

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 16

Informe de Evaluación de Stocks 16

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2014
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2014

La Jolla, California

2015

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 16 consists of the following background documents, prepared for the 6th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 11-15 May 2015.

CONTENTS

1. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2014 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder	3
2. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2014 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder	18
3. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2014 <i>by</i> Mark N. Maunder	32
4. Updated stock status indicators for silky sharks in the eastern Pacific Ocean (1994-2014) <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Marlon Román-Verdesoto and Michael G. Hinton.....	55
5. Oceanographic conditions in the EPO and their effects on tuna fisheries <i>by</i> Michael G. Hinton.....	68

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 16 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 6ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 11-15 de mayo de 2015.

ÍNDICE

1. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2014 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	14
2. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2014 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	29
3. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2014 <i>por</i> Mark N. Maunder	45
4. Indicadores actualizados de condición de población para el tiburón sedoso en el Océano Pacífico oriental (1994-2014) <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Marlon Román-Verdesoto y Michael G. Hinton.....	66
5. Las condiciones oceanográficas en el OPO y sus efectos sobre la pesca del atún <i>por</i> Michael G. Hinton.....	89

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2014 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. The assessment is conducted as if there were a single stock of bigeye in the EPO, with minimal net movement of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean (WCPO). Its results are consistent with the results of other analyses of bigeye tuna on a Pacific-wide basis. However, a large amount of conventional and electronic tagging data has recently accumulated from the Pacific Tuna Tagging Programme, which has focused its bigeye tagging efforts between 180° and 140°W since 2008. The tag recoveries clearly show that there is extensive longitudinal movement of bigeye across the IATTC's management boundary at 150°W, in particular from west to east. The IATTC staff is collaborating with Secretariat of the Pacific Community (SPC) on an updated Pacific-wide bigeye stock assessment. This research will incorporate the new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help to evaluate potential biases resulting from the current approach of conducting separate assessments for the EPO and WCPO.

This model is the same as that used in the previous full assessment conducted in 2014 ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)) 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 2014. New or updated longline catch data are available for China (2013), Japan (2008-2013), Korea (2013), Chinese Taipei (2011-2013), the United States (2012-2013), French Polynesia (2013) and Vanuatu (2013-2014). Longline catch data for 2014 are available for China, Japan, Chinese Taipei, and Korea from the monthly report statistics. For longline fisheries with no new catch data for 2014, catches were assumed to be the same as in 2013. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2008-2013). New purse-seine length-frequency data are available for 2014 and updates are available for 2013. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2011-2013).

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 (2014) is estimated to be slightly above 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. 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 and decreased longline fishing effort in the EPO during 2004-2009. However, although the resolutions have continued since 2009, the rebuilding trend was not sustained during 2010-2013, and the SBR gradually declined to a low historic level of 0.19 at the start of 2013 (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. More recently, the SBR is estimated to have increased slightly, from 0.19 in 2013 to 0.22 at the start of 2015; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the catch per unit of effort (CPUE) of the longline fisheries that catch adult bigeye.

At the beginning of 2015, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 6% above S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 13% 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 14% 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 not overfished ($S > S_{MSY}$) and that overfishing is not taking place ($F < F_{MSY}$) (Figure 5). Likewise, the current base case model indicates that the interim 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 5). These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots, which allows $F > F_{MSY}$. 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 spawning biomass is predicted to continue rebuilding and stabilize at an SBR of 0.25 around 2022, above the level corresponding to MSY (0.21) (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 reduced both summary and spawning biomasses to their lowest historic levels at the start of 2013, and persisted through 2013. This decline may be related to a series of recent below-average recruitments which coincide with a series of strong *la Niña* events. More recently, the SBR is estimated to have increased slightly, from 0.19 in 2013 to 0.22 at the start of 2015; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the CPUE of the longline fisheries which catch adult bigeye. At current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the spawning biomass is predicted to continue rebuilding, and stabilize at about 0.25, above the level corresponding to MSY (0.21).
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
3. The recent fishing mortality rates are estimated to be below the level corresponding to MSY whereas recent levels of spawning biomass are estimated to be slightly above that level. These interpretations are uncertain and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the assumed rates of natural mortality for adult bigeye, 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.
4. The IATTC staff is collaborating with the Secretariat of the Pacific Community (SPC) on an updated Pacific-wide wide bigeye stock assessment. This research will incorporate the new bigeye tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help to evaluate potential biases resulting from the current approach of conducting separate assessments for the EPO and WCPO.

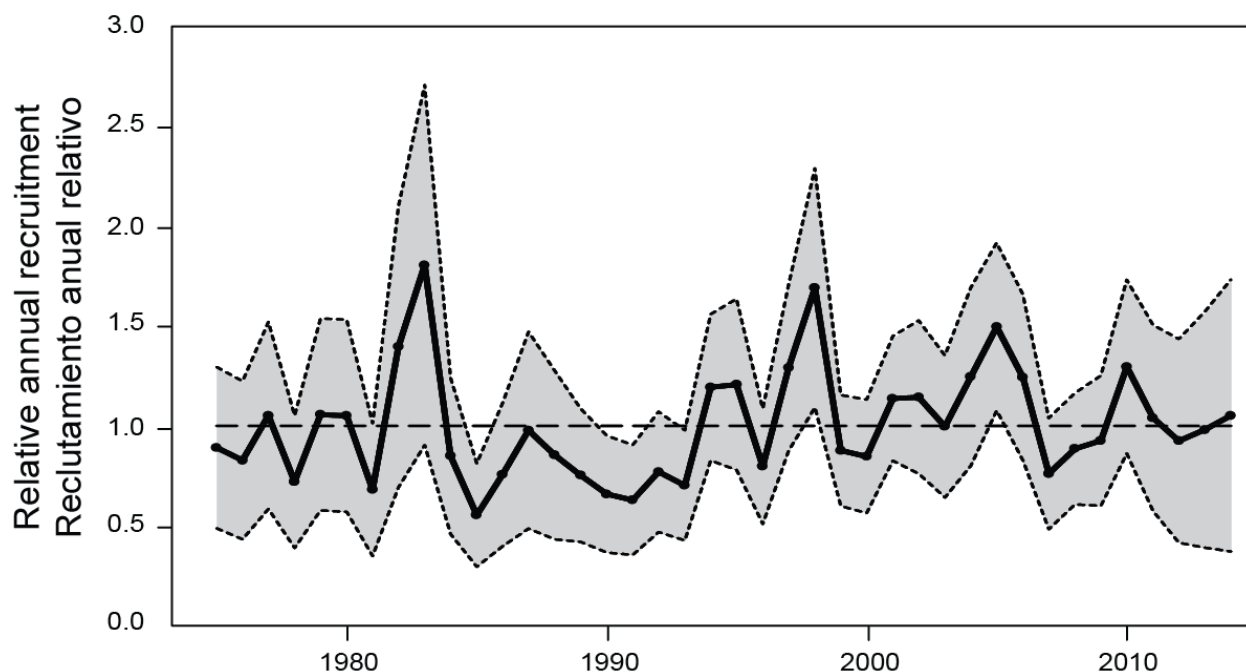


FIGURE 1. Estimated annual recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate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

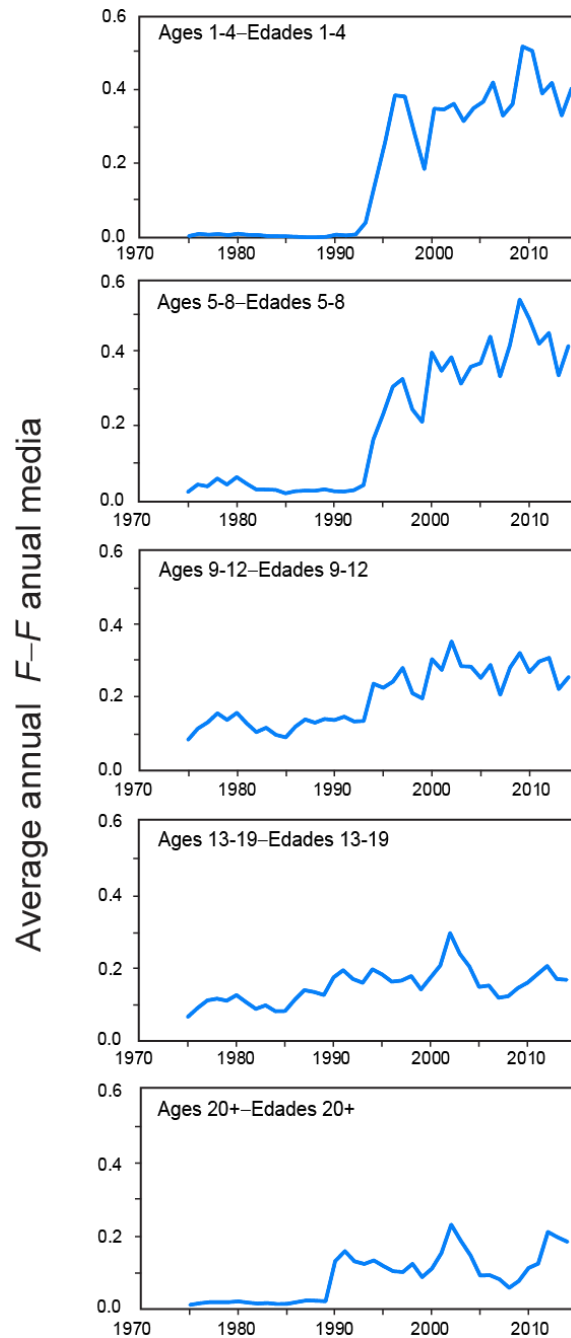


FIGURE 2. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top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

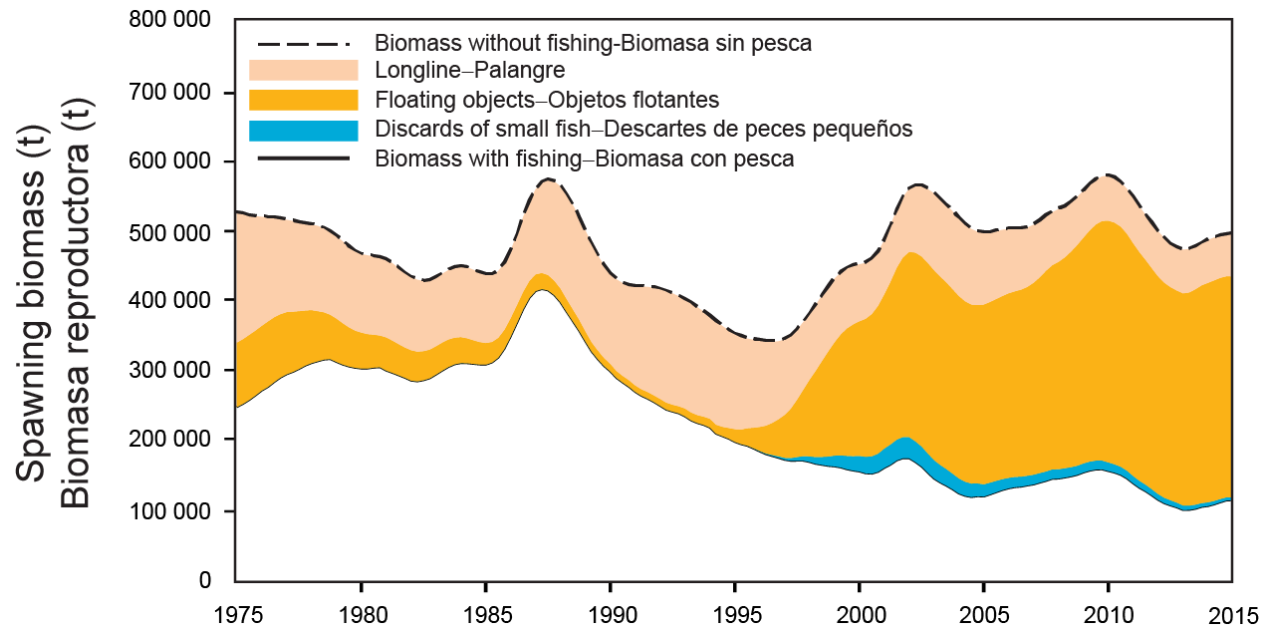


FIGURE 3. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric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

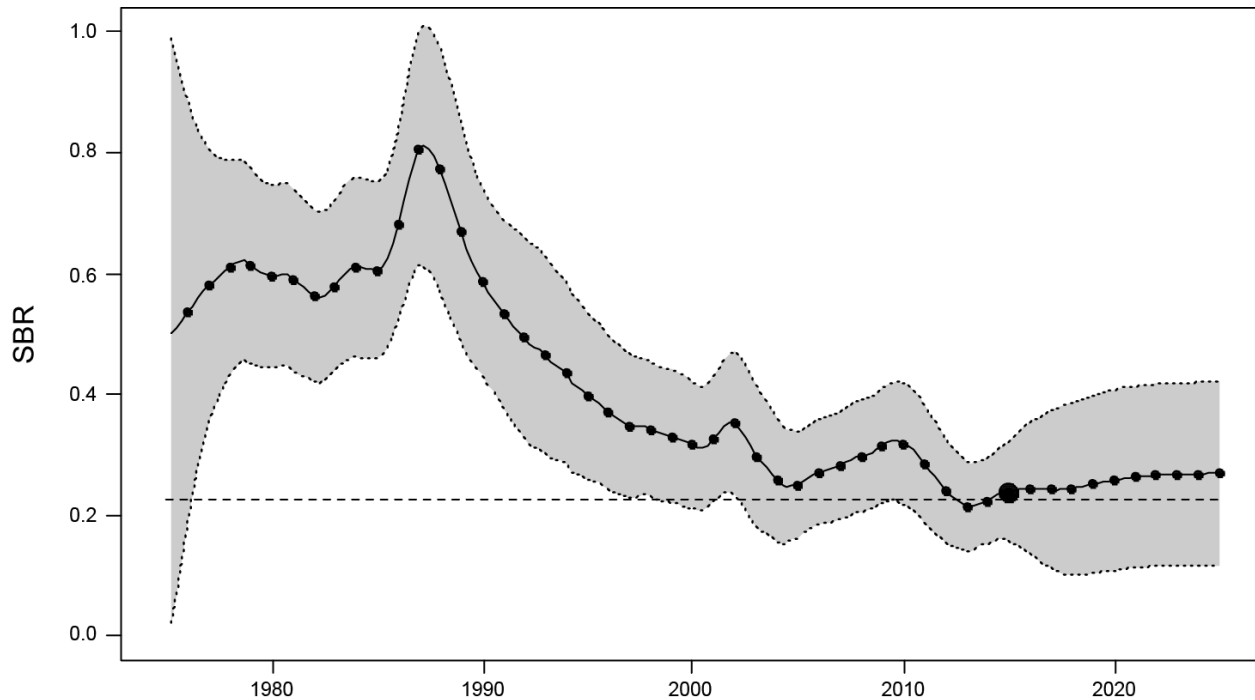


FIGURE 4. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2015-2024 based on average fishing mortality rates during 2012-2014. The dashed horizontal line (at about 0.21) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2015 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2012-2014. 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 2015-2024 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2012-2014. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2015 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2012-2014. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

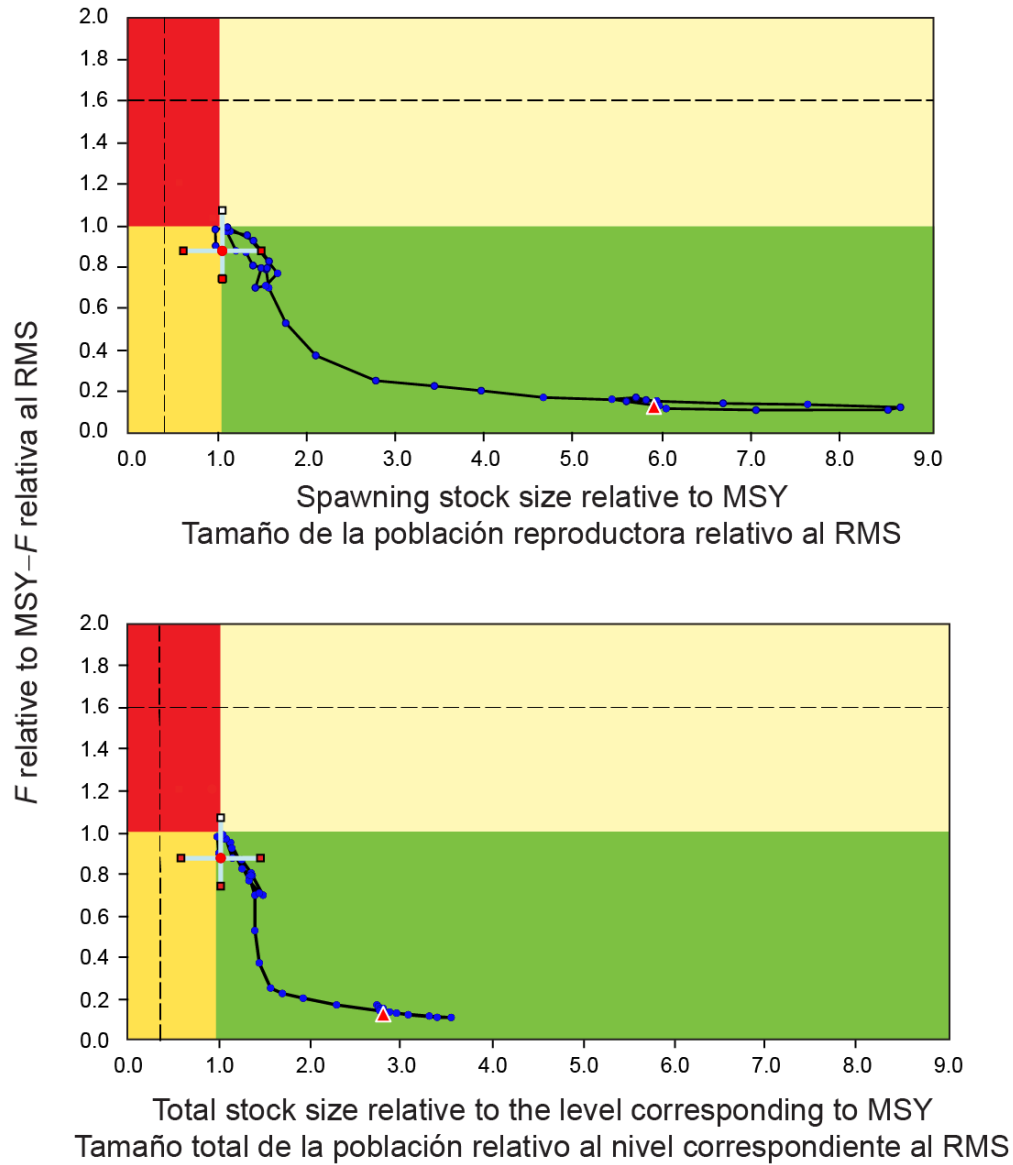


FIGURE 5. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent interim target reference points (S_{MSY} and F_{MSY} ; solid lines) and limit reference points (dashed lines) of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, 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 5. 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 provisionales 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).

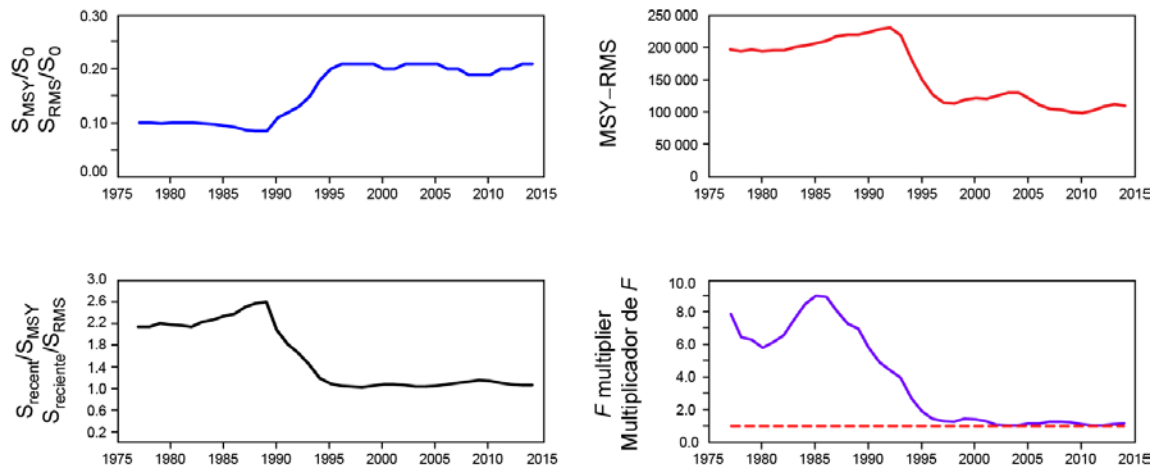


FIGURE 6. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2015.)

FIGURA 6. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ($S_{recente}$ es la biomasa reproductora al principio de 2015.)

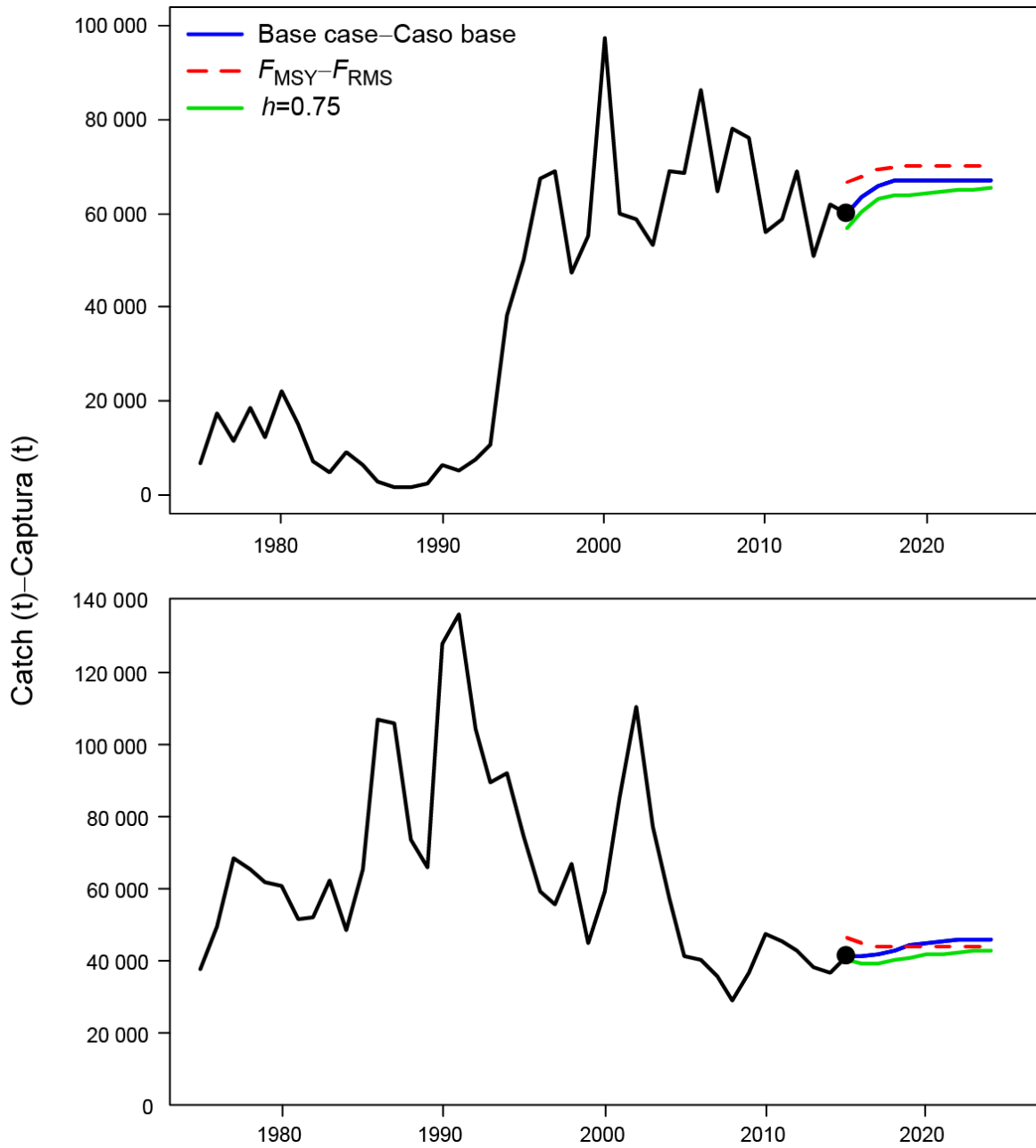


FIGURE 7. Historic and predicted annual catches of bigeye tuna during 2015-2024 for the surface (top panel) and longline (bottom panel), fisheries based on fishing mortality rates during 2012-2014. Predicted catches are compared between the base case, the analysis assuming F_{MSY} and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 7. Capturas anuales históricas y predichas de atún patudo durante 2015-2024 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2012-2014. 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 2012-2014. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2015 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2014. 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 2012-2014.

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 2012-2014. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2015 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2014. 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 2012-2014.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	113,730	110,075
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	433,396	778,733
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	108,502	216,205
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.25	0.33
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.87	0.90
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.03	0.82
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.06	0.82
F multiplier- Multiplicador de F	1.14	0.92

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2014 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. 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. Sin embargo, se ha acumulado recientemente una gran cantidad de datos de marcado convencional y electrónico del Programa de Marcado de Atún del Pacífico, que ha enfocado sus esfuerzos de marcado de patudo entre 180° y 140°O desde 2008. Las marcas recuperadas demuestran claramente que ocurren extensos desplazamientos longitudinales de patudo que atraviesan el límite de ordenación de la CIAT en 150°O, en particular de oeste a este. El personal de la CIAT está colaborando con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación actualizada del patudo a escala del Pacífico entero. Esta investigación incorporará los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura espacial, lo cual ayudará a evaluar los sesgos potenciales ocasionados por el enfoque actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

Este modelo es el mismo que se usó en la evaluación completa previa realizada en 2014 ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)), 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. Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie, e incluyen datos nuevos de 2014. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de China (2013), Japón (2008-2013), Corea (2013), Taipéi Chino (2011-2013), Estados Unidos (2012-2013), Polinesia Francesa (2013), y Vanuatu (2013-2014). Se

dispone de datos de captura palangrera de 2014 para China, Japón, Taipéi Chino, y Corea a partir de las estadísticas de los informes mensuales. En el caso de las pesquerías palangreras sin nuevos datos de captura para 2014, se supuso que las capturas en 2014 fueron iguales a las de 2013. Se dispone de datos nuevos o actualizados de CPUE para la flota palangrera japonesa (2008-2013). Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2014, y actualizaciones de 2013, más datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados (2011-2013) de la flota palangrera japonesa.

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 (2014) es ligeramente superior 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. 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 biomásas 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, y una reducción del esfuerzo de pesca palangrera en el OPO durante 2004-2009. No obstante, aunque las soluciones han continuado desde 2009, la tendencia reconstructiva no continuó durante 2010-2013, y el SBR disminuyó paulatinamente a un nivel histórico bajo de 0,19 al principio de 2013 ([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. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0,19 en 2013 a 0,22 al principio de 2015; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el incremento reciente de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto.

Al principio de 2015, la biomasa reproductora del patudo en el OPO parece haber sido un 6% mayor que S_{RMS} , y las capturas recientes fueron un 13% 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 14% 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 no se encuentra sobrepescada ($S < S_{RMS}$), y que no está ocurriendo sobrepesca ($F < F_{RMS}$) ([Figura 5](#)). Se estima que la explotación actual se encuentra 14% por encima de los puntos de referencia objetivo de

RMS. Similarmente, el modelo actual de caso base indica que los puntos de referencia límite provisionales 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 5). 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, que permiten $F > F_{RMS}$. 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 la biomasa reproductora seguirá aumentando, y alrededor de 2022 se estabilizará en un SBR de 0.25, nivel mayor que aquel correspondiente al RMS (0.21) (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 redujo la biomasa tanto sumaria como reproductora a su nivel histórico mínimo al principio de 2013, y persistió durante 2013. 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. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0.19 en 2013 a 0.22 al principio de 2015; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el incremento reciente de la CPUE de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto. 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 la biomasa reproductora seguirá recuperándose y se estabilizará alrededor de 0.25, por encima del nivel correspondiente al RMS (0.21).
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros.
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel correspondiente al RMS, mientras que los niveles recientes de la biomasa reproductora han estado ligeramente por encima de dicho nivel. 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.

4. El personal de la CIAT está colaborando con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación actualizada del patudo a escala del Pacífico entero. Esta investigación incorporará los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura espacial, lo cual ayudará a evaluar los sesgos potenciales ocasionados por el enfoque actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2014 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 in 2014 ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)).

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 2014 is nearly identical¹ to that of 2013, 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 are being explored to be incorporated in the upcoming full stock assessment.

The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2014. New or updated longline catch data are available for China (2013), Japan (2008-2013), Korea (2013), Chinese Taipei (2011-2013), the United States (2012-2013), French Polynesia (2013), Vanuatu (2013-2014), and other nations (2013). Japanese longline catch data for 2014 are available from the monthly report statistics. For longline fisheries with no new catch data for 2014, catches were assumed to be the same as in 2013. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2014. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet (2008-2013). New surface-fishery size-composition data for 2014 were added and data for 2013 were updated. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2008-2013).

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 2003-2012) ([Figure 1](#)). The recruitments for 2011 and 2012 were estimated to be below average. The most recent recruitments (2013 and 2014) 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

¹ The CV for the LL-S index was assumed to be 0.2. See Appendix A of [IATTC Stock Assessment Report 14](#)

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 greater than that of the unassociated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years ([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 2010-2014) ([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 2015 was estimated to be 0.26, slightly below the MSY level (0.27). The recent (2011-2014) SBRs estimated by the current assessment are less optimistic than those produced by the previous assessment, which indicated a sharp decline in spawning biomass after 2009, followed by an increase in 2012 to above the level corresponding to the MSY ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)). In the current assessment, the SBRs for 2012, and for 2013 and 2014 as well, are slightly below the MSY level. This result is probably due to the higher 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) ([Figure 5](#), 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 (1975-2014) ([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 (2012-2014) 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 15](#) 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 15](#)). 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.

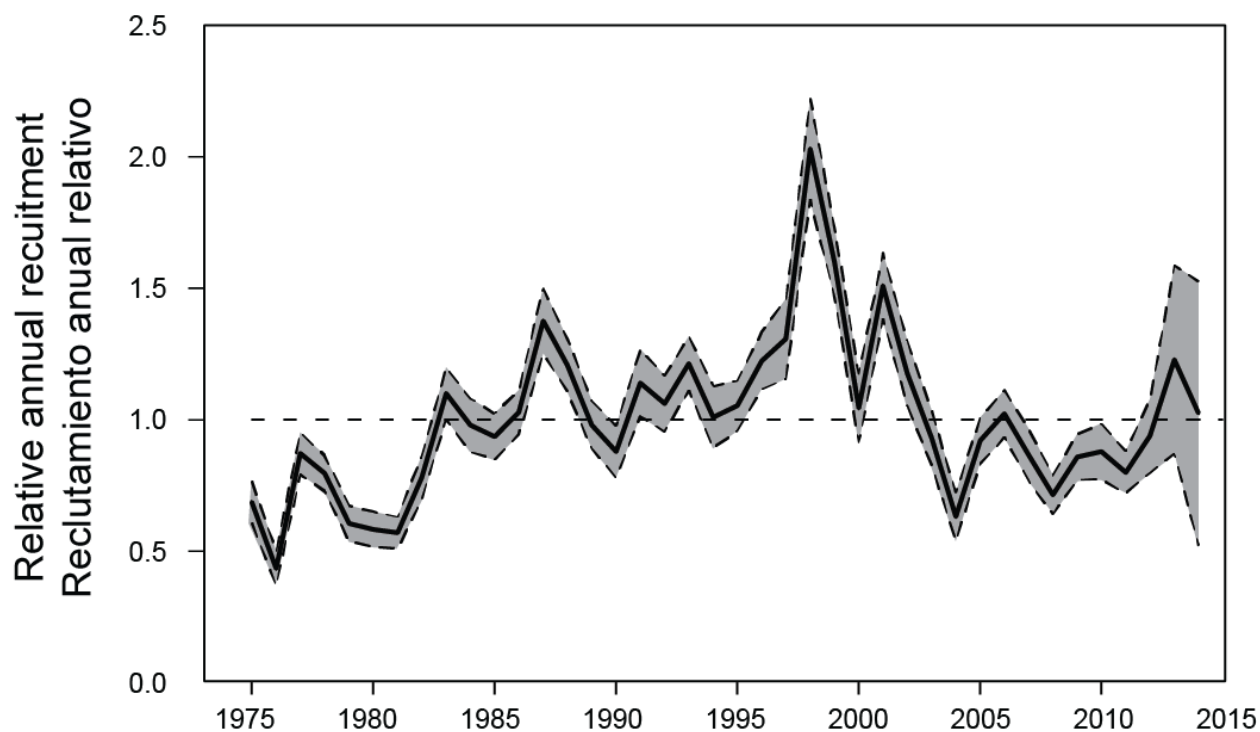


FIGURE 1. Estimated annual recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates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

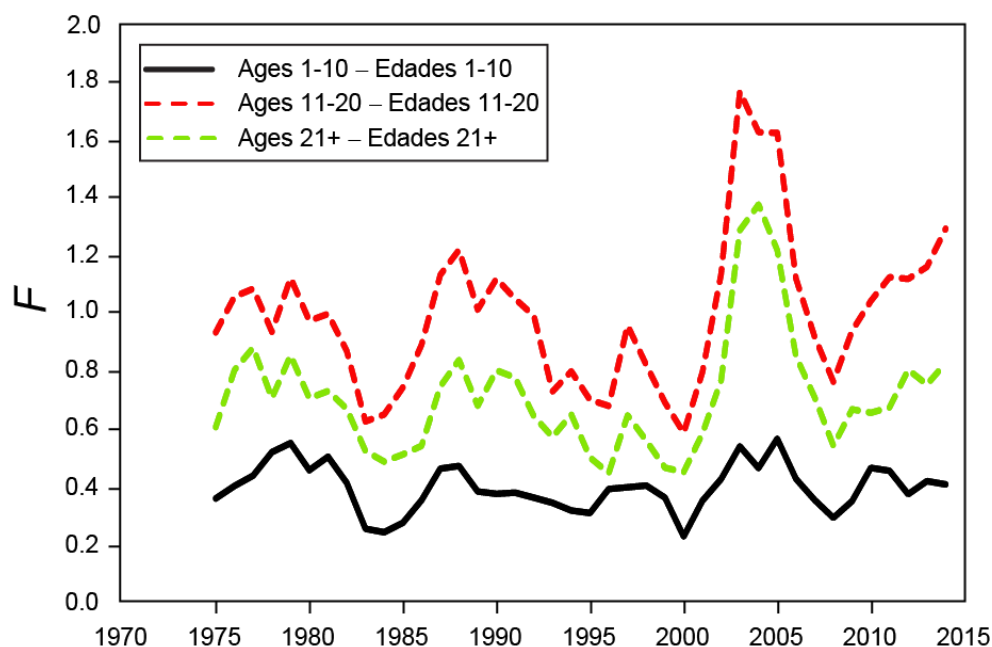


FIGURE 2. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

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.

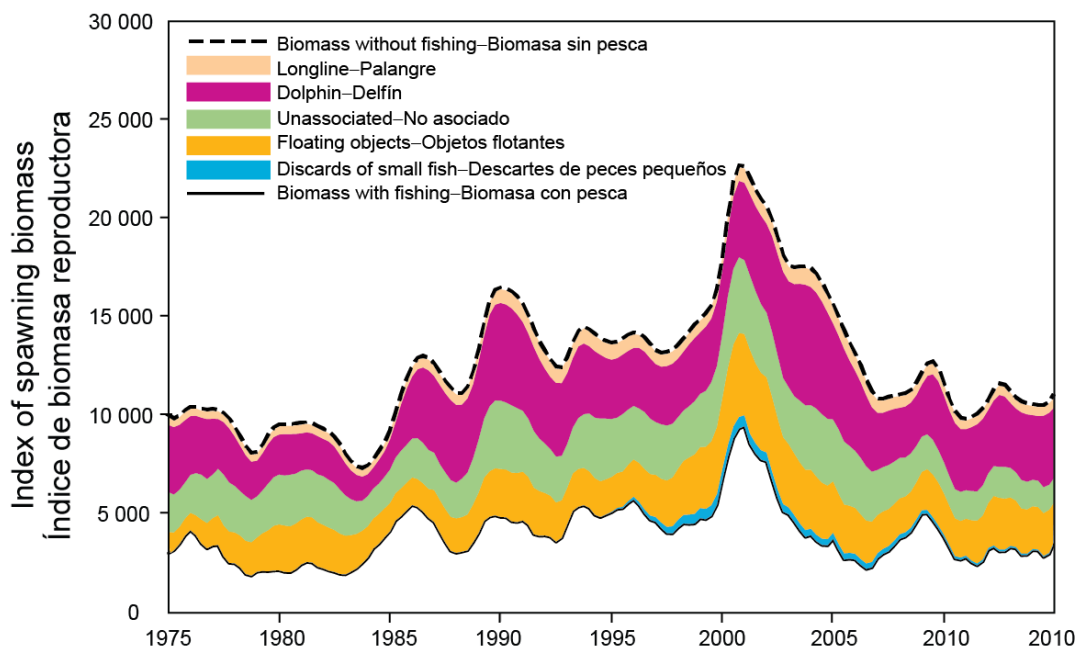


FIGURE 3. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

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.

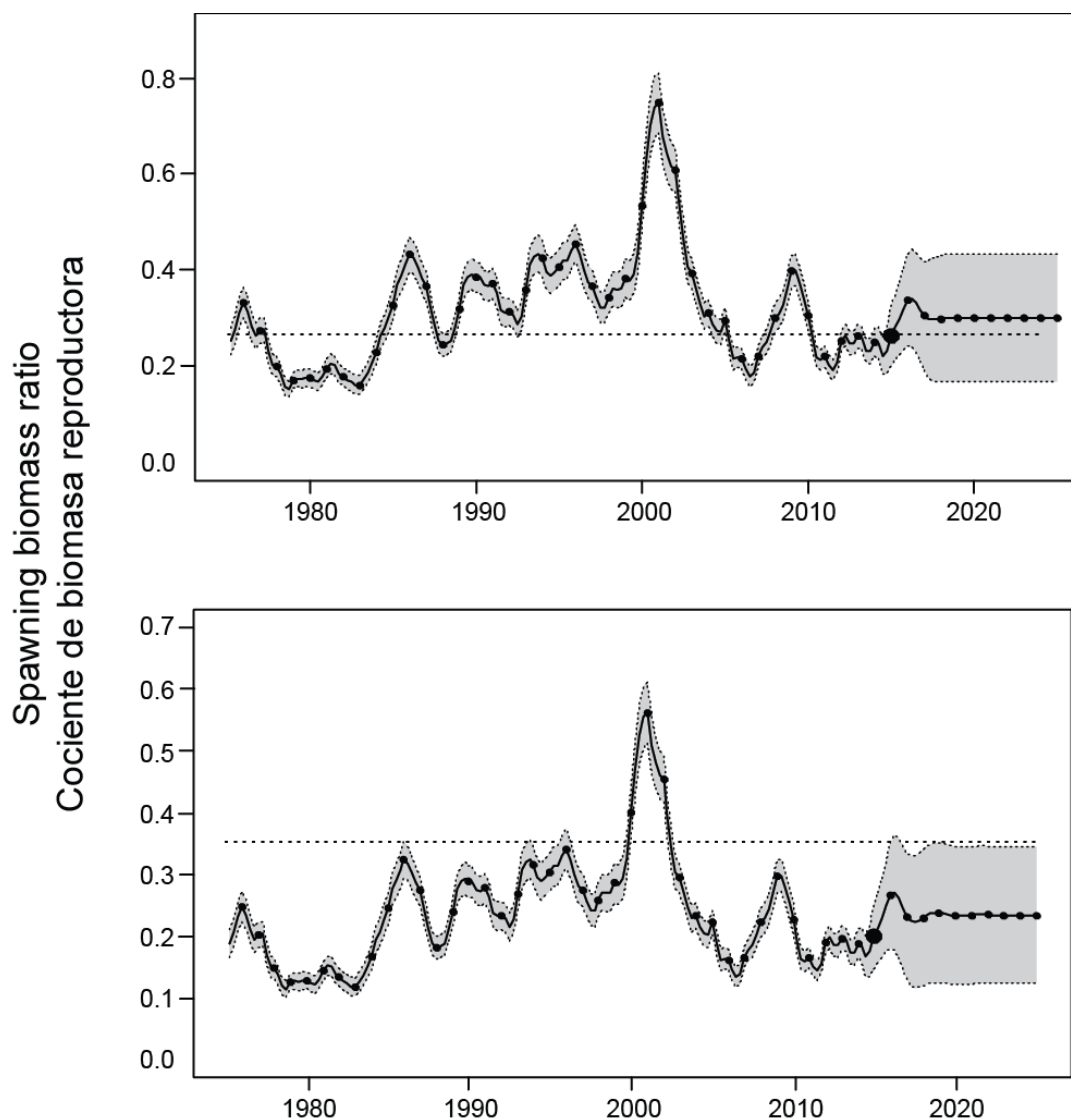


FIGURE 4. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2015-2025 based on average fishing mortality rates during 2012-2014, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom). The dashed horizontal 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 2015 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2012-2014, 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 2015-2025 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2012-2014, 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 2015 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2012-2014, 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.

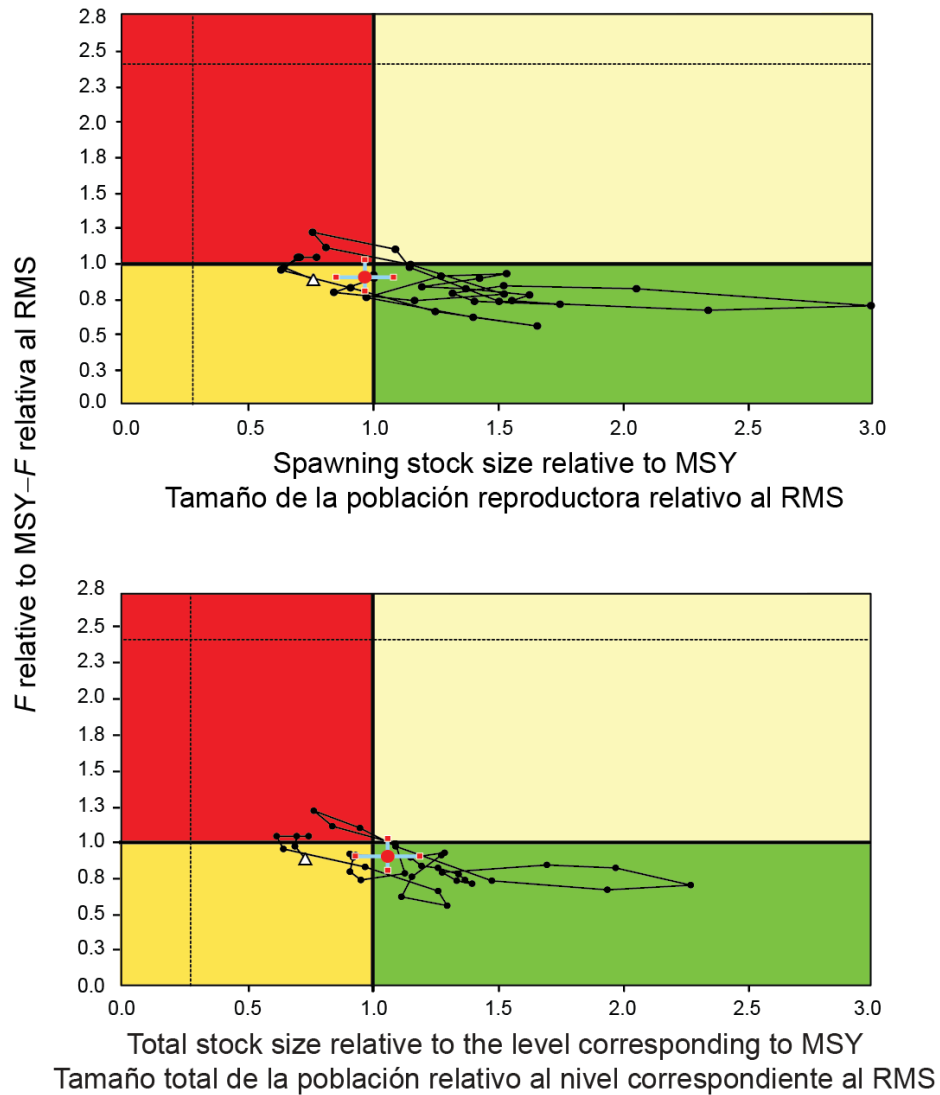


FIGURE 5. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass of fish aged 3 quarters and older) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent interim target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). The solid lines represent the interim limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

FIGURA 5. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total de peces de 3 o más trimestres de edad) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Las líneas continuas representan los puntos de referencia límite provisionales 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).

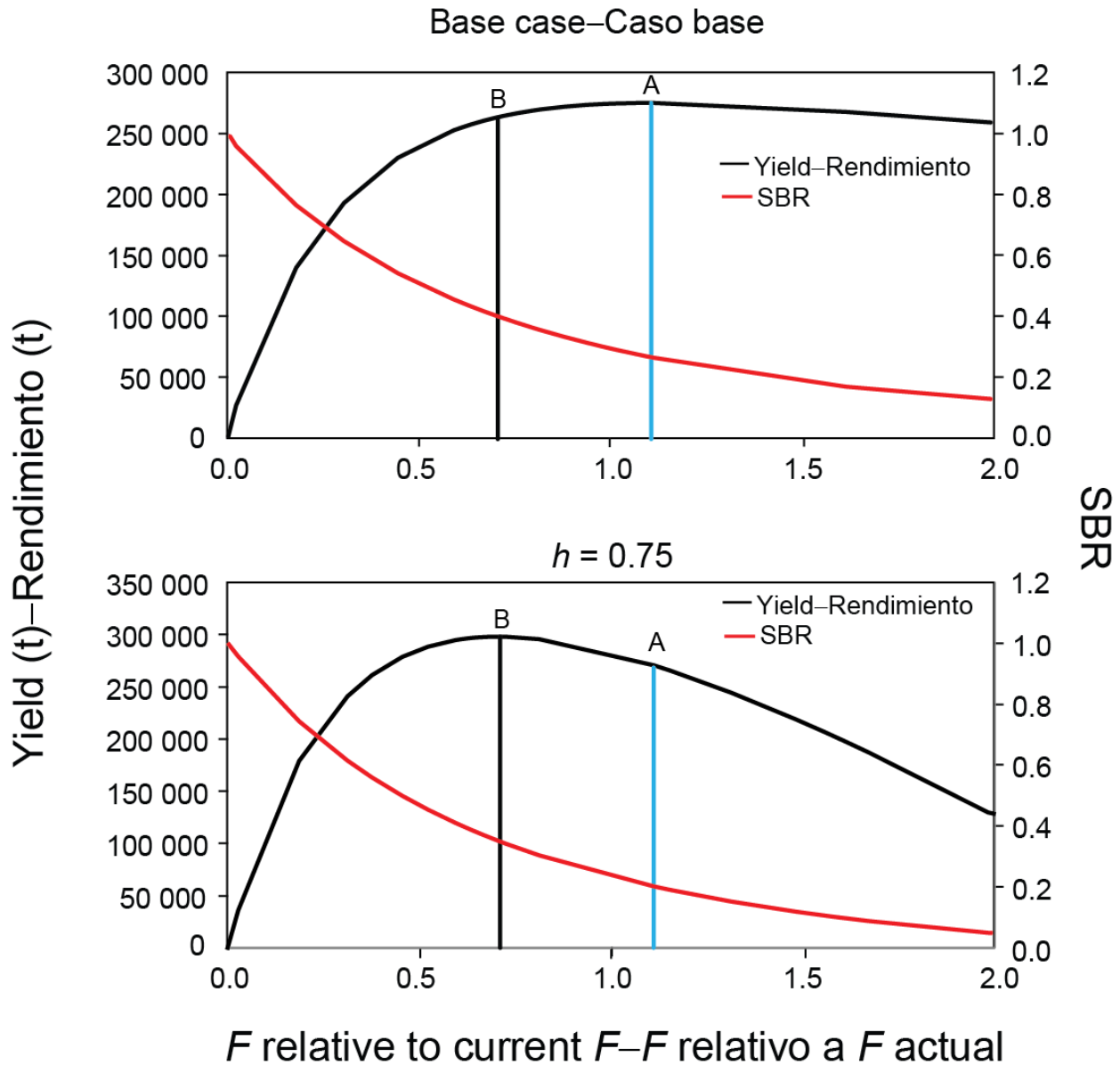


FIGURE 6. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$).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

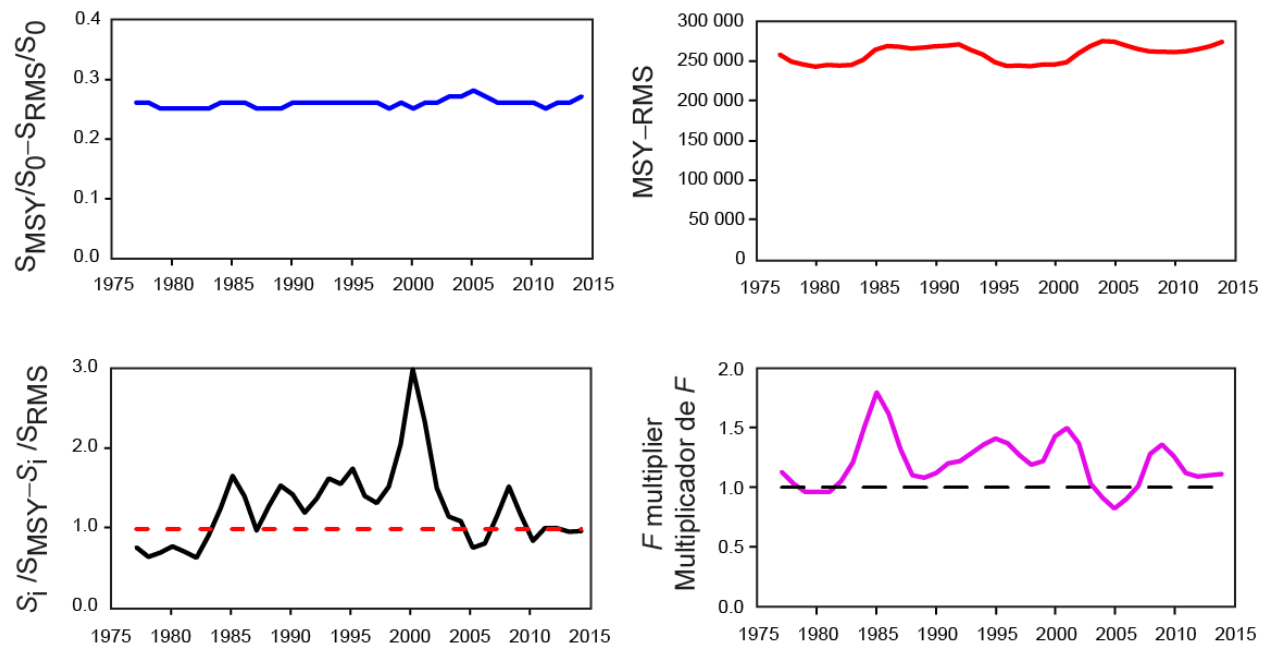


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (S_i is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment).
FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad 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).

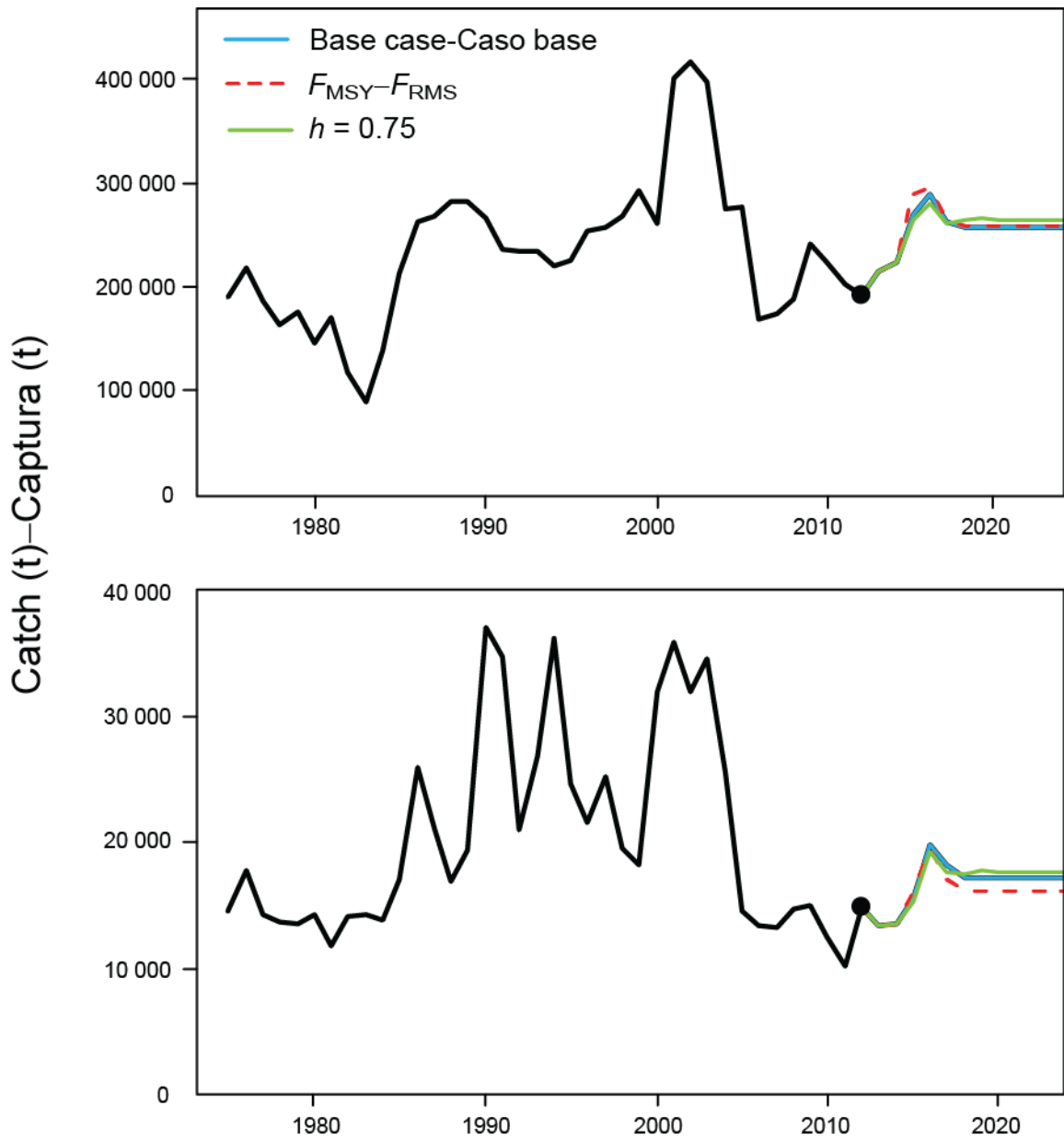


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity 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 (2014).

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 (2014).

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2012-2014. 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 2015 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 2014.

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 2012-2014. 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 2015 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 2014.

YFT	Base case Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	275,258	297,677
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	368,336	556,279
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,469	5,990
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.37
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.35
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.86	0.80
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.12	0.73
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.99	0.57
F multiplier-Multiplicador de F	1.11	0.71

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2014 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 en 2014 ([Informe de la condición de los stocks 15](#)).

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 2014 es casi idéntica² a aquella de 2013, 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 están siendo exploradas, con miras a incorporarlas 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 2014. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2013), Taipei Chino (2011-2013), Japón (2008-2013), Corea (2013), Estados Unidos (2012-2013), Polinesia Francesa (2013), Vanuatu (2013-2014), y otras naciones (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 2014, se supuso que las capturas fueron iguales que en 2013. Se actualizaron los datos de CPUE de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos de CPUE nuevos de 2014. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2008-2013). Se añadieron datos nuevos de 2014 de composición por tamaño de las pesquerías de superficie, y se actualizaron los datos de 2013. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2008-2013).

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 2011 y 2012 fueron inferiores al promedio. Se estimó que los reclutamientos más recientes (2013 y 2014) fueron superiores al promedio,

² Se supuso que el CV del índice LL-S es 0.2. Ver el Anexo A del [Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 14](#)

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 amarillos 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 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 2010-2014) ([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 (2011-2014) estimados por la evaluación actual son menos optimistas que aquellos producidos por la evaluación previa, que indicaba una reducción brusca de la biomasa reproductora a partir de 2009, seguida por un aumento en 2012 a un nivel por encima de aquel correspondiente al RMS ([Informe de la condición de los stocks 15](#)). En la evaluación actual, el SBR está ligeramente por debajo del nivel de RMS en 2012 y en 2013-2014 también. Este resultado se debe probablemente a la mortalidad por pesca más alta 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) ([Figura 5](#)), 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 (1975-2014) ([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 (2012-2014), 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 15](#) 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 15](#)). 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 SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2014

Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Summary	32
2. Introduction	33
3. Data	34
4. Biological and demographic information	35
5. Stock assessment	36
6. Stock status	39
7. Management	39
8. Future directions	39

1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). Several alternative methods have historically been used to assess the status of skipjack tuna: a) fishery and biological indicators; b) analysis of tag data; c) a length-structured stock assessment model; d) Age-Structured Catch-at-Length Analysis (A-SCALA); and e) a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM). The results of all five of these methods are compared when discussing the status of skipjack in the EPO. Only the indicator approach has been updated in this report.

Skipjack are distributed across the Pacific Ocean, and it is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although large-scale movements are thought to be rare. The bulk of the catches of skipjack are made in the eastern and western regions; the purse-seine catches are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The movements of tagged skipjack generally cover hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange of fish between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data. In some analyses the EPO was divided into six independent sub-regions to accommodate spatial structure of the population and fishery dynamics.

Stock assessment requires substantial amounts of information and the information varies depending on the method used. The methods applied to skipjack require a variety of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, the size compositions of the catches of the various fisheries, tagging data, and oceanographic data. In addition, assumptions have to be made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, selectivity, and stock structure.

Biomass, recruitment, and fishing mortality are estimated to be highly variable over time. The estimates are uncertain and differ among the alternative assessment methods. A large recruitment appears to have entered the population in 1999, and led to increased biomass in that year, but the increase was temporary, due to the short-lived nature of skipjack. Biomass appears to have been above average in recent years, but this may differ among regions. SEAPODYM estimates annual biomass of skipjack 30cm or larger cycling between 1,800,000 t and 2,350,000 t from 1998 to 2008, but the quality of these estimates has yet to be determined. The average weight of skipjack started declining in 2000, but has stabilized in recent years. Previous assessments using a catch-at-length analysis (A-SCALA) to assess skipjack tuna in the EPO were considered preliminary because: 1) it was unknown if catch-per-day-fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance; 2) it is possible that there is a population of large skipjack that is invulnerable to the fisheries; and 3) the structure of the EPO stock in relation to the western and central

Pacific stocks is uncertain. These issues are also relevant to the other assessments.

Previous assessments estimated that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. For this reason, no traditional reference points are available for skipjack tuna in the EPO. Consequently, indicators and reference levels have been used to evaluate the status of the stock. The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, exploitation rate 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 it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. However, average weight has stabilized in recent years. The tagging analyses, length-structured model, A-SCALA, and the SEAPODYM analyses do not provide any information that indicates a credible risk to the skipjack stock(s).

Susceptibility and productivity analysis (PSA; see [IATTC Fishery Status Report 12](#), p 149) shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye tuna. Biomass and fishing mortality corresponding to MSY are, respectively, negatively and positively related to productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, which is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye. The current assessment of bigeye tuna estimates that the fishing mortality is less than F_{MSY} ; therefore, the fishing mortality for skipjack should also be less than F_{MSY} . Since effort and skipjack biomass have been relatively constant over the past 10 years, this also implies that skipjack biomass is above B_{MSY} .

Key Results

1. There is uncertainty about the status of skipjack tuna in the EPO.
2. There may be differences in the status of the stock among regions.
3. There is no evidence that indicates a credible risk to the skipjack stock(s).
4. No additional management action is needed above and beyond that implemented for the conservation of bigeye tuna.

2. INTRODUCTION

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 comprehensive 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 2014. 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. The results are compared with historical assessments based on analysis of tag data, a length-structured stock assessment model, Age-Structured Catch-at-Length Analysis (A-SCALA), and a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM).

3. DATA

The data used differ among the five methods historically used to assess skipjack in the EPO. In general, Catch, effort, and size-composition data, plus biological data, were used to conduct the stock assessments.

Indices of abundance were derived from purse-seine catch and effort data. The catch per unit of effort (CPUE) for the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by number of days fished. The

number of days fished, by set type, was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters 2001).

Tag release and recapture data from eight trips on pole-and-line vessels between 1973 and 1981 are available. Release information is available in summary form from printed records. Releases were coastal and north of the equator. The recapture information is available in an electronic data base. Detailed information such as length at release is not currently available in electronic form. Tag identification numbers are not available in electronic form for releases, so the recaptures can be matched only to the release trip, and not to the specific details of release (*e.g.* month). Tag release and recapture data from several trips by pole-and-line vessels between 2000 and 2006 are available in the IATTC database. Releases are limited in spatial extent to an area close to the equator.

4. BIOLOGICAL AND DEMOGRAPHIC INFORMATION

4.1. Growth

The IATTC staff has used a growth rate of 24 cm per year, from Forsbergh (1989), in its yield-per-recruit modeling of skipjack. Bayliff (1988) used tagging data to calculate the estimates for the parameters of the von Bertalanffy growth equation. However, the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise.

Maunder (2002a) estimated growth for the northern and southern coastal areas separately, using a version of the more flexible Richards growth curve, and also estimated the variation in growth, allowing the creation of growth transition matrices for use in a size-structured model.

The weight-length relationship of skipjack in the EPO is $W = (5.5293 \times 10^{-6})L^{3.336}$, where W = weight in kilograms and L = length in centimeters (Hennemuth, 1959).

4.2. Natural mortality

Attempts to estimate the natural mortality rate (M) of skipjack, and the many problems associated with these studies, are discussed by Wild and Hampton (1994). The IATTC staff has used a value of 1.5, on an annual basis, for M in yield-per-recruit analyses (Anonymous, 2000: 69). In contrast to yellowfin and bigeye tuna, skipjack do not show an increase in the proportion of males for older fish (Schaefer 2001). Hampton (2000), using tagging data, obtained estimates of natural mortality for skipjack in the western Pacific Ocean (WPO) that were higher for old and young individuals. The results showed much higher natural mortality rates for skipjack of sizes less than 40 cm and greater than 70 cm. Hampton's estimates of high natural mortality for old skipjack may be an artifact of the tagging data due to older fish moving out of the fishery. Hampton's estimates of high natural mortality for young skipjack may also be an artifact of the tagging data due to tagging mortality, and a lower natural mortality rate is used here.

4.3. Recruitment and reproduction

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26) and Schaefer (2001). Spawning is fairly widespread between about 15°N and 10°S from the coast of the Americas to about 130°W at sea-surface temperatures (SSTs) equal to or greater than 24°C. It is assumed that skipjack tuna can be recruited to the fishable population during every month of the year. No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the historical stock assessments of skipjack.

4.4. Movement

Information of the movements of skipjack in the EPO is given by Schaefer *et al.* (1961), Fink and Bayliff (1970), Hunter *et al.* (1986), and Schaefer (2009). The percentage of skipjack released in the western Pacific that were at liberty 0 to 30 days, 31 to 180 days, and more than 180 days that traveled more than 500 nautical miles are 0, about 5, and about 30, respectively. Twenty-seven tagged skipjack released in the EPO have been recaptured in the central or western Pacific (Bayliff, 1988: Appendix 2), but no tagged

skipjack released in the central or western Pacific have been recaptured in the EPO. It should be recognized that the amounts of tagged fish recaptured at various locations are dependent on the amounts of fishing effort in those locations. If tagging experiments are initiated where the fishing effort is heavy the distances moved by the fish that are recaptured are likely to be less than they would have been if the tagged fish had been released in areas of both heavy and light fishing.

4.5. Stock structure

Skipjack occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and it is known that there is considerable exchange of fish among areas. The stock structure of skipjack has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, biochemical genetic data, and data on the chemical composition of the otoliths of the fish. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (now the Secretariat of the Pacific Community; SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined by Argue (1981), and the conclusions were discussed in detail by Anonymous (1984: 88-91). In summary, there were two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis stated that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis stated that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but that there is isolation by distance, i.e. the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded by Argue (1981) that the available data did not favor either the separate-subpopulation or the clinal hypothesis. Subsequent studies, described by Anonymous (1995: 69-71) have not furnished information that would serve better as the basis for management decisions. (Those studies should not be considered as futile, however, as the information from them may eventually be combined with information to be gathered in the future to achieve a greater understanding of the stock structure of skipjack in the Pacific Ocean.) For the purposes of stock assessment and management, it is typically assumed that skipjack in the EPO do not interact with skipjack in the western and central Pacific. For the purposes of some historical analyses, it was assumed that there are six non-interacting sub-populations in the EPO.

4.6. Environmental influences

The influences of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack in the EPO have been studied by Forsbergh (1989). The abundance of skipjack larvae in the central and western Pacific approximately doubles with each 1-degree increase in SST from 23°C to a maximum of 29°C. The catches of skipjack by surface gear tend to be reduced during El Niño episodes, however, due to the fact that during such times the depth of the thermocline increases, so that the fish spend less time at the surface than during anti-El Niño periods (Joseph and Miller, 1989).

A previous stock assessment (Maunder and Watters 2002a) included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of skipjack tuna in the EPO. To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of skipjack in the EPO, a temperature variable was incorporated into the previous stock assessment model to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. Maunder (2002b) conducted the correlation outside the stock assessment model using SST and the Southern Oscillation Index and found no relationship between recruitment and the environmental variables.

The SEAPODYM assessment method (Senina *et al.* 2008, Lehodey *et al.* 2011) used environmental data to force productivity and movement.

5. STOCK ASSESSMENT

Several alternative methods have been used to assess the status of skipjack tuna in the EPO: a) fishery and biological indicators; b) analysis of tag data; c) length-structured stock assessment model; d) Age-Structured Catch-at-Length Analysis (ASCALA); and e) a Spatial Ecosystem and Population Dynamic

Model (SEAPODYM). Only the indicator approach has been updated in this report.

5.1. Assessment methods

5.1.1. Indicators

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. 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. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, they 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 evaluated: catch, catch-per-day-fished by floating object fisheries, catch-per-day-fished by unassociated fisheries, standardized effort, average weight, relative biomass, relative recruitment, and relative exploitation rate ([Figure 1](#)). These indicators are presented for the whole EPO stock.

5.1.2. Analysis of tag data

The IATTC carried out numerous tagging experiments during the 1950s to the early 1980s, and then resumed a limited amount of tuna tagging again beginning in 2000. These data have not been used in the stock assessments of skipjack tuna except to provide information on growth rates (Bayliff 1988; Maunder 2002a). Maunder (2012b) conducted a preliminary analysis of the tagging data to investigate its information content about exploitation rates. The tag data were analyzed using a tag attrition model comparing observed and predicted tag recoveries. The tag dynamics is modeled using a population dynamics model that is essentially the same as those used in stock assessments. The model differs in that recruitment is tag releases and factors such as tag loss, tagging related mortality, and reporting rate are modeled. Estimates are only available for two sub-regions. The estimates of exploitation rates are highly uncertain.

5.1.3. Length-structured stock assessment model

Maunder (2012c) developed a length-structured model for assessing skipjack tuna. This model differs from the standard age-structured model approach used for assessing yellowfin and bigeye tuna, implemented using Stock Synthesis. The ageing data for skipjack tuna is unreliable, and growth information is based on tagging length-increment data. Growth based on length-increment data is ideally suited for length-structured models, and is problematic for age-structured models. The EPO was divided into six stocks and each stock is analysed separately. The model was fitted to CPUE-based indices of relative abundance and length-composition data.

There is insufficient information in the CPUE and length-composition data to produce reliable estimates of skipjack stock size. In all but one region (off the coast of Ecuador) the estimates of abundance and exploitation rates were unrealistic.

5.1.4. Age-Structured Catch-At-Length Analysis (A-SCALA)

Maunder and Harley (2005) used an age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) to assess skipjack tuna in the EPO. The analysis method and its technical details are described in [IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 5 \(2003\)](#). The assessment was still considered preliminary because 1) it was unknown if catch-per-day-fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance, 2) it is possible that there is a population of large skipjack that is invulnerable to the fisheries, 3) the structure of the EPO stock in relation to the western and central Pacific stocks is uncertain.

5.1.5. Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM)

A Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM) that fits to a variety of data sources (Senina *et al.* 2008) has been applied to skipjack tuna in the Pacific Ocean (see Lehodey *et al.* 2011 for details). The analysis differs from Lehodey *et al.* (2011) in that the analysis: 1) used the latest available SODA 2.1.6 variables; 2) switched to MFCL-2010 length-at-age estimates; 3) scaled the Western and Central Pacific Ocean (WCPO) stock to MFCL estimates via fixing recruitment and mortality coefficients; and 4) used asymmetric Gaussian functions for purse-seine selectivities instead of sigmoid selectivities.

The SEAPODYM model is a two-dimensional coupled physical–biological interaction model at the ocean basin scale, and contains environmental and spatial components used to constrain the movement and the recruitment of tuna. The model combines a forage (prey) production model with an age-structured population model of the fishery target (tuna predator) species. All the spatial dynamics are described with an advection–diffusion equation. Oceanographic Input data sets for the model are sea-surface temperature (SST), oceanic currents and primary production that can be predicted data from coupled physical–biogeochemical models, as well as satellite-derived data distributions. Recent improvements include rigorous parameter optimization using fisheries data (size composition and abundance indices), which are based on methods used for contemporary stock assessment models (Senina *et al.*, 2008).

5.2. Assessment results

The results of each of the assessment methods are described below.

5.2.1. Fishing mortality

The fishing mortality estimates from the tagging analysis were highly variable over time. The maximum monthly fishing mortality was 0.65 for the historic data (1973-1981) and 0.20 for the recent data (2000-2006). The mean monthly (annual = monthly times 12) fishing mortality was estimated as 0.049 (0.588) and 0.025 (0.300), respectively. There is a large amount of uncertainty in the estimates of monthly fishing mortality with CVs around 40% to 140%. The estimates of approximate average and maximum monthly fishing mortality rates from the length-structured stock assessment are higher, 0.13 and 2.37, respectively. The fishing mortality was estimated to be high in the late 1970s and the early 1980, but considerably lower in later years (*e.g.* monthly (annual = monthly times 12) average of 0.06 (0.74) from 1998 to 2008). The average annual approximate fishing mortality during 1998-2008, calculated from the annual catch and the annual SEAPODYM biomass estimates, is 0.12. The standardized effort, a measure of exploitation rate, and the relative exploitation rate from the indicator analysis increased starting in 1985, but stabilized in the last 10-15 years ([Figure 1](#)).

5.2.2. Recruitment

The indicator analysis estimates that recruitment was much lower until 2002, except for a large recruitment in 1999 ([Figure 1](#)). The length-structured model estimated highly variable monthly recruitment with a very large recruitment in 1999, but did not estimate recent recruitment to be substantially higher than prior recruitment.

5.2.3. Biomass

The indicator analysis estimates that biomass was much lower until 2003, except for a large biomass in 1999 ([Figure 1](#)). The length-structured model estimated highly variable monthly biomass with a very large biomass in 1999 and generally increasing biomass since 1980. SEAPODYM estimated annual biomass of skipjack 30cm or larger cycling between 1,800,000 t and 2,350,000 t from 1998 to 2008 in the EPO.

5.2.4. Average weights of fish in the catch

The indicator analysis estimates that the average weight of skipjack had been declining since 2000, and in

2009 was below the lower reference level, but has stabilized in the last 5 years ([Figure 1](#)). The trend in average length is similar among regions and fisheries in recent years ([Figure 3](#)).

6. STOCK STATUS

Maintaining tuna stocks at levels that will permit the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has adopted interim target and limit reference points for the stocks that it manages. Previous assessments have found that yield per recruit is maximized by catching skipjack at the smallest size observed in the catch. In combination with the lack of evidence of a stock-recruitment relationship, this indicates that very high fishing mortality rates and very low biomass levels would be associated with MSY. The ASCALA assessment (Maunder and Harley 2004) estimated that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. For this reason, reference points are not available for skipjack tuna in the EPO. Consequently, indicators and reference levels have been used to evaluate the status of the stock. However, susceptibility and productivity analysis shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye tuna. Biomass and fishing mortality corresponding to MSY are, respectively, negatively and positively related to productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, which is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye. The current assessment for bigeye tuna estimates that the fishing mortality is less than F_{MSY} . Therefore, the fishing mortality rate for skipjack should also be less than F_{MSY} . Since effort and skipjack biomass has been relatively constant over the past 10 years, this also implies that skipjack biomass is above B_{MSY} .

Historically, the main concern with the skipjack stock was the constantly increasing exploitation rate. Exploitation rate 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 it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. However, average weight has stabilized in recent years.

The historical assessments based on tagging analysis, length-structured model, A-SCALA, and the SEAPODYM analysis did not provide any information that indicated a credible risk to the skipjack stock(s).

7. MANAGEMENT

The fishery for skipjack tuna in the EPO is constrained by effort restrictions (e.g. temporal and spatial closures) implemented for the conservation of bigeye tuna. Due to the fact that skipjack tuna are much more productive than bigeye tuna and that there is no evidence for concern about the status of the skipjack stock, no additional action over and above the action adopted for bigeye tuna is needed. Further analysis and revised management action may be required if the fishery for skipjack develops methods to reduce the amount of bigeye in the catch.

8. FUTURE DIRECTIONS

8.1. Collection of new and updated information

Conducting a well-planned and executed comprehensive tagging study is probably the only way to provide an adequate stock assessment for skipjack tuna in the EPO.

REFERENCES

- Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.
- Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.
- Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.
- Anonymous. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.

- Argue, A.W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep. 6: v, 39 pp.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.
- Forsbergh, E.D. 1989. The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 429-569.
- Joseph, J., and F. R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53: 77-80.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 4: 23-37.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.
- Lehodey, P., Senina, I., Calmettes, B., Hampton, J., Nicol, S., Williams, P., Jurado Molina, J., Ogura, M., Kiyofuji, H., and Okamoto, S. 2011. SEAPODYM working progress and applications to Pacific skipjack tuna population and fisheries. WCPFC-SC7-2011/EB-WP 06 rev. 1.
- Maunder, M.N. 2002a. Growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean, as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 93-131.
- Maunder, M.N. 2002b. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 135-200.
- Maunder, M.N. 2012a. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.
- Maunder, M.N. 2012b. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates SAC3
- Maunder, M.N. 2012c. A length based meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.
- 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 Assess. Rep. 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 Assess. Rep. 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 433-582.
- Schaefer, K.M. 2001. An assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning in the eastern Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 343-350.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 203-221.
- Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.

- Senina I., Sibert J., & Lehodey P. (2008). Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. *Progress in Oceanography*, 78: 319-335.
- Wild, A. and J. Hampton. 1994. A review of the biology and fisheries for skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap. 336 (2): 1-51.

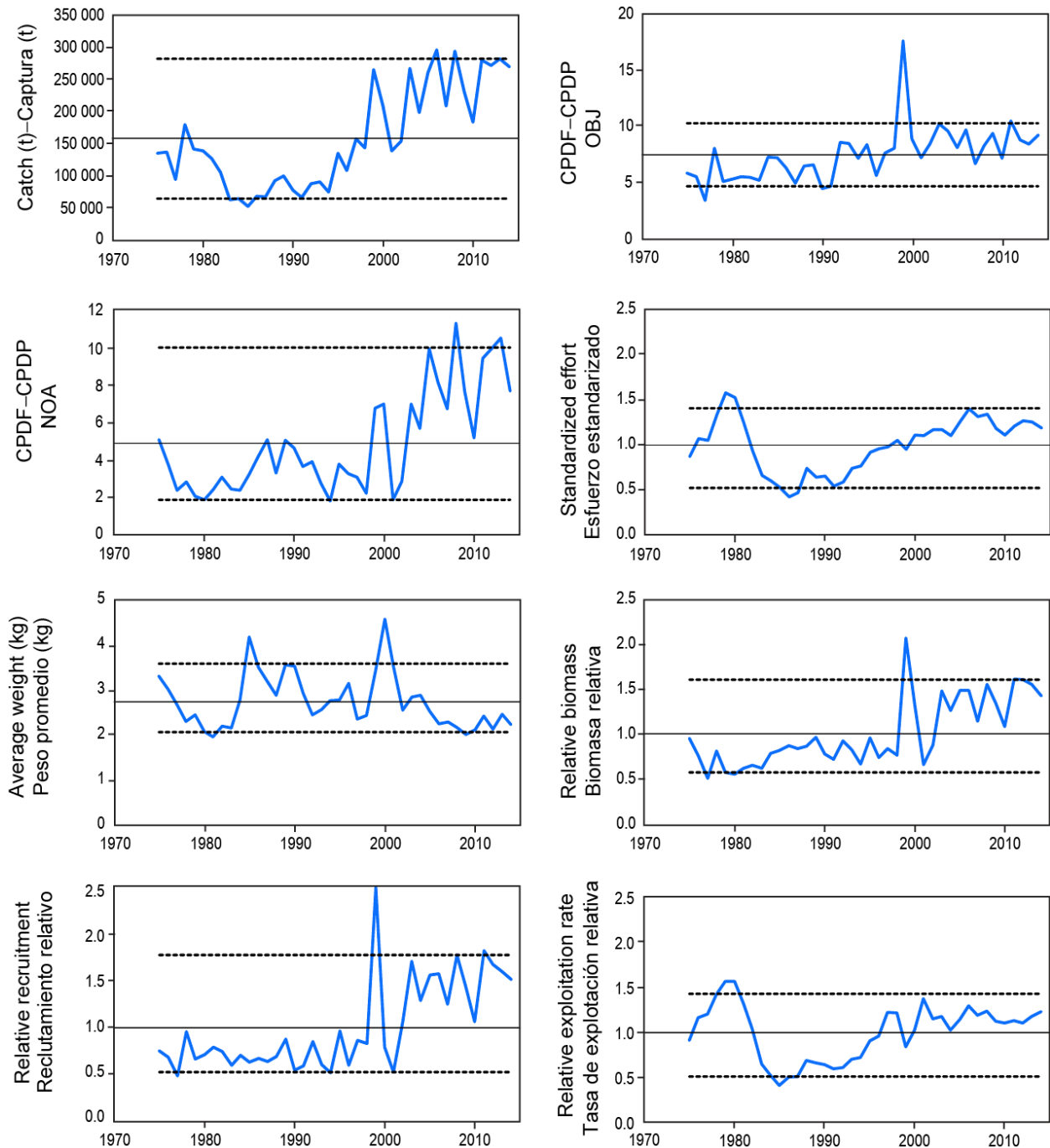


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDP: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

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 ajustó la escala de todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

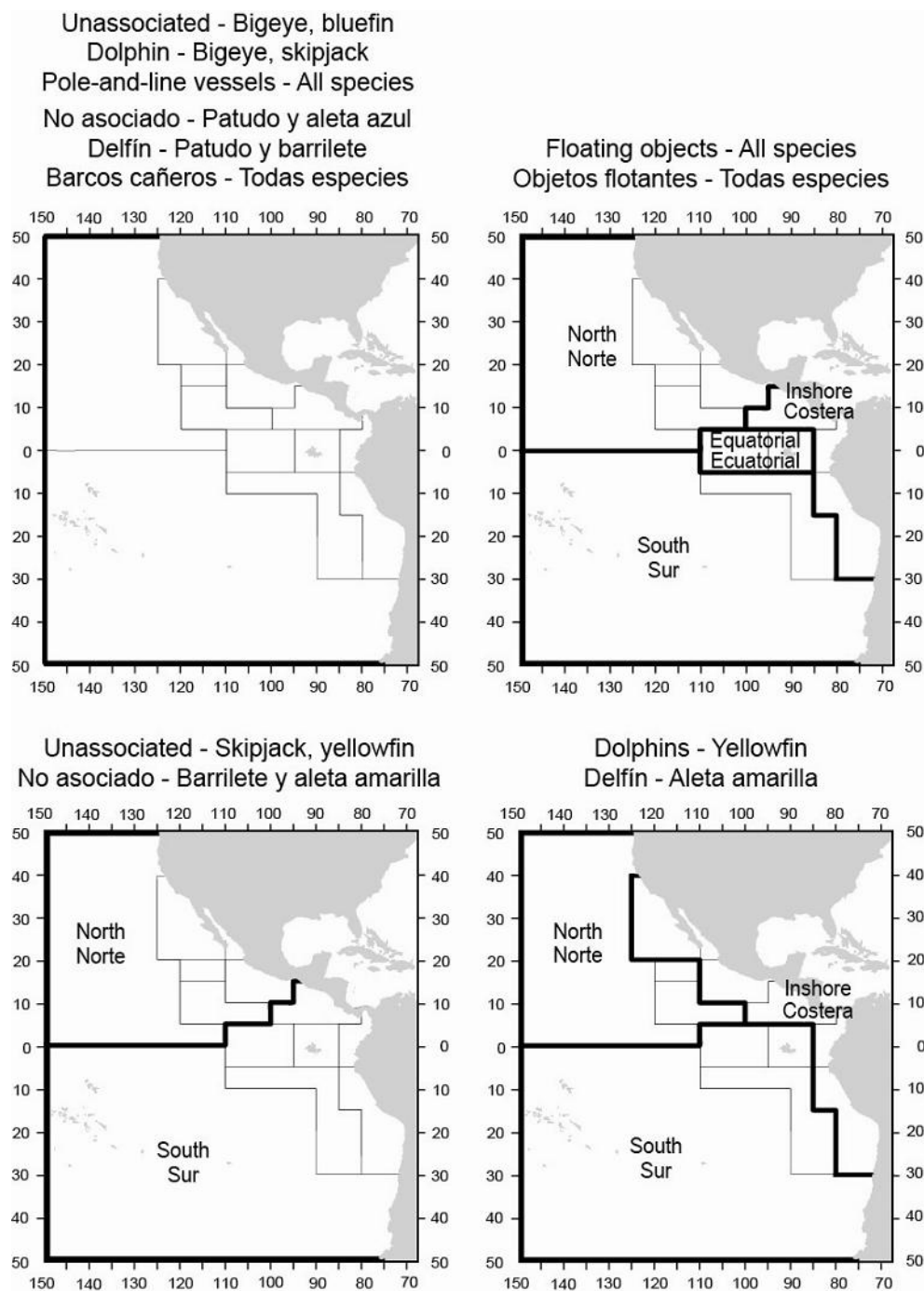


FIGURE 2. The fisheries defined by the IATTC staff for stock assessment of yellowfin, skipjack, and bigeye in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of the 13 length-frequency sampling areas, and the bold lines the boundaries of the fisheries.

FIGURA 2. Las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación de las poblaciones de atún aleta amarilla, barrilete, y patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de las 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, y las líneas gruesas los límites de las pesquerías.

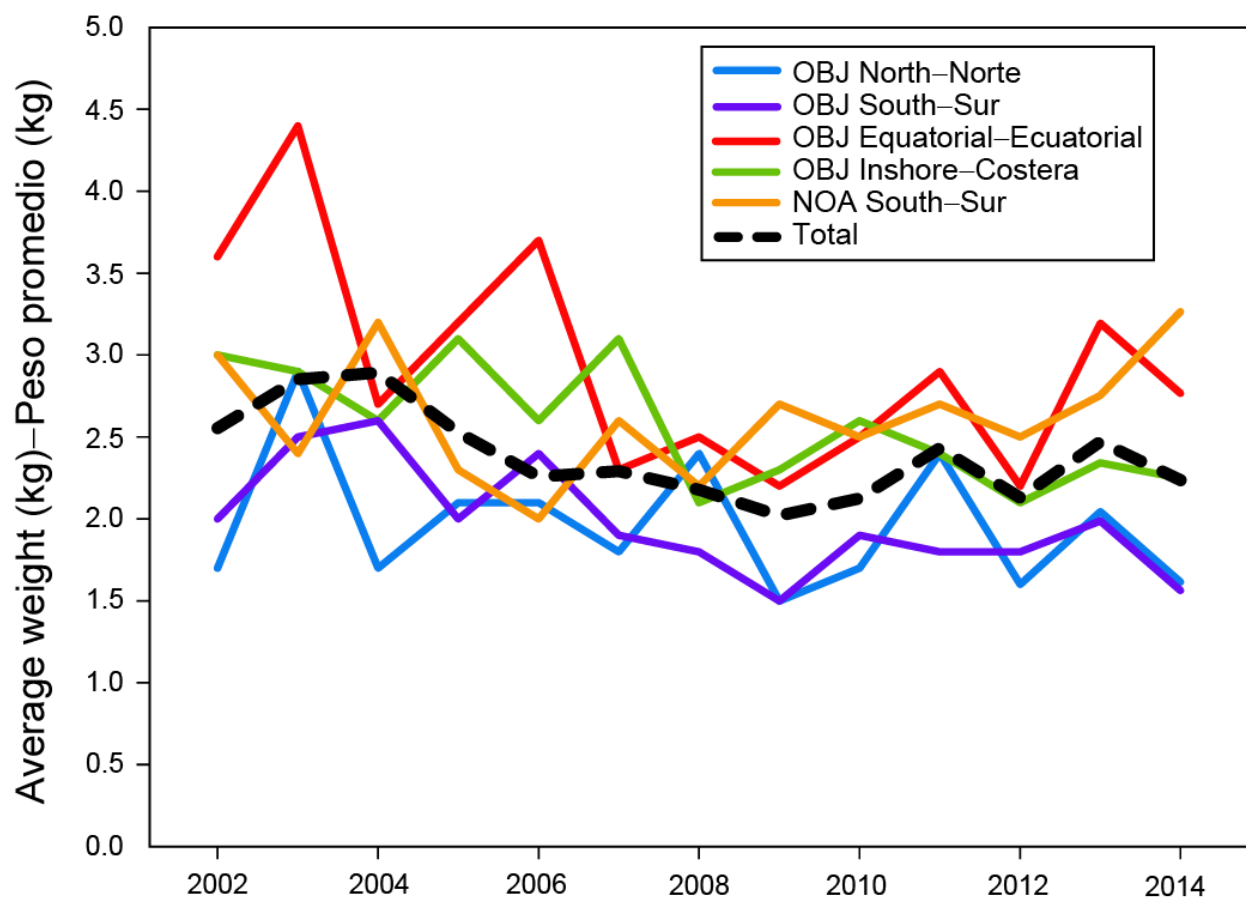


FIGURE 3. Average weight of skipjack caught in the floating-object purse-seine fisheries shown in Figure 2 and the southern unassociated fishery.

FIGURA 3. Peso promedio del barrilete capturado en las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes ilustradas en la Figura 2 y la pesquería no asociada del sur.

CONDICIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2014

Mark N. Maunder

ÍNDICE

1.	Resumen.....	45
2.	Introducción	46
3.	Datos	48
4.	Información biológica y demográfica.....	48
5.	Evaluación de la población.....	50
6.	Condición de la población.....	52
7.	Ordenación.....	53
8.	Direcciones futuras.....	53

1. RESUMEN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Históricamente se usan varios métodos alternativos para evaluar la condición del atún barrilete: a) indicadores de pesca y biológicos; b) análisis de datos de marcado; c) un modelo de evaluación de población por talla; d) análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA); y e) un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)). Se comparan los resultados de estos cinco métodos al comentar la condición del barrilete en el OPO. En el presente informe se ha actualizado el método de indicadores únicamente.

El barrilete se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, y es probable que exista una población continua por todo el Océano Pacífico, con intercambio de individuos a nivel local, aunque se cree que los desplazamientos a gran escala son poco comunes. La mayoría de las capturas de barrilete provienen de las regiones oriental y occidental; las capturas cerqueras son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°OW. Los desplazamientos de barrilete es marcados cubren generalmente centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio de peces entre el Océano Pacífico oriental y occidental parece ser limitado. Las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental no pueden ser estimadas con los datos de marcado actualmente disponibles. En algunos análisis se dividió el OPO en seis subregiones independientes para acomodar la estructura espacial de la dinámica de la población y de la pesquería.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, y la información varía de acuerdo al método usado. Los métodos aplicados al barrilete exigen una variedad de información, incluyendo datos de las capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, la composición por tamaño de las capturas de las varias pesquerías, datos de marcado, y datos oceanográficos. Además, se han de hacer supuestos acerca de los procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, selectividad, y estructura de la población.

Se estima que la biomasa, reclutamiento, y mortalidad por pesca son altamente variables a lo largo del tiempo. Las estimaciones son inciertas, y son diferentes entre los métodos de evaluación alternativos. Parece que un reclutamiento grande ingresó a la población en 1999, y condujo a una biomasa incrementada en ese año, pero el incremento fue temporario, debido a la corta vida del barrilete. La biomasa parece haber sido superior al promedio en los últimos años, pero esto podría variar entre regiones. SEAPODYM estima una biomasa en el barrilete de 30 cm o más de entre 1,800,000 y 2,350,000 t entre 1998 y 2008, pero la calidad de estas estimaciones queda todavía por determinar. El peso promedio del barrilete comenzó a disminuir en 2000, pero se ha estabilizado en los años recientes. Las evaluaciones previas que usaron un análisis de captura por talla (A-SCALA) para evaluar al atún barrilete en el OPO fueron consideradas preliminares porque: 1) no se sabía si la captura por día de pesca en las pesquerías de

cercos es proporcional a la abundancia; 2) es posible que exista una población de barriletes grandes invulnerable a las pesquerías; y 3) la estructura de la población del OPO en relación con las poblaciones del Pacífico occidental y central es incierta. Estos problemas son asimismo pertinentes a las otras evaluaciones.

Las evaluaciones previas estimaron que se logran los rendimientos máximos con una mortalidad por pesca infinita, porque el peso crítico es inferior al peso promedio al momento del reclutamiento a la pesquería. No obstante, esto es incierto debido a incertidumbres en las estimaciones de la mortalidad natural y el crecimiento. Por este motivo, no se dispone de puntos de referencia tradicionales para el atún barrilete en el OPO. Consecuentemente, se han usado indicadores y niveles de referencia para evaluar la condición de la población. La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, esta tasa parece haber permanecido estable en los últimos años. Los indicadores basados en datos y en modelos 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 podría ser consecuencia de sobreexplotación, pero también puede ser causado por el hecho que los reclutamientos recientes han sido mayores que los anteriores, o por la expansión de la pesquería a zonas ocupadas por barriletes más pequeños. Sin embargo, el peso promedio se ha estabilizado en los años recientes. Los análisis de marcado, el modelo por talla A-SCALA, y los análisis de SEAPODYM no brindan ninguna información que indique un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.

Un análisis de susceptibilidad y productividad (PSA; ver [Informe de la situación de la pesquería 12](#), p 172) señala que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa y mortalidad por pesca correspondientes al RMS están relacionadas negativa y positivamente, respectivamente, con la productividad. Por lo tanto, ya que la susceptibilidad (que está relacionada con la mortalidad por pesca) del barrilete y patudo son aproximadamente iguales, la condición del barrilete puede ser inferida a partir de la condición del patudo. La evaluación actual del patudo estima que la mortalidad por pesca es menos que F_{RMS} ; por lo tanto, la mortalidad por pesca del barrilete debería ser menos que F_{RMS} . Ya que el esfuerzo y la biomasa del barrilete han sido relativamente constantes durante los 10 últimos años, esto implica asimismo que la biomasa del barrilete está por encima de B_{RMS} .

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de la condición del atún barrilete en el OPO.
2. Podrían existir diferencias en la condición de la población entre regiones.
3. No existen pruebas que indiquen un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.
4. No es necesaria ninguna acción de ordenación adicional más allá de aquella implementada para la conservación del atún patudo.

2. INTRODUCCIÓN

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 completa 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 confiable 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 2014. 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. Se comparan los resultados con evaluaciones históricas basadas en análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población por talla, un análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA), y un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (SEAPODYM).

3. DATOS

Los datos usados varían entre los cinco métodos usados históricamente para evaluar el barrilete en el OPO). En general, se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño, más datos biológicos, para realizar las evaluaciones. Los índices de abundancia fueron derivados de datos de captura y esfuerzo de cerco. Se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco como la captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple de días de pesca total como función del número de lances, por tipo de lance (Maunder y Watters 2001).

Se dispone de datos de liberaciones y recapturas de marcas de ocho viajes de barcos cañeros entre 1973 y 1981. Se dispone de información de liberaciones en forma resumida de registros impresos. Las liberaciones fueron costeras y al norte de la línea ecuatorial. Se dispone de la información de recaptura en una base de datos electrónica. No se dispone actualmente de información detallada, tal como la talla de liberación. No se dispone de números de identificación de las liberaciones en formato electrónico, por lo que las recapturas pueden ser emparejadas con el viaje de liberación solamente, y no con los detalles específicos de la liberación (por ejemplo, mes). En la base de datos de la CIAT se dispone de los datos de liberación y recaptura de marcas de varios viajes de barcos cañeros entre 2000 y 2006. La extensión espacial de las liberaciones está limitada a una zona cerca de la línea ecuatorial.

4. INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y DEMOGRÁFICA

4.1. Crecimiento

El personal de la CIAT usó una tasa de crecimiento de 24 cm/año, de Forsbergh (1989), en su modelo del rendimiento por recluta de barrilete. Bayliff (1988) usó datos de marcado para calcular las estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, pero los resultados de sus análisis de sensibilidad indicaron que las estimaciones de los parámetros eran imprecisas.

Maunder (2001) calculó estimaciones similares a las de Bayliff (1988), y concluyó que eran necesarios más datos sobre barriletes grandes y pequeños. En esta evaluación se usaron las estimaciones agrupadas de Bayliff (1988) con el supuesto que un barrilete de 30 cm es de 9 meses de edad como distribución previa de talla media a edad. La edad a los 30 cm se basa en evidencia de que los barriletes producen unos 0,8 anillos en los otolitos cada día (Wild y Foreman 1980) y un barrilete de 30 cm tiene unos 210 anillos (Uchiyama y Struhsaker 1981).

Maunder (2002a) estimó el crecimiento para las áreas costeras del norte y del sur por separado, usando una versión de la curva de crecimiento de Richards, que es más flexible, y también estimó la variación en el crecimiento, permitiendo la creación de matrices de transición de crecimiento para uso en un modelo basado en tamaño.

La relación peso-talla del barrilete en el OPO es $W = 5,5293 \times 10^{-6} L^{3.336}$, donde W = peso en kg y L = talla en cm (Hennemuth, 1959).

4.2. Mortalidad natural

Wild y Hampton (1994) discuten los intentos de estimación de la tasa de mortalidad natural (M) de

barrilete, y los muchos problemas asociados con estos estudios. El personal de la CIAT usa un valor de 1,5, sobre una base anual, para M en los análisis de rendimiento por recluta (Anónimo, 2000: 69). A diferencia de los atunes aleta amarilla y patudo, el barrilete no muestra un aumento en la proporción de machos para los peces de mayor edad (Schaefer 2001). Hampton (2000) demostró, usando datos de marcado, que las estimaciones de mortalidad natural de barrilete en el Pacífico occidental arrojaban niveles más altos para individuos viejos y jóvenes. Los resultados señalan tasas de mortalidad natural mucho más altas para barriletes de menos de 40 cm y de más de 70 cm. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes viejos podrían ser un artefacto de los datos de marcado que resulta de que los peces de mayor edad salgan de la pesquería. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes jóvenes podría asimismo ser un artefacto de los datos de marcado debido a mortalidad por marcado, por lo que se usó en este estudio una tasa de mortalidad natural más baja.

4.3. Reclutamiento y reproducción

Anónimo (1998: 26) y Schaefer (2001) presentan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove ocurre por toda la zona entre aproximadamente 15°N y 10°S desde el litoral del continente americano hasta 130°O con temperaturas superficiales del mar (TSM) de 24°C o más. Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante cada mes del año. No se hacen supuestos fuertes acerca de la relación entre la biomasa (o abundancia) de adultos y el reclutamiento en las evaluaciones históricas de la población de barrilete.

4.4. Desplazamientos

Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), Hunter *et al.* (1986) y Schaefer (2009) presentan información sobre los desplazamientos del barrilete en el OPO. Los porcentajes de barrilete liberados en el Pacífico occidental que permanecieron en libertad de 0 a 30 días, 31 a 180 días, y más de 180 días y que se desplazaron más de 500 millas náuticas son 0, un 5, y un 30, respectivamente. Han sido recapturados en el Pacífico central u occidental 27 barriletes marcados liberados en el OPO (Bayliff, 1988: Anexo 2), pero no se han recapturado en el OPO barriletes marcados liberados en el Pacífico central u occidental. Se debe tener en cuenta que el número de peces marcados recapturados en distintos lugares depende de la cantidad de esfuerzo de pesca en esos lugares. Si se inician experimentos de marcado donde hay mucho esfuerzo de pesca es probable que las distancias recorridas por los peces sean menores de lo que serían si hubiesen sido liberados en zonas con pesca intensa y ligera.

4.5. Estructura de la población

El barrilete se encuentra en todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que ocurre un intercambio considerable de peces entre zonas. Se han usado varios métodos para estudiar la estructura de poblaciones de la especie, inclusive análisis de estadísticas de captura, el ciclo vital, marcado, datos de genética bioquímica, y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Muchas organizaciones han realizado investigaciones de estos temas, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur (ahora la Secretaría de la Comunidad del Pacífico; SPC), el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU., y varias organizaciones en Japón. Los resultados pertinentes a una solución de este problema fueron examinados por Argue (1981), y discutidos en detalle por Anónimo (1984: 186-189). En resumen, hay dos hipótesis principales sobre la estructura de poblaciones del barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de subpoblaciones separadas postula que existen dos ó más subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, pero que hay aislamiento por distancia – es decir, la probabilidad de hibridación de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre los dos. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no permiten decidir a favor de una ni otra hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 255-257), no produjeron información que sirviera mejor como base para decisiones de ordenación. (Sin embargo, no se deben considerar inútiles esos estudios, ya que es posible que la información que arrojaron sea eventualmente combinada

con información reunida en el futuro para lograr una mayor comprensión de la estructura de las poblaciones de barrilete en el Océano Pacífico). Para los propósitos de la evaluación de poblaciones y la ordenación, se supone típicamente que el barrilete en el OPO no interactúa con el barrilete en el Pacífico central y occidental. Para los fines de algunos análisis históricos, se supuso que existen en el OPO seis subpoblaciones que no interactúan.

4.6. Influencias ambientales

Forsbergh (1989) estudió las influencias de ciertas variables ambientales sobre la abundancia aparente de barrilete en el OPO. La abundancia de larvas de barrilete en el Pacífico central y occidental se duplica, aproximadamente, con cada aumento de 1° en las TSM entre 23°C y un máximo de 29°C. Las capturas de barrilete por artes de superficie suelen disminuir durante episodios de El Niño, debido a que durante esos episodios aumenta la profundidad de la termoclina y los peces pasan menos tiempo en la superficie que durante períodos de La Niña (Joseph y Miller 1989).

Una evaluación previa de la población (Maunder y Watters 2002a) incluyó el supuesto de que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún barrilete en el OPO. A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de barrilete en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en el modelo previo de evaluación de la población, a fin de determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Maunder (2002) realizó la correlación por separado del modelo de evaluación de la población, usando las TSM y el Índice de Oscilación del Sur, y no descubrió ninguna relación entre el reclutamiento y las variables ambientales.

El método de evaluación SEAPODYM (Senina *et al.* 2008, Lehodey *et al.* 2011) usó datos ambientales para forzar la productividad y los desplazamientos.

5. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se han usado varios métodos alternativos para evaluar la condición del atún barrilete en el OPO: a) indicadores de pesca y biológicos; b) análisis de datos de marcado; c) un modelo de evaluación basada en talla; d) análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA); y e) un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)). En el presente informe se ha actualizado el método de indicadores únicamente.

5.1. Métodos de evaluación

5.1.1. Indicadores

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son 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. 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. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usaron niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas. Se evaluaron ocho indicadores basados en datos y en el modelo: captura, captura por día de pesca por las pesquerías sobre objetos flotantes, capturas por día de pesca por las pesquerías no asociadas, esfuerzo estandarizado, peso promedio, biomasa relativa, reclutamiento relativo, y tasa de explotación relativa ([Figura 1](#)). Se presentan estos indicadores para la población del OPO entera.

5.1.2. Análisis de datos de marcas

La CIAT realizó numerosos experimentos de marcado de atunes entre los años 1950 y principios de los 1980, y reanudó el marcado a escala más limitada a partir de 2000. Estos datos no han sido usados en las

evaluaciones de las poblaciones de atún barrilete excepto para proporcionar información sobre las tasas de crecimiento (Bayliff 1988; Maunder 2002a). Maunder (2012b) realizó un análisis preliminar de los datos de marcado para investigar su contenido de información acerca de las tasas de explotación. Se analizaron los datos de marcado usando un modelo de pérdida de marcas que compara las recuperaciones de marcas observadas y predichas. Se modela la dinámica de las marcas usando un modelo de dinámica poblacional que es esencialmente el mismo que aquellos usados en las evaluaciones de las poblaciones. El modelo es diferente en el sentido que el reclutamiento es liberaciones de marcas, y se modelan factores tales como pérdida de marcas, mortalidad relacionada con el marcado, y la tasa de notificación. Se dispone de estimaciones para dos subregiones. Las estimaciones de las tasas de explotación son altamente inciertas.

5.1.3. Modelo de evaluación basado en talla

Maunder (2012c) desarrolló un modelo basado en talla para evaluar el atún barrilete. Este modelo es diferente del modelo estándar basado en edad usado para evaluar los atunes aleta amarilla y patudo, aplicado usando *Stock Synthesis*. Los datos de edad para el atún barrilete son poco confiables, y la información de crecimiento se basa en datos de marcado de incremento de talla. El crecimiento basado en datos de incrementos de talla es idealmente adecuado para los modelos basados en talla, y es problemático para aquellos basados en edad. El OPO fue dividido en seis poblaciones, y cada población fue analizada por separado. El modelo fue ajustado a índices de abundancia relativa y datos de composición por talla.

Los datos de composición por talla y CPUE no contienen suficiente información para producir estimaciones confiables del tamaño de la población de barrilete. En todas las regiones menos una (frente al litoral de Ecuador) las estimaciones de abundancia y tasas de explotación no fueron realistas.

5.1.4. Análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA)

Maunder y Harley (2005) usaron un análisis por edad de la captura por talla (A-SCALA) para evaluar el atún barrilete en el OPO. En el Boletín de la CIAT [IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 5 \(2003\)](#) se describen el método de análisis y sus detalles técnicos. Se consideraba todavía preliminar la evaluación porque 1) no se sabía si la captura por día de pesca en las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia, 2) es posible que exista una población de barrilete grande que no es vulnerable a la pesca, y 3) la estructura de la población del OPO relativa a las poblaciones del Pacífico central y occidental es incierta.

5.1.5. Modelo SEAPODYM

Se aplicó al atún barrilete en el Océano Pacífico un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)) que se ajusta a una variedad de fuentes de datos (Senina *et al.* 2008) (ver detalles en Lehodey *et al.* 2011). El análisis es diferente de Lehodey *et al.* (2011) en el sentido que: 1) usó las variables SODA 2.1.6 más actuales disponibles; 2) cambió a estimaciones de talla por edad MFCL-2010; 3) fijó los coeficientes de reclutamiento y mortalidad para escalar la población del Pacífico central y occidental a las estimaciones de MFCL; y 4) usó funciones gaussianas asimétricas para las selectividades de la pesca de cerco en lugar de selectividad sigmoidea.

El modelo SEAPODYM es un modelo de interacción física-biológica acoplado bidimensional a escala de cuenca oceánica, y contiene componentes ambientales y espaciales usados para limitar los desplazamientos y el reclutamiento de los atunes. El modelo combina un modelo de producción de alimento (presas) con un modelo de población basado en edad de las especies (atunes depredadores) objetivo de la pesquería. Se describe toda la dinámica espacial con una ecuación de advección-difusión. Los conjuntos de datos oceanográficos de insumo para el modelo son temperatura superficial del mar (TSM), corrientes oceánicas y producción primaria que pueden ser datos predichos de modelos físico-biogeoquímicos, así como distribuciones de datos derivados de satélites. Las mejoras recientes incluyen una optimización rigurosa de los parámetros, usando datos de la pesca (composición por talla de índices de abundancia), que se basa en métodos usados para modelos contemporáneos de evaluación de

poblaciones (Senina *et al.*, 2008).

5.2. Resultados de la evaluación

A continuación se describen los resultados de cada uno de los métodos de evaluación.

5.2.1. Mortalidad por pesca

Las estimaciones de la mortalidad por pesca basadas en el análisis de marcado fueron altamente variables a lo largo del tiempo. La mortalidad por pesca mensual máxima fue 0.65 en el caso de los datos históricos (1973-1981) y 0.20 en el caso de los datos recientes (2000-2006). Se estimó la mortalidad por pesca mensual media (anual = mensual multiplicada por 12) en 0.049 (0.588) y 0.025 (0.300), respectivamente. Las estimaciones de la mortalidad por pesca mensual contienen mucha incertidumbre, con CV alrededor de 40% a 140%. Las estimaciones de las tasas mensuales de mortalidad por pesca medias y máximas aproximadas basadas en la evaluación basada en talla son más altas, 0.13 y 2.37, respectivamente. Se estima que la mortalidad por pesca fue alta hacia fines de los años 1970 y principios de los 1980, pero considerablemente más baja en los años posteriores (por ejemplo, mensual (promedio mensual (anual = mensual multiplicada por 12) de 0.06 (0.74) entre 1998 y 2008). La mortalidad anual media aproximada durante 1998-2008, calculada a partir de la captura anual y las estimaciones de SEAPODYM de la biomasa anual, es 0.12. El esfuerzo estandarizado, una medida de las tasas de explotación, y la tasa de explotación relativa basado en el análisis de indicadores, aumentó a partir de 1985, pero se estabilizó en los últimos 10 a 15 años ([Figura 1](#)).

5.2.2. Reclutamiento

El análisis de indicadores estima que el reclutamiento fue mucho más bajo hasta 2002, con la excepción de un reclutamiento grande en 1999 ([Figura 1](#)). El modelo basado en talla estimó un reclutamiento mensual altamente variable, con un reclutamiento muy grande en 1999, pero no estimó que el reclutamiento reciente sea sustancialmente mayor que el reclutamiento previo.

5.2.3. Biomasa

El análisis de indicadores estima que la biomasa fue mucho más baja hasta 2003, con la excepción de una biomasa grande en 1999 ([Figura 1](#)). El modelo basado en talla estimó una biomasa mensual altamente variable, con una biomasa muy grande en 1999 y una biomasa generalmente creciente desde 1980. SEAPODYM estimó una biomasa anual de barrilete de 30 cm de talla o más que varía entre 1,800,000 t y 2,350,000 t desde 1998 hasta 2008 en el OPO.

5.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

El análisis de indicadores estima que el peso promedio del barrilete disminuyó a partir de 2000, y en 2009 estuvo por debajo del nivel de referencia inferior, pero se ha estabilizado en los últimos años ([Figura 1](#)). La tendencia de la talla media es similar entre regiones y pesquerías en los últimos años ([Figura 3](#)).

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitirán el RMS es el objetivo de la ordenación especificado por la Convención de la CIAT. La CIAT ha adoptado puntos de referencia objetivo y límite provisionales para las poblaciones que gestiona. Las evaluaciones previas descubrieron que se maximiza el rendimiento por recluta si se captura del barrilete tamaño más pequeño observado en la captura. Combinado con la escasez de pruebas de una relación población-reclutamiento, esto indica que tasas de mortalidad por pesca muy altas y niveles de biomasa muy bajos estarían asociados con el RMS. La evaluación con A-SCALA (Maunder y Harley 2004) estimó que se logran los rendimientos máximos con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menos el peso promedio de reclutamiento a la pesquería. No obstante, esto es incierto debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento. Por este motivo, no se dispone de puntos de referencia para el atún barrilete en el OPO. Como consecuencia, se han usado indicadores y niveles de referencia para evaluar la condición de la

población. No obstante, un análisis de susceptibilidad y productividad (ref) señala que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa y mortalidad por pesca correspondientes al RMS están relacionadas negativa y positivamente, respectivamente, con la productividad. Por lo tanto, ya que la susceptibilidad (que está relacionada con la mortalidad por pesca) del barrilete y patudo son aproximadamente iguales, la condición del barrilete puede ser inferida a partir de la condición del patudo. La evaluación actual del patudo estima que la mortalidad por pesca es menos que F_{RMS} ; por lo tanto, la mortalidad por pesca del barrilete debería ser menos que F_{RMS} . Ya que el esfuerzo y la biomasa del barrilete han sido relativamente constantes durante los 10 últimos años, esto implica asimismo que la biomasa del barrilete está por encima de B_{RMS} .

Históricamente, la preocupación principal con la población de barrilete fue la tasa de explotación, que iba constantemente en aumento. Parece que en los últimos años se ha estabilizado. Los indicadores basados en datos y en un modelo todavía no han detectado ninguna consecuencia adversa de este aumento. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2009, lo cual podría ser consecuencia de sobreexplotación, pero también podría resultar de que los reclutamientos recientes fueron mayores que en el pasado o de una expansión de la pesquería a zonas ocupadas por barriletes más pequeños. Sin embargo, el peso promedio se ha estabilizado en los últimos años.

Las evaluaciones históricas basadas en análisis de marcado, el modelo basado en talla (A-SCALA), y el análisis de SEAPODYM no brindaron ninguna información que indicara un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.

7. ORDENACIÓN

La pesquería de barrilete en el OPO es limitada por restricciones de esfuerzo (vedas temporales y espaciales, por ejemplo) implementadas para la conservación del atún patudo. Debido a que el barrilete es mucho más productivo que el patudo, y que no existen pruebas que justifiquen preocupación acerca de la condición de la población de barrilete, no es necesaria ninguna acción adicional más allá de aquella adoptada para el patudo. Es posible que sean necesarios análisis adicionales y acción de ordenación revisada si la pesquería de barrilete desarrolla métodos para reducir la cantidad de patudo en la captura.

8. DIRECCIONES FUTURAS

8.1. Recolección de información nueva y actualizada

Realizar un estudio de marcado exhaustivo, bien planeado, y bien implementado es probablemente la única forma de producir una evaluación adecuada de la población de barrilete en el OPO.

REFERENCIAS

- Anónimo. 1984. Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical 1983: 272 pp.
- Anónimo. 1995. Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical 1994: 296 pp.
- Anónimo. 1998. Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical 1996: 306 pp.
- Anónimo. 2000. Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical 1998: 357 pp.
- Argue, A.W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep. 6: v, 39 pp.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.
- Forsbergh, E.D. 1989. The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.,

- Bull. 19: 429-569.
- Joseph, J., and F. R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53: 77-80.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 4: 23-37.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.
- Lehodey, P., Senina, I., Calmettes, B., Hampton, J., Nicol, S., Williams, P., Jurado Molina, J., Ogura, M., Kiyofuji, H., and Okamoto, S. 2011. SEAPODYM working progress and applications to Pacific skipjack tuna population and fisheries. WCPFC-SC7-2011/EB-WP 06 rev. 1.
- Maunder, M.N. 2002a. Growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean, as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 93-131.
- Maunder, M.N. 2002b. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 135-200.
- Maunder, M.N. 2012a. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.
- Maunder, M.N. 2012b. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates SAC3
- Maunder, M.N. 2012c. A length based meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.

UPDATED STOCK STATUS INDICATORS FOR SILKY SHARKS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN (1994-2014)

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

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 by the IATTC staff 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. Since a conventional stock assessment was not possible, the staff proposed 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 ([SAC-05-11a](#)). The present paper updates the indices based on standardized catch-per-unit-effort (CPUE) in purse-seine sets on floating objects (CPUE-OBJ) with data for 2014.

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 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. Silky shark catch rates were noticeably higher (red and yellow-colored 1° areas; [Figure 1](#)) in 2014. However, this may be the result of increased availability, rather than abundance, of silky sharks due to a transition to a period dominated by positive (warmer than average) SST anomalies, which were felt in 2014 and have become stronger towards 2015.

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) ([Figure 2](#)).

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.

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](#)). Small individuals are relatively scarce in the southern area. It is uncertain where the recruitment to the southern stock originates. The CPUE-OBJ indicator for the southern stock shows a sharp decline during 1994-2004, followed by a period of stability at much lower levels ([Figure 2](#)). The trends for medium and large

sharks are similar ([Figure 3a, b](#)).

The CPUE-OBJ trends are corroborated by a different type of standardized indicator (presence/absence) produced from other set types (dolphin and unassociated) ([Figure 4](#)).

An analysis of trends by sub-area in the northern EPO suggests that the recent increases in silky shark trends (Figures 2 and 3) may be the result of a combination of spatially-distinct factors. Indicators updated with data for 2014, by sub-area, in the north ([Figure 5](#)) show little to no recent increase for small and medium-sized sharks in the nearshore region (Area 4). Recent increases are apparent for small and medium sharks in the other areas; however, they are only apparent for large sharks in the offshore (Area 2) and far northern (Area 1) areas. Thus, the overall recent increasing trends in the northern area (Figures 2 and 3) may in fact reflect an integration of spatially-distinct processes, including the effect of fishing pressure closer to the coast, and the arrival of adults from the west, perhaps as a result of recent environmental changes.

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 simulation test and identify the reference points and harvest control rules that will achieve the conservation goals for silky sharks in the EPO.

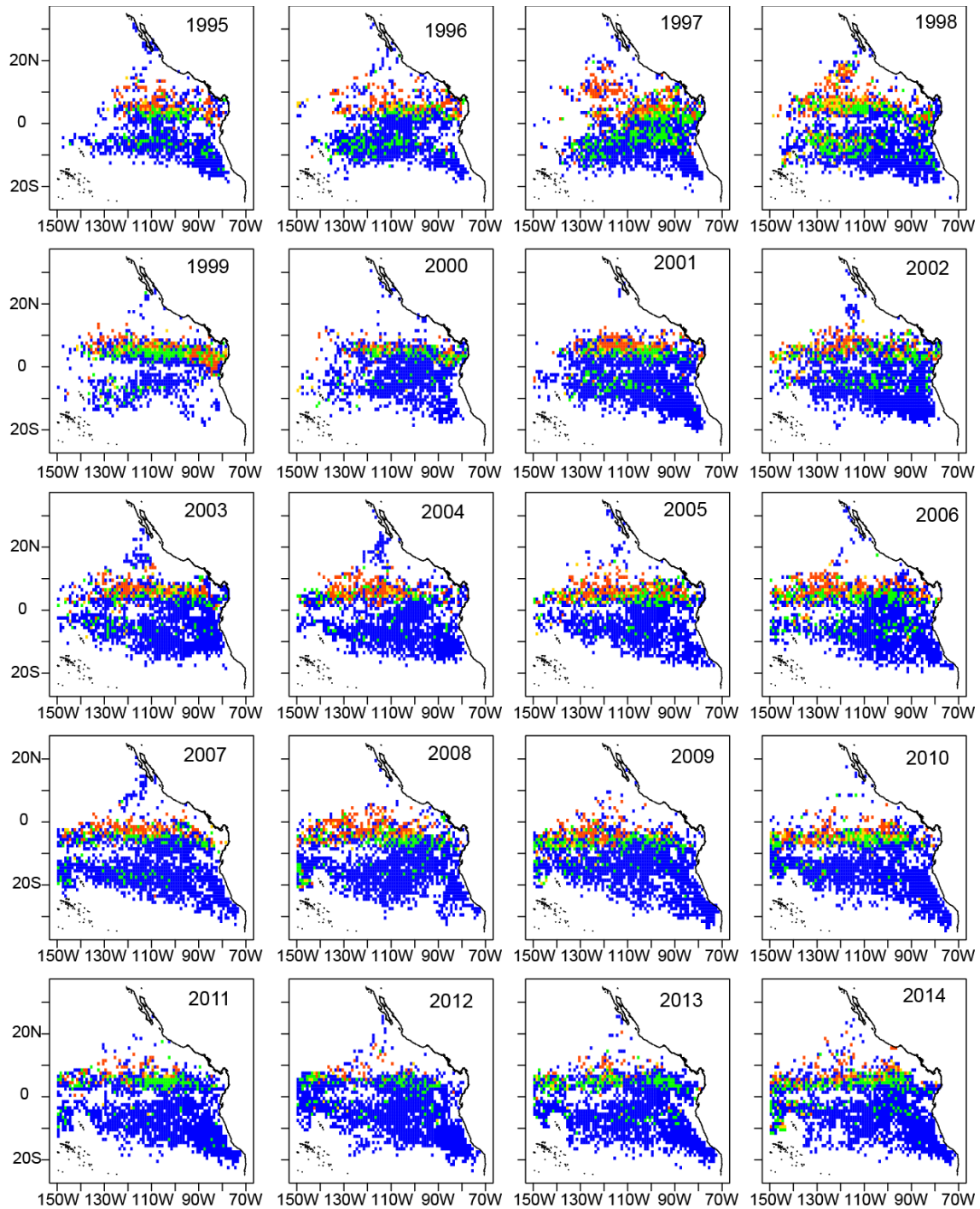


FIGURE 1a. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of small (< 90 cm total length) silky sharks, 1995-2014. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1a. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos pequeños (< 90 cm de talla total), 1995-2014. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

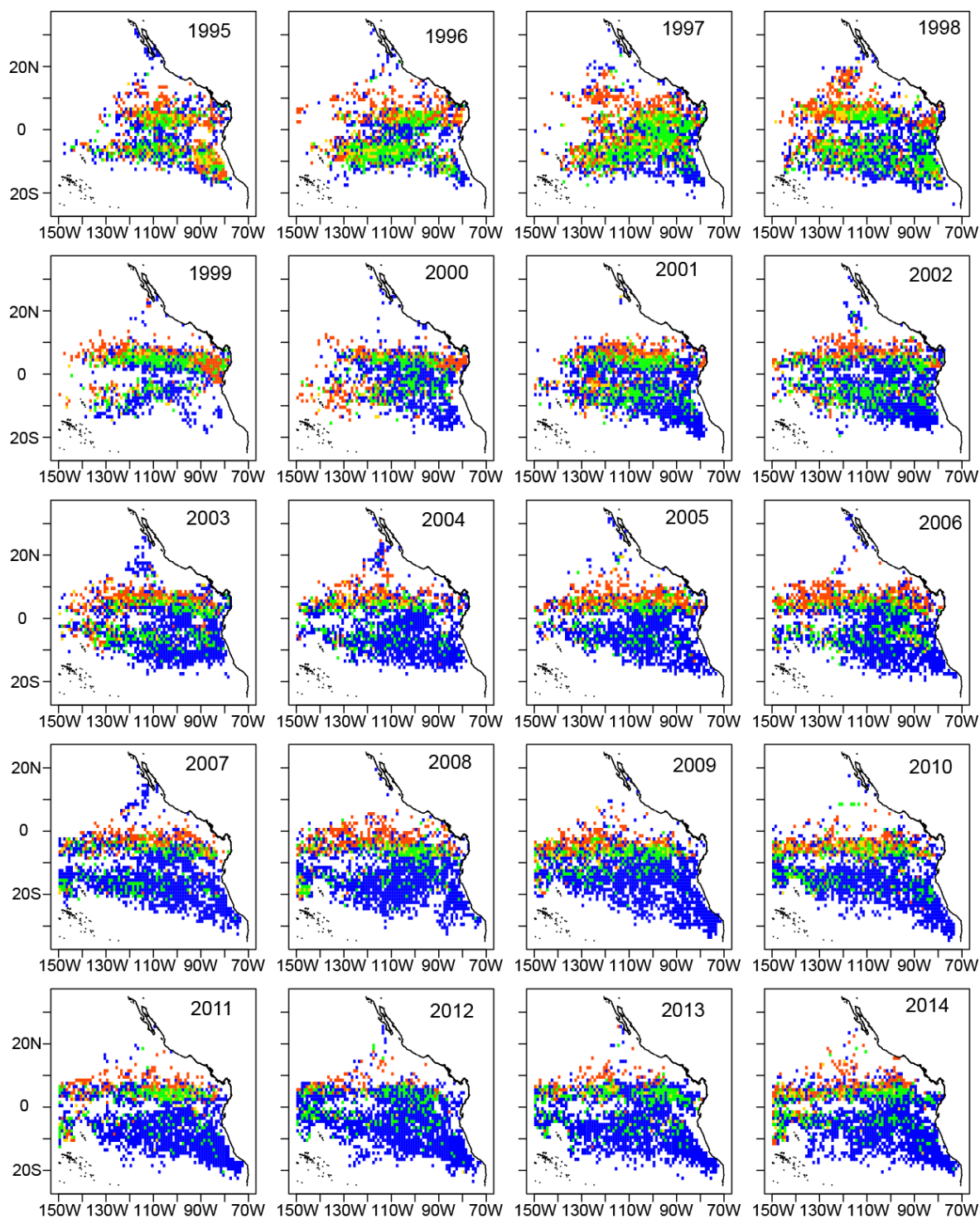


FIGURE 1b. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of medium (90-150 cm total length) silky sharks, 1995-2014. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1b. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos medianos (90-150 cm de talla total), 1995-2014. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

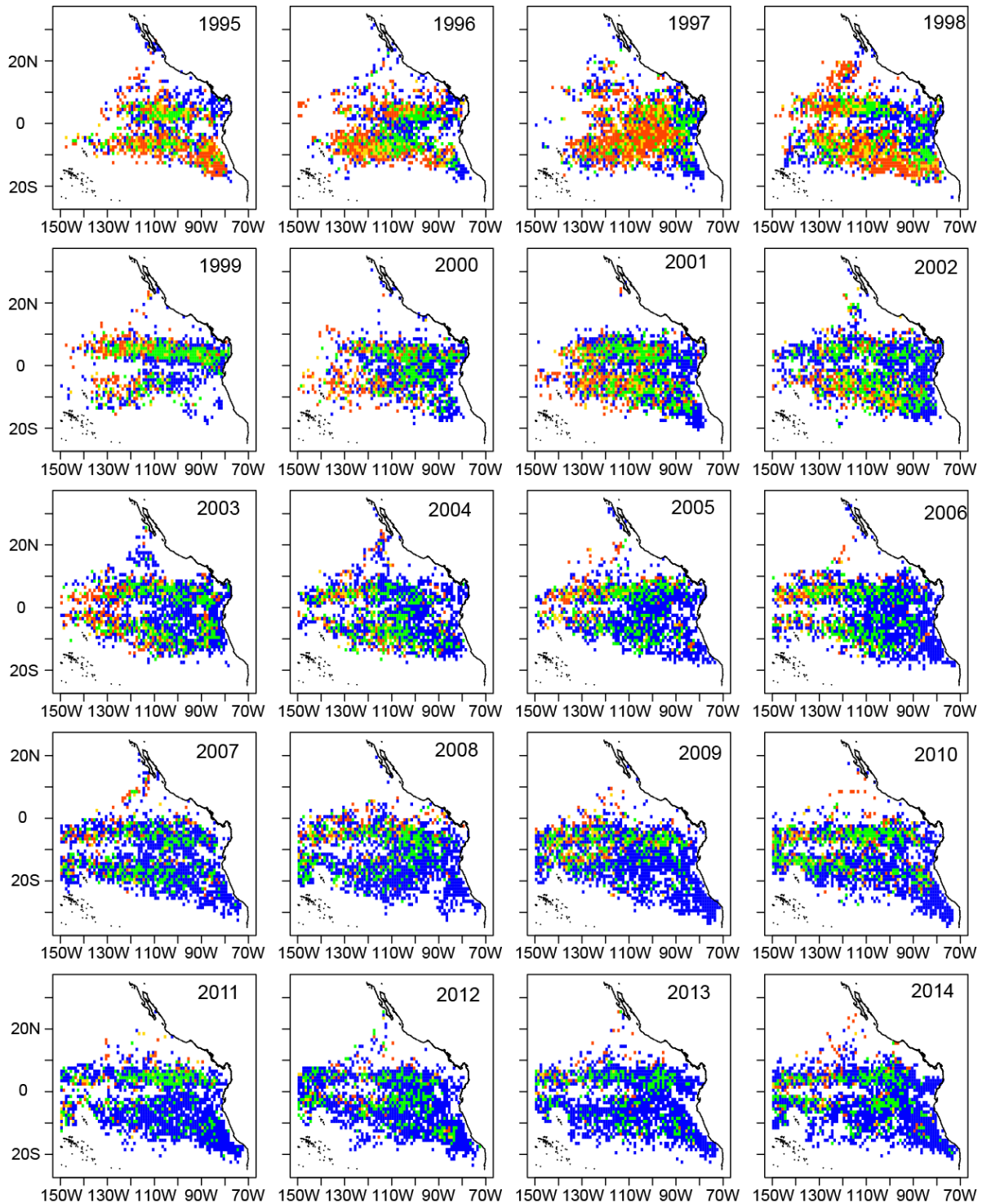


FIGURE 1c. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of large (> 150 cm total length) silky sharks, 1995-2014. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1c. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos grandes (> 150 cm de talla total), 1995-2014. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

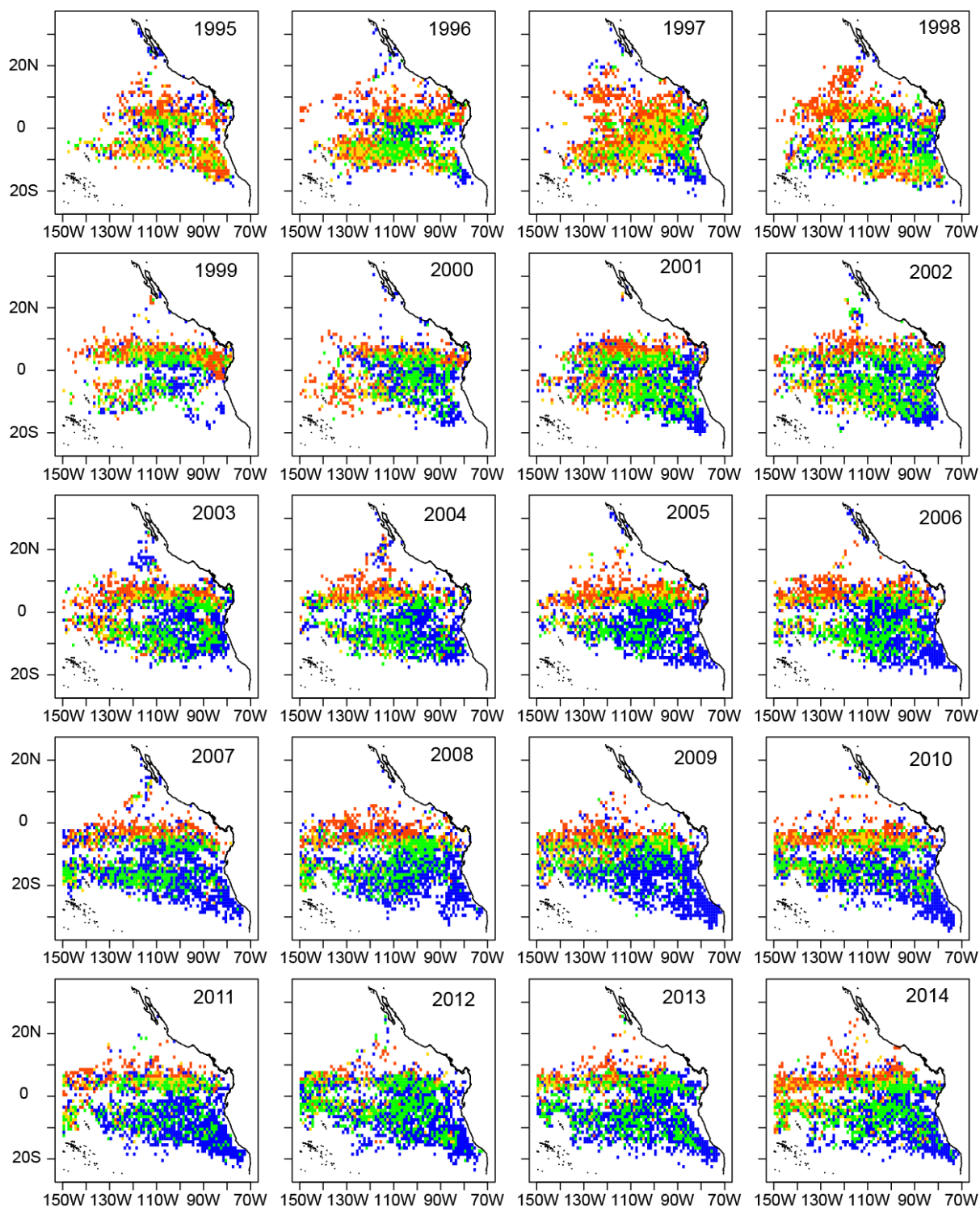


FIGURE 1d. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of all silky sharks, 1995-2014. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 2 shark per set; yellow: 2-5 sharks per set; red: > 5 sharks per set.

FIGURA 1d. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de todos tiburones sedosos, 1995-2014. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 2 tiburones por lance; amarillo: 2-5 tiburones por lance; rojo: > 5 tiburones por lance.

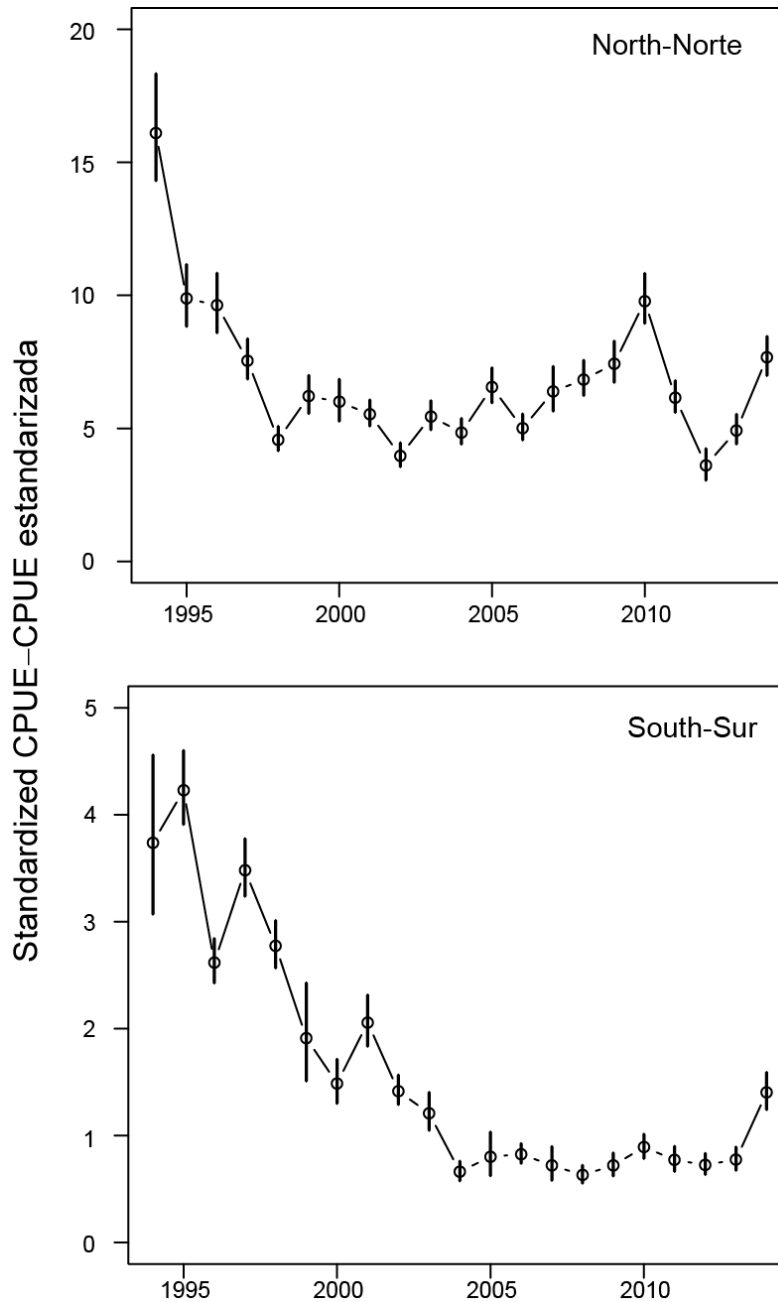


FIGURE 2. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE, in number of sharks per set) of all silky sharks in floating-object sets for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. Approximate 95% pointwise confidence intervals were computed by resampling from the posterior distribution of estimated GAM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

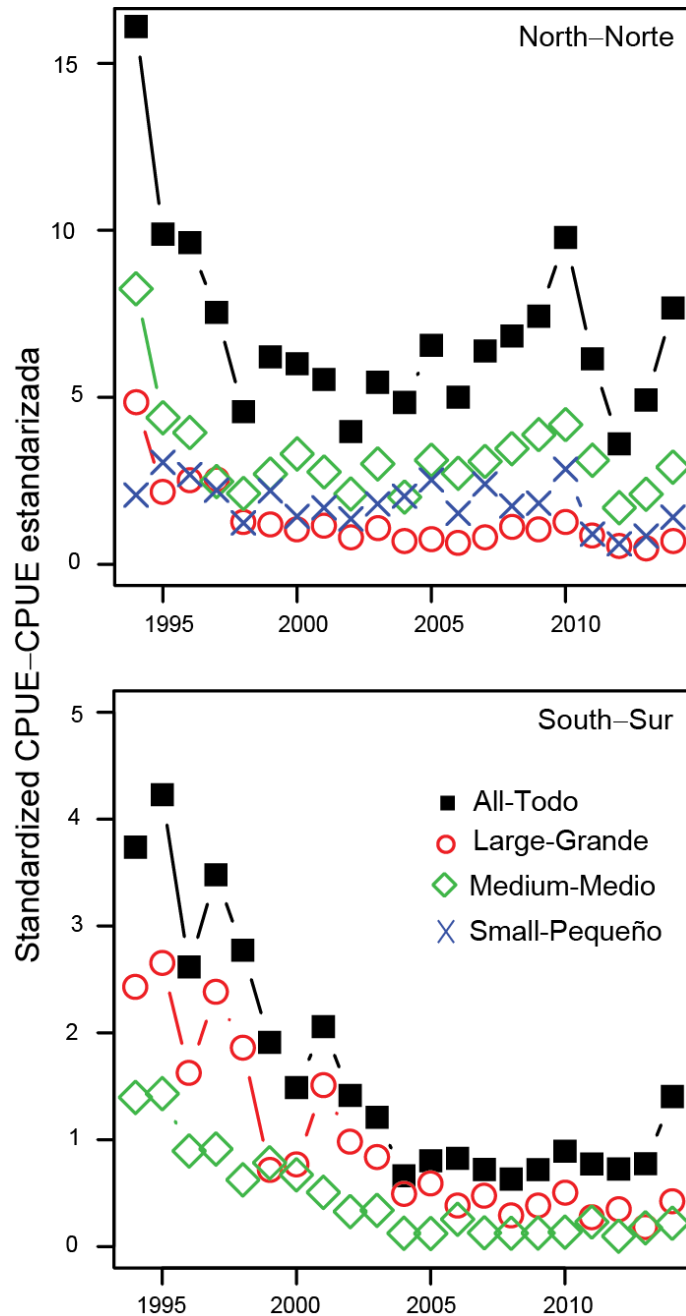


FIGURE 3a. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE; in numbers of sharks per set) in sets on floating objects (OBJ) of silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks 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).

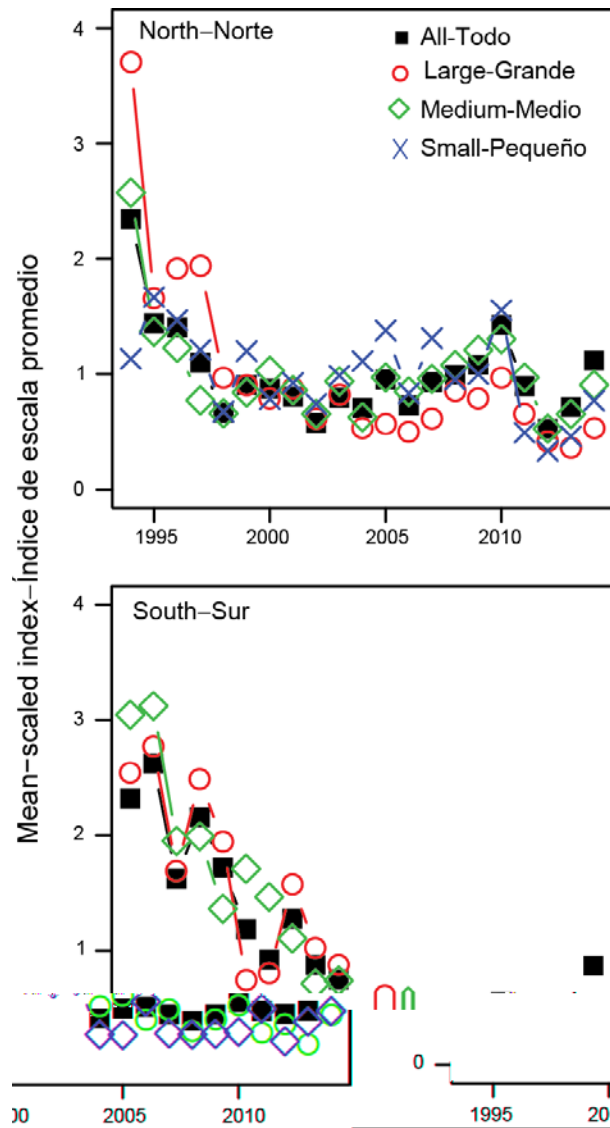


FIGURE 3b. Mean-scaled standardized catch-per-unit-effort in floating-object sets (CPUE-OBJ) (from Figure 3a) for silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for the northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks in 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).

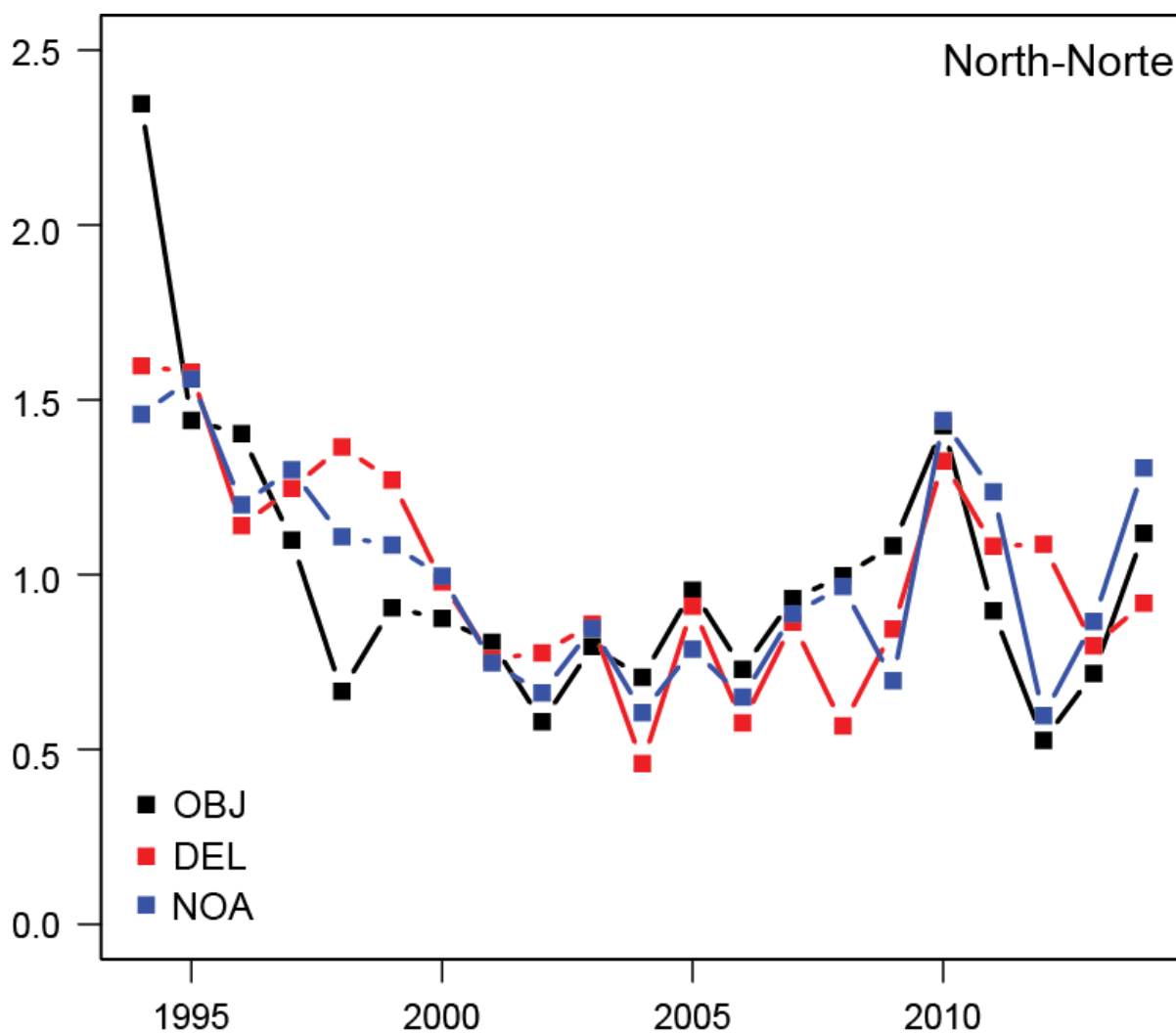


FIGURE 4. Comparison of stock status indicators (SSIs) for the northern silky shark produced for different purse-seine set types (floating-object (OBJ), dolphin (DEL), unassociated (NOA)).

FIGURA 4. 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)).

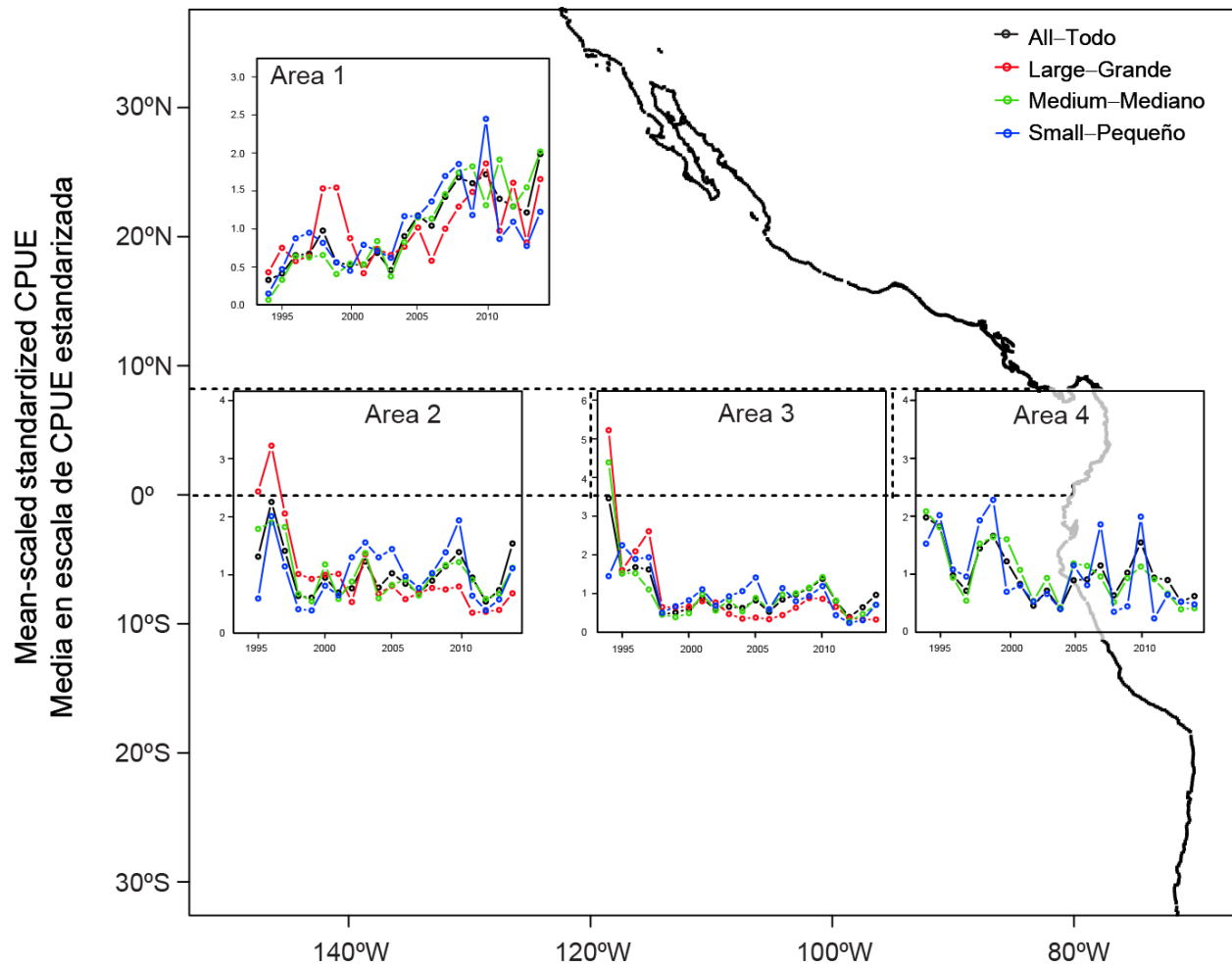


FIGURE 5. Mean-scaled standardized CPUE for silky sharks in the north, by sub-area. The black horizontal dashed lines show the locations of the four sub-areas: Area 1 (north of 8°N); Area 2 (0°-8°N and 120°-150°W); Area 3 (0°-8°N and 95°-130°W), and Area 4 (0°-8°N, from the coast to 95°W). A trend was not computed for large sharks in Area 4 because of model instability.

FIGURA 5. CPUE estandarizada en escala al promedio de tiburones sedosos en el norte, por subárea. Las líneas de trazos negras horizontales indican la posición de las cuatro subáreas: Área 1 (al norte de 8°N); Área 2 (0°-8°N y 120°-150°O); Área 3 (0°-8°N 95°-130°O), y Área 4 (0°-8°N, desde la costa hasta 95°O). No se computó una tendencia para los tiburones grandes en el Área 4 debido a inestabilidad en el modelo.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN PARA EL TIBURÓN SEDOSO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL (1994-2014)

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

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 por el personal de la CIAT 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-E](#)). 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. Ya que no fue posible una evaluación convencional de la población, el personal propuso 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 (Documento [SAC-05-11a](#)). El presente documento actualiza los índices basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada en lances cerqueros sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) con datos de 2014.

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 pequeña (< 90 cm), mediana (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. Las tasas de captura de tiburón sedoso fueron marcadamente mayores (áreas de 1° rojas y amarillas; [Figura 1](#)) en 2014, pero esto podría ser resultado de una mayor disponibilidad, no de una mayor abundancia, de la especie debido a una transición a un periodo dominado por anomalías de las TSM positivas (más cálidas que el promedio), que se sintieron en 2014 y se fortalecieron en 2015.

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) ([Figura 2](#)).

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.

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](#)). Los individuos pequeños son relativamente escasos en el área del sur. No se sabe dónde origina el reclutamiento de la población del sur.

El indicador CPUE-OBJ para la población del sur señala una disminución brusca durante 1994-2004, seguida por un periodo de estabilidad en niveles mucho más bajos ([Figura 2](#)). Las tendencias correspondientes a los tiburones medianos y grandes son similares ([Figura 3a, b](#)).

Las tendencias de la CPUE-OBJ son corroboradas por un tipo de indicador estandarizado diferente (presencia/ausencia) producido de otros tipos de lance (delfín y no asociado) ([Figura 4](#)).

Un análisis de tendencias por subárea en el OPO norte sugiere que los aumentos recientes de las tendencias del tiburón sedoso ([Figuras 2 y 3](#)) podrían ser el resultado de una combinación de factores espacialmente diferenciados. Los indicadores actualizados con datos de 2014, por subárea, en el norte ([Figura 5](#)) muestran poco o ningún aumento reciente para tiburones pequeños y medianos en la región costera (Área 4). Son aparentes incrementos recientes para tiburones pequeños y medianos en las otras áreas, pero para tiburones grandes solamente en las áreas de alta mar (Área 2) y extremo norte (Área 1). Por lo tanto, las tendencias crecientes generales recientes en el área norte ([Figuras 2 y 3](#)) podrían en realidad reflejar una integración de procesos espacialmente diferenciados, incluido el efecto de presión de pesca más cerca de la costa, y la llegada de adultos del oeste, tal vez como resultado de cambios ambientales recientes.

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 este momento, los indicadores no pueden ser usados directamente para determinar la condición de la población ni 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 probar mediante simulaciones e identificar los puntos de referencia y reglas de control de explotación que lograrán las metas de conservación para la especie en el OPO.

OCEANOGRAPHIC CONDITIONS IN THE EPO AND THEIR EFFECTS ON TUNA FISHERIES

Michael G. Hinton

1. Introduction.....	68
2. Oceanography in the EPO.....	68
3. Historical trends in oceanographic conditions.....	78
4. Current and predicted oceanographic conditions	79
5. Oceanographic impacts on tuna stocks, fisheries, and management.....	80
6. Current research.....	83
7. Summary.....	88
8. Literature cited.....	109

1. INTRODUCTION

This report describes the oceanography in the eastern Pacific Ocean (EPO), and reviews historical trends in ocean climate and regimes and current conditions. The relationships between variations in ocean conditions and impacts on the tuna stocks, and the fisheries that harvest them (IATTC 2014), are discussed. Ongoing research expected to provide tools to enhance management of the fisheries resources of the EPO is presented.

2. OCEANOGRAPHY IN THE EPO

The principal surface currents comprising the equatorial current system are shown in [Figure 1](#). Three of these, the North Equatorial Current (NEC), the South Equatorial Current (SEC), and the North Equatorial Countercurrent (NECC), are surface currents. The fourth is the subsurface Equatorial Undercurrent (EUC), whose position is constrained to the equator (Cromwell 1958). The large-scale wind-driven surface current circulation is maintained by energy transfer to the ocean surface by the north- and south-easterly trade winds that circle the globe between about 30°S and 30°N and that converge at the Inter-Tropical Convergence Zone (ITCZ), and by the Westerlies, which occur between latitudes 35° and 50° in both hemispheres ([Figure 2](#)).

The Coriolis force, which is induced by the rotation of the earth acting on wind and ocean currents, causes westward-flowing currents to veer to the right in the northern hemisphere, and to the left in the southern hemisphere. The opposite applies to eastward-flowing currents. As the NEC and SEC reach the western rim of the Pacific Ocean basin, they are redirected (consistent with the Coriolis force) towards the poles, creating the western-boundary Kuroshio and the Eastern Australian currents. The poleward-flowing Kuroshio Current eventually flows into the North Pacific Current, which, on striking the North American continent, turns south and gives rise to the California Current, which then merges into the NECC at about 25°N, completing the current system encircling the North Pacific Gyre.

The Eastern Australian Current flows southward until it merges into the eastward-flowing Antarctic Circumpolar Current (ACC), which, on reaching the South American continent, divides, and a portion of it flows north as the Humboldt Current, thereby completing the encirclement of the South Pacific Gyre.

The effect of wind on surface waters creates a phenomenon known as Ekman Transport, which causes water from the currents encircling the gyres to flow into their centers, raising the height of the sea surface. This causes downwelling as the water in the gyres is forced downwards.

The wind-driven currents are not centered on the equator, due to the southeasterly orientation of the coastline of the Americas and of the location of gaps in the mountain ranges of Mexico and Central America (Amador *et al.* 2006), which cause a shift of the trade winds to the north. These currents vary in velocity with the seasonal strengthening of the trade winds during the northern-hemisphere (boreal) winter. The North Equatorial Current (NEC), located at about 10-15°N, flows westward at about 20 cm/sec (0.4 knots); the South Equatorial Current (SEC), which straddles the equator between about 7°N and 15°S, flows westward at about 100 cm/sec (2 knots); and the North Equatorial Countercurrent (NECC), located between the NEC and SEC at about 3°N-10°N, flows eastward at about 50 cm/sec (1 knot). At the interface of the NECC and SEC, current shear, which results from the friction between two currents that are in contact but are not moving in the same direction or at the same speed, causes cyclonic eddies that are entrained in the SEC and move southwest with the current. The equatorial current system varies in intensity in response to seasonal changes in wind forcing and because the Coriolis force diminishes with current velocity and latitude, dropping to zero at the equator. These changes in dynamics lead to

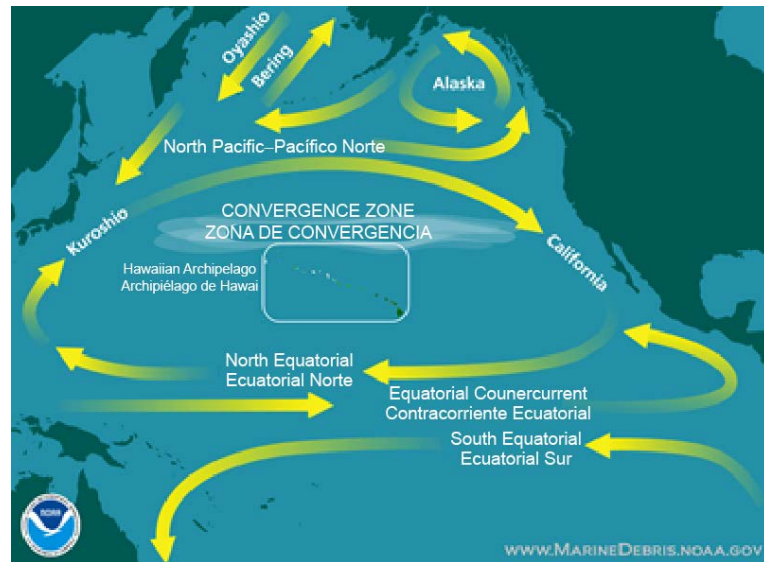


FIGURE 1. Surface currents of the northern and equatorial Pacific Ocean. (<http://marinedebris.noaa.gov/>)

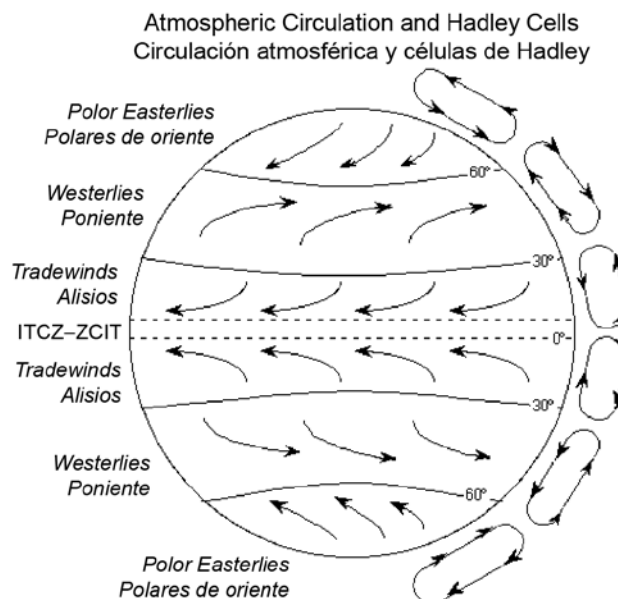


FIGURE 2. General surface wind and meridional Hadley Circulation. Note the north and south Hadley cells have upward flow at the ITCZ and downward flow at 30° latitude. (http://rjwsciencestm.com/Weather/Weather_FourWinds.html)

At the interface of the NECC and SEC, current shear, which results from the friction between two currents that are in contact but are not moving in the same direction or at the same speed, causes cyclonic eddies that are entrained in the SEC and move southwest with the current. The equatorial current system varies in intensity in response to seasonal changes in wind forcing and because the Coriolis force diminishes with current velocity and latitude, dropping to zero at the equator. These changes in dynamics lead to

changes in all key oceanographic parameters in the EPO, among them upwelling, ring and eddy formation and movement, primary production, thermocline topography, and sea surface temperature (SST).

Representative distributions of monthly average SSTs for regions with SSTs in the 24°-30°C range are shown in [Figure 3](#). This temperature range was chosen both because spawning of tunas and about 90 percent of the catch of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*; YFT) occur at these SSTs. The expansion and contraction of these areas lags the atmospheric seasons due to the rate of transfer of solar energy to the ocean surface and its subsequent redistribution by physical forcing. The distribution of SSTs undergoes significant shifts at frequencies greater than the seasonal cycle, with the largest changes occurring during El Niño and La Niña events (see below).

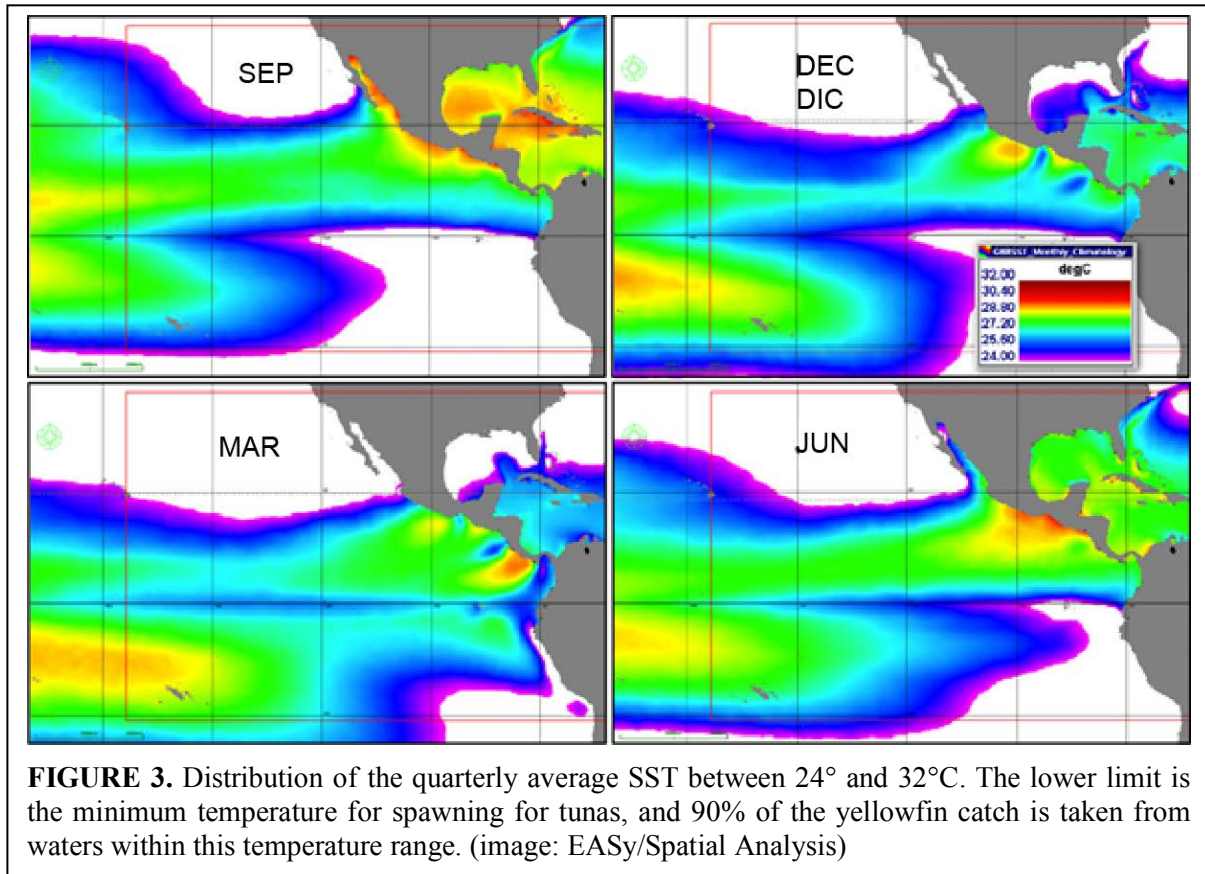


FIGURE 3. Distribution of the quarterly average SST between 24° and 32°C. The lower limit is the minimum temperature for spawning for tunas, and 90% of the yellowfin catch is taken from waters within this temperature range. (image: EASy/Spatial Analysis)

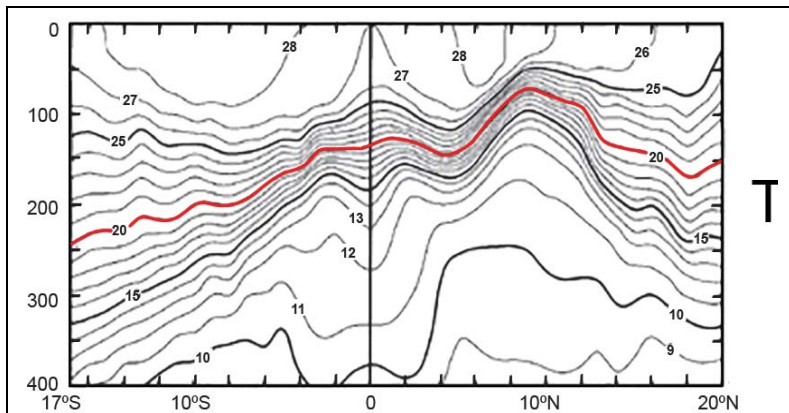


FIGURE 4. Meridional transect of the 20°C isotherm between 17°S and 20°N at about 155°W. The 20°C isotherm serves to represent the depth of the thermocline (Adapted from Figure 2, Wyrski and Kilonsky 1984).

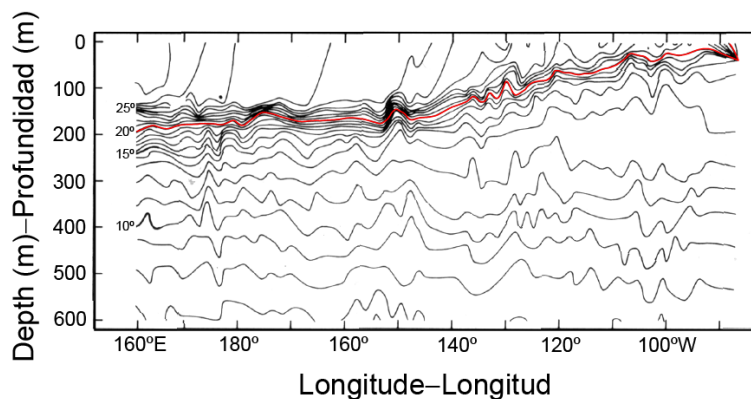


FIGURE 5. Zonal transect of the 20°C isotherm showing shoaling between 160°E and 90°W (Philander 1990).

The thermocline is the location in the water column at which the change in temperature with increasing depth is the greatest. Taking the 20°C isotherm to represent the depth of the thermocline, the north-south, or meridional, thermal structure in the EPO is shown in [Figure 4](#). The transect runs from 17°S to 20°N at about 155°W. Following the 20°C isotherm from the south (left), the thermocline shoals from about 250 m at 17°S to about 150 m at the equator, at the center of the EUC, then descends to about 180 m at about 4°N, below the NECC. It then begins to shoal again as it continues to pass under the NECC, and reaches its shallowest depth, about 90 m, directly below the convergence of the NECC and the NEC. Thereafter it continues to descend as it passes beneath the NEC and the northern gyre. This pattern is evident from 155°W to about 160°E, and east to about 90°W, becoming less pronounced to the west and more pronounced to the east. The zonal, or east-west, thermocline structure is presented in [Figure 5](#). It shows that at the

equator the thermocline shoals from a depth of about 200 m at 160°E to 40 m at 90°W. The thermocline plane may be visualized as a ridge rising from the west along the equator and dropping off to the north and south thereof. During El Niño events, the thermocline ridge shoals in the west and deepens in the east, and the thermocline plane flattens out as warmer surface water spreads over the central and eastern Pacific.

The EPO is characterized by a strong, shallow oxygen minimum area beneath the thermocline that limits the vertical distributions of fish and restricts secondary production. The depth of this zone is closely linked to the depth of the thermocline, and the areas with the lowest oxygen levels coincide with the areas with the shallowest thermoclines. [Figure 6](#) shows the oxygen concentration (ml/l) at a depth of 150 m. The region of lowest oxygen concentrations in the northern EPO extends offshore from the coast between the NEC and SEC (Pennington *et al.* 2006). Oxygen is depleted at depth in this region by decaying organic matter that sinks below the thermocline from the higher production areas above, and these oxygen-depleted waters spread across the EPO beneath the thermocline.

Productivity in the equatorial and northern EPO is controlled by the availability of nutrients in the euphotic zone, the region in the water column that receives enough light for photosynthesis. The principal regions of primary production in the EPO are in upwelling regions along the coasts and the equator and downstream of the Costa Rica Dome ([Figure 7](#)). Upwelling off the coasts is enhanced by longshore winds and the resulting offshore movement of water (Ekman Transport). Upwelling at the

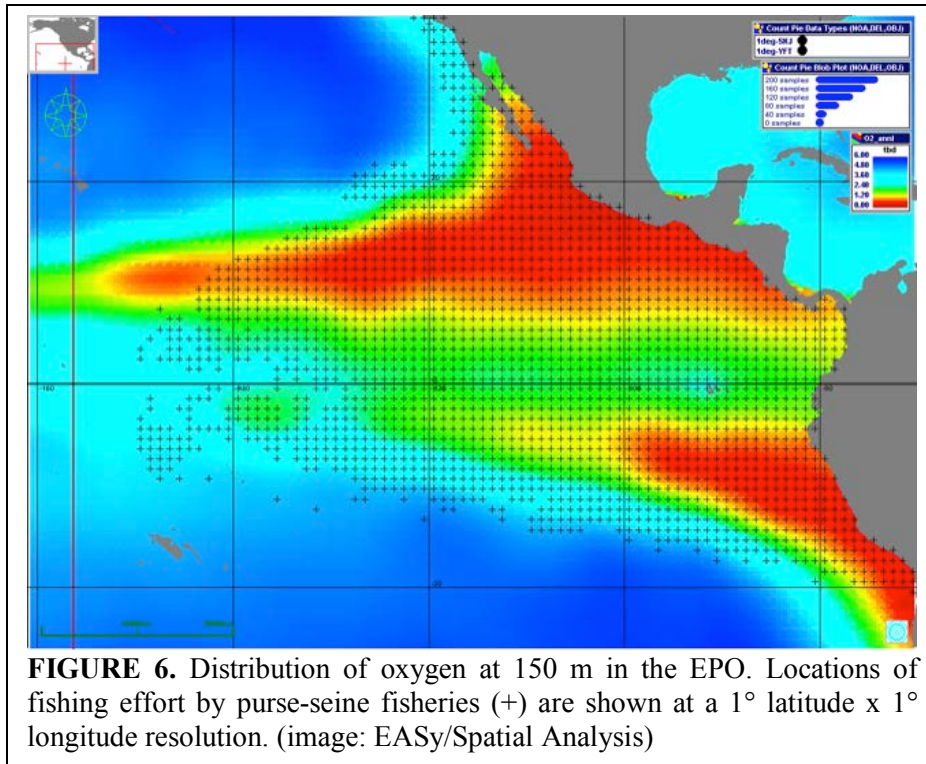


FIGURE 6. Distribution of oxygen at 150 m in the EPO. Locations of fishing effort by purse-seine fisheries (+) are shown at a 1° latitude x 1° longitude resolution. (image: EASy/Spatial Analysis)

Dome results from a combination of shoaling of the thermocline due to wind forcing and the resulting Ekman Transport, the synchronous offshore movement of the Dome and extension of the NECC to the coast south of the Dome, and the deepening of the Dome caused by high-velocity trade winds in mid-winter (Fiedler 2002). Higher productivity near the coast and in the region west of Ecuador and northern Peru results from coastal upwelling into the Humboldt

Current and its extension into the SEC from long-shore winds and Ekman Transport.

The nutricline, the depth at which the gradient of increasing nutrient concentration is greatest, coincides with the depth of the thermocline in all oceans (Pennington *et al.* 2006). Upward mixing of recycled nutrients from below the thermocline into the euphotic zone supports primary production in the nutricline. About 22% of the primary production in the Pacific Ocean comes from the EPO, which covers only about 18% of the Pacific Ocean. Within the EPO, the principal contributors to this production are the eastern boundary currents (21.4%), the SEC (17.5%), the coastal boundaries (16.1%), equatorial upwelling (13.6%), and the south Pacific gyre (11.4%). The remaining 20% comes from the NEC, NECC, and the thermocline ridge at 10°N (Pennington *et al.* 2006). [Figure 8](#) shows the distribution of chlorophyll, which indicates primary production, in February 2007. The regions of highest productivity are clearly visible. In most oceans, primary production is limited by the availability of nutrients, but in the EPO it is limited by low concentrations of iron. However, in upwelling regions along the coast, in the vicinity of the Galapagos Islands, and at the equator, iron is available, and creates the areas of relatively high production in the EPO (Pennington *et al.* 2006).

Multiple measures (see below) have served as indicators of the onset and subsequent decay of El Niño events. The earliest indicator of an El Niño in the EPO is an increase in the southern extent of the surface countercurrent flowing southward along the coast of Ecuador. This current, known locally as El Niño, is formed in the winter months (January-March/April) by a southward-flowing extension of the NECC (Sverdrup *et al.* 1942) and a portion of the flow of the EUC (Philander 1990) that turns south as it passes the Galapagos Islands. In El Niño years, the annual

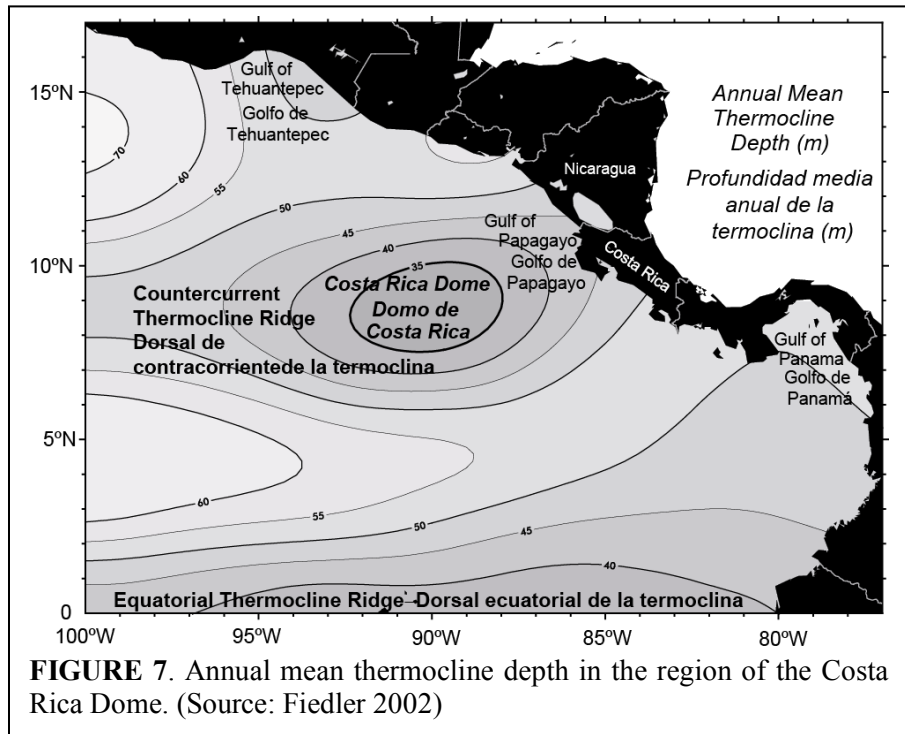


FIGURE 7. Annual mean thermocline depth in the region of the Costa Rica Dome. (Source: Fiedler 2002)

intensification of the EUC during the winter months is stronger than average. The subsequent intensification of the El Niño current brings increased rainfall to the arid regions along the coasts of southern Ecuador and northern Peru, and the increase in SSTs causes mortalities of cold-water marine fishes and birds (Sverdrup *et al.* 1942). An extensive presentation of the dynamics and impacts of El Niño events in the Atlantic, Indian, and Pacific Oceans may be found in *El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation* (Philander

1990), and a collection of papers providing a more recent review focused on the EPO may be found in *Progress in Oceanography* (2006, Vol. 69).

The El Niño-Southern Oscillation (ENSO) refers to the state of multiple atmosphere-ocean feedback loops in which temperatures and flows in one system, *e.g.* the Walker circulation, causes a change in an ocean current, which then causes changes in the Hadley circulation (see below). How shifts between states are initiated is not well

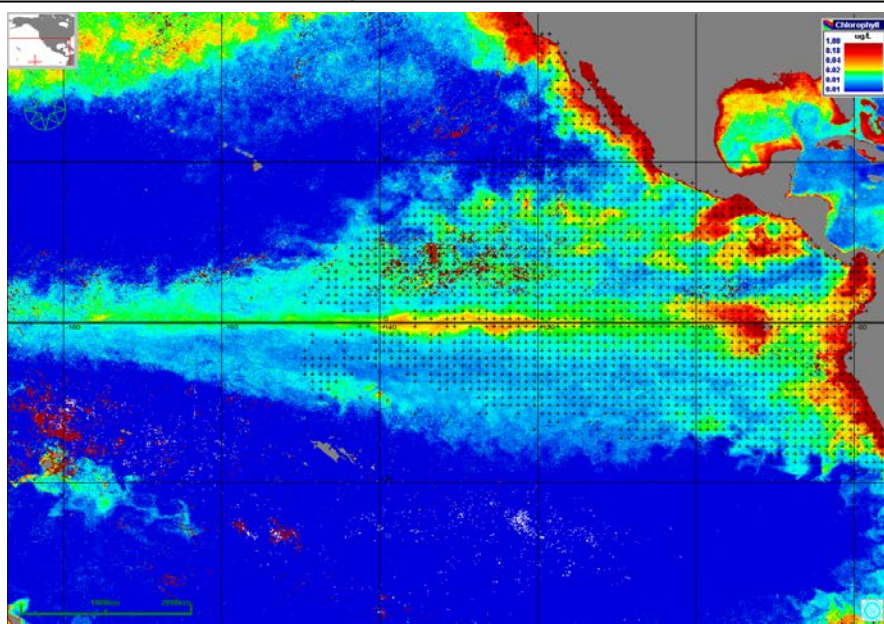


FIGURE 8 (EX CHL-A). Chlorophyll-a concentrations in February, 2007, as measured by the Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). (image: EASy/SpatialAnalysis)

understood (Wang and Fiedler 2006): for example, the shift from El Niño to neutral or La Niña states may be due to a non-linear response to solar forcing (Amador *et al.* 2006) or to changes in atmosphere-ocean conditions caused by interactions with the Madden-Julian Oscillation (Weickmann 1991, Takayabu *et al.* 1999), short-period intense convection events that occur for about 10-20 days in the Indian Ocean, then rapidly shift to the western north Pacific, where they again persist for about 10-20 days (Weickmann 1991, Takayabu *et al.* 1999). Regardless, the essential nature of the ties between atmosphere and ocean are that “the maxima of the sea temperature in the eastern and central equatorial Pacific occur as a result of anomalous weakening of the trade winds of the Southern Hemisphere with inherent weakening of the equatorial upwelling” (Bjerknes 1969). Two atmospheric circulations, or cells, are important to the following discussion.

The driver of El Niño events is the Walker Circulation (Bjerknes 1969; [Figure 9](#)), a closed-loop air flow pattern, or cell, that connects a low-pressure center in the western Pacific to a high-pressure center in the eastern Pacific. Warm, moist air rises over the western Pacific; as it rises it cools, loses moisture, and begins to move to the east, and the air pressure falls in the western Pacific. Air from the east blows towards the low-pressure region that has been created in the western Pacific. These low-altitude westward blowing winds are the trade winds. The low humidity of these winds and solar heating of the sea results in high evaporation rates in the EPO, which create the warm, moist air moving to the western Pacific. At altitude over the EPO the cold, dry air from the west creates a high-pressure area, resulting in air flowing from altitude to the lower atmosphere, where it converges into the trade winds and completes the circulation. The greater the pressure difference between west and east, the greater the strength of the trade winds. When the Walker Circulation weakens, the trade winds weaken, and it is possible for an El Niño to form.

Hadley Circulation (Bjerknes 1966, see [Figure 2](#)) also influences the occurrence of El Niño events. As the north- and southeast trade winds blow towards the equator, they pick up moisture and heat from the ocean, and as they converge over the ITCZ, they create the rising portion of the Hadley Circulation. This rising air transports energy from the surface regions of the ITCZ to altitudes of about 15 km and northward to higher latitudes. When the trade winds weaken, the Hadley Circulation strengthens as SSTs increase due to the decrease in wind-driven evaporation rates; this further intensifies the Hadley Circulation, which results in a further weakening of the trade winds. The high levels of water vapor in the atmosphere

resulting from solar heating and associated increasing SSTs, and the absence of transport for this moisture to the west with the trade winds, results in increased rainfall over the latitudes of the ITCZ.

The Walker and Hadley Circulations interact in such a way that in neither is air moving in strict vertical planes. For example, the interaction in the EPO north of the ITCZ causes rising air in the Hadley Circulation to move eastward as it encounters the west-east flow of the Walker Circulation.

El Niños begin in the early months of the year, when the ITCZ, which is located over the center of the region of highest SSTs in the EPO, shifts to its southernmost latitude. Currents warm off southern

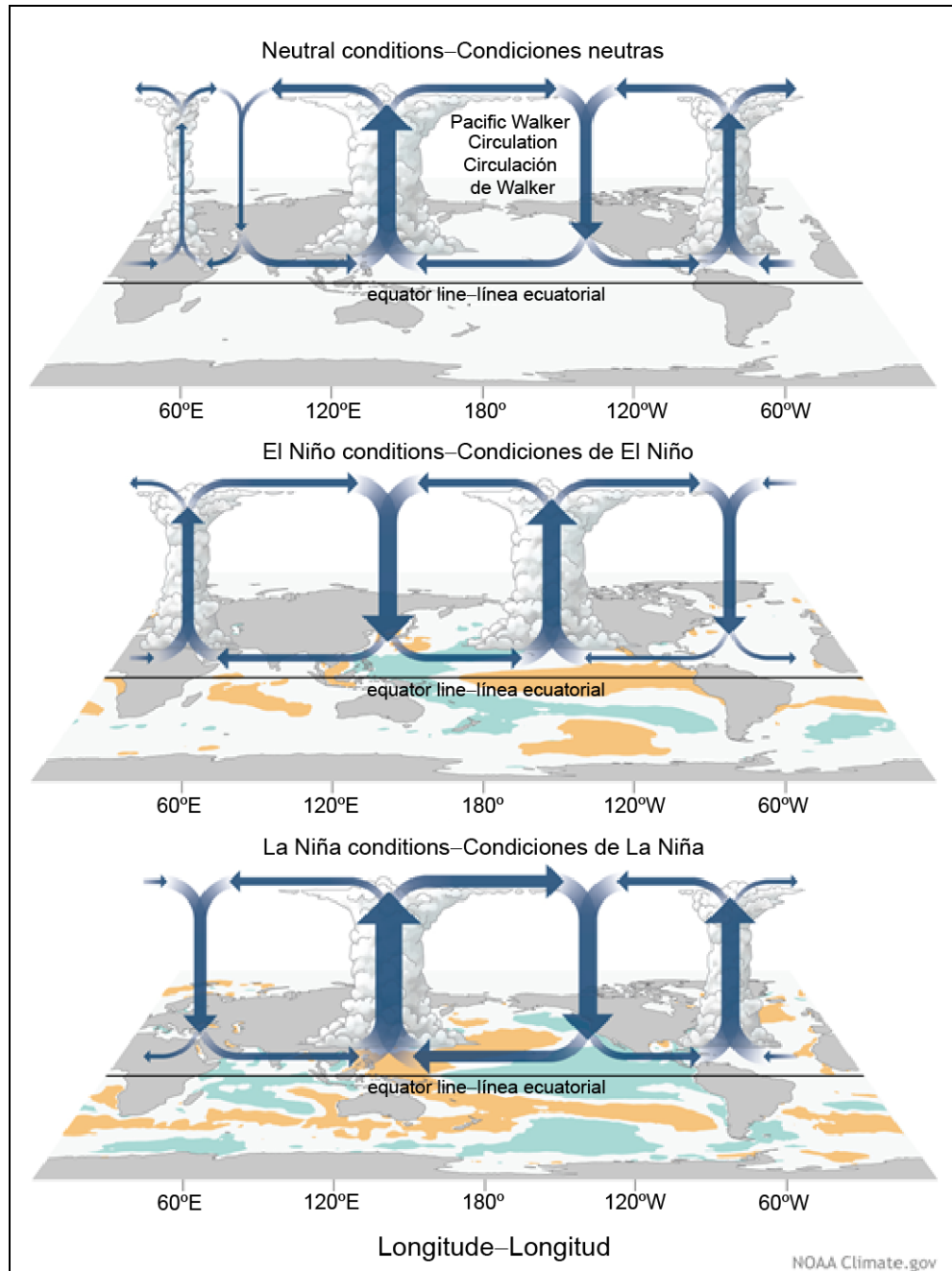
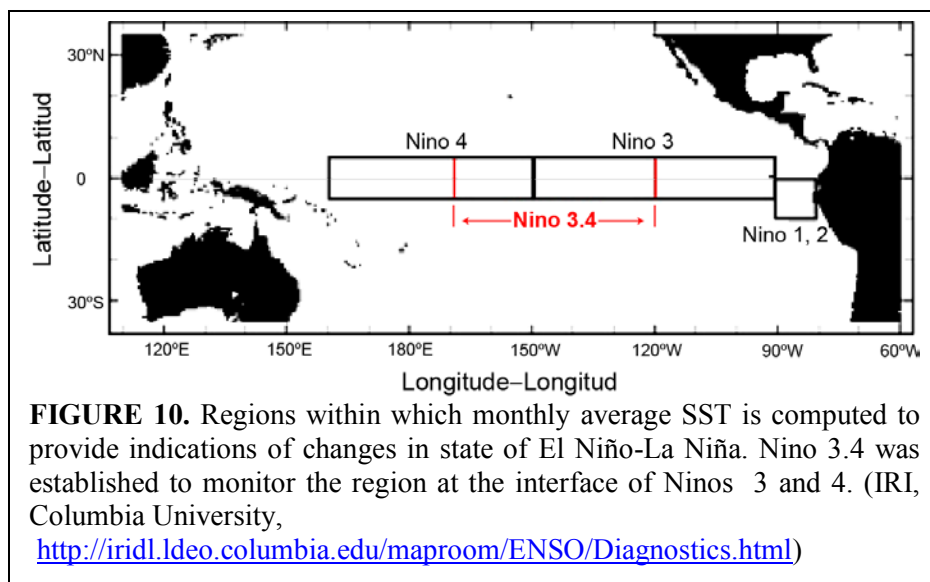


FIGURE 9. Walker circulation over the Pacific Ocean during winter in neutral, El Niño, and La Niña conditions. The width of the connecting lines is proportional to the magnitude of flow (Source: [NOAA http://www.Climate.gov](http://www.Climate.gov))



Ecuador and northern Peru, and there is a further coincident weakening of the trade winds in the EPO. This weakening feeds back into decreased evaporation rates and a further weakening of the Walker Circulation. The decrease in cooling resulting from the lower evaporation rates leads to increased SSTs and expansion of the ITCZ to areas south of the equator. During some El Niños the ITCZ may

extend as far south as northern Peru, and it is the position and intensity of the ITCZ that often results in significant increases in precipitation in southern Ecuador and northern Peru.

The Southern Oscillation Index (SOI), long considered an indicator of El Niño events, is the standardized difference of the surface air pressure at Darwin, Australia, and at Tahiti, and provides a measure of the pressure difference driving Walker Circulation. The El Niño-Southern Oscillation (ENSO), the cycle between El Niño and La Niña, changes states as atmospheric pressure changes across the Pacific. During an El Niño the pressure in the western Pacific increases while that in the EPO decreases. The response is further weakening and possible reversal of the westward-flowing NEC and SEC, and a strengthening of the warm El Niño current flowing south along the coast of South America. There is also an increase in sea surface height (SSH) in the EPO and a decrease in the western Pacific as the warmer waters of the western central Pacific are advected into the EPO. The increase in SSH in the EPO causes a deepening of the thermocline, and the decrease in SSH in the western Pacific has the reverse effect in that region.

A number of indicators for ENSO¹ are used. Initially, four regions (Nino 1-4, [Figure 10](#)) were established in the equatorial Pacific for computing average SSTs. By 1996 research indicated that at times the conditions at the boundaries of areas 3 and 4 were informative, and area 3.4 was created².

The Multivariate ENSO Index³ (MEI) uses principal component analysis to combine sea-level pressure, zonal and meridional components of the surface winds, SST, surface air temperature, and cloud cover. This index incorporates the pressure information in the SOI and the SST information in the Nino 1-4 and Nino 3.4 regions, and adds information from direct measures of the key attributes observed in the atmosphere and ocean during El Niño and La Niña events. [Figure 11](#) shows the historical trend in the MEI, and [Figure 12](#) shows the strength of the developing 2015-2016 El Niño in comparison to previous weak El Niños. Another more recently developed index for identifying and describing El Niño events is the Trans-Niño Index (TNI), which is based on the differences in temperature between Nino 3.4 and Nino 1+2.

The purpose of the ENSO/El Niño indices is to give advance notice of coming changes in Pacific Ocean climate and to provide a means to describe and categorize observed El Niño/La Niña conditions. The usefulness of these indices for monitoring or managing fisheries depends on the accuracy and precision of

¹ <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/climateindices/list/>

² <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/Readme.index.shtml>

³ <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>

the indicators. Using the indices in fisheries management involves understanding the response of fleets and individual vessels to changes in local oceanographic conditions that influence fishing decisions. With such understanding, these indices may eventually provide something more than an indication that fishing will be better or worse from one year to the next (see [Section 3.](#)).

Vector fields of surface currents from the U.S. National Aeronautics and Space Administration Jet Propulsion Laboratory (NASA/JPL) high-resolution global ocean model for estimating the circulation and climate of the ocean (ECCO2) were used to estimate the path of currents during El Niño and La Niña events. The start and end points and pathlines for a one-month period are shown in [Figure 13](#). It is clear that at all stages of ENSO the pathlines move away from the equator. Those starting north of the equator move northward to about 8-10°N: those starting around 8-10°N move to the east-northeast, with those

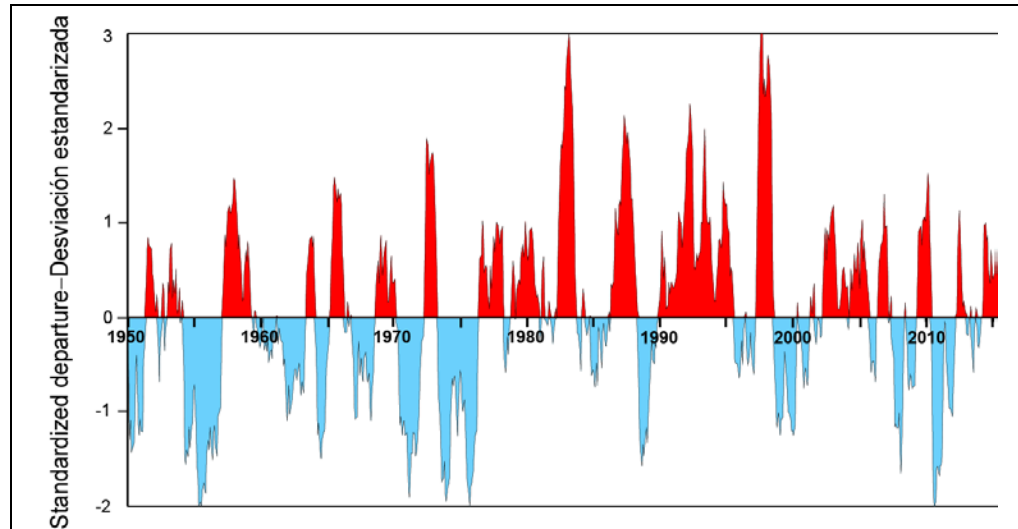


FIGURE 11. Trend of the Multivariate ENSO Index (MEI), 1950-2015.

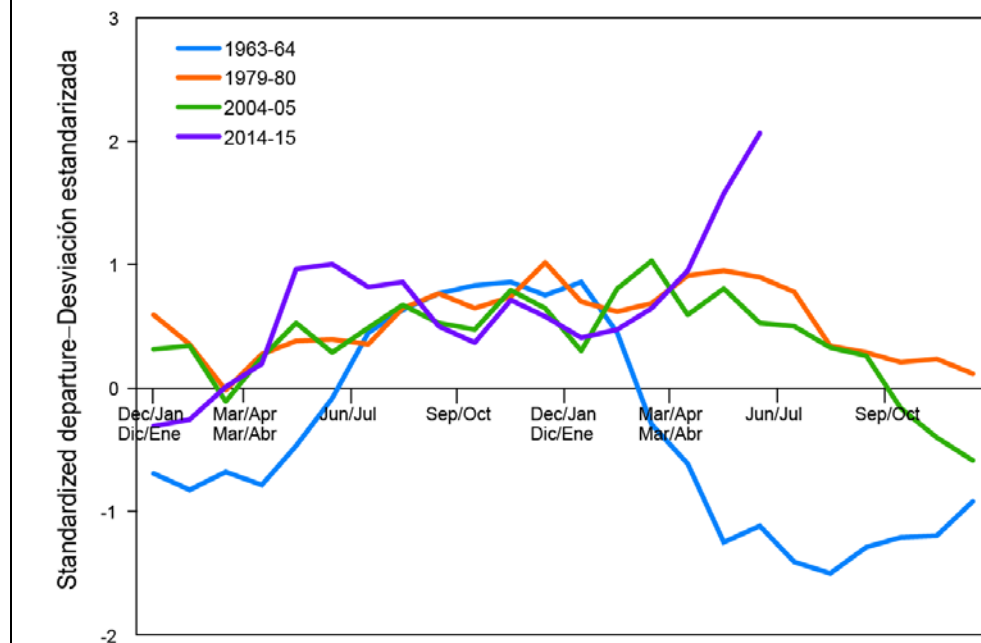


FIGURE 12. Comparison of the relative strength and timing of 2015 El Niño conditions to the temporal trend of monthly strength of three comparable weak El Niños. (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/-anomalies>)

near the northern reaches of the area breaking off to move northwesterly in the extension of the California Current/North Equatorial Current region. Those starting from locations near, but south of, the equator move west-southwest within the margins of the South Equatorial Current, while those south of the equator but closer to the South American continent move northward and then westward as they are entrained in the SEC. There is a striking difference between the vector fields for the two ENSO states: particularly evident is the

reversal of portions of the NEC and SEC. Such shifts in currents play a significant role in determining the location of fishing effort and the drift of fish-aggregating devices (FADs; see [Section 4](#)).

3. HISTORICAL TRENDS IN OCEANOGRAPHIC CONDITIONS

Data on atmospheric and ocean temperatures used to identify climate regime shifts have been available since the early 20th century. Climate regime shifts occurred in 1925, 1942, 1947, 1957, 1970, 1976-1977, and possibly 1998 (Graham 1994, Minobe 1997, Yasunaka and Hanawa 2005). A climate regime shift is a change from warmer(cooler) to cooler(warmer) climate; however, such shifts never return climate to exactly the previous state (Lorenz 1963). Climate regime shifts do not change long-term trends in global temperature, rather they are temporally-local changes in climate occurring on the (currently increasing) background trends in global temperature (Tsonis and Swanson 2012).

Climate regime shifts impact the timing and strength of El Niño events, and may also affect the factors that lead to such events. El Niño events that occur during warmer climate conditions are stronger, and last up to a year longer, than other El Niños (Yasunaka and Hanawa 2005). Since the 1976-1977 regime shift, the equatorial Pacific Ocean has been about 1.5°C warmer than before the shift (Stephens *et al.* 2001), and this warmer condition is conducive to the formation of, and stronger, El Niños. Regime shifts may also result in shifts in the events leading to El Niños.

Wang (1995) found that the 1976-1977 regime shift changed the nature of the forcing conditions leading to warming waters in the EPO and the development of El Niño events. Prior to the climate shift, such events followed large typhoons over northern Australia that led to warm waters propagating from the western Pacific into the EPO. This warming weakened the trade winds, and created conditions conducive to onset of an El Niño event. Since the 1976-1977 climate regime shift, the initiating typhoons have occurred over the Philippine Sea, and have increased the strength of the

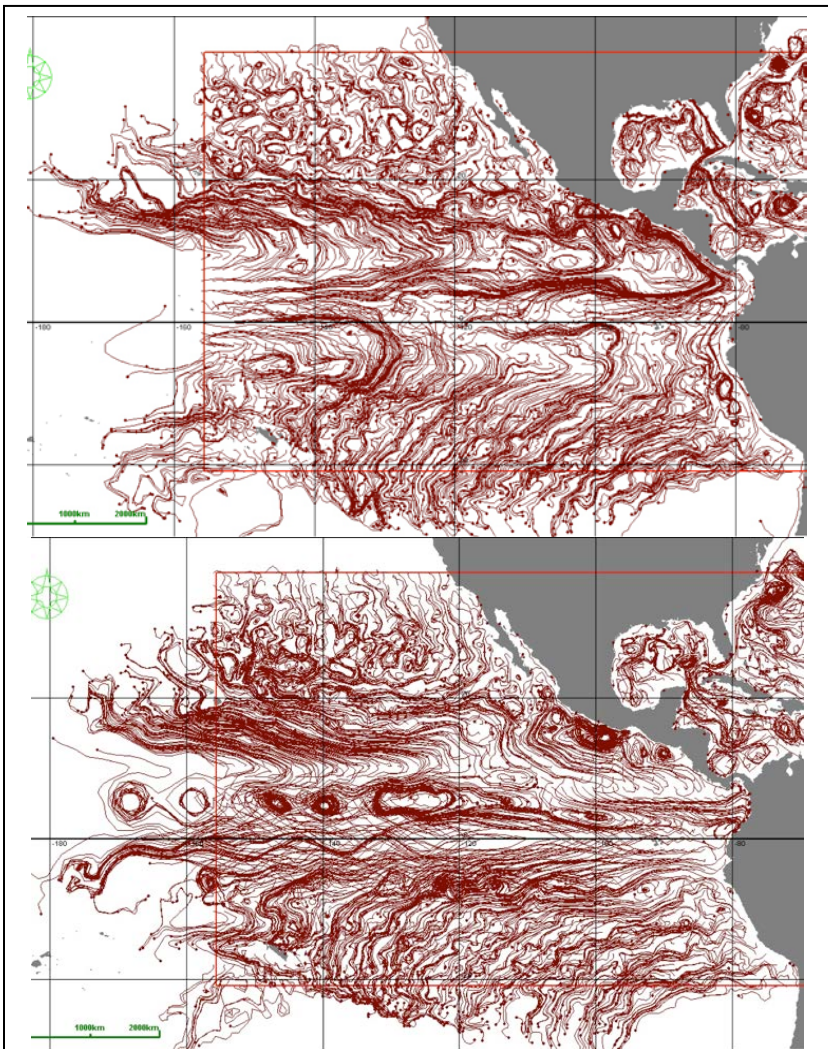
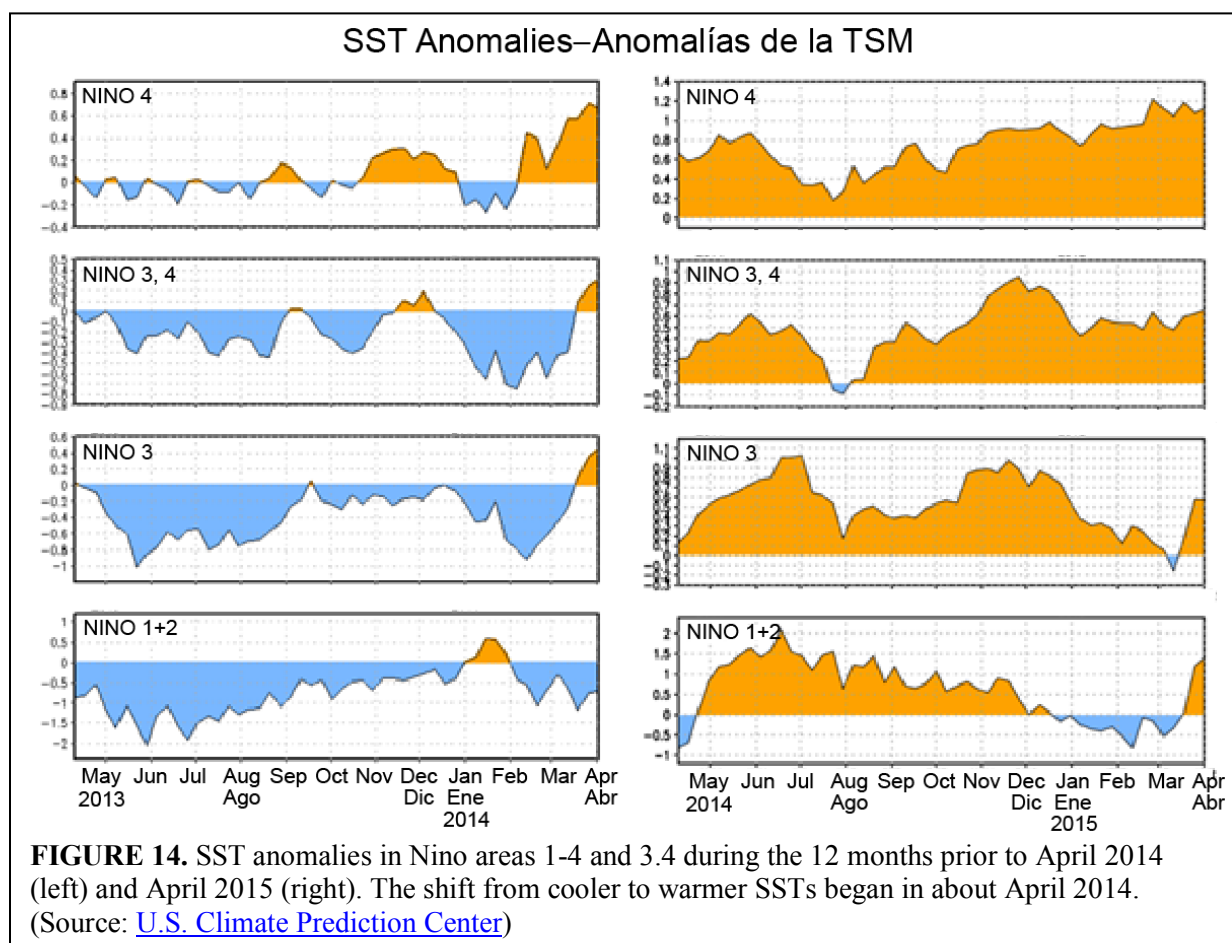


FIGURE 13. Vector fields of surface currents in the EPO during El Niño (upper) and La Niña (lower) events. El Niño flow clearly shows the breakdown of westward flow in the NEC and SEC and the absence of ring and eddy structure resulting from shear forces. Data are from the NASA/JPL ECCO2 model. (source: EASy/Spatial Analysis)

Westerlies and the southwest trade winds. These changes in the wind fields result in increased SSTs in the EPO, which are likewise conducive to El Niño events.

Cai *et al.* (2014) used coupled atmosphere-ocean models to examine the expected strength and frequency of El Niño events under conditions of global warming at levels similar to those observed previously. Their projections, based on the increased and increasing baseline temperatures of the EPO, indicated that the intensity and frequency of El Niño events increase with increases in baseline temperatures, because the decreased differential SSTs between the western and eastern Pacific allow more rapid and more intense warming of the EPO waters. The same could be expected following regime shifts to warmer conditions. These results are consistent with the conclusions of Yasunaka and Hanawa (2005). As climate and ocean models continue to improve, estimates and prediction of El Niño conditions should also improve.



The last strong El Niño occurred in 1997-1998. Since then there have been four more, in 2002-2003, 2004-2005, 2006-2007, and 2009-2010, and an extremely strong El Niño is forecast for 2015-2016. This is consistent with the greater frequency of occurrence (every 3-4 years) of El Niño since the last confirmed climate regime shift in 1976-1977.

4. CURRENT AND PREDICTED OCEANOGRAPHIC CONDITIONS

In April 2015, weak El Niño conditions were evident in the EPO, with a 70 percent probability that they would continue through the boreal summer and a 60 percent probability that they would last through the

boreal fall⁴. The MEI showed that this El Niño had so far been comparable to the three weakest El Niños since 1950. An analysis of data from the Nino areas indicated that they were all experiencing SST anomalies of $>0.5^{\circ}\text{C}$. An El Niño event is defined as three consecutive months of positive anomalies at this level or greater. In addition, the SOI remained negative, another indication of an El Niño, and subsurface ocean temperatures increased significantly during the previous month. A comparison of the SST anomalies in the Nino areas during the 12 months up to April 2015 with those up to April 2014 is shown in [Figure 14](#).

In April 2014 the Pacific was in a neutral state that was expected to last through spring, with an increasing probability of El Niño conditions later in that year. In May the probability was only 50%, rising to 65% in June, but the year closed without El Niño conditions arising. By February 2015 the U.S. Climate Prediction Center was predicting a 50-60% chance of an El Niño in late winter or early spring, and in March 2015 a 50-60% chance that the El Niño that had started during the previous month would continue through summer 2015. At the time of writing (August 2015), what had been expected to be a relatively weak El Niño in 2015-2016 is now forecast to be one of the strongest on record ([Figure 12](#)).

5. OCEANOGRAPHIC IMPACTS ON TUNA STOCKS, FISHERIES, AND MANAGEMENT

Physical forcing of the ocean environment impacts all life stages of species taken in the EPO tuna fisheries. While changes in abundance have been observed at magnitudes similar to those resulting from fishing, the mechanisms by which forcing translates into such changes are generally unknown, but in analyses of population abundance they are the key to separating environmentally-induced changes from changes resulting from fishing (Rothschild 2015).

The spatial-temporal distributions of economically important or charismatic species are known with some certainty, and their response to ocean conditions has been the subject of research and a factor guiding the efforts of fishermen. The environmental parameter most often used in modeling population dynamics is temperature (Rothschild 2015), probably because of the ease of obtaining the data and of studying the effects of temperature on fish physiology and behavior.

Many studies of tunas have identified temperatures that are optimal for such as spawning, growth, and adult habitat, and also extremes which when exceeded result in mortalities, *e.g.* spending too much time diving in waters that are cold and also have a low concentration of dissolved oxygen. Spatial distributions of skipjack (*Katsuwonus pelamis*; SKJ) and yellowfin tunas are generally limited by the distribution of SSTs between about 24° and 32°C ([Figure 3](#)). These species also make regular dives to deeper waters to feed, but they are of limited duration: the synergistic effects of colder water and low dissolved oxygen concentrations (*e.g.* Barkley *et al.* 1978, Evans *et al.* 1981, Brill 1994, Schaefer *et al.* 2009) restrict their time spent at depth. Thermocline depth is easily monitored in real time, but that is not the case for the vertical distribution of oxygen concentrations. In the EPO, the top of the oxygen minimum layer is below, and closely associated with, the depth of the thermocline.

In purse-seine fisheries, variations in ocean parameters over space and time affect the spatial-temporal distributions of fishing effort. The direct effect of the distribution of these parameters may be increased fishing efficiency when nets extend into cooler waters with lower oxygen concentrations, because this could act as a barrier for tuna that would otherwise escape by diving out of the bottom of the net before it is pursed (*e.g.* Bane 1966). For reasons unknown, tunas, particularly skipjack, congregate under floating objects, including artificial fish-aggregating devices (FADs), and become available for capture with purse seines. An unexpected secondary impact of the introduction of FADs in the EPO in the 1990s resulted from the discovery that juvenile bigeye tuna (*Thunnus obesus*; BET) also schooled under the FADs, below the skipjack. The development of the FAD fishery caused a shift in the nature of the fishing effort by a large part of the fleet, with the locations of fishing for skipjack now being determined mainly by the

⁴ U.S. National Weather Service
http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/ensodisc.pdf

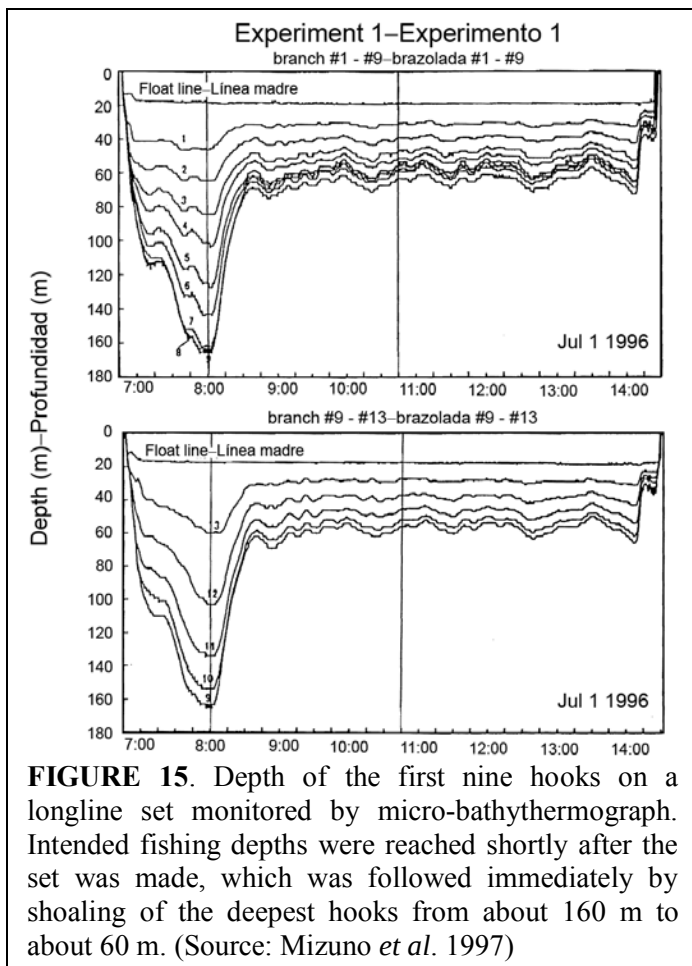
drift of FADs across the EPO. Fishermen use their knowledge of current systems, combined with electronic devices that measure various oceanographic parameters, when deciding where to search for tunas and where to place FADs.

The longline fisheries of the EPO principally target bigeye, which are better able to control their body temperature. Their higher capacity for thermoregulation allows them to exploit the waters above the thermocline and to spend extended periods of time feeding below it during daylight hours (Schaefer and Fuller 2002). As a result, the fishing efficiency of longline gear that places hooks below the thermocline during the day is increased relative to gear that fishes at shallower depths. Here, too, oceanographic conditions affect the efficiency of fishing gear based on its configuration and operational characteristics, and allow fishermen to target their effort more effectively, maximizing the catch of target species and potentially avoiding bycatch of others.

Subsurface current structure impacts both purse-seine and longline fisheries. Current shear, which results from the friction between two currents that are in contact but are not moving in the same direction or at the same speed, creates turbulence along the interface. When purse seines or longlines are set where there are counter-flowing currents and shear, the gears do not operate as designed. Purse-seine nets tend to collapse inwards, with resulting loss of ability to purse the net or to easily brail the catch and bring it aboard the vessel. In the case of both purse seines and longlines, there is a tendency for the gear to reach the full set depth, to then shoal to the depth of the shear, and to then tangle if the turbulence is strong enough. These conditions also create uncertainty when standardizing longline fishing effort, since gear configuration is often used as a proxy for depth of fishing. In the presence of current shear, the gear configuration will not be consistent with expected depth of fishing, thus reducing the precision of the models and introducing bias. Examples of the impact of current shear on the depth of longline sets are shown in [Figure 15](#).

Oceanographic features in the central and eastern Pacific other than SST that are affected by El Niño conditions include thermocline depth, upwelling, and eddy and loop formation. Changes in these features may impact the recruitment and availability of tunas; for example, as the thermocline deepens, the availability and catchability of skipjack and yellowfin to the purse-seine fishery decreases, as do those of bigeye to the longline fishery.

Oceanographic conditions have significant impacts on the distributions of tunas, although the impacts are not necessarily consistent for all ages and/or species. For example, all three species (bigeye, skipjack, and yellowfin) spawn only in waters at or above 24°C, which suggests a physiological constraint limiting survival rates at some point in the early-life period of these species. As a result, the spatial-temporal distribution of spawners of these species is limited to equatorial regions east of 140-130°W in the boreal spring ([Figure 3](#)). During this period the optimum



spawning regions (*i.e.*, those with SSTs $>26^{\circ}\text{C}$) remain well separated both meridionally and zonally. This seasonal and spatial separation of regions suitable for spawning, which results from the distributions of physically-forced ocean conditions, affords a parsimonious explanation for including two cohorts in assessments of yellowfin (IATTC 1972), and also lends support to the hypothesis of at least two stocks (northern and southern) of yellowfin in the EPO.

Over the past half-century or so, much research has been dedicated to understanding the stock structure of tropical tunas and billfishes and, because the fisheries for tropical tunas are highly valuable economically, much of that research has focused on bigeye, skipjack, and yellowfin tunas. Schaefer (2008) reviewed and summarized key studies and findings from these decades of work; he found that no single factor determined stock structure, but that tagging experiments provided a key to understanding it for all three species. In the EPO, current flow fields act in a manner that contributes to the presence and continuing separation of populations in the northern and southern EPO, particularly those populations for which the distribution of early life stages may influence or determine locations of recruitment to juvenile and adult populations, after which relatively small ambits could maintain recruits relatively close to the locations where they were spawned.

This separation of stocks of yellowfin in the EPO is not unlike that for striped marlin (*Kajikia audax*, MLS) and swordfish (*Xiphias gladius*, SWO). The existence of discrete stocks of these two species in the EPO is supported by (1) analyses of oceanographic conditions, catch rates, archival tag data, and spatial and/or temporal separation of spawning regions (striped marlin: Gonzalez Armas *et al.* 1993, Gonzalez Armas *et al.* 1999, Domeier 2006, Hyde *et al.* 2006, Hinton 2009; swordfish: Claramunt and Herrera 1994, Hinton and Deriso 1994); (2) genetic analyses (striped marlin: Graves and McDowell 1994, McDowell and Graves 2008, Purcell 2009; swordfish: Alvarado Bremer *et al.* 2006, Lu *et al.* 2011); and (3) differences in life history parameters such as growth rates and maximum age and size-at-age distributions by region (Sun *et al.* 2002, Cerna 2009, Chong and Aguayo 2009). In the case of albacore tuna (*T. alalunga*, ALB), a highly migratory temperate-water species with distinct northern and southern stocks in the Pacific Ocean and age-specific but ecologically similar migration patterns in both hemispheres, the distributions of the two stocks mirror each other within similar environments of the central gyres. However, there is no indication that, perhaps as a result of temperature and/or lack of food, either stock crosses the equator at any time (Sund *et al.* 1981). All of these life history and biological parameters are functions of the conditions encountered by the fish in their oceanic habitat.

Knowing a species' preferences and limitations in terms of oceanographic characteristics makes it possible to target management measures to achieve the desired conservation goals for certain species, but at the same time not limit the catches of species for which there is no need for management.

Ocean bathymetry, a parameter that remains essentially constant over time, influences the presence of marine fauna. For example, a Taylor column over a seamount will tend to increase primary production in the area, and thus attract fish and marine mammals. The same is true of undersea ridges and islands, whose effects include shear zones, increased production, and aggregations of marine fauna. In the case of striped marlin in the southern Coral Sea, for example, spawning takes place in upwelling regions of the high seas associated with submarine ridges (Hanamoto 1972).

Pelagic marine species move to maintain favorable positions in their environments. In a study of the interaction of the Hawaiian longline fishery with protected sea turtles, Polovina *et al.* (2000) identified the SSTs and frontal regions of the northern Pacific in which these interactions were most likely to occur. Then, using information on the spatial-temporal distribution of oceanographic conditions, they identified specific closure periods and areas for the fishery that would prevent such interactions, thus allowing the fishery to continue operating.

Frequently, fisheries management involves restrictions on fishing within a specific area during a specific period, but the choice of areas and periods is not always based on scientific evidence. Hobday and Hartmann (2006) created a temperature-based habitat model for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*;

SBT) which integrated data on subsurface temperatures from a circulation model and satellite-derived measures of SST with ambient temperature data recorded by tags implanted in southern bluefin. The results led to a restructuring of management areas. In subsequent work, Hobday *et al.* (2010) improved the model so that it could be used to redefine closed areas during the fishing season, thus creating a dynamic habitat-based management model.

Estimating the abundance of a population for management purposes requires an index of abundance, and these are often modeled using data from the fisheries that capture the species being modeled. However, this requires that the effective effort of the fishing gear be determined; *i.e.* what proportion of the gear is actually fishing within the habitat of the target species. Some proposed solutions to this problem use models that include measures of preferred habitat (*e.g.* Hinton and Nakano 1996, Maunder *et al.* 2006, Valavanis *et al.* 2008, Su *et al.* 2011).

In the same manner, analyses of catch rates with oceanographic parameters may be used to direct fishing to highly productive areas. Among the many examples are analyses of skipjack fisheries and ocean parameters to improve fishing success (Andrade 2003, Oishi *et al.* 2006), of the relationship between oceanographic parameters and the distributions of prey species and skipjack with respect to upwelling conditions off Baja California (Blackburn 1970), and of variation in the recruitment of yellowfin due to variability in ocean parameters (Langley *et al.* 2009). Among the studies of north Pacific albacore, Polovina *et al.* (2001) and Zainuddin *et al.* (2004) used satellite-based measures of SST and primary production to identify migration and foraging regions along fronts in the north Pacific.

The current status of global warming has caused concern about the potential for changes in abundance and distribution of various marine species, including skipjack. The availability of large amounts of satellite-derived data and data from general circulation models provides the opportunity to model and consider these impacts (Loukos *et al.* 2003).

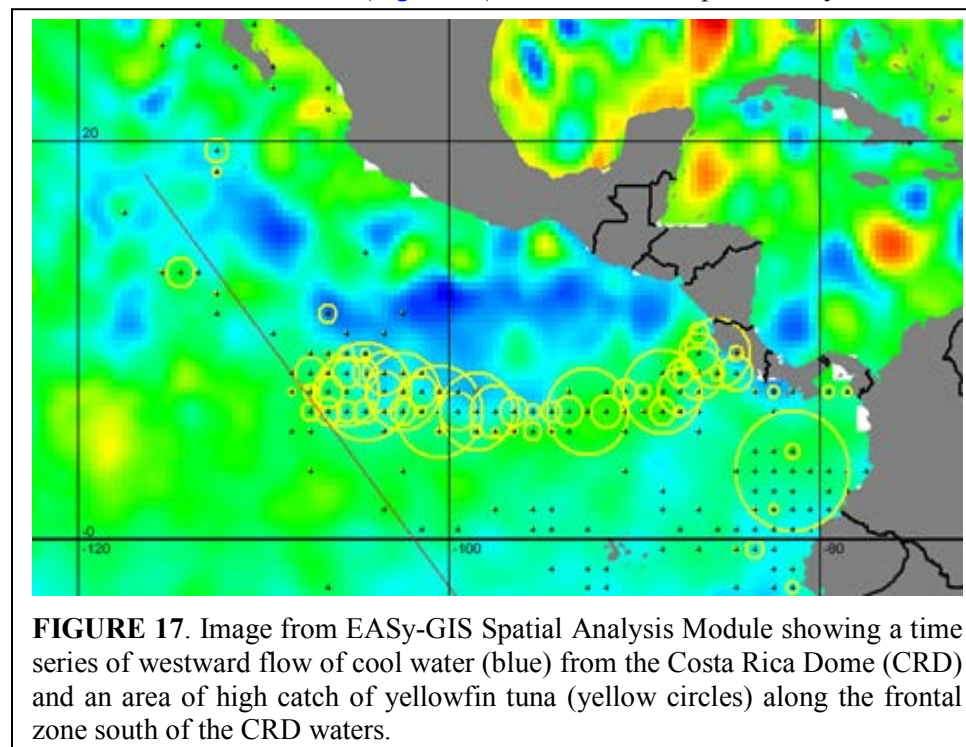
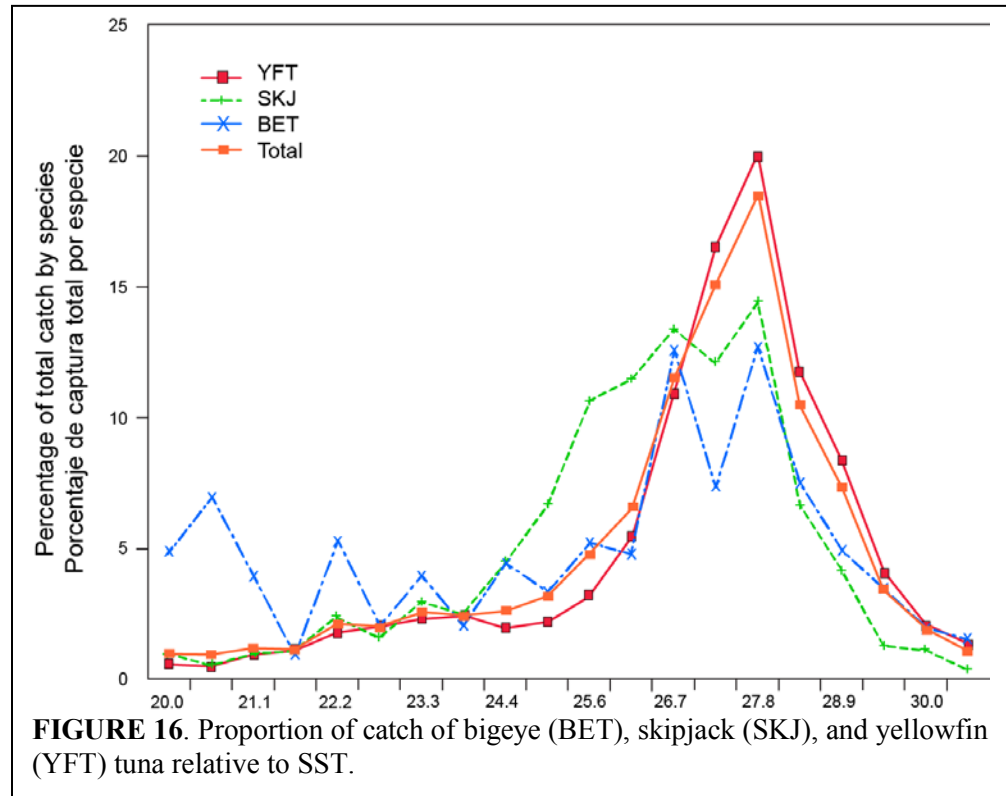
6. CURRENT RESEARCH

Among the ongoing and planned research on fisheries oceanography and the EPO tuna fisheries are efforts to determine dynamic closure areas for the conservation of bigeye tuna, and to understand the response of the fishery to ocean variability, the oceanographic conditions affecting the dynamics of the fleet across states of ENSO, and the mechanisms driving recruitment of tunas in the EPO.

A key problem facing the purse-seine fisheries in the EPO is the catch of juvenile bigeye in sets on FADs. It is generally agreed that this catch should be reduced, but simply limiting or prohibiting sets on FADs would significantly reduce catches of skipjack, which are taken in great numbers in FAD sets throughout the Pacific.

Oceanographic conditions may provide a means to reduce catches of non-target species.

An analysis of the catches of bigeye, skipjack, and yellowfin with respect to the SST at the location and time of capture suggests that it may be possible to reduce catches of bigeye by restricting fishing to waters with SSTs above about 25°C (Figure 16). However, these preliminary results could be explained by other



hypotheses and parameters not yet examined, and more analyses are needed before the viability of this approach can be confirmed. It is worth noting in this context that the spatial-temporal distribution of cooler SSTs in the EPO is irregular and widespread, which might make management by area infeasible. However, with readily-available satellite-based small spatial-temporal scale measures of SST and the ability to

determine SST prior to making a set, the oceanographic parameter SST may possibly prove suitable for managing tuna and reducing bycatches in the EPO, while simultaneously minimizing the potential loss of catch of target species.

Satellite-based oceanographic data are among the key information needed to examine physical forcing and associations in large marine ecosystems and fisheries, but ready and easy access has been, and at times remains, problematic. Also, these data are developed for geophysical research, and are generally not available in formats commonly used in fisheries science.

The Spatial Analysis Module for the EASy-GIS⁵ handles four-dimension arrays (X, Y, Z, T) to match, display, and conduct basic analyses of geophysical and fisheries data. Spatial Analysis can also call

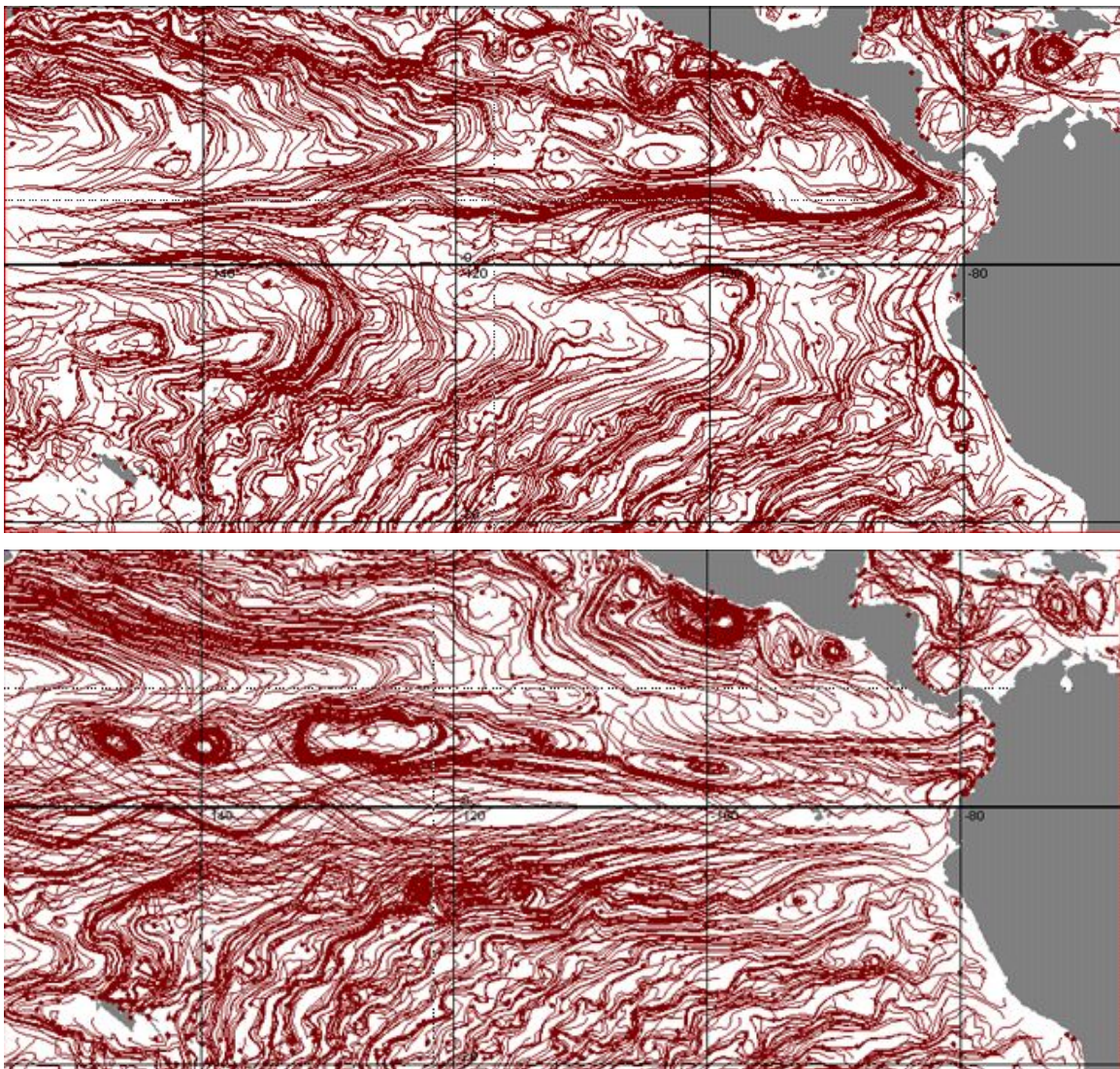


FIGURE 18. Large-scale current flow pathlines in the EPO between 20°N and 20°S during the 1997-1998 El Niño (upper panel) and the 1998-1999 La Niña (lower panel).

⁵ Environmental Analysis System (EASy) Geographical Information System (GIS) for marine applications. [System Science Applications, Inc.](#)

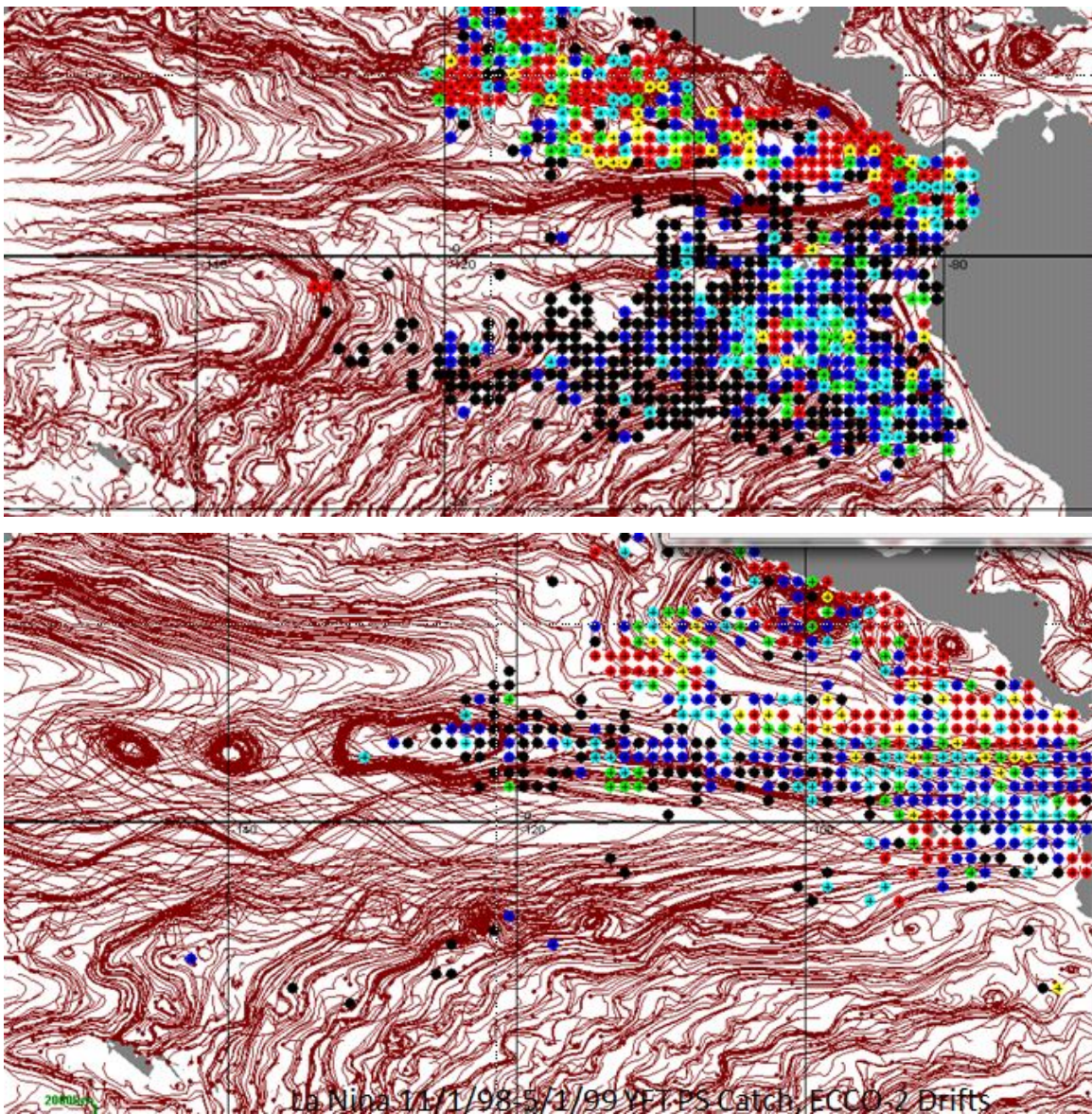


FIGURE 19. Locations of catches (low [black] to high [red]) of yellowfin in the EPO between 20°S and 20°N during the 1997-1998 El Niño (upper panel) and the 1998-1999 La Niña (lower panel).

procedures in R and export data files for subsequent analysis in programs such as ADMB, R, and SAS. The development of the module, and open access to the EASy-GIS system on which it runs, were made possible by a grant⁶ from the United States National Aeronautics and Space Administration (NASA). The system and module are available without cost to users.

An example of the use of the module to examine the response of purse seiners to ocean characteristics is shown in [Figure 17](#). The catch of yellowfin over time corresponds with a frontal zone extending from coastal regions near the Costa Rica Dome along the westward-flowing extension of upwelled cooler water from the Dome.

⁶ NASA [ROSES 2007](#) DSS-07

EASy-GIS provides a fully interactive means to run time series of fishing data overlaid by oceanographic data. [Figure 18](#) illustrates the significant difference in surface current patterns during a strong El Niño (1997-1998) and subsequent La Niña (1998-1999). The spatial-temporal distribution of fishing effort responds to shifts in such current patterns and in the distributions of oceanographic conditions ([Figure 19](#)).

The ability to model ocean and fisheries data together makes it possible to provide improved management advice and options that take these ocean-fishery relationships into account. The shift of fishing effort with respect to the closure area adopted in IATTC conservation resolutions is shown in [Figure 20](#).

Fishermen take oceanographic conditions into account when deciding on their fishing strategies, and many now make use of commercial products⁷ that provide current analyses of ocean conditions based on satellite data such as surface and sub-surface temperatures, mixed layer depth, and weather. Given the response of vessels to changing oceanographic conditions, including oceanographic parameters in models of fishing vessel operations should improve the ability to project the distributions of fleets and their

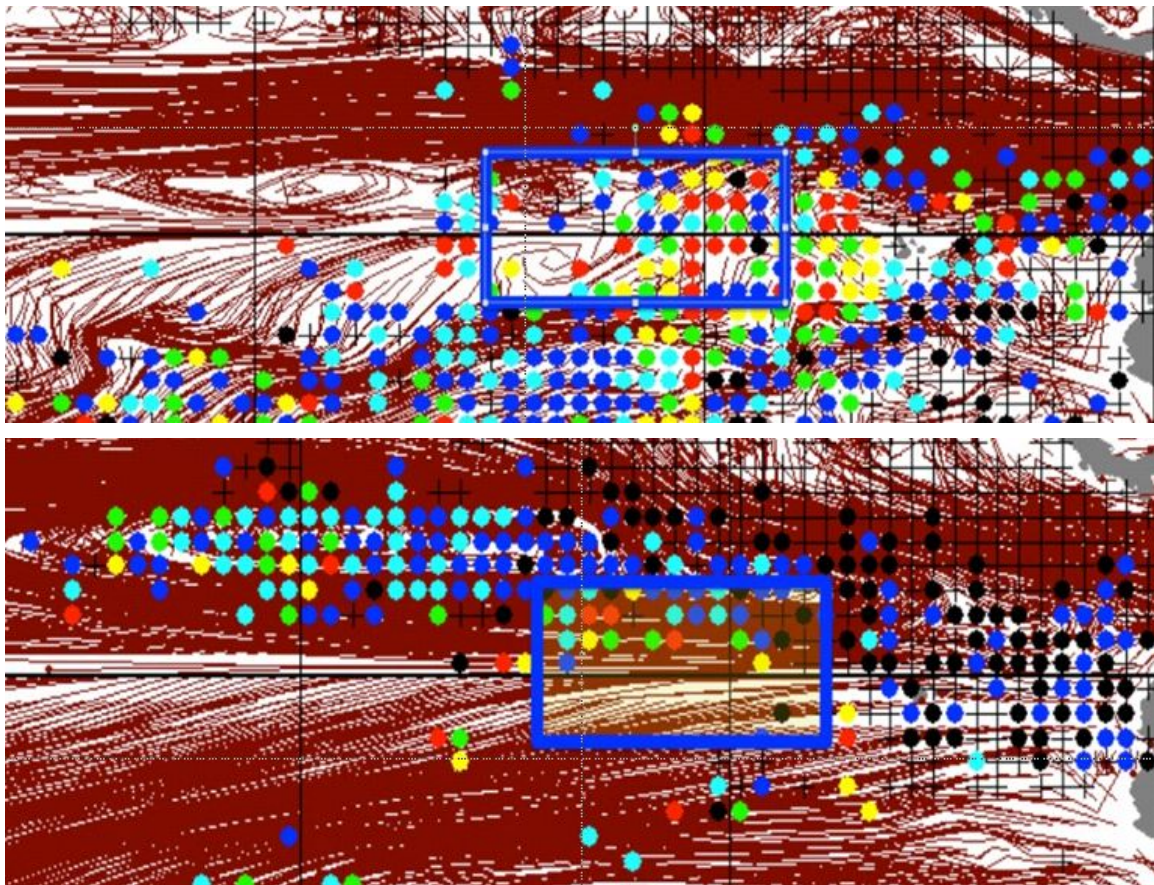


FIGURE 20. Distribution of catches (low [black] to high [red]) of bigeye during the 1997-1998 El Niño (upper) and 1998-1999 La Niña (lower) relative to the boundary (blue line) of the area closed to purse-seine fishing during October.

responses to changes in the environment and fisheries management. In a study⁸ funded by the United

⁷ e.g. SeaView http://www.oceani.com/Services_SeaView.html

⁸ Fishscape: <https://www.collectiveip.com/grants/NSF:1010280>

States National Science Foundation, ocean parameters were included in a model⁹ of fleet dynamics of the EPO tuna fisheries. The model projects the operations of individual vessels based on their current operational status, such as fuel on board and tons of fish on board, and on the ocean environment at the vessel's current position and at alternative fishing locations that it has "under consideration".

7. SUMMARY

The principal zonal surface currents in the EPO are wind-driven and are (from north to south) the westward-flowing North Equatorial Current, the eastward-flowing North Equatorial Countercurrent, and the westward-flowing South Equatorial Current. The eastward-flowing subsurface Equatorial Undercurrent is centered on the equator. The dynamics of these currents, and of those they feed in the EPO, are not well known. The California and the Humboldt eastern boundary currents contribute significant flow into the North and South Equatorial Currents.

The interannual climate of the region is dominated by the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), which shifts between states about every five years, although the frequency has been decreasing in the recent past. Regime shifts that change the baseline temperatures of the region occur at intervals of about 15-25 years, and in the equatorial Pacific they affect the frequency and intensity of El Niño events. The regime shift in 1976-1977 increased equatorial SSTs by about 1.5°C. Over time, the increasing accuracy and precision of integrated global atmosphere-ocean models will improve the ability to predict shifts in state of the ENSO.

The EPO covers about 18 percent of the surface area of the oceans, but it produces about 22 percent of the global primary production. Primary production occurs throughout the EPO, although, due to the shallow thermocline over the region resulting in a compressed euphotic zone, most production is from microplankton. High chlorophyll-a concentrations and levels of production are evident near the continent and along the equator, where upwelling provides input of iron, the limiting factor for primary production in the EPO.

Fisheries oceanography provides a means of increasing production from fisheries, reducing bycatch, and developing management options for regulated fisheries. It has proven effective in standardizing catch rates for use in stock assessments and in developing dynamic management options for highly migratory species, such as those developed for southern bluefin tuna. It is expected to increase options for managing tunas in the EPO and for reducing bycatch.

Understanding fleet dynamics and movements as ocean conditions change is important to fisheries assessment and to fisheries management. In stock assessments and development of management recommendations, assumptions must be made about fleet response and redistribution of fishing effort in response to external controls. Oceanographic parameters have been included in an integrated EPO tuna fisheries model that includes ocean conditions, stock production, fishing fleet dynamics, and impacts of management. The significant response of the fleet to El Niño/La Niña conditions has been identified, which will make it possible to consider options for management actions in the face of environmental change.

With information on limiting and preferred temperatures for tunas, it has been possible to identify the spatial-temporal distribution of waters suitable for spawning and for adult tunas. Understanding of oceanographic conditions has also contributed to the delineation, confirmed by genetic data analyses, of stock structure of the tunas and billfishes of the EPO.

⁹ Sun, J., M.G. Hinton, & D.G. Webster. 2015. Modelling the Spatial Dynamics of International Tuna Fleets. Submitted to Plos One (www.plosone.org).

LAS CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS EN EL OPO Y SUS EFECTOS SOBRE LAS PESQUERÍAS ATUNERAS

Michael G. Hinton

1. Introducción	89
2. oceanografía en el OPO	89
3. Tendencias históricas de las condiciones oceanográficas	98
4. condiciones oceanográficas actuales y predichas	99
5. Impactos Oceanográficos sobre las poblaciones, pesquerías, y gestión atuneras	100
6. Investigaciones actuales	104
7. Resumen	107
8. Literatura citada	109

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe describe la oceanografía en el Océano Pacífico oriental (OPO), y presenta las tendencias históricas del clima y los regímenes oceánicos y las condiciones actuales. Se comentan las relaciones entre las variaciones en las condiciones oceánicas y los impactos sobre las poblaciones de atunes, y las pesquerías que las aprovechan (IATTC 2014). Se presentan investigaciones en curso que se espera brinden herramientas para mejorar la gestión de los recursos pesqueros en el OPO.

2. OCEANOGRAFÍA EN EL OPO

En la [Figura 1](#) se ilustran las principales corrientes superficiales que forman el sistema de corrientes ecuatoriales. Tres de éstas son la Corriente Ecuatorial del Norte (NEC), la Corriente Ecuatorial del Sur (SEC), y la Contracorriente Ecuatorial del Norte (NECC). La cuarta es la Subcorriente Ecuatorial (EUC) subsuperficial, cuya posición es limitada a la línea ecuatorial (Cromwell 1958). La circulación a gran escala de las corrientes de superficie impulsadas por el viento es mantenida por transferencia de energía a la superficie del océano por los vientos alisios del noroeste y sureste que rodean al mundo entre aproximadamente 30°S y 30°N y que convergen en la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), y por los vientos de poniente que ocurren entre los paralelos de 35° y 50° en ambos hemisferios ([Figura 2](#)).

El efecto Coriolis, que es inducido por el efecto de la rotación de la tierra sobre los vientos y las corrientes oceánicas, causa que las corrientes que fluyen hacia el oeste se desvíen a la derecha en el hemisferio norte, y a la izquierda del hemisferio sur.

Vale lo contrario para las corrientes que fluyen al este. Cuando la NEC y SEC alcanzan el litoral occidental de la cuenca del Océano Pacífico, cambian de dirección (de forma consistente con el efecto Coriolis) hacia los polos, creando así las corrientes de Kuroshio y Australiana Oriental, que marcan el límite occidental. La Corriente de Kuroshio, que fluye hacia el norte, se une a la Corriente del Pacífico Norte, que, al alcanzar el continente norteamericano, se desvía al sur y da lugar a la Corriente de California, que a su vez se une a la NECC en aproximadamente 25°N, completando así el sistema de corrientes que rodea el Giro del Pacífico Norte. La Corriente Australiana Oriental fluye hacia el sur hasta juntarse con la Corriente Circumpolar Antártica (ACC), que fluye hacia el este y que, al alcanzar el continente sudamericano, se divide, y una porción de la misma fluye hacia el norte como la Corriente de Humboldt, encerrando así el Giro del Pacífico Sur.

El efecto del viento sobre las aguas de superficie crea un fenómeno conocido como Transporte de Ekman, que causa que el agua de las corrientes que rodean los giros fluyan hacia el centro de los mismos, alzando así la superficie del mar. Esto causa un afloramiento negativo al ser forzada a descender el agua en los giros.

Las corrientes impulsadas por el viento no están centradas en la línea ecuatorial, debido a la orientación suroriental del litoral del continente americano y la posición de los puntos bajos de las cordilleras de México y Centroamérica (Amador *et al.* 2006), que causan un desplazamiento de los vientos alisios hacia el norte. La velocidad de estas corrientes varía con el fortalecimiento estacional de los vientos alisios durante el invierno septentrional (boreal). La Corriente Ecuatorial del Norte (NEC), situada en aproximadamente 10-15°N, fluye al oeste a unos 20 cm/segundo (0.4 nudos); la Corriente Ecuatorial del Sur (SEC), que sigue la línea ecuatorial entre aproximadamente 7°N y 15°S, fluye al oeste a unos 100 cm/segundo (2 nudos); y la Contracorriente Ecuatorial del Norte (NECC), situada entre la NEC y la SEC en aproximadamente 3°N-10°N, fluye al este a unos 50

cm/segundo (1 nudo). En el interfaz de la NECC y la SEC ocurre un corte de corriente, que resulta de la fricción entre dos corrientes que están en contacto pero que no se desplazan en la misma dirección o a la misma velocidad, y causa remolinos ciclónicos que son arrastrados por la SEC y se desplazan al suroeste con la corriente. La intensidad del sistema de corrientes ecuatoriales varía en reacción a cambios estacionales en el forzamiento por el viento y porque el efecto Coriolis disminuye con la velocidad y latitud de la corriente, reduciéndose a cero en la línea ecuatorial. Estos cambios en la dinámica conducen

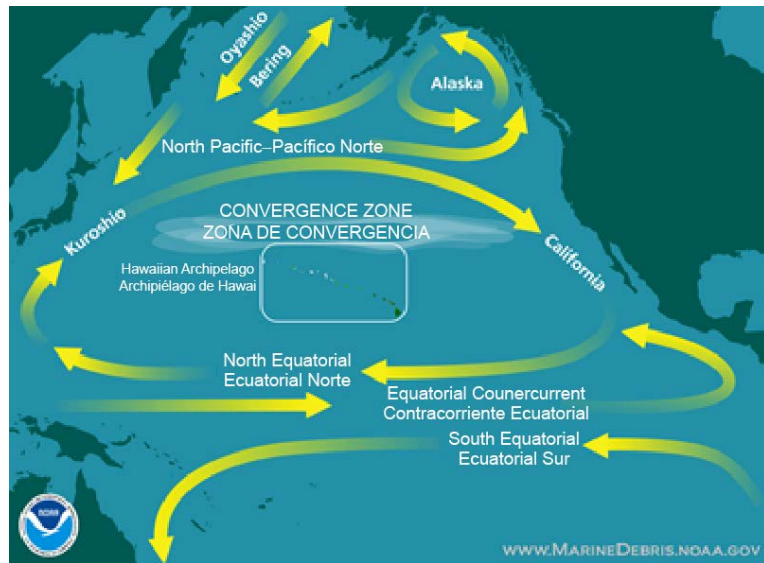


FIGURA 1. Corrientes de superficie en el Océano Pacífico del norte y ecuatorial (<http://www.marinedebris.noaa.gov>)

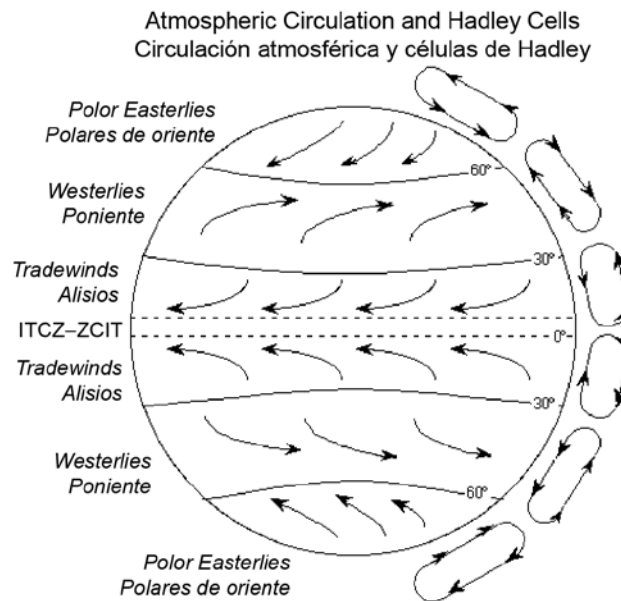


FIGURA 2. Circulación general de vientos de superficie y de Hadley meridional. Nótesen las células de Hadley norte y sur con flujo hacia arriba en la ZCIT y hacia abajo en latitud 30°. (Fuente: http://rjwsciencestm.com/Weather/Weather_FourWinds.html)

a cambios en todos los parámetros oceanográficos clave en el OPO, entre ellos el afloramiento, la formación y desplazamientos de giros y remolinos, la producción primaria, topografía de la termoclina, y temperatura superficial del mar (TSM).

En la [Figura 3](#) se presentan distribuciones representativas de las TSM mensuales medias correspondientes a regiones con TSM entre 24° y 30°C. Se seleccionó esta gama de temperaturas porque el desove de los atunes y un 90% de la captura de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*; YFT) ocurren en estas TSM. La expansión y contracción de estas áreas ocurren según las estaciones atmosféricas con cierto retraso debido a la tasa de transferencia de energía solar a la superficie del océano y su redistribución subsiguiente por forzamiento físico. Ocurren cambios importantes en la distribución de las TSM con mayor frecuencia que el ciclo estacional, con los cambios más importantes ocurriendo durante eventos de El Niño y La Niña (ver más adelante).

La termoclina es el punto en la columna de agua en el cual el cambio de temperatura con la profundidad es máximo. Tomando la isoterma de 20°C para representar la profundidad de la termoclina, la estructura norte-sur, o meridional, en el OPO es bien representada en el Panel T de la [Figura 4](#) (Wyrtki y Kilonsky 1984). El transecto va desde 17°S hasta 20°N en aproximadamente 155°O. Siguiendo la isoterma de 20°C desde el sur (izquierda), la termoclina asciende desde aproximadamente 250 m en 17°S hasta aproximadamente 150 m en la línea ecuatorial, en el centro de la EUC, luego desciende a unos 180 m en aproximadamente 4°N, debajo de la NECC. Entonces comienza a ascender de nuevo a medida que sigue pasando por debajo de la NECC, y alcanza su profundidad mínima, unos 90 m, directamente debajo de la convergencia de la NECC y la NEC. Posteriormente sigue descendiendo a medida que pasa por debajo de la NEC y el giro del norte. Este patrón es evidente entre 155°O y aproximadamente 160°E, y al este hasta aproximadamente 90°O, siendo más pronunciada al oeste y menos pronunciada al este. En la [Figura 5](#) (Philander 1990) se ilustra la estructura zonal, o este-oeste, de la termoclina. Señala que en la línea ecuatorial la termoclina asciende de una profundidad de unos 200 m en 160°E a 40 m en 90°O. El perfil

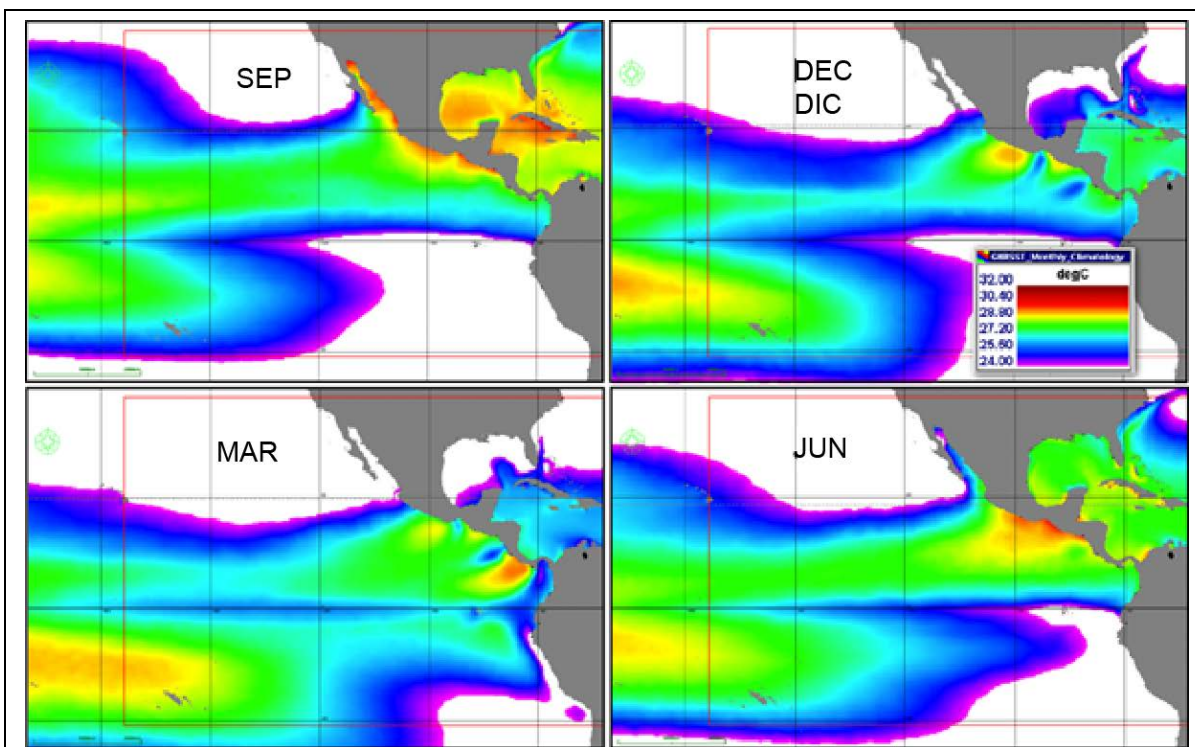


FIGURA 3. Distribución de las TSM trimestrales medias entre 24° y 32°C. El límite inferior es la temperatura mínima para el desove de los atunes, y el 90% de la captura del aleta amarilla proviene de aguas en esta gama de temperaturas. (imagen: EASy/SpatialAnalysis)

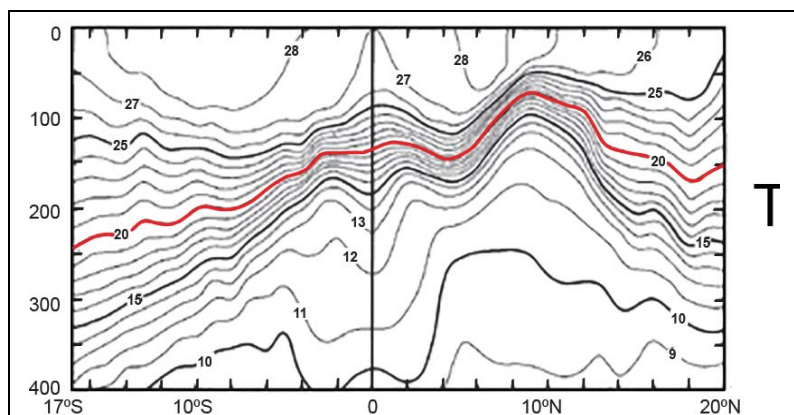


FIGURA 4. Transecto meridional de la isoterma de 20°C entre 17°S y 20°N en aproximadamente 155°O. La isoterma de 20°C sirve para representar la profundidad de la termoclina. (Adaptado de la Figura 2 de Wyrski y Kilonsky 1984.)

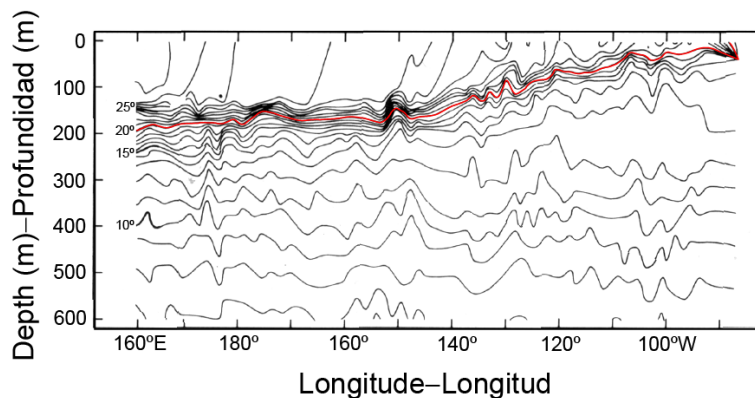


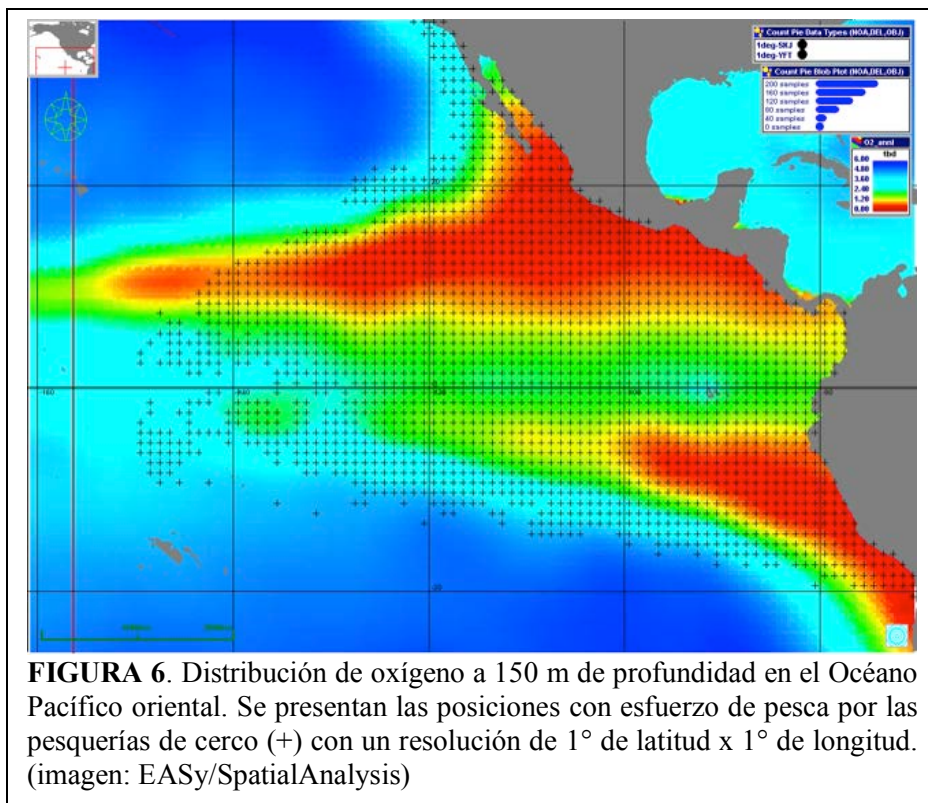
FIGURA 5. Transecto zonal de la isoterma de 20°C mostrando los bajos entre 160°E y 90°W (Philander 1990).

de la termoclina puede ser visualizado como una pendiente que asciende desde el oeste a lo largo de la línea ecuatorial y cuyas laderas descienden al norte y al sur de la misma. Durante eventos de El Niño, la termoclina asciende en el oeste y desciende en el este, y su perfil se vuelve más plano a medida que aguas superficiales más cálidas se extienden por el Pacífico central y oriental.

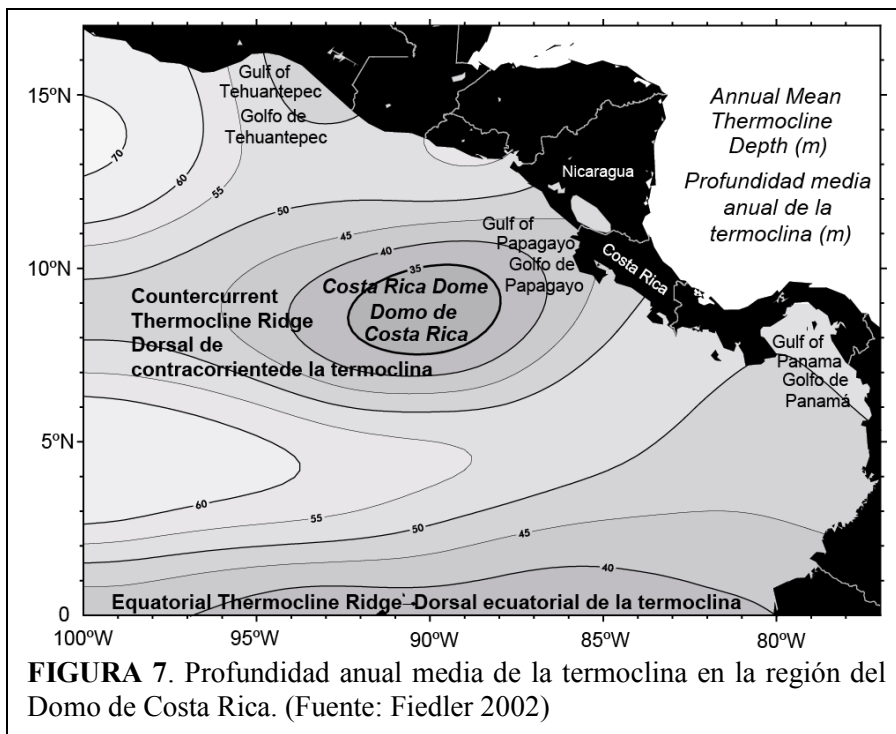
El OPO es caracterizado por un zona de oxígeno mínimo (una capa anóxica debajo de la termoclina que limita la distribución vertical de los peces y la producción primaria y secundaria) fuerte y poco profunda. La profundidad de esta zona está estrechamente vinculada con la profundidad de la termoclina, y las áreas con los niveles más bajos de oxígeno coinciden con aquellas con las termoclinas menos profundas. En la [Figura 6](#) se ilustra la concentración de oxígeno (ml/l) a una profundidad de 150 m. La región de concentraciones de oxígeno más bajas en el OPO norte se extiende mar adentro desde la costa entre la NEC y la SEC

(Pennington *et al.* 2006). El oxígeno en esta región es reducido a profundidad por material orgánico que se descompone y se hunde debajo de la termoclina desde las zonas de producción a menor profundidad, y estas aguas con oxígeno reducido se extienden por el OPO debajo de la termoclina.

La productividad en el OPO ecuatorial y norte es controlada por la disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica, la región en la columna de agua que recibe suficiente luz para fotosíntesis. Las regiones principales de producción primaria en el OPO son las regiones de afloramiento a lo largo de las costas y la línea ecuatorial y corriente abajo del Domo de Costa Rica ([Figura 7](#)). El afloramiento cerca de la costa es ayudado por los vientos que soplan a lo largo del litoral y los desplazamientos de agua resultantes (Transporte de Ekman). El afloramiento en el Domo resulta de una combinación del ascenso de la termoclina debido a forzamiento por el viento y el Transporte de Ekman resultante, los desplazamientos mar adentro del Domo y la extensión de la NECC a la costa al sur del Domo, y la mayor profundidad del Domo causada por vientos alisios de alta velocidad a mediados del invierno (Fiedler 2002). La productividad más alta cerca de la costa y en la región al oeste del Ecuador y el norte del Perú resulta de afloramiento costero a la Corriente de Humboldt y su extensión a la SEC, debida a los vientos que soplan a lo largo de la costa y al Transporte de Ekman.



principales a esta producción son las corrientes marginales orientales (21.4%), la SEC (17.5%), los límites costeros (16.1%), el afloramiento ecuatorial (13.6%), y el giro del Pacífico sur (11.4%). El 20% restante proviene de la NEC, NECC, y la cresta de la termoclina en 10°N (Pennington *et al.* 2006). En la [Figura 8](#) se ilustra la distribución de clorofila, que indica producción primaria, en febrero de 2007. Las regiones productividad máxima son claramente visibles. En la mayoría de los océanos, la producción



La nutriclina, la profundidad a la cual la pendiente de mayor concentración de nutrientes es máxima, coincide con la profundidad de la termoclina en todos los océanos (Pennington *et al.* 2006). La mezcla ascendente de nutrientes reciclados de debajo de la termoclina a la zona eufótica apoya la producción primaria en la nutriclina. Un 22% de la producción primaria en el Océano Pacífico proviene del OPO, que cubre solamente un 18% del Océano Pacífico. Dentro del OPO, los contribuyentes

primaria es limitada por la disponibilidad de nutrientes, pero en el OPO es limitada por bajas concentraciones de hierro. No obstante, en las regiones de afloramiento a lo largo de la costa, y alrededor de las Islas Galápagos, y en la línea ecuatorial, hay hierro disponible, y crea las zonas de producción relativamente alta en el OPO (Pennington *et al.* 2006).

Se han usado múltiples medidas (ver a continuación) como indicadores del inicio y desaparición subsiguiente de eventos de El Niño. El indicador más temprano de un Niño en el OPO es un incremento de la extensión al sur de la contracorriente de superficie que fluye hacia el sur a lo largo de la costa del Ecuador. Esta corriente, conocida localmente como El Niño, es formada en los meses invernales (enero-marzo/abril) por una extensión de la NECC que fluye hacia el sur (Sverdrup *et al.* 1942) y

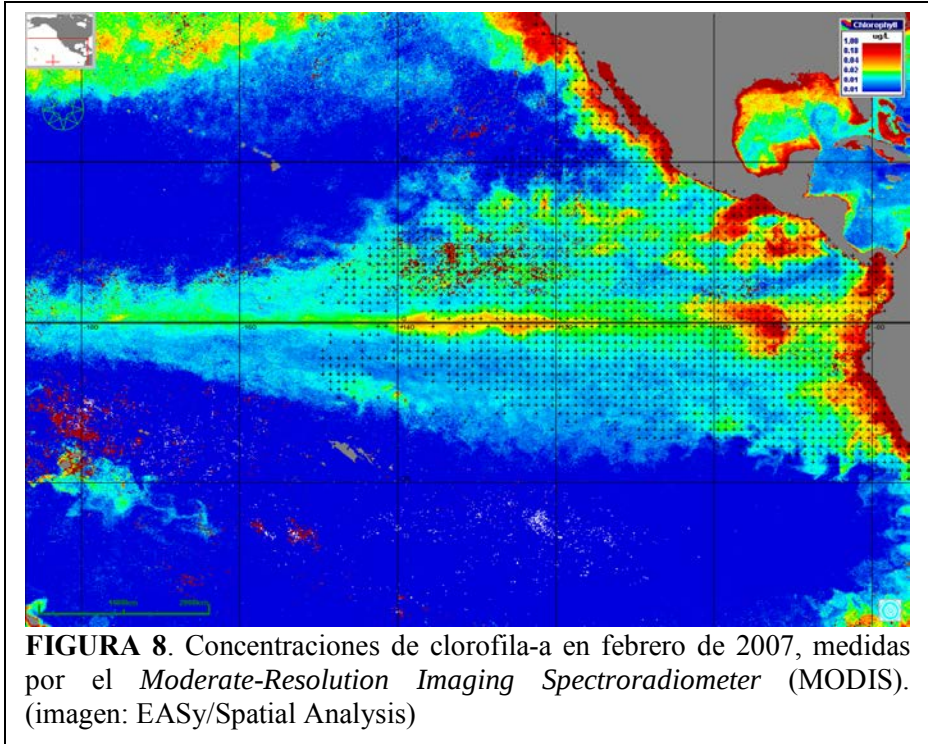


FIGURA 8. Concentraciones de clorofila-a en febrero de 2007, medidas por el *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). (imagen: EASy/Spatial Analysis)

una porción del flujo de la EUC (Philander 1990) que se desvía hacia el sur al pasar las Islas Galápagos. En años de un Niño, la intensificación anual de la EUC durante el invierno es más fuerte de lo normal. La intensificación subsiguiente de la corriente de El Niño causó un incremento de la precipitación en las regiones áridas de las costas del sur del Ecuador y el norte del Perú, y el aumento de las TSM causa mortalidad de peces y aves marinas de aguas frías (Sverdrup *et al.* 1942). *El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation* (Philander 1990) contiene una presentación extensa de la dinámica de los impactos de los eventos de El Niño en los Océanos Atlántico, Índico, y Pacífico, y *Progress in Oceanography* (2006, Vol. 69) contiene una colección de trabajos que brindan una síntesis más reciente enfocada en el OPO.

El término El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) se refiere al estado de múltiples circuitos atmosférico-oceánicos interdependientes en los que las temperaturas y flujos en un sistema – la circulación de Walker, por ejemplo – causa un cambio en una corriente oceánica, que entonces causa cambios en la circulación de Hadley (ver siguiente). No se entiende bien cómo se inician los cambios de un estado a otro (Wang y Fiedler 2006): por ejemplo, el cambio de un estado de El Niño a un estado neutro o de La Niña podría deberse a una reacción no lineal al forzamiento solar (Amador, Alfaro *et al.* 2006) o a cambios en las condiciones atmosférico-oceánicas causados por interacciones con la Oscilación Madden-Julian (Weickmann 1991, Takayabu *et al.* 1999), eventos intensos de convección de corta duración (10-20 días) en el Océano Índico que luego se trasladan rápidamente al Pacífico norte occidental, donde de nuevo persisten unos 10 a 20 días (Weickmann 1991, Takayabu *et al.* 1999). De todos modos, la naturaleza esencial de los vínculos entre la atmósfera y el océano son que “las máximas de la temperatura del mar en el Pacífico ecuatorial oriental y central ocurren como resultado de un debilitamiento anómalo de los vientos alisios del hemisferio sur con debilitamiento inherente del afloramiento ecuatorial” (Bjerknes 1969). Dos circulaciones, o células, atmosféricas son importantes para la discusión siguiente.

Los eventos de El Niño son impulsados por la Circulación de Walker (Bjerknes 1969; [Figura 9](#)), un patrón de flujo de aire de circulación cerrada, o célula, que conecta un centro de baja presión en el Pacífico occidental con un centro de alta presión en el Pacífico oriental. Aire cálido y húmedo asciende sobre el Pacífico occidental. A medida que asciende se enfría, pierde humedad y comienza a desplazarse

al este, y la presión del aire desciende en el Pacífico occidental. El aire que sopla a baja altura del este hacia esa región de baja presión en el Pacífico occidental constituye los vientos alisios. La baja humedad de estos vientos y el calentamiento solar del mar resulta en altas tasas de evaporación en el OPO, que crean el aire cálido y húmedo que se desplaza hacia el Pacífico occidental. A gran altura sobre el OPO el aire frío y seco del oeste crea una zona de alta presión, que causa que el aire descienda a la baja atmósfera, donde converge en los vientos alisios y completa la circulación. Como mayor la diferencia de presión entre este y oeste, mayor la fuerza de los vientos alisios. Cuando la Circulación de Walker se debilita, también se debilitan los vientos alisios, y es posible que se forme un El Niño.

La Circulación de Hadley (Bjerknes 1966, ver [Figura 2](#)) afecta también la existencia de los eventos de El Niño. A medida que los vientos alisios del norte y sureste soplan hacia la línea ecuatorial, recogen humedad y calor del océano y, cuando convergen sobre la ZCIT, crean la porción ascendente de la Circulación de Hadley. Este aire ascendente transporta energía de las regiones de superficie de la ZCIT a una altitud de unos 15 km y hacia el norte a latitudes más altas. Cuando los vientos alisios se debilitan, la Circulación de Hadley se intensifica a medida que las TSM aumentan debido a la disminución de las tasas de evaporación

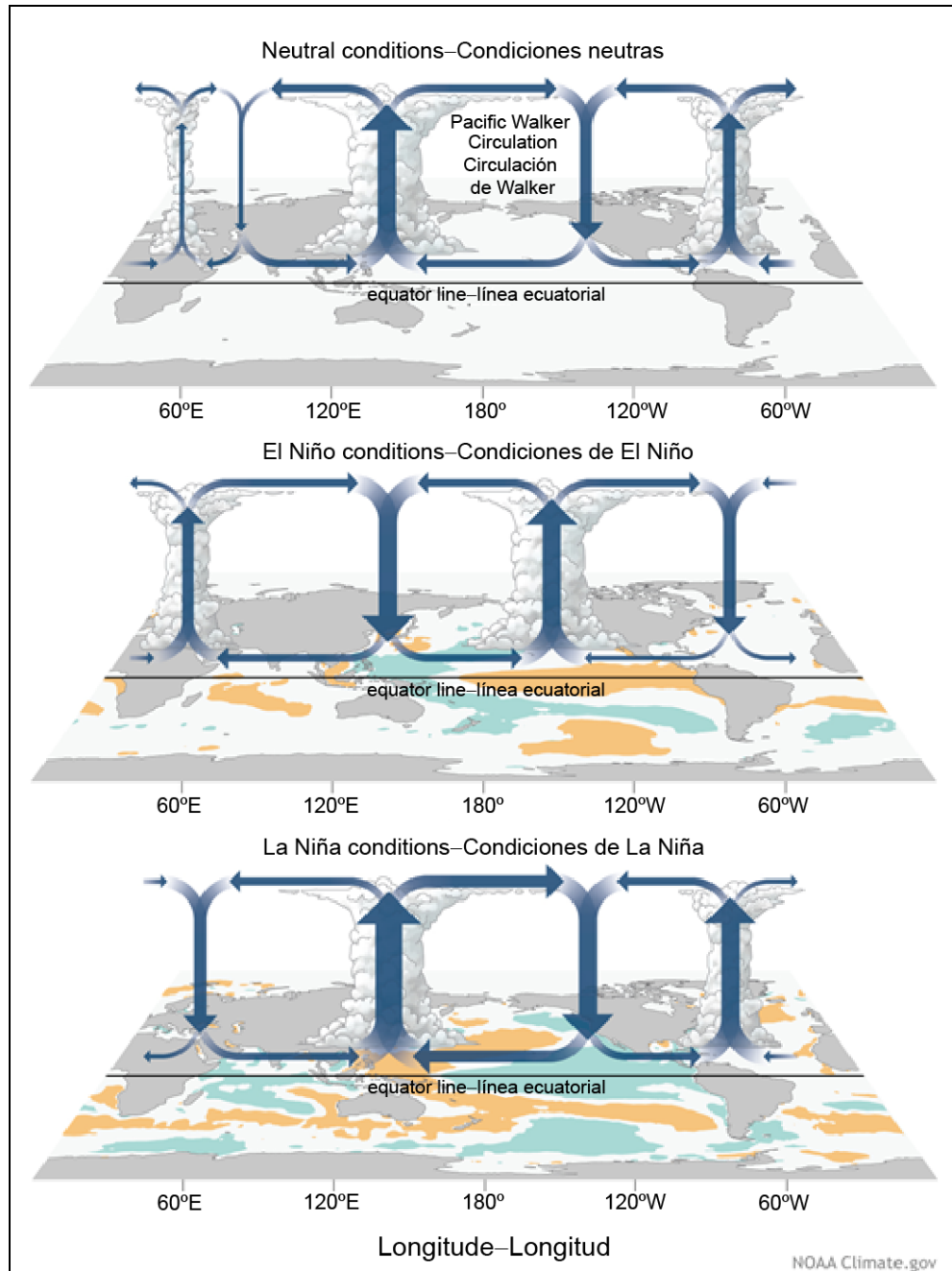
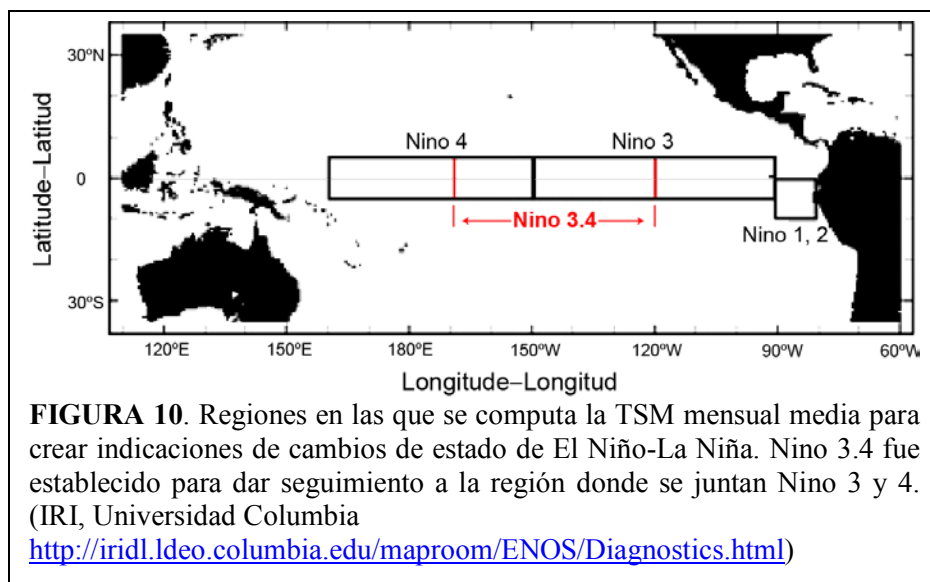


FIGURA 9. Circulación de Walker sobre el Océano Pacífico durante el invierno en condiciones neutras, de El Niño, y de La Niña. La anchura de las flechas conectadoras es apropiada a la magnitud del flujo. (Fuente: NOAA <http://www.Climate.gov>)



impulsadas por el viento; esto intensifica todavía más la Circulación de Hadley, lo cual resulta en un mayor debilitamiento de los vientos alisios. Los altos niveles de vapor de agua en la atmósfera que resultan del calentamiento solar y las TSM ascendentes asociadas, y la falta de transporte al oeste para esta humedad con los vientos alisios, resulta en un aumento de la precipitación en las

latitudes de la ZCIT.

Las circulaciones de Walker y de Hadley interactúan de tal forma que en ninguna de las dos se desplaza el aire en planos estrictamente verticales. Por ejemplo, la interacción en el OPO al norte de la ZCIT causa que el aire ascendente en la Circulación de Hadley se desplace al este al dar con el flujo oeste-este de la Circulación de Walker.

Los eventos de El Niño comienzan en los primeros meses del año, cuando la ZCIT, que se encuentra situada sobre el centro de la región con las mayores TSM en el OPO, se desplaza a su latitud más sureña. Las corrientes se calientan frente al sur del Ecuador y norte del Perú, y tiene lugar un mayor debilitamiento coincidente de los vientos alisios en el OPO. Este debilitamiento lleva a su vez a una disminución de las tasas de evaporación y un mayor debilitamiento de la Circulación de Walker. La reducción del enfriamiento que resulta de estas bajas tasas de evaporación conduce a TSM mayores y a la expansión de la ZCIT a zonas al sur de la línea ecuatorial. Durante algunos eventos de El Niño, la ZCIT puede alcanzar al sur hasta el norte de Perú, y es la posición e intensidad de la ZCIT que a menudo resulta en aumentos importantes de la precipitación en el sur de Ecuador y el norte de Perú.

El Índice de Oscilación del Sur (SOI), desde hace mucho tiempo considerado un indicador de eventos de El Niño, es la diferencia estandarizada de la presión del aire a nivel del mar en Darwin, Australia, y en Tahití, y proporciona una medida de la diferencia de presión que impulsa la Circulación de Walker. El índice de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), el ciclo entre los eventos de El Niño y La Niña, cambia de estado a medida que cambia la presión atmosférica a través del Pacífico. Durante un Niño la presión aumenta en el Pacífico occidental y disminuye en el OPO. El resultado es un mayor debilitamiento y posible cambio de dirección de la NEC y la SEC, que fluyen al oeste, y un fortalecimiento de la corriente cálida de El Niño que fluye al sur a lo largo del litoral de Sudamérica. Asimismo, la altura de la superficie del mar (ASM) aumenta en el OPO y disminuye en el Pacífico occidental a medida que la advección desplaza las aguas más cálidas del Pacífico central occidental al OPO. El aumento de la ASM en el OPO causa que se hunda la termoclina, y la disminución de la ASM en el Pacífico occidental tiene el efecto opuesto en esa región.

Se usan varios indicadores para el ENOS¹. Inicialmente, se establecieron cuatro regiones (Niño 1-4, [Figura 10](#)) en el Pacífico ecuatorial para computar las TSM medias. Para 1996 las investigaciones indicaban que a veces las condiciones en el límite contiguo de las áreas 3 y 4 eran informativas, y se

¹ <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/climateindices/list/>

creó el área 3.4².

El Índice ENOS Multivariable³ (MEI) usa análisis de componentes principales para combinar la presión al nivel del mar, los componentes zonal y meridional de los vientos de superficie, TSM, la temperatura del aire en la superficie, y nubosidad. Este índice incorpora la información de presión en el SOI y la información de TSM en las regiones Niño 1-4 y Niño 3.4, y añade información de medidas directas de los atributos clave observados en la atmósfera y el océano durante eventos de El Niño y La Niña. En la [Figura 11](#) se ilustra la tendencia histórica del MEI, y en la [Figura 12](#) la fuerza del Niño de 2015

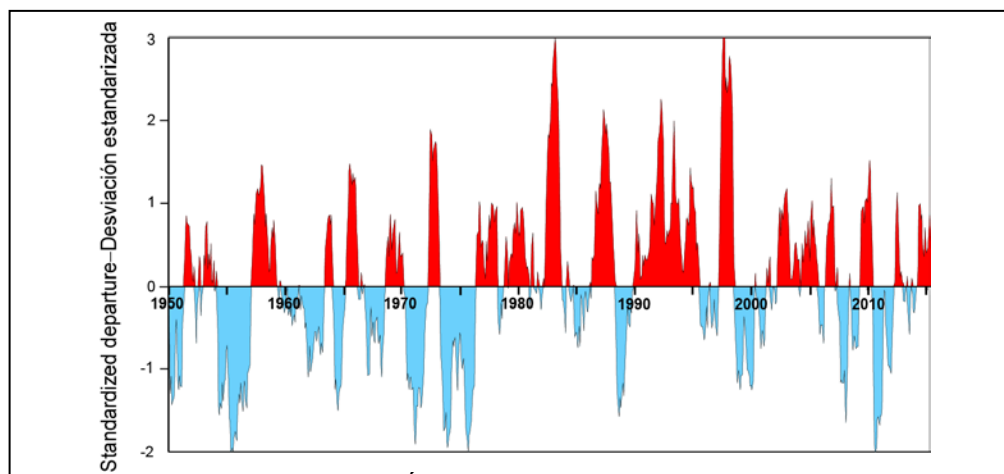


FIGURA 11. Tendencia del Índice ENOS Multivariable (MEI), 1950-2015.

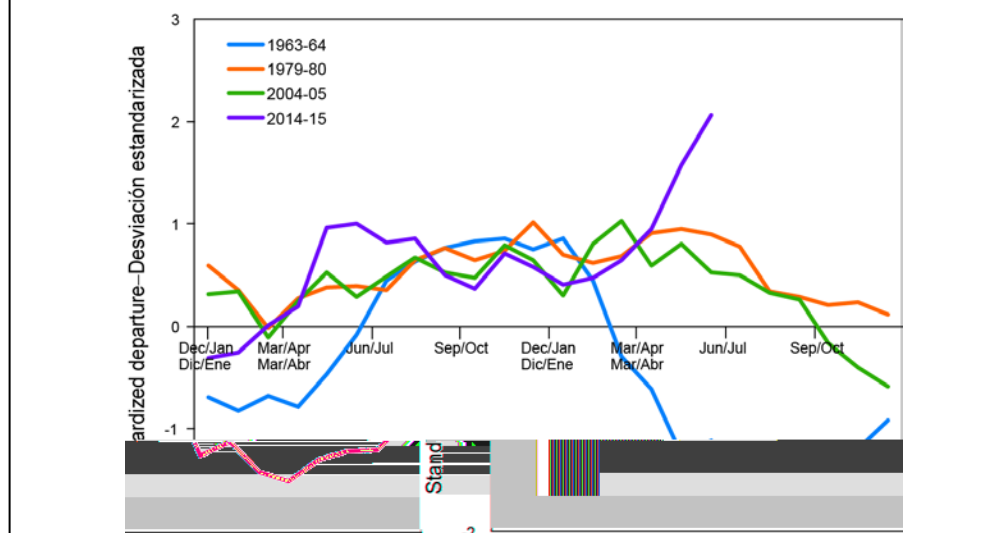


FIGURA 12. Comparación de la fuerza y ocurrencia de las condiciones de El Niño con la tendencia temporal de fuerza mensual de tres Niños débiles comparables. (<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/-anomalies>)

comparada con Niños débiles previos. Otro índice desarrollado más recientemente para identificar y describir eventos de El Niño es el Índice Trans-Niño (TNI), que se basa en diferencias de temperatura entre Niño 3.4 y Niño 1+2.

El propósito de los índices ENOS/El Niño es avisar con antelación de cambios venideros en el clima del Océano Pacífico y brindar una forma de describir y categorizar condiciones observadas de El Niño/La Niña. La utilidad de estos índices para dar seguimiento a o

gestionar la pesca depende de la exactitud y precisión de los indicadores. El uso de los índices en la gestión de la pesca implica entender la reacción de las flotas y de buques individuales a cambios en las condiciones oceanográficas locales que afectan las decisiones pesqueras. Entendido eso, estos índices podrían a la larga servir de más que una indicación de que la pesca será mejor o peor de un año a otro (ver [Sección 3](#)).

² <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/Readme.index.shtml>

³ <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>

Usando campos de vectores de corrientes de superficie del modelo oceánico global de alta resolución del Jet Propulsion Laboratory de la Administración Nacional de Aeronáutica y Espacio (NASA/JPL) para estimar la circulación y clima del océano (ECCO2), se estimaron las rutas de las corrientes durante eventos de El Niño y La Niña. En la [Figura 13](#) se ilustran los puntos de inicio y fin y las rutas durante un periodo de un mes. Queda claro que en todas las etapas de ENOS las rutas se desvían de la línea ecuatorial. Aquellas que comienzan al norte de la línea ecuatorial se desplazan al norte hasta aproximadamente 8-10°N: aquellas que comienzan alrededor de 8-10°N se desplazan al este-noreste, con aquellas cerca del límite norte del área separándose para fluir al noroeste a la región de la extensión de la Corriente de California/Corriente Ecuatorial del Norte. Aquellas que comienzan en puntos cerca de la línea ecuatorial, pero al sur de la misma, se desplazan al oeste-suroeste dentro de los márgenes de la Corriente Ecuatorial del Sur, mientras que aquellas al sur de la línea ecuatorial pero más cerca del continente sudamericano se trasladan al norte y luego al oeste a medida que son arrastrados por la SEC. Existe una diferencia notoria entre los campos de vectores de los dos estados de ENOS: particularmente evidente es la inversión de porciones de la NEC y la SEC. Este tipo de cambio en las corrientes desempeña un papel importante al determinar la ubicación del esfuerzo de pesca y la deriva de los dispositivos agregadores de peces (plantados; ver [Sección 4](#)).

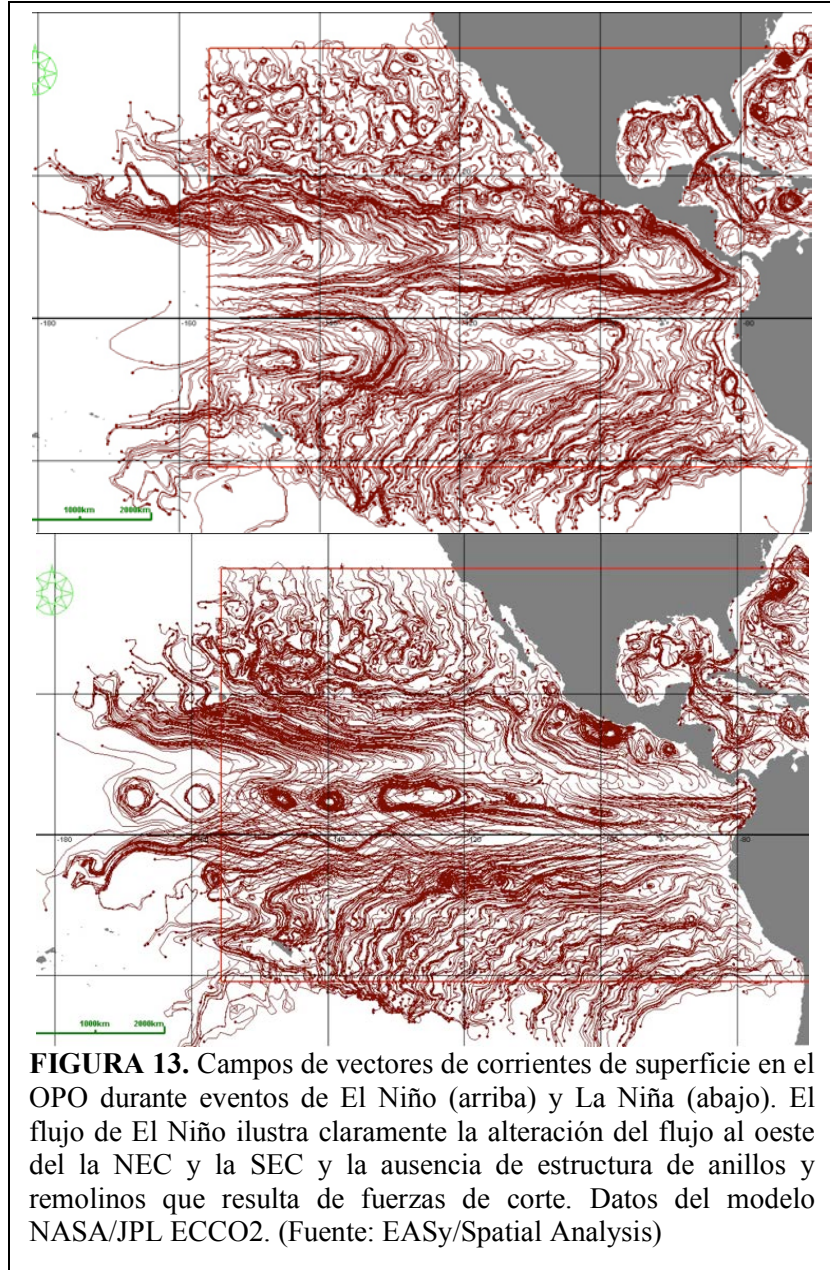


FIGURA 13. Campos de vectores de corrientes de superficie en el OPO durante eventos de El Niño (arriba) y La Niña (abajo). El flujo de El Niño ilustra claramente la alteración del flujo al oeste del la NEC y la SEC y la ausencia de estructura de anillos y remolinos que resulta de fuerzas de corte. Datos del modelo NASA/JPL ECCO2. (Fuente: EASy/Spatial Analysis)

Existe una diferencia notoria entre los campos de vectores de los dos estados de ENOS: particularmente evidente es la inversión de porciones de la NEC y la SEC. Este tipo de cambio en las corrientes desempeña un papel importante al determinar la ubicación del esfuerzo de pesca y la deriva de los dispositivos agregadores de peces (plantados; ver [Sección 4](#)).

3. TENDENCIAS HISTÓRICAS DE LAS CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS

Se dispone de datos de temperatura atmosférica y oceánica usados para identificar cambios de régimen climático desde principios del siglo 20. Los cambios de régimen climático, que ocurrieron en 1925, 1942, 1947, 1957, 1970, 1976-1977, y posiblemente 1998 (Graham 1994, Minobe 1997, Yasunaka y Hanawa 2005), son cambios de un clima más cálido a uno más frío, o viceversa, pero después de un cambio de este tipo, el clima no vuelve exactamente a su estado previo (Lorenz 1963). Estos cambios no cambian las

tendencias a largo plazo de la temperatura global, sino que representan cambios climáticos temporales y locales que ocurren adicionalmente a dichas tendencias generales (actualmente crecientes) de aumento de temperatura (Tsonis y Swanson 2012).

Los cambios de régimen climático ejercen efectos sobre cuándo ocurren los eventos de El Niño, y su fuerza, y posiblemente afecten también los factores que conducen a dichos eventos. Los eventos de El Niño que ocurren durante condiciones climáticas más cálidas son más fuertes que otros Niños, y duran hasta un año más (Yasunaka y Hanawa 2005). Desde el cambio de régimen de 1976-1977, el Océano Pacífico ecuatorial ha sido aproximadamente 1.5°C más cálido que antes del cambio (Stephens *et al.* 2001), y esta condición cálida es conducente a la formación de Niños más fuertes. Los cambios de régimen pueden también resultar en cambios en los eventos que conducen a un Niño.

Wang (1995) descubrió que el cambio de régimen en 1976-1977 cambió la naturaleza de las condiciones de forzamiento que conducen a un calentamiento de las aguas en el OPO y al desarrollo de eventos de El Niño. Antes del cambio climático, dichos eventos seguían grandes ciclones sobre el norte de Australia que conducían a la propagación de aguas cálidas del Pacífico occidental al OPO. Este calentamiento debilitaba los vientos alisios, y creaba condiciones conducentes a un evento de El Niño. Después del cambio de régimen en 1976-1977, los ciclones causativos ocurren sobre el Mar de Filipinas, y han incrementado la fuerza de los vientos de poniente y los vientos alisios del suroeste. Estos cambios en los campos de viento resultaron en TSM más altas en el OPO, similarmente conducentes a eventos de El Niño.

Cai *et al.* (2014) usaron modelos atmósfera-océano acoplados para examinar la fuerza y frecuencia esperadas de los eventos de El Niño bajo condiciones de calentamiento global en niveles similares a aquellos observados previamente. Sus proyecciones, basadas en el aumento reciente y continuo de las temperaturas base del OPO, indicaron que la intensidad y frecuencia de los eventos de El Niño aumentan en paralelo con aumentos de las temperaturas base, porque la reducción de la diferencia entre las TSM del Pacífico occidental y oriental permiten un calentamiento más rápido e intenso de las aguas del OPO. Se esperaría lo mismo después de cambios de régimen a condiciones más cálidas. Estos resultados son consistentes con las conclusiones de Yasunaka y Hanawa (2005). A medida que mejoran los modelos climáticos y oceánicos, las estimaciones y predicciones de condiciones de El Niño deberían también mejorar.

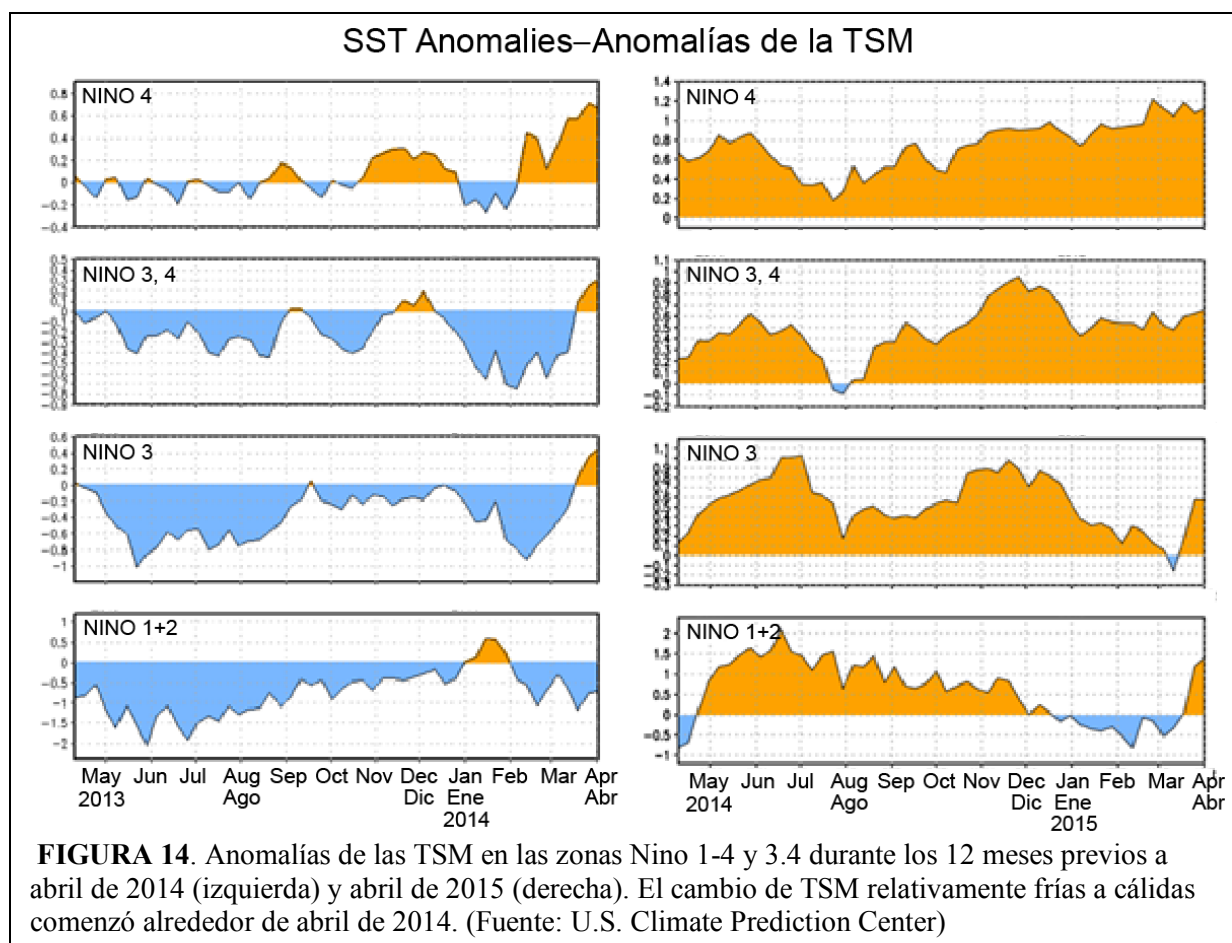
El último evento fuerte de El Niño ocurrió en 1997-1998. Desde entonces han ocurrido cuatro más, en 2002-2003, 2004-2005, 2006-2007, y 2009-2010, y se predice un Niño extremadamente fuerte para 2015-2016. Esto es consistente con la mayor frecuencia (cada 3-4 años) de los eventos de El Niño desde el último cambio confirmado de régimen climático en 1976-1977.

4. CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS ACTUALES Y PREDICHAS

En abril de 2015 eran evidentes condiciones débiles de El Niño en el OPO, con una probabilidad de 70% que continuarían durante el verano septentrional y de 60% que persistirían durante el otoño septentrional⁴. Según el MEI, este Niño fue en ese momento comparable con los tres eventos más débiles desde 1950. Un análisis de los datos de las zonas Nino indicaban que en todas éstas las anomalías de las TSM eran de >0.5°C. Se definen los eventos de El Niño como tres meses consecutivos de anomalías positivas de las TSM de este nivel o más. Además, el IOS siguió negativo, otra indicación de un Niño, y las temperaturas subsuperficiales del océano aumentaron de forma significativa durante el mes previo. En la [Figura 14](#) se comparan las anomalías de las TSM en las zonas Nino durante los 12 meses previos a abril de 2015 con aquellas de un año antes.

En abril de 2014 el Pacífico se encontraba en un estado neutro que se esperaba continuaría durante la primavera, con una probabilidad creciente de condiciones de El Niño posteriormente durante ese año. En

⁴ U.S. National Weather Service
http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/ensodisc.pdf



mayo la probabilidad era de solamente 50%, aumentando a 65% en junio, pero el año terminó sin que surgieran esas condiciones. Para febrero de 2015 el *Climate Prediction Center* de EE.UU. predecía una probabilidad de 50-60% de un Niño a fines del invierno o principios de la primavera, y en marzo de 2015 una probabilidad de 50-60% de que el Niño que comenzó durante el mes anterior continuaría durante el verano de 2015. En el momento de redactar este informe (agosto de 2015), se predice que lo que se había esperado ser un evento de El Niño relativamente débil en 2015-2016 será uno de los más fuertes jamás registrados ([Figura 12](#)).

5. IMPACTOS OCEANOGRÁFICOS SOBRE LAS POBLACIONES, PESQUERÍAS, Y GESTIÓN ATUNERAS

El forzamiento físico del medio ambiente oceánico afecta todas las etapas de vida de las especies capturadas en las pesquerías atuneras del OPO. Mientras que se han observado cambios en abundancia similares a aquellos que resultan de la pesca, se ignoran generalmente los mecanismos mediante los cuales el forzamiento se transforma en esos cambios, pero en los análisis de abundancia de poblaciones son la clave para separar los cambios inducidos por el medio ambiente de aquellos que resultan de la pesca (Rothschild 2015).

Se conocen con bastante certeza las distribuciones espaciotemporales de las especies de importancia económica o carismáticas, y su reacción a condiciones oceánicas ha sido objeto de investigación y constituyen un factor que orienta el esfuerzo de los pescadores. El parámetro ambiental usado con mayor frecuencia en los modelos de dinámica poblacional es temperatura (Rothschild 2015), debido probablemente a lo fácil que es obtener los datos y estudiar los efectos de la temperatura sobre la fisiología y el comportamiento de los peces.

Muchos estudios de los atunes han identificado temperaturas que son óptimas para, por ejemplo, el desove, crecimiento, y hábitat adulto, y también extremos que, cuando se rebasan, causan mortalidad; por ejemplo, pasar demasiado tiempo a profundidad en aguas frías y con una baja concentración de oxígeno disuelto. La distribución espacial de los atunes barrilete (*Katsuwonus pelamis*; SKJ) y aleta amarilla está generalmente limitada por la distribución de las TSM de entre aproximadamente 24° y 32°C (Figura 3). Estas especies también descienden regularmente a aguas más profundas para alimentarse, pero permanecen poco tiempo: los efectos sinérgicos del agua más fría y las bajas concentraciones de oxígeno disuelto (por ejemplo, Barkley *et al.* 1978, Evans *et al.* 1981, Brill 1994, Schaefer *et al.* 2009) limita el tiempo que pasan a profundidad. Es fácil dar seguimiento a la profundidad de la termoclina en tiempo real, pero ese no es el caso para la distribución vertical de las concentraciones de oxígeno. En el OPO, la parte superior de la capa de oxígeno mínimo se encuentra debajo de la profundidad de la termoclina, y estrechamente asociada a la misma.

En las pesquerías de cerco, las variaciones espaciales y temporales de los parámetros oceánicos afectan la distribución espaciotemporal del esfuerzo de pesca. El efecto directo de la distribución de estos parámetros podría ser una mayor eficacia pesquera cuando las redes alcanzan aguas más frías con concentraciones de oxígeno más bajas, ya que esto actuaría como barrera para los atunes que de otro modo escaparían nadando por debajo de la red antes de se cerrara (por ejemplo, Bane 1966). Por motivos desconocidos, los atunes, particularmente el barrilete, congregan debajo de objetos flotantes, incluidos los dispositivos agregadores de peces artificiales (conocidos como « plantados »), y pueden así ser capturados con red de cerco. Un impacto secundario inesperado de la introducción de los plantados en el OPO en los años 1990 resultó del descubrimiento que el atún patudo (*Thunnus obesus*; BET) juvenil también congrega bajo los plantados, debajo del barrilete. El desarrollo de la pesquería sobre plantados causó un cambio en la naturaleza del esfuerzo de pesca de una gran parte de la flota, con las posiciones de pesca de barrilete ahora determinadas principalmente por la deriva de los plantados a través del OPO. Los pescadores usan sus conocimientos de los sistemas de corrientes, en combinación con aparatos electrónicos que miden varios parámetros oceanográficos, al decidir dónde buscar atunes y dónde sembrar los plantados.

Las pesquerías atuneras de palangre en el OPO tienen como objetivo principal el patudo, que es más capaz de controlar la temperatura corporal. Esta capacidad de termorregulación les permite explotar las aguas encima de la termoclina y pasar periodos extensos alimentándose debajo de la misma durante el día. (Schaefer y Fuller 2002). Como consecuencia, la eficacia de pesca del arte palangrero que coloque los anzuelos debajo de la termoclina de día aumenta relativo al arte que pesque en profundidades menores. En este caso también, las condiciones oceanográficas afectan la eficacia del arte de pesca a partir de su configuración y características operacionales, y permiten a los pescadores dirigir su esfuerzo de forma más efectiva, maximizando la captura de las especies deseadas y evitando potencialmente la captura incidental de otras especies.

La estructura de las corrientes subsuperficiales afecta las pesquerías tanto de cerco como de palangre. El corte de corrientes, que resulta de la fricción entre dos corrientes que están en contacto pero no se mueven en la misma dirección o a la misma velocidad, crea turbulencia en el interfaz. Cuando se cala una red de cerco o un palangre donde haya corrientes que fluyen en distintas direcciones y corte de corrientes, las artes no funcionan de la forma debida. Las redes de cerco suelen colapsar hacia dentro, y entonces no pueden ser cerradas y es difícil cargar el pescado a bordo del buque. En el caso tanto de redes de cerco como de palangres, el arte suele alcanzar la profundidad total de lance, luego ascender a la profundidad del corte y enredarse si la turbulencia es suficientemente fuerte. Estas condiciones crean también incertidumbre al estandarizar el esfuerzo de pesca palangrero, ya que se use a menudo la configuración del arte para representar la profundidad de pesca. En la presencia de corte de corriente, la configuración del arte no será consistente con la profundidad de pesca esperada, reduciendo así la precisión de los modelos e introduciendo sesgos. En la [Figura 15](#) se presentan ejemplos del efecto del corte de corrientes sobre la profundidad de los lances palangreros.

Las características oceanográficas (aparte de la TSM) en el Pacífico oriental y central que son afectadas por condiciones de El Niño incluyen la profundidad de la termoclina, el afloramiento, y la formación de giros y remolinos. Estos cambios podrían afectar el reclutamiento y disponibilidad de los atunes; por ejemplo, a medida que aumenta la profundidad de la termoclina, la disponibilidad y capturabilidad del barrilete y aleta amarilla a la pesquería de cerco disminuyen, al igual que aquellas del patudo a la pesquería de palangre.

Las condiciones oceanográficas ejercen impactos importantes sobre la distribución de los atunes, aunque los impactos no son necesariamente consistentes para todas las edades y/o especies. Por ejemplo, todas las tres especies (patudo, barrilete, y aleta amarilla) desovan solamente en aguas de más de 24°C, lo cual sugiere una limitación fisiológica que limita las tasas de supervivencia en algún momento del periodo temprano del ciclo vital de estas especies. Como resultado, la distribución espaciotemporal de los reproductores de estas especies está limitada a las regiones ecuatoriales al este de 140-130°O en la primavera septentrional (Figura 3). Durante este periodo las regiones óptimas para el desove (es decir, aquellas con TSM >26°C) permanecen bien separadas en el sentido tanto meridional como zonal. Esta separación estacional y espacial de las regiones aptas para el desove, que resulta de la distribución de las condiciones oceánicas forzadas físicamente, brinda una explicación parca para incluir dos cohortes en las evaluaciones del aleta amarilla (IATTC 1972), y también apoya la hipótesis de al menos dos poblaciones (norte y sur) de aleta amarilla en el OPO.

Durante aproximadamente el último medio siglo se han dedicado muchas investigaciones a comprender la estructura poblacional de los atunes y peces picudos tropicales y, ya que las pesquerías de atunes tropicales son de gran valor económico, se ha enfocado gran parte de esas investigaciones en los atunes patudo, barrilete, y aleta amarilla. Schaefer (2008) revisó y resumió los estudios y conclusiones clave de estas décadas de trabajo; descubrió que no hay un solo factor que determina la estructura poblacional, pero que los experimentos de marcado brindan la clave para comprenderla para las tres especies. En el OPO, los campos de flujo de las corrientes actúan de una forma que contribuye a la presencia y separación continua de poblaciones en el OPO norte y sur, particularmente aquellas para las que la distribución de las etapas tempranas de vida podría afectar o determinar las zonas de reclutamiento a las poblaciones juvenil y adulta, tras lo cual ámbitos relativamente pequeños podrían mantener a los reclutas relativamente cerca de donde fueron desovados.

Esta separación de poblaciones de aleta amarilla en el OPO es similar a aquella del marlín rayado (*Kajikia audax*, MLS) y el pez espada (*Xiphias gladius*, SWO). La existencia de poblaciones separadas de estas

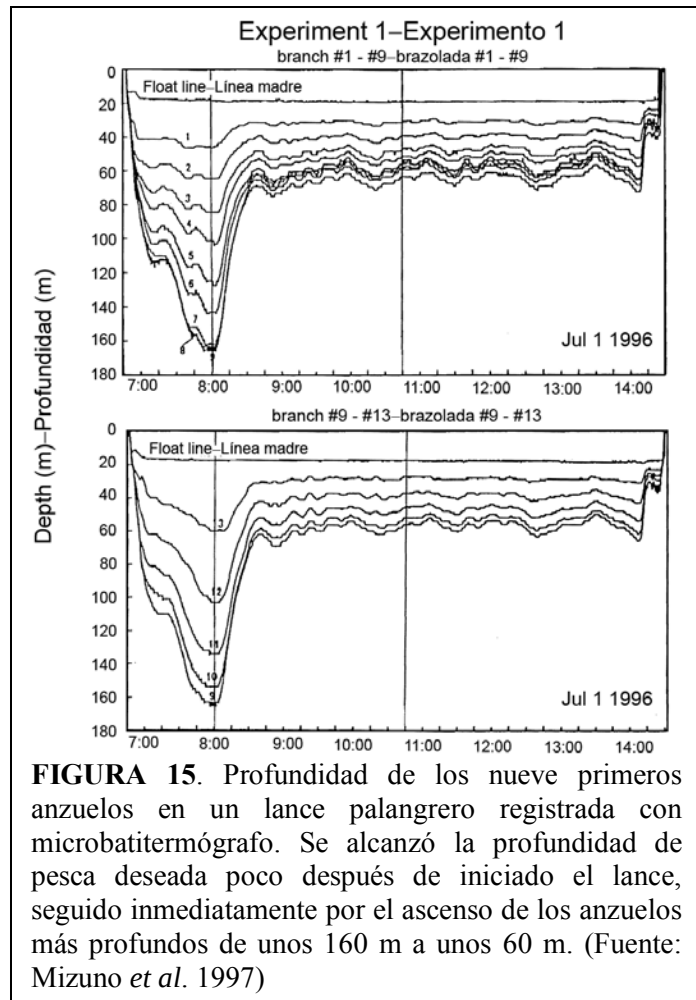


FIGURA 15. Profundidad de los nueve primeros anzuelos en un lance palangrero registrada con microbatitermógrafo. Se alcanzó la profundidad de pesca deseada poco después de iniciado el lance, seguido inmediatamente por el ascenso de los anzuelos más profundos de unos 160 m a unos 60 m. (Fuente: Mizuno *et al.* 1997)

dos especies en el OPO es apoyada por (1) análisis de condiciones oceanográficas, tasas de captura, datos de marcas archivadoras, y la separación espacial y/o temporal de las regiones de desove (marlín rayado: González Armas *et al.* 1993, González Armas *et al.* 1999, Domeier 2006, Hyde *et al.* 2006, Hinton 2009; pez espada: Claramunt y Herrera 1994, Hinton y Deriso 1994); (2) análisis genéticos (marlín rayado: Graves y McDowell 1994, McDowell y Graves 2008, Purcell 2009; pez espada: Alvarado Bremer *et al.* 2006, Lu *et al.* 2011); y (3) diferencias en los parámetros del ciclo vital tales como tasas de captura y edad máxima y distribuciones de tamaño por edad por región (Sun *et al.* 2002, Cerna 2009, Chong y Aguayo 2009). En el caso del atún albacora (*T. alalunga*, ALB), una especie de aguas templadas altamente migratoria con poblaciones norte y sur claramente diferenciadas en el Océano Pacífico y patrones de migración por edad ecológicamente similares en ambos hemisferios, la distribución de una población refleja la de la otra en ambientes similares en los giros centrales. No obstante, no existen indicaciones de que, tal vez como resultado de temperatura y/o falta de alimento, ninguna de las dos poblaciones cruce la línea ecuatorial en ningún momento (Sund *et al.* 1981). Todos estos parámetros del ciclo vital y biológicos son funciones de las condiciones que encuentran los peces en su hábitat oceánico.

Conocer las preferencias y limitaciones de una especie en términos de características oceanográficas posibilita ajustar las medidas de ordenación para lograr los objetivos de conservación deseados para ciertas especies, sin al mismo tiempo limitar las capturas de especies que no necesitan ordenación.

La batimetría oceánica, un parámetro que sigue esencialmente constante a lo largo del tiempo, afecta la presencia de fauna marina. Por ejemplo, una columna de Taylor sobre un monte submarino suele incrementar la producción primaria en la zona, y atrae por tanto peces y mamíferos marinos. Ocurre lo mismo en las crestas submarinas e islas, cuyos efectos incluyen zonas de corte, producción incrementada, y concentraciones de fauna marina. En el caso del marlín rayado en el sur del Mar de Coral, por ejemplo, el desove tiene lugar en regiones de afloramiento de alta mar asociadas a crestas submarinas (Hanamoto 1972).

Las especies marinas pelágicas se desplazan para mantener una posición favorable en su medio ambiente. En un estudio de la interacción de la pesquería palangrera en Hawai con tortugas marinas protegidas, Polovina *et al.* (2000) identificaron las TSM y regiones frontales del Pacífico norte con la mayor probabilidad de que ocurran estas interacciones. Luego, usando información sobre la distribución espaciotemporal de las condiciones oceanográficas, identificaron períodos y zonas de veda específicas que evitarían estas interacciones, permitiendo así que siguiera operando la pesquería.

Frecuentemente, la ordenación de la pesca implica restricciones sobre la pesca en una zona específica durante un periodo específico, pero la selección de zonas y períodos no se basa siempre en pruebas científicas. Hobday y Hartmann (2006) crearon un modelo de hábitat basado en temperatura para el atún aleta azul del sur (*Thunnus maccoyii*; SBT) que integra datos de temperaturas subsuperficiales de un modelo de circulación y datos satelitales de TSM con datos de temperatura ambiental registrados por marcas implantadas en individuos de esta especie. Los resultados condujeron a una reestructuración de las zonas de ordenación. En trabajos subsiguientes, Hobday *et al.* (2010) mejoraron el modelo para permitir usarlo para redefinir las zonas de veda durante la temporada de pesca, creando así un modelo de ordenación dinámico basado en hábitat.

Para estimar la abundancia de una población con fines de ordenación es necesario un índice de abundancia, y a menudo se modelan éstos con datos de las pesquerías que capturan la especie que se está modelando. Sin embargo, esto requiere que se determine el esfuerzo efectivo del arte de pesca; es decir, la proporción del arte que está realmente pescando en el hábitat de la especie objetivo. Algunas de las soluciones propuestas para este problema usan modelos que incluyen medidas de hábitat preferido (por ejemplo, Hinton y Nakano 1996, Maunder *et al.* 2006, Valavanis *et al.* 2008, Su *et al.* 2011).

De la misma manera, los análisis de tasas de captura con parámetros oceanográficos pueden ser usados para dirigir la pesca a zonas altamente productivas. Entre los muchos ejemplos figuran los análisis de las pesquerías de barrilete y parámetros oceánicos para mejorar el éxito de la pesca (Andrade 2003, Oishi *et*

al. 2006), de la relación entre los parámetros oceanográficos y la distribución de especies presa y barrilete con respecto a las condiciones de afloramiento frente a Baja California (Blackburn 1970), y de la variación en el reclutamiento de aleta amarilla debida a la variabilidad de los parámetros oceánicos (Langley *et al.* 2009). Entre los estudios del albacora del Pacífico norte, Polovina *et al.* (2001) y Zainuddin *et al.* (2004) usaron medidas satelitales de las TSM y la producción primaria para identificar regiones de migración y alimentación a lo largo de frentes en el Pacífico norte.

El estatus actual del calentamiento global ha causado preocupación acerca del potencial de cambios en la abundancia y distribución de varias especies marinas, incluido el barrilete. La disponibilidad de grandes cantidades de datos satelitales y datos de los modelos de circulación general brinda la oportunidad de modelar y considerar estos impactos (Loukos *et al.* 2003).

6. INVESTIGACIONES ACTUALES

Entre las investigaciones en curso y planeadas de la oceanografía pesquera y las pesquerías atuneras del OPO se incluyen esfuerzos por determinar zonas de veda dinámica para la conservación del atún patudo, y comprender la respuesta de la pesquería a la variabilidad oceánica, las condiciones oceanográficas que afectan la dinámica de la flota en todos los estados de ENOS, y los mecanismos que impulsan el reclutamiento de atunes en el OPO.

Un problema clave que enfrentan las pesquerías cerqueras en el OPO es la captura de patudo juvenil en lances sobre plantados. Se reconoce generalmente que esta captura debería ser reducida, pero simplemente limitar o prohibir los lances sobre plantados reduciría de forma significativa las capturas de barrilete, que es capturado en grandes cantidades en lances sobre plantados en el Pacífico entero.

Las condiciones oceanográficas podrían brindar una forma de reducir las capturas de especies no objetivo. Un análisis de las capturas de patudo, barrilete, y aleta amarilla en relación con la TSM en el lugar y momento de captura sugiere que podría ser posible reducir las capturas de patudo si se limitara la pesca a aguas con TSM de más de unos 25°C (Figura 16). No obstante, estos resultados preliminares podrían ser explicados por otras hipótesis y parámetros que todavía no han sido examinados, y son necesarios más análisis antes de poder confirmar la viabilidad de este enfoque. Cabe destacar en este contexto que la distribución

espaciotemporal de las TSM más bajas en el OPO es irregular y extendida, lo cual podría imposibilitar la ordenación por área. No obstante, con medidas satelitales de TSM a pequeña escala espaciotemporal fácilmente obtenibles y la capacidad de

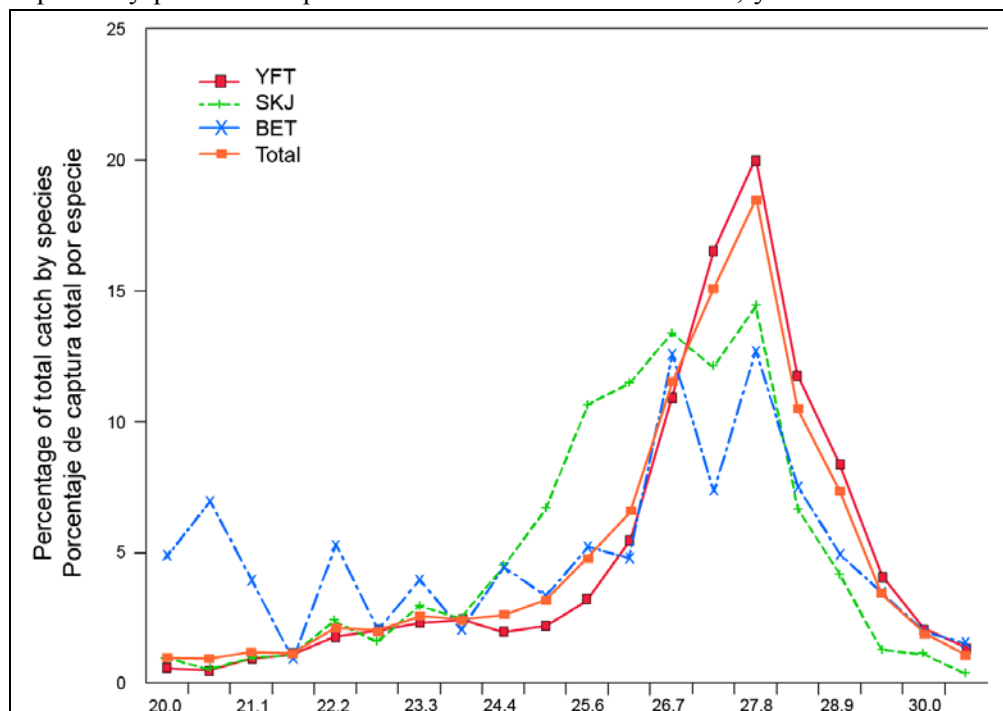


FIGURA 16. Proporción de la captura de atunes patudo (BET), barrilete (SKJ), y aleta amarilla (YFT), como función de la TSM.

determinar la TSM antes de realizar un lance, el parámetro oceanográfico TSM podría posiblemente resultar ser adecuado para gestionar los atunes y reducir las capturas incidentales en el OPO, y al mismo tiempo minimizar la pérdida potencial de captura de especies objetivo.

Los datos oceanográficos satelitales figuran entre la información más importante necesaria para examinar el forzamiento físico y

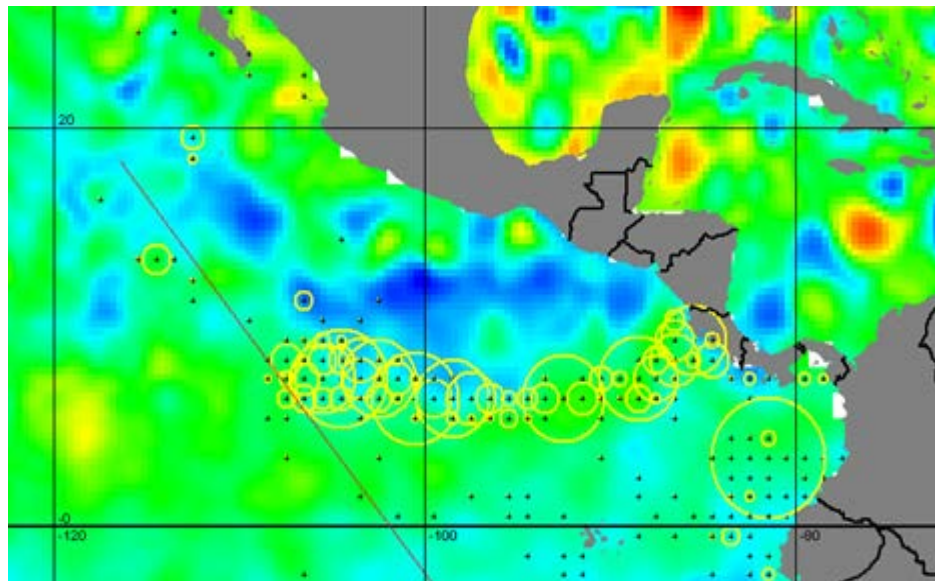


FIGURA 17. Imagen del módulo de análisis espacial de EASy-GIS ilustrando una serie de tiempo del flujo al oeste de agua fría (azul) del Domo de Costa Rica (DCR) y el área de altas capturas de atún aleta amarilla (círculos amarillos) a lo largo de la zona frontal al sur de las aguas del DCR.

las asociaciones en los ecosistemas y pesquerías marinas grandes, pero acceso fácil y oportuno ha sido problemático, y en algunos casos sigue así. Además, estos datos son desarrollados para investigaciones geofísicas, y no están generalmente disponibles en formatos usados comúnmente en la ciencia pesquera. El módulo de análisis espacial para el sistema EASy-GIS⁵ puede manejar datos en cuatro dimensiones (X, Y, Z, T) para emparejar, mostrar, y realizar análisis básicos de datos geofísicos y pesqueros. Puede también llamar procedimientos en R y exportar archivos de datos para análisis subsiguientes en programas tales como ADMB, R, y SAS. El desarrollo del módulo, y acceso abierto al EASy-GIS en que funciona, fueron posibilitados por una beca⁶ de la Administración Nacional Aeronáutica y Espacial (NASA) de Estados Unidos. El sistema y módulo están disponibles sin costo al usuario.

En la [Figura 17](#) se ilustra un ejemplo del uso del módulo para examinar la respuesta de los buques cerqueros a las características oceánicas. La captura de aleta amarilla a lo largo del tiempo corresponde a la zona frontal que se extiende al oeste desde las regiones costeras cerca del Domo de Costa Rica a lo largo de la zona de agua fría proveniente del Domo.

EASy-GIS brinda una forma plenamente interactiva de ejecutar series de tiempo de datos de pesca con datos oceanográficos superpuestos. En la [Figura 18](#) se ilustra la diferencia significativa entre los patrones de corrientes de superficie durante un evento fuerte de El Niño (1997-1998) y La Niña subsiguiente. La distribución espaciotemporal del esfuerzo de pesca responde a cambios en dichos patrones y en la distribución de las condiciones oceanográficas ([Figura 19](#)).

Poder modelar los datos oceánicos y de pesca juntos posibilita brindar un asesoramiento y opciones de ordenación mejorados que toman en cuenta estas relaciones entre el océano y la pesca. En la [Figura 20](#) se ilustra el cambio del esfuerzo de pesca con respecto a las zonas de veda adoptadas en las resoluciones de conservación de la CIAT.

⁵ Environmental Analysis System (EASy) Geographical Information System (GIS) para aplicaciones marinas. [System Science Applications, Inc.](#)

⁶ NASA [ROSES 2007](#) DSS-07

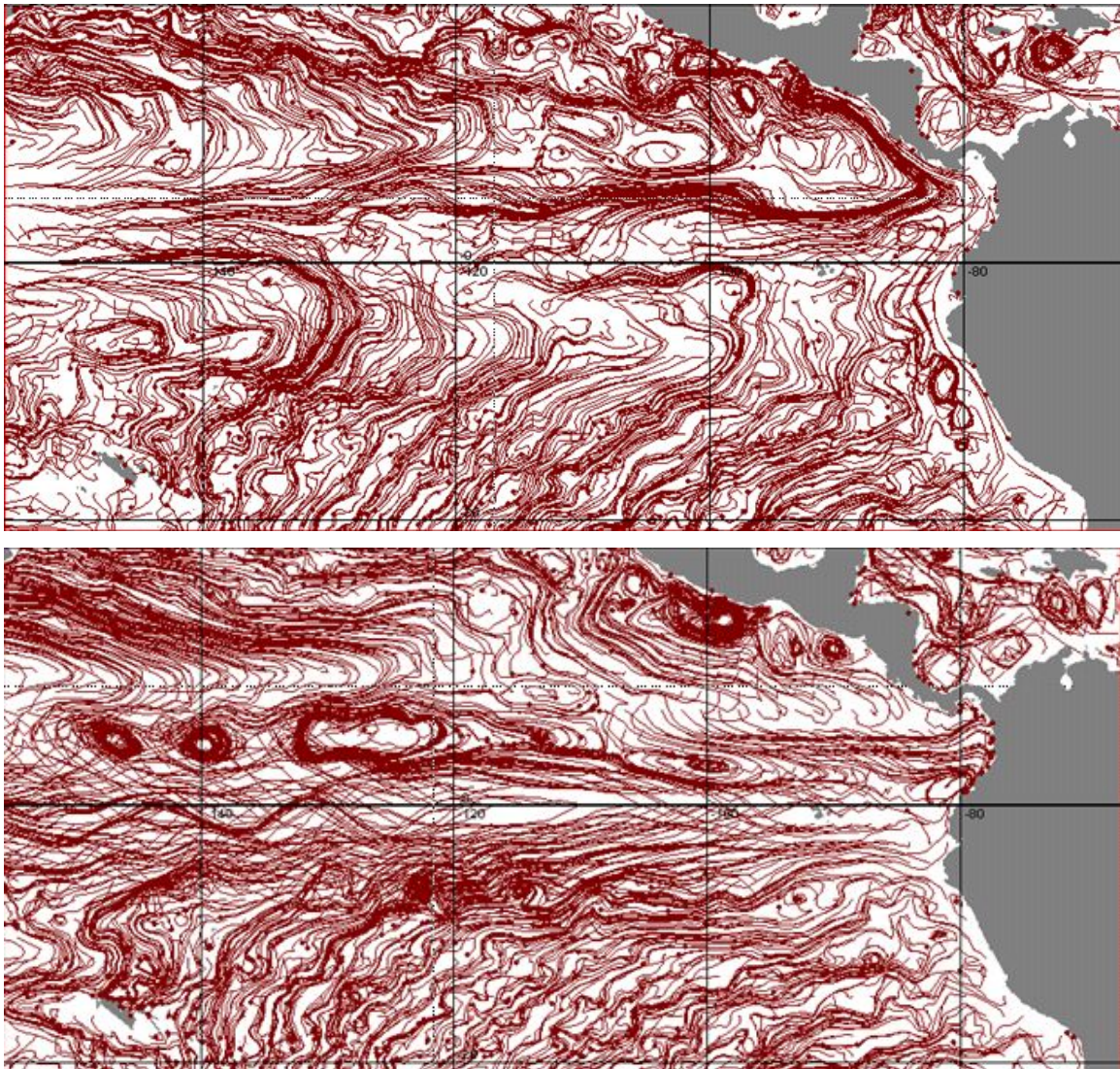


FIGURA 18. Rutas del flujo de corrientes a gran escala en el OPO entre 20°N y 20°S durante los eventos de El Niño de 1997-1998 (panel superior) y La Niña de 1998-1999 (panel inferior).

Los pescadores toman las condiciones oceanográficas en cuenta al decidir sus estrategias de pesca, y muchos ahora usan productos comerciales⁷ que producen análisis actuales de las condiciones oceánicas basados en datos satelitales tales como las temperaturas superficial y subsuperficial del mar, la profundidad de la capa de mezcla, y las condiciones meteorológicas. En vista de la respuesta de los buques a cambios en las condiciones oceanográficas, la inclusión de parámetros oceanográficos en los modelos de las operaciones de los buques pesqueros debería mejorar la capacidad de proyectar las distribuciones de las flotas y sus respuestas a cambios en el medio ambiente y la ordenación de la pesca. En un estudio⁸ de modelos de buques de pesca⁹ financiado por la Fundación Científica Nacional de

⁷ por ejemplo, SeaView http://www.oceani.com/Services_SeaView.html

⁸ Fishscape: <https://www.collectiveip.com/grants/NSF:1010280>

⁹ Sun, J., M.G. Hinton, & D.G. Webster. 2015. Modelling the Spatial Dynamics of International Tuna Fleets. Submission to Plos One.

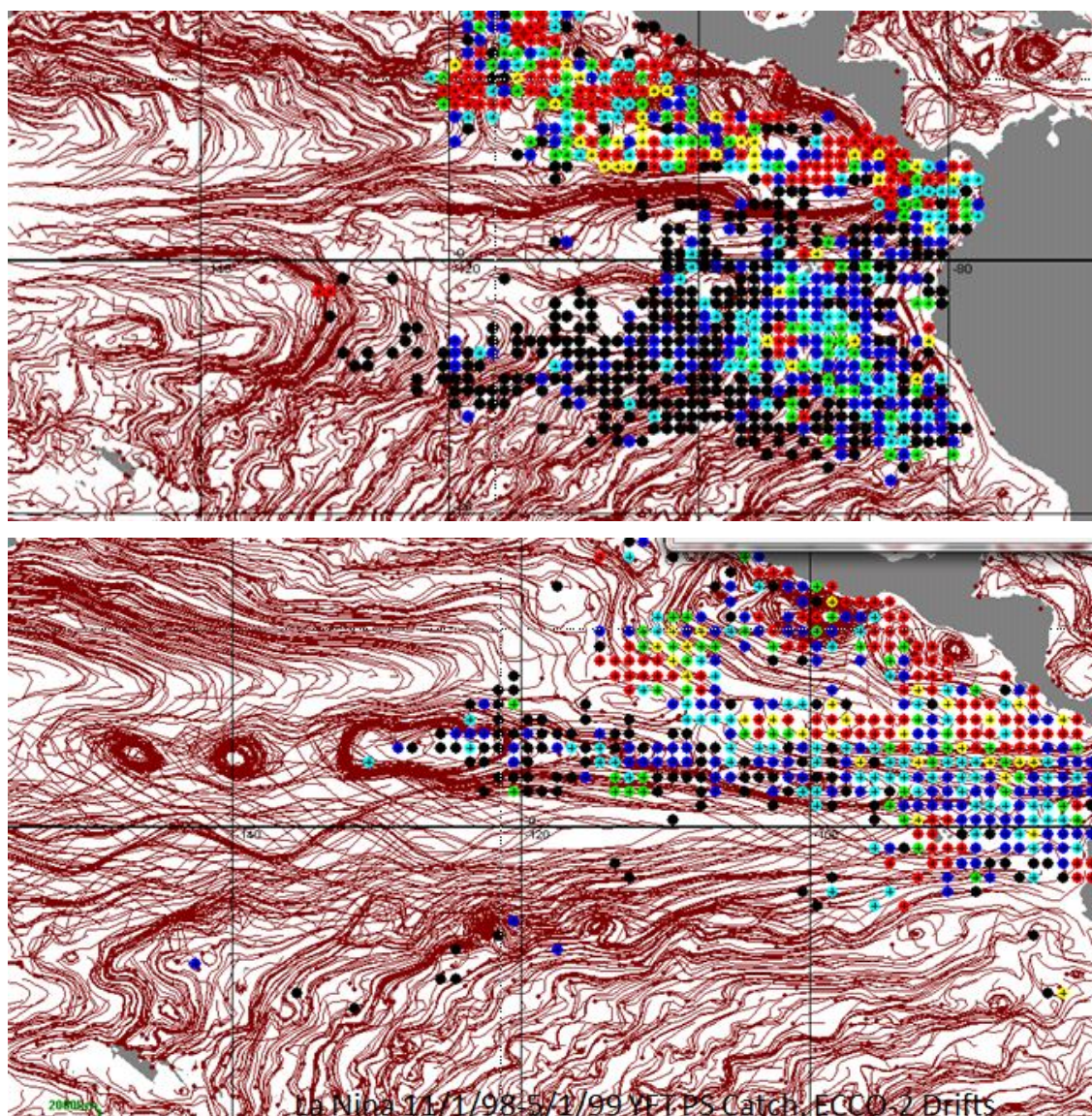


FIGURA 19. Posiciones de las capturas (de bajas [negro] a altas [rojo]) de aleta amarilla en el OPO entre 20°S y 20°N durante el evento de El Niño de 1997-1998 (panel superior) y La Niña de 1998-1999 (panel inferior)..

Estados Unidos, se incluyeron parámetros oceánicos en un modelo de dinámica de flota de las pesquerías atuneras del OPO. El modelo proyecta las operaciones de buques individuales a partir de su estatus operacional actual, tal como combustible a bordo y tonelaje de pescado a bordo, y del medio ambiente oceánico en la posición actual del buque y en posiciones de pesca alternativas que tiene « bajo consideración ».

7. RESUMEN

Las principales corrientes de superficie zonales en el OPO son impulsadas por el viento y son (del norte al sur) la Corriente Ecuatorial del Norte, que fluye hacia el oeste, la Contracorriente Ecuatorial del Norte, que fluye hacia el este, y la Corriente Ecuatorial del Sur, que también fluye al oeste. La Subcorriente Ecuatorial subsuperficial, que fluye hacia el este, está centrada en la línea ecuatorial. La dinámica de estas

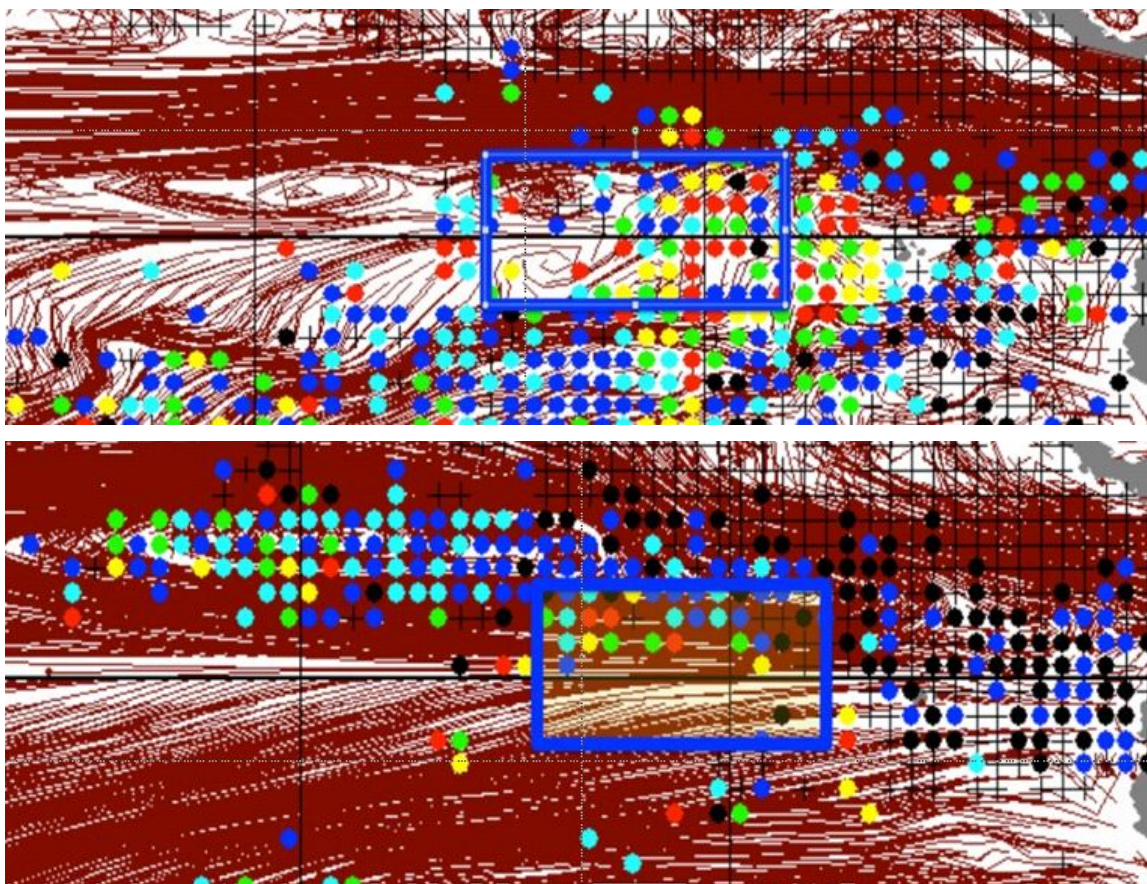


FIGURA 20. Distribución de las capturas (de bajas [negro] a altas [rojo]) de patudo durante los eventos de El Niño de 1997-1998 (panel superior) y La Niña de 1998-1999 (panel inferior) en relación con el límite (línea azul) del área de veda de la pesca de cerco durante octubre.

corrientes, y de aquellas que alimentan en el OPO, no es bien conocida. Las corrientes laterales orientales de California y de Humboldt contribuyen un flujo significativo a las Corrientes Ecuatoriales del Norte y del Sur.

El clima interanual de la región es dominado por El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), que cambia de estado aproximadamente cada cinco años, aunque la frecuencia viene disminuyendo en el pasado reciente. Cambios de régimen que cambian las temperaturas base de la región ocurren a intervalos de unos 15 a 25 años, y en el Pacífico ecuatorial afectan la frecuencia e intensidad de los eventos de El Niño. El cambio de régimen en 1976-1977 incrementó las TSM ecuatoriales aproximadamente 1.5°C. A lo largo del tiempo, la mayor exactitud y precisión de los modelos atmósfera-océano globales integrados mejorarán la capacidad de predecir cambios de estado del ENOS.

El OPO cubre un 18% del área superficial de los océanos, pero produce un 22% de la producción primaria global. La producción primaria ocurre en todo el OPO, aunque, debido a la poca profundidad de la termoclina en la región la zona eufótica está comprimida, la mayor parte de la producción es de microplanctón. Altas concentraciones de clorofila-a y altos niveles de producción son evidentes cerca del continente y a lo largo de la línea ecuatorial, donde el afloramiento del agua aporta hierro, el factor limitante para la producción primaria en el OPO.

La oceanografía pesquera brinda una forma de incrementar la producción de la pesca, reducir la captura

incidental, y desarrollar opciones de ordenación para pesquerías reguladas. Ha probado ser eficaz para la estandarización de las tasas de captura que se usan en las evaluaciones de poblaciones y en el desarrollo de opciones de ordenación dinámica para especies altamente migratorias, tales como aquellas desarrolladas para el atún aleta azul del sur. Se espera que aumente las opciones para la ordenación de los atunes en el OPO, y para la reducción de la captura incidental.

Comprender la dinámica de las flotas y sus movimientos a medida que cambian las condiciones oceánicas es importante para la evaluación y la ordenación de las pesquerías. En las evaluaciones de las poblaciones y el desarrollo de recomendaciones de ordenación, es necesario hacer supuestos sobre la respuesta a controles externos de las flotas y la redistribución del esfuerzo de pesca. Se han incluido parámetros oceanográficos en un modelo integrado de las pesquerías atuneras del OPO que incluye condiciones oceánicas, la producción de la población, la dinámica de la flota pesquera, y el impacto de la ordenación. Se ha identificado la respuesta significativa de la flota a condiciones de El Niño/La Niña, lo cual posibilitará considerar opciones para acciones de ordenación frente a cambios medioambientales.

Con información sobre temperaturas limitantes y preferidas para los atunes, ha sido posible identificar la distribución espaciotemporal de aguas aptas para el desove de los atunes y para los atunes adultos. Los conocimientos de las condiciones oceanográficas han contribuido también a la delineación, confirmada por análisis de datos genéticos, de la estructura poblacional de los atunes y peces picudos del OPO.

8. LITERATURE CITED-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.
- Amador, J. A., E. J. Alfaro, O. G. Lizano and V. O. Magaña (2006). Atmospheric forcing of the eastern tropical Pacific: A review. [Progress in Oceanography](#) **69**(2–4): 101-142.
- Andrade, H. A. (2003). The relationship between the skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) fishery and seasonal temperature variability in the south-western Atlantic. [Fisheries Oceanography](#) **12**(1): 10-18.
- Bane, G. W., Jr. (1966). Hydrography and the yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the Gulf of Guinea. [Ghana Journal of Science](#) **6**: 115-137.
- Barkley, R. A., W. H. Neill and R. M. Gooding (1978). Skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, habitat based on temperature and oxygen requirements. [Fishery Bulletin](#) **76**(3): 653-662.
- Bjerknes, J. (1966). A possible response of atmospheric Hadley Circulation to equatorial anomalies of ocean temperature. [Tellus](#) **18**(4): 820-829.
- Bjerknes, J. (1969). Atmospheric teleconnections from equatorial Pacific. [Monthly Weather Review](#) **97**(3): 163-172.
- Blackburn, M. (1970). Conditions related to upwelling which determine distribution of tropical tunas off western Baja California. [United States Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin](#) **68**(1): 147-&.
- Brill, R. W. (1994). A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. [Fisheries Oceanography](#) **3**(3): 204-216.
- Cai, W., S. Borlace, M. Lengaigne, P. van Rensch, M. Collins, G. Vecchi, A. Timmermann, A. Santoso, M. J. McPhaden, L. Wu, M. H. England, G. Wang, E. Guilyardi, and F.-F. Jin. (2014). Increasing frequency of extreme El Nino events due to greenhouse warming. [Nature Climate Change](#) **4**(2): 111-116.
- Cerna, J. F. (2009). Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific off Chile (2001). [Latin American Journal of Aquatic Research](#) **37**(1): 59-69.
- Chong, J. and M. Aguayo (2009). Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific (December 1994-September 1996). [Latin American Journal of Aquatic Research](#) **37**(1): 1-15.

- Claramunt, G. and G. Herrera (1994). A new method to estimate the fraction of daily spawning females and the numbers of spawnings in *Sardinops sagax* in northern Chile. Scientia Marina **58**(3): 169-177.
- Cromwell, T. (1958). Thermocline topography, horizontal currents and ridging in the eastern tropical Pacific. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission **3**: 135-164.
- Domeier, M. L. (2006). An analysis of Pacific striped marlin (*Tetrapturus audax*) horizontal movement patterns using pop-up satellite archival tags. Bulletin of Marine Science **79**(3): 811-825.
- Evans, R. H., D. R. McLain and R. A. Bauer (1981). Atlantic skipjack tuna: influences of mean environmental conditions on their vulnerability to surface fishing gear. Marine Fisheries Review **43**(6): 1-11.
- Fiedler, P. C. (2002). The annual cycle and biological effects of the Costa Rica Dome. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers **49**(2): 321-338.
- Gonzalez Armas, R., R. Funes Rodriguez and V. A. Levy Perez (1993). First record of *Tetrapturus audax* larvae (Scombroidei: Istiophoridae) in the coast of Jalisco, eastern Pacific of Mexico. Revista de biologia tropical. San Jose **41**(3-B): 919-920.
- Gonzalez Armas, R., O. Sosa-Nishizaki, R. Funes Rodriguez and V. A. Levy Perez (1999). Confirmation of the spawning area of the striped marlin, *Tetrapturus audax*, in the so-called core area of the eastern tropical Pacific off Mexico. Fisheries Oceanography **8**(3): 238-242.
- Graham, N. E. (1994). Decadal-scale climate variability in the tropical and north Pacific during the 1970s and 1980s: observations and model results. Climate Dynamics **10**(3): 135-162.
- Graves, J. E. and J. R. McDowell (1994). Genetic analysis of striped marlin (*Tetrapturus audax*) population structure in the Pacific Ocean. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **51**: 1762-1768.
- Hanamoto, E. (1972). Fishery oceanography of striped marlin. 2. Spawning activity of the fish in the southern Coral Sea. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries **43**(11): 1279-1286.
- Hinton, M. G. (2009). Considerations on regions for use in stock assessments of striped marlin. 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: 7.
- 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*, Ensenada, B.C., Mexico, U.S. Department of Commerce.
- Hinton, M. G. and H. Nakano (1996). Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission **21**(4): 169-200.
- Hobday, A. J. and K. Hartmann (2006). Near real-time spatial management based on habitat predictions for a longline bycatch species. Fisheries Management and Ecology **13**(6): 365-380.
- Hobday, A. J., J. R. Hartog, T. Timmiss and J. Fielding (2010). Dynamic spatial zoning to manage southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) capture in a multi-species longline fishery. Fisheries Oceanography **19**(3): 243-253.
- Hyde, J. R., R. Humphreys, M. Musyl, E. Lynn and R. Vetter (2006). A central north Pacific spawning ground for striped marlin, *Tetrapturus audax*. Bulletin of Marine Science **79**(3): 683-690.
- IATTC (1972). Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1971. La Jolla, California, USA, Inter-American Tropical Tuna Commission: 129 p.
- Langley, A., K. Briand, D. S. Kirby and R. Murtugudde (2009). Influence of oceanographic variability on recruitment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **66**(9): 1462-1477.

- Lorenz, E. N. (1963). Deterministic non-periodic flow. Journal of the Atmospheric Sciences 20(2): 130–141
- Loukos, H., P. Monfray, L. Bopp and P. Lehodey (2003). Potential changes in skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) habitat from a global warming scenario: modelling approach and preliminary results. Fisheries Oceanography 12(4-5): 474-482.
- Lu, C. P., B. L. Smith, M. G. Hinton and J. R. Alvarado Bremer (2011). Population structure study of swordfish *Xiphias gladius* in the Pacific Ocean inferred by genetic informative data differentiation using High Resolution Melting Analysis (HRMA). American Fisheries Society 141st Annual Meeting. Seattle, WA.
- Maunder, M. N., M. G. Hinton, K. A. Bigelow and A. D. Langley (2006). Developing indices of abundance using habitat data in a statistical framework. Bulletin of Marine Science 79(3): 545-559.
- McDowell, J. R. and J. E. Graves (2008). Population structure of striped marlin (*Kajikia audax*) in the Pacific Ocean based on analysis of microsatellite and mitochondrial DNA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65(7): 1307-1320.
- Minobe, S. (1997). A 50-70 year climate oscillation over the North Pacific and North America. Geophysical Research Letters 24(6): 683-686.
- Mizuno, K., M. Okazaki, H. Nakano and H. Okamura. (1997). Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bulletin of the National Research Institute of Far Seas Fisheries 34: 1-24.
- Oishi, K., A. Nihira, T. Kuroyama and S. I. Saitoh (2006). Predictable hotspots for skipjack tuna, (*Katsuwonus pelamis*), using multi-sensor satellite remote sensing off the east coast of Japan, North Pacific Marine Science Organization (PICES), P.O. Box 6000 Sidney B.C. V8L 4B2 Canada.
- Pennington, J. T., K. L. Mahoney, V. S. Kuwahara, D. D. Kolber, R. Calienes and F. P. Chavez (2006). Primary production in the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography 69(2-4): 285-317.
- Philander, S. G. (1990). El Nino, La Nina and the Southern Oscillation. San Diego, Academic Press.
- Polovina, J. J., E. Howell, D. R. Kobayashi and M. P. Seki (2001). The transition zone chlorophyll front, a dynamic global feature defining migration and forage habitat for marine resources. Progress in Oceanography 49(1-4): 469-483.
- Polovina, J. J., D. R. Kobayashi, D. M. Parker, M. P. Seki and G. R. Balazs (2000). Turtles on the edge: movement of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) along oceanic fronts, spanning longline fishing grounds in the central North Pacific, 1997-1998. Fisheries Oceanography 9(1): 71-82.
- Purcell, C. M. (2009). Genetic Analysis of Population Structure in Striped Marlin, *Tetrapturus audax*, in the Pacific Ocean. Ph.D., University of Southern California.
- Ren, H. L. and F. F. Jin (2011). Nino indices for two types of ENSO. Geophysical Research Letters 38.
- Rothschild, B. J. (2015). On the birth and death of ideas in marine science. ICES Journal of Marine Science: 8.
- Schaefer, K. M. (2008). Stock structure of bigeye, yellowfin and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. Stock Assessment Report. Inter-American Tropical Tuna Commission. Inter-American Tropical Tuna Commission. 9: 203-221.
- Schaefer, K. M. and D. W. Fuller (2002). Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. Fishery Bulletin 100(4): 765-788.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller and B. A. Block (2009). Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. J. L. Nielsen, H. Arrizabalaga, N. Fragoso *et al.*,

- Springer. **9**: 121-144.
- Stephens, C., S. Levitus, J. Antonov and T. P. Boyer (2001). On the Pacific Ocean regime shift. Geophysical Research Letters **28**(19): 3721-3724.
- Su, N.-J., C.-L. Sun, A. E. Punt, S.-Z. Yeh and G. Dinardo (2011). Evaluation of a spatially sex-specific assessment method incorporating a habitat preference model for blue marlin (*Makaira nigricans*) in the Pacific Ocean. Fisheries Oceanography **20**(5): 415-433.
- Sun, C. L., S. P. Wang and S. Z. Yeh (2002). Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* L.) in the waters around Taiwan determined from anal-fin rays. Fishery Bulletin **100**(4): 822-835.
- Sund, P. N., M. Blackburn and F. Williams. (1981). Tunas and their environment in the Pacific Ocean: a review. Oceanography and Marine Biology, an Annual Review **19**: 443-512.
- Svedrup, H. U., M. W. Johnson and R. H. Fleming (1942). The Oceans: Their Physics, Chemistry, and General Biology. New York, Prentice Hall, Inc.
- Takayabu, Y. N., T. Iguchi, M. Kachi, A. Shibata and H. Kanzawa (1999). Abrupt termination of the 1997-98 El Nino in response to a Madden-Julian oscillation. Nature **402**(6759): 279-282.
- Tsonis, A. A. and K. L. Swanson (2012). On the origins of decadal climate variability: a network perspective. Nonlinear Processes in Geophysics **19**(5): 559-568.
- Valavanis, V. D., G. J. Pierce, A. F. Zuur, A. Palialexis, A. Saveliev, I. Katara and J. J. Wang (2008). Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. Hydrobiologia **612**: 5-20.
- Wang, B. (1995). Interdecadal changes in El Nino onset in the last 4 decades. Journal of Climate **8**(2): 267-285.
- Wang, C. and P. C. Fiedler (2006). ENSO variability and the eastern tropical Pacific: A review. Progress in Oceanography **69**(2-4): 239-266.
- Weickmann, K. M. (1991). El-Nino Southern Oscillation and Madden-Julian (30-60 day) oscillations during 1981-1982. Journal of Geophysical Research-Oceans **96**: 3187-3195.
- Wyrtki, K. and B. Kilonsky (1984). Mean water and current structure during The Hawaii -to -Tahiti shuttle experiment. Journal of Physical Oceanography **14**: 242-254.
- Yasunaka, S. and K. Hanawa (2005). Regime shift in the global sea-surface temperatures: Its relation to El Nino-southern oscillation events and dominant variation modes. International Journal of Climatology **25**(7): 913-930.
- Zainuddin, M., S.-i. Saitoh and K. Saitoh (2004). Detection of potential fishing ground for albacore tuna using synoptic measurements of ocean color and thermal remote sensing in the northwestern North Pacific. Geophysical Research Letters **31**: L20311, 4 p.