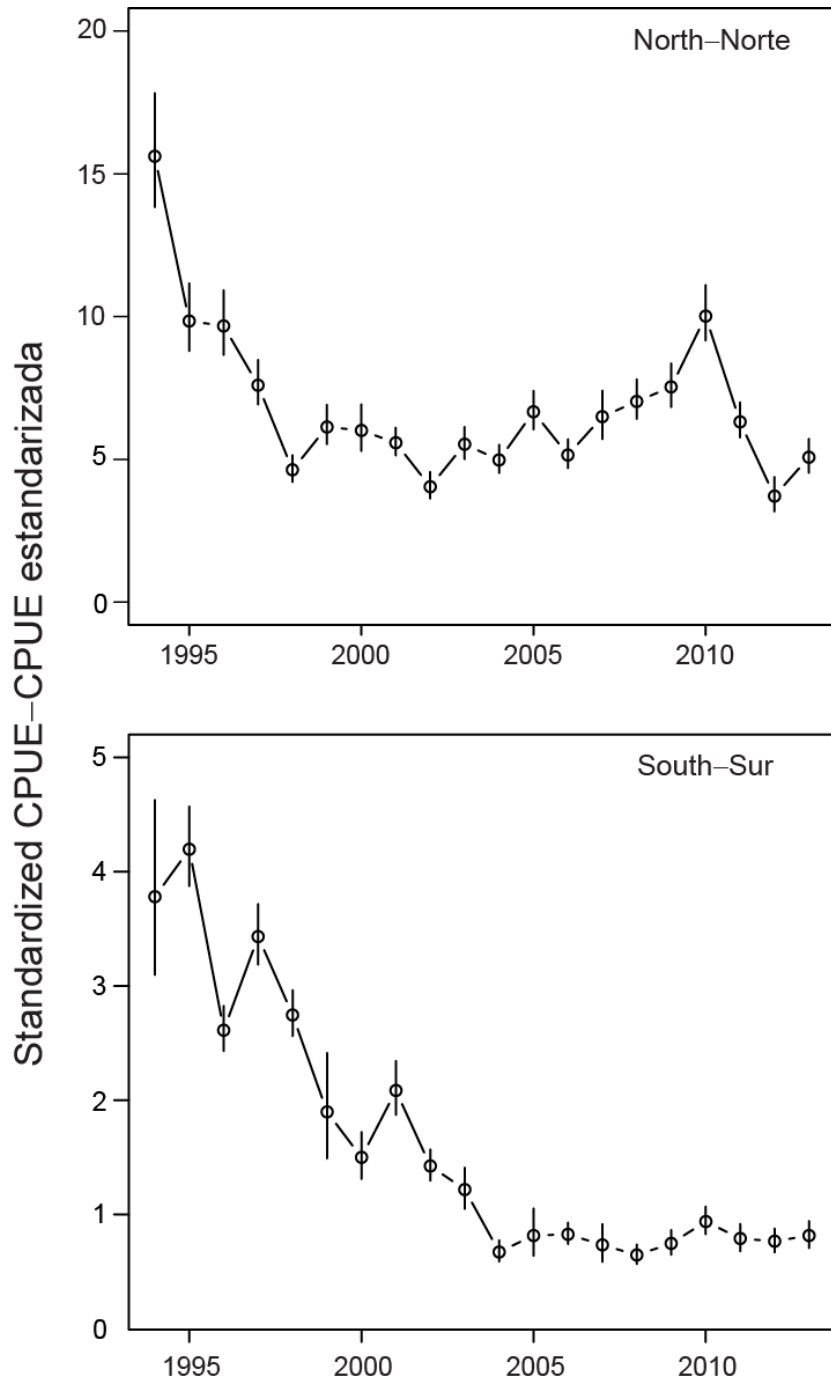


FIGURE 2. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE, in number of sharks per set) of all silky sharks in floating-object sets for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. Approximate 95% pointwise confidence intervals were computed by resampling from the posterior distribution of estimated GAM coefficients, assuming known smoothing and scale parameters.

FIGURA 2. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en número de tiburones por lance) estandarizada de todos los tiburones en lances sobre objetos flotantes de las poblaciones del OPO del norte (arriba) y sur (abajo). Se computaron los intervalos puntuales de confianza aproximados de 95% mediante un remuestreo de la distribución posterior de los coeficientes estimados del MAG, suponiendo parámetros de escala y suavización conocidos.

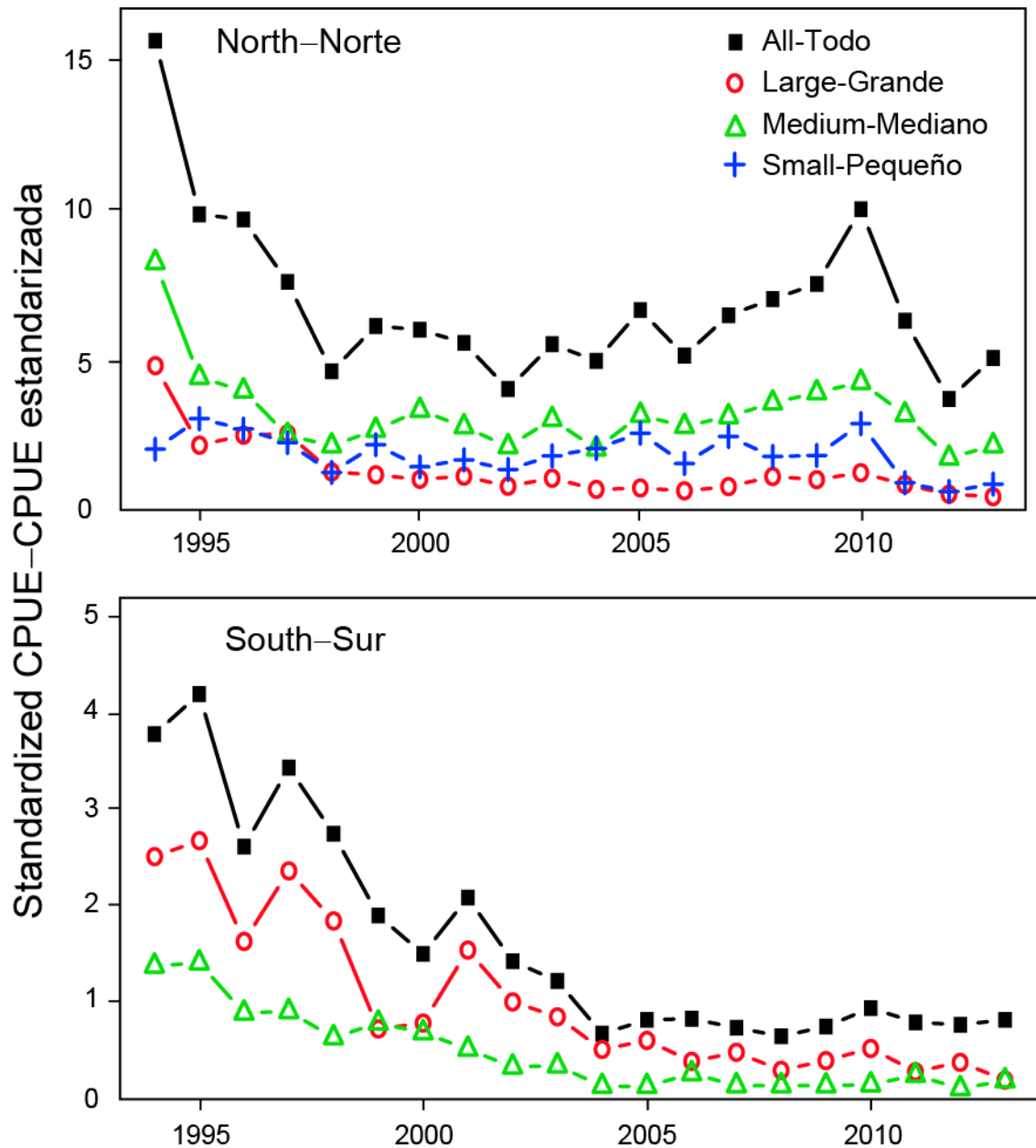


FIGURE 3a. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE; in numbers of sharks per set) in sets on floating objects (OBJ) of silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks in the south due to model instability caused by the low levels of bycatch in recent years; see Figure 1a.

FIGURA 3a. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en número de tiburones por lance) estandarizada en lances sobre objetos flotantes (OBJ) de tiburones sedosos de distintas clases de talla (pequeño, mediano, grande) y todos los tiburones sedosos correspondiente a las poblaciones del norte (arriba) y sur (abajo) en el OPO. No se computó un índice para los tiburones sedosos pequeños en el sur debido a la inestabilidad del modelo causada por los bajos niveles de captura incidental en los años recientes (Figura 1a).

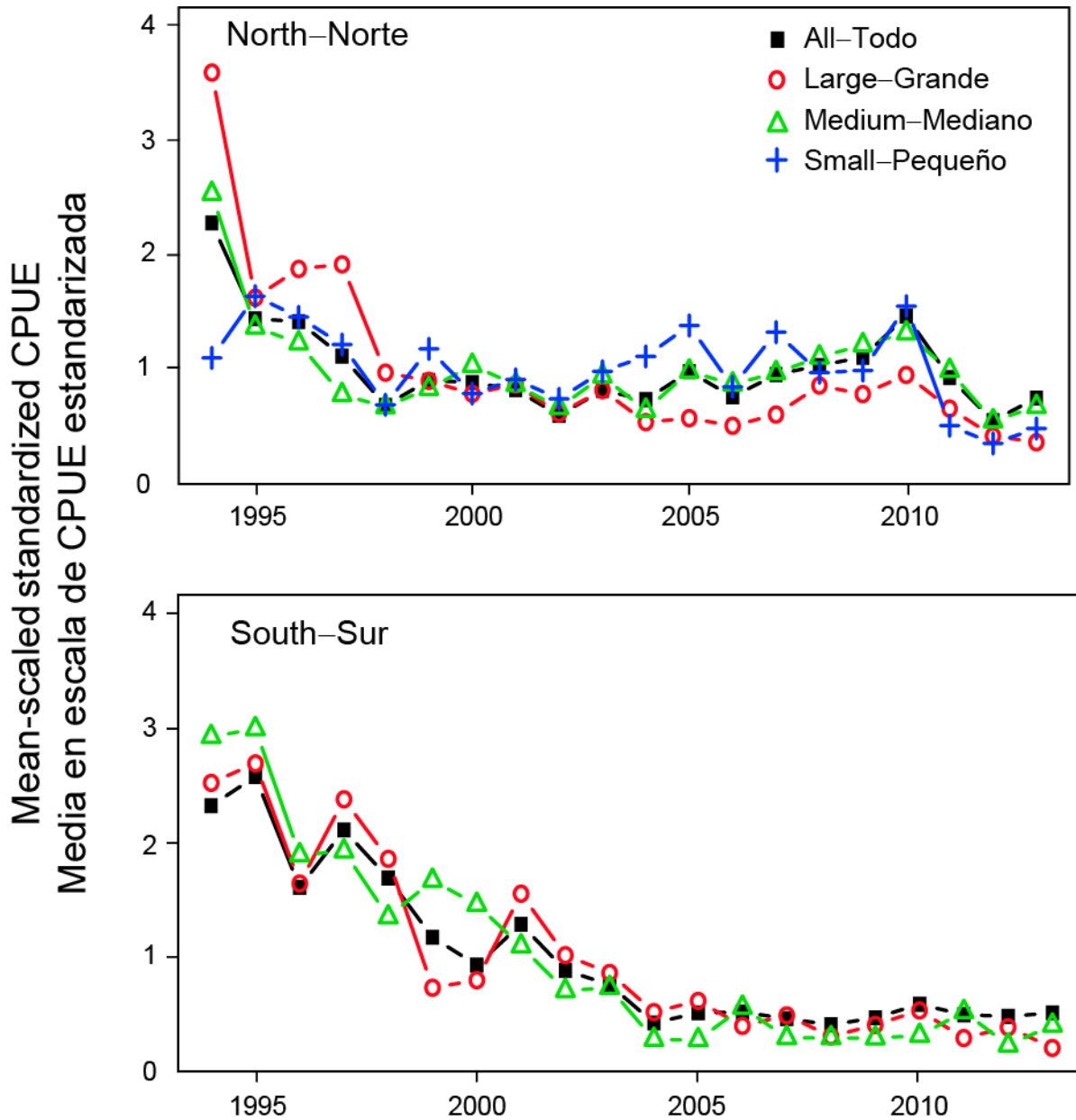


FIGURE 3b. Mean-scaled standardized catch-per-unit-effort in floating-object sets (CPUE-OBJ) (from Figure 3a) for silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for the northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks in the south due to model instability caused by the low levels of bycatch in recent years (Figure 1a).

FIGURA 3b. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada en lances sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) en escala al promedio de tiburones sedosos de distintas clases de talla (pequeño, mediano, grande) y todos los tiburones sedosos correspondiente a las poblaciones del norte (arriba) y sur (abajo) en el OPO. No se computó un índice para los tiburones sedosos pequeños en el sur debido a la inestabilidad del modelo causada por los bajos niveles de captura incidental en los años recientes (Figura 1a).

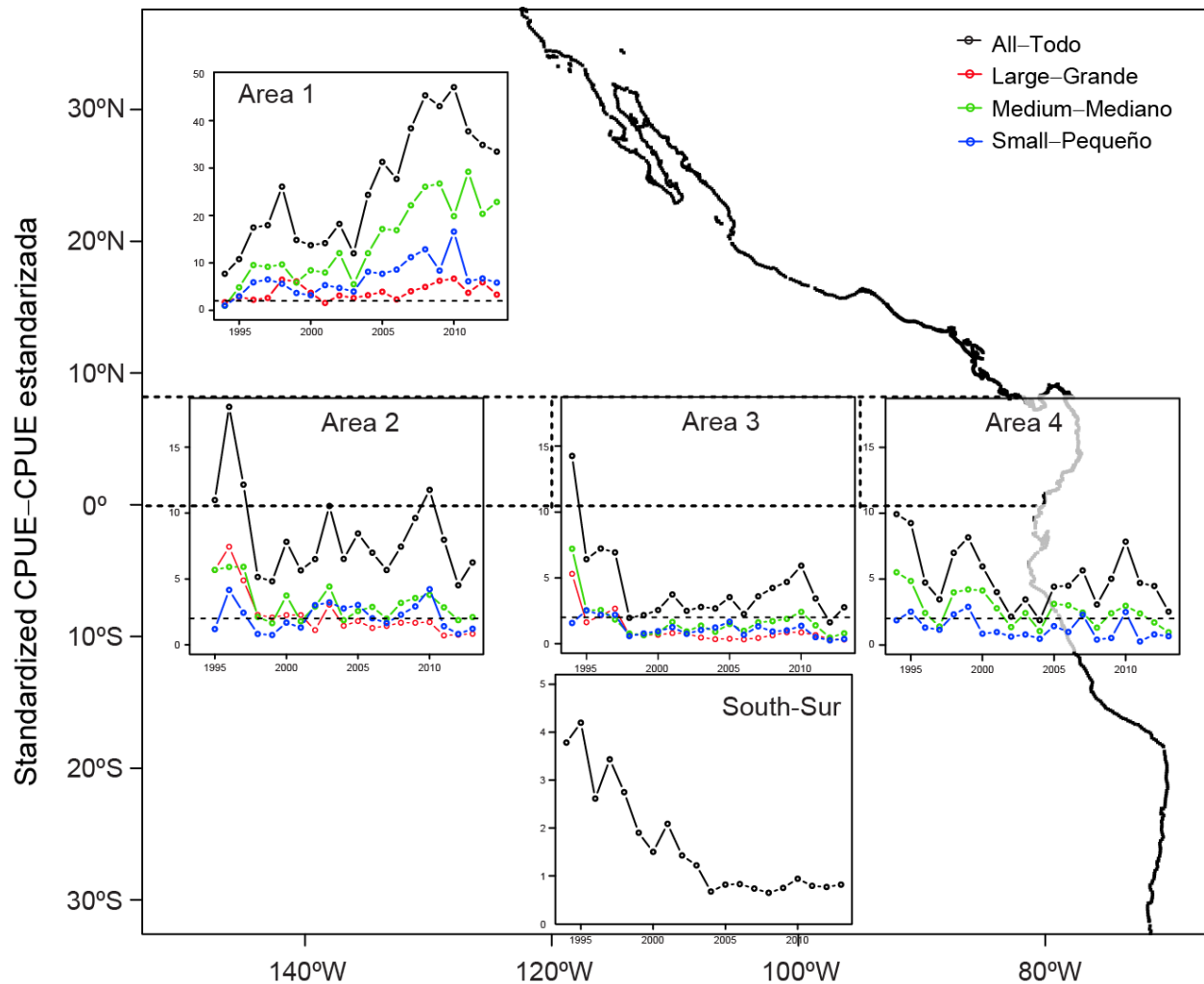


FIGURE 4a. Standardized catch-per-unit-effort in floating-object sets (CPUE-OBJ) of silky sharks, by area: north (Area 1); offshore (Area 2); central (Area 3); inshore (Area 4). No index for large sharks in Area 4 was obtained due to model instability. The trend in the southern area is from Figure 2.

FIGURA 4a Captura por unidad de esfuerzo estandarizada en lances sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) de tiburones sedosos, por área: norte (Area 1); alta mar (Area 2); central (Area 3); costera (Area 4). No se obtuvo un índice para los tiburones grandes en el Área 4 debido a inestabilidad del modelo. La tendencia en el área sur proviene de la Figura 2.

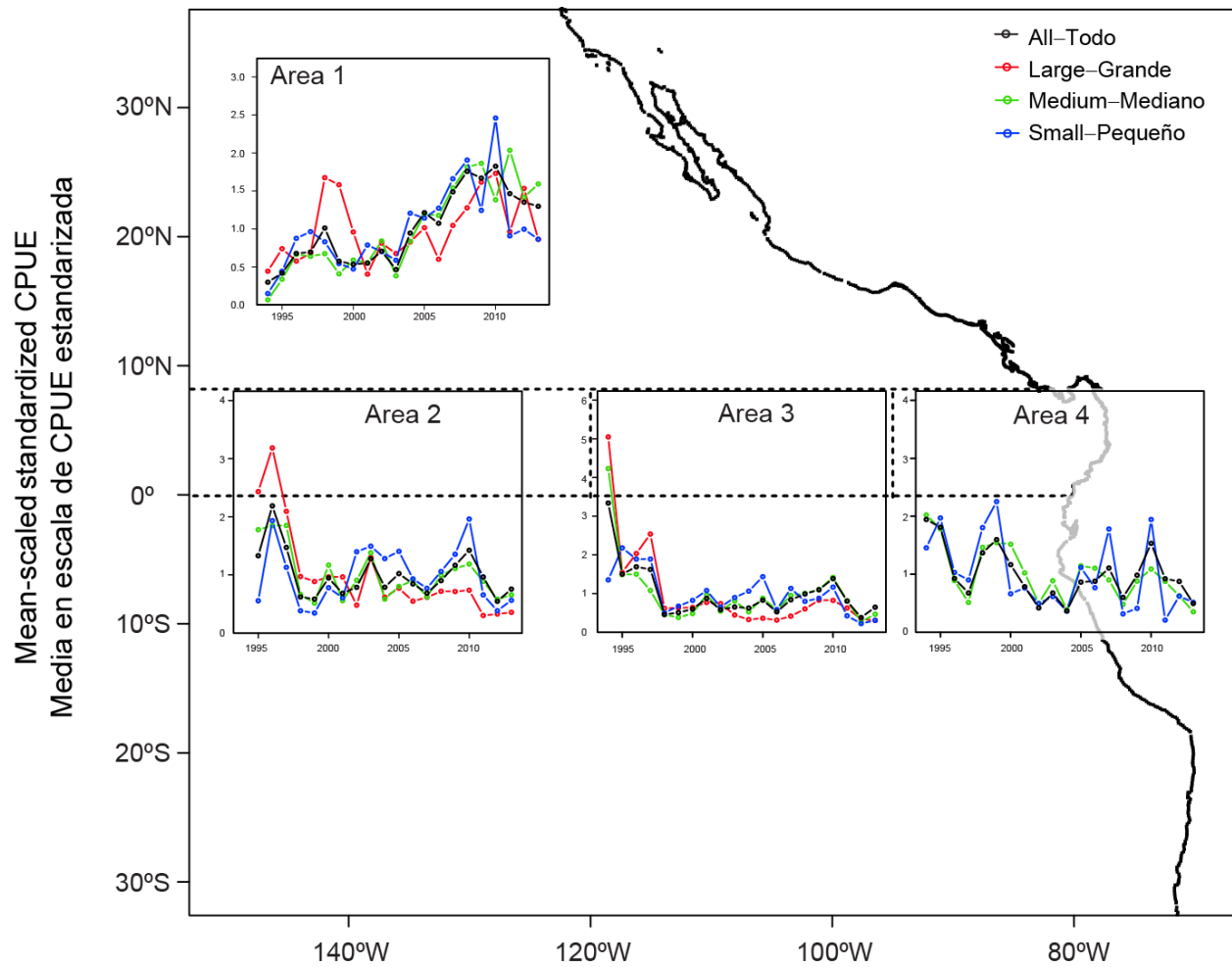


FIGURE 4b. Mean-scaled standardized catch-per-unit-effort in floating-object sets (CPUE-OBJ) of silky sharks, by area (Figure 4a): north (Area 1); offshore (Area 2); central (Area 3); inshore (Area 4). No index for large sharks in Area 4 was obtained due to model instability.

FIGURA 4b. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada en lances sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) en escala al promedio de tiburones sedosos, por área (Figura 4a): norte (Area 1); alta mar (Area 2); central (Area 3); costera (Area 4). No se obtuvo un índice para los tiburones grandes en el Área 4 debido a inestabilidad del modelo.

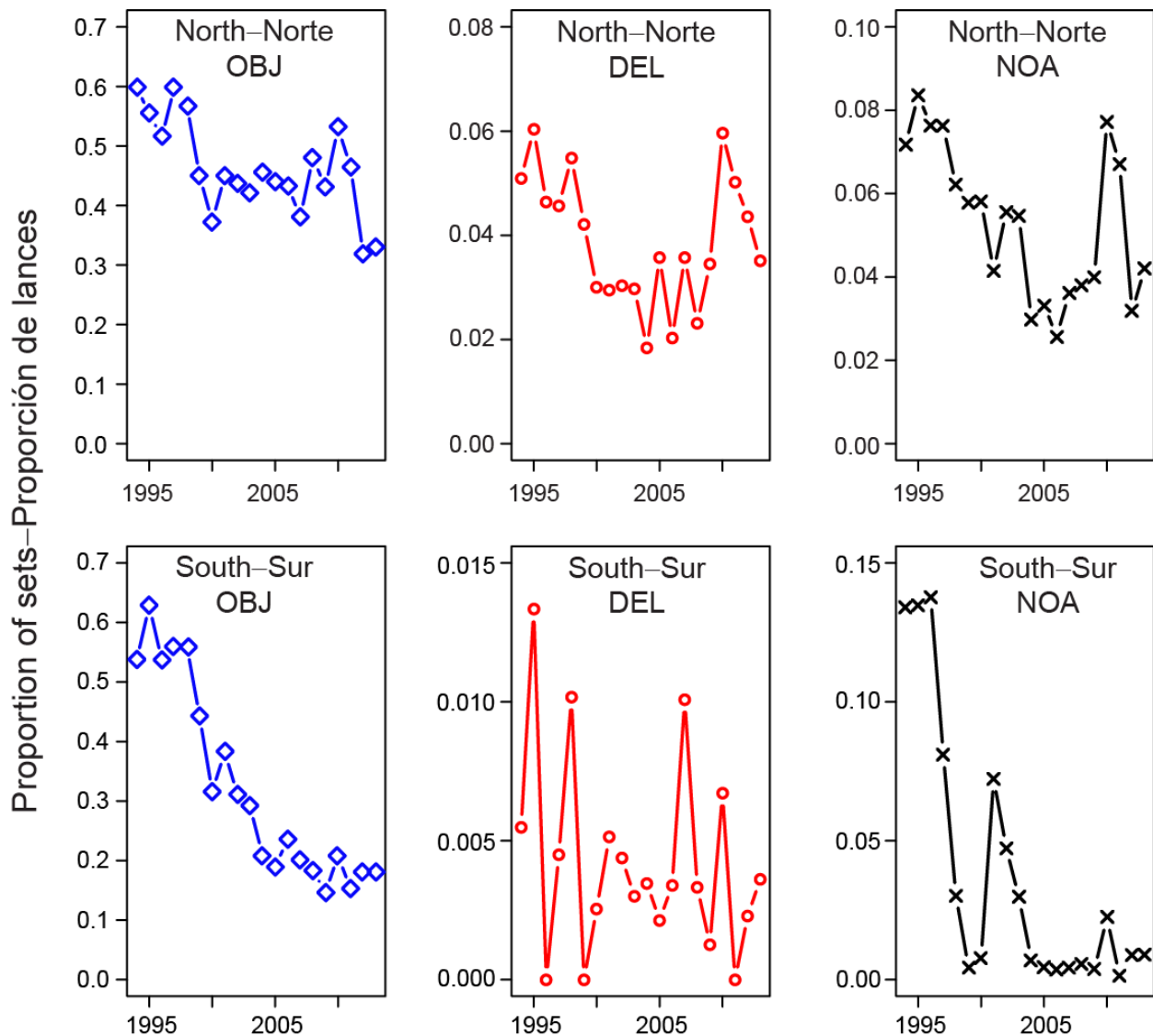


FIGURE 5. Nominal proportion of positive sets, by set type (floating-object (OBJ), dolphin (DEL), unassociated (NOA)), for the northern (top) and southern (bottom) stocks of silky shark in the EPO.

FIGURA 5. Proporción nominal de lanzes positivos, por tipo de lance (objeto flotante (OBJ), delfín (DEL), no asociado (NOA)), para las poblaciones del norte (arriba) y sur (abajo) del tiburón sedoso en el OPO.

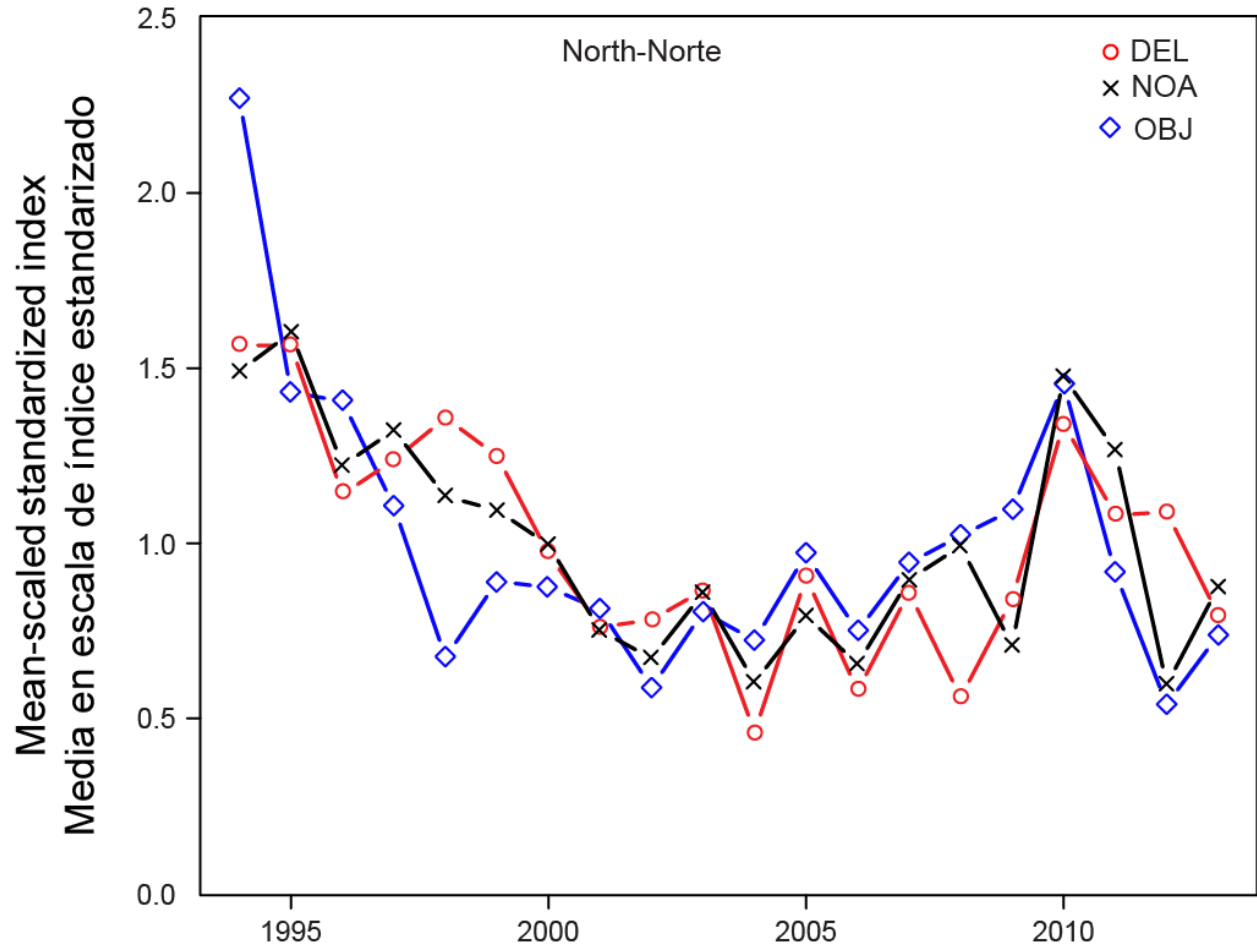


FIGURE 6. Comparison of stock status indicators (SSIs) for the northern silky shark produced for different purse-seine set types (floating-object (OBJ), dolphin (DEL), unassociated (NOA)).

FIGURA 6. Comparación de indicadores de condición de población (SSI) para el tiburón sedoso del norte producidos para distintos tipos de lance cerquero (objeto flotante (OBJ), delfín (DEL), no asociado (NOA)).

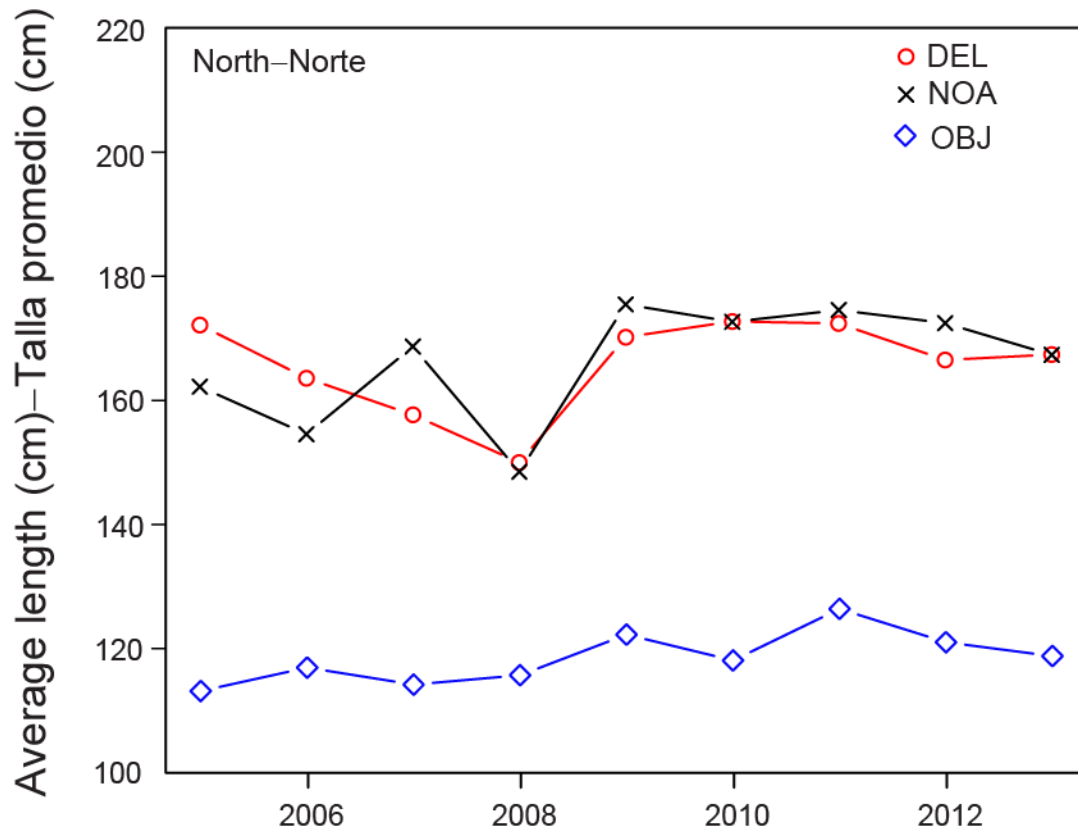


FIGURE 7. Average length (cm) of northern silky sharks caught in different purse-seine set types (floating-object (OBJ), dolphin (DEL), unassociated (NOA)), 2005-2013.

FIGURA 7. Talla promedio (cm) de tiburones sedosos del norte capturados en los distintos tipos de lance cerquero (objeto flotante (OBJ), delfín (DEL), no asociado (NOA)), 2005-2013.

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN PARA EL TIBURÓN SEDOSO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy Lennert-Cody, Mark N. Maunder, y Marlon Román-Verdesoto

RESUMEN

Los resultados de dos estudios genéticos recientes apoyan la evaluación y ordenación por separado de las poblaciones del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) en el Océano Pacífico occidental y oriental. Uno de los estudios sugiere una división adicional de los tiburones sedosos en el Océano Pacífico oriental (OPO) en dos poblaciones, aproximadamente a lo largo de la línea ecuatorial.

Un intento de evaluar la condición del tiburón sedoso en el OPO usando modelos convencionales de evaluación de poblaciones se ha visto gravemente perjudicado por incertidumbres importantes en los datos de la pesca, principalmente con respecto a los niveles de captura en los años tempranos, lo cual podría explicar por qué el modelo es incapaz de explicar las disminuciones de la población observadas en el primeros años de la evaluación (1994-1998) (Documento [SAC-05 INF-F](#)). Aunque este intento de evaluar la población ha producido una cantidad sustancial de información nueva acerca del tiburón sedoso en el OPO (por ejemplo, magnitud absoluta y relativa de la captura por distintas pesquerías y su selectividad), la escala absoluta de las tendencias de la población y las cantidades de ordenación derivadas están comprometidas. Por lo tanto, es urgentemente necesaria una base científica alternativa para el asesoramiento de ordenación. Este documento presenta un conjunto de posibles indicadores de estatus (o estabilidad) de población (SSI) que podrían ser considerados para la ordenación de las poblaciones del norte y del sur del tiburón sedoso en el OPO.

Se proponen índices basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada en lances cerqueros sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) como los mejores indicadores para representar las tendencias de las poblaciones del tiburón sedoso en el OPO, principalmente sobre la base de su mayor cobertura espacial de la pesquería sobre objetos flotantes comparada con otros tipos de lance. Sin embargo, se presentan también indicadores para otros tipos de lance como método potencial para verificar las tendencias en los indicadores CPUE-OBJ.

En el caso de la población del norte, el indicador CPUE-OBJ señala una disminución inicial brusca en una zona amplia (1994-1998), seguida por un periodo de estabilidad (1996-2006), y un posible incremento (2006-2010). No obstante, existen indicaciones de que este incremento se ha detenido en los últimos años (2010-2013). Estas tendencias son corroboradas por un tipo de indicador diferente (presencia/ausencia) producido de otros tipos de lance (delfín y no asociado).

En el caso de la población del sur, el indicador CPUE-OBJ señala una disminución brusca durante 1994-2004, seguida por un periodo de estabilidad en niveles mucho más bajos. Estas tendencias son asimismo corroboradas por indicadores de presencia/ausencia basados en otros tipos de lance.

No se han desarrollado puntos de referencia límite y objetivo para el tiburón sedoso a partir de estos indicadores. Además, no se han desarrollado ni evaluado reglas de control de explotación. En ese momento, los indicadores no pueden ser usados directamente para determinar la condición de la población o para establecer límites de captura: deberían ser usados en combinación con otra información para esos fines. En términos de ordenación, es crítico que se implementen de inmediato medidas precautorias para permitir la recuperación de las poblaciones del tiburón sedoso en el OPO.

En cuanto a investigaciones futuras sobre SSI para el tiburón sedoso, se debería dar prioridad a trabajos de evaluación de estrategia de ordenación (EEO) para identificar los puntos de referencia y reglas de control de explotación que lograrán las metas de conservación para la especie en el OPO.

1. INTRODUCCIÓN

Se han aplicado métodos convencionales de evaluación de poblaciones (modelos de producción excedente y con estructura por edad) a datos de pesca reconstruidos para el tiburón sedoso en el Océano Pacífico oriental (OPO) ([SAC-05 INF-F](#)). El periodo histórico de la evaluación abarca el periodo de 1993 a 2010, el cual excluye el periodo más reciente (2011-2013). Una evaluación actualizada que incluiría este periodo no es posible actualmente, por dos motivos: en primer lugar, se identificaron ciertos problemas estructurales en el modelo de evaluación, difíciles de superar debido a las importantes incertidumbres en los datos de pesca, en particular, en los niveles supuestos de la captura temprana; y en segundo lugar, no se dispone de datos de pesca para el periodo más reciente de todas las pesquerías supuestas en el modelo de evaluación.

Dada esta situación, y la necesidad de formular asesoramiento de ordenación para el tiburón sedoso en el OPO, es urgentemente necesaria información que pueda ser usada como alternativa a las evaluaciones convencionales basadas en grandes cantidades de datos. En el presente documento se describe un conjunto de indicadores de condición (o estabilidad) de población (*stock status indicators*, SSI) que pueden ser usados para este propósito.

Los SSI son útiles cuando no es factible una evaluación convencional, pero para la ordenación es necesaria una indicación de la condición de una población (ver documento [SAC-05-11c](#)). Los siguientes SSI pueden ser producidos fácilmente a partir de los datos tomados por los observadores a bordo de buques atuneros cerqueros grandes¹ que operan en el OPO:

1. distribución espacial de la captura incidental por lance (BPS) en lances cerqueros sobre objetos flotantes;
2. captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada de tiburones sedosos en lances cerqueros sobre objetos flotantes;
3. proporciones nominales de lances positivos (lances en los cuales se capturaron tiburones sedosos) para todos los tipos de lances cerqueros (sobre objetos flotantes, delfines, y cardúmenes de atunes no asociados);
4. índices estandarizados de presencia/ausencia de tiburones sedosos en lances cerqueros sobre delfines y atunes no asociados; y
5. talla media de tiburones sedosos capturados en lances cerqueros, por tipo de lance.

Los resultados de un estudio reciente de ADN mitocondrial (Galván-Tirado *et al.*, 2013) señalan una ligera divergencia genética entre los tiburones sedosos en el Pacífico occidental y oriental, lo cual apoya la evaluación y ordenación por separado de estas dos poblaciones. En el OPO, existen diferencias importantes norte-sur en la composición por talla de las capturas incidentales de tiburones sedosos en la pesquería con red de cerco (Román-Verdesoto, 2014; Román-Verdesoto y Orozco-Zoller, 2005; Watson *et al.*, 2009). Además, los resultados preliminares de estudios genéticos en curso (John Hyde, NMFS-SWFSC, com. pers.) confirman la separación este-oeste propuesta por Galván-Tirado *et al.* (2013), pero sugieren también con fuerza que, para fines de ordenación, los tiburones sedosos en el OPO deberían ser divididos en dos poblaciones, aproximadamente al norte y al sur de la línea ecuatorial. A la luz de esto, y con la mejor información científica disponible, se construyeron por separado SSI para las zonas al norte y al sur de la línea ecuatorial (poblaciones de delfines sedoso « norte » y « sur »).

En el presente documento, « todos » tiburones sedosos significa todo tiburón sedoso registrado por el observador, independientemente de si registró la talla y si (a partir de 2005) el tiburón fue registrado como « liberado vivo ». Antes de 2005, los observadores no registraban los tiburones liberados vivos. Los individuos registrados como liberados vivos están incluidos en la captura incidental total porque la

¹ Capacidad de acarreo > 363 toneladas (Clase 6)

información disponible sugiere que es poco probable que los tiburones subidos a bordo del buque en el salabardo sobrevivan una vez devueltos al agua (Poisson *et al.* 2014; CIAT, datos inéditos). Un análisis de sensibilidad para determinar el efecto sobre las tendencias estandarizadas para todos tiburones sedosos de excluir las liberaciones vivas desde 2005 descubrió que había poca diferencia durante el periodo de 2005 a 2013 entre la tendencia que incluía las liberaciones vivas y la que no. Aunque se ignora el nivel de liberaciones vivas antes de 2005, es poco probable que sea mayor que aquella registrada en 2005 (~5%), y es por lo tanto poco probable que haya influido en la tendencia general antes de 2005.

2. POBLACIÓN DEL NORTE

2.1. Distribución espacial de tasas de captura incidental de tiburón sedoso en lances cerqueros sobre objetos flotantes

Los mapas de distribución espacial brindan una sencilla vista general cuantitativa de los cambios a lo largo del tiempo de la frecuencia y abundancia de una especie. En el caso del tiburón sedoso, se dispone de mapas de la captura incidental por lance (BPS) media en lances cerqueros sobre objetos flotantes en el OPO, para categorías de talla pequeño (< 90 cm), mediano (90-150 cm), y grande (> 150 cm) por separado ([Figuras 1a-c](#)), y combinadas ([Figura 1d](#)).

En todas las categorías de talla al norte de la línea ecuatorial, ocurre una disminución aparente de las tasas de captura incidental (transición de áreas de 1° predominantemente rojas y amarillas a áreas de 1° predominantemente verdes y azules). Esta disminución parece particularmente fuerte en el periodo más reciente (2011-2013), y aparentemente comienza mucho antes (a mediados de los años 2000) para los tiburones grandes.

2.2. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada de lances cerqueros sobre objetos flotantes

Se dispone de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada de lances cerqueros sobre objetos flotantes para la población del tiburón sedoso del norte para el periodo de 1994-2013. Se usó un modelo de regresión binomial negativa para datos inflados con ceros (ZINB) con suavización (Minami *et al.* 2007) para la estandarización de la CPUE, y se estimaron tendencias estandarizadas con el método de dependencia parcial (Haistie *et al.* 2009). Se proponen los índices basados en CPUE estandarizada en lances cerqueros sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) como los mejores indicadores para representar las tendencias en la abundancia del tiburón sedoso en el OPO, por dos motivos: la pesquería sobre objetos flotantes tiene una cobertura espacial más amplia en el OPO que los otros dos tipos de lance, y se capturan tiburones sedosos de todos los tamaños en los lances sobre objetos flotantes, aunque la mayoría consiste en juveniles.

El indicador para la población del norte señala una disminución grande (70%) de la CPUE durante 1994-1998 ([Figura 2](#)). Es menos pronunciada (53%) si se excluye la estimación de 1994; la distribución espacial de la pesquería sobre objetos flotantes es mucho más estrecha en ese año que en los años subsiguientes ([Figura 1](#)). Durante los ocho años siguientes (1999-2006) la tendencia es aparentemente estable, con poca variabilidad.

El indicador señala una tendencia creciente paulatina durante 2006-2010 ([Figura 2](#)). Los resultados de un análisis demográfico ([SAC-05 INF-F](#)) indican que la tasa de incremento anual promedio observada durante este periodo, aproximadamente 14%, es plausible para las poblaciones de tiburón sedoso en el OPO sujeto a dos condiciones: tasas de explotación muy bajas, y si se considera la incertidumbre (precisión) de las estimaciones (intervalos de confianza de 95%), que reduce esta estimación sustancialmente. Los siguientes factores podrían haber contribuido a esta tendencia creciente: 1) las [resoluciones de conservación de atún](#) de la CIAT, que limitaron el esfuerzo de pesca cerquero ([C-04-09](#), [C-06-02](#), [C-09-01](#)); 2) la reducción significativa del esfuerzo palangrero en alta mar a mediados de los años 2000 que resultó del alza importante del precio del combustible; y 3) prohibiciones del corte de aletas en Centroamérica, donde existen pesquerías palangreras importantes dirigidas a tiburones.

La tasa anual de incremento observada de 33% de 2009 a 2010 no parece posible en vista del ciclo vital y productividad del tiburón sedoso en el OPO ([SAC-05 INF-F](#)), aún tomando en cuenta la imprecisión en las estimaciones. Esto sugiere que otros factores (por ejemplo, cambios en la capturabilidad, condiciones ambientales, migraciones) podrían haber estado en juego, y podrían explicar la CPUE marcadamente alta observada en 2010.

El valor medio del indicador CPUE-OBJ para 2011-2013 es 30% menor que aquel de 2006-2010, con una disminución de 63% entre 2010 y 2012, similar a aquella observada durante 1995-1998. Estos valores bajos indican que la posible tendencia de recuperación observada durante 2006-2010 ha sido interrumpida; pero, sin datos fiables de captura y esfuerzo para este periodo más reciente de todas las flotas que capturan tiburones sedosos, la causa de la disminución no puede ser determinada. Se podría deber a una mayor mortalidad por pesca de tiburones sedosos en el OPO desde 2010, o a factores ambientales que reducen la disponibilidad y capturabilidad del tiburón sedoso, o a una combinación de los dos.

Los observadores registran las capturas de tiburones sedosos por categoría de talla: pequeño (< 90 cm), mediano (90-150 cm), y grande (> 150 cm) ([Figura 3a](#)). Las tendencias relativas descritas en lo anterior de todos los tiburones ([Figura 2](#)) se aplican generalmente a las categorías de talla individuales, aunque la variabilidad interanual en las tendencias observadas para los tiburones pequeños es mayor, lo cual no es sorprendente, ya que la categoría de tiburones pequeños puede ser considerada como indicador sustituto para el reclutamiento (edades 0 y 1). La disminución brusca observada en los tiburones medianos y grandes durante 1994-1998 es menos marcada en el caso de los tiburones pequeños, lo cual sugiere que el reclutamiento no ha sido muy afectado a lo largo del tiempo. Para permitir una mejor comparación de las tendencias relativas de todas las categorías de talla, en la [Figura 3b](#) se presenta la CPUE estandarizada en escala al promedio.

Dos posibles explicaciones de este patrón – disminuciones importantes de la población reproductora (individuos grandes) y reclutamiento aparentemente no afectado – son una forma de mecanismo compensatorio dependiente de la densidad y/o inmigración de reclutas al OPO de otras zonas. Los estudios genéticos no son claros con respecto a la división de las poblaciones del Océano Pacífico oriental y occidental. La excepción a este patrón aparente de reclutamiento estable es el trienio más reciente (2011-2013), cuando el reclutamiento fue sustancialmente menor que en años previos el nivel medio de reclutamiento durante 2011-2013 fue 63% menor que aquellos de 2005-2010 ([Figura 3a, b](#)).

2.2.1. Tendencias espaciales de la CPUE estandarizada de lances cerqueros sobre objetos flotantes

A fin de investigar las tendencias espaciales en el OPO norte, donde ocurre la mayoría de las capturas de tiburón sedoso, se computó la CPUE estandarizada para cuatro subáreas ([Figura 4a](#)), por categoría de talla y para todos los tiburones. Para permitir una mejor comparación de las tendencias relativas de todas las categorías de talla, en la [Figura 4b](#) se presenta la CPUE estandarizada en escala al promedio.

Las tendencias de la CPUE estandarizada estimadas para la subárea más al norte, Area 1 (al norte de 8°N) son altamente variables, y presentan una tendencia creciente pronunciada cuádruple desde 2003, lo cual es biológicamente irrealista. Este área incluye solamente un pequeño número de lances, así como lances sobre objetos flotantes en la Corriente de California que fluye al sur ([Figura 1](#)), y esta alta variabilidad de la captura, esfuerzo bajo, y condiciones oceanográficas altamente variables podrían perjudicar la fiabilidad de estos indicadores para el Area 1. No obstante, cabe notar que la CPUE estandarizada en esta área señala disminuciones de 65% y 29% para tiburones pequeños y todos los tiburones, respectivamente, durante 2010-2013.

Se dividió la franja ecuatorial norte de la distribución de los lances sobre objetos flotantes en tres áreas: Area 2 (alta mar), Area 3 (central), y Area 4 (costera). El análisis espacial de las tendencias señala unos patrones importantes para la población del norte.

En primer lugar, las tendencias estandarizadas de la CPUE del área central (Area 3) son las más similares

a aquellas descritas en la [sección 2.2](#) para la población del norte (todas las subáreas combinadas; [Figuras 2, 3a, b](#)). Este resultado no es sorprendente porque el conjunto de datos usado para el análisis de tendencias contiene más lances sobre objetos flotantes en el Área 3 que en cualquier otra de las tres subáreas del norte, y el procedimiento de estandarización pondera los datos en la estimación de las tendencias.

Se observan las disminuciones bruscas de la CPUE de todos los tiburones durante 1994-1998 en todas las tres áreas ecuatoriales (alta mar, central, y costera), pero la magnitud de esta disminución en el área costera (30%) es menor que en las áreas central y de alta mar (86% y 72%, respectivamente).

La disminución reciente de la población del norte observada durante 2010-2012 ([Figura 2](#)) ocurre en todas las tres áreas ecuatoriales ([Figura 4a, b](#)), mientras que se observa la ligera recuperación durante 2012-2013 solamente en las áreas de alta mar y central. Esto se debe posiblemente a tasas de explotación más altas en el área costera, que es más accesible a pesquerías basadas en tierra, pero se cuenta con solamente dos puntos de datos, por lo que es demasiado prematuro para saber si se trata de una verdadera recuperación.

2.3. Indicadores de presencia/ausencia por tipo de lance cerquero

Una posible preocupación acerca de los indicadores basados en captura por lance en lances sobre objetos flotantes es que los índices de tasa de captura son más susceptibles a sesgos por hiperestabilidad. En el contexto de lances sobre objetos flotantes, por ejemplo, es posible que la concentración de fauna alrededor del objeto flotante tenga algún tipo de « capacidad de carga », y que su densidad siga estable mientras disminuye la verdadera abundancia de la población: la así llamada « hiperestabilidad » (Harley *et al.* 2001). No obstante, esto es aplicable a la especie objetivo solamente, y sería importante para las especies de captura incidental únicamente si su abundancia está relacionada con la abundancia de la especie objetivo.

Una alternativa a los indicadores basados en tasas de captura son los índices de presencia/ausencia, que son indicadores de la probabilidad de un evento de pesca positivo, es decir, un lance en el cual se captura al menos un tiburón sedoso (presencia/ausencia). Estos indicadores de presencia/ausencia poseen varias ventajas: son independientes del tamaño de cardumen o agrupación, ya que requieren solamente que un individuo de una especie esté presente la captura, son más fáciles de obtener para tipos de arte con tasas de captura bajas e irregularmente distribuidas, y no son afectadas por unos pocos lances con capturas grandes. Son útiles para los lances cerqueros sobre delfines y atunes no asociados porque la tasa de captura total de tiburones sedosos en esos tipos de lance es muy baja comparada con aquellas en los lances sobre objetos flotantes.

En la [Figura 5](#) se ilustra la proporción nominal de lances, por tipo, con un tiburón sedoso o más presente en la captura incidental. Las tendencias relativas son similares para los distintos tipos de lance. Se computaron índices de presencia/ausencia estandarizados con datos de tiburones sedosos en lances sobre delfines y no asociados. La probabilidad de capturar un tiburón sedoso o más en un lance fue modelada usando un modelo de regresión logístico que incluyó suavización. Se estimaron tendencias estandarizadas con el método de dependencia parcial. En general, las tendencias relativas en estos indicadores fueron muy consistentes entre sí ([Figura 6](#)); y mucho más importante, coinciden también con las tendencias relativas totales del indicador basado en CPUE de objetos flotantes propuesto en la [sección 2.2](#) como la mejor representación de las tendencias de la población del tiburón sedoso del norte ([Figura 6](#)).

2.4. Talla media

Además de los indicadores de CPUE y presencia/ausencia descritos en lo anterior, la talla media de los tiburones sedosos capturados en lances cerqueros podría ser considerada como indicador para el seguimiento de la condición de la población. Por ejemplo, una disminución gradual de la talla media podría indicar que el segmento adulto de la población está reducido y que la pesquería se está dirigiendo hacia el segmento más joven restante de la población. En contraste, una disminución grande y brusca de

la talla media podría indicar que un reclutamiento (cohorte) fuerte está pasando por la pesquería.

Los observadores a bordo de los buques cerqueros han medido la talla de los tiburones desde 2005, por lo que se dispone de indicadores de talla media, por tipo de lance, para el periodo de 2005-2013.

Durante 2006-2011, la talla media de los tiburones capturados en lances sobre objetos flotantes aumentó paulatinamente ([Figura 7](#)), de 117 cm en 2006 a 126 cm en 2011; y disminuyó unos 8 cm durante 2011-2013, pero siguió dentro de los niveles históricos (gama de 113 a 126 cm).

Las tendencias de la talla media observadas en los lances sobre delfines y no asociados son más variables, pero generalmente consistentes entre sí ([Figura 7](#)). Parece que ambas pesquerías pasaron por dos periodos diferentes: un periodo temprano más variable (2005-2008), en el cual la talla media disminuyó a unos 149 cm, seguido por un periodo más reciente (2009-2013) con una talla media más estable alrededor de 170 cm.

Sin datos de talla para los años antes de 2005, es difícil conciliar los patrones de talla media aquí descritos con los indicadores de CPUE y presencia/ausencia. Además, análisis por espacio y sexo podrían contribuir a comprender las tendencias de la talla media.

3. POBLACIÓN DEL SUR

3.1. Distribución espacial de las tasas de captura incidental de lances cerqueros sobre objetos flotantes

En el caso de la población del sur, ocurrió una disminución importante de las tasas de captura (transición de áreas de 1° predominantemente rojas y amarillas a áreas de 1° predominantemente verdes y azules) ([Figuras 1a-d](#)). Esta disminución es particularmente marcada para los tiburones medianos y grandes a principios y mediados de los años 2000 ([Figuras 1b-c](#)). Estos patrones son mejor cuantificados a continuación a partir de índices de CPUE estandarizada.

Los individuos pequeños son relativamente escasos en el área sur (Román-Verdesoto, 2014; [Román-Verdesoto and Orozco-Zoller, 2005](#); Watson et al., 2009). No se sabe el origen espacial del reclutamiento de la población del sur.

3.1.1. CPUE estandarizada de lances cerqueros sobre objetos flotantes

El indicador de CPUE estandarizada para todos los tiburones en lances sobre objetos flotantes disminuyó un 82% durante 1994-2004 ([Figura 2](#)), seguido por un periodo de estabilidad, con variabilidad muy baja, durante 2004-2013. Las tendencias para los tiburones medianos y grandes son similares ([Figura 3a, b](#)).

3.1.2. Indicadores de presencia/ausencia nominal por tipo de lance cerquero

En el caso de los lances sobre objetos flotantes, el indicador de presencia/ausencia nominal produce resultados similares a aquellos del indicador CPUE-OBJ ([Figura 5](#)), y el indicador nominal para lances no asociados señala la misma tendencia general de una disminución temprana brusca, seguida por estabilidad en un nivel mucho más bajo. El número de lances sobre delfines en la región sur es muy bajo; el indicador nominal señala una variabilidad alta, y es más difícil de interpretar.

En vista de las bajas tasas de captura y los pequeños tamaños de muestra disponibles del área sur, no se computaron indicadores estandarizados de presencia/ausencia para los lances sobre delfines y no asociados.

STOCK STATUS INDICATORS FOR FISHERIES OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Michael G. Hinton, Mark Maunder, Nick Vogel, Robert Olson, Cleridy Lennert,
Alexandre Aires-da-Silva, and Martin Hall

1. Introduction.....	142
2. Fisheries and data.....	143
3. Stock status indicators.....	147
4. Spatial and temporal strata.....	149
5. Applicability and limitations of methods to EPO populations.....	150
6. Reference points and harvest control rules.....	152
7. Summary of points and recommendations.....	152
Literature cited.....	153

1. INTRODUCTION

The primary purpose of this document is to 1) provide background on existing data and sources that may be used to develop stock status (or stability) indicators (SSIs) for species taken in the fisheries for tuna and billfishes in the eastern Pacific Ocean (EPO), 2) describe candidate SSIs, and 3) provide a preliminary evaluation of the suitability of each SSI for stocks managed by the IATTC. Indicators are useful when full assessments are infeasible and/or an indication of stock status is needed during periods between full stock assessments, and can also be used in harvest-control rules developed for management. Indicators based on catch, catch rates, and size or size frequencies were identified for possible further investigation and validation before use by the Commission.

Generally, full stock assessments require at least data on total catch covering the full time period of the assessment and a reliable index of relative abundance. They also need biological (*e.g.* growth, natural mortality) and fishery (*e.g.* selectivity) information or, if a production model is used, an understanding of the production function. Modern integrated stock assessment models can use other types of information (*e.g.* age- and length-composition data, mark-recapture data) that aid in estimating the biological and fishery processes in addition to providing information on abundance and mortality (Maunder and Punt 2013), and there are general programs to conduct these analyses (*e.g.* Stock Synthesis; Methot and Wetzel 2013). Unfortunately, these data are not available for some stocks and species.

For over fifty years, the IATTC staff, national agencies, and other organizations have collected detailed data on all aspects of the principal species of tunas (albacore, bigeye, Pacific bluefin, skipjack, and yellowfin) and of the fisheries in the EPO, making full assessments of these species possible. It has also undertaken research on some species caught incidentally in longline and purse-seine fisheries, including billfishes, dolphins, and sharks, but the quantity and quality of the data available for such species are much more variable, and in most cases insufficient for conventional assessments. There are also a large number of data sets that are collected for specific purposes (*e.g.* to test circle- vs. J-hooks in longline fisheries) and which may be useful for integrated stock assessments, but unless they are collected on a continuing basis, they may not be useful for SSIs. They also need to be representative of the whole stock being managed, which may not be the case for studies with limited spatial or temporal coverage.

The IATTC staff has conducted full assessments of the principal species of tunas, as well as of blue marlin, sailfish, striped marlin, and swordfish, but not of any bycatch species other than dolphins. It has also conducted productivity and susceptibility analyses (PSAs) to gauge the vulnerability of bycatch species to overfishing (Anonymous 2011), and has identified several which may be adversely affected by

fishing ([Figure 1](#)); for example, many species of sharks, and some turtles and rays, which share general life history characteristics such as low reproductive rates and long lives. The PSA measures productivity of a species by identifying attributes such as high intrinsic population growth rate and maximum age that contribute to resiliency; and it measures susceptibility to fisheries by identifying attributes that moderate vulnerability such as seasonal migration and value. The results of the PSA may provide an initial set of candidate species for which developing indicators is a priority.

Indicators fill the void when data are insufficient for an assessment. The demand for SSIs has increased with the increased emphasis on ecosystem management (Garcia and Staples 2000) and with efforts to manage the tradeoffs between conservation and economic benefits (Cheung and Sumaila 2008), but the resources necessary for obtaining the basic biological and life history data required for full assessments for the multitude of bycatch species taken in fisheries are not available (Zhou *et al.* 2011). A triage system is needed to determine which species to focus on, particularly if new data need to be collected. The data available on bycatches is fishery-dependent, and quite varied in nature, scope and detail, and the development of indicators will require identifying what data are available and suitable for the purpose.

Evaluating sustainability using a SSI is possible only if the indicator can be evaluated against a sustainability-based reference point (Garcia and Staples 2000). Although no standard for stability or sustainability has been established, maximum sustainable yield (MSY) is the reference point for management by the Commission under the [Antigua Convention](#). However, MSY is not the only possible objective of management. A fisheries management body could, for example, establish a regime that maintains the biomass of one or more stocks at levels below or above those required to achieve their respective MSYs, while simultaneously achieving MSY (or some other target) from another stock (Ricker 1975).

The IATTC staff has used SSIs for providing management advice on skipjack tuna since 2008 due to the inability to estimate their absolute abundance (Maunder and Deriso 2008). SSIs have also been proposed for silky shark (Aires-da-Silva *et al.* 2014). However, the SSIs used by the IATTC have not been validated and no formal reference points or harvest control rules based on these SSIs have been developed. The choice of SSI should take into consideration how it will be used to provide management advice. For example, will it be used in a formal harvest control rule or just to indicate that further investigation of the stock status is warranted? The use of SSIs for management advice will require extensive testing such as that conducted in management strategy evaluation (MSE; *e.g.* Punt *et al.* 2001).

The report is structured with several sections covering a number of general topics, including: 1) description and sources of existing data, 2) assessments and SSIs, 3) reference points and harvest control rules, and 4) general recommendations.

2. FISHERIES AND DATA

2.1. Fisheries of the EPO

About 90% of the documented catch of tropical tunas in the EPO is taken on the high seas by large purse-seine vessels, mostly from nations bordering the EPO, which mainly target yellowfin, bigeye, and skipjack tuna for canning. Large industrial longline vessels, predominantly flagged in the Far East, take most of the rest of the catch; they target albacore, bigeye, Pacific bluefin, and yellowfin tunas, as well as marlins and swordfish, and supply mainly the sushi/sashimi market. In the coastal regions of the EPO, smaller longline vessels, and gillnet, harpoon, and recreational fisheries also target tunas, marlins, swordfish, and sharks. All of these fisheries have bycatches of species other than those targeted.

The industrial fleets are generally monitored by governments and regional fisheries management organizations such as the IATTC, and detailed data on catch and fishing effort are compiled. The artisanal and recreational fisheries are generally not as well monitored, for a number of reasons, among them widespread landing locations, lack of licensing or landings reporting requirements, and relatively low direct economic value from trade.

The non-industrial fisheries, which use many gears, including handlines, longlines, and various types of seines, can exert considerable impacts on the stocks. For instance, the recreational fishery for billfishes off Baja California Sur and southern Mexico catches about 1,050 metric tons (t) of striped marlin annually (Hinton and Maunder 2011), about half the MSY, and more than the industrial longline and purse-seine fisheries in the northern EPO.

2.2. Data sources for EPO fisheries

Data on total catches (which include discards) are a key component for determining the status of a population, but they are unavailable for many of the species caught in the tuna fisheries in the EPO, particularly for bycatch species. Detailed data on bycatches in the EPO are available only for large purse-seine vessels. IATTC resolution [C-03-05](#) outlines the type and spatio-temporal resolution of data that IATTC Members are required to provide to the Commission staff for the main tuna species as follows:

Category	Level	Resolution	Data
Catch and effort	1	Set-by-set, logbook data with information on gear configuration and target species	Total catch in numbers, and weight if available; fishing effort
	2	1°x1°-month, with information on gear configuration and target species	
	3	5°x5°-month, with information on gear configuration and target species	
Length frequency	1	Set position, start or end of set	Length or weight of individual fish
	2	Grid position, best possible spatial-temporal resolution of area of capture	

More detailed data are also often collected by Members and provided to the Commission staff on request.

2.2.1. Longline fisheries

The longline fisheries of the EPO are divided into those operating in or near coastal waters and those operating principally on the high seas.

2.2.1.a High seas longline

The vast majority of the large (> 24 m) longline vessels that operate in the EPO are from China, Japan, Korea, and Chinese Taipei, and target mainly albacore, bigeye, and yellowfin tuna, swordfish, and marlin.

The data available for these fisheries, mostly from national logbook and sampling programs, include data on fishing effort and catch, and sometimes data on length or weight of fish taken by time-area strata. Catch data for other species, if available, is generally pooled in categories such as ‘shark’ or ‘other’. In 2013, the 5% coverage of these vessels by scientific observers mandated by Resolution [C-11-08](#) was implemented, which will provide more detailed information on longline bycatches ([Section 2.2.3a](#)).

2.2.1.b Coastal longline

Artisanal and industrial longline fisheries taking tunas and a multitude of other species operate along the coast of the Americas from Mexico to Chile. Some target tunas, while in others tunas are an opportunistic catch. The full scope of the artisanal fisheries is not well known, though in places they may constitute a significant source of fishing mortality on a wide range of species. Compared to other regions, their operations in the EPO are relatively well documented as part of efforts to reduce incidental mortality of sea turtles (Largacha *et al.* 2005, Hall *et al.* 2008) and to develop information on fisheries for dorado and sharks (Martínez-Ortíz and Zúñiga-Flores 2012, Martínez-Ortiz 2012).

Surface longlines principally target tuna, billfish, sharks, and dorado, while bottom longlines target sharks and rays, snappers, and groupers. Fisheries at higher latitudes tend to fish for dorado in the summer, while those at lower latitudes are more opportunistic.

Nearly all the catch of these fisheries is utilized: in the Ecuadorian artisanal longline fishery, less than 0.5% of the catches is discarded (Largacha *et al.* 2005).

The data and their availability differ among nations. Several extensive data collection programs exist at the national level, and OSPESCA coordinates data collection at a regional level throughout Central America. Nonprofit organizations also collect data for special projects (*e.g.* the WWF circle- vs. J-hook study), which generally include more detailed data. The data collected includes catch for a number of species and, in many cases, effort and length-composition data.

2.2.2. Purse-seine fisheries

The purse-seine fishery in the EPO has been monitored directly by the IATTC since the 1950s, and recovered historical records of logbooks and landings of the pole-and-line fishery extend to the 1920s.

The fleet is divided into two categories, smaller vessels with carrying capacities of 363 metric tons or less, and large vessels with greater than 363 t carrying capacity. This differentiation is related to the ability of a large vessel to fish for tunas associated with dolphins. The smaller vessels fish generally closer to land, and their fishing areas generally do not significantly overlap with the high-seas regions fished by the large vessels ([Figure 2](#)). Some small purse seiners target Pacific bluefin tuna. The composition of the bycatches by the small vessels is unknown, but is probably different to that of the large vessels.

Three types of sets are made by purse-seine vessels, sets on unassociated schools, on floating objects (including fish-aggregating devices), and on tunas associated with dolphins. The spatial distribution of these set types is not homogeneous, and specific set types form the majority in sub-regions of the fishing grounds ([Figure 3](#)). The species caught also vary by set type. During 2008-2012, 99% of the catch of bigeye and 64% of the catch of skipjack was taken in floating-object sets, 35% of the skipjack was taken in unassociated sets, and 68% of the catch of yellowfin was taken in dolphin sets. The remainder of the yellowfin catch was split about equally between unassociated and floating-object sets (Anonymous 2013).

The principal sources of data on purse-seine fisheries other than the observer programs ([section 2.2.3](#)) are vessel logbooks, cannery unloading weights, and the IATTC port sampling program. Logbook records cover over 85% of the skipjack and 95% of the yellowfin landed, but contain little to no information on catches of non-target species or discards of tunas, and unloadings rarely contain non-target species. Data on small purse-seine vessels and the few remaining pole-and-line vessels in the fishery are obtained from logbooks.

2.2.3. Observer programs

Purse-seine vessels of carrying capacities greater than 363 t have been required to carry observers since 1992. In 2013, observers started covering some trips by industrial longline vessels.

2.2.3.a Longline observer program

IATTC Resolution [C-11-08](#) requires that, as of 2013, at least 5% of the fishing effort by each Member's longline vessels greater than 20 m in length overall be monitored by scientific observers. It specifies that the observers' main task is to record "any available biological information, the catches of targeted fish species, species composition and any available biological information as well as any interactions with non-target species such as sea turtles, seabirds and sharks." It also requires that the Director, in cooperation with the Scientific Advisory Committee, "draw up a common reporting format detailing the required data to be collected by scientific observers".

Various IATTC members, including China, Japan, Korea, and Chinese Taipei, have deployed observers on longline vessels in the EPO in support of fisheries investigations and research, and reports of activity

in 2013 have been received from China, Japan, and the United States¹. Japan has placed observers on a number of longline fishing trips in the EPO during 2007-2013, and a European Union observer program monitors the fishery for swordfish by Spanish longline vessels in the EPO, compiling data on catch, effort, size frequencies, and bycatch (Mejuto and García-Cortes 2001, 2005). The United States operates an observer program to monitor interactions between longline vessels and protected species, particularly sea turtles, in the Pacific, but these vessels operate mainly outside the EPO.

These observer programs collect a variety of information, including catches of target species, interactions with non-target species, details of fishing operations (dates, times, duration, and location), vessel attributes, gear configuration, and bycatch mitigation measures.

2.2.3.b Purse-seine / AIDCP Observer Program

The AIDCP observer program, which covers all trips by large purse-seine vessels in the EPO, is the principal source of information on bycatches of non-target species in purse-seine fisheries in the EPO (Anonymous 2013).

Originally, data were recorded for only 22 species and five groups of identified species (Table 1). Observers have collected data on flotsam since 1987, billfishes since 1989, sea turtles since 1990, bycatch since 1993, and sharks since 2004. Not all the national observer programs have always collected complete bycatch data, but since 2009 bycatch data have been collected for every set made by every vessel operating under the program (Figure 4, Table 2). All programs now use a common data format.

It is important to note that observers have direct access only to bycatches that remain on the deck after the completion of a set. Most bycatch is dumped overboard as soon as it is brought aboard, which prevents access to confirm species identifications and contributes significantly to imprecision in estimates of numbers of individuals.

Whenever possible, observers record:

1. Identification of individuals to species or species group;
2. Characteristics used to make the identification of billfish, sharks, and turtles;
3. The number of individuals (tons for tunas) by size category (small, medium, and large); and
4. Length measurements of billfishes (since late 1988) and sharks (since late 2004).

Originally, observers recorded bycatches of fauna other than billfishes, sharks, and turtles in either numbers of fish or tons, but since 2004 they report all species in numbers, except for tunas, which continue to be reported in tons. Therefore, pre-2004 data recorded in tons need to be converted to numbers in order to present long-term trends in catch or catch rate, using the three-category size classification (small, medium, and large). Because the range of lengths of marine species is so large (from an average of 50 cm for triggerfish to 300 cm for blue marlin, for example), two levels of this size classification are used to improve the accuracy of the data collected using this scale. Observers estimate these sizes by eye, so their precision is low.

	Small	Medium	Large
Tunas	<2.5 kg	2.5 - 15.0 kg	>15.0 kg

¹ China: <http://iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-C-China-observer-annual-report-2013.pdf>

Japan: <http://iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-B-Japans-scientific-observer-program-for-tuna-longline-fishery.pdf>

United States: <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-G-United-States-observer-program-annual-report-2013.pdf>

Billfishes, sharks, rays	<90 cm	90 - 150 cm	>150 cm
All other species	<30 cm	30 - 60 cm	>60 cm

There have been changes in the nature and quality of information collected by the observers, thus time series may be inconsistent or biased over certain time periods. For instance, originally only individuals killed were recorded causing a negative bias in estimated catch-per-unit-effort (CPUE), but since 2005 observers are required to record all bycatches and their subsequent disposition. For some species, particularly sharks, observers might record individuals showing any sign of life when returned to the sea as alive, but a recent study (Poisson *et al.* 2014) found that some 50% of the silky sharks brought on board in purse-seine operations and released “alive” subsequently died, resulting in an underestimate of mortality.

Misidentification of species is a standing problem in the observer data. The causes vary: for instance, Román-Verdesoto and Orozco-Zöller 2005 report that during 1993-2004, observers taking species identification cues from Spanish-speaking fishermen recorded silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) as “*punta negra*”, blacktip, which is the English common name of *C. limbatus*.

Misidentification of species also occurs when observers are unable to discern identifying characteristics, as for instance when they have to make identifications from afar, or from few samples, thus missing the rare species in a mix. For example, the common dolphinfish or dorado (*Coryphaena hippurus*) reaches maximum sizes of about 210 cm, while the pompano dolphinfish (*C. equiselis*) reaches only about 50 cm. However, externally a small common dolphinfish is nearly indistinguishable from a pompano dolphinfish, and without close access to samples, observers cannot reliably separate the two species. Also, since the pompano is less common in catches, a large number of individuals need to be examined to obtain precise estimates of the number of this species. Other well-documented examples of misidentification include black marlin (*Istiompax indica*) identified as blue marlin (*Makaira nigricans*), and rainbow runner (*Elagatis bipinnulata*) identified as yellowtail (*Seriola* spp.). Such possible misidentifications must be taken into account when analyzing bycatch data from observers.

2.2.4. Recreational fisheries

There is little documentation on the recreational fisheries for tunas and billfishes in the EPO. The best-known target billfishes, principally marlin off Baja California Sur and the central coast of Mexico (Fleischer *et al.* 2009), and sailfish off Central America from Guatemala to Panama (Ehrhardt and Fitchett 2006). There are also recreational fisheries for tuna, particularly Pacific bluefin and yellowfin, off the coast of north-central Baja California, Mexico. All vessels participating in the Mexican recreational fishery are required to provide logbook data to the Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) of Mexico, which monitors the fishery, compiles and analyzes logbook data, and maintains port sampling programs. The data collected include catch, in number of fish, by species and sex, effort, in number of trips, and statistics from size measurements, by port.

Self-reported data on catch and effort of the recreational fishery in southern California are compiled by the California Department of Fish and Game. The IATTC for some years obtained size-frequency samples of Pacific bluefin and occasionally of yellowfin tuna landed by this fishery in San Diego, California, but samples are no longer being taken.

The billfish research program of the U.S. National Marine Fisheries Service’s Southwest Fisheries Science Center conducts the annual International Billfish Angling Survey, which obtains self-reported catch data by species and effort from billfish anglers in the Pacific. Individual weights of striped marlin taken in the recreational fisheries of southern California have been recorded by the San Diego Marlin Club since 1960 and the Balboa Angling Club since 1945.

3. STOCK STATUS INDICATORS

Arguably, the best indicators of sustainability and status of stocks are assessments conducted using

integrated (fitted to many different types of data) population dynamics models such as Stock Synthesis (SS, Methot and Wetzel 2013), a sex-specific, size-based, age-structured, integrated statistical stock assessment model. When data are insufficient for models such as SS, a next-best option is a production model, such as the Age-Structured Production Model (Restrepo and Legault 1997) or the Deriso-Schnute Delay Difference model (Quinn and Deriso 1999). As fewer and fewer data are available, the nature of indicators changes and the number that might be used decreases. In data-limited cases, the SSIs may be based simply on time series of data (*e.g.* CPUE or average size).

3.1. Catch-based indicators

Catch-based indicators are perhaps the least data-intensive methods. For many species catch is the only data available, but often the data are incomplete. Due to the focus on ecosystem-based management and the requirement to assess all species, there has been a proliferation of catch-based indicators. Many of these methods are simple ways to set “sustainable” quotas. They can vary from simple averages of historical catch to more sophisticated methods like depletion-corrected average catch. Other approaches look at the trend in catch to determine if it has been sustainable and, in simple terms, treat a decline in catch as an indication that the population is over-exploited. However, some of the catch-based methods need a time series of catch data going back to when exploitation began, which prevents their use in many cases.

Carruthers *et al.* (2012) evaluated the reliability of two catch-based indicators (Froese and Kesner-Reyes 2002, Kleisner and Pauly 2011) for correctly identifying stock status. They simulated populations with various biological characteristics and with various exploitation histories, and found that, on average, these indicators were incorrect about 67% of the time and that estimates of status were negatively biased, *i.e.* more pessimistic than was the reality. These findings were consistent with those of Branch *et al.* (2011) and others regarding the reliability of catch-based indicators.

No matter which SSI method is used, without an estimate of total catch, it is difficult to estimate potential yield or yield-based management parameters that depend on catch, such as MSY. Frequently, there are no reliable estimates of the total catch (retained catch plus discards) or retained catch of a bycatch species. In some instances, such as with the principal tuna species, the retained catch is so large in comparison that including the discards would not change the results of the assessments.

3.2. Presence-only and presence/absence indicators

For some bycatch species presence/absence in the catch is known, but patchiness in the data causes errors in the assumed proportional relationship between CPUE and abundance. The predictive ability of presence/absence-based models is often low and therefore in many instances misleading (Manel *et al.* 2001). This is the case particularly in regions such as the EPO, where the location and abundance of the populations shift over time (Manel *et al.* 2001) ([Section 3.1](#)). Frequently, applications of these models has been inappropriate (Pearce and Boyce 2006), and two of their properties that may impact their use for the EPO and which need further investigation are (1) observations of presence are directly impacted by variation in abundance (Royle and Nichols 2003), and (2) there is no information on locations where a species is absent (Manel *et al.* 2001). Indices based on presence/absence data may be hyper-stable if the range does not contract with abundance (*e.g.* school size decreases faster than the number of schools).

3.3. Catch-rate-based indicators

CPUE data are often assumed to be proportional to abundance, and are therefore used to evaluate trends in abundance. There are many factors other than abundance that can influence CPUE (*e.g.* season, area, fishing method, environmental conditions) and it is therefore common to “remove” these influences by standardizing the CPUE by these factors (Hinton and Maunder 2004). Unfortunately, for many fisheries the detailed data needed to standardize the CPUE is not recorded. Even if it is available, data for the most influential factors may not be available. In addition, Harley *et al.* (2001) showed that most indices of abundance derived from CPUE are hyper-stable and will underestimate declines in abundance. Survey

data are more reliable because they have a standardized design and are less impacted by these factors, but they are only available for a limited number of stocks.

3.4. Age- and length-based indicators

Length is a comprehensible, natural and easily-obtained measure of a fish, and length-frequency data are easily collected. However, it is less informative than age data, which are more difficult to obtain. Changes in age- and length-frequency distributions indicate changes in a population, but do not translate directly into status indicators. In general, higher exploitation rates cause the fish to die before they can grow large, therefore decreases in the size of fish (*e.g.* average length) might indicate high exploitation rates. However other factors, like a large recruitment or an increasing trend in recruitment, could also translate into smaller-size fish. The indicators could be based on time series of size-based statistics (*e.g.* average length) or comparison of current size to factors such as size at maturity, or more model-based factors such as the size that maximizes yield per recruit, which require biological information (*e.g.* growth and natural mortality).

Froese (2004) presents a simple SSI based on length which, if correctly implemented, would allow all fish to reproduce once, and harvest them at within 10% of the optimum length. It requires information on the proportion of mature fish in the catch and the proportion of the catch caught at the optimum length, neither of which is available for most of bycatch species. Cope and Punt (2009) conducted a detailed evaluation of this indicator in the management scheme of the U.S. West Coast groundfish fishery, and found that under certain circumstances it may encourage overfishing.

Punt *et al.* (2001) found that the length-based indicators were imprecise, but performed better than did catch-rate-based indicators ([Sec. 3.3 above](#)).

3.5. Mortality-based indicators

Age- or length-frequency data can be used to estimate the mortality history of a population. Catch-curve analysis is commonly used for estimating total mortality from age-composition data. Several methods have been developed to calculate mortality from size-based data. For example, Gedamke and Hoenig (2006) derived a method to estimate the non-stationary mortality rate history of a fishery using such data, and showed that this provides a means of determining the rate of increase or decline in a population and changes in fishing mortality. Historical records of mean lengths are often available, so this method could be used to reconstruct the fishing mortality history of a population. However, these approaches typically include a number of implicit assumptions (*e.g.* constant recruitment and fishing mortality) that are not necessarily satisfied.

4. SPATIAL AND TEMPORAL STRATA

Spatial patterns and distributions of populations need to be taken into account when developing assessments and indicators. Since both assessments and indicators are usually based on fisheries data, they provide information on only that portion of a population that is vulnerable to fishing. The spatial distribution of the fleet and the population may change over time, complicating the interpretation of SSIs. In the case of the fishery for tunas in the EPO, we are faced with "... the least tractable [of] populations,... pelagic species which appear in varying proportions in different parts of their range in different years" (Ricker 1975).

Therefore, spatial and temporal structure must be considered when developing assessments or indicators for populations impacted by the tuna fisheries of the EPO, regardless of whether the indicator is based on catch rate or on another measure. If indicators from various areas and times are synchronous and proportional, then a single indicator using data from all strata may be considered for use, but is unlikely that this will be the case for a widely-distributed pelagic population.

Data-collection programs are designed in order that the information obtained will be representative of the removals from the population, and thus of that portion of the population subjected to the fishery. In many

instances, what appears to be a single population is in fact a number of populations or stocks: for instance, genetic analyses have confirmed that striped marlin (Hinton 2009, Purcell and Edmands 2011) and swordfish (Hinton and Deriso 1994, Alvarado Bremer *et al.* 2006) in the EPO consist of multiple stocks that do not share reproductive areas, although sometimes the catch from a particular area will include individuals from multiple stocks.

The distributions of silky shark characteristics in purse-seine catches provide an example of the unique spatial distributions of set types in the EPO and of the spatially-differentiated distributions of characteristics of individual species and of bycatch community structures. Small silky sharks are caught mainly in floating-object sets in the northern EPO (Figure 5); they are rarely caught in the southern EPO, and rarely seen in dolphin or unassociated sets in the same areas in which they appear in floating-object sets. It is not known whether the population of silky shark in the EPO consists of one or two stocks, but in either case the spatial properties of the population must be considered when developing an SSI for the species.

Combining multiple stocks into a single indicator may result in the more vulnerable stock being overexploited. Therefore, it is important to identify the different stocks and provide indicators for each stock so that it can be managed separately. There are a variety of definitions of stock structure and methods for identifying it. However, the focus should be on stock structure that is important in a management context and not in a purely biological sense. For example, it might be important to manage separately stocks that are not genetically distinct because of a small exchange of genetic material if fishing on one stock has little effect on the other stock. Lennert-Cody *et al.* (2013) developed methods to determine stock-structure based on differences in CPUE and length composition, but it is not clear whether these methods define stock units appropriate for SSIs.

5. APPLICABILITY AND LIMITATIONS OF METHODS TO EPO POPULATIONS

The detailed data available for target species in the EPO tuna fisheries make it possible to use most of the indicators described above. Which indicator to use should be determined by testing it in the setting of the EPO tuna fisheries. They also make it possible to examine the stability of indicators for species with similar life histories and behavior or distribution patterns. The performance of an indicator for tunas would perhaps indicate how it would perform for pelagic schooling species such as rainbow runner.

Catch-based SSIs are generally highly inaccurate and negatively biased (Sec. 3.1 above). Data on total catch are generally not available for EPO bycatch species, particularly for those species that may be caught in high numbers in fisheries not monitored by the IATTC. Therefore, catch-based methods are not considered further.

Age data other than that used for specific growth studies is not available for species in the EPO, and are therefore not considered further.

Length-composition data are available for the main target species and for a few bycatch species, and SSIs based on such data are possible candidates for these species. However, the three size categories used by observers (small-medium-large, in two size ranges) are of little use in analyses: for many species the majority of observations fall in only one or two of the categories, and it is unlikely that these data will produce useful SSIs.

Since observers do not have access to the majority of the bycatch, it is likely that they often do not record the presence of a species in the discards. This may make presence-only or presence/absence models imprecise and potentially unsuitable as indicators for relative abundance or SSIs. Also, without access to the majority of the bycatch, there is no set method for estimating the number of fish being discarded. Consideration needs to be given to this problem because, without such a standard, the data become only a record of presence of a species in the catch with negative bias.

The data available are often not of sufficient quality for computing indicators based on catch rates. This is particularly true of species of lower economic value to the fisheries. Nevertheless, catch-rate indices from

the purse-seine fisheries may be one of the only SSIs for most bycatch species. The unit of effort used in the assessments of target species is day fishing, which is essentially a measure of search time. However, vessels are not searching for bycatch species, which may or not be associated with schools of target species and which may have spatial and temporal distributions significantly different than those of the target species. Therefore, purse-seine CPUE measures for bycatch species should not be expected to be directly proportional to search-time-based measures of effort, but may be proportional to set-based measures of effort. An SSI based on catch-per-set (CPS) should be considered for bycatch species. Note also that the number of sets that can be made in a day is fairly constant, so there is some correlation between the catch-per-day and catch-per-set for a given abundance level. In this situation it may be expected that an SSI for target species that is based on catch-per-set would provide results consistent with an SSI based on catch-per-day fishing.

Tagging data could also be used for developing SSIs, but are only available for the main target species, which are generally assessed using conventional stock assessment models.

5.1. Catch-rate-based indicators for skipjack and yellowfin tunas

Catch-rate-based indicators were developed for yellowfin and skipjack tuna. These species were chosen because high-quality data for these species are available to develop SSIs, and because the results of [IATTC stock assessments](#) are available against which to gauge SSI performance. Indicators using set-based effort were chosen over those using search-time-based effort because it was desirable to see performance of an indicator which might be considered for use on a bycatch species.

The annual effort-weighted-average nominal CPS in tons, and the quantiles of the annual distributions of the nominal CPS were compared to the trends in the stock biomass (B) of skipjack and of yellowfin tuna, and to the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin, which were obtained from the most recent stock assessments for these species. The decision to use quantiles of CPS was based on a schooling mechanism. As population size increases, the likelihood that schools will encounter other schools and merge into yet larger schools increases resulting in increased numbers of large schools and the likelihood of a vessel encountering schools with relatively high biomass increases. Thus, there is a positive correlation between quantiles of CPS and population biomass (*cf.* Willis' [2008] simulation of a universal schooling model with southern bluefin tuna).

The average size of the fish in the catch varies by set type, with the smallest fish taken in floating-object sets, the largest fish taken in dolphin sets, and intermediate-sized fish taken in unassociated sets. These differences reflect the differences in age groups of tuna that are taken by each set type, and as the age structure of the population changes over time, it may be expected that an indicator based on catches pooled across set types would vary due to the proportion of each age group in the population as well as due to shifts in the distribution of sets-by-type. Therefore the indicators were developed by set type.

For yellowfin, the annual median nominal CPS in dolphin sets outperformed the other SSI candidates for both B_t and SBR_t . Trends in B_t and SBR_t of yellowfin, and in the two indicators, annual nominal median CPS and effort-weighted-average nominal CPS, are shown in [Figure 6](#).

For skipjack tuna, the 70th quantile of nominal CPS in floating-object sets outperformed the other SSI candidates. Trends in B_t of skipjack and indicators are shown in [Figure 7](#).

5.2. Catch-rate-based indicators for bycatch species

The data available for bycatch species are usually insufficient for estimating catch per set. However, the encounter rate of a species is positively correlated with abundance, so it is likely that a bycatch species that is relatively abundant and widespread in the fishing area will be seen and recorded in at least one set during a fishing trip. This suggests that it may be reasonable to use a trip as the unit for effort in a catch-rate-based indicator of abundance for a number of bycatch species, despite problems of species identification and lack of access to the fish.

Two indicators, one based on the number of fish taken per set and the other on the proportion of trips on which the species was observed, were computed for a number of species. Representative results for two of these species are shown in [Figure 8](#). Wahoo (*Acanthocybium solandri*) was chosen because it is readily identifiable and that has been recorded since the beginning of the AIDCP observer program. Dolphinfish was chosen because the genus consists of two species that are difficult to distinguish and were originally recorded at the genus level (*Coryphaena* spp.), but which since late 2004 have been recorded by species (*Coryphaena hippurus* and *C. equiselis*) ([Section 2.2.3b](#)). For both species, the trends for each indicator are clearly different. The reasons for the difference are hard to determine: both of these species school, and changes in the probability of detection would be expected to trend with abundance, but this does not appear to be the case. It may be related to the fact that observers do not have access to bycatches until the set is completed, which may affect the probability of detection.

Any catch-rate-based indicator should be evaluated for performance in the setting in which it will be used. Punt *et al.* (2001) caution that, in Australian swordfish fisheries, catch-rate-based indicators performed extremely poorly in comparison to length-based indicators, probably due to the variability in the nominal catch-rate series used and to the fact that swordfish was not a target species in the Japanese longline fishery whose data they analyzed. Using standardized catch rates may improve performance.

6. REFERENCE POINTS AND HARVEST CONTROL RULES

SSIs may be a useful measure of stock status, and can be used in isolation to look at trends in status and compare current status to historical status, but they may not provide a measure of status with respect to the unexploited population. Each SSI requires a measure that it can be compared against to determine the status of the stock. Results from stock assessments are compared against standard target and limit reference points such as B_{MSY} and F_{MSY} . However, equivalent reference points may not be available for most SSIs. In addition, SSIs and reference points are of little use, difficult to define, and hard to understand unless the action to be applied when the SSI-based reference point has been exceeded has been defined.

One obvious interpretation of SSIs and consideration in the development of relevant reference points is that if the SSI was at a particular level in the past and the stock did not “collapse”, then as long as that level is not exceeded the stock is “safe”. This assumption and interpretation may be reasonably general for a number of SSI time series. Other reference points may be suitable for a particular SSI, such as the use of average length as a SSI and age at maturity as a reference point. It is expected that reference points will be specific to the data available and the objectives of the management. The reference point will also depend on the management action to be taken when it is exceeded. In any case, the SSI, reference point, and harvest control rule, if used, should be fully tested, using management strategy evaluation (MSE).

7. SUMMARY OF POINTS AND RECOMMENDATIONS

1. Indicators should be developed, and evaluated for performance and reliability prior to adoption. Standards for these evaluations need to be established.
2. The IATTC Productivity and Susceptibility Analysis (PSA), which identifies species expected to be vulnerable to fisheries, such as most of the sharks taken in the purse-seine fisheries, should be taken into account when establishing priorities for developing indicators.
3. Priority should be given to changes in the experimental design of the purse-seine observer program in order to obtain data needed for developing indicators; for example, collecting data on whether species are present rather than on the size of discarded fish.
4. Assign specific tasks to observers on an *ad hoc* basis to obtain the data needed for developing indicators for a given species, as was done for billfish size-frequency data.
5. When developing SSIs, the spatial and temporal structure and distribution of the pelagic resources of the EPO should be taken into account, since this may at times result in local depletions of a population that indicators may help to identify.

LITERATURE CITED

- Alvarado Bremer, J. R., M. G. Hinton and T. W. Greig (2006). Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius*) revealed by the analysis of *ldh-A* sequences. *Bulletin of Marine Science* 79(3): 493–503.
- Anonymous (1967). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1966. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 138 p.
- Anonymous (1980). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1979. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 228.
- Anonymous (1981). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1980. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 236 p.
- Anonymous (1988). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1987. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 222.
- Anonymous (1991). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1989. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 270.
- Anonymous (1992). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1991. La Jolla, California USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 271.
- Anonymous (1997). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1995. La Jolla, California USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 336.
- Anonymous (2002). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 2001. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 155 p.
- Anonymous (2011). Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2010. Fishery Status Report. W. H. Bayliff. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. **9**: 163.
- Anonymous (2013). Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2012. Fishery Status Report. W. H. Bayliff. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. **11**: 171.
- Au, D. W. (1991). Polyspecific nature of tuna schools - shark, dolphin, and seabird associates. *Fishery Bulletin* 89(3): 343-354.
- Balazs, G. H., and M. Chaloupka (2004). Thirty-year recovery trend in the once depleted Hawaiian green sea turtle stock. *Biological Conservation* 117(5): 491-498.
- Branch, T. A., O. P. Jensen, D. Ricard, Y. M. Ye and R. Hilborn (2011). Contrasting Global Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments. *Conservation Biology* 25(4): 777-786.
- Carruthers, T. R., C. J. Walters and M. K. McAllister (2012). Evaluating methods that classify fisheries stock status using only fisheries catch data. *Fisheries Research* 119: 66-79.
- Chaloupka, M., and G. Balazs (2007). Using Bayesian state-space modelling to assess the recovery and harvest potential of the Hawaiian green sea turtle stock. *Ecological Modelling* 205(1-2): 93-109.
- Chaloupka, M., P. Dutton and H. Nakano (2004). Status of sea turtle stocks in the Pacific. Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. Rome, FAO. FAO Fisheries Report 738, Supp.: 135-164.
- Cheung, W. W. L., and U. R. Sumaila (2008). Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem. *Ecological Economics* 66(1): 193-210.
- Cope, J. M., and A. E. Punt (2009). Length- Based Reference Points for Data-Limited Situations: Applications and Restrictions. *Marine and Coastal Fisheries* 1(1): 169-186.
- Ehrhardt, N. M., and M. D. Fitchett (2006). On the seasonal dynamic characteristics of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, in the eastern Pacific off Central America. *Bulletin of Marine Science* 79(3): 589-606.
- Fleischer, L., A. Klett Traulsen and P. A. Ulloa Ramírez (2009). Mexican progress report on the marlin and swordfish fishery. ISC Billfish Working Group. Honolulu, Hawaii, USA, International Scientific

- Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1: 46.
- Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5: 86-91.
- Froese, R., and K. Kesner-Reyes (2002). Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Annual Science Conference, ICES. CM 2002/L:12: 12.
- García, S. M., and D. J. Staples (2000). Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Marine and Freshwater Research* 51(5): 385-426.
- Gedamke, T., and J. M. Hoenig (2006). Estimating mortality from mean length data in nonequilibrium situations, with application to the assessment of goosefish. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(2): 476-487.
- Hall, M., T. Mituhasi, N. Vogel and C. E. Lennert-Cody. (2008). Bycatch reduction in the artisanal longline fleets of the eastern Pacific 2004-2008. Apr 7, 2014, from <http://www.wpcouncil.org/library/docs/Martin%20Hall%20Final%20report%20to%20council.pdf>.
- Hall, M., and M. Roman (2013). Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. Rome, FAO. 568: 249.
- Hall, M. A. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 319-352.
- Harley, S. J., A. E. Myers and A. Dunn (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(9): 1760-1772.
- Hilborn, R. (1979). Comparison of Fisheries Control Systems That Utilize Catch and Effort Data. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36(12): 1477-1489.
- Hinton, M. G. (2009). Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. *Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission*. 10: 229-252.
- Hinton, M. G., and R. B. Deriso (1994). Distribution and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. *Biology and fisheries of swordfish, Xiphias gladius*. I. Barrett, O. Sosa-Nishizaki and N. Bartoo. Ensenada, B.C., Mexico, U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Report NMFS 142: 161-179.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. (2004). Methods for standardizing CPUE and how to select among them. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 56(1): 169-177.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder (2011). Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009. *Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission*. 11: 163-218.
- Kleisner, K., and D. Pauly (2011). Stock-status plots for fisheries for regional seas. *The State of Biodiversity and Fisheries in Regional Seas*. B.C. Canada, University of British Columbia. 19(3): 37-40.
- Largacha, E., L. R. Parrales, V. Velasquez, M. Orozco and M. Hall. (2005). Working with the Ecuadorian fishing community to reduce the mortality of sea turtles in longlines: the first year. Retrieved Apr 7, 2014, from http://www.wpcouncil.org/wp-content/uploads/2013/03/Largacha-et-al_2005_Ecuador-first-year-results.pdf.
- Lennert-Cody, C.E., M. N. Maunder, A. Aires-da-Silva, M. Minami. (2013) Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and time series. *Fisheries Research* 139: 85-92.
- Manel, S., H. C. Williams and S. J. Ormerod (2001). Evaluating presence/absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38(5): 921-931.
- Martínez-Ortíz, J. (2012). Tiburones del Océano Pacífico oriental. Estudio de casos. Manta, Ecuador, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca: 78.
- Martínez-Ortíz, J., and M. Zúñiga-Flores (2012). Estado actual del conocimiento del recurso dorado (*Coryphaena hippurus*) Linnaeus, 1758 en aguas del Océano Pacífico suroriental (2008-2011).

- Manta, Ecuador, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca: 142.
- Maunder, M. N., and A. E. Punt. (2013). A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research*, 142, 61-74.
- Mejuto, J., and B. García-Cortes (2001). Actualización de la información científico-técnica disponible sobre la flota comunitaria (española) de palangre de superficie dirigida al pez espada (*Xiphias gladius*) en el Pacífico s.e., con especial referencia a los años 1998, 1999 y 2000. Instituto Español de Oceanografía, Coruña, Spain: 14.
- Mejuto, J., and B. García-Cortes (2005). Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002-2003. 4th International Consultation on the Conservation of the South-East Pacific swordfish. Lanzarote, Spain: 17.
- Methot, R. D., and C. R. Wetzel (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86-99.
- Pearce, J. L., and M. S. Boyce (2006). Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43(3): 405-412.
- Poisson, F., J. D. Filmlter, A.-L. Vernet and L. Dagorn (2014). Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1-4.
- 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(6): 819-832
- Purcell, C. M., and S. Edmands (2011). Resolving the genetic structure of striped marlin, *Kajikia audax*, in the Pacific Ocean through spatial and temporal sampling of adult and immature fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(11): 1861-1875.
- Quinn, T. J., II and R. B. Deriso (1999). *Quantitative Fish Dynamics*. New York, USA, Oxford University Press.
- Restrepo, V. R., and C. M. Legault (1997). A stochastic implementation of an age-structured production model. *Fishery Stock Assessment Models*. F. Funk, T. J. Quinn II, J. Heifetz *et al.* Anchorage, Alaska, USA, University of Alaska Sea Grant. AK-SG-98-01: 435-450.
- Ricker, W. E. (1940). Relation of catch per unit effort to abundance and rate of exploitation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 5(1): 43-70.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 1-382.
- Román-Verdesoto, M., and M. Orozco-Zöller (2005). Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004. IATTC Data Report. La Jolla, California, Inter-American Tropical Tuna Commission: 72.
- Ross, R. M., and G. S. Losey (1983). Sex change in a coral-reef fish: dependence of stimulation and inhibition on relative size. *Science* 221(4610): 574-575.
- Royle, J. A., and J. D. Nichols (2003). Estimating abundance from repeated presence/absence data or point counts. *Ecology* 84(3): 777-790.
- Starr, P. (2010). Fisher-Collected Sampling Data: Lessons from the New Zealand Experience. *Marine and Coastal Fisheries* 2(1): 47-59.
- Willis, J. (2008). Simulation model of universal law of school size distribution applied to southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) in the Great Australian Bight. *Ecological Modelling* 213: 33-44.
- Zhou, S. J., A. D. M. Smith and M. Fuller (2011). Quantitative ecological risk assessment for fishing effects on diverse data-poor non-target species in a multi-sector and multi-gear fishery. *Fisheries Research* 112(3): 168-178.

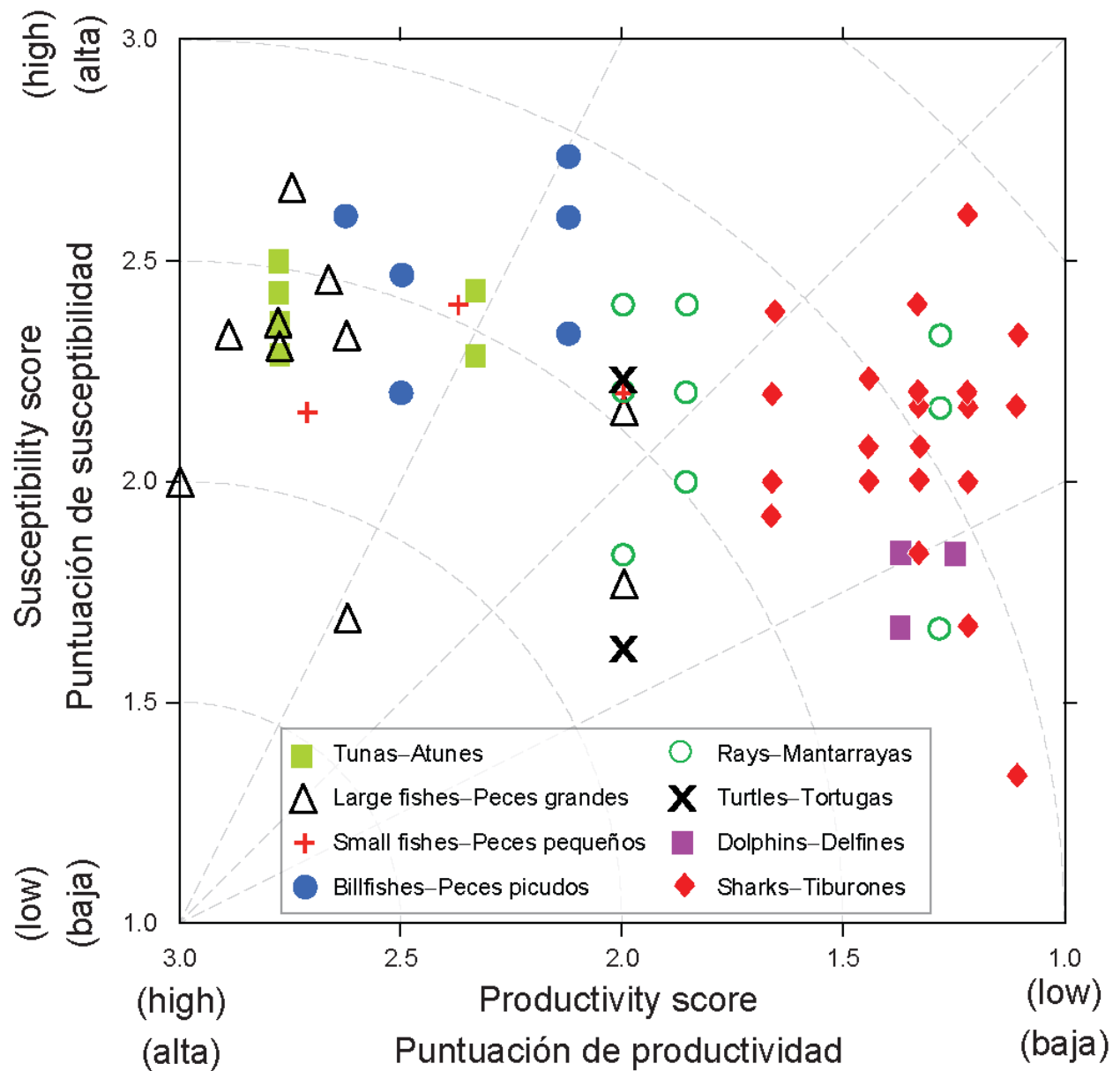


FIGURE 1. Productivity and susceptibility x-y plot for target and bycatch species caught by the purse-seine fishery of the EPO during 2005-2011. (From [SAC-05-13](#) Fig. J-4. See [SAC-05-13](#) Table J-1 for Group definitions)

FIGURA 1. Gráfica x-y de productividad y susceptibilidad para especies objetivo y de captura incidental capturadas en la pesquería de cerco del OPO durante 2005-2011. (De [SAC-05-13](#), Figura J-4. Ver definiciones de los grupos en la Tabla J-1 de [SAC-05-13](#)).

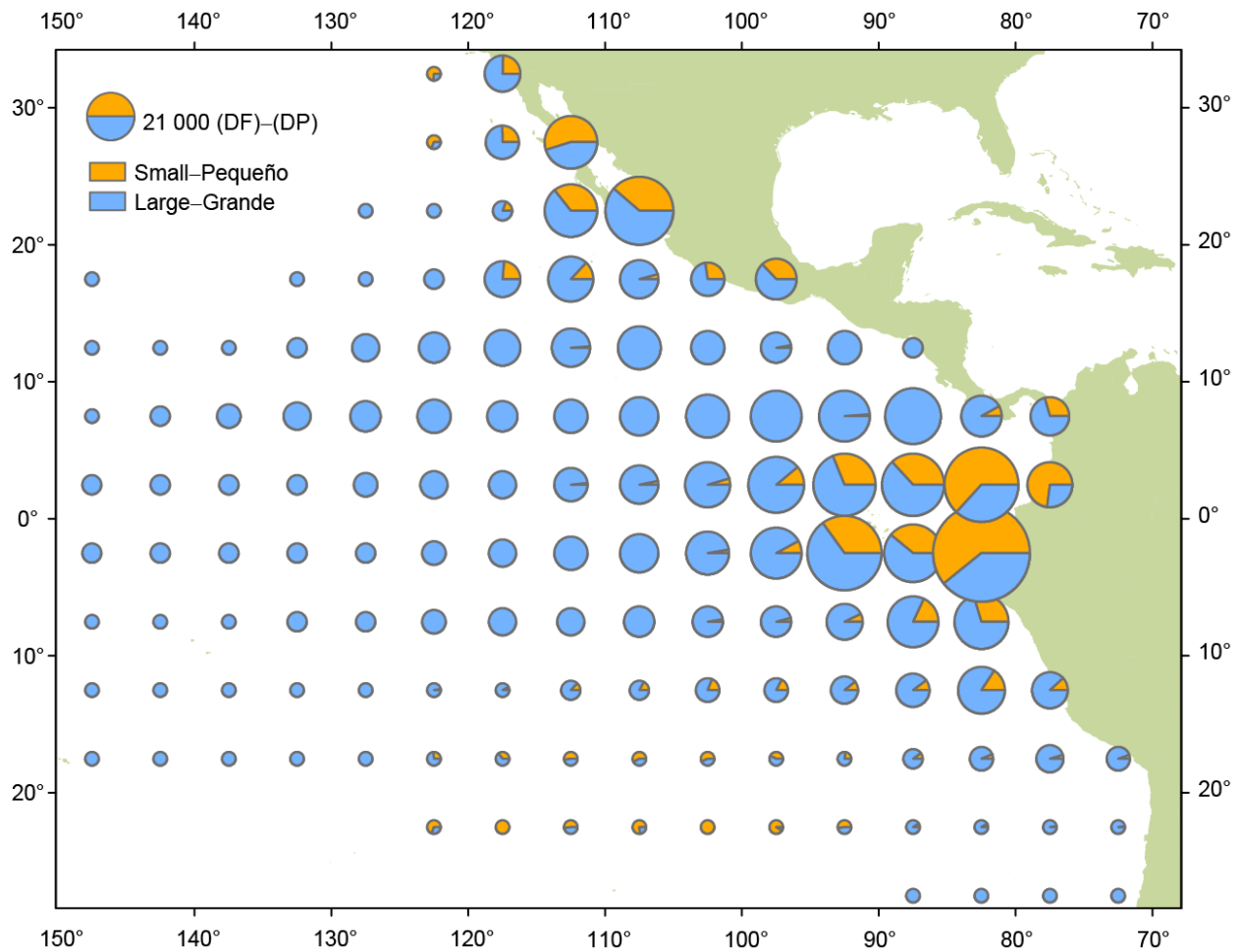


FIGURE 2. Total days fishing (DF) during 1995-2012 by small (carrying capacity ≤ 363 t) and large (carrying capacity > 363 t) purse-seine vessels, by $5^\circ \times 5^\circ$ area. The size of the circles is proportional to the effort.

FIGURA 2. Días de pesca (DP) totales durante 1995-2012 por buques de cerco pequeños (capacidad de acarreo ≤ 363 t) y grandes (capacidad de acarreo > 363 t), por área de $5^\circ \times 5^\circ$. El tamaño de los círculos es proporcional al esfuerzo.

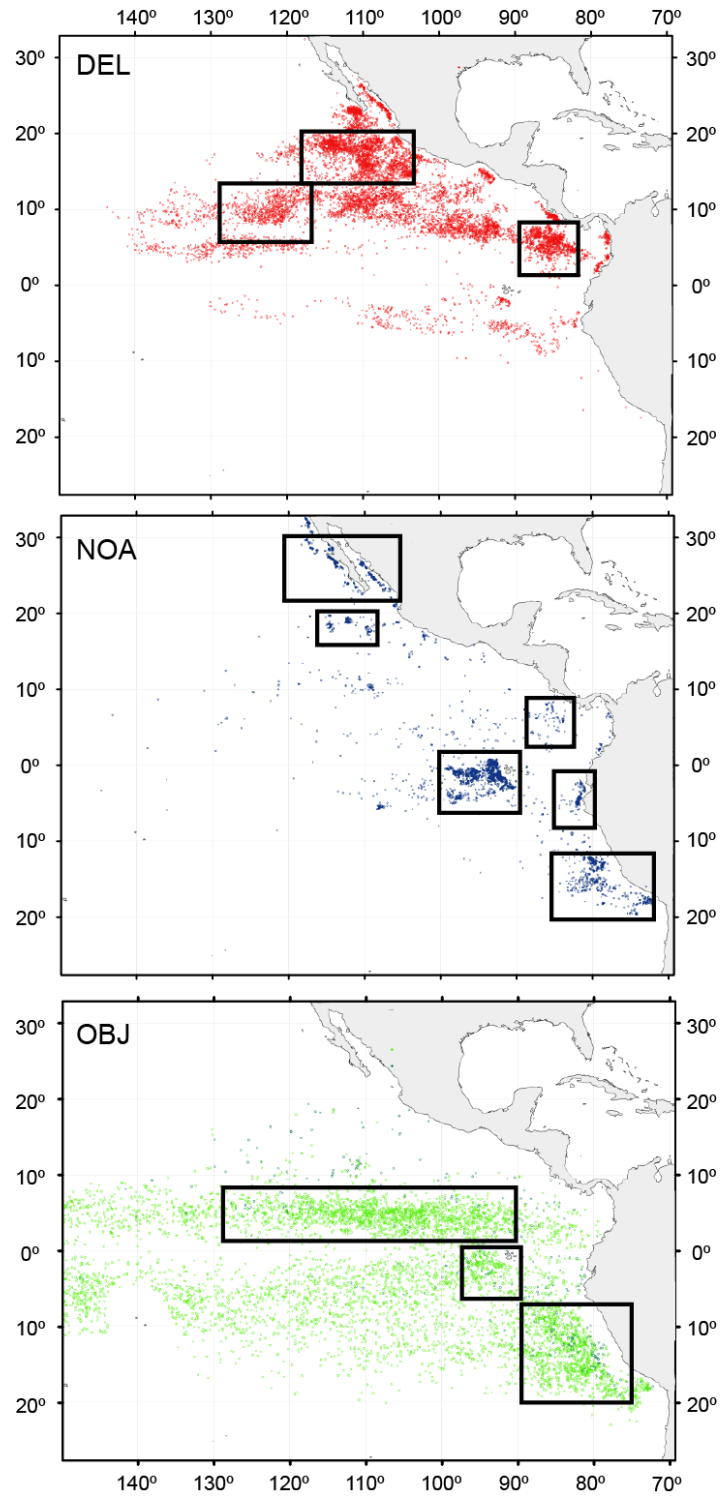


FIGURE 3. Distribution of sets in 2011, by type, and principal areas in which bycatch species composition may be expected to differ within set type.

FIGURA 3. Distribución de lances en 2011, por tipo, y las principales áreas en las que se espera que la composición de las especies de captura incidental varíe en un tipo de lance.

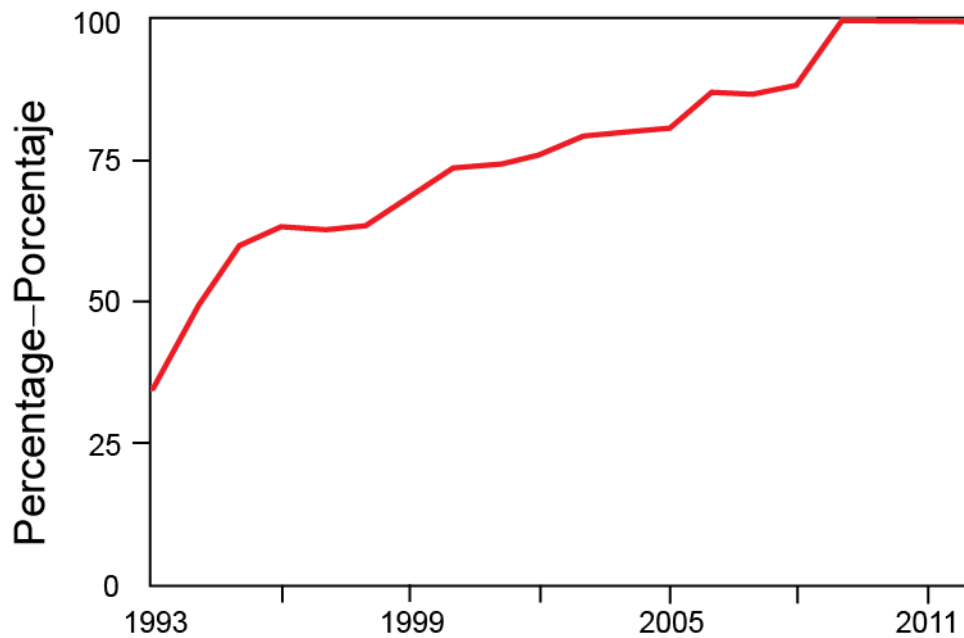


FIGURE 4. Percent of trips by large (carrying capacity > 363 t) purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean for which observer records of bycatch and discards are available, 1993-2012.

FIGURA 4. Porcentaje de viajes por por buques de cerco grandes (capacidad de acarreo >363 t) en el Océano Pacífico oriental para los que se cuenta con registros de observadores de captura incidental y descartes, 1993-2012.

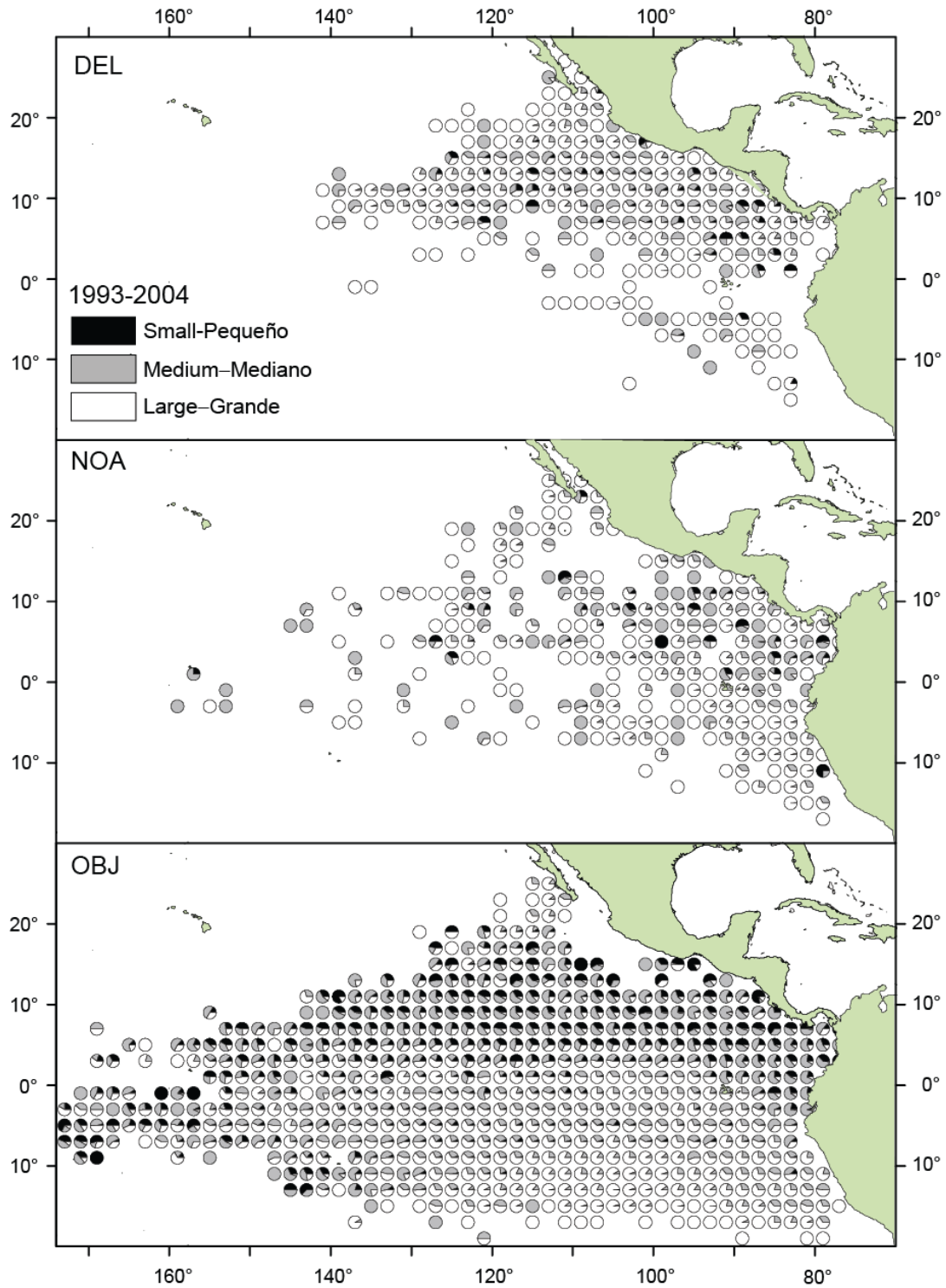


FIGURE 5. Sizes of silky sharks caught in purse-seine sets, by set type and 2° x 2° area, 1993-2004 (from Román-Verdesoto and Orozco-Zöller 2005).

FIGURA 5. Tamaño de tiburones sedosos capturados en lances cerqueros, por tipo de lance y área de 2° x 2°, 1993-2004 (de Román-Verdesoto y Orozco-Zöller 2005).

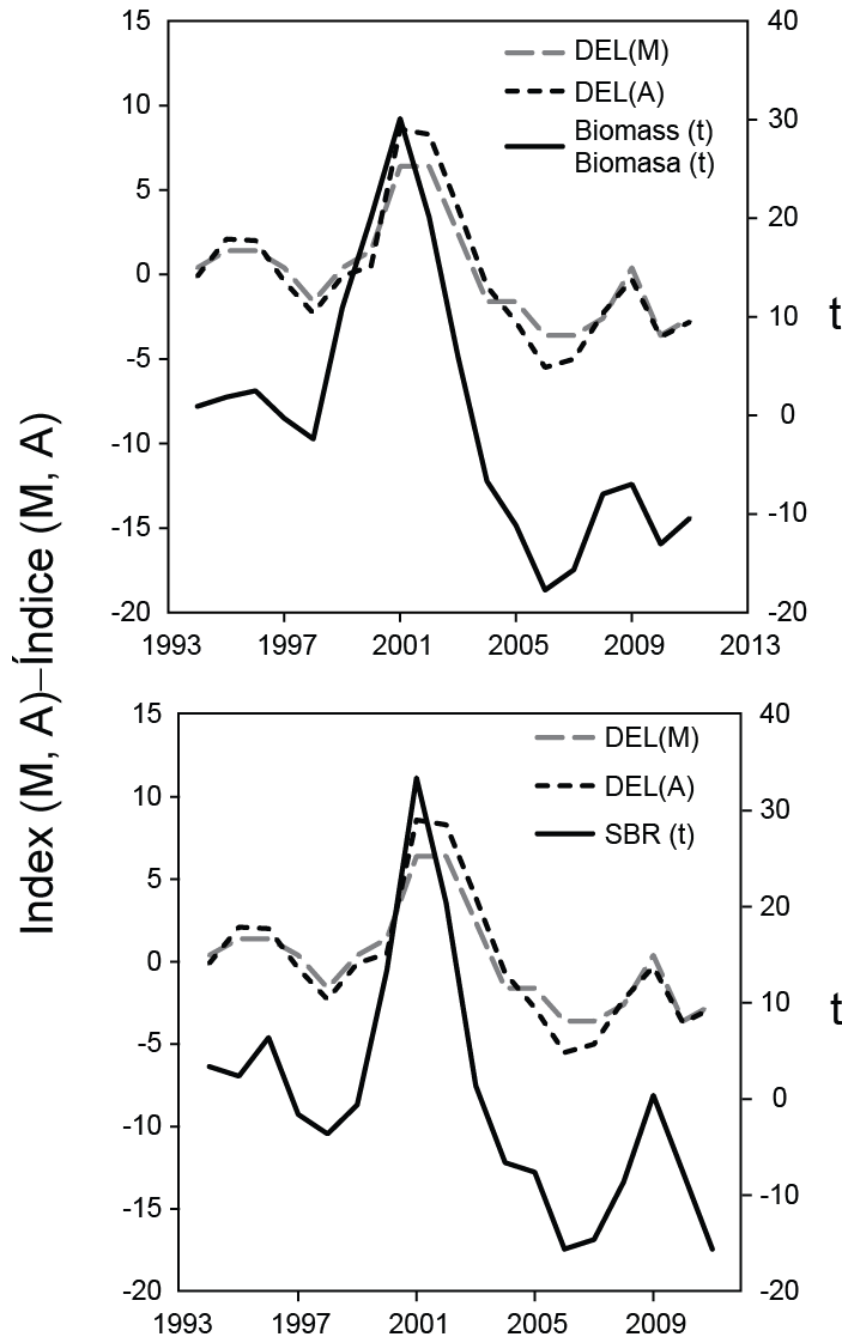


FIGURE 6. Trends in (a) nominal median catch per set and (b) weighted-average nominal catch per set, in dolphin sets, and the biomass (B: upper panel) and spawning biomass ratio (SBR: lower panel) from the 2012 yellowfin stock assessment. Values were scaled to the respective series average.

FIGURA 6. Tendencias en (a) captura por lance mediana nominal y (b) captura por lance nominal con promedio ponderado, en lances sobre delfines, y la biomasa (B: panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR: panel inferior) de la evaluación de 2012 de la población de aleta amarilla. Valores en escala al promedio de la serie respectiva.

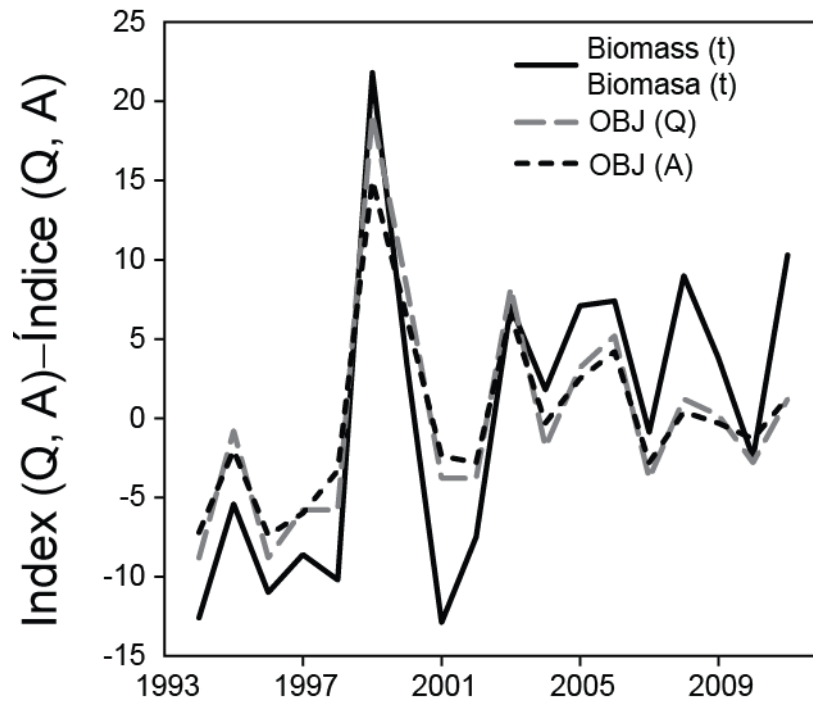


FIGURE 7. Trends in the 70th quantile nominal catch per set [OBJ(Q)] and the weighted-average nominal catch per set [OBJ(A)] for floating-object sets, and the stock biomass from the 2012 skipjack assessment. Values were scaled to the respective series average.

FIGURA 7. Tendencias de la captura por lance nominal del cuantil 70 [OBJ(Q)] y la captura por lance nominal con promedio ponderado [OBJ(A)] en los lances sobre objetos flotantes, y la biomasa de la población de la evaluación del barrilete de 2012. Valores en escala al promedio de la serie respectiva.

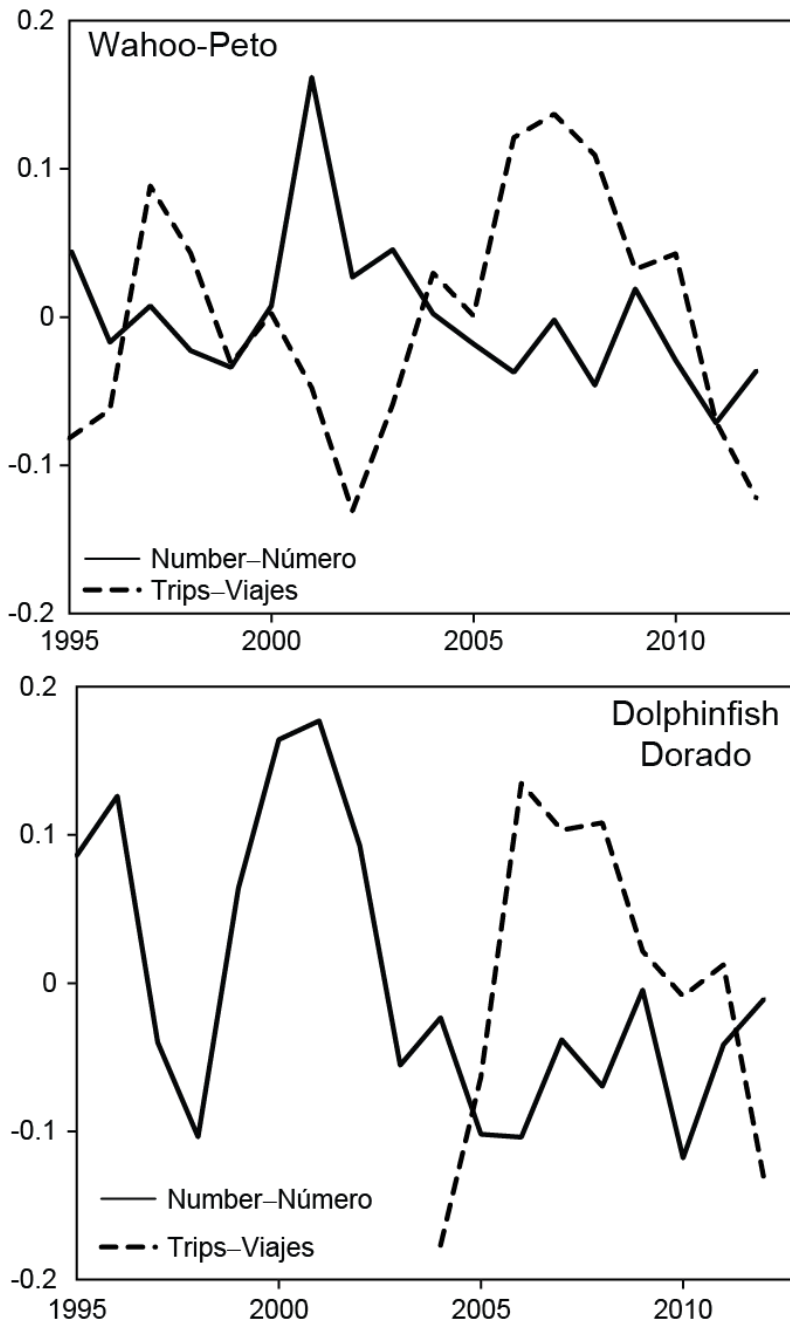


FIGURE 8. Trends of the nominal catch-in-numbers per set and in the proportion of trips with observations of a species, for wahoo and dolphinfish, 1995-2012. For dolphinfish, the 2004-2012 series Trips includes only common dolphinfish, which provides a comparison to the common dolphinfish-dominated series (Number) of *Coryphaena* spp. (common and pompano) over the same period. Values were scaled to the respective series average.

FIGURA 8. Tendencias de la captura nominal, en número, por lance y de la proporción de viajes con observaciones de una especie, para el peto y dorado, 1995-2012. En el caso del dorado, la serie de Viajes de 2004-2012 incluye solamente el dorado común, para comparar con la serie (Número) de *Coryphaena* spp. (común y pompano), dominada por el dorado común, durante el mismo periodo. Valores en escala al promedio de la serie respectiva.

TABLE 1. Bycatch species and species groups, other than marine mammals, recorded at the inception of the bycatch monitoring program.

TABLA 1. Especies de captura incidental y grupos de especies, aparte de mamíferos marinos, registradas al comienzo del programa de seguimiento de capturas incidentales.

Group / common name	Nombre del grupo / común	Scientific name—Nombre científico
<i>Fishes</i>	<i>Peces</i>	
Black marlin	Marlín negro	<i>Istiompax indica</i>
Blue marlin	Marlín azul	<i>Makaira nigricans</i>
Dorado / Dolphinfinh	Dorado	<i>Coryphaena</i> spp.
Rainbow runner	Salmón	<i>Elagatis bipinnulata</i>
Sailfish	Pez vela	<i>Istiophorus platypterus</i>
Shortbill spearfish	Marlín trompa corta	<i>Tetrapturus angustirostris</i>
Striped marlin	Marlín rayado	<i>Kajikia audax</i>
Swordfish	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>
Triggerfishes	Peces ballesta	Balistidae, Monacanthidae
Wahoo	Peto	<i>Acanthocybium solandrii</i>
Yellowtail	Jurel	<i>Seriola</i> spp., <i>Caranx</i> spp.
<i>Sharks and rays</i>	<i>Tiburones y rayas</i>	
Blacktip shark	Tiburón punta negra	<i>Carcharhinus limbatus</i>
Hammerhead shark	Tiburón martillo	<i>Sphyrna</i> spp.
Manta rays	Mantarrayas	Mobulidae
Oceanic whitetip shark	Tiburón punta blanca oceánico	<i>Carcharhinus longimanus</i>
Silky shark	Tiburón sedoso	<i>Carcharhinus falciformis</i>
Stingray	Raya látigo	<i>Dasyatis violacea</i>
<i>Turtles</i>	<i>Tortugas</i>	
Green (aka black) turtle	Tortuga verde (negra)	<i>Chelonia mydas</i>
Hawksbill turtle	Tortuga carey	<i>Eretmochelys imbricata</i>
Leatherback turtle	Tortuga laúd	<i>Dermochelys coriacea</i>
Loggerhead turtle	Tortuga caguama	<i>Caretta caretta</i>
Olive ridley turtle	Tortuga golfina	<i>Lepidochelys olivacea</i>
<i>Other</i>	<i>Otros</i>	
Invertebrates	Invertebrados	Invertebrata
Other identified	Otros identificados	Large fish; shark; small fish Pez grande; tiburón; pez pequeño
Unidentified	No identificados	Billfish; fish; shark; turtle Pez picudo; pez; tiburón; tortuga

TABLE 2. Bycatch species and species groups recorded by observers in 100 or more sets by large purse-seine vessels on trips departing during 1995-2012.

TABLA 2. Especies de captura incidental y grupos de especies registradas por observadores en 100 lances o más por buques cerqueros grandes en viajes iniciados durante 1995-2012.

English	Español	Scientific name—Nombre científico	Sets-Lances
Wahoo	Peto	<i>Acanthocybium solandri</i>	74,528
Common dolphinfish	Dorado común	<i>Coryphaena hippurus</i>	47,563
Dolphinfish, mahi mahi nei	Dorado nep	<i>Coryphaena</i> spp.	42,723
Silky shark	Tiburón sedoso	<i>Carcharhinus falciformis</i>	35,147
Rainbow runner	Salmonete, salmón	<i>Elagatis bipinnulata</i>	22,234
Triggerfishes, filefishes nei	Pez puerco, lija	Balistidae, Monacanthidae	21,554
Blue marlin	Marlín aguja azul	<i>Makaira nigricans</i>	16,096
Ocean triggerfish	Pez puerco	<i>Canthidermis maculatus</i>	15,768
Silky or Blacktip shark	Tiburón sedoso o punta negra	<i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>C. limbatus</i>	11,387
Oceanic whitetip shark	Tiburón punta blanca oceánico	<i>Carcharhinus longimanus</i>	9,683
Black marlin	Marlín aguja negra	<i>Istiompax indica</i>	9,463
Yellowtail nei	Jurel	<i>Seriola</i> spp., <i>Caranx</i> spp.	7,411
Tripletail	Berrugate, dormilón	<i>Lobotes surinamensis</i>	6,964
Indo-Pacific sailfish	Pez vela	<i>Istiophorus platypterus</i>	6,724
Bluestriped chub	Chopa salema	<i>Sectator ocyurus</i>	4,850
Manta rays	Mantas	Mobulidae	4,477
Pelagic stingray	Raya látigo violeta	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	3,960
Longfin yellowtail	Medregal limón	<i>Seriola rivoliana</i>	3,854
Striped marlin	Marlín rayado	<i>Kajikia audax</i>	3,625
Unicorn filefish	Lija barbudo	<i>Aluterus monoceros</i>	3,179
Hammerhead shark nei	Cornudas nep	<i>Sphyrna</i> spp.	1,968
Scalloped hammerhead shark	Cornuda común	<i>Sphyrna lewini</i>	1,843
Scrawled filefish	Lija trompa	<i>Aluterus scriptus</i>	1,794
Smooth hammerhead shark	Cornuda cruz	<i>Sphyrna zygaena</i>	1,704
Pompano dolphinfish	Dorado pompano	<i>Coryphaena equiselis</i>	1,588
Yellowtail amberjack	Medregal rabo amarillo	<i>Seriola lalandi</i>	1,519
Requiem sharks nei	Cazones picudos, tintoreras nep	<i>Carcharhinus</i> spp.	1,417
Ocean sunfish, Mola	Pez sol	<i>Mola mola</i>	1,349
Bigeye thresher shark	Zorro ojón	<i>Alopias superciliosus</i>	1,188
Spinetail manta	Manta de aguijón	<i>Mobula japonica</i>	1,161

English	Español	Scientific name—Nombre científico	Sets-Lances
Smoothtail manta	Manta diablo	<i>Mobula thurstoni</i>	1,063
Manta ray nei	Manta nep	<i>Mobula</i> spp.	993
Great barracuda	Picuda barracuda	<i>Sphyrna</i> spp.	912
Pelagic thresher shark	Zorro pelágico	<i>Alopias pelagicus</i>	896
Triggerfishes, durgons nei	Peces-ballesta nep	Balistidae	884
Mackerel scad	Macarela caballa	<i>Decapterus macarellus</i>	874
Short fin mako shark	Mako de aleta corta	<i>Isurus oxyrinchus</i>	850
Thresher shark nei	Zorros nep	<i>Alopias</i> spp.	803
Cortez sea chub	Chopa Cortez (gallinaza)	<i>Kyphosus elegans</i>	802
Blue shark	Tiburón azul	<i>Prionace glauca</i>	733
Pilotfish	Pez piloto	<i>Naucrates ductor</i>	717
Leatherjacket filefishes	Lija	<i>Aluterus</i> spp.	711
Bigeye trevally	Jurel	<i>Caranx sexfasciatus</i>	656
Swordfish	Pez espada	<i>Xiphias gladius</i>	616
Whitemouth jack	Jurel lengua blanca	<i>Uraspis helvola</i>	598
Drummer	Gallinaza	<i>Kyphosus</i> spp.	542
Blue-bronze sea chub	Chopa gris (gallinaza)	<i>Kyphosus analogus</i>	521
Jacks, crevalles nei	Jureles, pámpanos nep	<i>Caranx</i> spp.	506
Chilean devil ray	Manta cornuda	<i>Mobula tarapacana</i>	470
Shortbill spearfish	Marlín trompa corta	<i>Tetrapturus angustirostris</i>	398
Thresher shark	Tiburón zorro pinto	<i>Alopias vulpinus</i>	354
Giant manta	Manta voladora	<i>Manta birostris</i>	347
Rays nei	Raya nep	Mobulidae, Dasyatidae	309
Munk's devil ray	Manta de Munk	<i>Mobula munkiana</i>	227
Mako shark nei	Tiburón mako nep	<i>Isurus</i> spp.	222
Great hammerhead	Cornuda gigante	<i>Sphyrna mokarran</i>	221
Blacktip shark	Tiburón punta negra	<i>Carcharhinus limbatus</i>	135
Copper shark	Tiburón cobrizo	<i>Carcharhinus brachyurus</i>	126
Fortune jack	Medregal fortuneo	<i>Seriola peruana</i>	100

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN PARA LAS PESQUERÍAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Michael G. Hinton, Mark Maunder, Nick Vogel, Robert Olson, Cleridy Lennert,
Alexandre Aires-da-Silva, y Martin Hall

1. Introducción	167
2. Pesquerías y datos	168
3. Indicadores de condición de población.....	173
4. Estratos espaciales y temporales.....	175
5. Aplicabilidad y limitaciones de los métodos con respecto a las poblaciones del OPO	176
6. Puntos de referencia y reglas de control de extracción	178
7. Resumen de puntos y recomendaciones	178

1. INTRODUCCIÓN

El propósito principal del presente documento es 1) proporcionar información de fondo sobre datos y fuentes existentes que pueden ser usados para desarrollar indicadores de condición (o estabilidad) de población (SSI, del inglés *stock status indicador*) para especies capturadas en las pesquerías de atunes y peces picudos en el Océano Pacífico oriental (OPO), 2) describir candidatos de SSI, y 3) proporcionar una evaluación preliminar de la aplicabilidad de cada SSI a las poblaciones gestionadas por la CIAT. Los indicadores son útiles cuando no son factibles evaluaciones completas y/o se precisa una indicación de la condición de una población durante periodos entre evaluaciones completas, y pueden también ser usadas en reglas de control de extracción desarrolladas para la ordenación. Se identificaron indicadores basados en captura, tasas de captura, y tamaño o frecuencias de tamaño para posible investigación y validación ulterior antes de ser usadas por la Comisión.

Generalmente, una evaluación completa de una población precisa como mínimo menos datos de captura total que abarquen el periodo de tiempo entero de la evaluación y un índice fiable de abundancia relativa. Precisa también información biológica (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural) y de pesca (por ejemplo, selectividad) o, si se usa un modelo de producción, conocimientos de la función de producción. Los modelos de evaluación integrados modernos pueden usar otros tipos de información (por ejemplo, datos de composición por talla y edad, datos de marcado y recaptura) que ayudan en la estimación de los procesos biológicos y pesqueros además de brindar información sobre la abundancia y mortalidad (Maunder y Punt 2013), y existen programas generales para realizar estos análisis (por ejemplo, *Stock Synthesis*; Methot y Wetzel 2013). Desgraciadamente, no se dispone de estos datos para algunas poblaciones y especies.

Desde hace más de cincuenta años, el personal de la CIAT, dependencias nacionales, y otras organizaciones han recolectado datos detallados sobre todos los aspectos de las principales especies de atunes (albacora, patudo, aleta azul del Pacífico, barrilete, y aleta amarilla) y de las pesquerías en el OPO, posibilitando así evaluaciones completas de estas especies. Ha emprendido también investigaciones de ciertas especies capturadas incidentalmente en las pesquerías de palangre y de cerco, entre ellas los peces picudos, delfines, y tiburones, pero la cantidad y calidad de los datos disponibles para estas especies es mucho más variable, y en la mayoría de los casos insuficiente para evaluaciones convencionales. Existe además un gran número de conjuntos de datos que son obtenidos para fines específicos (por ejemplo, para probar anzuelos circulares y J en pesquerías palangreras) y que podrían ser útiles para evaluaciones integradas de poblaciones, pero a menos que sean recolectados de forma continua, podrían no ser útiles para SSI. Necesitan además ser representativos de la población entera que se pretende gestionar, lo cual podría no ser el caso para estudios con cobertura espacial o temporal limitada.

El personal de la CIAT ha realizado evaluaciones completas de las principales especies de atunes, así

como del marlín azul, pez vela, marlín rayado, y pez espada, pero no de ninguna especie de captura especial aparte de los delfines. Ha realizado también análisis de productividad y susceptibilidad (PSA) para estimar la vulnerabilidad de especies de captura incidental a la sobrepesca (Anónimo 2011), y ha identificado varias que podrían ser afectadas adversamente por la pesca ([Figura 1](#)); por ejemplo, muchas especies de tiburones, y ciertas tortugas y rayas, que comparten características generales del ciclo vital tales como tasas de reproducción bajas y vida larga. El PSA mide la productividad de una especie mediante la identificación de atributos tales como tasas altas de crecimiento intrínseco de la población y edad máxima, que contribuyen a la resiliencia; y mide la susceptibilidad a la pesca mediante la identificación de atributos que moderan la vulnerabilidad, tales como migraciones estacionales y valor. Los resultados del PSA podrían producir un conjunto inicial de especies candidato para los que desarrollar indicadores es una prioridad.

Los indicadores llenan el vacío cuando los datos son insuficientes para una evaluación. La demanda de SSI ha aumentado con el creciente énfasis en la ordenación ecosistémica (García y Staples 2000) y con los esfuerzos para manejar el balance entre la conservación y los beneficios económicos (Cheung y Sumaila 2008), pero los recursos necesarios para obtener los datos básicos biológicos y de ciclo vital necesarios para las evaluaciones completas para la multitud de especies de captura incidental tomadas en las pesquerías no están disponibles (Zhou *et al.* 2011). Es necesario un sistema de priorización para determinar las especies en las que se debe enfocar, particularmente si es necesario obtener datos nuevos. Los datos disponibles sobre las capturas incidentales dependen de la pesquería, y varían considerablemente en naturaleza, alcance, y detalle, y el desarrollo de indicadores precisará la identificación de los datos disponibles y adecuados para el propósito.

Evaluar la sustentabilidad usando un SSI es posible solamente si el indicador puede ser comparado con un punto de referencia basado en sustentabilidad (García y Staples 2000). Aunque no se ha establecido una norma de estabilidad o sustentabilidad, el rendimiento máximo sostenible (RMS) es el punto de referencia para la ordenación por la Comisión bajo la [Convención de Antigua](#). No obstante, el RMS no es el único objetivo posible de la ordenación. Un organismo de ordenación pesquera podría, por ejemplo, establecer un régimen que mantuviera la biomasa de una o varias poblaciones en niveles por debajo o por encima de aquellos necesarios para lograr sus RMS respectivos, y al mismo tiempo lograr el RMS (u otra meta) para otra población (Ricker 1975).

El personal de la CIAT ha usado SSI como base de su asesoramiento de ordenación para el atún barrilete desde 2008 debido a la imposibilidad de estimar su abundancia absoluta (Maunder y Deriso 2008). Se han propuesto también SSI para el tiburón sedoso (Aires-da-Silva *et al.* 2014). No obstante, los SSI usados por la CIAT no han sido validados, y no se han desarrollado puntos de referencia o reglas de control de extracción formales basados en estas SSI. La selección de SSI debería tomar en consideración la forma en la que serán usados para formular asesoramiento de ordenación. Por ejemplo ¿serán usados en una regla de control de extracción formal o meramente para indicar que se justifica una investigación adicional de la condición de la población? El uso de SSI para asesoramiento de ordenación precisará pruebas extensas tales como aquellas realizadas en evaluaciones de estrategias de ordenación (MSE; por ejemplo, Punt *et al.* 2001).

El informe está dividido en varias secciones que cubren una serie de temas generales, entre ellos: 1) descripción y fuentes de datos existentes, 2) evaluaciones y SSI, 3) puntos de referencia y reglas de control de extracción, y 4) recomendaciones generales.

2. PESQUERÍAS Y DATOS

2.1. Pesquerías del OPO

Un 90% de la captura documentada de atunes tropicales en el OPO es tomado en alta mar por buques de cerco grandes, principalmente de naciones costeras del OPO, que pescan principalmente atunes aleta amarilla, patudo, y barrilete para enlatar. Buques palangreros industriales grandes, predominantemente de

banderas de Lejano Oriente, toman la mayor parte del resto de la captura; dirigen su esfuerzo a los atunes albacora, patudo, aleta azul del Pacífico, y aleta amarilla, así como a los marlines y el pez espada, y abastecen principalmente el mercado de *sushi/sashimi*. En las regiones costeras del OPO, buques palangreros de menor tamaño, y pesquerías de red de trasmalle, arpón, y recreativas también pescan atunes, marlines, pez espada, y tiburones. Todas estas pesquerías tienen capturas incidentales de especies no objetivo.

Las flotas industriales son generalmente monitoreadas por gobiernos y organizaciones regionales de ordenación pesquera tales como la CIAT, y se compilan datos detallados sobre la captura y el esfuerzo de pesca. Las pesquerías artesanales y recreativas no son generalmente tan bien monitoreadas, por varios motivos, entre ellos los dispersos puntos de descarga, la falta de requisitos de licencias o informes de descargas, y el valor económico directo relativamente bajo del comercio.

Las pesquerías no industriales, que usan muchas artes, entre ellas líneas de mano, palangres, y varios tipos de redes, el impacto considerable sobre las poblaciones. Por ejemplo, la pesquería recreativa de peces picudos frente a Baja California Sur y al sur de México captura aproximadamente 1050 toneladas métricas (t) de marlín rayado cada año (Hinton y Maunder 2011), aproximadamente la mitad del RMS, y más que las pesquerías industriales palangrera y de cerco en el OPO norte.

2.2. Fuentes de datos para las pesquerías del OPO

Los datos de capturas totales (que incluyen descartes) son un componente clave para determinar la condición de una población, pero no están disponibles para muchas de las especies capturadas en las pesquerías atuneras en el OPO, particularmente las especies de captura incidental. Se dispone de datos detallados de capturas incidentales en el OPO solamente para los buques de cerco grandes. La resolución [C-03-05](#) de la CIAT define el tipo y la resolución espaciotemporal de los datos que los Miembros de la CIAT deben proporcionar al personal de la Comisión para las principales especies de atunes, como sigue:

Categoría	Nivel	Resolución	Datos
Captura y esfuerzo	1	Por lance individual, datos de bitácora con información de configuración de arte y especie objetivo	Captura total en número, y peso en caso posible; esfuerzo de pesca
	2	1°x1°-mes, muestra por configuración de arte, con información de especie objetivo	
	3	5°x5°-mes, muestra por configuración de arte, con información de especie objetivo	
Frecuencia de talla	1	Posición del lance, hora comienzo o fin	Talla o peso de peces individuales
	2	Posición en cuadrícula, mejor resolución espacio-temporal posible de zona de captura	

A menudo los Miembros obtienen y proporcionan al personal de la Comisión, a solicitud, datos más detallados.

2.2.1. Pesquerías palangreras

Las pesquerías palangreras del OPO están divididas en aquellas que operan en, o cerca de, aguas costeras y aquellas que operan principalmente en alta mar.

2.2.1.a Palangre de alta mar

La enorme mayoría de los buques palangreros grandes (> 24 m) que operan en el OPO son de China, Japón, Corea, y Taipei Chino, y pescan principalmente atunes albacora, patudo, y aleta amarilla, pez espada, y marlín.

Los datos disponibles de estas pesquerías, principalmente de programas nacionales de bitácora y muestreo, incluyen datos de esfuerzo de pesca y captura, y a veces datos de talla o peso del pescado capturado por estrato de tiempo y área. Los datos de captura de otras especies, si es que existen, están generalmente agrupados en categorías tales como « tiburón » u « otro ». En 2013, se implementó el 5% de cobertura de estos buques por observadores científicos establecida en la resolución [C-11-08](#), con lo cual se obtendrá información más detallada sobre las capturas incidentales de los palangreros ([Sección 2.2.3a](#)).

2.2.1.b Palangre costero

Pesquerías palangreras artesanales e industriales que capturan atunes y una multitud de otras especies operan a lo largo del litoral del continente americano desde México hasta Chile. Algunas están dirigidas a los atunes, mientras que en otras los atunes son una captura oportunista. Se ignora el alcance completo de las pesquerías artesanales, aunque en algunos lugares constituyen una fuente importante de mortalidad por pesca para una amplia gama de especies. En comparación con otras regiones, sus operaciones en el OPO están relativamente bien documentadas como parte de los esfuerzos por reducir la mortalidad incidental de tortugas marinas (Largacha *et al.* 2005, Hall *et al.* 2008) y desarrollar información sobre pesquerías de dorado y tiburones (Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores 2012, Martínez-Ortiz 2012).

Los palangres de superficie pescan principalmente atunes, peces picudos, tiburones, y dorado, mientras que los palangres de fondo pescan tiburones y rayas, pargos, y meros. Las pesquerías en latitudes altas suelen pescar dorado en el verano, mientras que aquellas en latitudes más bajas son más oportunistas.

Casi toda la captura de estas pesquerías es utilizada: en la pesquería palangrera artesanal ecuatoriana, menos del 0.5% de las es descartado (Largacha *et al.* 2005).

Lo datos y su disponibilidad varía entre naciones. Existen varios programas extensos de recolección de datos a nivel nacional, y OSPESCA coordina la recolección a nivel regional en Centroamérica. Organizaciones sin fines de lucro también recolectan datos para proyectos especiales (por ejemplo, el estudio de WWF de anzuelos circulares y J), que generalmente incluyen datos más detallados. Los datos obtenidos incluyen la captura de varias especies y, en muchos casos, datos de esfuerzo y composición por talla.

2.2.2. Pesquerías de cerco

La pesquería de cerco en el OPO ha sido estudiada directamente por la CIAT desde los años 1950, y los registros históricos recuperados de bitácora y de descargas de la pesquería cañera se extienden a los años 1920.

La flota está dividida en dos categorías, buques pequeños de 363 t de capacidad de acarreo o menos, y buques grandes con más de 363 t de capacidad de acarreo. Esta diferenciación está relacionada con la capacidad de los buques grandes de pescar atunes asociados con delfines. Los buques pequeños pescan generalmente más cerca de la costa, y sus zonas de pesca generalmente no coinciden de forma importante con las regiones de alta mar pescadas por los buques grandes ([Figura 2](#)). Algunos cerqueros pequeños pescan atún aleta azul del Pacífico. Se ignora la composición de las capturas incidentales de los buques pequeños buques, pero es probablemente diferente de aquella de los buques grandes.

Los buques de cerco realizan tres tipos de lance, sobre cardúmenes de atunes no asociados, sobre objetos flotantes (que incluyen los dispositivos agregadores de peces), y sobre atunes asociados con delfines. La distribución espacial de estos tipos de lance no es homogénea, y tipos de lance específicos forman la mayoría en subregiones de los caladeros ([Figura 3](#)). Las especies capturadas varían asimismo según el tipo de lance. Durante 2008-2012, el 99% de la captura de patudo y el 64% de la captura de barrilete provino de lances sobre objetos flotantes, el 35% del barrilete de lances no asociados, y el 68% de la captura de aleta amarilla de lances sobre delfines. El resto de la captura de aleta amarilla estuvo dividido en partes aproximadamente iguales entre los lances no asociados y sobre objetos flotantes (Anónimo 2013).

Las fuentes principales de datos sobre las pesquerías de cerco, aparte de los programas de observadores ([sección 2.2.3](#)), son los cuadernos de bitácora de los buques, los pesos de descarga de las enlatadoras, y el programa de la CIAT de muestreo en puerto. Los registros de bitácora cubren más del 85% del barrilete y 95% del aleta amarilla descargado, pero contienen poca información, o ninguna, sobre las capturas de especies no objetivo o los descartes de atunes, y las descargas rara vez contienen especies no objetivo. Se obtienen de los cuadernos de bitácora los datos de los buques de cerco pequeños y los pocos buques cañeros que todavía existen en la pesquería.

2.2.3. Programas de observadores

Desde 1992, los buques de cerco de más de 363 t de capacidad de acarreo están obligados a llevar observadores. En 2013, observadores comenzaron a cubrir algunos de los viajes de buques palangreros industriales.

2.2.3.a Programa de observadores en buques palangreros

La Resolución [C-11-08](#) de la CIAT exige que, a partir de 2013, al menos el 5% del esfuerzo de pesca de los buques palangreros de cada Miembro de más de 20 m de eslora total sea observado por observadores científicos. Especifica que la tarea principal de los observadores es registrar « toda información biológica disponible, las capturas de especies de peces objetivo, la composición por especie, y toda información biológica disponible así como cualquier interacción con especies no objetivo, tales como las tortugas marinas, aves marinas, y tiburones. » Requiere también que el Director, en cooperación con el Comité Científico Asesor, prepare « un proyecto de formato común de informe que detalle los datos requeridos que recolectarán los observadores científicos ».

Varios miembros de la CIAT, entre ellos China, Japón, Corea, y Taipei Chino, han asignado observadores a buques palangreros en el OPO en apoyo de investigaciones pesqueras, y se han recibido informes de actividad en 2013 de China, Japón, y Estados Unidos¹. Japón ha colocado observadores en varios viajes de buques palangreros viajes en el OPO durante 2007-2013, y un programa de observadores de la Unión Europea da seguimiento a la pesquería de pez espada por buques palangreros españoles en el OPO, compilando datos de captura, esfuerzo, frecuencia de tallas, y captura incidental (Mejuto y García-Cortes 2001, 2005). Estados Unidos opera un programa de observadores para dar seguimiento a las interacciones entre buques palangreros y especies protegidas, particularmente las tortugas marinas, en el Pacífico, pero estos buques faenan principalmente fuera del OPO.

Estos programas de observadores obtienen una variedad de información, incluyendo capturas de especies objetivo, interacciones con especies no objetivo, detalles de las faenas de pesca (fechas, horas, duración, y posición), atributos de los buques, configuración de las artes, y medidas de mitigación de captura incidental.

2.2.3.b Programa de observadores de cerco / APICD

El programa de observadores del APICD, que cubre todos los viajes de buques de cerco grandes en el OPO, es la fuente principal de información sobre capturas incidentales de especies no objetivo en las pesquerías de cerco en el OPO (Anónimo 2013).

Originalmente, se registraban datos de sólo 22 especies y cinco grupos de especies identificadas ([Tabla 1](#)). Los observadores han tomado datos sobre objetos flotantes desde 1987, peces picudos desde 1989, tortugas marinas desde 1990, captura incidental desde 1993, y tiburones desde 2004. No todos los programas

¹ China: <http://iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-C-China-observer-annual-report-2013.pdf>

Japón: <http://iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-B-Japans-scientific-observer-program-for-tuna-longline-fishery.pdf>

Estados Unidos: <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-INF-G-United-States-observer-program-annual-report-2013.pdf>

nacionales de observadores han tomado siempre datos completos de capturas incidentales, pero desde 2009 se han tomado estos datos para cada lance realizado por cada buque que opera bajo el programa (Figura 4, Tabla 2). Todos los programas usan ahora un formato de datos común.

Es importante señalar que los observadores tienen acceso directo solamente a las capturas incidentales que permanecen en la cubierta después de terminar el lance. La mayor parte de la captura incidental es tirada por la borda en cuanto es subida a bordo, lo cual imposibilita el acceso para confirmar las identificaciones de especies y contribuye de forma significativa a la imprecisión en las estimaciones del número de individuos.

En todo caso posible, los observadores registran:

1. Identificación de individuos a especie o grupo de especies;
2. Características usadas para identificar peces picudos, tiburones, y tortugas;
3. El número de individuos (toneladas en el caso de los atunes) por categoría de tamaño (pequeño, mediano, y grande); y
4. Mediciones de talla de peces picudos (desde fines de 1988) y tiburones (desde fines de 2004).

Originalmente, los observadores registraban las capturas incidentales de fauna aparte de los peces picudos, tiburones, y tortugas en número de peces o toneladas, pero desde 2004 registran todas las especies en número, excepto los atunes, que se sigue reportando en toneladas. Por lo tanto, los datos de antes de 2004 registrados en toneladas necesitan ser convertidos en números para poder presentar tendencias a largo plazo de las capturas o tasas de captura, usando la clasificación de tres categorías de tamaño (pequeño, mediano, y grande). Ya que la gama de tallas de especies marinas es tan grande (de un promedio de 50 cm en el caso de los peces ballesta a 300 cm en el caso del marlín azul, por ejemplo), se usan dos niveles de esta clasificación para mejorar la exactitud de los datos tomados usando esta escala. Los observadores estiman estos tamaños a ojo, por lo que su precisión es baja.

	Pequeño	Mediano	Grande
Atunes	<2.5 kg	2.5 - 15.0 kg	>15.0 kg
Peces picudos, tiburones, rayas	<90 cm	90 - 150 cm	>150 cm
Todas otras especies	<30 cm	30 - 60 cm	>60 cm

Han ocurrido cambios en la naturaleza y calidad de la información recolectada por los observadores, por lo tanto las series de tiempo pueden ser inconsistentes o sesgadas para ciertos periodos de tiempo. Por ejemplo, originalmente se registraban solamente los individuos muertos, lo cual causó un sesgo negativo en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estimada, pero desde 2005 se requiere de los observadores registrar todas las capturas incidentales y su destino subsiguiente. Para ciertas especies, particularmente los tiburones, los observadores podrían registrar como vivos individuos que muestren cualquier señal de vida al ser devueltos al mar, pero un estudio reciente (Poisson *et al.* 2014) descubrió que un 50% de los tiburones sedosos subidos a bordo durante faenas de pesca con red de cerco y liberados « vivos » murieron posteriormente, resultando en una subestimación de la mortalidad.

La identificación errónea de especies es un problema constante en los datos de los observadores. Las causas varían: por ejemplo, Román-Verdesoto y Orozco-Zöllner (2005) informan que durante 1993-2004, observadores que basaron su identificación en lo dicho por pescadores de habla hispana registraban tiburones sedosos (*Carcharhinus falciformis*) como « punta negra », que en inglés (« *blacktip* ») es el nombre común de *C. limbatus*.

Identificaciones erróneas de especies ocurren también cuando los observadores no pueden distinguir características identificadoras, como por ejemplo cuando han de hacer una identificación desde lejos, o de pocas muestras, pasando así por alto especies presentes en bajas proporciones en una mezcla. Por ejemplo, el dorado común (*Coryphaena hippurus*) alcanza un tamaño máximo de unos 210 cm, mientras

que el dorado pompano (*C. equiselis*) alcanza solamente unos 50 cm, pero un dorado común pequeño es casi imposible de distinguir de un pompano, y sin acceso cercano a las muestras, los observadores no pueden separar las dos especies de forma fiable. Además, ya que el pompano es menos común en las capturas, es necesario examinar un gran número de individuos para poder obtener estimaciones precisas del número de esta especie. Otros ejemplos bien documentados de identificaciones erróneas incluyen marlines negros (*Istiompax indica*) identificados como marlines azules (*Makaira nigricans*), y salmones (*Elagatis bipinnulata*) identificados como jureles (*Seriola* spp.). Las identificaciones erróneas de este tipo necesitan ser tomadas en cuenta al analizar los datos de captura incidental de los observadores.

2.2.4. Pesquerías recreativas

Existe poca documentación de las pesquerías recreativas de atunes y peces picudos en el OPO. Las que son mejor conocidas están dirigidas a los peces picudos, principalmente marlines frente a Baja California Sur y la costa central de México (Fleischer *et al.* 2009), y pez vela frente a Centroamérica desde Guatemala hasta Panamá (Ehrhardt y Fitchett 2006). Existen también pesquerías recreativas de atunes, particularmente aleta azul del Pacífico y aleta amarilla, frente a la costa norte y central de Baja California, México. Todos los buques que participan en la pesquería recreativa mexicana están obligados a proporcionar datos de bitácora al Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) de México, que controla la pesquería, compila y analiza los datos de bitácora, y mantiene programas de muestreo en puerto. Los datos obtenidos incluyen la captura, en número de peces, por especie y sexo, el esfuerzo, en número de viajes, y estadísticas de mediciones de tamaño, por puerto.

Datos autoreportados de captura y esfuerzo de la pesquería recreativa del sur de California son compilados por el Departamento de Pesca y Caza de California. La CIAT en algunos años obtuvo muestras de frecuencia de talla de atún aleta azul del Pacífico y ocasionalmente de atún aleta amarilla descargados por esta pesquería en San Diego, California, pero ya no se toman más muestras.

El programa de investigación de peces picudos del Centro Sudoeste de Ciencias Pesqueras del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU. realiza la Encuesta Internacional de Pesca de Picudos, que obtiene datos autoreportados de captura por especie y esfuerzo de pescadores deportivos en el Pacífico. Los pesos individuales de marlines rayados capturados en las pesquerías recreativas del sur de California han sido registrados por el San Diego Marlin Club desde 1960 y por el Balboa Angling Club desde 1945.

3. INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN

Los mejores indicadores de la sustentabilidad y condición de poblaciones son posiblemente las evaluaciones realizadas con modelos de dinámica poblacional integrados (ajustados a muchos tipos de datos diferentes) tales como *Stock Synthesis* (SS, Methot y Wetzel 2013), un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones por sexo con estructura por edad y basado en tamaño. Cuando los datos son insuficientes para modelos como SS, la segunda opción es un modelo de producción, tal como el modelo de producción con estructura por edad (Restrepo y Legault 1997) o el modelo de diferencia de retardos de Deriso-Schnute (Quinn y Deriso 1999). A medida que escasean los datos disponibles, la naturaleza de los indicadores cambia y el número que se podría usar disminuye. En casos de datos limitados, los SSI podrían basarse simplemente en series de tiempo de datos (por ejemplo, CPUE o tamaño medio).

3.1. Indicadores basados en captura

Los indicadores basados en captura son quizá los métodos que menos datos precisan. Para muchas especies, los datos de captura son los únicos datos disponibles, pero son a menudo incompletos. Debido al enfoque en la ordenación ecosistémica y el requisito de evaluar todas las especies, han proliferado los indicadores basados en captura. Muchos de estos métodos son formas sencillas de fijar cuotas « sustentables ». Pueden ser sencillos promedios de capturas históricos o métodos más sofisticados como captura medida corregida por la disminución. Otros enfoques consideran si la tendencia de la captura ha sido sustentable y, en términos sencillos, tratan una disminución de la captura como indicación de que la población se encuentra sobreexplotada. Sin embargo, algunos de los métodos basados en captura precisan

una serie de tiempo de datos de captura que se extiendan a cuando comenzó la explotación, lo cual impide su uso en muchos casos.

Carruthers *et al.* (2012) evaluaron la fiabilidad de dos indicadores basados en captura (Froese y Kesner-Reyes 2002, Kleisner y Pauly 2011) con respecto a la identificación correcta de la condición de una población. Simularon poblaciones con varias características biológicas y con varios historiales de explotación, y descubrieron que, en promedio, estos indicadores eran incorrectos un 67% del tiempo y que las estimaciones de condición mostraban un sesgo negativo, es decir, eran más pesimistas que la realidad. Estos resultados son consistentes con aquellos de Branch *et al.* (2011) y otros con respecto a la fiabilidad de indicadores basados en captura.

Independientemente del método de SSI usado, sin una estimación de la captura total, es difícil estimar el rendimiento potencial o parámetros de ordenación basados en rendimiento que dependen de la captura, como por ejemplo el RMS. Frecuentemente, no existen estimaciones fiables de la captura total (captura retenida más descartes) o de la captura retenida de una especie de captura incidental. En algunas instancias, como en el caso de las principales especies de atunes, la captura retenida es comparativamente tan grande que incluir los descartes no cambiaría los resultados de las evaluaciones.

3.2. Indicadores de presencia y presencia/ausencia

En el caso de ciertas especies de captura incidental se sabe su presencia/ausencia en la captura, pero la distribución irregular de los datos causa errores en la relación proporcional supuesta entre CPUE y abundancia. La capacidad predictora de los modelos basados en presencia/ausencia es a menudo baja y por lo tanto engañosa en muchas instancias (Manel *et al.* 2001). Este es el caso particularmente en regiones como el OPO, donde la ubicación y abundancia de las poblaciones cambian a lo largo del tiempo (Manel *et al.* 2001) ([Sección 3.1](#)). Frecuentemente, se han aplicado estos modelos de forma no apropiada (Pearce y Boyce 2006), y dos de sus características que podrían afectar su utilidad para el OPO y que precisan una mayor investigación son que (1) las observaciones de presencia son afectadas directamente por variaciones de la abundancia (Royle y Nichols 2003), y (2) no existe información sobre zonas en las que una especie está ausente (Manel *et al.* 2001). Los índices basados en datos de presencia/ausencia podrían ser hiperestables si la distribución geográfica no se contrae con la abundancia (por ejemplo, el tamaño de los cardúmenes disminuye más rápidamente que el número de cardúmenes).

3.3. Indicadores basados en la tasa de captura

Se supone a menudo que los datos de CPUE son proporcionales a la abundancia, y son por lo tanto usados para evaluar las tendencias en la abundancia. Existen muchos factores aparte de la abundancia que pueden afectar la CPUE (por ejemplo, temporada, área, método de pesca, condiciones ambientales) y es por lo tanto común « eliminar » estos efectos mediante la estandarización de la CPUE por estos factores (Hinton y Maunder 2004). Desgraciadamente, para muchas pesquerías los datos detallados necesarios para estandarizar la CPUE no son registrados. Aún si están disponibles, los datos de los factores más importantes podrían no estar disponibles. Además, Harley *et al.* (2001) demostraron que la mayoría de los índices de abundancia derivados de la CPUE son hiperestables y subestimarán las disminuciones en abundancia. Los datos de estudios son más fiables porque son de diseño estandarizado y son menos afectados por estos factores, pero están disponibles para tan sólo un número limitado de poblaciones.

3.4. Indicadores basados en edad y talla

La talla es una medición de un pez comprensible, natural, y fácilmente obtenida, y los datos de frecuencia de talla son fáciles de obtener. No obstante, es menos informativa que los datos de edad, que son más difíciles de obtener. Cambios en las distribuciones de la frecuencia de edad y talla indican cambios en una población, pero no se traducen directamente en indicadores de condición. En general, tasas de explotación altas causan que los peces mueran antes de poder crecer a tallas grandes, por lo tanto disminuciones del tamaño de los peces (por ejemplo, talla media) podrían indicar tasas altas de explotación. Sin embargo, otros factores, por ejemplo un reclutamiento grande o una tendencia creciente del reclutamiento, podrían

también expresarse en peces de menor tamaño. Los indicadores podrían estar basados en series de tiempo de estadísticas basadas en tamaño (por ejemplo, talla media) o comparaciones del tamaño actual con factores tales como tamaño de madurez, o factores basados más en los modelos, tales como el tamaño que maximiza el rendimiento por recluta, que exigen información biológica (por ejemplo, crecimiento y mortalidad natural).

Froese (2004) presenta un SSI sencillo basado en talla que, suponiendo que fuese correctamente implementado, permitiría a todos los peces reproducirse una vez, y los capturaría en tallas menos de 10% diferentes de la talla óptima. Precisa información sobre la proporción de peces maduros en la captura y la proporción de la captura capturada por talla, ninguno de los cuales está disponible para la mayoría de las especies de captura incidental. Cope y Punt (2009) realizaron una evaluación detallada de este indicador en el plan de ordenación de la pesquería de peces de fondo de la costa occidental de Estados Unidos, y descubrieron que bajo ciertas circunstancias podría motivar sobrepesca.

Punt *et al.* (2001) descubrieron que los indicadores basados en talla eran imprecisos, pero funcionaron mejor que los indicadores basados en tasa de captura ([Sección 3.3](#)).

3.5. Indicadores basados en mortalidad

Se pueden usar datos de frecuencia de edad o talla para estimar el historial de mortalidad de una población. Se usa comúnmente un análisis de curva de captura para estimar la mortalidad total a partir de datos de composición por edad. Han sido desarrollados varios métodos para calcular la mortalidad a partir de datos basados en tamaño. Por ejemplo, Gedamke y Hoenig (2006) derivaron un método para estimar el historial de la tasa de mortalidad no estacionaria de una pesquería usando esos datos, y mostraron que brinda una forma de determinar la tasa de aumento o disminución de una población y cambios en la mortalidad por pesca. Se dispone a menudo de registros históricos de tallas medias, y se podría usar este método para reconstruir el historial de mortalidad por pesca de una población. No obstante, estos enfoques incluyen típicamente varios supuestos implícitos (por ejemplo, reclutamiento y mortalidad por pesca constantes) que no son necesariamente satisfechos.

4. ESTRATOS ESPACIALES Y TEMPORALES

Es necesario tomar en cuenta los patrones y distribuciones espaciales de las poblaciones al desarrollar evaluaciones e indicadores. Ya que tanto las evaluaciones como los indicadores se basan generalmente en datos de pesca, brindan información sobre sólo aquella porción de una población que es vulnerable a la pesca. La distribución espacial de la flota y la población pueden cambiar a lo largo del tiempo, lo cual complica la interpretación de los SSI. En el caso de la pesquería atunera en el OPO, nos enfrentan « ... las poblaciones menos tratables ... especies pelágicas que aparecen en proporciones variables en diferentes partes de su distribución geográfica en diferentes años » (Ricker 1975).

Por lo tanto, se debe considerar la estructura espacial y temporal al desarrollar evaluaciones o indicadores para poblaciones afectadas por las pesquerías atuneras del OPO, independientemente de si el indicador se basa en tasa de captura o en otra medida. Si los indicadores de varias zonas y tiempos son sincrónicos y proporcionales, entonces se puede considerar un solo indicador que usa datos de todos los estratos, pero es poco probable que éste sea el caso para una población pelágica ampliamente distribuida.

Los programas de recolección de datos están diseñados para que la información obtenida sea representativa de las extracciones de la población, y por lo tanto de aquella porción de la población sometida a la pesca. En muchas instancias, lo que parece ser una sola población es en realidad varias poblaciones: por ejemplo, los análisis genéticos han confirmado que el marlín rayado (Hinton 2009, Purcell y Edmands 2011) y pez espada (Hinton y Deriso 1994, Alvarado Bremer *et al.* 2006) en el OPO consisten en múltiples poblaciones que no comparten zonas de reproducción, aunque a veces la captura de una zona particular incluirá individuos de múltiples poblaciones.

Las distribuciones de las características del tiburón sedoso en las capturas de cerco brindan un ejemplo de

las distribuciones espaciales únicas de los tipos de lance en el OPO y de las distribuciones espacialmente diferenciadas de las características de especies individuales y de las estructuras de la comunidad de captura incidental. Los tiburones sedosos pequeños son capturados principalmente en lances sobre objetos flotantes en el norte del OPO ([Figura 5](#)); rara vez son capturados en el sur del OPO, y rara vez vistos en lances sobre delfines o no asociados en las mismas áreas en las que aparecen en lances sobre objetos flotantes. No se sabe si la población de tiburón sedoso en el OPO consiste en una población o dos, pero en cualquier caso las propiedades espaciales de la población necesitan ser consideradas al desarrollar un SSI para la especie.

Combinar múltiples poblaciones en un solo indicador podría resultar en la sobreexplotación de la población más vulnerable. Por lo tanto, es importante identificar las distintas poblaciones y desarrollar un indicador para cada uno para poder gestionarlo por separado. Existe una variedad de definiciones de estructura de poblaciones y de métodos para identificarla, pero se debería enfocar en la estructura que es importante en un contexto de ordenación y no en un sentido puramente biológico. Por ejemplo, podría ser importante gestionar por separado poblaciones que no son genéticamente distintas debido a un pequeño intercambio de material genético si pescar una población ejerce poco efecto sobre la otra. Lennert-Cody *et al.* (2013) desarrollaron métodos para determinar la estructura de poblaciones a partir de diferencias en CPUE y composición por tallas, pero no queda claro si estos métodos definen unidades poblacionales apropiadas para SSI.

5. APLICABILIDAD Y LIMITACIONES DE LOS MÉTODOS CON RESPECTO A LAS POBLACIONES DEL OPO

Los datos detallados disponibles para las especies objetivo en las pesquerías atuneras del OPO posibilitan usar la mayoría de los indicadores antes descritos. Cuál indicador usar debería ser determinado mediante pruebas en el contexto de dichas pesquerías. También posibilitan examinar la estabilidad de los indicadores para especies con ciclos vitales y patrones de comportamiento o distribución similares. El desempeño de un indicador para atunes indicaría tal vez cómo funcionaría para especies pelágicas que forman cardúmenes, tal como el salmón.

Los SSI basados en captura son generalmente altamente inexactos y negativamente sesgados ([Sección 3.1](#)). No se dispone generalmente de datos de captura total para las especies de captura incidental en el OPO, particularmente aquellas especies que sean capturadas en grandes cantidades en pesquerías no vigiladas por la CIAT. Por lo tanto, no se consideran más los métodos basados en captura.

No se dispone de datos de edad de especies en el OPO aparte de aquellos usados para estudios específicos del crecimiento, por lo que tampoco se consideran más.

Se dispone de datos de composición por talla para las principales especies objetivo y para unas pocas especies de captura incidental, y SSI basados en esos datos son posibles candidatos para estas especies. Sin embargo, las tres categorías de tamaño usadas por los observadores (pequeño-mediano-grande, en dos gamas de tamaño) son de poca utilidad en los análisis: para muchas especies, la mayoría de las observaciones caen en solamente una o dos de las categorías, y es poco probable que estos datos produzcan SSI útiles.

Ya que los observadores no tienen acceso a la mayor parte de la captura incidental, es probable que a menudo no registren la presencia de una especie en los descartes. Esto podría causar que los modelos de presencia o presencia/ausencia sean imprecisos y potencialmente inadecuados como indicadores de abundancia relativa o SSI. Además, sin acceso a la mayor parte de la captura incidental, no existe un método fijo para estimar el número de peces que se descarta. Es necesario tomar en consideración este problema, porque, sin una norma de este tipo, los datos son solamente un registro de la presencia de una especie en la captura con sesgo negativo.

Los datos disponibles son a menudo de calidad insuficiente para computar indicadores basados en tasas de captura. Esto vale particularmente para las especies de menor valor económico para las pesquerías. No

obstante, los índices de tasa de captura de las pesquerías de cerco son a veces uno de los únicos SSI para la mayoría de las especies de captura incidental. La unidad de esfuerzo usada en las evaluaciones de especies objetivo es el día de pesca, que es esencialmente una medida de tiempo de búsqueda, pero los buques no están buscando especies de captura incidental, que podrían estar o no estar asociadas con cardúmenes de especies objetivo y cuya distribución espacial y temporal podría ser significativamente diferente de aquella de la especie objetivo. Por lo tanto, no se debería esperar que las medidas de CPUE de cerco sean directamente proporcionales a las medidas de esfuerzo basadas en tiempo de búsqueda, pero podrían ser proporcionales a las medidas de esfuerzo basadas en lances. Se debería considerar un SSI basado en captura por lance (CPL) para las especies de captura incidental. Nótese también que el número de lances que se puede realizar en un día es bastante constante, o sea que existe cierta correlación entre la captura por día y la captura por lance para un nivel de abundancia dado. En esta situación se podría esperar que un SSI para especies objetivo que se basa en captura por lance produzca resultados consistentes con un SSI basado en captura por día de pesca.

Se podría también usar datos de marcado para desarrollar SSI, pero existen solamente para las principales especies objetivo, que son generalmente evaluadas con modelos convencionales de evaluación de poblaciones.

5.1. Indicadores basados en tasas de captura para los atunes barrilete y aleta amarilla

Se desarrollaron indicadores basados en tasas de captura para los atunes aleta amarilla y barrilete. Se eligieron estas especies porque se cuenta con datos de alta calidad para desarrollar SSI, y con los resultados de las [evaluaciones de la CIAT](#) para comparar con los del SSI. Se seleccionaron indicadores que usan esfuerzo por lance en lugar de los que usan esfuerzo basado en tiempo de búsqueda porque es deseable ver cómo funciona un indicador que podría ser usado para especies de captura incidental.

La CPL nominal anual media ponderada por esfuerzo, en toneladas, y los cuantiles de las distribuciones anuales de la CPL nominal fueron comparadas con las tendencias de la biomasa (B) de las poblaciones de barrilete y aleta amarilla, y con el cociente de biomasa reproductora (SBR) de aleta amarilla, obtenidos de las evaluaciones más recientes de estas especies. La decisión de usar cuantiles de CPL se basó en un mecanismo de formación de cardúmenes. A medida que aumenta el tamaño de una población, aumenta la probabilidad de que un cardumen encuentre otros cardúmenes y de que se formen cardúmenes todavía más grandes, incrementando así el número de cardúmenes grandes y la probabilidad de que un buque encuentre cardúmenes de biomasa relativamente alta. Por lo tanto, existe una correlación positiva entre los cuantiles de CPL y la biomasa de la población (ver la simulación de Willis [2008] de un modelo universal de formación de cardúmenes para el atún aleta azul del sur).

El tamaño medio de los peces en la captura varía con el tipo de lance: los peces más pequeños son capturados en lances sobre objetos flotantes, los más grandes en lances sobre delfines, y los medianos en lances no asociados. Estas diferencias reflejan las diferencias en los grupos de edad de los atunes capturados en cada tipo de lance, y a medida que cambia la estructura por edad de la población a lo largo del tiempo, es de esperar que un indicador basado en las capturas agrupadas de todos los tipos de lance varíe debido a la proporción de cada grupo de edad en la población así como a cambios en la distribución de los distintos tipos de lance. Por lo tanto, los indicadores fueron desarrollados por tipo de lance.

En el caso del aleta amarilla, la CPL mediana nominal anual en los lances sobre delfines produjo resultados mejores que los otros candidatos de SSI para tanto B_t como SBR_t . En la [Figura 6](#) se ilustran las tendencias de B_t y SBR_t de aleta amarilla, y de los dos indicadores, CPL mediana nominal anual y CPL nominal anual media ponderada por esfuerzo.

En el caso del barrilete, el cuantil 70 de la CPL nominal en lances sobre objetos flotantes produjo resultados mejores que los otros candidatos de SSI. En la [Figura 7](#) se ilustran las tendencias de B_t de barrilete y los indicadores.

5.2. Indicadores basados en tasa de captura para especies de captura incidental

Los datos disponibles para las especies de captura incidental son generalmente insuficientes para estimar la captura por lance. No obstante, la tasa de encuentro de una especie está correlacionada positivamente con la abundancia, por lo que es probable que una especie de captura incidental relativamente abundante y ampliamente distribuida en la zona de pesca sea observada y registrada en al menos un lance durante un viaje de pesca. Esto sugiere que podría ser razonable usar el viaje como unidad de esfuerzo en un indicador de abundancia basado en tasa de captura para varias especies de captura incidental, a pesar de los problemas de identificación de especies y falta de acceso al pescado.

Se computaron para varias especies dos indicadores, uno basado en el número de peces capturado por lance y el otro en la proporción de viajes en los que se observó la especie. En la [Figura 8](#) se presentan resultados representativos correspondientes a dos de estas especies. Se seleccionó el peto (*Acanthocybium solandri*) porque es fácil de identificar y porque ha sido registrado desde el principio del programa de observadores del APICD, y el dorado porque el género consiste en dos especies que son difíciles de distinguir y que fueron originalmente registradas a nivel de género (*Coryphaena* spp.), pero que desde fines de 2004 son registradas por especie (*Coryphaena hippurus* y *C. equiselis*) ([Sección 2.2.3b](#)). Para ambas especies, las tendencias de cada indicador son claramente diferentes. Los motivos de la diferencia son difíciles de determinar: ambas especies forman cardúmenes, y se esperaría que las tendencias de los cambios en la probabilidad de detección irían en paralelo con las tendencias de la abundancia, pero éste no parece ser el caso. Podría estar relacionado con el hecho que los observadores no tienen acceso a las capturas incidentales hasta terminado el lance, lo cual podría afectar la probabilidad de detección.

El desempeño de cualquier indicador basado en tasa de captura debería ser evaluado en la situación en la que será usado. Punt *et al.* (2001) advierten que, en las pesquerías australianas de pez espada, los indicadores basados en tasa de captura funcionaron muy mal en comparación con los indicadores basados en talla, debido probablemente a la variabilidad en las series de tasa de captura nominal usadas y a que el pez espada no era objetivo de la pesquería palangrera japonesa cuyos datos analizaron. El uso de tasas de captura estandarizadas podría mejorar el desempeño.

6. PUNTOS DE REFERENCIA Y REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

Los SSI podrían ser una medida útil de la condición de una población, y pueden ser usadas por si mismas para estudiar tendencias de la condición y comparar las condiciones actual e histórica, pero podrían no brindar una medida de condición relativa a la población no explotada. Cada SSI precisa una medida con la que se pueda comparar para determinar la condición de la población. Se comparan los resultados de las evaluaciones de las poblaciones con puntos de referencia objetivo y límite estándar, tales como B_{RMS} y F_{RMS} , pero no se puede contar con puntos de referencia equivalentes para la mayoría de los SSI. Además, los SSI y puntos de referencia son de poca utilidad, difíciles de definir, y difíciles de entender a menos que se haya definido la acción por aplicar cuando se rebase el punto de referencia basado en el SSI.

Una interpretación obvia de los SSI y consideración en el desarrollo puntos de referencia pertinentes es que si el SSI estuvo en un nivel particular en el pasado y no ocurrió un « colapso » de la población, entonces la población está « a salvo » mientras no se rebase ese nivel. Este supuesto e interpretación podría ser razonablemente general para varias series de tiempo de SSI. Otros puntos de referencia podrían ser adecuados para un SSI particular, tales como el uso de talla media como SSI y edad de madurez como punto de referencia. Se espera que los puntos de referencia sean específicos a los datos disponibles y los objetivos de la ordenación. El punto de referencia dependerá también de la acción de ordenación por tomar cuando sea rebasado. En todo caso, el SSI, punto de referencia, y regla de control de extracción, de ser usados, deberían ser probados a fondo, mediante una evaluación de estrategia de ordenación (MSE).

7. RESUMEN DE PUNTOS Y RECOMENDACIONES

1. Se debería desarrollar indicadores, y evaluar su desempeño y fiabilidad antes de adoptarlos. Es necesario establecer reglas para estas evaluaciones.
2. El análisis de productividad y susceptibilidad (PSA) de la CIAT, que identifica especies que se espera

sean vulnerables a las pesquerías, por ejemplo la mayoría de los tiburones capturados en las pesquerías de cerco, debería ser tomado en cuenta al establecer prioridades para el desarrollo de indicadores.

3. Se deberían priorizar cambios en el diseño experimental del programa de observadores en los buques de cerco a fin de obtener los datos necesarios para el desarrollo de los indicadores; por ejemplo, tomar datos sobre la presencia de especies en lugar del tamaño de pescado descartado.
4. Asignar a los observadores tareas específicas, de forma *ad hoc*, para obtener los datos necesarios para el desarrollo de indicadores para una especie dada, tal como se hizo en el caso de los datos de frecuencia de tamaño de los peces picudos.
5. Al desarrollar los SSI, la estructura y distribución espaciales y temporales de los recursos pelágicos del OPO deberían ser tomadas en cuenta, ya que podrían a veces causar disminuciones locales de una población que los indicadores podrían ayudar a identificar.

LITERATURA CITADA

- Alvarado Bremer, J. R., M. G. Hinton and T. W. Greig (2006). Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius*) revealed by the analysis of *ldh-A* sequences. *Bulletin of Marine Science* 79(3): 493–503.
- Anonymous (1967). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1966. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 138 p.
- Anonymous (1980). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1979. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 228.
- Anonymous (1981). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1980. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 236 p.
- Anonymous (1988). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1987. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 222.
- Anonymous (1991). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1989. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 270.
- Anonymous (1992). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1991. La Jolla, California USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 271.
- Anonymous (1997). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1995. La Jolla, California USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 336.
- Anonymous (2002). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 2001. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 155 p.
- Anonymous (2011). Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2010. *Fishery Status Report*. W. H. Bayliff. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. 9: 163.
- Anonymous (2013). Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2012. *Fishery Status Report*. W. H. Bayliff. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. 11: 171.
- Au, D. W. (1991). Polyspecific nature of tuna schools - shark, dolphin, and seabird associates. *Fishery Bulletin* 89(3): 343-354.
- Balazs, G. H., and M. Chaloupka (2004). Thirty-year recovery trend in the once depleted Hawaiian green sea turtle stock. *Biological Conservation* 117(5): 491-498.
- Branch, T. A., O. P. Jensen, D. Ricard, Y. M. Ye and R. Hilborn (2011). Contrasting Global Trends in Marine Fishery Status Obtained from Catches and from Stock Assessments. *Conservation Biology* 25(4): 777-786.
- Carruthers, T. R., C. J. Walters and M. K. McAllister (2012). Evaluating methods that classify fisheries stock status using only fisheries catch data. *Fisheries Research* 119: 66-79.
- Chaloupka, M., and G. Balazs (2007). Using Bayesian state-space modelling to assess the recovery and

- harvest potential of the Hawaiian green sea turtle stock. *Ecological Modelling* 205(1-2): 93-109.
- Chaloupka, M., P. Dutton and H. Nakano (2004). Status of sea turtle stocks in the Pacific. Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. Rome, FAO. FAO Fisheries Report 738, Supp.: 135-164.
- Cheung, W. W. L., and U. R. Sumaila (2008). Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem. *Ecological Economics* 66(1): 193-210.
- Cope, J. M., and A. E. Punt (2009). Length- Based Reference Points for Data-Limited Situations: Applications and Restrictions. *Marine and Coastal Fisheries* 1(1): 169-186.
- Ehrhardt, N. M., and M. D. Fitchett (2006). On the seasonal dynamic characteristics of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, in the eastern Pacific off Central America. *Bulletin of Marine Science* 79(3): 589-606.
- Fleischer, L., A. Klett Traulsen and P. A. Ulloa Ramírez (2009). Mexican progress report on the marlin and swordfish fishery. ISC Billfish Working Group. Honolulu, Hawaii, USA, International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. ISC/09/BILLWG-1: 46.
- Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5: 86-91.
- Froese, R., and K. Kesner-Reyes (2002). Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Annual Science Conference, ICES. CM 2002/L:12: 12.
- Garcia, S. M., and D. J. Staples (2000). Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Marine and Freshwater Research* 51(5): 385-426.
- Gedamke, T., and J. M. Hoenig (2006). Estimating mortality from mean length data in nonequilibrium situations, with application to the assessment of goosefish. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(2): 476-487.
- Hall, M., T. Mituhasi, N. Vogel and C. E. Lennert-Cody. (2008). Bycatch reduction in the artisanal longline fleets of the eastern Pacific 2004-2008. Apr 7, 2014, from <http://www.wpcouncil.org/library/docs/Martin%20Hall%20Final%20report%20to%20council.pdf>.
- Hall, M., and M. Roman (2013). Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, FAO. 568: 249.
- Hall, M. A. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 319-352.
- Harley, S. J., A. E. Myers and A. Dunn (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(9): 1760-1772.
- Hilborn, R. (1979). Comparison of Fisheries Control Systems That Utilize Catch and Effort Data. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36(12): 1477-1489.
- Hinton, M. G. (2009). Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Stock Assessment Report, Inter-American Tropical Tuna Commission. 10: 229-252.
- Hinton, M. G., and R. B. Deriso (1994). Distribution and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. *Biology and fisheries of swordfish, Xiphias gladius*. I. Barrett, O. Sosa-Nishizaki and N. Bartoo. Ensenada, B.C., Mexico, U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Report NMFS 142: 161-179.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. (2004). Methods for standardizing CPUE and how to select among them. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 56(1): 169-177.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder (2011). Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009. Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission. 11: 163-218.
- Kleisner, K., and D. Pauly (2011). Stock-status plots for fisheries for regional seas. *The State of Biodiversity and Fisheries in Regional Seas*. B.C. Canada, University of British Columbia. 19(3): 37-40.
- Largacha, E., L. R. Parrales, V. Velasquez, M. Orozco and M. Hall. (2005). Working with the Ecuadorian

- fishing community to reduce the mortality of sea turtles in longlines: the first year. Retrieved Apr 7, 2014, from http://www.wpcouncil.org/wp-content/uploads/2013/03/Largacha-et-al_2005_Ecuador-first-year-results.pdf.
- Lennert-Cody, C.E., M. N. Maunder, A. Aires-da-Silva, M. Minami. (2013) Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and time series. *Fisheries Research* 139: 85-92.
- Manel, S., H. C. Williams and S. J. Ormerod (2001). Evaluating presence/absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38(5): 921-931.
- Martínez-Ortíz, J. (2012). Tiburones del Océano Pacífico oriental. Estudio de casos. Manta, Ecuador, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca: 78.
- Martínez-Ortíz, J., and M. Zúñiga-Flores (2012). Estado actual del conocimiento del recurso dorado (*Coryphaena hippurus*) Linnaeus, 1758 en aguas del Océano Pacífico suroriental (2008-2011). Manta, Ecuador, Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca: 142.
- Maunder, M. N., and A. E. Punt. (2013). A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research*, 142, 61-74.
- Mejuto, J., and B. García-Cortes (2001). Actualización de la información científico-técnica disponible sobre la flota comunitaria (española) de palangre de superficie dirigida al pez espada (*Xiphias gladius*) en el Pacífico s.e., con especial referencia a los años 1998, 1999 y 2000. Instituto Español de Oceanografía, Coruña, Spain: 14.
- Mejuto, J., and B. García-Cortes (2005). Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002-2003. 4th International Consultation on the Conservation of the South-East Pacific swordfish. Lanzarote, Spain: 17.
- Method, R. D., and C. R. Wetzel (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86-99.
- Pearce, J. L., and M. S. Boyce (2006). Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43(3): 405-412.
- Poisson, F., J. D. Filmlalter, A.-L. Vernet and L. Dagorn (2014). Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1-4.
- 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(6): 819-832
- Purcell, C. M., and S. Edmands (2011). Resolving the genetic structure of striped marlin, *Kajikia audax*, in the Pacific Ocean through spatial and temporal sampling of adult and immature fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(11): 1861-1875.
- Quinn, T. J., II and R. B. Deriso (1999). *Quantitative Fish Dynamics*. New York, USA, Oxford University Press.
- Restrepo, V. R., and C. M. Legault (1997). A stochastic implementation of an age-structured production model. *Fishery Stock Assessment Models*. F. Funk, T. J. Quinn II, J. Heifetz *et al.* Anchorage, Alaska, USA, University of Alaska Sea Grant. AK-SG-98-01: 435-450.
- Ricker, W. E. (1940). Relation of catch per unit effort to abundance and rate of exploitation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 5(1): 43-70.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 1-382.
- Román-Verdesoto, M., and M. Orozco-Zöller (2005). Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004. IATTC Data Report. La Jolla, California, Inter-American Tropical Tuna Commission: 72.

- Ross, R. M., and G. S. Losey (1983). Sex change in a coral-reef fish: dependence of stimulation and inhibition on relative size. *Science* 221(4610): 574-575.
- Royle, J. A., and J. D. Nichols (2003). Estimating abundance from repeated presence/absence data or point counts. *Ecology* 84(3): 777-790.
- Starr, P. (2010). Fisher-Collected Sampling Data: Lessons from the New Zealand Experience. *Marine and Coastal Fisheries* 2(1): 47-59.
- Willis, J. (2008). Simulation model of universal law of school size distribution applied to southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) in the Great Australian Bight. *Ecological Modelling* 213: 33-44.
- Zhou, S. J., A. D. M. Smith and M. Fuller (2011). Quantitative ecological risk assessment for fishing effects on diverse data-poor non-target species in a multi-sector and multi-gear fishery. *Fisheries Research* 112(3): 168-178.

EVALUATION OF THE RELATIONSHIP BETWEEN ACTIVE PURSE-SEINE FISHING CAPACITY AND FISHING MORTALITY IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder and Richard B. Deriso

INTRODUCTION

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) limits the total capacity of the purse-seine fleet as a management measure to control effort. The capacity limits allow the use of temporal closures (and a small spatial closure) to control fishing effort in an attempt to keep fishing mortality at or below levels that correspond to the maximum sustainable yield (MSY). The capacity limits do not specify what type of purse-seine set (on floating objects, on yellowfin tuna associated with dolphins, and on unassociated schools) the vessels can make, although vessels that set on yellowfin associated with dolphins are required to have a dolphin mortality limit (DML). In this analysis, we correlate estimates of fishing mortality from the yellowfin and bigeye tuna stock assessments with the capacity limits to evaluate how effective the capacity limits are at controlling effort.

METHODS

The annual exploitation rate (U_y) on bigeye (BET) and yellowfin (YFT) tunas is calculated as catch/biomass (C/B), where B is defined as the vulnerable biomass from the stock assessment model, calculated using the average selectivity of the appropriate fisheries during 1993-2012, weighted by their respective catches. Catches of all purse-seine fisheries during 1993-2012 are included in the calculation of the exploitation rate; 1993 was chosen as the starting year because the equatorial offshore fishery on floating objects began around that year. The analysis for bigeye is based on the selectivity of the purse-seine fisheries on floating objects, and for yellowfin the selectivity of purse-seine fisheries associated with dolphins and on unassociated schools.

$$U_y = \frac{C_y}{B_y}$$

$$B_y = \frac{\sum_{q,a} N_{y,q,a} s_a}{4}$$

$$s'_a = \frac{\sum_g s_{g,a} \sum_{y,q} C_{g,y,q}}{\sum_{g,y,q} C_{g,y,q}}$$

$$s_a = \frac{\hat{s}_a}{\max(\hat{s})}$$

$$C_y = \sum_{g',q} C_{g',y,q}$$

where g indexes the gears used to calculate the selectivity, which differs between bigeye and yellowfin, and g' indexes the gears used to calculate catch (all surface gears), y is year, a is age, q is quarter, N is numbers of fish, and s is selectivity.

The exploitation rate of all three species (yellowfin, bigeye, and skipjack) was calculated as the weighted average based on the average catch during 1993-2012. Skipjack are primarily caught on floating objects, so the bigeye and skipjack purse-seine catch on floating objects were combined in the weighting. The two

exploitation rates (one for yellowfin and one for bigeye) were normalized by dividing each one by its respective average rate during 1993-2012 before taking the weighted average, so the resulting exploitation rate is only a relative measure. The purpose of applying a weighting is to roughly reflect the allocation of fleet capacity amongst the floating-object catches versus the catches in dolphin and unassociated school sets.

The effective capacity (E'_y) is calculated by adjusting the active capacity by the amount of time the fishery is not closed:

$$E'_y = E_y * O_y$$

where E is the active purse-seine capacity in the EPO and O is the proportion of the year that the fishery is open. The exploitation rate associated with MSY was converted into capacity by using the regression of effective capacity on relative combined exploitation rate.

RESULTS

The yellowfin tuna exploitation rate generally follows the total effective capacity from 1975 to 1993, but the relationship breaks down after 1993 ([Figure 1](#)). The exploitation rate for bigeye tuna was low until 1993, so it does not correlate with the total effective capacity ([Figure 2](#)); after 1993 there is a vague relationship between exploitation rate and total effective capacity. The exploitation rate for bigeye has been increasing and is currently above the MSY level, but the capacity is currently below the MSY level. The effective capacity has been relatively stable since 1999.

The fishing capacity of vessels with Dolphin Mortality Limits (DMLs) has changed over time. In particular, there was more capacity with DMLs during 1998-2000 and 2004-2008 ([Figure 3](#)). For yellowfin, the correlation between exploitation rate and effective capacity was not improved when capacity was restricted to vessels with DMLs ([Figure 4](#)), whereas for bigeye it was improved when capacity was restricted to vessels without DMLs ([Figure 4](#)).

The combined relative exploitation rate of all three species ([Figure 6](#)) did not correlate as well as the exploitation rate for bigeye only, but the regression is statistically significant ($P < 0.01$). The current combined exploitation rate is above the MSY level, but the current capacity is at the MSY level. The combined relative exploitation rate at MSY is about 1.10. Substitution of the MSY exploitation rate into the regression equation in [Figure 6](#) produces an estimate of effective capacity of 176,707 cubic meters (m^3) at the level of MSY.

DISCUSSION

When the purse-seine fishery mainly targeted yellowfin tuna, the exploitation rate for that species generally followed the effective capacity. However, when the floating-object fishery expanded in the mid-1990s the correlation was degraded. Restricting the capacity to vessels with DMLs only did not improve the correlation, due probably to the large amount of yellowfin caught in sets on unassociated schools, which are not limited to vessels with DMLs. The correlation between bigeye tuna exploitation rate and effective capacity was improved when capacity was restricted to vessels without DMLs. Further separating capacity into vessels that fish mainly for tuna associated with floating objects may improve the correlations.

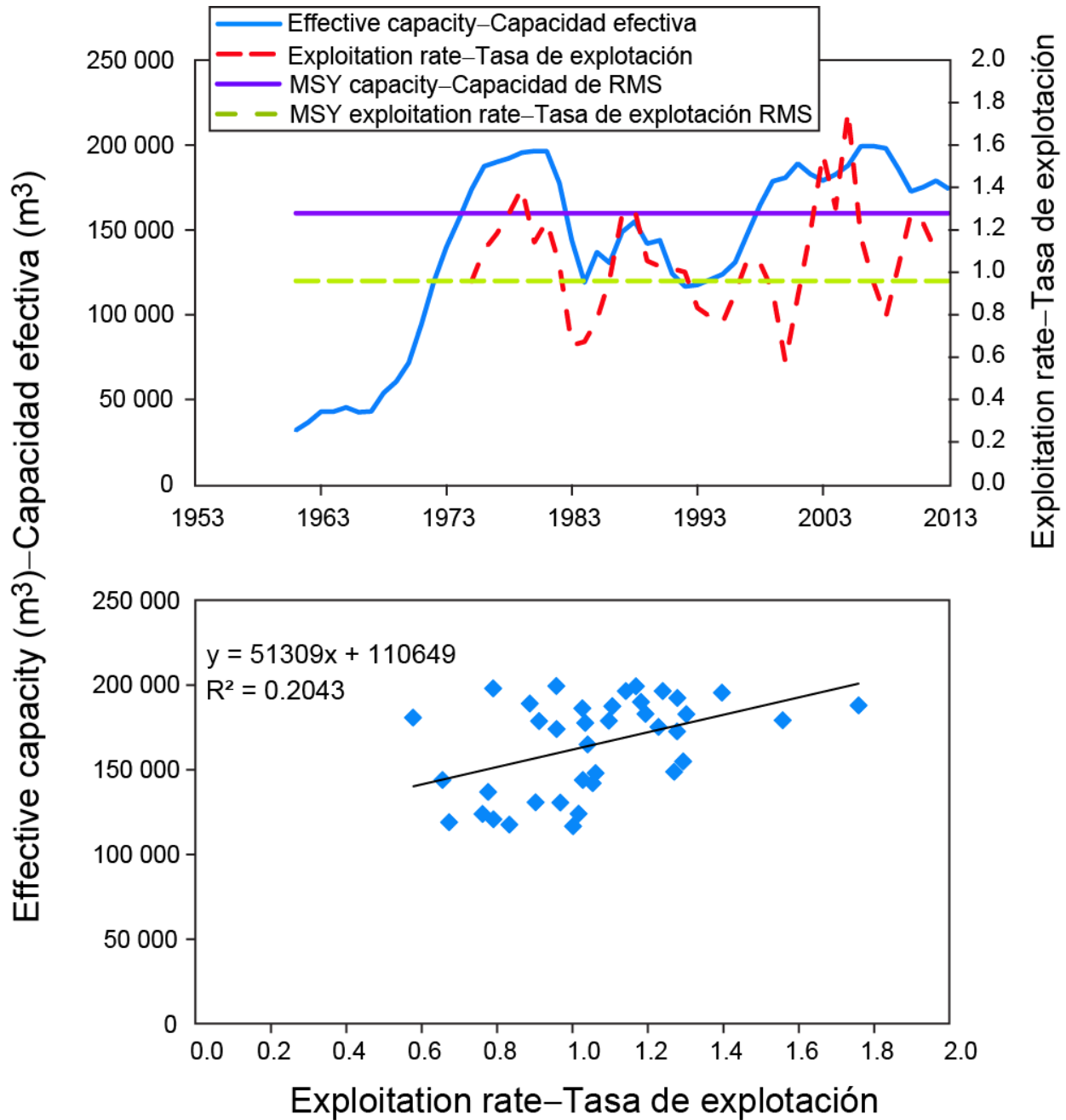


FIGURE 1. Comparison of exploitation rate with effective capacity for yellowfin tuna. The lower panel is restricted to the years 1975 to 2012

FIGURA 1. Comparación de la tasa de explotación y la capacidad efectiva para el atún aleta amarilla. El panel inferior está limitado a los años 1975-2012.

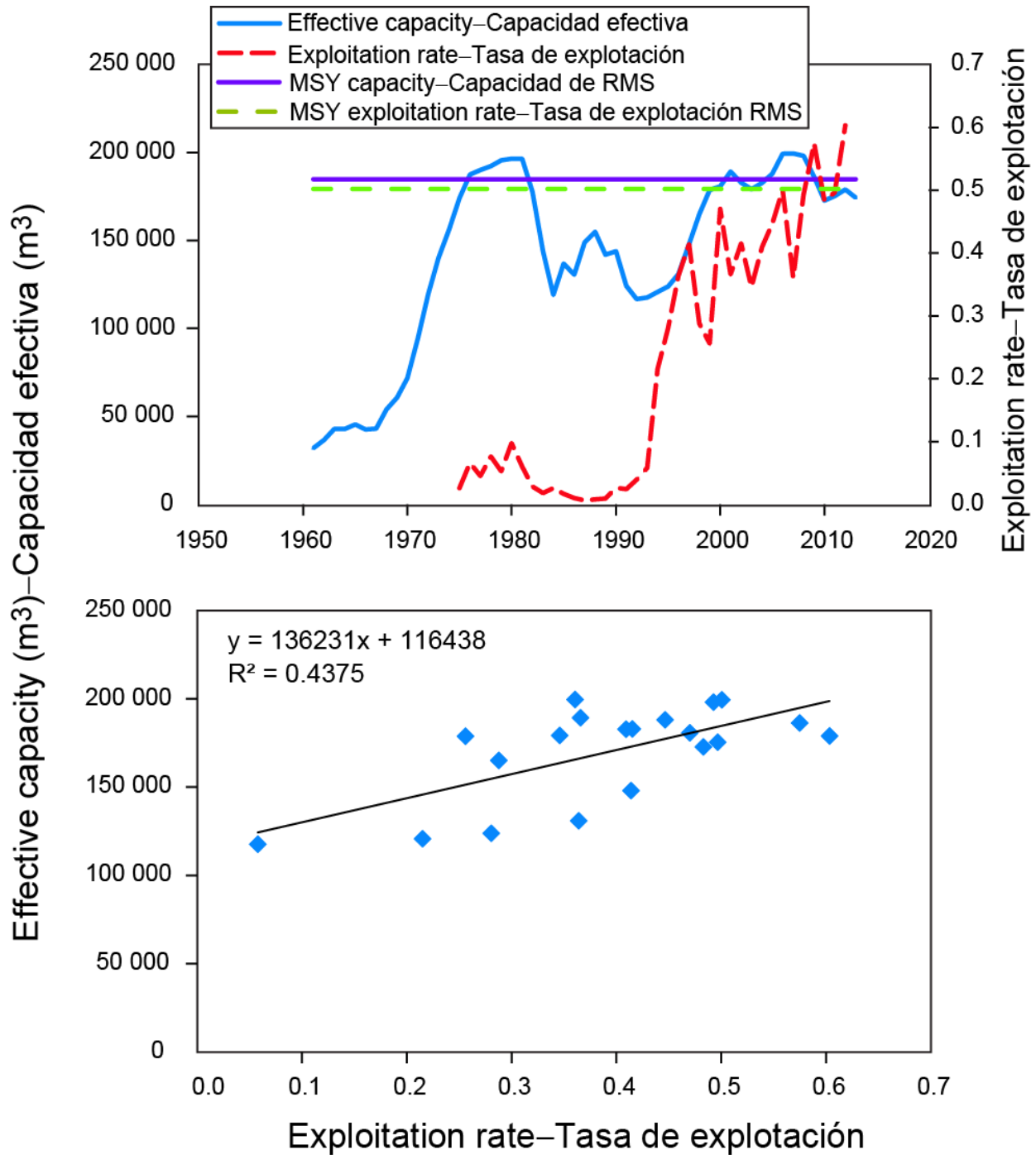


FIGURE 2. Comparison of exploitation rate with effective capacity for bigeye tuna. The lower panel is restricted to the years 1993 to 2012

FIGURA 2. Comparación de la tasa de explotación y la capacidad efectiva para el atún patudo. El panel inferior está limitado a los años 1993-2012.

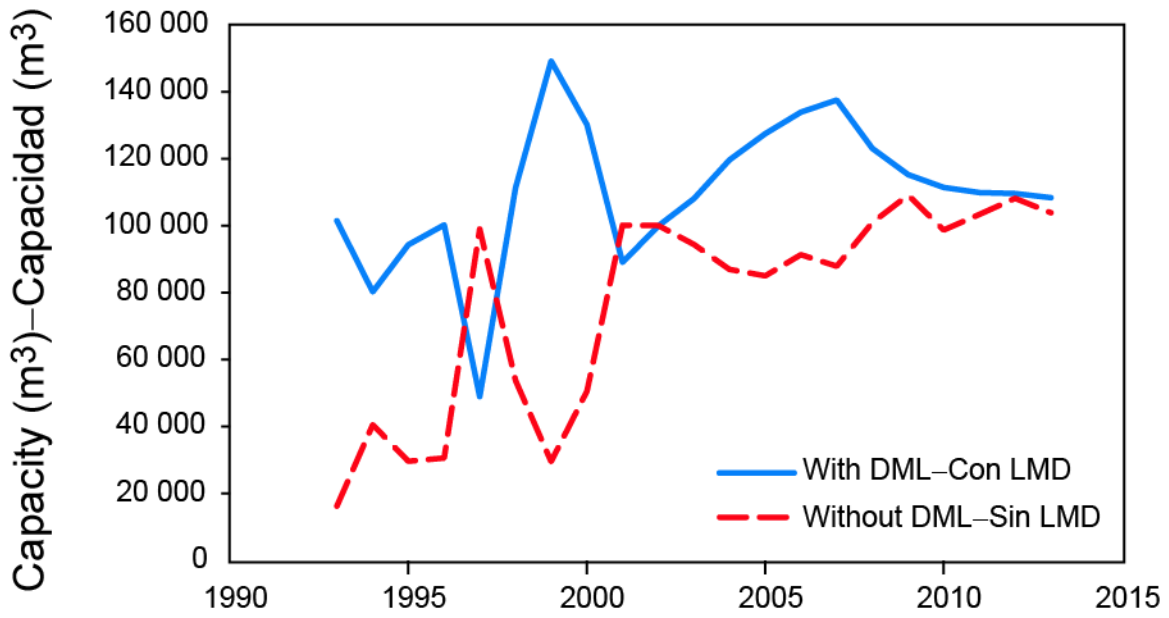


FIGURE 3. Total capacity of purse-seine vessels with and without dolphin mortality limits (DMLs), 1993-2012.

FIGURA 3. Capacidad total de los buques cerqueros con y sin límite de mortalidad de delfines (LMD), 1993-2012.

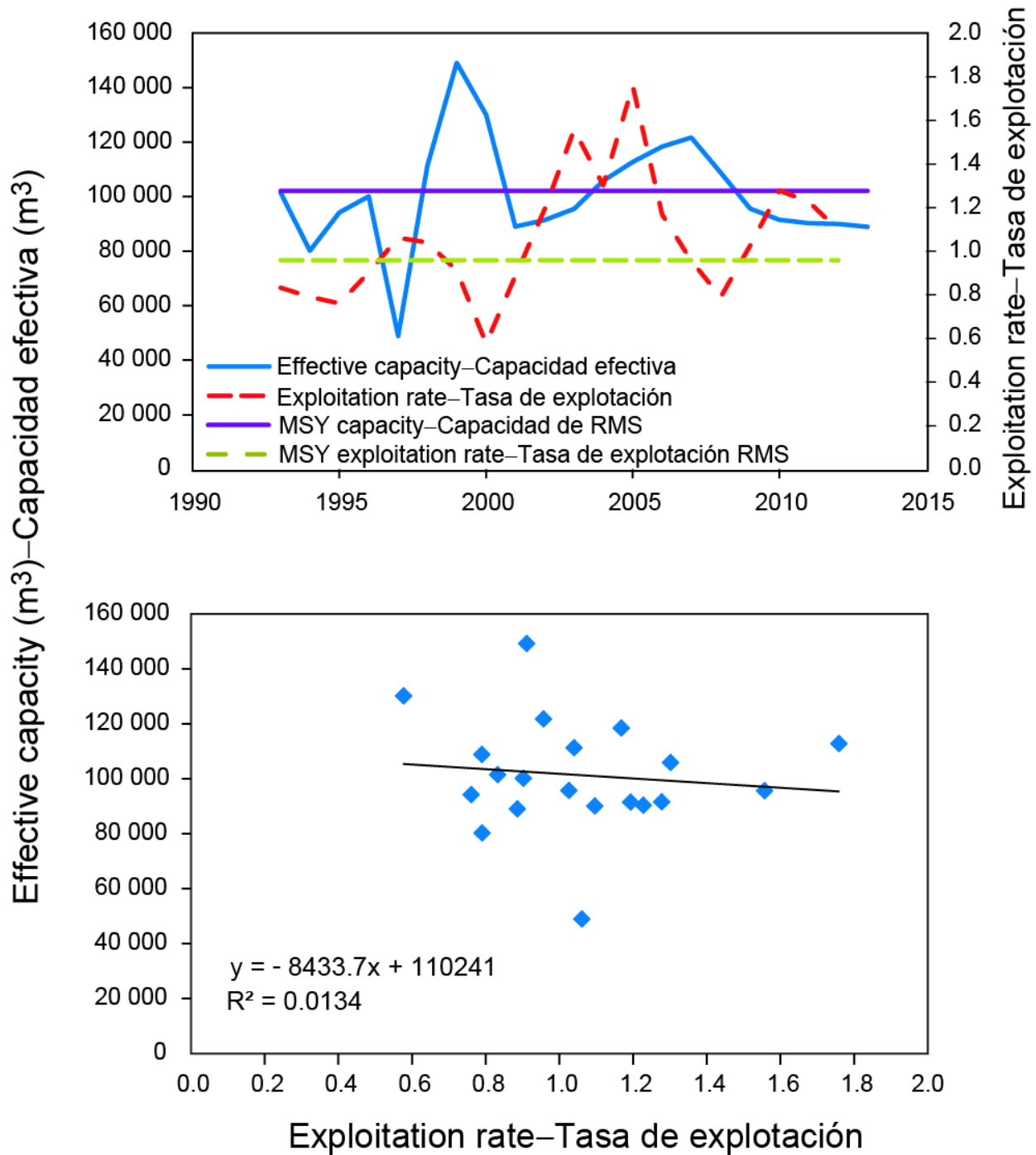


FIGURE 4. Comparison of exploitation rate with effective capacity of purse-seine vessels with dolphin mortality limits (DMLs) for yellowfin tuna, 1993-2012

FIGURA 4. Comparación de la tasa de explotación y la capacidad efectiva de los buques con límite de mortalidad de delfines (LMD) para el atún aleta amarilla, 1993-2012.

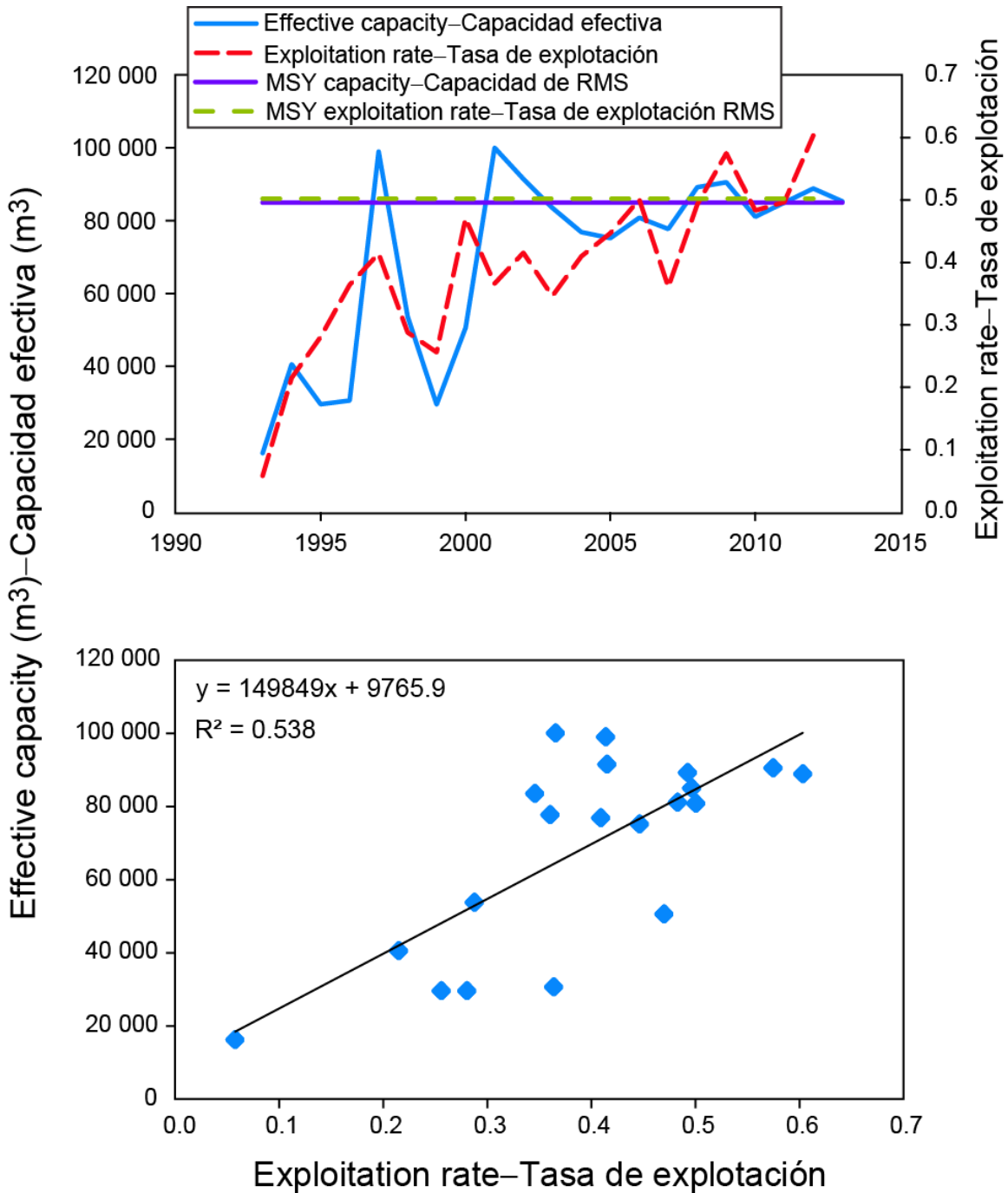


FIGURE 5. Comparison of exploitation rate with effective capacity of purse-seine vessels without dolphin mortality limits (DMLs) for bigeye tuna, 1993-2012.

FIGURA 5. Comparación de la tasa de explotación y la capacidad efectiva de los buques sin límite de mortalidad de delfines (LMD) para el atún patudo, 1993-2012.

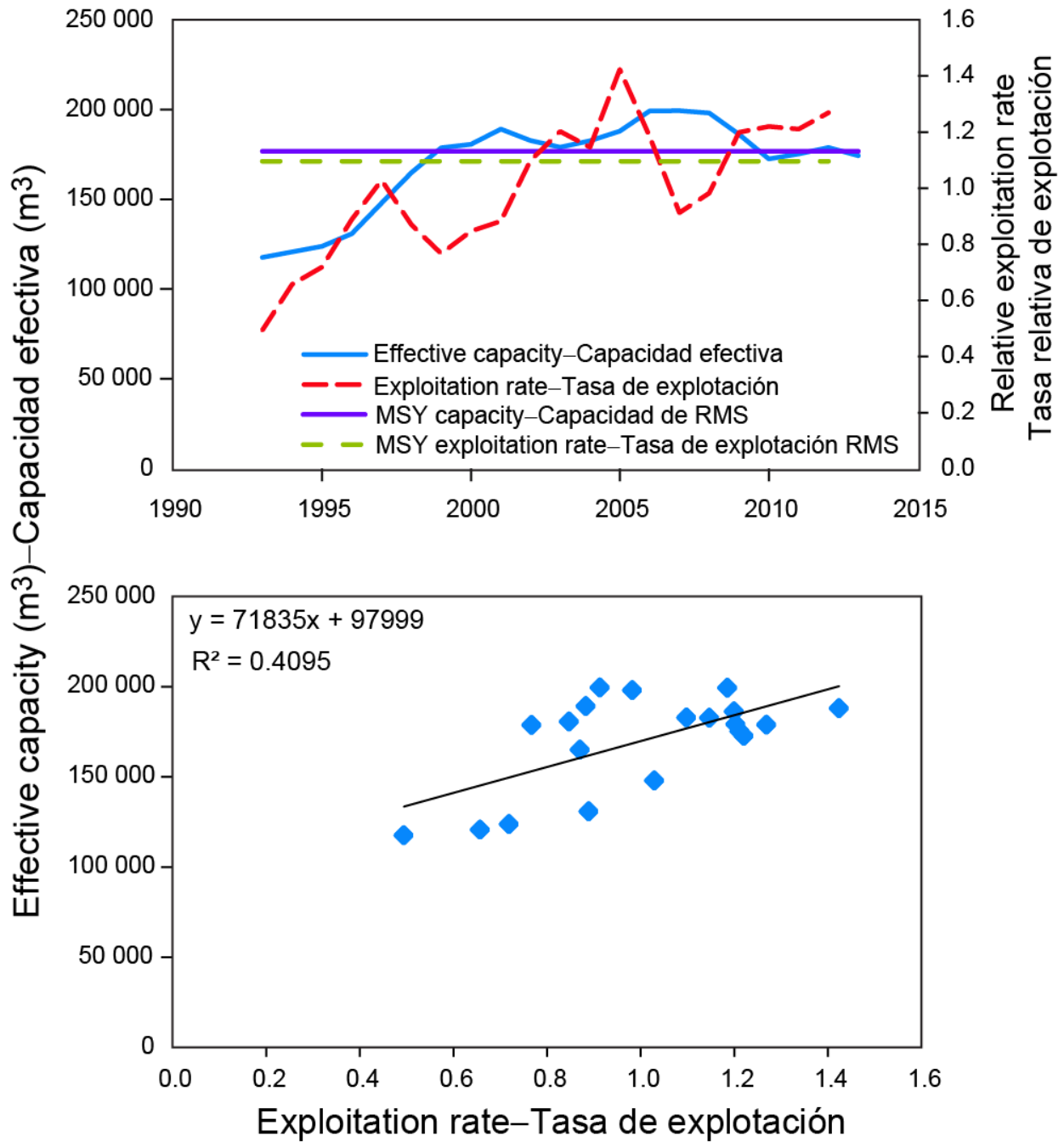


FIGURE 6. Comparison of a weighted average of relative exploitation rate for yellowfin and bigeye with effective capacity, 1993-2012

FIGURA 6. Comparación de un promedio ponderado de la tasa de explotación de aleta amarilla, patudo y capacidad efectiva, 1993-2012.

EVALUACIÓN DE LA RELACIÓN ENTRE LA CAPACIDAD DE PESCA CERQUERA ACTIVA Y LA MORTALIDAD POR PESCA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder y Richard B. Deriso

INTRODUCCIÓN

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) limita la capacidad total de la flota de cerco como medida de ordenación para controlar el esfuerzo. Los límites de capacidad permiten el uso de vedas temporales (y una pequeña veda espacial) para controlar el esfuerzo de pesca con la intención de mantener la mortalidad por pesca en, o por debajo de, el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS). Los límites de capacidad no especifican cuál tipo de lance cerquero (sobre objeto flotante, sobre atún aleta amarilla asociado a delfines, y sobre atunes no asociados) los buques pueden realizar, aunque se exige que los buques que pesquen aleta amarilla asociado con delfines cuenten con un límite de mortalidad de delfines (LMD). En el presente análisis, correlacionamos las estimaciones de mortalidad por pesca de las evaluaciones de las poblaciones de los atunes aleta amarilla y patudo con los límites de capacidad la efectividad de los límites de capacidad en cuanto al control de esfuerzo.

MÉTODOS

Se calcula la tasa anual de explotación (U_y) de los atunes patudo (BET) y aleta amarilla (YFT) como captura/biomasa (C/B), donde se define B como la biomasa vulnerable del modelo de evaluación de poblaciones, calculada usando la selectividad media de las pesquerías correspondientes durante 1993-2012, ponderada por sus capturas respectivas. Se incluyen en el cálculo de la tasa de explotación las capturas de todas las pesquerías de cerco; se seleccionó 1993 como año inicial porque la pesquería ecuatorial de alta mar sobre objetos flotantes comenzó alrededor de ese año. El análisis del patudo calcula la selectividad usando las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes, y en el caso del aleta amarilla se calcula usando las pesquerías de cerco asociadas a delfines y sobre cardúmenes no asociados.

$$U_y = \frac{C_y}{B_y}$$

$$B_y = \frac{\sum_{q,a} N_{y,q,a} s_a}{4}$$

$$\hat{s}_a = \frac{\sum_g s_{g,a} \sum_{y,q} C_{g,y,q}}{\sum_{g,y,q} C_{g,y,q}}$$

$$s_a = \frac{\hat{s}_a}{\max(\hat{s})}$$

$$C_y = \sum_{g',q} C_{g',y,q}$$

donde g indiza las artes usadas para calcular la selectividad, que es diferente para el patudo y el aleta amarilla, y g' indiza las artes usadas para calcular la captura (todas las artes de superficie), y a es edad, q es trimestre, N es número de peces, y s es selectividad.

Se calculó la tasa de explotación de todas las tres especies (aleta amarilla, patudo, y barrilete) como el

promedio ponderado basado en la captura media durante 1993-2012. El barrilete es capturado principalmente sobre objetos flotantes, por lo que se combinaron en la ponderación la captura cerquera de patudo y barrilete sobre objetos flotantes. Para normalizar las dos tasas de explotación (una para el aleta amarilla y la otra para el patudo) se dividió cada una por su tasa media respectiva durante 1993-2012 antes de tomar el promedio ponderado, por lo que la tasa de explotación resultante es una medida relativa solamente. Se aplica la ponderación para reflejar aproximadamente la distribución de la capacidad de la flota entre las capturas sobre objetos flotantes y las capturas en los lances sobre delfines y cardúmenes no asociados.

Se calcula la capacidad efectiva (E'_y) ajustando la capacidad activa por la cantidad de tiempo que no está vedada la pesquería:

$$E'_y = E_y * O_y$$

donde E es la capacidad cerquera activa en el OPO y O es la proporción del año en la que está abierta la pesquería. Se convirtió la tasa de explotación asociada con el RMS en capacidad por medio de la regresión de capacidad efectiva sobre la tasa de explotación relativa combinada.

RESULTADOS

La tasa de explotación del atún aleta amarilla sigue generalmente la capacidad efectiva total desde 1975 hasta 1993, pero a partir de 1993 la relación se descompone ([Figura 1](#)). La tasa de explotación de patudo fue baja hasta 1993, por lo que no se correlaciona con la capacidad efectiva total ([Figura 2](#)); a partir de 1993 existe una relación tenue entre la tasa de explotación y la capacidad efectiva total. La tasa de explotación de patudo viene aumentando, y se encuentra actualmente por encima del nivel de RMS, pero la capacidad se encuentra por debajo de dicho nivel. La capacidad efectiva ha sido relativamente estable desde 1999.

La capacidad de pesca de los buques con Límites de Mortalidad de Delfines (LMD) ha cambiado a lo largo del tiempo. En particular, hubo más capacidad con LMD durante 1998-2000 y 2004-2008 ([Figura 3](#)). En el caso del aleta amarilla, la correlación entre la tasa de explotación y la capacidad efectiva no fue mejorada cuando se limitó la capacidad a buques con LMD ([Figura 4](#)), mientras que, en el caso del patudo, fue mejorada cuando se limitó la capacidad a buques sin LMD ([Figura 4](#)).

La tasa de explotación relativa combinada de las tres especies ([Figura 6](#)) no se correlacionó tan bien como la tasa de explotación del patudo solamente, pero la regresión es estadísticamente significativa ($P < 0,01$). La tasa de explotación combinada actual está por encima del nivel de RMS, pero la capacidad actual está en el nivel de RMS. La tasa de explotación relativa combinada en RMS es aproximadamente 1,10. Una sustitución de la tasa de explotación en RMS en la ecuación de regresión en la [Figura 6](#) produce una estimación de capacidad efectiva de 176.707 metros cúbicos (m^3) en el nivel de RMS.

DISCUSIÓN

Cuando el blanco principal de la pesquería de cerco era el atún aleta amarilla, la tasa de explotación de esa especie seguía generalmente la capacidad efectiva, pero, con la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes a mediados de los años 1990, la correlación es menos estrecha. Limitar la capacidad a buques con LMD solamente no mejoró la correlación, debido probablemente a la gran cantidad de aleta amarilla capturada en lances sobre cardúmenes no asociados, que no son limitados a buques con LMD. La correlación entre la tasa de explotación de patudo y la capacidad efectiva fue mejorada al limitar la capacidad a buques sin LMD. Una separación adicional de la capacidad en buques que pescan principalmente atunes asociados a objetos flotantes podrían mejorar las correlaciones.

PROPOSAL FOR BIOMASS AND FISHING MORTALITY LIMIT REFERENCE POINTS BASED ON REDUCTION IN RECRUITMENT

Mark N. Maunder and Richard B. Deriso

1. INTRODUCTION

The implementation of the Antigua Convention and the commitment to the precautionary approach implies the formal use of reference points and decision rules by the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) for management of tuna and associated species in the eastern Pacific Ocean (EPO). Reference points are generally categorized by type (target or limit) and the quantity that they measure (usually biomass or fishing mortality). In general, limit reference points (LRPs) indicate states that management does not wish to exceed due to possible undesirable consequences, and target reference points (TRPs) indicate states that management wishes to obtain to maximize benefits from the fishery. LRPs are often associated with management action, perhaps as part of a harvest control rule, and in this context are often referred to as “trigger” reference points. The IATTC staff has historically based its conservation recommendations on an informal decision rule that is based on adjusting effort to the fishing mortality (F) corresponding to the maximum sustainable yield (MSY; F_{MSY}), implying that F_{MSY} is a TRP. The spawning biomass corresponding to MSY (S_{MSY}) has also been used by the IATTC as an informal reference point, but it is not clear whether as a target or a limit reference point. These informal reference points are based on the original IATTC Convention of 1949, which states that the goal of management is to maintain stocks at levels that support the MSY. Reference points, their use in harvest control rules, and their relationship to the Kobe plot and strategy matrix, in the context of the stocks managed by the IATTC, have been discussed in Maunder and Aires-da-Silva (2012), Maunder *et al.* (2012), Maunder (2013), Minte-Vera *et al.* (2013), and Maunder and Deriso (2013a).

F_{MSY} , which was traditionally treated as a management target, has been transformed into a precautionary limit reference point (LRP) (Mace 2001). By analogy (and since F_{MSY} and S_{MSY} are linked in equilibrium in such a way that, if F_{MSY} cannot be a target, neither can S_{MSY}), any biomass-based LRP should be at least S_{MSY} , and the TRP should be considerably higher than S_{MSY} . LRPs are generally considered to have a low probability of being exceeded if management is implemented to achieve the TRPs. This implies that, in general, fishing is carried out at a level (possibly substantially) below MSY, and that MSY can only be the management target if uncertainty is negligible. It also suggests that TRPs should be defined based on the assessment uncertainty, so that, as the assessment uncertainty diminishes, the TRP should get closer to the LRP. However, a stock can be managed sustainably below S_{MSY} and with fishing mortalities above F_{MSY} , and there have been many stocks that have a long sustainable history at these levels (*e.g.* North Pacific bluefin tuna). The catch levels may be lower than optimal because of suboptimal yield per recruit (YPR) or reduced recruitment, but they are still sustainable, although with a theoretically higher probability of collapse, and may satisfy other goals (*e.g.* high catches of other species, as in the case of skipjack harvested in sets on fish-aggregating devices (FADs) that also catch bigeye and yellowfin tuna).

This perplexing change, which is contrary to the traditional management objectives of most fisheries management organizations, has been embraced by many international agreements. The rationale for the change is confusing and vague, and the use of F_{MSY} as a LRP is unreasonable, particularly if the required probability of exceeding the LRP is very low. Certainly there is no disagreement with the goal stated by Sainsbury (2008): “Unacceptable outcomes are strongly based on avoiding irreversible, slowly reversible or long-term impacts of fishing (*e.g.* from UNCED 1992 and UNFSA 1995), and so there is an emphasis on avoiding recruitment overfishing, stock collapse and excessive depletion of very long-lived organisms”, but F_{MSY} is not related to any of these. The use of F_{MSY} as a LRP should be re-evaluated in the terms of management objectives, overall consistency, stock assessment accuracy, and practicality.

Punt and Smith (2001) outline the appropriate use of LRPs in managing fish stocks. Triggering a LRP

should not mean that the species has a high risk of biological extinction: an appropriate response would be a reduction in fishing mortality rather than the closure of the whole fishery. If an LRP is appropriately set, the probability of triggering it should be low, but clearly not zero. A fish stock or fishery is expected to approach or fluctuate around a TRP, and to have a very low probability (*e.g.* less than 10%) of exceeding an LRP (Sainsbury 2008). LRP's have been traditionally set on biological grounds to protect a stock from serious, slowly reversible, or irreversible fishing impacts, which include recruitment overfishing and genetic modification (Sainsbury 2008). In practical terms, this generally means determining the effect of exploitation on recruitment, typically through evaluating the stock-recruitment relationship.

The calculation of MSY and the associated reference points, and of other reference points, requires knowledge of several quantities, both biological (*e.g.* growth, natural mortality, maturity and fecundity, and the stock-recruitment relationship) and fishery-related (*e.g.* selectivity). For many stocks, some of these quantities are not available, and managers use proxy reference points (Clark 1991, 1993, 2002). In particular, the stock-recruitment relationship is difficult to estimate, and precautionary reference points based on spawner per recruit (SPR) are used. The estimates of these proxies are still based on uncertain quantities (*e.g.* natural mortality), and are therefore designed to work in a precautionary sense for a range of life histories, and do not require knowledge of the stock-recruitment relationship. For some stocks, the absolute level of the population size and fishing mortality is difficult to estimate, and standard reference points are not appropriate. In such cases, reference points based on historical biomass or fishing mortality levels may provide LRP's, using the concept that those levels occurred in the past and the population remained sustainable, but the outcome is unknown if they are exceeded. Tuna recruitment is highly variable, and several regime changes are apparent in the estimates of recruitment for the major EPO tuna stocks. It is possible that a moderately exploited stock could exceed biomass-based LRP's due to annual fluctuations in recruitment or a regime shift in recruitment. Estimates of absolute abundance for tuna stocks (and the associated depletion levels) are often uncertain due to the high productivity of tunas, their highly variable recruitment, the lack of detectable impact of catch on biomass and the lack of contrast in that impact, and the uncertainty in the growth estimates (which are needed to extract absolute abundance information from length-composition data). All these uncertainties need to be considered when developing LRP's, which would ideally be robust to the uncertainty.

Four main points should be kept in mind when developing LRP's:

- 1) Given that management is implemented to achieve the TRP, there should be a very low, but not zero, probability of exceeding the LRP;
- 2) The LRP should be based on biological grounds to protect a stock from serious, slowly reversible or irreversible fishing impacts;
- 3) The TRP's will often be at, or close to, MSY-related quantities; and
- 4) The decision about which LRP's are appropriate should be made in the context of the management action to be applied if the limit is exceeded.

We propose for consideration by the IATTC limit reference points based on the expected reduction in recruitment when a conservative (low) steepness value is used for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship.

2. PROPOSED LIMIT REFERENCE POINTS

The LRP's should be based on biological grounds to protect a stock from serious, slowly reversible, or irreversible fishing impacts. In general, this is interpreted as ensuring that recruitment is not substantially impacted. Fishing impacts recruitment through the reduction of spawning biomass and the stock-recruitment relationship. Unfortunately, the stock-recruitment relationship is one of the most uncertain processes in stock assessment. One way to take this uncertainty into consideration when constructing the reference point is to create a probability distribution representing the uncertainty about the stock-recruitment relationship and use that to determine the probability that recruitment will fall below a predetermined level. For example, the reference point could be a predetermined fraction of the

recruitment (R) expected in unexploited conditions ($x\%R_0$), where the recruitment is derived from a Beverton-Holt stock-recruitment relationship, $BH()$, that is a function of steepness (h , the fraction of virgin (unexploited) recruitment obtained when the spawning biomass (S) is reduced to 20% of its virgin level (S_0)) and the depletion level ($d = S/S_0$), which could both include uncertainty. The reference point is triggered when the probability of exceeding $x\%R_0$ is greater than π .

$$P(BH(d, h) < x\%R_0) > \pi$$

Reference points are generally expressed as a single value for spawning biomass or fishing mortality. They can then be used in constructing the Kobe plot. These values can be determined by basing the reference points on a conservative value of h , to ensure that, if the reference point has been slightly exceeded, this relates to a small probability that the recruitment has been reduced to less than $x\%$. The $x\%R_0$ reference point ($r = R/R_0$) can then be converted into a biomass-based reference point based on the depletion level ($d = S/S_0$) by rearranging the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (see [Appendix](#)):

$$d = \frac{0.2r(1 - h)}{0.8h - r(h - 0.2)}$$

An F -based reference point can be determined by finding the equilibrium fishing mortality corresponding to the depletion level.

The current depletion level (and associated equilibrium F) can be estimated by the stock assessment based on the best guess of steepness, but this value of steepness may differ from, and possibly be greater than, the value of steepness used when generating the LRP. Therefore, the current depletion may be underestimated in terms of the reference point assumptions, and thus it may be desirable to estimate an alternative value of depletion based on an assessment that uses the reference point steepness value.

The stock assessment estimate of the current depletion level will be dependent on the average recruitment used to estimate the virgin recruitment. Fish stocks often experience regime shifts in recruitment, presumably due to changes in the environment. One approach to dealing with these shifts is to use dynamic virgin biomass (*i.e.* simulate the population over time with the estimated recruitments, adjusted for the stock-recruitment relationship if necessary) in the estimate of current depletion.

3. APPLICATION TO TUNA STOCKS IN THE EPO

The proposed LRPs were applied to yellowfin and bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean and bluefin tuna in the north Pacific. For each stock the reduction in recruitment, steepness of the stock-recruitment relationship, and probability of exceeding the LRP need to be determined. There is no guide to what reduction in recruitment is undesirable, but it is unlikely that a reduction of less than 50% would cause a stock collapse; so, 50% is a conservative value that is as good as any other, and we notate the corresponding LRPs as $F_{0.5R_0}$ and $S_{0.5R_0}$. If uncertainty is included in the depletion level or steepness, then the 10% probability of exceeding the LRP, as suggested in other studies, is probably reasonable. However, to avoid complex calculations and produce single reference points for use in the Kobe plot, no uncertainty about the steepness of the stock-recruitment curve used in the LRP calculation is included in the analysis, so defining a probability level is not required. The current IATTC yellowfin and bigeye tuna assessments include a sensitivity analysis using a value of 0.75 for h , and this would be a reasonable candidate for the LRP steepness value. Since steepness is defined as the fraction of the virgin recruitment obtained when the spawning biomass is reduced to 20% of the virgin level, then a steepness of 0.75 would imply, without uncertainty in the depletion level or steepness, that the depletion level corresponding to the LRP would be somewhat less than 20%, and can be calculated simply from the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (see [Appendix](#)), giving $d = 0.077$ ([Figures 1](#) and [2](#)). Estimating a consistent fishing mortality for inclusion in the Kobe plot is difficult because effort among fisheries changes over time, and there is no consistent age that has full selectivity to all fisheries. Therefore, F is calculated relative to F_{MSY} for yellowfin and bigeye tuna. The IATTC constructs the Kobe plot with both F and S as ratios of the MSY quantities, and that is how we present the LRPs in this analysis. A consistent measure for F was not available for Pacific bluefin tuna, so only the S -based LRP is evaluated.

The best estimates of depletion level and fishing mortality for both bigeye and yellowfin tuna are close to the MSY-based TRPs (Figures 3 and 4, respectively), and therefore do not exceed the LRPs. The approximate 95% confidence intervals also do not exceed the LRPs. In the case of bluefin, the spawning biomass exceeded the LRP throughout the 1970s and 1980s, and also since 2004. These results suggest that no management action based on the LRP is needed for bigeye and yellowfin tuna, but is needed for Pacific bluefin tuna.

4. DISCUSSION

There is a wide range of candidate reference points. Most of them are fairly arbitrary in their definition: even those based on the goals of LRPs to avoid something “detrimental” happening use an arbitrary definition of “detrimental”. We considered possible reference points for the main IATTC tuna stocks based on several criteria, and in the process developed a new set of LRPs.

1. Given that management is implemented to achieve the TRP, there should be a very low, but not zero, probability of exceeding the LRP;
2. The LRP should be based on biological grounds to protect a stock from serious, slowly reversible or irreversible fishing impacts;
3. The TRPs will often be at, or close to, MSY-related quantities; and
4. The decision about which LRPs are appropriate should be made in the context of the management action to be applied if the limit is exceeded.

These criteria eliminate some reference points automatically. Standard MSY- and YPR-based reference points may be too close to the TRPs and do not address biological risk; extinction-based reference points are too extreme; and economic reference points are not based on biological risk. Other reference points, such as SPR and $\%S_0$, are somewhat arbitrary, and those based on uncertainty in the estimates of MSY are not a measure of biological risk, or are more related to conservative targets rather than limits. Therefore, we developed a reference point based directly on declines in recruitment.

Due to natural fluctuations in abundance and the IATTC’s use of effort limits to manage the fishery, we consider reference points based on fishing mortality more practical than those based on spawning biomass. However, the former do not directly address biological risk, whereas the latter do.

The reduction in recruitment-based LRP can be applied to other stock-recruitment relationships. We have applied it to the Beverton-Holt stock-recruitment relationship, which is used for many stocks and has a convenient algebraic solution for the S -based LRP based on a given value of steepness. The Ricker stock-recruitment relationship, which is also commonly used, has the complication that recruitment is also reduced at large stock sizes, but this should not be a concern for multi-cohort non-semelparous species. The hockey-stick model with a linear trend between zero spawning biomass and the average recruitment at the lowest observed spawning biomass could be used to determine the spawning biomass level at 50% of virgin (the average observed in this case) recruitment, but iterative updates would always ensure that the current spawning biomass produces recruitment above 50% of virgin recruitment. The hockey stick stock-recruitment model might be more appropriate if the bend in the hockey stick occurred somewhere above the lowest observed spawning biomass. We do not consider stock-recruitment models that use a constant ratio of recruits per spawning realistic for tunas, and so do not recommend their use. Maunder and Deriso’s (2013) stock-recruitment model for highly-fecund species, based on temporal and spatial extent of spawning, may be more appropriate for tunas. However, the concept behind that model implies that the LRP should be based on the temporal and spatial extent of spawning rather than the spawning biomass level. The Maunder-Taylor-Methot stock-recruitment relationship for low-fecundity species (see Taylor *et al.* 2012) could be used to develop LRPs for sharks, but may not be amenable to algebraic solutions and requires the specification of two parameters.

The proposed LRP, in association with a harvest control rule, can best be evaluated within a framework of management strategy evaluation (MSE). MSE is a well-developed approach in fisheries science

(Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth and Punt 1999), but requires a significant amount of staff time and computational resources to carry out. There is a current project for MSE on tropical tunas encouraged by the Kobe 3 meeting in July 2012. MSE is only just starting to be developed for stocks managed by the IATTC (*e.g.* Maunder 2014). The proposed LRPs are for single-species management, and do not address ecosystem management concerns. The IATTC needs to define the action to be taken when the LRPs are exceeded.

ACKNOWLEDGEMENTS

Alexandre Aires-Da-Silva and Carolina Minte-Vera provided the data for bigeye and yellowfin tuna, respectively.

REFERENCES–REFERENCIAS

- Butterworth D.S., Cochrane K.L., De Oliveira J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to management fisheries? The South African experience. In: Pikitch EL, Huppert DD, Sissenwine MP (eds) Global Trends: Fisheries Management. American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, pp 83–90.
- Butterworth D.S., Punt A.E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES Journal of Marine Science 56:985–998.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 734–750.
- Clark, W.G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. In: Kruse, G., Marasco, R.J., Pautzke, C., Quinn II, T.J. (eds.), Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations. University of Alaska, Alaska Sea Grant College Program Rep. 93-02, Fairbanks, Alaska, pp. 233–246.
- Clark, W.G. 2002. F35% revisited ten years later. N. Am. J. Fish. Manage. 22, 251–257.
- De Oliveira J.A.A., Butterworth D.S., Johnston S.J. 1998. Progress and problems in the application of management procedures to South Africa’s major fisheries. In: Funk F., Quinn II T.J., Heifetz J., Ianelli J.N., Powers J.E., Schweigert J.J., Sullivan P.J., Zhang C.I. (eds). Fishery Stock Assessment Models. Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp 513–530.
- Mace, P.M. 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. Fish and Fisheries. 2: 2-32.
- Maunder, M.N. 2013. Reference points, decision rules, and management strategy evaluation for tunas and associated species in the eastern Pacific Ocean. IATTC Stock Assessment Report 13: 107:114. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-13-Reference-pointsENG.pdf>
- Maunder, M.N. 2014. Management strategy evaluation (MSE) implementation in Stock Synthesis: application to Pacific bluefin tuna.
- Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2012. Evaluation of the Kobe Plot and Strategy Matrix and their application to tuna in the EPO. IATTC Stock Assessment Report 12: 191:211. <http://iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR-12-KobeENG.pdf>
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Deriso, R.B. 2012. A critical evaluation of the construction of the Kobe Strategy Matrix: lessons learned from bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC SAC-03-06C. <http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-06c-Applicaton-of-Kobe-strategy-matrix-to-BET-DRAFT.pdf>
- Maunder, M.N., and Deriso, R.B. 2013. Reference points and harvest rate control rules. IATTC SAC-04-09. <http://iattc.org/Meetings/Meetings2013/MaySAC/Pdfs/SAC-04-09-Reference-points-and-harvest-control-rules.pdf>
- Maunder, M.N., and Deriso, R.B. 2013. A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fisheries Research, 146: 96–101.
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2013. Kobe II Strategy Matrix for the bigeye

- and yellowfin tuna stocks of the eastern Pacific Ocean in 2012. IATTC SAC-04-05d. <http://iattc.org/Meetings/Meetings2013/MaySAC/Pdfs/SAC-04-05d-Kobe-strategy-matrix.pdf>
- Punt, A.E., and A.D.M. Smith. 2001. The gospel of Maximum Sustainable Yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. pp 41-66. In J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.R. Redford and J.R. Robinson (eds.). Conservation of Exploited Species, Cambridge University Press, Cambridge.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. A Report to Australian Fisheries Management Authority and the Department of the Environment and Heritage. R2001/0999. 159p.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D. Jr., and Maunder, M.N. 2013 A stock-recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. Fisheries Research 142: 15– 21.
- UNCED (1992) United Nations Conference on Environment and Development. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>
- UNFSA (1995) UN Fish Stocks Agreement (Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Law of the Sea). http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/fish_stocks_agreement/CONF164_37.htm

APPENDIX 1. The Beverton-Holt stock-recruitment relationship formulated in terms of steepness (h).

$$R = \frac{S}{\alpha + \beta S}$$

$$\alpha = \frac{S_0(1-h)}{4hR_0}$$

$$\beta = \frac{5h-1}{4hR_0}$$

where R is recruitment, S is spawning biomass, S_0 is the virgin (unexploited) spawning biomass, R_0 is the virgin (unexploited) recruitment, and h is steepness (the fraction of R_0 corresponding to $0.2S_0$).

Reparameterizing the equation in terms of $r = R/R_0$ and $d = S/S_0$ gives

$$r = \frac{1}{\frac{1-h}{4hd} + \frac{5h-1}{4h}}$$

So the S -based reference point as a fraction of virgin S (depletion) is

$$d = \frac{S}{S_0} = \frac{0.2r(1-h)}{0.8h - r(h-0.2)}$$

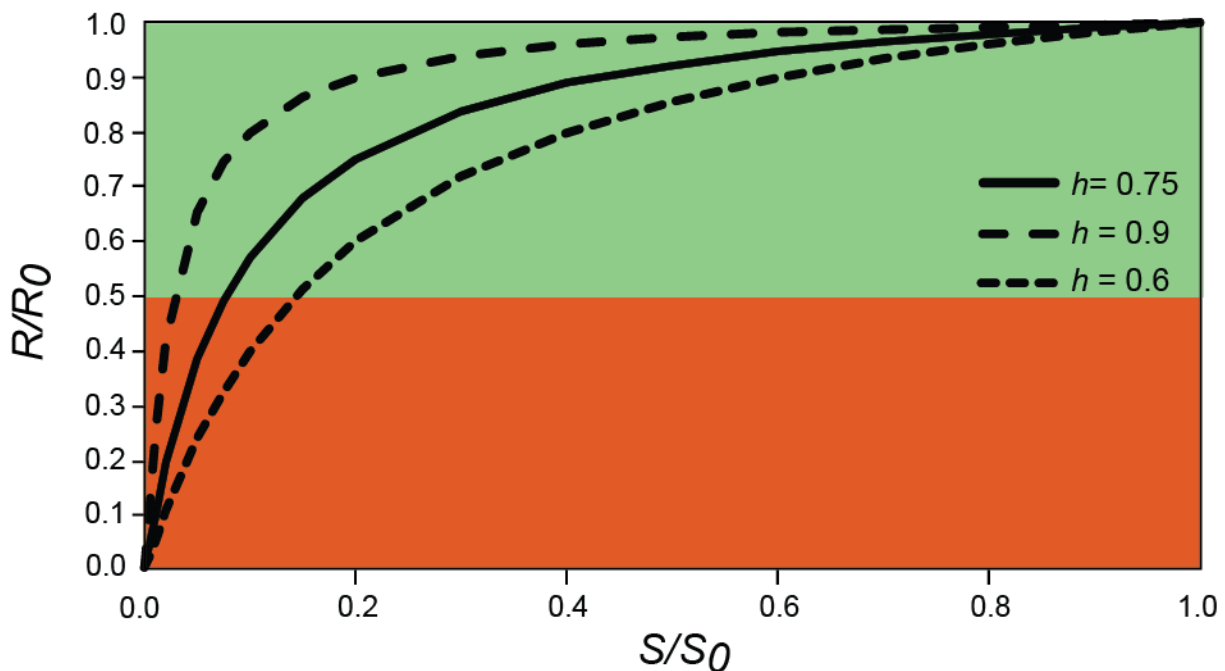


FIGURE 1. The Beverton-Holt stock-recruitment relationship with three different values for steepness (h). The orange area represents recruitment below the LRP definition of $0.5R_0$.
FIGURA 1. La relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con tres valores diferentes de inclinación (h). La zona naranja representa reclutamiento inferior a la definición del PRL de $0.5R_0$.

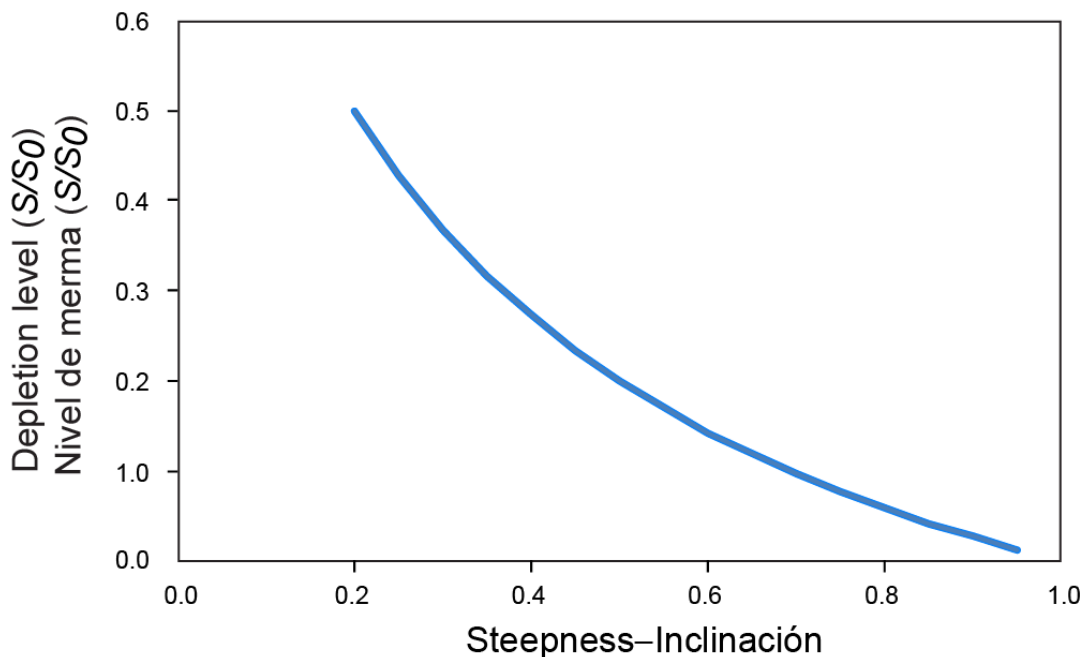


FIGURE 2. The depletion level required to make expected recruitment equal to $0.5R_0$ for different values of steepness.
FIGURA 2. Nivel de merma necesario para que el reclutamiento esperado equivalga a $0.5R_0$ con distintos valores de inclinación.

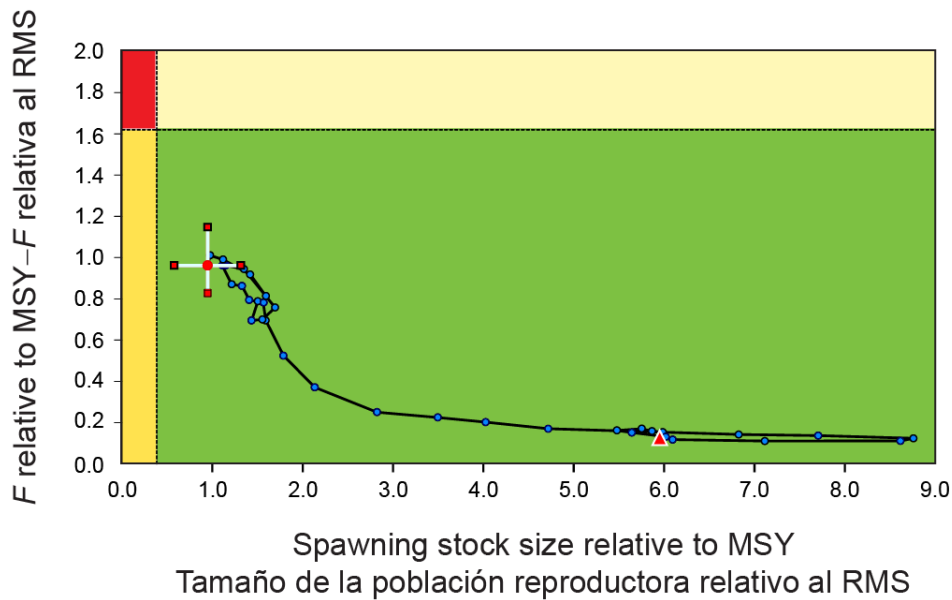


FIGURE 3. Kobe (phase) plot based on the proposed limit reference points for bigeye tuna. The triangle is the first year of the assessment (1975). The dot with the cross hairs is the last year of the assessment (2013) with approximate 95% confidence intervals.

FIGURA 3. Gráfica de Kobe (fase) basada en los puntos de referencia límite propuestos para el atún patudo. El triángulo es el primer año de la evaluación (1975); el punto (con su cruz de límites de confianza de 95% aproximados) es el último (2013).

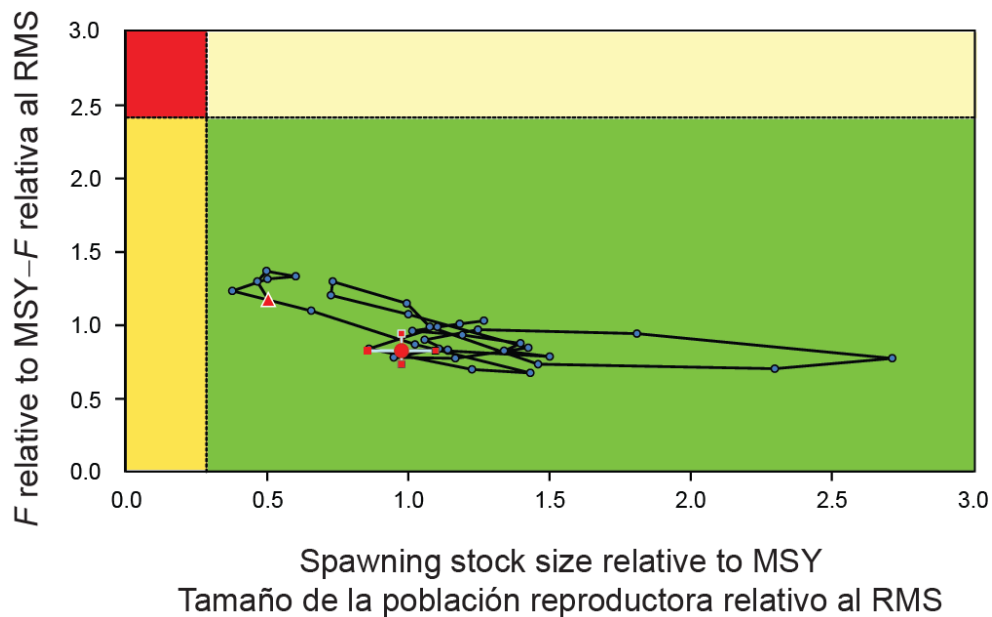


FIGURE 4. Kobe (phase) plot based on the proposed limit reference points for yellowfin tuna. The triangle is the first year of the assessment (1975). The dot with the cross hairs is the last year of the assessment (2013), with approximate 95% confidence intervals.

FIGURA 4. Gráfica de Kobe (fase) basada en los puntos de referencia límite propuestos para el atún aleta amarilla. El triángulo es el primer año de la evaluación (1975); el punto (con su cruz de límites de confianza de 95% aproximados) es el último (2013).

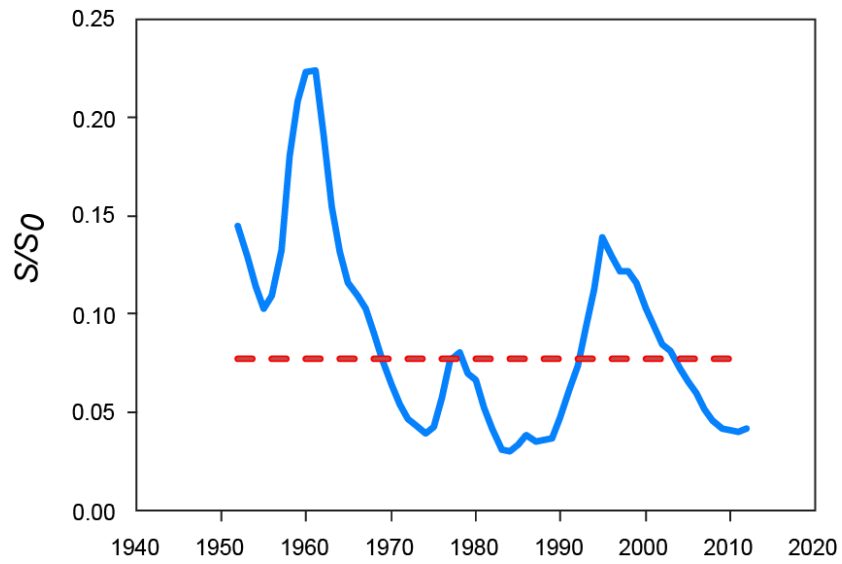


FIGURE 5. Ratio of spawning biomass to the average spawning biomass in an unexploited population compared to the spawning biomass limit reference point for Pacific bluefin tuna.

FIGURA 5. Razón de la biomasa reproductora y la biomasa reproductora media en una población no explotada comparada con el PRL basado en biomasa reproductora para el atún aleta azul del Pacífico.

PROPUESTA DE PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE DE BIOMASA Y MORTALIDAD POR PESCA BASADOS EN REDUCCIÓN DEL RECLUTAMIENTO

Mark N. Maunder y Richard B. Deriso

1. INTRODUCCIÓN

La implementación de la Convención de Antigua y el compromiso al enfoque precautorio implica el uso formal de puntos de referencia y reglas de decisión por la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) para la ordenación de los atunes y especies asociadas en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los puntos de referencia son generalmente categorizados por tipo (objetivo o límite) y por la cantidad que miden (normalmente biomasa o mortalidad por pesca). En general, los puntos de referencia límite (PRL) indican estados que la ordenación no desea rebasar debido a posibles consecuencias indeseables, y los puntos de referencia objetivo (PRO) indican estados que la ordenación desea lograr para maximizar los beneficios de la pesquería. Los PRL están a menudo asociados con acciones de ordenación, tal vez como parte de una regla de control de cosecha, y en este contexto se les denomina a menudo puntos de referencia « gatillo ». Históricamente, el personal de la CIAT ha basado sus recomendaciones de conservación en una regla de decisión informal que se basa en ajustar el esfuerzo a la mortalidad por pesca (F) correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; F_{RMS}), lo cual implica que F_{RMS} es un PRO. La biomasa reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (S_{RMS}) también ha sido usada por la CIAT como punto de referencia informal, pero no queda claro si fue como punto de referencia objetivo o límite. Estos puntos de referencia informales se basan en la Convención original de la CIAT de 1949, que dicta que la meta de la ordenación es mantener a las poblaciones en niveles que permitan el RMS. Los puntos de referencia, su uso en las reglas de control de cosecha, y su relación con las gráficas y la matriz estratégica de Kobe, en el contexto de las poblaciones gestionadas por la CIAT, fueron tratados en Maunder y Aires-da-Silva (2012), Maunder *et al.* (2012), Maunder (2013), Minte-Vera *et al.* (2013), y Maunder y Deriso (2013a).

F_{RMS} , tratada tradicionalmente como objetivo de la ordenación, ha sido transformada en PRL precautorio (Mace 2001). Por analogía (y ya que F_{RMS} y S_{RMS} están vinculados en equilibrio de tal manera que si F_{RMS} no puede ser un objetivo, tampoco lo puede ser S_{RMS}), cualquier PRL basado en biomasa debería ser al menos S_{RMS} , y el PRO debería ser considerablemente mayor que S_{RMS} . Se considera generalmente que los PRL tienen una baja probabilidad de ser rebasados si se implementa la ordenación para lograr los PRO. Esto implica que, en general, se realiza la pesca en un nivel inferior (tal vez sustancialmente inferior) al RMS, y que el RMS puede ser la meta de la ordenación solamente si la incertidumbre es insignificante. Sugiere también que se debería definir los PRO con base en la incertidumbre de la evaluación, de tal modo que, a medida que disminuye esa incertidumbre, el PRO se debería acercar al PRL. No obstante, se puede gestionar una población que se encuentra sustancialmente por debajo de S_{RMS} y con una mortalidad por pesca superior a F_{RMS} , y han existido muchas poblaciones con un largo historial de sustentabilidad en esos niveles (por ejemplo, el atún aleta azul del Pacífico norte). Los niveles de captura podrían ser inferiores al óptimo debido a un rendimiento por recluta (RPR) subóptimo o un reclutamiento reducido, pero son sin embargo sostenibles, aunque con una probabilidad teóricamente mayor de colapsar, y podrían satisfacer otras metas (por ejemplo, capturas altas de otras especies, como en el caso del atún barrilete capturado en lances sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) que también capturan atunes patudo y aleta amarilla).

Este extraño cambio, que va en contra de los objetivos tradicionales de ordenación de la mayoría de las organizaciones de ordenación pesquera, ha sido adoptado por muchos acuerdos internacionales. La justificación del cambio es confusa y mal definida, y el uso de F_{RMS} como PRL es poco razonable, particularmente si la probabilidad requerida de rebasar el PRL es muy baja. Definitivamente no existe contradicción con la meta expresada por Sainsbury (2008): « Resultados inaceptables se basan fuertemente en evitar impactos de la pesca graves, lentamente reversibles, o irreversibles (por ejemplo, de CNUMAD 1992 y ANUPP 1995), y por lo tanto se enfatiza evitar la sobrepesca de reclutamiento, el colapso

de poblaciones y la merma excesiva de organismos de muy larga vida », pero F_{RMS} no está relacionada con ninguno de éstos. El uso de F_{RMS} como PRL debería ser reevaluado en términos de las metas de la ordenación, la consistencia general, la exactitud de las evaluaciones de las poblaciones, y la practicidad.

Punt y Smith (2001) describen el uso apropiado de los puntos de referencia límite en la ordenación de las poblaciones de peces. Accionar un punto de referencia límite no debería significar que la especie corre un alto riesgo de extinción biológica: una respuesta apropiada sería una reducción de la mortalidad por pesca, y no una veda de la pesquería entera. Si se fija el PRL apropiadamente, la probabilidad de accionarlo debería ser baja, pero claramente no nula. Se espera que una población de peces o pesquería se acerque a un PRO, o que fluctúe alrededor del mismo, y que tenga una probabilidad muy baja (menos del 10%, por ejemplo) de rebasar un PRL (Sainsbury 2008). Los PRL han sido tradicionalmente basados en factores biológicos para proteger a la población de impactos de la pesca graves, lentamente reversibles, o irreversibles, los que incluyen la sobrepesca de reclutamiento y la modificación genética (Sainsbury 2008). En términos prácticos, esto significa generalmente determinar el efecto de la explotación sobre el reclutamiento, típicamente mediante una evaluación de la relación población-reclutamiento.

El cálculo del RMS y los puntos de referencia asociados, y de otros puntos de referencia, exige conocimientos de varias cantidades, relacionadas con la biología (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural, madurez y fecundidad, y la relación población-reclutamiento) y la pesca (por ejemplo, selectividad). En el caso de muchas poblaciones, no se dispone de estas cantidades, y para la ordenación se usan sustitutos de puntos de referencia (Clark 1991, 1993, 2002). En particular, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar, y se usan puntos de referencia precautorios basados en reproductores por recluta (RPR). Las estimaciones de estos sustitutos se basan todavía en cantidades inciertas (por ejemplo, mortalidad natural), y están por lo tanto diseñadas para funcionar en un sentido precautorio para una gama de ciclos vitales, y no precisan conocimientos de la relación población-reclutamiento. Para algunas poblaciones, el nivel absoluto del tamaño de la población y la mortalidad por pesca es difícil de estimar, y los puntos de referencia estándar no son apropiados. En tales casos, puntos de referencia basados en niveles históricos de biomasa o mortalidad por pesca podrían proporcionar PRL usando el concepto que esos niveles ocurrieron en el pasado y la población permaneció sostenible, pero se ignora qué pasaría si fuesen rebasados. El reclutamiento de los atunes es altamente variable, y son aparentes varios cambios de régimen en las estimaciones del reclutamiento de las principales poblaciones de atunes del OPO. Es posible que una población moderadamente explotada rebase su PRL basado en biomasa debido a fluctuaciones anuales del reclutamiento o un cambio de régimen en el reclutamiento. Las estimaciones de abundancia absoluta de las poblaciones de atunes (y los niveles de merma asociados) son a menudo inciertas debido a la alta productividad y el reclutamiento altamente variable de los atunes, la ausencia de un impacto detectable de la captura sobre la biomasa, y la falta de contraste en dicho impacto, y la incertidumbre en las estimaciones del crecimiento, todas de las cuales son necesarias para extraer información sobre la abundancia absoluta de los datos de composición por talla. Todas estas incertidumbres necesitan ser consideradas al desarrollar los PDR, que idealmente serían robustos a la incertidumbre.

Se deben tener presentes cuatro puntos principales al desarrollar PRL:

- 1) En vista de que se implementa la ordenación para lograr el PRO, debe existir una probabilidad muy baja, pero no nula, de rebasar el PRL;
- 2) El PRL debe estar basado en factores biológicos para proteger a la población de impactos de la pesca graves, lentamente reversibles, o irreversibles;
- 3) Los PRO estarán a menudo en, o cerca de, las cantidades relacionadas con el RMS; y
- 4) La decisión acerca de cuáles PRL son apropiados debería ser tomada en el contexto de la acción de ordenación que se tomará si se rebasa el límite.

Se proponen para consideración por la CIAT puntos de referencia límite basados en la reducción esperada del reclutamiento si se usa un valor precautorio (bajo) de la inclinación en la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt.

2. PROPUESTA DE PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE

Los PRL deberían estar basados en factores biológicos para proteger a la población de impactos graves, lentamente reversibles, o irreversibles de la pesca. La interpretación general de esto es asegurar que el reclutamiento no sea sustancialmente afectado. La pesca afecta el reclutamiento a través de la reducción de la biomasa reproductora y la relación población-reclutamiento. Desgraciadamente, la relación población-reclutamiento es uno de los procesos más inciertos en la evaluación de poblaciones. Una manera de tomar esta incertidumbre en consideración al construir el punto de referencia es crear una distribución de probabilidad que representa la incertidumbre acerca de la relación población-reclutamiento, y entonces usarla para determinar la probabilidad de que el reclutamiento disminuya por debajo de un nivel predeterminado. Por ejemplo, el punto de referencia podría ser una fracción predeterminada del reclutamiento (R) esperado en condiciones sin explotación ($x\%R_0$), donde se deriva el reclutamiento de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt, $BH()$, que es una función de la inclinación (h , la fracción del reclutamiento virgen (no explotado) obtenida cuando la biomasa reproductora (S) es reducida al 20% de su nivel virgen) y el nivel de merma ($d = S/S_0$), ambos de los cuales podrían incluir incertidumbre. Se acciona el punto de referencia cuando la probabilidad de rebasar $x\%R_0$ es mayor que π .

$$P(BH(d, h) < x\%R_0) > \pi$$

Los puntos de referencia son generalmente expresados como un solo valor de biomasa reproductora o mortalidad por pesca. Pueden entonces ser usados en la construcción de la gráfica de Kobe. Estos valores pueden ser determinados si se basan los puntos de referencia en un valor precautorio de h , a fin de asegurar que, si se rebasa ligeramente el punto de referencia, se relaciona con una pequeña probabilidad que el reclutamiento ha sido reducido a menos de $x\%$. El punto de referencia $x\%R_0$ ($r = R/R_0$) puede entonces ser transformado en un punto de referencia basado en biomasa basado en el nivel de merma ($d = S/S_0$) mediante un ajuste de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ([ver anexo](#))

$$d = \frac{0.2r(1 - h)}{0.8h - r(h - 0.2)}$$

Se puede determinar un punto de referencia basado en F mediante el cálculo de la F de equilibrio correspondiente al nivel de merma.

El nivel de merma actual (y la F de equilibrio asociada) puede ser estimado por la evaluación de la población a partir de la mejor conjetura de inclinación, pero este valor de inclinación podría ser diferente de, y posiblemente mayor que, el valor de inclinación usado al generar el PRL. Por lo tanto, la merma actual podría ser subestimada en términos de los supuestos del punto de referencia, y podría por ende ser deseable estimar un valor alternativo de merma basado en una evaluación que usa el valor de inclinación del punto de referencia.

La estimación de la evaluación de la población del nivel de merma actual dependerá del reclutamiento medio usado para estimar el reclutamiento virgen. Ocurren a menudo cambios de régimen de reclutamiento, debido presuntamente a cambios en el medio ambiente. Un método para tratar estos cambios es usar una biomasa virgen dinámica (simular la población a lo largo de un periodo con los reclutamientos estimados, ajustados para la relación población-reclutamiento en caso necesario) en la estimación de la merma actual.

3. APLICACIÓN A LAS POBLACIONES DE ATUNES EN EL OPO

Se aplicaron los PRL propuestos a los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO y al atún aleta azul en el Pacífico norte. Para cada población es necesario determinar la reducción del reclutamiento, la inclinación de la relación población-reclutamiento, y la probabilidad de rebasar el PRL. No existen pautas acerca de cuál nivel de reducción del reclutamiento es indeseable, pero parece poco probable que una reducción de menos de 50% causaría un colapso de la población; por lo tanto, 50% es un valor precautorio que sirve igual de bien que cualquier otro, y expresamos los PRL correspondientes como $F_{0.5R_0}$ y $S_{0.5R_0}$. Si se incluye incertidumbre en el nivel de merma o inclinación, entonces la probabilidad de 10% de rebasar el PRL, sugerida en otros estudios,

es probablemente razonable. No obstante, a fin de evitar cálculos complejos y producir puntos de referencia únicos para usar en la gráfica de Kobe, no se incluye en el análisis incertidumbre acerca de la inclinación de la curva población-reclutamiento usada en el cálculo del PRL, por lo que no es necesario definir un nivel de probabilidad. Las evaluaciones actuales de la CIAT de los atunes aleta amarilla y patudo incluyen un análisis de sensibilidad que usa un valor de h de 0.75, y esto sería un candidato razonable para el valor de inclinación del PRL. Ya que se define la inclinación la fracción del reclutamiento virgen obtenida cuando la biomasa reproductora es reducida al 20% de su nivel virgen, una inclinación de 0.75 implicaría, sin incertidumbre en el nivel de merma o inclinación, que el nivel de merma correspondiente al PRL sería algo inferior a 20%, y puede ser calculado simplemente a partir de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ([ver anexo](#)), produciendo $d = 0.077$ ([Figuras 1 y 2](#)). Es difícil estimar una mortalidad por pesca consistente para inclusión en la gráfica de Kobe porque el esfuerzo entre pesquerías cambia a lo largo del tiempo, y no hay una edad consistente que cuente con selectividad completa a todas las pesquerías. Por lo tanto, se calcula F relativa a F_{RMS} para el aleta amarilla y patudo. La CIAT construye la gráfica de Kobe con tanto F como S como razón de las cantidades de RMS, y se presentan los PRL de esta forma en el presente análisis. No se dispuso de una medida consistente de F para el aleta azul del Pacífico, por lo que se evalúa solamente el PRL basado en S .

Las mejores estimaciones del nivel de merma y la mortalidad por pesca para los atunes aleta amarilla y patudo son cercanas a los TRP basados en RMS ([Figuras 3 y 4](#), respectivamente), y por lo tanto no rebasan los LRP. Los intervalos de confianza aproximados de 95% tampoco rebasan los LRP. En el caso del aleta azul, la biomasa fue mayor que el LRP durante los años 1970 y 1980, y también desde 2004. Estos resultados sugieren que no es necesaria acción de ordenación en el caso de aleta amarilla y patudo, pero sí lo es en el caso del aleta azul del Pacífico.

4. DISCUSIÓN

Existe una amplia gama de posibles puntos de referencia, la mayoría de ellos bastante arbitrarios en su definición. Hasta aquellos basados en las metas de PRL de evitar que ocurra algo « perjudicial » usan una definición arbitraria de « perjudicial ». Consideramos posibles puntos de referencia para las principales poblaciones de atunes gestionadas por la CIAT, basados en varios criterios, y en el proceso desarrollamos un nuevo conjunto de PRL.

- 1) En vista de que se implementa la ordenación para lograr el PRO, debe existir una probabilidad muy baja, pero no nula, de rebasar el PRL;
- 2) El PRL debe estar basado en factores biológicos para proteger a la población de impactos de la pesca graves, lentamente reversibles, o irreversibles;
- 3) Los PRO estarán a menudo en, o cerca de, las cantidades relacionadas con el RMS; y
- 4) La decisión acerca de cuáles PRL son apropiados debería ser tomada en el contexto de la acción de ordenación que se tomará si se rebasa el límite.

Estos criterios eliminan algunos puntos de referencia automáticamente. Los puntos de referencia estándar basados en RMS y RPR podrían ser demasiado cercanos a los PRO, y no contemplan el riesgo biológico; los puntos de referencia basados en extinción son demasiado extremos; y los puntos de referencia económicos no se basan en riesgos biológicos. Otros puntos de referencia, tales como SPR y $\%S_0$, son bastante arbitrarios, y aquellos basados en incertidumbre en las estimaciones del RMS no son una medida de riesgo biológico, o están más relacionados con objetivos precautorios que con límites. Por lo tanto, desarrollamos un punto de referencia basado directamente en disminuciones del reclutamiento.

Debido a fluctuaciones naturales en la abundancia y el uso por la CIAT de límites de esfuerzo para gestionar la pesquería, consideramos los puntos de referencia basados en mortalidad por pesca más prácticos que aquellos basados en biomasa reproductora. Sin embargo, los primeros no tratan directamente el riesgo biológico, pero los segundos sí.

La reducción en el PRL basado en reclutamiento puede ser aplicada a otras relaciones población-reclutamiento. La aplicamos a la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt, que se usa para muchas

poblaciones y cuenta con una solución algebraica conveniente para el PRL basado en S basado en un valor dado de la inclinación. La relación población-reclutamiento de Ricker, asimismo usada comunmente, tiene la complicación que el reclutamiento es también reducido con tamaño de población grande, pero esto no debería ser motivo de preocupación para especies multicohorte no semélparas. El modelo de palo de hockey con tendencia lineal entre la biomasa reproductora nula y el reclutamiento medio al nivel de biomasa reproductora mínima observada podría ser usado para determinar el nivel de biomasa reproductora en 50% del reclutamiento virgen (el promedio observado en este caso), pero actualizaciones iterativas siempre asegurarían que la biomasa reproductora actual produciría un reclutamiento mayor que el 50% del reclutamiento virgen. El modelo población-reclutamiento de palo de hockey podría ser más apropiado si la curva en el palo ocurriese en algún punto más arriba de la biomasa reproductora mínima observada. No consideramos que los modelos población-reclutamiento que usan una razón constante de reclutas por desove sean realistas para los atunes, y por lo tanto no recomendamos su uso. El modelo población-reclutamiento de Maunder y Deriso (2013) para especies altamente fecundas, basado en el alcance temporal y espacial del desove, podría ser más apropiado para los atunes, pero el concepto subyacente de ese modelo implica que el PRL debería estar basado en el alcance temporal y espacial del desove en lugar de en el nivel de biomasa reproductora. La relación población-reclutamiento Maunder-Taylor-Methot para especies de baja fecundidad (ver Taylor *et al.* 2012) podría ser usado para desarrollar PRL para tiburones, pero podría no ser susceptible a soluciones algebraicas, y precisa que se especifiquen dos parámetros.

La mejor forma de evaluar el PRL propuesto, en asociación con una regla de control de cosecha, es en el marco de una evaluación de estrategia de ordenación (EEO). La EEO es un enfoque bien desarrollado en la ciencia pesquera (Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth y Punt 1999), pero precisa cantidades importantes de tiempo del personal y recursos informáticos. Existe actualmente un proyecto de EEO para atunes tropicales fomentado por la reunión Kobe 3 en julio de 2012. Se está comenzando recién a desarrollar EEO para poblaciones gestionadas por la CIAT (por ejemplo, Maunder 2014). Los PRL propuestos son para la ordenación de especies individuales, y no toman en cuenta consideraciones de ordenación ecosistémica. La CIAT necesita definir las acciones por tomar si se rebasa un PRL.

RECONOCIMIENTOS

Alexandre Aires-Da-Silva y Carolina Minte-Vera proporcionaron los datos de los atunes patudo y aleta amarilla, respectivamente.

ANEXO 1. La relación población-reclutamiento de Beverton-Holt formulada en términos de inclinación (h).

$$R = \frac{S}{\alpha + \beta S}$$

$$\alpha = \frac{S_0(1-h)}{4hR_0}$$

$$\beta = \frac{5h-1}{4hR_0}$$

donde R es reclutamiento, S es biomasa reproductora, S_0 es biomasa reproductora virgen (no explotada), R_0 es reclutamiento virgen (no explotado), y h es inclinación (la fracción de R_0 correspondiente a $0.2S_0$).

Una reparametrización de la ecuación en términos de $r = R/R_0$ y $d = S/S_0$ produce

$$r = \frac{1}{\frac{1-h}{4hd} + \frac{5h-1}{4h}}$$

Por lo que el punto de referencia basado en S como fracción de S virgen (merma) es

$$d = \frac{S}{S_0} = \frac{0.2r(1-h)}{0.8h - r(h-0.2)}$$