

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 22
Informe de Evaluación de Stocks 22

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2020
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2020

La Jolla, California

2022

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 22 consists of the following background documents, prepared for the 12th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 10-14 May 2021.

CONTENTS

1. Stock status indicators (SSIs) for tropical tunas in the EPO	3
2. Assessment methods for skipjack in the EPO: a proposal relying on recent data from the IATTC Regional Tuna Tagging Program (2019-2022) <i>by</i> Mark N. Maunder, Haikun Xu, Kurt M. Schaefer, and Daniel W. Fuller	18
3. Ecosystem considerations <i>by</i> Shane Griffiths and Leanne Fuller	56
4. Using an updated ecosystem model of the eastern tropical Pacific Ocean to explore potential impacts of increased fishing effort on floating objects <i>by</i> Shane Griffiths, Leanne Fuller, Juan L. Valero, Carolina Minte-Vera, Haikun Xu, and Cleridy E. Lennert-Cody	114
5. Considerations for conducting close kin mark recapture of stocks managed by IATTC <i>by</i> Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre M. Aires-da-Silva, and Haikun Xu	148

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 22 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 12^a reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 10-14 de mayo de 2021.

ÍNDICE

1. Indicadores de condición de población para atunes tropicales en el OPO	14
2. Métodos de evaluación del atún barrilete en el OPO: Una propuesta con base en datos recientes del programa regional de marcado de ayunes de la CIAT (2019-2022) <i>por</i> Mark N. Maunder, Haikun Xu, Kurt M. Schaefer, y Daniel W. Fuller	41
3. Consideraciones ecosistémico <i>por</i> Shane Griffiths y Leanne Fuller	97
4. Uso de un modelo ecosistémico actualizado del Océano Pacífico Oriental tropical para explorar los impactos potenciales del aumento del esfuerzo de pesca sobre objetos flotantes <i>por</i> Shane Griffiths, Leanne Fuller, Juan L. Valero, Carolina Minte-Vera, Haikun Xu, y Cleridy E. Lennert-Cody	135
5. Consideraciones para llevar a cabo marcado y recaptura de parientes cercanos de las poblaciones gestionadas por la CIAT <i>por</i> Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre M. Aires-da-Silva, y Haikun Xu	184

STOCK STATUS INDICATORS (SSIs) FOR TROPICAL TUNAS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

CONTENTS

Summary	3
1. Background	3
2. Results and discussion	5

SUMMARY

Stock status indicators (SSIs; time series of data used as supplements to, or in the absence of, stock assessments), based on both purse-seine and longline data, are presented for the three tropical tuna species (yellowfin, bigeye, and skipjack). The methods used in previous IATTC reports to compute the SSIs, based on purse-seine data only, have been revised to mitigate possible bias introduced in the allocation of fishing effort among purse-seine set types. The new SSIs: (a) include measures of catch, effort, CPUE, and average length of the fish in the retained catch; (b) begin in 2000, the first year of species composition sampling for the purse-seine fishery and shortly after the major offshore expansion of the floating-object fishery around the early- to mid-1990s; and (c) have reference levels set at the 10% and 90% percentiles. Most SSIs based on the floating-object fishery suggest that the fishing mortality of all three species has increased, mainly due to the increase in the number of floating-object sets. The COVID-19 pandemic has affected the fishery, and hence the SSIs in 2020, due to the reduced number of sets in the floating-object fishery, and therefore, this year should be used with caution when interpreting long term trends. The constantly increasing trend in the number of sets in the floating-object fishery since 2005 is reflected in increased catches, reduced catch-per-set, and average length for all three species in the floating object fishery. However, trends in some other SSIs do not support the interpretation that fishing mortality has increased as a result of an increase in the number of floating-object sets. Identifying the causes of differences among the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. Nonetheless, most SSIs based on the floating-object fishery are consistent with an increase in fishing mortality in that fishery and the average length for bigeye and skipjack are at historically low levels in 2020, which means that precautionary management measures should be considered to prevent further increases in fishing mortality. This is further supported by a positive relationship between number of sets and fishing mortality estimated in the bigeye tuna stock assessment ([FAD-05 INF-D](#)).

1. BACKGROUND

One of the management objectives for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) established in the Antigua Convention is to maintain populations at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield (MSY). 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 the estimation of both reference points and quantities to which they can be compared. Various model-based reference points require different amounts and types of information, from biological information (e.g. natural mortality, growth, stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (e.g. age-specific selectivity) to estimates of absolute biomass and exploitation rates, which in turn generally require a formal stock assessment. For many species and stocks, the information required to conduct such an assessment is not available, the assessments are unreliable, or cannot be conducted at the frequency that management may require, and thus, alternative approaches are needed.

One alternative is to compute stock status indicators (SSIs), which are simply time series of raw or lightly-processed data for a stock, that may reflect trends in abundance or exploitation of that stock. SSIs include quantities such as fishing effort, catch, CPUE, or the size of fish in the catch. SSIs cannot be used directly for management that depends on model-based quantities (e.g. MSY , F_{MSY}), but they can be used for historical comparisons and to identify trends, and can provide information that may be useful for managing a stock. They can also be used in management strategies that do not rely on model-based harvest control rules (HCRs), such as strategies that use empirical (data-based) harvest control rules (HCRs) whose performance can be formally evaluated using management strategy evaluation (MSE).

SSIs were initially developed for skipjack because traditional stock assessments of that species were considered unreliable (e.g. Maunder and Deriso 2007), but they have also been used recently as a complementary component of the staff's management advice for yellowfin and bigeye in the EPO. Since 2018, SSIs have become particularly important as supplemental information to, or temporary replacement of, formal stock assessments for both bigeye ([SAC-09-16](#)) and yellowfin ([SAC-10-08](#)), because the staff considered that the results of the assessments at that time were not sufficiently reliable to be used as the basis for its management advice.

The staff has completed the [workplan to improve the tropical tuna stock assessments](#), and the bigeye ([SAC-11-06](#)) and yellowfin ([SAC-11-07](#)) assessments, which are now included in a risk-based framework ([SAC-11 INF-F](#)), were considered sufficiently reliable to be used as the basis for providing management advice ([IATTC-95-01](#)). The new risk-based assessment framework will be applied before the start of a multi-year management cycle. Two sets of SSIs, one based on data from the purse-seine fishery and the other on data from the longline fishery, will continue to be reported as supplemental information to monitor the stocks between assessments within the management cycle, and to provide management advice. We computed the same SSIs for all three species, where possible, and collated them into this report to facilitate comparisons among species.

The **purse-seine-based SSIs** reported by set type (NOA: unassociated; DEL: dolphin-associated; OBJ: floating-object associated) whenever possible are the following: **number of sets, by set type** ([Figure 1](#)), **closure-adjusted capacity** ([Figure 1](#)), **catch by set type** ([Figure 2](#)), **catch-per-set by set type** ([Figure 3](#)), and **average length of the fish in the retained catch, by set type** ([Figure 4](#)). For yellowfin, an additional SSI was developed based on spatio-temporal modelling of **catch-per-day-fished (CPDF)** for the fishery associated with dolphins ([Figure 5](#)), which is superior to the CPDF SSIs used previously. Catch-per-set by set type replaces the CPDF SSIs used previously, which are considered unreliable due to possible biases in the method used to assign days fished to set types; also, the model-based indicators used for skipjack are no longer reported because they were based on the same CPDF data. The current SSIs begin in 2000 because the IATTC port-sampling program began the species composition sampling in that year, and it is after the major offshore expansion of the floating-object fishery which started in the early- to mid-1990s. All SSIs are scaled (relative indicators) so that their average equals 1 during the 2000-2020 period. The reference levels were changed from the 5% and 95% percentiles to the 10% and 90% percentiles because extreme percentiles are less reliable with fewer years of data.

Several indicators that use data from the **longline fishery** have also been developed. These include **catch and effort** ([Figure 6](#)), and **CPUE** (catch-per-hook) and **average length** of fish from a spatio-temporal model ([Figure 7](#)). To be consistent with the purse-seine SSIs, the longline SSIs begin in 2000 and have been scaled so that their average equals 1 during the 2000-2020 period. Reference levels also are based on the 10% and 90% percentiles.

Further information about bigeye and yellowfin can be found in Documents [SAC-11-06](#) and [SAC-11-07](#), respectively, and information on the absolute catch and number of sets, by set type, in [SAC-12-03](#).

2. RESULTS AND DISCUSSION

Many of the SSIs for recent years are near their 10% and 90% reference levels, with 2020 being an exception in that the number of sets in the floating-object fishery was substantially reduced ([Figure 1](#)). This 25% decline in the total number of floating-object sets from 2019 to 2020 is most likely attributable to the effect of the COVID-19 pandemic on fishery operations. Exceeding a reference level can have multiple interpretations, and these will depend on the SSI being considered and whether the upper or the lower reference level has been exceeded. To interpret trends in SSIs, it may be helpful to take multiple SSIs into consideration simultaneously.

Most floating-object fishery SSIs suggest that the stocks for all three species have potentially been subject to increased fishing mortality, mainly due to the increase in the number of sets in the floating-object fishery (see [FAD-05 INF-D](#) for details on the relationship between number of floating objects sets and F for bigeye). Of particular concern is the constantly increasing trend in the number of floating-object sets observed since 2005, with the exception of 2020 ([Figure 1](#)). This is reflected as an increase in catch in yellowfin and skipjack, particularly in numbers, along with an increase in catch in numbers for bigeye in floating-object sets ([Figure 2](#)). It is also reflected as a decline in catch-per-set ([Figure 3](#)) and in average length of the fish in the catch ([Figure 4](#)) in all three species for the floating-object fishery. The interpretation of increased fishing mortality is supported by trends in average length of bigeye and skipjack caught in the other set types, and by the trend in the yellowfin longline CPUE index based on spatio-temporal modelling ([Figure 7](#)). The different patterns seen in 2020 are likely due to the COVID-19 pandemic, and therefore cannot be interpreted in the context of long-term trends. For example, the catch per set for bigeye and skipjack increased in 2020, but this may be due to the larger reduction in the number of sets made by IATTC Class 1-5 vessels, which have lower catch per set, as compared to the number of sets made by IATTC Class-6 vessels (see [Table 7 of SAC-12-03](#)). The average length of fish in the retained catch may be less influenced by the unprecedented changes in fishing operations due to COVID-19, and in 2020 is at historically low levels for bigeye and skipjack in the floating-object fishery ([Figure 4](#)).

On the other hand, trends in some of the other SSIs do not necessarily support the interpretation that increased fishing mortality is occurring as a result of an increase in the number of floating-object sets. In particular, trends in catch-per-set for other set types ([Figure 3](#)), mean length of yellowfin in the other set types ([Figure 4](#)), and the longline SSIs ([Figures 6-7](#)), except yellowfin CPUE, are not consistent with that interpretation. The indicator for yellowfin based on spatio-temporal modelling of CPDF for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins shows a recent period of low CPUE starting in 2015 ([Figure 5](#)), which coincides with a period of increased yellowfin catches in floating-objects sets ([Figure 2](#)).

Identifying the causes of differences in the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. The inconsistencies among SSIs for yellowfin may be due to an interaction between potential stock structure and differences in the spatial distribution of effort in the different set types and gears (see IATTC-95-05 [Fig. B-4](#)). In addition, catch-per-set may not be a reliable indicator of relative abundance, particularly for the target species (*i.e.* skipjack in the floating-object fishery and yellowfin in the dolphin-associated fishery). Nonetheless, the fact that most SSIs based on the floating-object fishery are consistent with an increase in fishing mortality in that fishery, and that the average length for bigeye and skipjack in the catch of that fishery are at historically low levels in 2020 and at or very near the lower reference levels, means that precautionary management measures should be considered to prevent further increases.

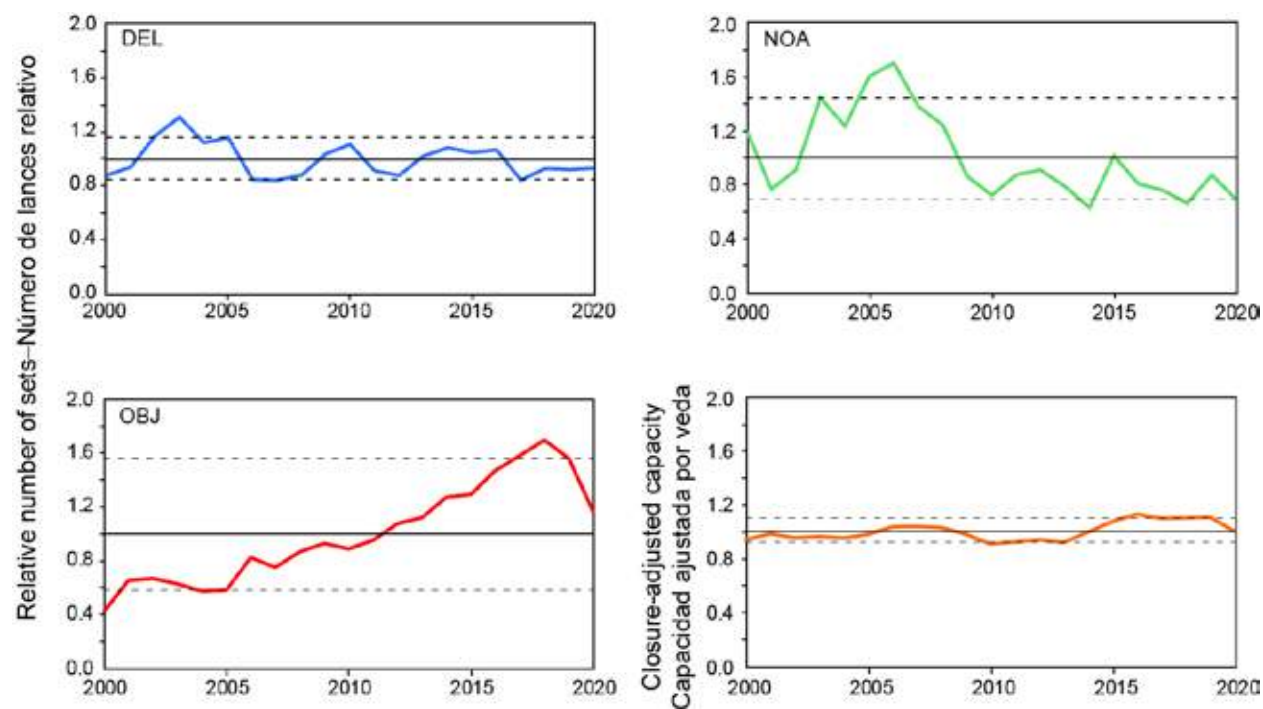


FIGURE 1. Indicators based on purse-seine fishing effort, 2000-2020.

FIGURA 1. Indicadores basados en el esfuerzo de pesca de cerco, 2000-2020.

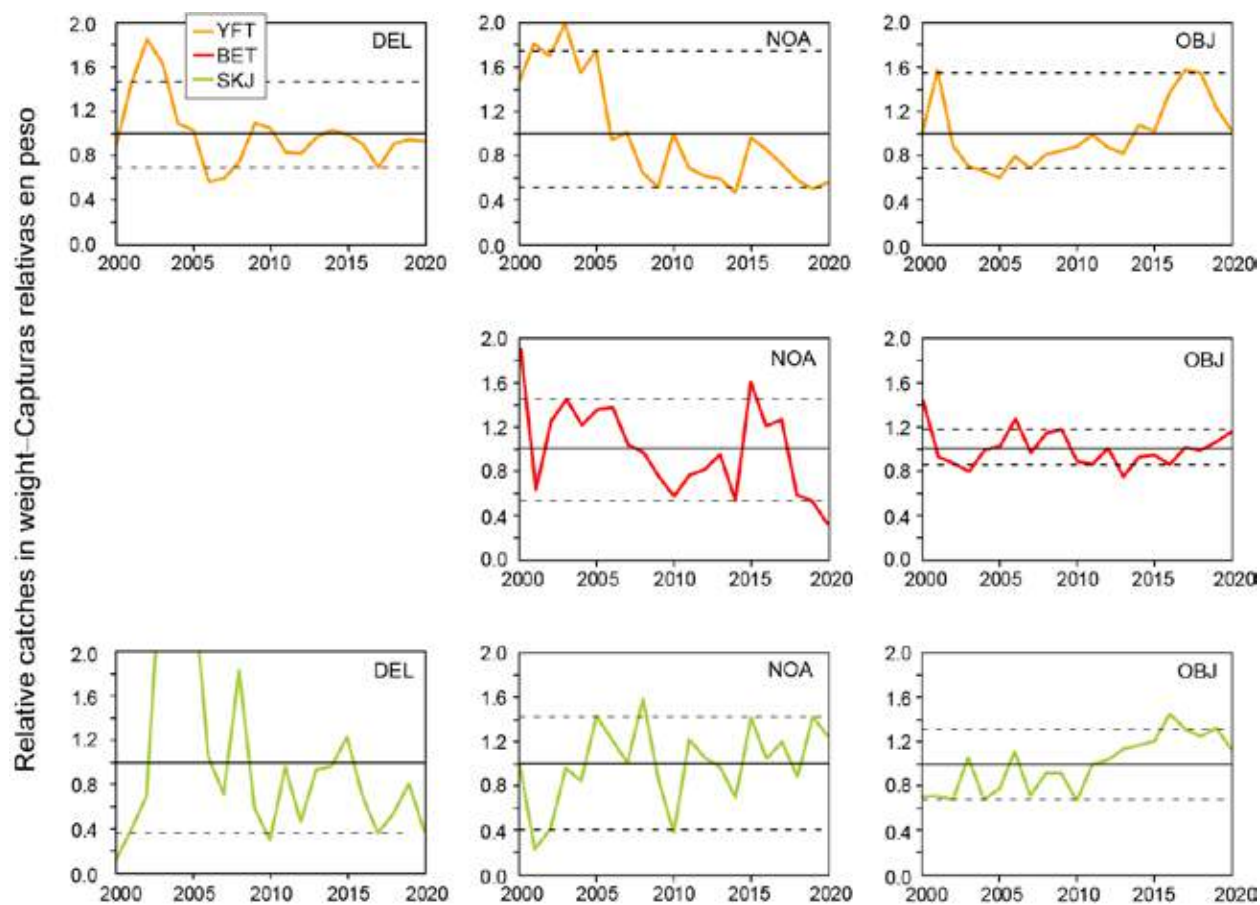


FIGURE 2a. Indicators based on purse-seine catch in weight, 2000-2020.

FIGURA 2a. Indicadores basados en la captura cerquera en peso, 2000-2020.

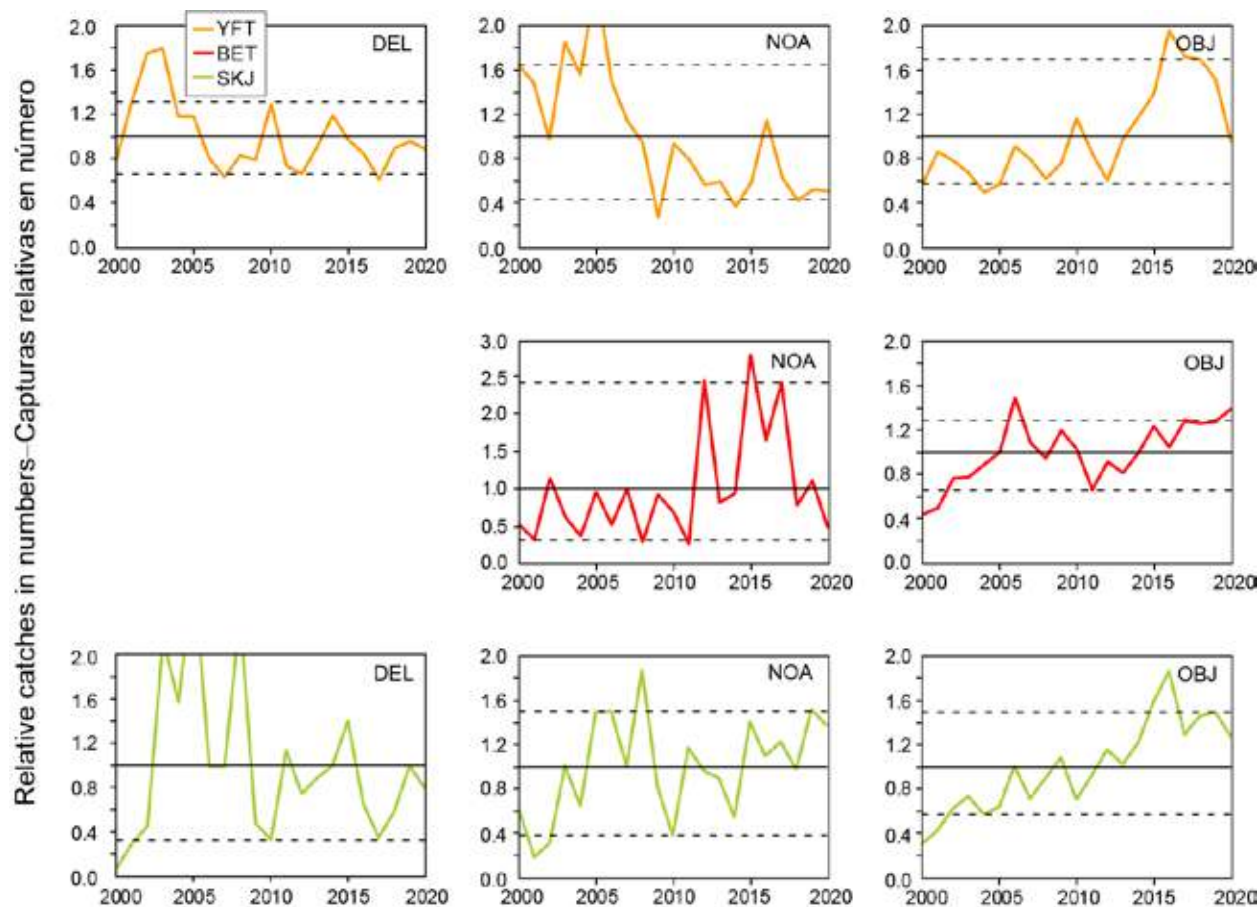


FIGURE 2b. Indicators based on purse-seine catch in number, 2000-2020.

FIGURA 2b. Indicadores basados en la captura cerquera en número, 2000-2020.

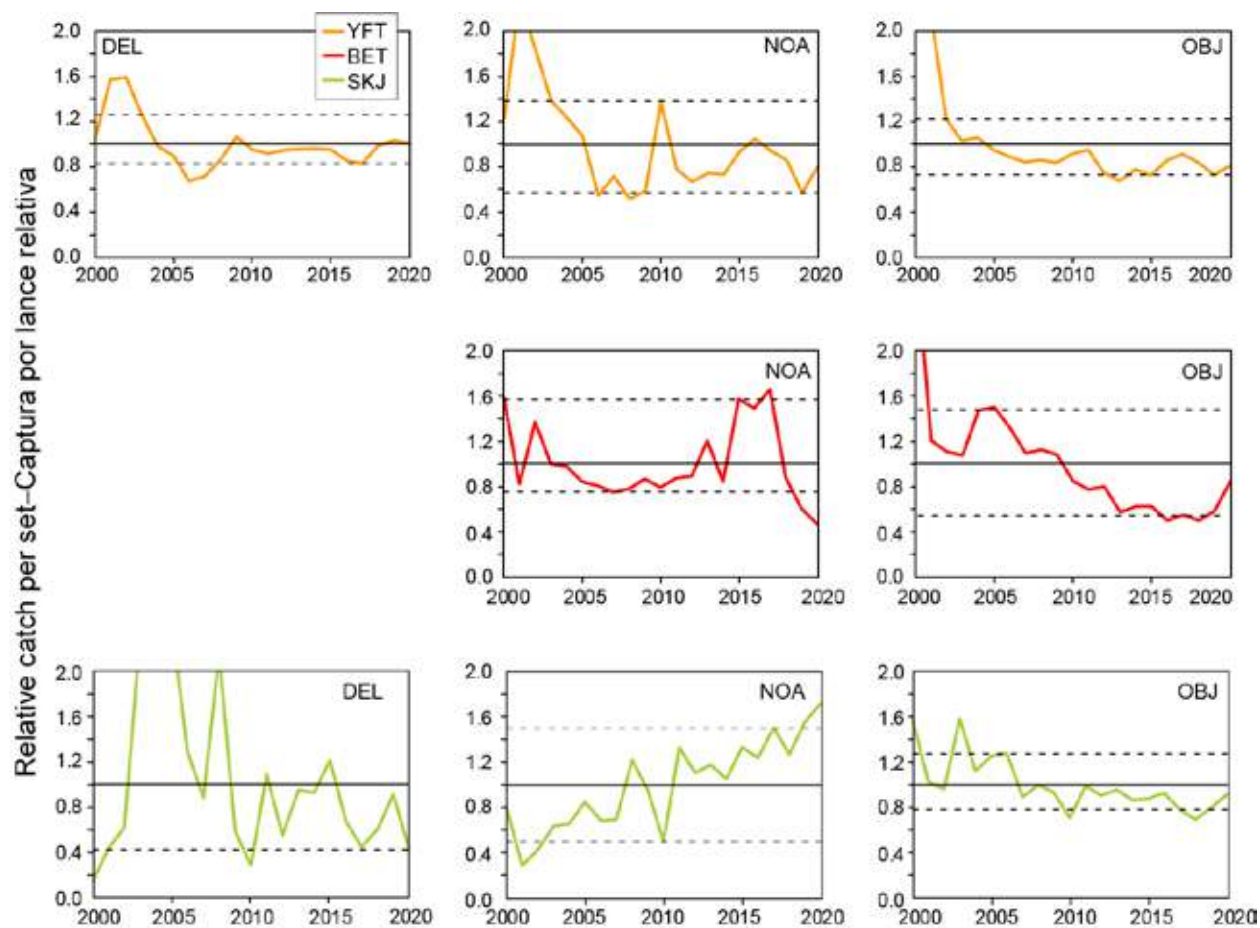


FIGURE 3. Indicators based on purse-seine catch-per-set, 2000-2020.

FIGURA 3. Indicadores basados en captura por lance cerquero, 2000-2020.

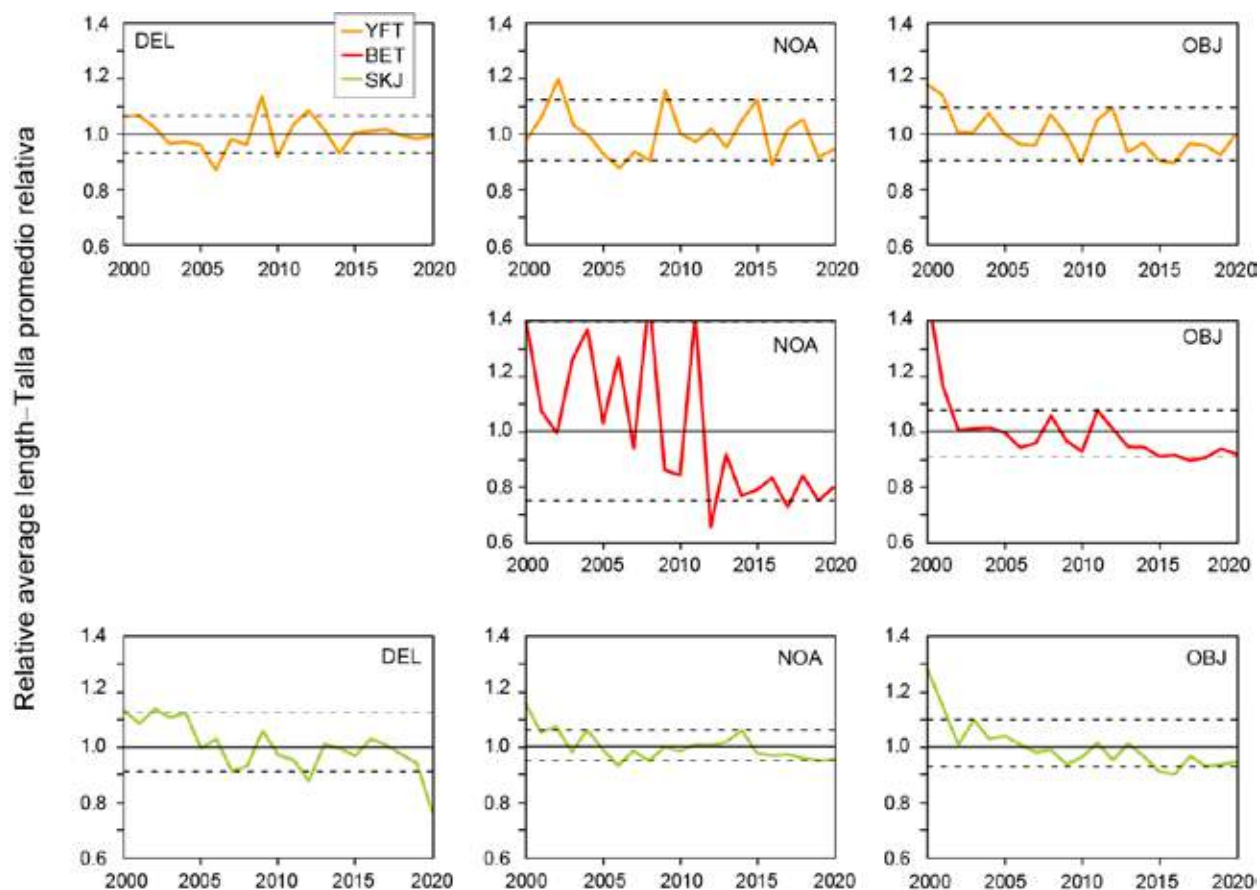


FIGURE 4. Indicators based on average length of fish in the purse-seine catch, 2000-2020. The y-axis limits differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 4. Indicadores basados en la talla promedio del pescado en la captura cerquera, 2000-2020. Los límites del eje y difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.

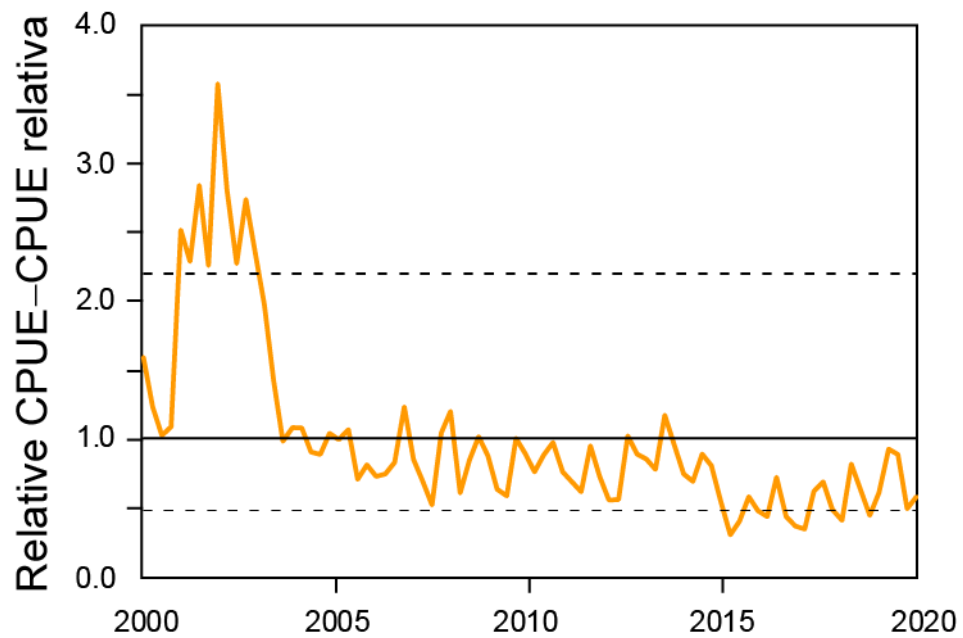


FIGURE 5. Indicator based on spatio-temporal modelling of catch-per-day-fished for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins, 2000-2020.

FIGURA 5. Indicador basado en el modelado espaciotemporal de la captura por día de pesca para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado a delfines, 2000-2020.

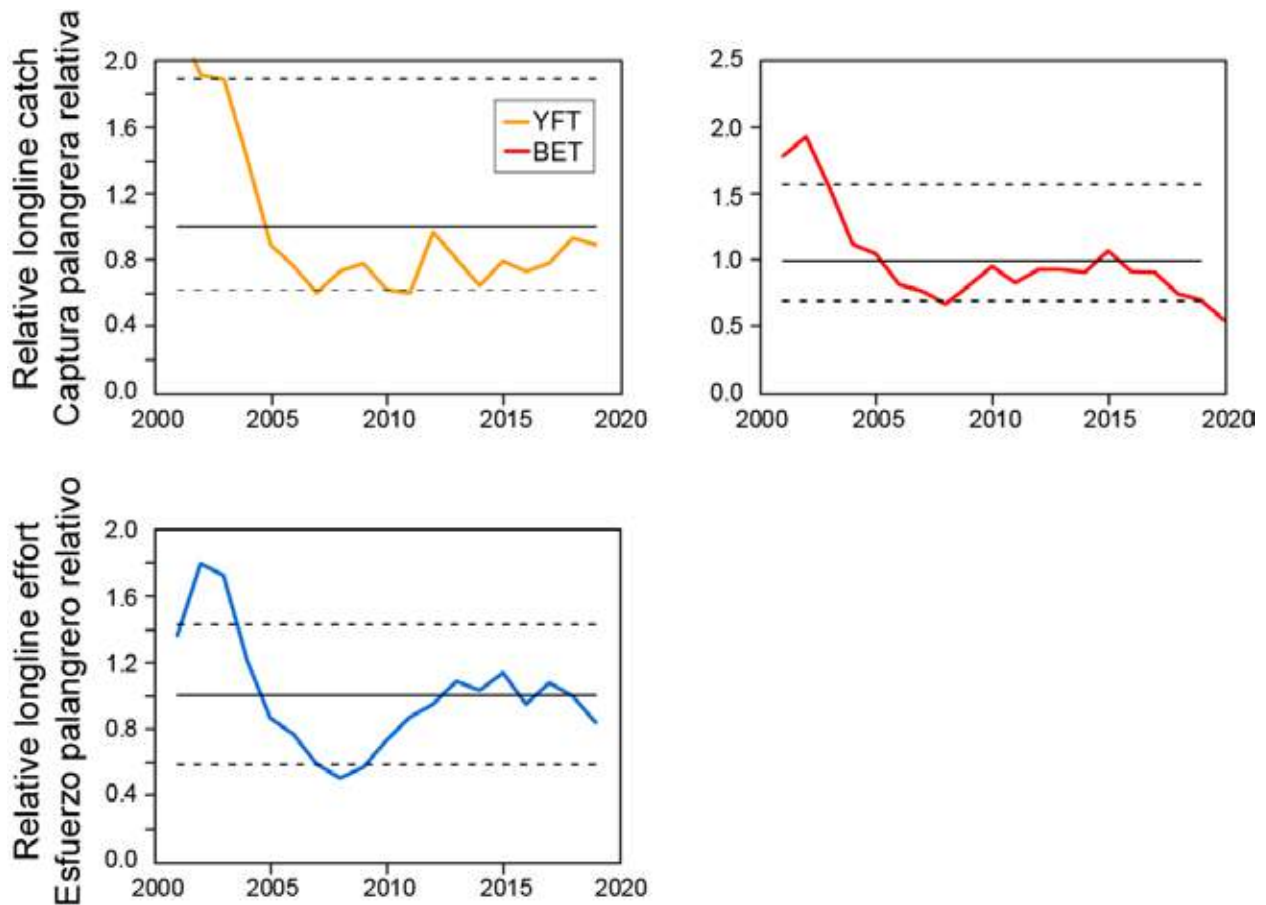


FIGURE 6. Indicators based on longline catch and effort data, 2001-2020 (data for 2020 only included for BET, from the monthly reports, and the values for 2006 are uncertain due to possible unreported catch and effort for those years).

FIGURA 6. Indicadores basados en datos de captura y esfuerzo de palangre, 2001-2020 (los datos de 2020 solo se incluyen para BET, de los informes mensuales, y los valores de 2006 son inciertos debido a posible captura y esfuerzo no reportados para esos años).

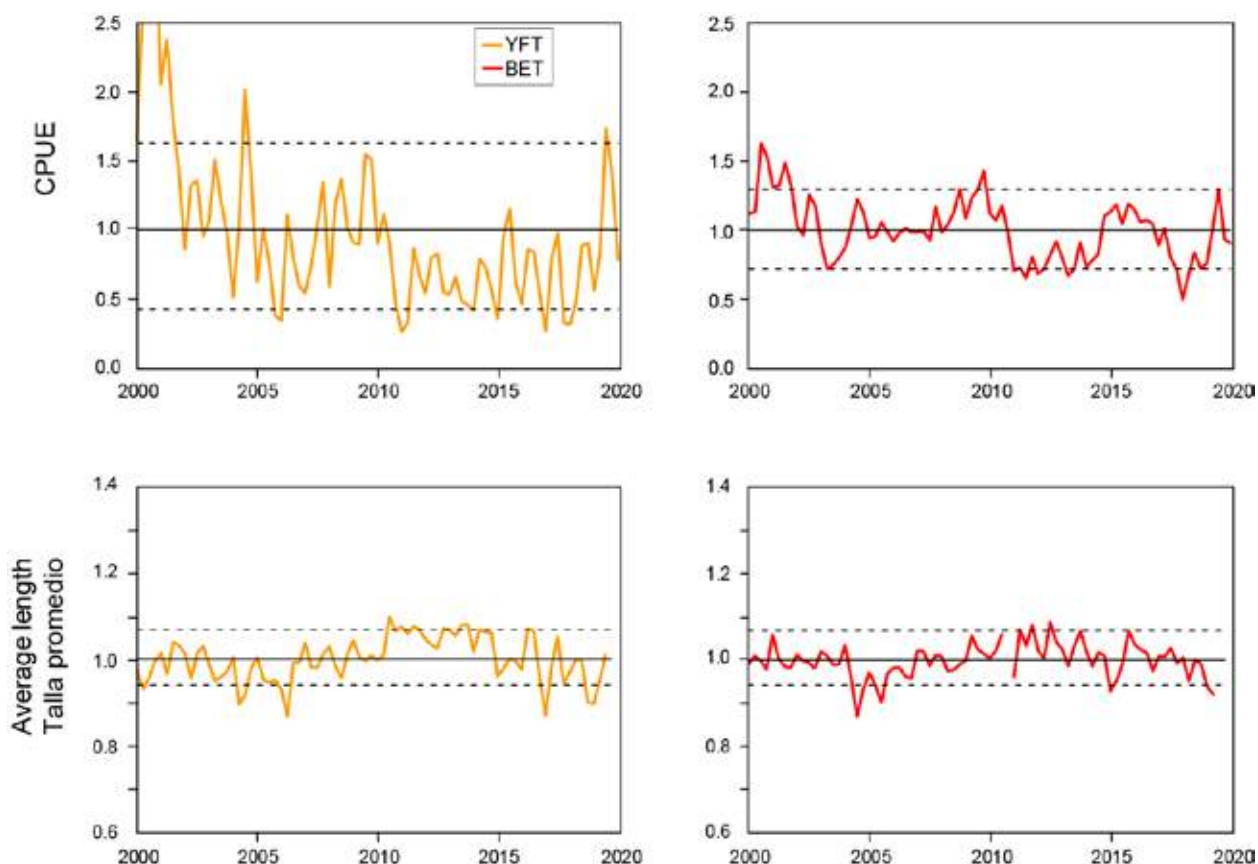


FIGURE 7. Indicators based on spatio-temporal modelling of longline data, 2000-2020. The y-axis limits for average length differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 7. Indicadores basados en el modelado espaciotemporal de datos de palangre, 2000-2020. Los límites del eje y para la talla promedio difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN (SSI) PARA LOS ATUNES TROPICALES EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

ÍNDICE

Resumen	14
1. Antecedentes	14
2. Resultados y discusión.....	16

RESUMEN

Se presentan indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*; series de tiempo de datos usadas para complementar las evaluaciones de poblaciones, o en ausencia de ellas), basados en datos de palangre y de cerco, para las tres especies de atunes tropicales (aleta amarilla, patudo y barrilete). Se han revisado los métodos usados en informes previos de la CIAT para calcular los SSI, basados en datos de cerco únicamente, a fin de mitigar el posible sesgo introducido en la asignación del esfuerzo de pesca entre los tipos de lances cerqueros. Los nuevos SSI: (a) incluyen medidas de captura, esfuerzo, CPUE y talla promedio de los peces en la captura retenida; (b) comienzan en 2000, el primer año de muestreo de composición por especie para la pesquería cerquera y poco después de la gran expansión en alta mar de la pesquería sobre objetos flotantes alrededor de principios a mediados de la década de 1990; y (c) tienen niveles de referencia fijados en los percentiles de 10% y 90%. La mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que la mortalidad por pesca de las tres especies ha aumentado, debido principalmente al aumento del número de lances sobre objetos flotantes. La pandemia de COVID-19 ha afectado a la pesquería, y de la misma forma a los SSI en 2020, debido a la reducción del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes y, por lo tanto, este año debe utilizarse con precaución al interpretar las tendencias a largo plazo. La tendencia constantemente creciente del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes desde 2005 se refleja en el aumento de capturas, en la reducción de la captura por lance, y la talla promedio de las tres especies en la pesquería sobre objetos flotantes. Sin embargo, las tendencias de algunos otros SSI no apoyan la interpretación de que la mortalidad por pesca haya aumentado como resultado de un incremento en el número de lances sobre objetos flotantes. Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo. No obstante, la mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes son consistentes con un aumento de la mortalidad por pesca en esa pesquería y la talla promedio del patudo y el barrilete se encuentran en niveles históricamente bajos en 2020, lo que significa que se deben considerar medidas de ordenación precautorias para evitar mayores aumentos de la mortalidad por pesca. Esto está respaldado también por una relación positiva entre el número de lances y la mortalidad por pesca estimada en la evaluación del patudo ([FAD-05 INF-D](#)).

1. ANTECEDENTES

Uno de los objetivos de ordenación para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) establecidos en la Convención de Antigua es mantener las poblaciones en niveles de abundancia capaces de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, mortalidad por pesca que produce RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren la estimación de los puntos de referencia y las cantidades con las que se puedan comparar. Los distintos puntos de referencia basados en modelos precisan diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento) y características de las pesquerías (por ejemplo, selectividad por edad) hasta estimaciones de biomasa absoluta y tasas de explotación, que a su vez requieren generalmente una

evaluación formal. Para muchas especies y poblaciones, la información necesaria para realizar esa evaluación no está disponible, las evaluaciones no son fiables, o no pueden realizarse con la frecuencia que la ordenación pueda requerir y, por lo tanto, son necesarios métodos alternativos.

Una alternativa es computar indicadores de condición de población (SSI), que son simplemente series de tiempo de datos sin procesar o ligeramente procesados para una población que pueden reflejar tendencias de la abundancia o explotación de esa población. Los SSI incluyen cantidades tales como esfuerzo de pesca, captura, CPUE o la talla de los peces en la captura. Los SSI no pueden usarse directamente para una ordenación que dependa de cantidades basadas en modelos (por ejemplo, RMS, F_{RMS}), pero pueden usarse para hacer comparaciones históricas y para identificar tendencias, y pueden proporcionar información que podría ser útil para la ordenación de una población. También pueden usarse en estrategias de ordenación que no dependen de reglas de control de extracción (RCE) basadas en modelos, como estrategias que usan reglas de control de extracción (RCE) empíricas (basadas en datos) cuyo rendimiento puede evaluarse formalmente mediante una evaluación de estrategias de ordenación (EEO).

Los SSI fueron inicialmente desarrollados para el barrilete porque las evaluaciones tradicionales de esa especie no se consideraban fiables (por ejemplo, Maunder y Deriso 2007), pero también se han usado recientemente como un componente complementario del asesoramiento de ordenación del personal para los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO. Desde 2018, los SSI se han vuelto particularmente importantes como información complementaria, o remplazo transitorio, de las evaluaciones formales tanto del patudo (por ejemplo, [SAC-09-16](#)) como del aleta amarilla ([SAC-10-08](#)), pues el personal consideró que los resultados de las evaluaciones en ese momento no eran lo suficientemente fiables como para utilizarlos como base para su asesoramiento de ordenación.

El personal ha completado el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), y las evaluaciones del patudo ([SAC-11-06](#)) y del aleta amarilla ([SAC-11-07](#)), que ahora están incluidas en un marco basado en riesgos ([SAC-11 INF-F](#)), fueron consideradas suficientemente fiables para usarse como base para proporcionar asesoramiento de ordenación ([IATTC-95-01](#)). El nuevo marco de evaluación basado en riesgos se aplicará antes del comienzo de un ciclo de ordenación plurianual. Se seguirán reportando dos conjuntos de SSI, uno basado en datos de la pesquería cerquera y otro en datos de la pesquería palangrera, como información complementaria para hacer el seguimiento a las poblaciones entre evaluaciones dentro del ciclo de ordenación, y para proporcionar asesoramiento de ordenación. Se computaron los mismos SSI para las tres especies, en la medida de lo posible, y se recopilaron en el presente informe para facilitar las comparaciones entre las especies.

Los **SSI basados en la pesquería de cerco** reportados por tipo de lance (NOA: no asociado; DEL: asociado a delfines; OBJ: asociado a objetos flotantes), siempre que sea posible, son los siguientes: **número de lances, por tipo de lance** ([Figura 1](#)); **capacidad ajustada por la veda** ([Figura 1](#)); **captura por tipo de lance** ([Figura 2](#)); **captura por lance, por tipo de lance** ([Figura 3](#)); y **talla promedio de los peces en la captura retenida, por tipo de lance** ([Figura 4](#)). Se desarrolló un SSI adicional para el aleta amarilla basado en el modelado espaciotemporal de la **captura por día de pesca (CPDP)** para la pesquería asociada con delfines ([Figura 5](#)), que es superior a los SSI de CPDP usados previamente. La captura por lance por tipo de lance reemplaza los SSI de CPDP usados previamente, que no son considerados fiables debido a posibles sesgos en el método usado para asignar los días de pesca a los tipos de lance; además, los indicadores basados en modelos usados para el barrilete ya no se reportan porque se basaban en los mismos datos de CPDP. Los SSI actuales comienzan en 2000 porque el programa de muestreo en puerto de la CIAT comenzó el muestreo de composición por especies en ese año, y es después de la gran expansión en alta mar de la pesquería sobre objetos flotantes, que comenzó entre principios a mediados de la década de 1990. La escala de todos los SSI está ajustada (indicadores relativos) de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2020. Los niveles de referencia fueron cambiados de los percentiles de 5% y 95% a los de 10% y 90% pues los percentiles extremos son menos fiables con menos años de datos.

También se han desarrollado varios indicadores que usan datos de la **pesquería palangrera**. Estos incluyen **captura y esfuerzo** ([Figura 6](#)), y **CPUE** (captura por anzuelo) y **talla promedio** de los peces de un modelo espaciotemporal ([Figura 7](#)). A fin de ser consistentes con los SSI de cerco, los SSI de palangre comienzan en 2000 y su escala ha sido ajustada de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2020. Los niveles de referencia también están basados en los percentiles de 10% y 90%.

Se puede encontrar más información sobre el patudo y el aleta amarilla en los documentos [SAC-11-06](#) y [SAC-11-07](#), respectivamente, e información sobre la captura absoluta y el número de lances, por tipo de lance, en el documento [SAC-12-03](#).

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Muchos de los SSI de los últimos años están cerca de sus niveles de referencia de 10% y 90%, siendo 2020 una excepción en la que el número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes se redujo sustancialmente ([Figura 1](#)). Este descenso del 25% en el número total de lances sobre objetos flotantes de 2019 a 2020 es probablemente atribuible al efecto de la pandemia de COVID-19 en las operaciones de pesca. Exceder un nivel de referencia puede tener múltiples interpretaciones, y éstas dependerán del SSI que se esté considerando y de si se ha superado el nivel de referencia superior o inferior. Para interpretar las tendencias de los SSI, puede ser útil tomar en cuenta múltiples SSI simultáneamente.

La mayoría de los SSI de la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que las poblaciones de las tres especies han estado potencialmente sujetas a una mortalidad por pesca mayor, debido principalmente al aumento del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes (ver [FAD-05 INF-D](#) para detalles sobre la relación entre el número de lances sobre objetos flotantes y F para el patudo). La tendencia al aumento constante del número de lances sobre objetos flotantes observada desde 2005, con la excepción de 2020, es motivo de especial preocupación ([Figura 1](#)). Esto se refleja en un aumento de la captura de aleta amarilla y barrilete, particularmente en número, junto con un aumento de la captura de patudo, en número, en los lances sobre objetos flotantes ([Figura 2](#)). También se refleja como una disminución de la captura por lance ([Figura 3](#)) y de la talla promedio de los peces en la captura ([Figura 4](#)) de las tres especies en la pesquería sobre objetos flotantes. La interpretación del aumento de la mortalidad por pesca está apoyada por las tendencias de la talla promedio del patudo y barrilete capturados en los otros tipos de lance, y por la tendencia del índice de CPUE palangrera del aleta amarilla basado en modelado espaciotemporal ([Figura 7](#)). Los diferentes patrones observados en 2020 se deben probablemente a la pandemia de COVID-19, y por lo tanto no pueden interpretarse en el contexto de las tendencias a largo plazo. Por ejemplo, la captura por lance de patudo y barrilete aumentó en 2020, pero esto puede deberse a la mayor reducción del número de lances realizados por los buques de clases 1-5 de la CIAT, que tienen una menor captura por lance, en comparación con el número de lances realizados por los buques de clase 6 de la CIAT (ver la [Tabla 7 del documento SAC-12-03](#)). La talla promedio de los peces en la captura retenida puede estar menos influenciada por los cambios sin precedentes en las operaciones de pesca debido al COVID-19, y en 2020 se encuentra en niveles históricamente bajos en el caso del patudo y el barrilete en la pesquería sobre objetos flotantes ([Figura 4](#)).

Por otra parte, las tendencias de algunos de los otros SSI no apoyan necesariamente la interpretación de que el incremento de la mortalidad por pesca esté ocurriendo como resultado de un aumento del número de lances sobre objetos flotantes. En particular, las tendencias de la captura por lance para otros tipos de lance ([Figura 3](#)), la talla promedio del aleta amarilla en los otros tipos de lance ([Figura 4](#)), y los SSI de palangre ([Figuras 6-7](#)), excepto la CPUE del aleta amarilla, no son consistentes con esa interpretación. El indicador basado en el modelado espaciotemporal de la CPDP para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado a delfines ([Figura 5](#)) muestra un periodo reciente de CPUE baja, comenzando en 2015, que coincide con un periodo de aumento de las capturas de aleta amarilla en lances sobre objetos flotantes ([Figura 2](#)).

Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo.

Las inconsistencias entre los SSI de aleta amarilla podrían deberse a una interacción entre la estructura potencial de la población y diferencias en la distribución espacial del esfuerzo en los distintos tipos de lance y artes (ver [Fig. B-4 de IATTC-95-05](#)). Además, la captura por lance podría no ser un indicador fiable de la abundancia relativa, particularmente para la especie objetivo (es decir, barrilete en la pesquería sobre objetos flotantes y aleta amarilla en la pesquería sobre delfines). No obstante, el hecho de que la mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sean consistentes con un aumento de la mortalidad por pesca en esa pesquería, y que la talla promedio del patudo y el barrilete en la captura de esa pesquería está en niveles históricamente bajos en 2020 y en los niveles de referencia inferiores o muy cerca de ellos, significa que se deben considerar medidas de ordenación precautorias para evitar mayores aumentos.

ASSESSMENT METHODS FOR SKIPJACK IN THE EPO: A PROPOSAL RELYING ON RECENT DATA FROM THE IATTC REGIONAL TUNA TAGGING PROGRAM (2019-2022)

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Kurt M. Schaefer, and Daniel W. Fuller

CONTENTS

1. Summary	18
2. Introduction	18
3. Historical methods	20
4. Tagging data	22
5. Abundance estimation	23
6. Stock status and reference point evaluation	27
7. Workplan and timeline	29
8. Discussion	29
9. Acknowledgements	31
10. References	31
Figures	35
Tables	39

1. SUMMARY

Skipjack tuna is a major component of the EPO tropical tuna fishery, but no reliable assessment is currently available. Stock status indicators suggest that the stock is under increasing fishing pressure. Management is based on arguments that, since skipjack tuna is more productive than bigeye tuna, appropriate management for bigeye will be adequate for skipjack. A reliable stock assessment for skipjack is needed to improve management advice for skipjack. Currently, there is no reliable index of relative abundance (e.g. CPUE) for skipjack tuna in the EPO and recently collected tagging data from the IATTC Regional Tuna Tagging Program (2019-2022) provides the most promise for providing information to conduct an assessment. However, the practicalities of tagging limit the distribution of tag releases and incomplete tag mixing needs to be addressed. We outline an approach based on advection-diffusion modelling of tags and spatio-temporal modelling of abundance that can reduce the impact of incomplete mixing. The workplan proposes to present preliminary results at the 2022 SAC and a benchmark assessment at the 2023 SAC.

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 and short lifespan (*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 a reliable index of relative abundance and age-composition data, and the limited tagging data that is currently available. 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 2002a; 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, which was based on an age-structured catch-at-length integrated analysis (Maunder and Harley 2005), was considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. Analysis of historical 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 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 a reliable 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 previous assessments, effort was defined as the 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. A method was used to attribute days fished to set type, but this method is now considered biased and catch per day fished is no longer used (Maunder 2019). 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, have been used (Maunder 2019).

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 2014; Valero *et al.* 2016; Valero and Aires-da-Silva 2019); 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. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, they used reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric. The results have been 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) (Maunder 2016).

Here we propose a new method to assess skipjack tuna based on the newly available data obtained from the IATTC multi-year Regional Tuna Tagging Program in the eastern Pacific Ocean (RTTP-EPO 2019-2022, [Project E.4.a](#)). The practicalities of tagging prevent random distribution of the tagged fish and therefore time is needed to ensure full mixing of the tagged fish with the rest of the population. The short lifespan of skipjack may even prevent full mixing. Therefore, the spatial structure of the population and the tagged fish needs to be taken into consideration. To overcome incomplete mixing, the approach combines the advection-diffusion methods to analyze tagging data (Sibert *et al.* 1999; Thorson *et al.* 2017) with spatio-temporal modelling of abundance (Thorson *et al.* 2015; Maunder *et al.* 2020).

First, we describe the methods used historically to assess skipjack tuna in the EPO, then we describe the recent tagging data, and finally we present the proposed method.

3. HISTORICAL METHODS

Several assessment methods have been applied to the stock of skipjack tuna in the EPO, some being more exploratory in nature than others. However, none were considered reliable enough to provide management advice. The following describes these approaches.

3.1.1. 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. These indicators are presented for the whole EPO stock, although indicators by sub-areas have also been presented. The purse seine catch per day fished is now considered unreliable due to vessels making multiple set types and the algorithm to separate days fished by set type may be biased. Therefore, indicators based on this data and the model-based indicators are not used.

3.1.2. Analysis of tag-recapture 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 2002b). Maunder (2012c) 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 are modeled using a population dynamics model that is essentially the same as that 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.

3.1.3. Length-structured stock assessment model

Maunder (2012b) 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.

3.1.4. 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.

3.1.5. Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM)

A Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM; Senina *et al.* 2008) that fits to a variety of data sources 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 Simple Ocean Data Assimilation ocean/sea ice reanalysis (SODA 2.1.6; <https://www2.atmos.umd.edu/~ocean/>) variables; 2) switched to Multifan-CL (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 (tagging data, size composition and abundance indices), which are based on methods used for contemporary stock assessment models (Senina *et al.*, 2008; Senina *et al.* 2020).

4. TAGGING DATA

Skipjack tuna tagging experiments by IATTC in the eastern Pacific commenced in 1955, and through 1964 a total of 127,709 skipjack were tagged and released throughout the range of the fishery, from northern Mexico to northern Chile, within about 200 miles of the coast and around offshore islands. There were 12,881 tags recovered (10.1%) from those releases. Most of the tagging took place aboard live-bait pole-and-line vessels during charter cruises or opportunistically during regular fishing trips. One charter tagging cruise was conducted each year between 1958 and 1963. A lesser amount of tagging also took place opportunistically aboard purse-seine vessels during regular fishing trips. The objectives of the tagging experiments were to obtain information on movements and population structure, along with estimates of growth and mortality.

During 1979 through 1981 there were several tropical tuna tagging cruises undertaken on chartered live-bait pole-and-line vessels by IATTC where tagging was conducted from Mexico to Ecuador. During those cruises 2,546 skipjack were tagged and released, and 992 tags recovered (39.0%).

During March to May of 2000 and 2002 to 2006 there were six tuna tagging cruises undertaken on a chartered live-bait pole-and-line vessel to the equatorial eastern Pacific targeting bigeye tuna, with lesser numbers of skipjack and yellowfin tunas also tagged. During those cruises 3,425 skipjack were tagged and released with plastic dart tags (PDTs) and 563 tags recovered (16.4%), and 134 skipjack were tagged and released with archival tags (ATs) and 7 tags recovered (5.2%).

In 2019 the IATTC, with financial assistance from the European Union, initiated a Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the eastern Pacific, with an emphasis on skipjack tuna. The principle objective of the RTTP is to focus effort and resources on tagging skipjack, to attempt to provide a direct means for estimating their abundance and exploitation rate, deemed essential to produce a reliable stock assessment. The experimental design of the RTTP included three tagging cruises during 2019 to 2021, of about 3 months each, utilizing a live-bait pole-and-line vessel. The first two tagging cruises during 2019 and 2020 were completed, and the results are described below. The tagging cruise scheduled for 2021 was canceled due to logistical issues and concerns during the COVID-19 pandemic but has been rescheduled to take place in early 2022.

Three tag recovery specialists (TRSs) are working full time, within the RTTP structure, at major purse-seine vessel unloading ports in Mexico and Ecuador, which is essential for collecting high-confidence tag recapture data. The responsibility of the TRSs is to collect high-confidence tag recapture information at the time vessels are unloading, which includes verifying vessel names and well numbers at the time tagged tunas are found to verify date and location of capture, and taking length measurements of recovered tunas with tags still attached.

For the 2019 and 2020 tagging cruises, the numbers of releases and returns of skipjack with PDTs and ATs, by times at liberty are shown in [Tables 1](#) and [2](#), respectively. [Table 1](#) also includes the proportion of PDT returns which are high confidence, where a TRS was able to confirm the validity of the return information. The low percentage of high confidence PDT returns following the 2020 tagging cruise is mostly because the TRSs did not have access to the piers or vessels during unloading from March 2020 until September 2020 due to COVID-19 restrictions. Access continues to be restricted to some facilities and aboard certain vessels. Lengths of fish released with PDTs and ATs are shown in [Figures 1](#) and [2](#), respectively. The proportion of skipjack with their PDTs returned by months at liberty are shown in [Figure 3](#). The linear

displacements of skipjack released with PDTs and ATs, determined from release and recapture positions, are shown in [Figure 4](#). A speed filter was utilized to reduce the number of unrealistic recapture dates and positions exasperated by tag reporting errors. The filter is based on recapture dates and locations of both AT and high confidence PDT returns. Mean daily speeds are calculated for each high confidence return and the 95th quantile derived for each time at liberty grouping, which is then compared to the mean daily speeds of all low confidence returns by the corresponding times at liberty. A total of 159 (10.5%) tag returns from skipjack with mean daily speeds exceeding the threshold of the speed filter for a given time at liberty grouping were excluded. After 30 days at liberty, 95 percent of the recaptured skipjack were within 1,604 nm of their release positions, and 86.6 percent were recaptured within 1,000 nm of their release positions. The greatest linear displacement for a skipjack was 1,643 nm. It was recaptured by a purse-seine vessel during a set on a FAD at about 1°30' N and 94°26' W after 193 days at liberty.

Tag seeding experiments conducted by IATTC observers aboard purse-seine vessels operating in the eastern Pacific to estimate reporting rates began in 2019 as an essential component of the RTTP. Accurate information on reporting rates, estimated from tag seeding experiments, is required for estimating fishing mortality rates, and tag return information error rates. From March 2019 to November 2020, 32 tag seeding kits (consisting of seeding tags, applicators, instructions, and data forms) for a total of 960 tags have been given to observers to conduct tag seeding experiments with tunas placed in the wells of purse-seine vessels during the brailing and loading process. Two tag types, 15 of each, PDT and plastic intra-muscular (PIMA) tags were used in 3 tagging configurations, during each experiment aboard a purse-seine vessel. The PIMA tags were used in the seeding experiments to evaluate their retention rates relative to the PDTs. Ten fish were tagged with a single PDT, another 10 fish were tagged with a single PIMA, and 5 fish were double tagged with one PIMA and one PDT. Thirty-two tag seeding kits have been given to observers and 32 completed tag seeding data forms have been received from those observers at IATTC field offices during debriefing following completion of their trips. Of the 792 total tags which have been seeded, 644 tags (81.3%) have been returned by finders and 482 (74.8%) of returned tags were reported as high confidence. 88.7% of the seeded tags were recovered by unloaders at the time purse-seine vessels wells were being unloaded.

5. ABUNDANCE ESTIMATION

Tagging data is key to the development of spatially structured stock assessment models. Unfortunately, the practicalities of tagging fish inhibit the implementation of tagging designs, and the tagged fish do not completely mix instantaneously with the population. As a convenient fix, the initial recoveries are often “ignored” for a given period to “ensure” complete mixing. However, this is not optimal and alternative approaches should be investigated to deal with tag mixing, particularly for short lived or slow mixing stocks. Here we describe an attempt to account for mixing based on spatio-temporal models. The tagged population is modelled over time as an advection-diffusion process (e.g. Sibert *et al.* 1999). The total population is modelled using a spatio-temporal generalized linear mixed model (GLMM, e.g. Thorson *et al.* 2015). The predicted recoveries are then compared to the observed recoveries based on the exploitation rates using a likelihood function where the spatially specific exploitation rates are equal to the catch divided by the predicted total abundance. We are essentially combining the approach to model movement described by Thorson *et al.* (2017) with the spatio-temporal model of population density described by Thorson *et al.* (2015).

The following gives an illustration of the general approach and then we describe possible modifications. The tagged population, T , is modelled based on latitude, longitude, and time as the survivors from all locations that move into or stay within the specific location combined with releases in that location at that time.

$$T_{i,j,t+1} = r_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \varphi_{i',j',t} T_{i',j',t}$$

Where $T_{i,j,t}$ and $r_{i,j,t}$ are the number of tagged individuals and releases in location $l(i,j)$ at time t , respectively, $\psi_{i',j' \rightarrow i,j}$ is the proportion of the individuals (after survival) that transition from location $l(i',j')$ to location $l(i,j)$ and can be parameterized using advection and diffusion with parameters $\mathbf{u}$, $\mathbf{v}$, and $\mathbf{D}$, and $\varphi_{i,j,t}$ is survival in location $l(i,j)$ at time t .

The survival, φ , can be separated into natural mortality, M , and exploitation rate, f ,

$$\varphi_{i,j,t} = (1 - f_{i,j,t})e^{-M}$$

The exploitation rate is calculated as the catch, C , divided by the estimated abundance, N ,

$$f_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}}{N_{i,j,t}}$$

Where the catch in numbers is calculated from the catch in weight ($C_{i,j,t}^*$) divided by the average weight by each location and time.

$$C_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}^*}{\sum_s p_{i,j,t,s} w_s}$$

Where $p_{i,j,t,s}$ is the proportion of fish of size s in location $l(i,j)$ at time t and w_s is the weight at size s .

The estimated abundance is modelled using a spatio-temporal generalized log-linear mixed model (GLMM)

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t}$$

Where α_t represents a temporal main effect, $\gamma_{i,j}$ represents the spatial component, and $\theta_{i,j,t}$ represents the spatio-temporal interaction term.

The spatial variation, $\gamma_{i,j}$ can be modelled using a Gaussian Random Field (GRF) with a Matérn correlation function and the spatio-temporal component can be modelled by combining the GRF for spatial variation with a first-order autoregressive model for temporal variation following Thorson *et al.* (2015).

The predicted recoveries are simply the predicted number of tags (adjusted for natural mortality if appropriate) times the exploitation rate

$$\hat{R}_{i,j,t} = f_{i,j,t} T_{i,j,t}$$

The parameters are estimated by maximizing a likelihood (e.g. based on the Poisson probability distribution) that is a function of the observed (R) and predicted ($\hat{R}$) recoveries by time and location. The likelihood is maximized while integrating across the random effects representing the spatial (γ) and spatio-temporal (θ) variation. This integration could be conducted using methods such as Laplace approximation as implemented in TMB (Kristensen *et al.* 2016) or Bayesian analysis using MCMC (Hilborn and Mangel 1997). The estimated fixed effects include the advection-diffusion parameters (e.g. $\mathbf{u}, \mathbf{v}, \mathbf{D}$), natural mortality (M), the temporal main effects (α), and the parameters representing the correlation structure of the spatial effects and the first-order autoregressive model for the spatio-temporal effects (σ).

$$L(\alpha, \sigma, \mathbf{u}, \mathbf{v}, \mathbf{D}, M | \mathbf{R}, \mathbf{r}, \mathbf{C}) = \sum_{i,j,t} \tau(R_{i,j,t}, \hat{R}_{i,j,t})$$

Where τ is a function representing the appropriate likelihood.

The implementation is a tradeoff between numerical precision and computational practicality (e.g. computational time, memory requirements) and involves dividing the spatial domain into triangles that assume homogenous processes and population density (Thorson *et al.* 2017). Movement is modelled among these triangles. The approaches used by Thorson *et al.* (2017) to improve computational efficiency (e.g. Euler approximation for movement, stochastic partial differential equation (SPDE) approximation for Gaussian random fields) can be applied.

5.1. Modifications

The above description only provides the basic idea behind the approach and several modifications could be applied to improve the estimates.

Movement

Movement, ψ , represents both random (diffusive, parameterized by $\mathbf{D}$) and directive (advective, parameterized by $\mathbf{u}$ and $\mathbf{v}$) components and can be calculated from the instantaneous rate of movement (Thorson *et al.* 2017). This allows parametrization of the instantaneous rate of movement among neighboring cells rather than among all cells (Thorson *et al.* 2017) reducing the number of parameters. The movement rates could be further constrained by using large areas or time blocks where movement rates are considered homogeneous (e.g. Sibert *et al.* 1999) or using a spatio-temporal model to share information among locations and time, smoothing the parameter values.

The movement matrix can be modified to reflect behavior at boundaries (e.g. Sibert *et al.* 1999). Boundaries can be reflective (e.g., continental coastlines or islands) or absorptive (e.g., the IATTC management boundary at 150°W)

Exploitation rate

Many stock assessment models use instantaneous fishing mortality rather than exploitation rate to allow natural and fishing mortality to operate simultaneously. However, this would require solving the catch equation iteratively or estimating the fishing mortality at each location and time and fitting to the catch data, greatly increasing the computational demands. The fishing mortality parameters could be constrained by using a spatio-temporal model to share information among locations and time, smoothing the parameter values. Alternatively, Pope's approximation could be used where catch (recaptures) is removed in the middle of the time period. If the time periods are small enough so the fishing mortality is low, which they might be for the skipjack application if it is based on a monthly time step, Pope's approximation should be adequate.

Abundance

Covariates, such as those that represent skipjack habitat, could be added to improve the abundance prediction, particularly in cells with limited or no data (i.e. the true movement rates do not move fish from the release areas to all locations even though the densities of skipjack in those locations are not minimal).

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t} + \sum_k \beta_k x_{i,j,t}$$

Where β_k represent the impact of covariate k with value $x_{i,j,t}$ on the abundance at location $l(i,j)$ and time t . The coefficient of the covariates (β) are estimated simultaneously with the other fixed effects of the model.

Abundance could be modeled with a spatial population dynamics model that implicitly (Cao *et al.* 2020) or explicitly (e.g. Thorson *et al.* 2017) includes movement. For example, the abundance could be modelled based on the survival and movement estimated from the tagging model.

$$N_{i,j,t+1} = R_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \phi_{i',j',t} N_{i',j',t},$$

In this case the additional parameters would be the recruitment, $R_{i,j,t}$, and the initial numbers, $N_{i,j,t=0}$. Both recruitment and the initial numbers could be modelled using a spatio-temporal model.

The population dynamics modelling could be done in a fully integrated approach (Maunder and Punt, 2013; Punt *et al.*, 2013) as described below.

Catch in numbers

The catch in numbers is calculated from the catch in weight divided by the average weight in each location $l(i,j)$ at time t . The average weight is simply the sum of the product of the proportion at each size and the weight for that size. The proportion at size comes from the size composition sampling of the catch. However, the size composition sampling is limited and low sample size may cause some locations to have biased composition data or no composition data at all. Therefore, spatio-temporal modelling of the composition data may provide better average weights.

Size-specific processes

Several population or fishery processes could be size specific or vary over time (e.g. natural mortality, movement, or selectivity). Estimation of parameters representing size-specific processes would require modeling the size structure of the population and the tagged individuals. Size structured spatio-temporal models have already been developed and implemented (e.g. Kai *et al.*, 2017; Maunder *et al.*, 2020) and could easily be adapted to this approach. The model of tagged individuals could be extended to model the size structure, but would require the inclusion of a growth transition matrix and estimation of the growth parameters (see Maunder 2002b). The size-specific processes could be modelled as functional forms or random effects could be used to share information among adjacent sizes.

Temporal variability in processes

Temporal variation in the population and fishing processes could be modelled. Temporal variation is already included in the fishing mortality, but could also be included in the size-specific fishing mortality (selectivity). The time varying processes could be modelled using covariates or random effects could be used to share information among adjacent time periods.

Additional data

Additional data, such as effort to inform the exploitation rates or size composition of the catch to inform size-specific fishing mortality, could be included in the model. However, as more data and processes get added the model becomes closer to a fully integrated stock assessment as described below. There will be a tradeoff between information content, model realism, information needs, and computational demands.

Archival tags

Inclusion of archival tag data to inform the advection-diffusion parameters should greatly improve the precision of the estimates of the movement parameters. Archival tag data has a fine spatial and temporal scale and may allow estimation of advection and diffusion parameters that vary over space and time and with environmental covariates. The data from archival tags may have to be aggregated at temporal and spatial scales (e.g. use the most frequent location within the time period [e.g. month]) that make the analysis practical. Spatio-temporal modelling of the movement parameters should be considered.

Other

The model would also need to consider tagging related mortality (immediate and long-term), tag loss (immediate and long-term), and tag reporting rates. These are summarized for skipjack tuna in Maunder (2012c) and in the section of tagging data above for the recent information.

A variety of likelihood functions could be used to fit the data. Given that many individuals are tagged in a single tagging event in the same location, there may be pseudoreplication and this should be taken into consideration. However, the spatio-temporal focus of the analysis may deal with much of the apparent pseudoreplication.

6. STOCK STATUS AND REFERENCE POINT EVALUATION

The ultimate goal of stock assessment is to provide management advice such as stock status and the evaluation of reference points. The proposed approach to model the skipjack tagging data produces an estimate of abundance. However, on its own, an estimate of abundance does not provide useful management advice. The approach also estimates exploitation rate and natural mortality. Continuation

of the tagging program would produce a time series of biomass and exploitation rate estimates. There are several approaches that could use the results from the tagging analysis to provide management advice and they are described below.

Yield per recruit analysis

The stock status can be evaluated by comparing fishing mortality (or exploitation rate) estimates with optimal fishing mortality. For example, the fishing mortality can be compared with the fishing mortality that produces the maximum yield from a single cohort based on yield-per-recruit analysis (YPR). YPR analysis requires estimates of natural mortality, which are obtained from the tagging analysis, growth, which can be estimated from the recent tagging data and are available from previous studies (Maunder 2002b notes that the growth is estimated based on length not age), and age-specific selectivity. Assumptions need to be made about the selectivity (e.g. knife edged selectivity) or the tagging analysis could be conducted taking size into consideration to estimate size-specific selectivity. The fishing mortality compared with the optimal values could be estimated by taking the spatially specific fishing mortality rates and weighting it by the corresponding estimates of abundance or the exploitation rate calculated simply as the total catch divided by the estimate of total abundance. The YPR analysis may have to be based on a length-structured model.

YPR analysis does not take into consideration the stock-recruitment relationship. The YPR analysis can be transformed into a MSY type calculation by simply adding a stock-recruitment relationship. However, the stock-recruitment relationship is unknown for skipjack and would have to be assumed. Spawner-per-recruit (SPR) analysis could be used, but the reference points used in SPR are inherently based on assumptions about the stock-recruitment relationship.

Biomass and exploitation rate trends

Continuation of the tagging program will provide a time series of biomass and exploitation rate estimates. This time series could then be used to monitor the trend in the population size or exploitation rates. The time series itself could not be used to define a target (e.g. B_{MSY}) and simple and somewhat arbitrary rules such as keeping the biomass at the same level or increase the biomass by X% in Y years would have to be used. MSE could be used to evaluate the rules based on management objectives. Information from the tagging analysis could be used to improve the operating models used in the MSE.

Full stock assessment

Age (Maunder and Punt 2013) or length (Punt *et al.* 2013) based stock assessment are the gold standard for providing fishery management advice. Previous stock assessments for EPO skipjack have been unsuccessful because they have been based on indices of abundance that are considered unreliable and absolute biomass estimates were uncertain (Maunder 2016). Information about natural mortality and absolute biomass from the tagging study would greatly improve the stock assessments. The estimates could be used in the stock assessment (possibly calculated in length classes) or the tagging data integrated directly into the stock assessment (Maunder 1998, 2001; Hampton and Fournier 2001; Goethel *et al.* 2011). The stock assessment could then be used to evaluate stock status and the EPO tropical tuna harvest control rule following the approach used for bigeye and yellowfin tuna.

Both age (e.g. Maunder and Harley, 2005) and size (Maunder, 2012b) based stock assessment models have been used to assess the EPO skipjack stock. However, aging of skipjack is problematic and size-based

methods may be more appropriate since growth data is based on growth increments rather than aging (i.e. it is length based) and the tagging data is more appropriately analyzed using length based methods.

Given the non-mixing issues with the tagging data and the need to model the spatial structure, integrating the tagging data into the stock assessment model is much more computationally intensive than previous analysis. Thorson *et al.* (2017) applied a surplus production model with movement using fine spatial scale, but did not include tagging data. This approach could be extended to a length-based model with the inclusion of tagging data. Multi-area length-based models with tagging data currently exist, but the spatial scale is typically more coarse (Punt *et al.* 2013; McGarvey *et al.* 2010). The approach would differ somewhat to the approach described above since the spatio-temporal model would be replaced by a population dynamics model, the tagged and untagged components of the population would be model using similar models, and the models would be length structured. The resulting stock assessment model would be much more computationally demanding. Previously encountered dome shape selectivity (Maunder and Harley, 2005) may still be an issue in the assessment, but estimation using the tagging data should be investigated.

7. WORKPLAN AND TIMELINE

An initial exploratory model will be presented at the 2022 SAC. The final model will be presented at the 2023 SAC. The final model will likely be based on simplifying assumptions due to computational limitations and time restrictions. For example, the abundance estimates will be based on a spatio-temporal model and using a population dynamics model will be investigated in following years. Therefore, management advice will initially be most likely based on yield per recruit calculations.

Data from the 2022 tagging cruise will not be available until early 2023 and it is not clear if this data can be included in the analyses presented at the 2023 SAC. A benchmark assessment potentially could be produced in 2024 to correspond to the current management cycle if it is 2022-2024.

8. DISCUSSION

Skipjack tuna in the EPO have not been reliably assessed and the use of conventional tagging data is the most promising short-term option to obtain an adequate assessment. However, the practicalities of tagging skipjack, which require the use of pole and line vessels, severely restrict the tagging opportunities reducing the spatial distribution of tags. Therefore, any analysis must deal with tag mixing.

The proposed model combines two computationally intensive approaches, an advection-diffusion model for tag movement (Sibert *et al.*, 1999; Thorson *et al.*, 2017) and a spatio-temporal model for abundance estimation (Thorson *et al.* 2015). There will be a tradeoff between information content, model realism, information needs, and computational demands. Initial analyses will need to be based on the simplest models, as described above, and more complexity added in a stepwise manner to determine the limits of the computational resources. Movement rates may need to be further simplified (e.g. shared among large areas and time blocks) to reduce the number of parameters. However, Sibert *et al.* (1999) showed that skipjack movement is highly variable at seasonal and interannual time frames.

The approach can be tested on simulated data from SPM of Mormede *et al.* (2013), which is being used to test several different approaches to analyze data from spatially structured populations. A simulated data set is being developed based on Indian Ocean yellowfin tuna, which will have similar characteristics to the EPO skipjack tuna population and tagging data (Dunn *et al.* 2020).

The model would need to consider tagging related mortality, tag loss, and tag reporting rates. These are summarized for skipjack tuna in Maunders (2012c) and above in the tagging data section for the recent data. Estimates for these quantities are available, but they are mostly from historical studies or may be unreliable.

Tag Shedding

Bayliff and Mobrand (1972) estimated tag shedding for yellowfin tuna from double-tagging experiments. Maunders *et al.* (2007) estimated immediate and continuous tag shedding for skipjack, yellowfin, and bigeye tuna combined, but tag shedding may have been influenced by poorly-trained taggers. Hampton (2000) used combined instantaneous tag shedding and instantaneous non-reporting of tags for the three species of tunas, and continuous tag shedding based on Hampton (1997). Some double tagging was conducted in the EPO during 2000, with a shedding rate of about 13%, but the rate depended a lot on the experience of the tagger. Double tagging experiments could be conducted in the 2022 tagging cruise if needed.

Tagging-related mortality

Hampton (1997) assumed tagging-related mortality was insignificant. Hoyle *et al.* (2015) found that recovery rates differed substantially among taggers, suggesting that tagger-related differences in the tagging and release processes can translate into substantial variability in survival rates. It is possible that tagging related mortality either due to injury while tagging due to skipjacks frantic behavior in the tagging cradles or predation when released could be substantial in some tagging locations.

Reporting rate

We believe the reporting rate for the tagging data on purse seiners to be used in our analyses to be relatively high due to the use of tag recovery specialists (see the section of the tagging data above). However, reporting rates can vary by fleet and through time, and they can have a large impact on results. Data presented in Bayliff (1971) indicate that the reporting rate was around 91%, but this estimate is based on limited data. Maunders *et al.* (2007) estimated reporting rates of 50% to 70% for skipjack tuna from tag-seeding experiments, with reporting rate decreasing with size. Hoyle (2011) found low reporting rates of around 50%.

Another source of data for a skipjack assessment is abundance at echosounder buoys. This information could be used to produce an index of relative abundance (Santiago *et al.* 2019). However, the time series would be short given that the data is only available on a voluntary basis for part of the fleet since 2010. Also, due to the large fluctuations in skipjack abundance, the index would unlikely to be able to estimate absolute abundance without reliable estimates of recruitment (e.g. from length-composition data). However, the index could be used as an indicator or as auxiliary information for tagging-based assessment for years following the tagging studies.

Close-Kin Mark-Recapture (CKMR; Bravington *et al.* 2016) should also be considered for assessing skipjack tuna. CKMR would allow “tagging” from fish caught on purse seine vessels and would reduce the issues with tag mixing. However, the large abundance of skipjack may make the approach economically impractical. Information about CKMR and its applicability to IATTC managed stocks is presented in Maunders *et al.* (2021).

9. ACKNOWLEDGEMENTS

James Thorson and Simon Hoyle provided advice on the methodology

10. REFERENCES- REFERENCIAS

- Bayliff, W. H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 15: 379–436
- 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.
- Bayliff, W.H., and Mobrand, L.M. 1972. Estimates of the rates of shedding of dart tags from yellowfin tuna. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 15: 441–462.
- Bravington MV, Skaug HJ, Anderson EC (2016) Close-Kin Mark-Recapture. *Statistical Science* 31, 259-274.
- Cao, J. Thorson, J.T., Punt, A.E., Szuwalski, C., 2020. A novel spatiotemporal stock assessment framework to better address fine-scale species distributions: Development and simulation testing. *Fish Fish.* 21, 350-367.
- Dunn, A. Hoyle, S., Datta, S., 2020. Development of spatially explicit operating models for yellowfin tuna populations in the Indian Ocean. *IOTC-2020-WPTT22(AS)-19_Rev1*
- Goethel, D. R., Quinn II, T. J., and Cadrin, S. X. 2011. Incorporating spatial structure in stock assessment: movement modeling in marine fish population dynamics. *Reviews in Fisheries Science*, 19: 119–136.
- Hampton, J. 1997. Estimates of tag-reporting and tag-shedding rates in a large-scale tuna tagging experiment in the western tropical Pacific Ocean. *Fish. Bull. U.S.* 95: 68–79.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., Fournier, D.A., 2001. A spatially disaggregated, length-based, age structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Freshw. Res.* 52, 937–963.
- Hilborn, R. and Mangel, M. 1997. *The Ecological Detective: Confronting Models with Data*, Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Hoyle, S.D., 2011. Tag reporting rate prior distributions for the 2011 bigeye, yellowfin, and skipjack stock assessments. *WCPFC-SC7-2011/SA- IP-10*
- Hoyle, S.D., Leroy, B.M., Nicol, S.J., Hampton, J., 2015. Covariates of release mortality and tag loss in large-scale tuna tagging experiments. *Fish. Res.* 163, 106-118.
- Kai, M., Thorson, J.T., Piner, K.R., Maunder, M.N., 2017. Spatio-temporal variation in size-structured populations using fishery data: an application to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Pacific Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 1765–1780.

- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., Bell, B.M., 2016. TMB: automatic differentiation and laplace approximation. *J. Stat. Softw.* 70, 1–21.
- 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., 1998. Integration of Tagging and Population Dynamics Models in Fisheries Stock Assessment. PhD Thesis, University of Washington, 306 pp.
- Maunder, M.N., 2001. Integrated Tagging and Catch-at-Age ANalysis (ITCAAN). In: Kruse, G.H., Bez, N., Booth, A., Dorn, M.W., Hills, S., Lipcius, R.N., Pelletier, D., Roy, C., Smith, S.J., Witherell, D. (Eds.), *Spatial Processes and Management of Fish Populations*, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-01-02. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, Alaska, pp. 123–146.
- 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. 2014. Management Strategy Evaluation (MSE) Implementation in Stock Synthesis: Application to Pacific Bluefin Tuna. *IATTC Stock Assessment Report* 15: 100-117.
- Maunder, M.N., 2016. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015. *IATTC Document SAC-07-05c*.
- Maunder, M.N., 2019. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. *IATTC DOCUMENT SAC-10-09*
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., and Xu, H. 2021. Considerations for conducting Close Kin Mark Recapture of stocks managed by the IATTC. *IATTC DOCUMENT SAC-12 INF-XX*
- 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 Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 7: 283-297.
- Maunder, M.N., Punt, A.E., 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fish. Res.* 142, 61–74.
- Maunder, M.N., K. Schaefer, D. Fuller, and E. Altamirano Nieto. 2007. Estimating tag reporting and tag shedding for tunas in the EPO. In Maunder, M.N. (compiler) *Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission Workshop on Using Tagging Data for Fisheries Stock Assessment and Management*.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., ... 2020. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fish. Res.* 105594.
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., and Xu, H. 2021. Considerations for conducting Close Kin Mark Recapture of stocks managed by the IATTC. IATTC DOCUMENT SAC14XXXX.
- McGarvey, R., Linnane, A., Feenstra, J. E., Punt, A. E., and Matthews, J. M. 2010. Integrating recapture-conditioned movement estimation into spatial stock assessment: a South Australian lobster fishery application. *Fisheries Research*, 105: 80–90.
- Mormede S., A. Dunn, S. Parker and S. Hanchet, 2013. A spatially explicit population dynamics operating model for Antarctic toothfish in the habitable depths of the Ross Sea region. *FSA-13-53*
- Punt, A.E., Huang, T.-C., Maunder, M.N., 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 16–33.
- Santiago, J., Uranga, J., Quincoces, I., Orue, B., Grande, M., Murua, H., Merino, G., Urtizberea, A., Pascual, P., Boyra, G. 2019. A novel index of abundance of juvenile yellowfin tuna in the Atlantic Ocean derived from echosounder buoys. *ICCAT SCRS/2019/075_REV*
- 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.
- Senina, I., Lehodey, P., Sibert, J., and Hampton, J. 2020. Integrating tagging and fisheries data into a spatial population dynamics model to improve its predictive skills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77: 576–593
- Sibert, J.R., Hampton, J., Fournier, D.A., and Bills, P.J. 1999. An advection–diffusion–reaction model for the estimation of fish movement parameters from tagging data, with application to skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 56, 1999: 925-938.
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., Skaug, H., 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1297–1310.
- Thorson, J.T., Jannot, J., and Somers, K. 2017. Using spatio-temporal models of population growth and movement to monitor overlap between human impacts and fish populations. *Journal of Applied Ecology* 2017, 54, 577–587

Valero, J.L., Aires-da-Silva, A. 2019. 1st workshop on management strategy evaluation (MSE) for tropical tunas: Overview, objectives and performance metrics. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2019/WSMSE-01/_English/WSMSE-01-RPT_1st%20Workshop%20on%20Management%20Strategy%20Evaluation%20for%20tropical%20tunas.pdf

Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Minte-Vera, C., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J., and Carranza, M.N. 2016. Exploratory management strategy evaluation (MSE) of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Pacific Ocean. IATTC DOCUMENT SAC-07-06a(ii)

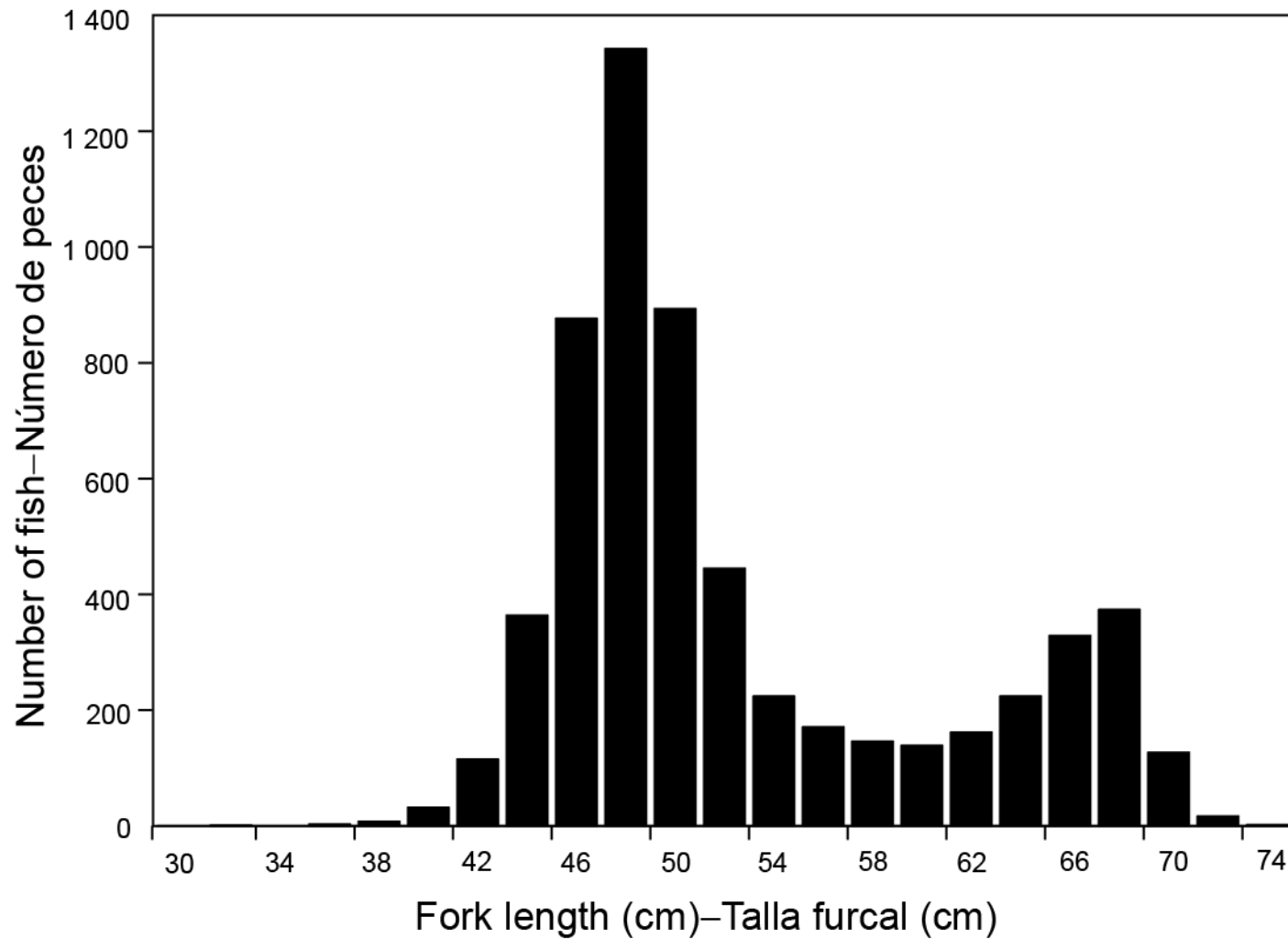


FIGURE 1. Length frequency distribution of 5,998 skipjack tuna tagged and released with plastic dart tags during 2019 and 2020 under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO.

FIGURA 1. Distribución de la frecuencia de talla de 5,998 atunes barrilete marcados y liberados con marcas de dardo plásticas durante 2019 y 2020 bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes de la CIAT en el OPO.

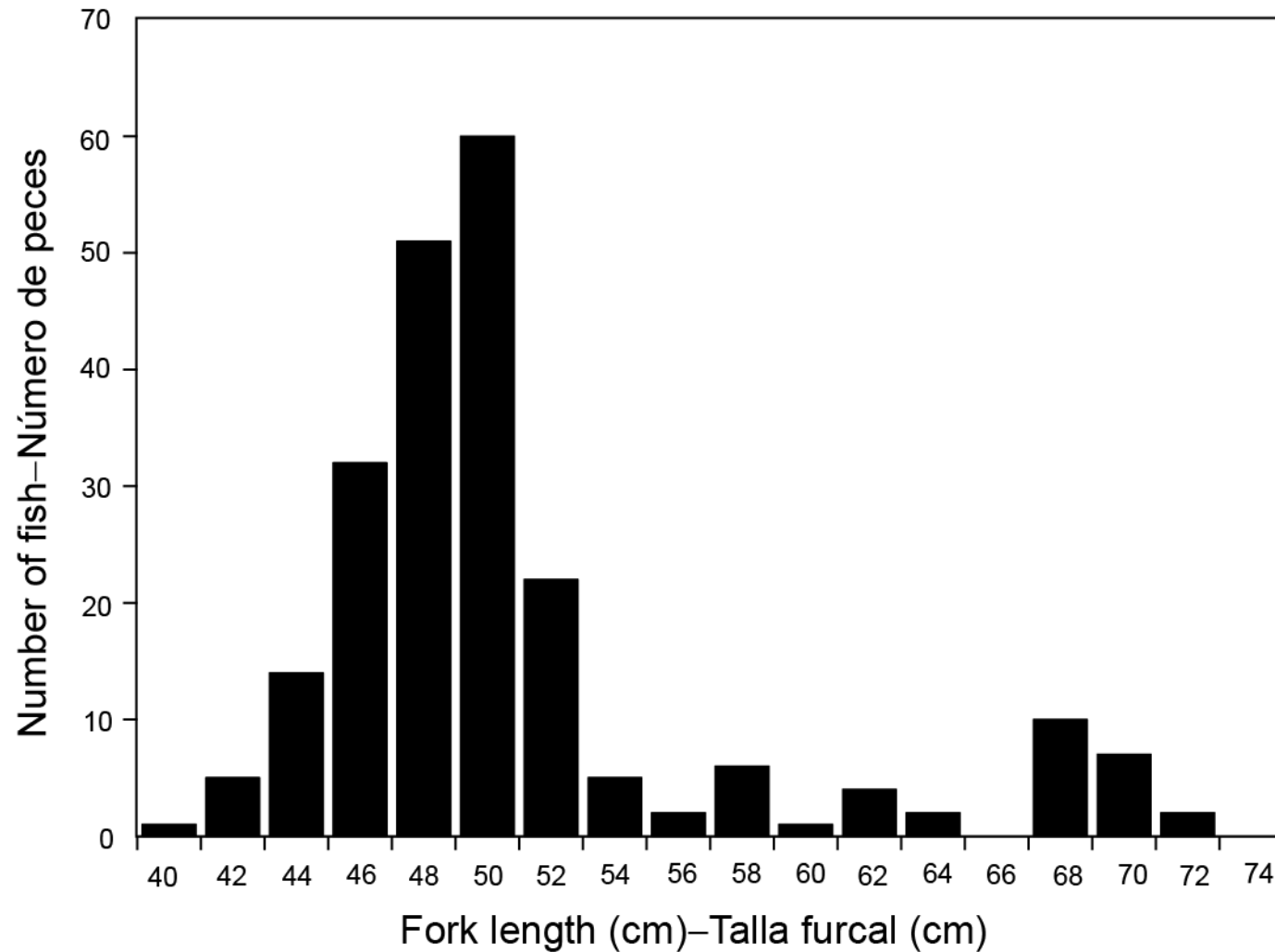


FIGURE 2. Length frequency distribution of 224 skipjack tuna tagged and released with archival tags during 2019 and 2020 under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO.

FIGURA 2. Distribución de la frecuencia de talla de 224 atunes barrilete marcados y liberados con marcas archivadoras durante 2019 y 2020 bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO.

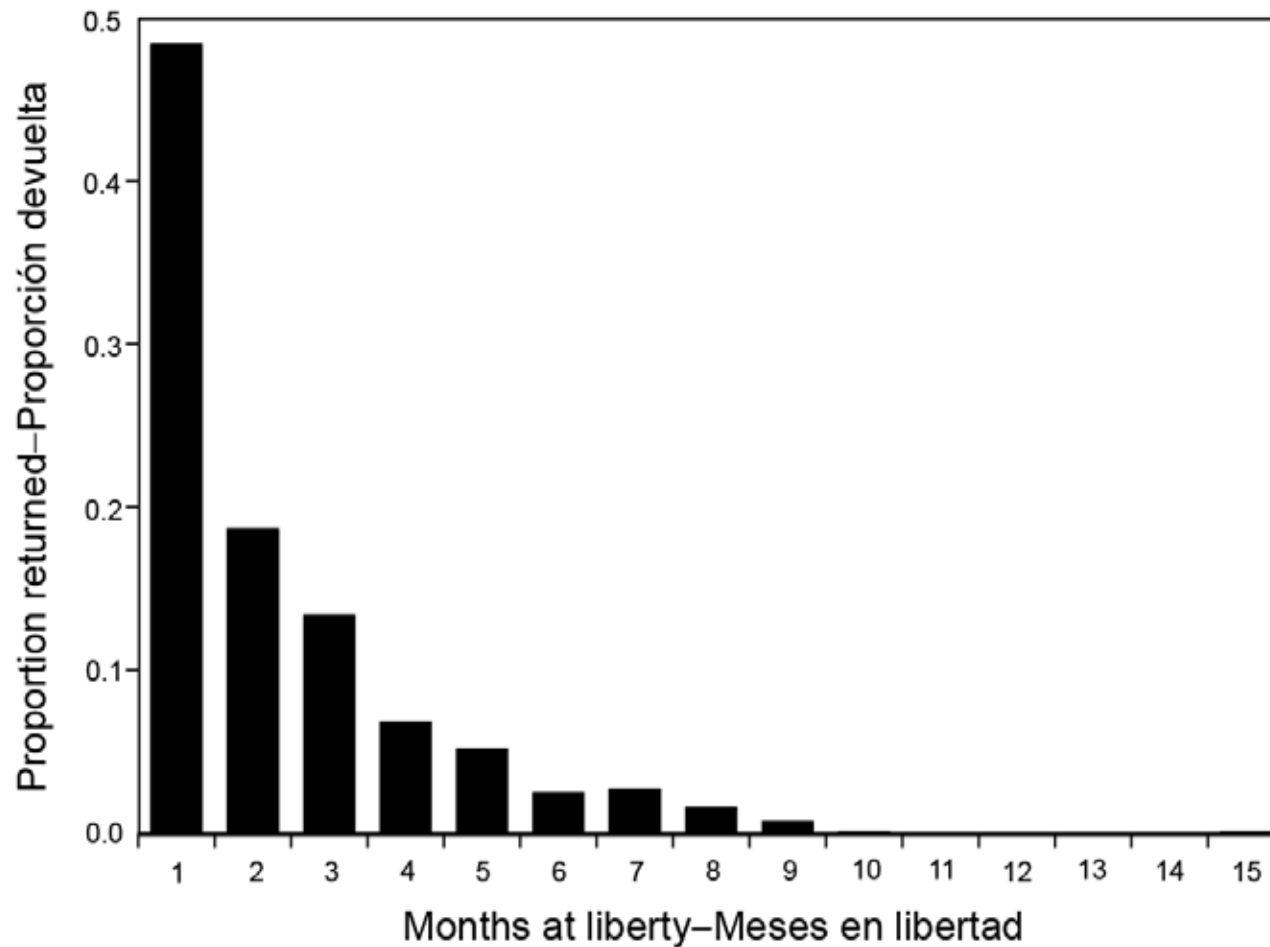


FIGURE 3. Proportion of skipjack tuna tags returned ($n = 1,389$) by months at liberty. Only the tag returns from fish, whose recapture information fell within the speed filter threshold are included. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

FIGURA 3. Proporción de marcas de atún barrilete devueltas ($n = 1,389$) por meses en libertad. Solo se incluyeron las devoluciones de marcas de peces cuya información caía dentro del umbral del filtro de velocidad. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

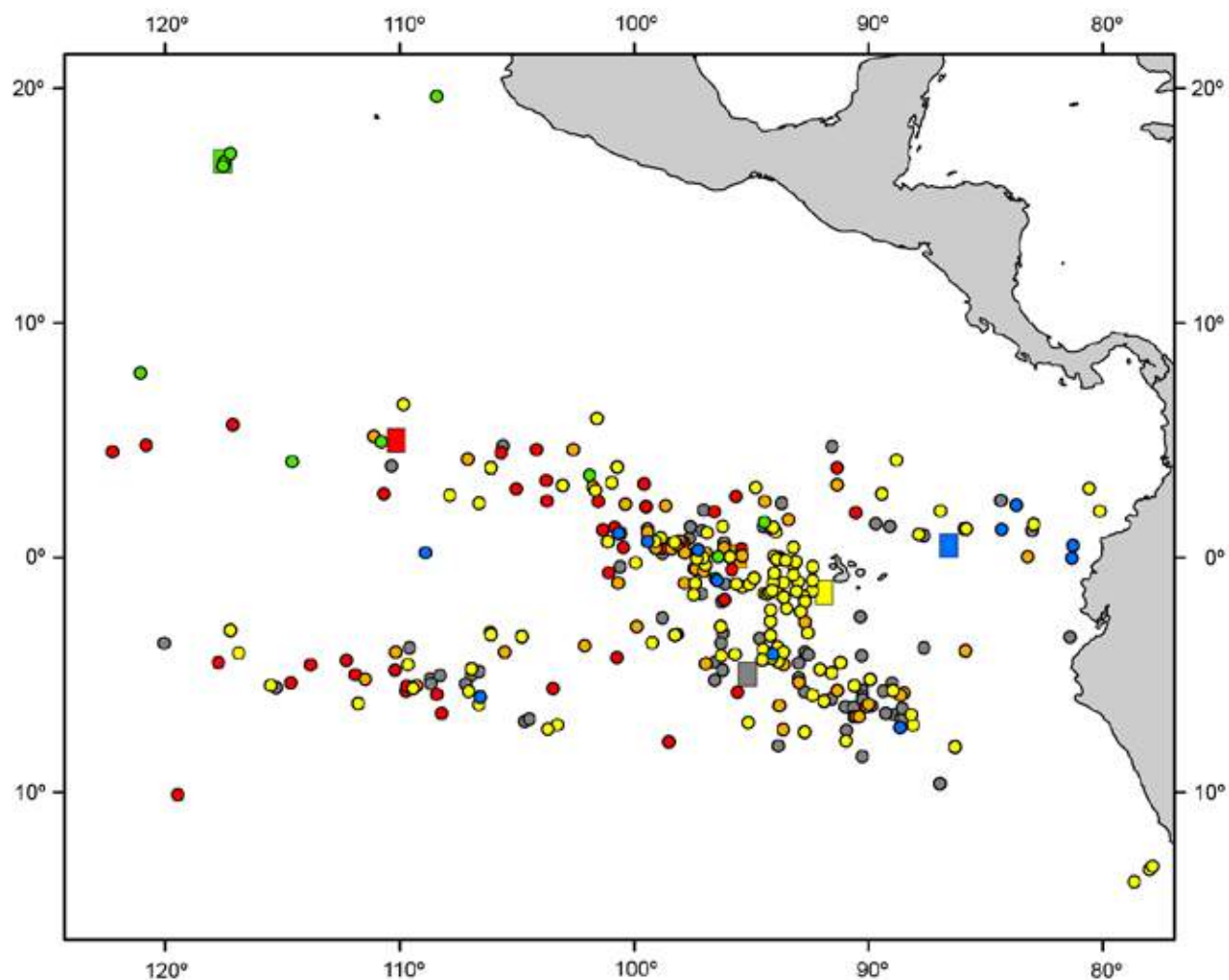


FIGURE 4. Skipjack tuna linear displacements ($n = 700$) for fish at liberty greater than 30 d shown as dots, color coded for six distinct release locations, shown as squares. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

FIGURA 4. Los desplazamientos lineales del atún barrilete ($n = 700$) para peces en libertad mayor a 30 d se muestran como puntos, codificados por colores para seis lugares distintos de liberación, se muestran como cuadrados. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

TABLE 1. Releases and returns of plastic dart tags, by year of release and days at liberty. Percent of total tag returns which were validated by tag recovery specialists as high confidence are provided. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

TABLA 1. Liberaciones y devoluciones de marcas de dardo plásticas por año de liberación y días en libertad. Se proporciona el porcentaje del total de devoluciones de marcas que fueron validadas por especialistas en recuperación de marcas como de alta confianza. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

Year	Released	Returned					Total (%)	Percent High Confidence (n)
		<30	30-89	90-179	180 – 365	>365		
2019	177	6	19	5	2	1	35 (19.8)	60.0 (21)
2020	5854	730	466	210	71		1,569 (26.8)	18.3 (287)
All	6031	736	485	215	73	1	1,604 (26.6)	19.2 (308)

TABLE 2. Releases and returns of archival tags, by year of release and days at liberty. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

TABLA 2. Liberaciones y devoluciones de marcas archivadoras por año de liberación y días en libertad. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

Year	Released	Returned					Total (%)
		<30	30-89	90-179	180 – 365	>365	
2019	43	3	0	0	2	0	5 (11.6)
2020	185	10	13	9	3	NA	35 (18.9)
All	228	13	13	9	5	0	40 (17.5)

MÉTODOS DE EVALUACIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OPO: UNA PROPUESTA CON BASE EN DATOS RECIENTES DEL PROGRAMA REGIONAL DE MARCADO DE ATUNES DE LA CIAT (2019-2022)

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Kurt M. Schaefer y Daniel W. Fuller

ÍNDICE

1. Resumen	41
2. Introducción	41
3. Métodos históricos	43
4. Datos de marcado	45
5. Estimación de la abundancia	47
6. Condición de la población y evaluación de puntos de referencia	51
7. Plan de trabajo y cronograma.....	53
8. Discusión	53
9. Agradecimientos	55
10. Referencias.....	31
Figuras	35
Tablas	39

1. RESUMEN

El atún barrilete es un componente fundamental de la pesquería de atunes tropicales en el OPO; sin embargo, no se dispone de ninguna evaluación fiable. Los indicadores de condición de población sugieren que la población está sometida a una creciente presión pesquera. La ordenación se basa en argumentos tales como que, dado que el atún barrilete es más productivo que el atún patudo, la ordenación para el patudo será adecuada para el barrilete. Se necesita una evaluación de población fiable para el barrilete para poder mejorar el asesoramiento de ordenación de este. En la actualidad, no existe ningún índice fiable de abundancia relativa (por ejemplo, la CPUE) para el atún barrilete en el OPO; así, los datos de marcado recientemente recolectados del Programa Regional de Marcado de Atunes de la CIAT (2019-2022) constituyen la mayor promesa para proporcionar información para realizar una evaluación. Sin embargo, las prácticas de marcado limitan la distribución de las liberaciones de marcas y se debe abordar la cuestión de la mezcla incompleta de marcas. Esbozamos un enfoque basado en el modelado de advección-difusión de marcas y en el modelado espaciotemporal de la abundancia que pueden reducir el impacto de la mezcla incompleta. El plan de trabajo propone presentar resultados preliminares en la reunión del CCA de 2022 y una evaluación de referencia en la reunión del CCA de 2023.

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 (por ejemplo,

mortalidad natural, crecimiento y relación población-reclutamiento) 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 además de su corta vida (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 convencionales. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de un índice fiable de abundancia relativa y datos de composición por edad, y los pocos datos de marcado de los que se dispone. 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 2002a; Maunder y Harley 2005), lo 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, la cual se basó en un análisis integrado de captura por talla estructurado por edad (Maunder y Harley 2005), es también considerada preliminar porque se desconoce si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Es poco probable que un análisis de los datos históricos de marcado 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 de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionados es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia fiable 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 evaluaciones anteriores, se definió el esfuerzo como el tiempo de búsqueda necesario para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiables de abundancia para el barrilete. En un solo viaje, los lances cerqueros sobre atunes no asociados son generalmente intercalados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Se usó un método para atribuirle días de pesca a un tipo de lance, pero este método ahora se considera sesgado y ya no se utiliza la captura por día de pesca (Maunder, 2019). 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 usó 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 fue de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice

de abundancia relativa fiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, se han utilizado otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura (Maunder, 2019).

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 estrategias de ordenación (EEO) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2014; Valero *et al.* 2016; Valero y Aires-da-Silva 2019), pero elaborar una EEO implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevada a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las EEO de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. 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 han comparado los resultados con evaluaciones históricas basadas en análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población por talla, un análisis estadístico de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA), y un modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM) (Maunder 2016).

Aquí proponemos un nuevo método para evaluar el atún barrilete con base en los datos disponibles obtenidos recientemente del Programa Regional de Marcado de Atunes en el Océano Pacífico oriental multianual de la CIAT (PRMA-OPO 2019-2022, [Proyecto E.4.a](#)). Las prácticas de marcado impiden la distribución aleatoria de los peces marcados, por lo tanto, se necesita tiempo para asegurar la mezcla completa de los peces marcados con el resto de la población. La corta esperanza de vida del barrilete puede incluso prevenir la mezcla completa. Es por eso que es necesario tomar en cuenta la estructura espacial de la población y los peces marcados. Para solucionar la mezcla incompleta, el enfoque combina los métodos de advección-difusión para analizar los datos de marcado (Sibert *et al.* 1999; Thorson *et al.* 2017) con modelado espaciotemporal de la abundancia (Thorson *et al.* 2015; Maunder *et al.* 2020).

En primer lugar, describimos los métodos utilizados históricamente para la evaluación del atún barrilete en el OPO y después describimos los datos de marcado recientes para finalmente presentar el método propuesto.

3. MÉTODOS HISTÓRICOS

Se han aplicado varios métodos de evaluación a la población de atún barrilete en el OPO, algunos más exploratorios que otros. Sin embargo, ninguno fue considerado lo suficientemente fiable para proporcionar asesoramiento de ordenación. A continuación se describen estos enfoques.

3.1.1. 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 evalúan ocho indicadores basados en datos y en el modelo: captura, captura por día de pesca por las pesquerías sobre objetos flotantes, captura por día de pesca por las pesquerías no asociadas, esfuerzo estandarizado, peso promedio, biomasa relativa, reclutamiento relativo, y tasa de explotación relativa. Se presentan estos indicadores para la población del OPO entero, aunque igualmente se presentan indicadores por subárea. En la actualidad, las capturas de cerco por día de pesca no se consideran fiables debido a que los buques realizan múltiples tipos de lance y el algoritmo para separar los días de pesca por tipo de lance puede estar sesgado; por lo tanto, los indicadores basados en estos datos y en este modelo no se utilizan.

3.1.2. Análisis de datos de marcado y recaptura

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 2002b). Maunder (2012c) 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 recapturas de marcas observadas y predichas. Se modela la dinámica de las marcas usando un modelo de dinámica poblacional que es esencialmente el mismo que se usa 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.

3.1.3. Modelo de evaluación estructurado por talla

Maunder (2012b) desarrolló un modelo estructurado por talla para evaluar el atún barrilete. Este modelo es diferente del modelo estructurado por edad estándar usado para evaluar los atunes aleta amarilla y patudo, implementado usando *Stock Synthesis*. Los datos de edad para el atún barrilete son poco fiables, 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 estructurados por talla, y es problemático para aquellos estructurados por 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 fiables 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.

3.1.4. Análisis estadístico de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA)

Maunder y Harley (2005) usaron un análisis de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA) para evaluar el atún barrilete en el OPO. En el [Boletín de la CIAT, 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.

3.1.5. Modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM)

Se aplicó al atún barrilete en el Océano Pacífico un modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM, de *Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model*; Senina *et al.* 2008) que se ajusta a una variedad de fuentes de datos (ver detalles en Lehodey *et al.* 2011). El análisis es diferente de Lehodey *et al.* (2011) en el sentido que: 1) usó las variables de Asimilación Simple de Datos Oceánicos (SODA 2.1.6; <https://www2.atmos.umd.edu/~ocean/>) más actuales disponibles; 2) cambió a estimaciones de talla por edad Multifan-CL (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 estructurado por 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 fisicobiogeoquímicos, así como distribuciones de datos derivados de satélites. Las mejoras recientes incluyen una optimización rigurosa de los parámetros, usando datos de la pesca (datos de marcado, composición por talla de índices de abundancia), que se basan en métodos usados para modelos contemporáneos de evaluación de poblaciones (Senina *et al.*, 2008; Senina *et al.* 2020).

4. DATOS DE MARCADO

Los experimentos de marcado de atún barrilete por parte de la CIAT en el Pacífico oriental comenzaron en 1955 y para fines de 1964 ya se había marcado y liberado un total de 127,709 barriletes en toda la zona de la pesquería, desde el norte de México hasta el norte de Chile a unas 200 millas de la costa y alrededor de islas en alta mar. Se recuperaron 12,881 marcas (10.1%) de esas liberaciones. La mayoría del marcado se llevó a cabo a bordo de buques cañeros de cebo vivo durante cruceros fletados o de forma oportunista durante viajes de pesca habituales. Cada año entre 1958 y 1963 se realizó un crucero fletado de marcado. También se realizó una menor cantidad de marcado a bordo de buques cerqueros de forma oportunista durante viajes de pesca habituales. Los objetivos de los experimentos de marcado fueron obtener información sobre desplazamientos y estructura poblacional a la par de estimaciones de crecimiento y mortalidad.

De 1979 a 1981 la CIAT realizó varios cruceros de marcado de atunes tropicales en buques cañeros de cebo vivo fletados donde se realizó marcado desde México hasta Ecuador. Durante esos cruceros se marcaron y liberaron 2,546 barriletes y se recuperaron 992 marcas (39.0%).

Entre marzo y mayo de 2000 y de 2002 a 2006 la CIAT realizó seis cruceros de marcado de atunes en buques cañeros de cebo vivo fletados en el Pacífico oriental ecuatorial dirigidos al atún patudo, con una cantidad menor de barriletes y aletas amarillas también marcados. Durante esos cruceros se marcaron y liberaron 3,425 barriletes con marcas de dardo plásticas (MDP) y se recuperaron 563 marcas (16.4%); además, se marcaron y liberaron 134 barriletes con marcas archivadoras (MA) y se recuperaron 7 marcas (5.2%).

En 2019 la CIAT, con asistencia financiera de la Unión Europea, inició un Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA) en el Pacífico oriental con énfasis en el atún barrilete. El objetivo principal del PRMA es enfocar los esfuerzos y recursos en el marcado del barrilete para tratar de proporcionar un medio

directo para la estimación de su abundancia y tasa de explotación, las cuales son esenciales para llevar a cabo una evaluación fiable. El diseño experimental del PRMA incluyó tres cruceros de marcado desde 2019 hasta 2021, de alrededor de 3 meses cada uno, utilizando un buque cañero de cebo vivo. Los dos primeros cruceros de marcado en 2019 y 2020 terminaron su tarea y los resultados se describen a continuación. El crucero de marcado programado para 2021 fue cancelado debido a problemas logísticos y preocupaciones relacionadas con la pandemia de COVID, pero ha sido reprogramado para realizarse a principios de 2022.

Tres especialistas en recuperación de marcas (ERM) están trabajando tiempo completo dentro de la estructura del PRMA en los principales puertos de descarga de buques cerqueros de México y Ecuador, lo cual es esencial para la recolección de datos de alta confianza de recaptura de marcas. La responsabilidad de los ERM es recolectar información de alta confianza de recaptura de marcas en el momento de la descarga de los buques; esto incluye la verificación de los nombres de los buques y los números de las bodegas en el momento en que se encuentran atunes marcados para verificar la fecha y la ubicación de la captura, además de la toma de medidas de las tallas de los atunes recuperados con marcas aún adheridas.

La [Tabla 1](#) y la [Tabla 2](#) muestran la cantidad de liberaciones y devoluciones de barrilete con MDP y MA por tiempos en libertad para los cruceros de marcado de 2019 y 2020 respectivamente. La [Tabla 1](#) también incluye la proporción de devolución de MDP que son de alta confianza, en los casos en que un ERM pudo confirmar la validez de la información de devolución. El bajo porcentaje de devoluciones de MDP de alta confianza tras el crucero de marcado de 2020 se debe principalmente a que los ERM no tuvieron acceso a los muelles o buques durante el proceso de descarga desde marzo de 2020 hasta septiembre de 2020 debido a las restricciones por COVID-19. El acceso a algunas instalaciones sigue estando restringido al igual que a bordo de ciertos buques. La [Figura 1](#) y la [Figura 2](#) muestran las tallas de los peces liberados con MDP y MA, respectivamente. La proporción de los barriletes con sus MDP devueltas por meses en libertad se muestra en la [Figura 3](#), mientras que en la [Figura 4](#) se muestran los desplazamientos lineales de barriletes liberados con MDP y MA, determinados a partir de las posiciones de liberación y recaptura. Se utilizó un filtro de velocidad para reducir el número de fechas y posiciones de recaptura no realistas exasperadas por errores de notificación de marcas. El filtro está basado en fechas y lugares de recaptura tanto de las devoluciones de MA como de MDP de alta confianza. Las velocidades diarias medias se calculan para cada devolución de alta confianza y el cuantil 95 derivado para cada clase de tiempo en libertad, lo cual se compara a continuación con las velocidades diarias medias de todas las devoluciones de baja confianza por los tiempos en libertad correspondientes. Se excluyó un total de 159 devoluciones de marcas (10.5%) de barrilete con velocidades diarias medias superiores al umbral del filtro de velocidad para un tiempo en libertad determinado. Después de 30 días en libertad, el 95 por ciento del barrilete recapturado se encontraba dentro de 1,604 nm de sus posiciones de liberación y el 86.6 por ciento fue recapturado dentro de 1,000 nm de sus posiciones de liberación. El mayor desplazamiento lineal de un barrilete fue de 1,643 nm. Este fue recapturado por un buque cerquero durante un lance sobre un plantado aproximadamente en 1°30' N y 94°26' O después de 193 días en libertad.

Los experimentos de siembra de marcas realizados por observadores de la CIAT a bordo de buques cerqueros que operan en el Pacífico oriental para estimar tasas de notificación comenzaron en 2019 como un componente esencial del PRMA. Para estimar las tasas de mortalidad pesquera y las tasas de error de información de devolución de marcas se requiere información precisa acerca de las tasas de notificación estimadas a partir de experimentos de siembra de marcas. De marzo de 2019 a noviembre de 2020, se

han otorgado 32 kits de marcado (compuestos por marcas para siembra, aplicadores, instructivos y formularios de datos) para un total de 960 marcas para que los observadores realicen experimentos de siembra de marcas con atunes colocados en las bodegas de buques cerqueros durante los procesos de salabardeo y carga. Se utilizaron dos tipos de marcas (15 de cada una), MDP y marcas intramusculares plásticas (PIMA, por sus siglas en inglés), en tres configuraciones de marcado durante cada experimento a bordo de un buque cerquero. Las marcas PIMA fueron utilizadas en los experimentos de siembra para evaluar sus tasas de retención en relación con las MDP. Diez peces fueron marcados con una sola MDP, otros 10 con una sola PIMA y cinco peces fueron doblemente marcados con una PIMA y una MDP. Se han otorgado 32 kits de marcado a observadores y se han recibido 32 formularios de datos de siembra de marcas completados por parte de los observadores en las oficinas regionales de la CIAT durante las reuniones informativas llevadas a cabo tras la finalización de los viajes. De las 792 marcas totales que han sido sembradas, 644 marcas (81.3%) han sido devueltas por buscadores y 482 (74.8%) de las marcas devueltas fueron reportadas como de alta confianza. El 88.7% de las marcas sembradas fueron recuperadas por descargadores al momento de la descarga de las bodegas de los buques cerqueros.

5. ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA

Los datos de marcado son un elemento clave para el desarrollo de modelos de evaluación estructurados espacialmente. Lamentablemente, las prácticas de marcado de peces inhiben la implementación de diseños de marcado y los peces marcados no se mezclan completamente de forma instantánea con la población. Como una solución conveniente, las recapturas iniciales son a menudo “ignoradas” por un periodo determinado para “garantizar” la mezcla completa. Sin embargo, esto no es óptimo y se deben buscar enfoques alternativos para lidiar con la mezcla de marcas, en especial para poblaciones de corta vida o de mezcla lenta. Aquí describimos un intento de dar cuenta de la mezcla con base en modelos espaciotemporales. La población marcada se modela con el tiempo como un proceso de advección-difusión (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999). La población total se modela mediante un modelo lineal generalizado mixto (MLGM; por ejemplo, Thorson *et al.* 2015) espaciotemporal. Las recapturas predichas se comparan a continuación con las recapturas observadas basadas en las tasas de explotación utilizando una función de verosimilitud donde las tasas de explotación espacialmente específicas son iguales a la captura dividida por la abundancia total predicha. Básicamente estamos examinando el enfoque para modelar el desplazamiento descrito por Thorson *et al.* (2017) con el modelo espaciotemporal de densidad poblacional descrito por Thorson *et al.* (2015).

Lo siguiente ilustra el enfoque general y después describimos posibles modificaciones. La población marcada, T , se modela con base en latitud, longitud y tiempo como los sobrevivientes de todos los lugares que se desplazan o permanecen en el lugar específico, combinados con las liberaciones en ese lugar en ese momento.

$$T_{i,j,t+1} = r_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \phi_{i',j',t} T_{i',j',t}$$

Donde $T_{i,j,t}$ y $r_{i,j,t}$ son el número de individuos marcados y liberaciones en el lugar $l(i,j)$ en el tiempo t , respectivamente, $\psi_{i',j' \rightarrow i,j}$ es la proporción de los individuos (después de la supervivencia) que pasan del lugar $l(i',j')$ al lugar $l(i,j)$ y se pueden parametrizar mediante advección y difusión con los parámetros $\mathbf{u}$, $\mathbf{v}$, y $\mathbf{D}$, y $\phi_{i,j,t}$ es supervivencia en el lugar $l(i,j)$ en el tiempo t .

La supervivencia, φ , se puede separar en mortalidad natural, M , y tasa de explotación, f ,

$$\varphi_{i,j,t} = (1 - f_{i,j,t})e^{-M}$$

La tasa de explotación se calcula como la captura, C , dividida por la abundancia estimada, N ,

$$f_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}}{N_{i,j,t}}$$

En donde la captura en número se calcula a partir de la captura en peso ($C_{i,j,t}^*$) dividida entre el peso promedio por cada lugar y tiempo.

$$C_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}^*}{\sum_s p_{i,j,t,s} w_s}$$

Donde $p_{i,j,t,s}$ es la proporción de peces de talla s en el lugar $l(i,j)$ en tiempo t y w_s es el peso en talla s .

La abundancia estimada se modela utilizando un modelo log-lineal generalizado mixto (MLGM) espaciotemporal.

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t}$$

Donde α_t representa un efecto principal temporal, $\gamma_{i,j}$ representa el componente espacial y $\theta_{i,j,t}$ representa el periodo de interacción espaciotemporal.

La variación espacial $\gamma_{i,j}$ se puede modelar mediante un Campo Aleatorio Gaussiano (GRF) con una función de correlación de Matérn y el componente espaciotemporal se puede modelar mediante la combinación del GRF para variación espacial con un modelo autorregresivo de primer orden para la variación temporal según Thorson *et al.* (2015).

Las recapturas predichas son simplemente el número predicho de marcas (ajustado por mortalidad natural, si es apropiado) multiplicado por la tasa de explotación.

$$\hat{R}_{i,j,t} = f_{i,j,t} T_{i,j,t}$$

Los parámetros se estiman al maximizar una verosimilitud (por ejemplo, con base en la distribución de probabilidad de Poisson) que es una función de las recapturas observadas (R) y predichas ($\hat{R}$) por tiempo y lugar. La verosimilitud se maximiza al mismo tiempo que se integran los efectos aleatorios que representan la variación espacial (γ) y espaciotemporal (θ). Esta integración se puede realizar utilizando métodos como la aproximación de Laplace implementada en TMB (Kristensen *et al.* 2016) o el análisis bayesiano mediante el uso de MCMC (Hilborn y Mangel 1997). Los efectos fijos estimados incluyen los parámetros de advección-difusión (por ejemplo, u, v, D), mortalidad natural (M), los efectos principales

temporales (α), y los parámetros que representan la estructura de correlación de los efectos espaciales y el modelo autorregresivo de primer orden para los efectos espaciotemporales (σ).

$$L(\alpha, \sigma, \mathbf{u}, \mathbf{v}, \mathbf{D}, M | \mathbf{R}, \mathbf{r}, \mathbf{C}) = \sum_{i,j,t} \tau(R_{i,j,t}, \hat{R}_{i,j,t})$$

Donde τ es una función que representa la verosimilitud adecuada.

La implementación es un balance entre ventajas y desventajas entre precisión numérica y practicidad computacional (por ejemplo, tiempo computacional, requisitos de memoria) e implica la división del dominio espacial en triángulos que asumen procesos y densidad poblacional homogéneos (Thorson *et al.* 2017). El desplazamiento se modela entre estos triángulos. Se pueden aplicar los enfoques utilizados por Thorson *et al.* (2017) para mejorar la eficiencia computacional (por ejemplo, la aproximación de Euler para el desplazamiento, aproximación usando ecuaciones diferenciales parciales estocásticas (SPDE, por sus siglas en inglés) para campos aleatorios gaussianos).

5.1. Modificaciones

La descripción anterior solo proporciona la idea básica detrás del enfoque; se podrían aplicar varias modificaciones para mejorar las estimaciones.

Desplazamiento

Desplazamiento, ψ , representa tanto componentes aleatorios (difusivos, parametrizados por $\mathbf{D}$) como directivos (de advección, parametrizados por $\mathbf{u}$ y $\mathbf{v}$) y se puede calcular a partir de la tasa instantánea de desplazamiento (Thorson *et al.* 2017). Esto permite la parametrización de la tasa instantánea de desplazamiento entre celdas vecinas en lugar de entre todas las celdas (Thorson *et al.* 2017), reduciendo así el número de parámetros. Las tasas de desplazamiento se podrían restringir aún más mediante el uso de áreas grandes o bloques temporales donde las tasas de desplazamiento se consideran homogéneas (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999) o mediante el uso de un modelo espaciotemporal para compartir información entre lugares y tiempo, suavizando los valores de los parámetros.

La matriz de desplazamiento se puede modificar para reflejar el comportamiento en los límites (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999). Los límites pueden ser de reflexión (por ejemplo, los litorales continentales o las islas) o de absorción (por ejemplo, el límite de ordenación de la CIAT en 150° O).

Tasas de explotación

Muchos modelos de evaluación utilizan la mortalidad instantánea por pesca en lugar de la tasa de explotación para permitir que la mortalidad natural y por pesca operen simultáneamente. Sin embargo, esto requeriría resolver la ecuación de captura de forma iterativa o estimar la mortalidad por pesca en cada lugar y tiempo y ajustarse a los datos de captura, lo cual aumenta en gran medida las exigencias computacionales. Los parámetros de mortalidad por pesca se podrían limitar mediante el uso de un modelo espaciotemporal para compartir información entre lugares y tiempo, suavizando así los valores de los parámetros. De forma alternativa, se podría utilizar la aproximación de Pope donde se remueve la captura (recapturas) en el medio del periodo de tiempo. Dicha aproximación podría ser adecuada si los periodos de tiempo son lo suficientemente cortos como para que la mortalidad por pesca sea baja, lo cual sí podría aplicarse al barrilete si se basa en un intervalo de tiempo de un mes.

Abundancia

Se podrían añadir covariables, como aquellas que representan el hábitat del barrilete, para mejorar la predicción de la abundancia, particularmente en celdas con datos limitados o sin datos (por ejemplo, las tasas de desplazamiento verdaderas no desplazan peces de las áreas de liberación a todas las ubicaciones a pesar de que las densidades del barrilete en esos lugares no son mínimas).

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t} + \sum_k \beta_k x_{i,j,t}$$

Donde β_k representa el impacto de la covariable k con valor $x_{i,j,t}$ en la abundancia en el lugar $l(i,j)$ y el tiempo t . El coeficiente de las covariables (β) se calcula simultáneamente con los otros efectos fijos del modelo.

La abundancia se puede modelar con un modelo espacial de dinámica de poblaciones que de forma implícita (Cao *et al.* 2020) o explícita (por ejemplo, Thorson *et al.* 2017) incluye el desplazamiento. Por ejemplo, la abundancia se podría modelar con base en la supervivencia y en el desplazamiento estimado del modelo de marcado.

$$N_{i,j,t+1} = R_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \phi_{i',j',t} N_{i',j',t},$$

En este caso, los parámetros adicionales serían el reclutamiento $R_{i,j,t}$, y los números iniciales, $N_{i,j,t=0}$. Tanto el reclutamiento como los números iniciales se podrían modelar mediante un modelo espaciotemporal.

El modelado de la dinámica de poblaciones se podría realizar bajo un enfoque enteramente integrado (Maunder y Punt, 2013; Punt *et al.*, 2013) como se describe a continuación.

Captura en número

La captura en número se calcula a partir de la captura en peso dividida entre el peso promedio en cada lugar $l(i,j)$ en el tiempo t . El peso promedio es simplemente la suma del producto de la proporción en cada talla y el peso para esa talla. La proporción por talla proviene del muestreo de la composición por talla de la captura. No obstante, el muestreo de la composición por talla está limitado y el tamaño de la muestra reducido puede causar que algunos lugares tengan datos de composición sesgados o que no tengan datos. Por lo tanto, el modelado espaciotemporal de los datos de composición puede proporcionar mejores pesos promedio.

Procesos por talla

Varios procesos de poblaciones o de pesca podrían ser por talla o variar a lo largo del tiempo (por ejemplo, mortalidad natural, desplazamiento o selectividad). La estimación de parámetros que representan procesos por talla requeriría el modelado de la estructura por talla de la población y los individuos marcados. Se han desarrollado e implementado modelos espaciotemporales estructurados por talla (por ejemplo, Kai *et al.*, 2017; Maunder *et al.*, 2020) y podrían adaptarse fácilmente a este enfoque. El modelo de individuos marcados podría extenderse para modelar la estructura por talla, pero requeriría la inclusión de una matriz de transición de crecimiento y la estimación de los parámetros de crecimiento (véase Maunder 2002b). Los procesos por talla se podrían modelar como formas funcionales o se podrían utilizar efectos aleatorios para compartir información entre tallas adyacentes.

Variabilidad temporal en procesos

La variabilidad temporal en los procesos de poblaciones y de pesca se puede modelar. La variabilidad temporal ya se incluye en la mortalidad por pesca pero también podría incluirse en la mortalidad por pesca por talla (selectividad). Los procesos variables con el tiempo se podrían modelar mediante covariables o se podrían utilizar efectos aleatorios para compartir información entre periodos de tiempo adyacentes.

Datos adicionales

Se podrían incluir datos adicionales tales como el esfuerzo por informar las tasas de explotación o la composición por talla de la captura para informar la mortalidad por pesca por talla. Sin embargo, a medida que se añaden más datos y procesos, el modelo se acerca cada vez más a una evaluación enteramente integrada como se describe a continuación. Habrá un balance entre ventajas y desventajas entre el contenido de información, el realismo del modelo, las necesidades de información y las exigencias computacionales.

Marcas archivadoras

La inclusión de datos de marcas archivadoras para informar los parámetros de advección-difusión debe mejorar en gran medida la precisión de las estimaciones de los parámetros de desplazamiento. Los datos de marcas archivadoras tienen una escala espacial y temporal fina y es posible que permitan la estimación de los parámetros de advección y difusión que varían a lo largo del espacio y tiempo y de las covariables ambientales. Puede ser que los datos de las marcas archivadoras deban agruparse en escalas temporales y espaciales (por ejemplo, utilizar el lugar más frecuente dentro del periodo de tiempo [por ejemplo, mes]) que hacen que el análisis sea práctico. Se debe considerar el modelado espaciotemporal de los parámetros de desplazamiento.

Otros

El modelo también tendría que considerar la mortalidad relacionada con el marcado (inmediata y a largo plazo), la pérdida de marcas (inmediata y a largo plazo) y las tasas de notificación de marcas. Estos se resumen para el atún barrilete en Maunder (2012c) y en la sección anterior sobre datos de marcado para información reciente.

Se podrían utilizar una variedad de funciones de verosimilitud para ajustar los datos. Dado que muchos individuos son marcados en un solo evento de marcado en el mismo lugar, puede haber seudorreplicación y debe tenerse en cuenta. Sin embargo, el enfoque espaciotemporal del análisis puede encargarse de gran parte de la aparente seudorreplicación.

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN Y EVALUACIÓN DE PUNTOS DE REFERENCIA

El objetivo principal de la evaluación es proporcionar asesoramiento de ordenación como la condición de la población y la evaluación de los puntos de referencia. El enfoque propuesto para el modelado de los datos de marcado del barrilete produce una estimación de abundancia. Sin embargo, por si sola, una estimación de abundancia no proporciona un asesoramiento de ordenación útil. El enfoque también estima la tasa de explotación y la mortalidad natural. La continuación del programa de marcado produciría una serie de tiempo de estimaciones de biomasa y de tasa de explotación. Existen varios enfoques que

podrían utilizar los resultados del análisis de marcado para proporcionar asesoramiento de ordenación y se describen a continuación.

Análisis del rendimiento por recluta

La condición de la población se puede evaluar mediante la comparación de estimaciones de mortalidad por pesca (o tasa de explotación) con la mortalidad por pesca óptima. Por ejemplo, la mortalidad por pesca se puede comparar con la mortalidad por pesca que produce el rendimiento máximo de una sola cohorte con base en el análisis del rendimiento por recluta (RPR). El análisis de RPR requiere estimaciones de mortalidad natural, las cuales se obtienen del análisis de marcado; de crecimiento, el cual se puede calcular a partir de los datos de marcado recientes y se encuentran disponibles en estudios anteriores (Maunder 2002b señala que el crecimiento se estima en función de la talla, no de la edad); y la selectividad por edad. Se deben realizar supuestos acerca de la selectividad (por ejemplo, la selectividad de filo de cuchillo) o se podría realizar el análisis de marcado teniendo en cuenta la talla para estimar la selectividad por talla. La mortalidad por pesca en comparación con los valores óptimos se podría estimar al tomar las tasas de mortalidad por pesca espacialmente específica y ponderándolas por las estimaciones de abundancia correspondientes o la tasa de explotación calculada simplemente como la captura total dividida entre la estimación de abundancia total. Puede ser que el análisis de RPR tenga que basarse en un modelo estructurado por talla.

El análisis de RPR no toma en cuenta la relación población-reclutamiento. El análisis de RPR se puede transformar en un cálculo similar al de RMS al simplemente añadir una relación población-reclutamiento. Sin embargo, se desconoce la relación población-reclutamiento para el barrilete y tendría que suponerse. Se podría utilizar el análisis de reproductor por recluta (SPR), pero los puntos de referencia utilizados en este están intrínsecamente basados en supuestos sobre la relación población-reclutamiento.

Tendencias de la biomasa y la tasa de explotación

La continuación del programa de marcado producirá una serie de tiempo de estimaciones de biomasa y de tasa de explotación. Esta serie de tiempo podría utilizarse para monitorear la tendencia en el tamaño de la población o las tasas de explotación. La serie de tiempo en sí misma no podría utilizarse para definir un objetivo (por ejemplo, B_{RMS}) y tendrían que usarse reglas simples y, de cierto modo, arbitrarias como la conservación de la biomasa al mismo nivel o el aumento de la misma a X% en Y años. Se puede utilizar la EEO para evaluar las reglas con base en los objetivos de ordenación. Se podría utilizar información del análisis de marcado para mejorar los modelos de operación utilizados en la EEO.

Evaluación global de poblaciones

Las evaluaciones con base en edad (Maunder y Punt 2013) o talla (Punt *et al.* 2013) son el estándar de excelencia para proporcionar asesoramiento de ordenación pesquera. Las evaluaciones previas para el barrilete del OPO no han tenido éxito porque se han basado en índices de abundancia que no se consideran fiables y las estimaciones de biomasa absoluta eran inciertas (Maunder 2016). Contar con información acerca de la mortalidad natural y la biomasa absoluta del estudio de marcado mejoraría en gran medida las evaluaciones. Las estimaciones podrían utilizarse en la evaluación (posiblemente calculadas en clases de tallas) o los datos de marcado integrados directamente en la evaluación (Maunder 1998, 2001; Hampton y Fournier 2001; Goethel *et al.* 2011). La evaluación podría después utilizarse para

evaluar la condición de la población y la regla de control de extracción de los atunes tropicales del OPO siguiendo el enfoque utilizado para el atún patudo y el atún aleta amarilla.

Tanto el modelo de evaluación basado en edad (por ejemplo, Maunder y Harley, 2005) como aquel basado en talla (Maunder, 2012b) han sido utilizados para evaluar la población de barrilete en el OPO. No obstante, la determinación de la edad del barrilete representa un problema y los métodos basados en talla pueden resultar más apropiados ya que los datos de crecimiento se basan en incrementos de crecimiento en lugar de en edad (es decir, se basan en tallas); y los datos de marcado se analizan de forma más adecuada mediante métodos basados en talla.

Debido a los problemas de no mezcla con los datos de marcado y a la necesidad de modelar la estructura espacial, la integración de los datos de marcado en el modelo de evaluación requiere cálculos computacionales más intensivos que el análisis anterior. Thorson *et al.* (2017) aplicaron un modelo de producción excedente con desplazamiento en una escala espacial fina pero no incluyeron datos de marcado. Este enfoque se podría extender a un modelo basado en talla incluyendo los datos de marcado. En la actualidad existen modelos multiárea basados en talla con datos de marcado, pero la escala espacial es típicamente más gruesa (Punt *et al.* 2013; McGarvey *et al.* 2010). El enfoque se diferenciaría en cierta medida del enfoque descrito anteriormente ya que el modelo espaciotemporal sería reemplazado por un modelo de dinámica de poblaciones, los componentes marcados y no marcados de la población serían modelados mediante modelos similares y los modelos se estructurarían por talla. El modelo de evaluación resultante sería mucho más exigente en cuanto a cuestiones computacionales. Es posible que la selectividad en forma de domo previamente encontrada (Maunder y Harley, 2005) represente todavía un problema en la evaluación, pero se debería investigar la estimación utilizando los datos de marcado.

7. PLAN DE TRABAJO Y CRONOGRAMA

Se presentará un modelo exploratorio inicial en la reunión del CCA de 2022. El modelo final se presentará en la reunión del CCA de 2023. El modelo final probablemente se basará en la simplificación de los supuestos debido a limitaciones computacionales y restricciones de tiempo. Por ejemplo, las estimaciones de abundancia se basarán en un modelo espaciotemporal y se buscará utilizar un modelo de dinámica de poblaciones en los próximos años. Es por ello que, de inicio, es muy probable que el asesoramiento de ordenación esté basado en cálculos de rendimiento por recluta.

Los datos del crucero de marcado de 2022 estarán disponibles hasta inicios de 2023 y no queda claro si estos datos se podrían incluir en los análisis que se presentarán en la reunión del CCA de 2023. Se podría producir una evaluación de referencia en 2024 para corresponder al ciclo de ordenación actual si es 2022-2024.

8. DISCUSIÓN

El atún barrilete en el OPO no ha sido evaluado de manera fiable y el uso de datos de marcado convencionales es la opción a corto plazo más prometedora para obtener una evaluación adecuada. No obstante, las prácticas de marcado del barrilete, las cuales requieren el uso de buques cañeros, restringen considerablemente las oportunidades de marcado, reduciendo así la distribución espacial de las marcas. Por lo tanto, cualquier análisis debe tratar con la mezcla de marcas.

El modelo propuesto combina dos enfoques computacionalmente intensivos: un modelo de advección-difusión para el desplazamiento de marcas (Sibert *et al.*, 1999; Thorson *et al.*, 2017) y un modelo

espaciotemporal para la estimación de la abundancia (Thorson *et al.* 2015). Habrá un balance entre ventajas y desventajas entre el contenido de información, el realismo del modelo, las necesidades de información y las exigencias computacionales. Los análisis iniciales deberán basarse en los modelos más simples, como se describe anteriormente, y se añadirá mayor complejidad de manera gradual para determinar los límites de los recursos computacionales. Puede que sea necesario simplificar aún más las tasas de desplazamiento (por ejemplo, compartidas entre grandes zonas y bloques de tiempo) para reducir el número de parámetros. Sin embargo, Sibert *et al.* (1999) mostraron que el desplazamiento del barrilete es altamente variable en los periodos de tiempo estacionales e interanuales.

El enfoque se puede probar en datos simulados del modelo espacial de poblaciones (SPM, por sus siglas en inglés) de Mormede *et al.* (2013), el cual se está utilizando para probar varios enfoques diferentes para analizar datos de poblaciones estructuradas espacialmente. Se está desarrollando un conjunto de datos simulados con base en el atún aleta amarilla del Océano Índico, el cual tendrá características similares a la población de atún barrilete del OPO, y los datos de marcado (Dunn *et al.* 2020).

El modelo tendría que considerar la mortalidad relacionada con el marcado, la pérdida de marcas y las tasas de notificación de marcas. Estos se resumen para el atún barrilete en Maunder (2012c) y en la sección anterior referente a los datos de marcado en donde se encuentran datos recientes. Las estimaciones para estas cantidades están disponibles, pero son en su mayoría de estudios históricos o pueden ser poco fiables.

Pérdida de marcas

Bayliff y Mobrand (1972) estimaron pérdida de marcas para el atún aleta amarilla por medio de experimentos de doble marcado. Maunder *et al.* (2007) estimaron la pérdida inmediata y continua de marcas para el barrilete, el aleta amarilla y el patudo combinados pero la pérdida de marcas pudo deberse a técnicos de marcado mal entrenados. Hampton (2000) utilizó una combinación de la pérdida instantánea de marcas y la no notificación instantánea de marcas para las tres especies de atunes y la pérdida continua de marcas con base en Hampton (1997). Se realizó marcado doble en el OPO durante el año 2000 con una tasa de pérdida de alrededor del 13%, pero la tasa dependía mucho de la experiencia de quien pone las marcas. Se podrían realizar experimentos de doble marcado en el crucero de marcado de 2022 si es necesario.

Mortalidad relacionada con marcado

Hampton (1997) supuso que la mortalidad relacionada con el marcado era insignificante. Hoyle *et al.* (2015) encontraron que las tasas de recuperación diferían sustancialmente entre marcadores, lo que sugiere que las diferencias relacionadas con los marcadores en los procesos de marcado y liberación pueden traducirse en una variabilidad sustancial en las tasas de supervivencia. Es posible que la mortalidad relacionada con el marcado se deba a lesiones al momento de realizar el marcado, o bien, al comportamiento frenético de los barriletes en las cunas de marcado o la depredación cuando son liberados podría ser sustancial en algunos lugares de marcado.

Tasa de notificación

Creemos que la tasa de notificación de los datos de marcado de los cerqueros a utilizarse en nuestros análisis es relativamente alta debido al uso de especialistas en recuperación de marcas (ver la sección anterior sobre datos de marcado). Sin embargo, las tasas de notificación pueden variar por flota y a través

del tiempo y pueden tener un gran impacto en los resultados. Los datos presentados en Bayliff (1971) indican que la tasa de notificación fue de alrededor del 91% pero esta estimación está basada en datos limitados. Maunder *et al.* (2007) estimaron tasas de notificación entre el 50% y el 70% para el atún barrilete de experimentos de siembra de marcas, con tasas de notificación que disminuyen con la talla. Hoyle (2011) encontró tasas de notificación bajas de alrededor del 50%.

Otra fuente de datos para una evaluación del barrilete es la abundancia en las boyas con ecosonda. Esta información puede utilizarse para producir un índice de abundancia relativa (Santiago *et al.* 2019). No obstante, la serie de tiempo sería corta dado que los datos solo están disponibles de forma voluntaria para parte de la flota desde 2010. Además, debido a las grandes fluctuaciones en la abundancia de barrilete, sería poco probable que el índice pudiera estimar la abundancia absoluta sin estimaciones fiables de reclutamiento (por ejemplo, datos de composición por talla). Sin embargo, el índice se podría utilizar como indicador o como información auxiliar para la evaluación basada en el marcado durante años después de los estudios de marcado.

También se debe considerar el marcado y recaptura por parientes cercanos (CKMR; por sus siglas en inglés, Bravington *et al.* 2016) para evaluar el atún barrilete. El CKMR permitiría el “marcado” de los peces capturados en buques cerqueros y reduciría los problemas con la mezcla de marcas. Sin embargo, la gran abundancia de barrilete puede hacer que el enfoque no sea práctico en sentido económico. Información acerca del CKMR y su aplicabilidad a las poblaciones gestionadas por la CIAT se presenta en Maunder *et al.* (2021).

9. AGRADECIMIENTOS

James Thorson y Simon Hoyle proporcionaron asesoramiento sobre la metodología.

ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

Shane Griffiths and Leanne Fuller

CONTENTS

1. Introduction	56
2. Data sources.....	57
2.1. Purse-seine	58
2.2. Longline	59
3. Fishery interactions with species groups	59
3.1. Tunas and billfishes	59
3.2. Marine mammals	60
3.3. Sea turtles	60
3.4. Seabirds.....	61
3.5. Sharks	62
3.6. Rays.....	63
3.7. Other large fishes	63
3.8. Forage species	64
4. Physical environment	64
4.1. Environmental indicators	65
4.2. Spatio-temporal exploration of environmental conditions	67
4.3. Environmental conditions and distribution of catches	68
5. Identification of species at risk.....	68
6. Ecosystem dynamics	69
6.1. Ecological indicators.....	69
7. Future developments	70
Acknowledgments.....	71
Literature cited	71
Figures.....	73
Tables	83

1. INTRODUCTION

Over the past two decades, the scope of management of many fisheries worldwide has broadened to take into account the impacts of fishing on non-target species in particular, and the ecosystem generally. This ecosystem approach to fisheries management (EAFM) is important for maintaining the integrity and productivity of ecosystems while maximizing the utilization of commercially-important fisheries resources, but also ecosystem services that provide social, cultural and economic benefits to human society.

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

The IATTC’s Antigua Convention, which entered into force in 2010, is consistent with these instruments and principles. Article VII (f) establishes that one of the functions of the IATTC is to “*adopt, as necessary,*

conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention, with a view to maintaining or restoring populations of such species above levels at which their reproduction may become seriously threatened". Prior to that, the 1999 Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) introduced ecosystem considerations into the management of the tuna fisheries in the EPO. Consequently, for over twenty years the IATTC has been aware of ecosystem issues, and has moved towards EAFM in many of its management decisions (e.g., [SAC-10 INF-B](#)). Within the framework of the Strategic Science Plan (SSP), the IATTC staff is conducting novel and innovative ecological research aimed at obtaining the data and developing the tools required to implement EAFM in the tuna fisheries of the EPO. Current and planned ecosystem-related activities by the staff is summarized in the SSP ([IATTC-93-06a](#)) and the Staff Activities and Research report ([SAC-12-01](#)).

Determining the ecological sustainability of EPO tuna fisheries is a significant challenge, given the wide range of species with differing life histories with which those fisheries interact. While relatively good information is available for catches of tunas and billfishes across the entire fishery, this is not the case for most non-target (i.e. "bycatch") species, especially those that are discarded at sea or have low economic value (see section 2). Furthermore, environmental processes that operate on a variety of time scales (e.g., El Niño-Southern Oscillation, Pacific Decadal Oscillation, ocean warming, anoxia and acidification) can influence the abundance and horizontal and vertical distribution of species to different degrees, which in turn affects their potential to interact with tuna fisheries.

Biological reference points, based on estimates of fishing mortality, spawning stock biomass, recruitment, and other biological parameters, have been used for traditional single-species management of target species, but the reliable catch and/or biological data required for determining such reference points, or alternative performance measures, are unavailable for most bycatch species. Similarly, given the complexity of marine ecosystems, there is no single indicator that can holistically represent their structure and internal dynamics and thus be used to monitor and detect the impacts of fishing and the environment.

The staff has presented an *Ecosystem Considerations* report since 2003, but this report is significantly different from its predecessors, in content, structure, and purpose. Its primary purpose is to complement the annual report on the fishery ([SAC-12-03](#)) with information on non-target species and on the effect of the fishery on the ecosystem, and to describe how ecosystem research can contribute to management advice and the decision-making process. It also describes some important recent advances in research related to assessing ecological impacts of fishing and the environment on the EPO ecosystem.

2. DATA SOURCES

In this report, estimated total catches of bycatch species were obtained from observer data for the large-vessel purse-seine fishery¹, nominal catches reported by the limited observer coverage onboard the small-vessel purse-seine fishery², and gross annual removals by the longline fishery were obtained from data reported by CPCs to the IATTC. Purse-seine data were available through 2020, with data from the last 2 years considered preliminary as of March 2021. Longline data were available through 2019 as the deadline for data reporting for the previous year occurs after the annual SAC meeting. Each data source is described in detail below.

¹ Size class 6 purse-seine vessels with a carrying capacity > 363 t

² Vessels with a carrying capacity <363 t

2.1. Purse-seine

Data from the purse-seine fishery is compiled from 3 data sources: 1) IATTC and National Program observer data, 2) vessel logbook data extracted by staff at the Commission's field offices in Latin American tuna ports, and 3) cannery data. The observer data from the large-vessel (Class 6) fishery are the most comprehensive in terms of bycatch species. Observers of the IATTC and the various National Programs provide detailed bycatch data by species, catch, disposition and effort for the exact fishing position (*i.e.*, the latitude and longitude of the purse-seine set). Both the fisher-completed logbook and cannery datasets contain very limited data on bycatch species as reporting is primarily focused on commercially important tuna species. The logbook data, like the purse seine, includes the exact fishing position, but limited effort data are recorded with only one entry per day, regardless of the number of sets made. The cannery (or "unloading") data do not have an exact fishing position but rather a broad geographic region where fish were caught (*e.g.*, the eastern Pacific or western Pacific Ocean). These data contain bycatch species only if they were retained in a purse-seine well during the fishing operation.

Smaller (Class 1-5) purse-seine vessels are not required to carry observers. The primary sources of unobserved data are logbook records, cannery unloading records, and port sampling by IATTC field office staff, all of which focus on tuna species. As such, there is limited information recorded on interactions with bycatch species by smaller vessels. In recent years there has been an increase in the number of smaller vessels that have carried observers. This is due to AIDCP requirements for fishing during closure periods for Class 6 purse-seine vessels, a desire for dolphin-safe fishery certification, a current IATTC pilot project trialing the efficacy of electronic monitoring methodologies ([SAC-11-11](#)), and a voluntary observer program for smaller Ecuadorian vessels that began in 2018. The minimum observer-derived catch estimates for bycatch species by small vessel trips are included in this report (Table J-7) to provide the basic information currently available for this fishery, with a view to expanding reporting on this fishery as data provision is hoped to improve in future. In 2020, most trips (76%) made by smaller vessels were unobserved, 17% were from the voluntary Ecuador observer program, 5% from National Observer program and 2% from the IATTC observer program.

Therefore, in this report we primarily focus on the comprehensive observer dataset from large purse-seine vessels to provide catch estimates for bycatch species. Under the AIDCP program, an observer is placed on a large purse-seine vessel prior to each trip. The bycatch data provided by the observers is used to estimate total catches, by set type (*i.e.* floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), and dolphins (DEL))³. The numbers of sets of each type made in the EPO during 2005–2020 are shown in Table A-7 of Document [SAC-12-03](#).

Despite the observer requirement, some sets are known to have taken place, based on logbooks and other sources, but were not observed. For example, at the start of bycatch data collection in 1993, about 46% of sets were observed, increasing to 70% in 1994. From 1994 to 2008, the average percent of sets observed was around 80%. From 2009 onwards, nearly 100% of sets were observed. Catch-per-day data for both target and non-target bycatch species are extrapolated³ to account for such instances.

³ The observed data is aggregated by species, year, flag and set type. The number of known unobserved sets is taken from logbooks and other sources. Additionally, there are known EPO trips for which the staff do not know the number and type of sets made. Therefore, known bycatch-per-day from observer data is calculated by species, year, flag and set type, and applied to the number of days-at-sea for each trip to estimate the bycatch. In some instances, there may be unobserved sets or days-at-sea data by a flag that have no equivalent observer data for that year to facilitate a reliable estimation of catch. For these trips, yearly data from a proxy flag is used.

2.2. Longline

The considerable variability in reporting formats of longline data has hindered the staff's ability to estimate EPO-wide catches for bycatch species ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Bycatch data for longline fisheries reported here were obtained using data of gross annual removals estimated by each CPC and reported to the IATTC in summarized form. This is the same data source used to compile annual longline estimates for principal tuna and tuna-like species [SAC-12-03](#). Because there is uncertainty in whether the IATTC is receiving all bycatch data from the longline fishery of each CPC, these data are considered incomplete, or 'sample data', and are therefore regarded as minimum annual reported catch estimates for 1993–2019. A staff-wide collaboration is underway to revise the data provision Resolution [C-03-05](#) to improve the quality of data collection, reporting, and analysis to align with IATTC's responsibilities set forth in the Antigua Convention and the SSP ([SAC-12-09](#)).

During this process, the staff were able to determine that the longline catches of sharks, reported by CPCs were several times higher than previously reported catches for the longline fishery. A review of the data revealed that a high proportion of shark catches were assigned to "other gears" in the annual [Fishery Status Reports](#) since 2006 but were in fact taken by longline by coastal CPCs. Therefore, the resulting transfer of catch data from "other gears" to "longline" significantly increased the longline catches of sharks from 2006 onwards (see Table A2c in [SAC-11-03](#)).

Longline observer data reporting has been improving since Resolution [C-19-08](#) entered into force. The staff has received detailed set-by-set operational level observer data for several CPCs, although the level of observer coverage has often been less than the current mandated coverage of 5% of the total number of hooks or "effective days fishing". Furthermore, for most CPCs, the coverage is significantly lower than the 20% coverage recommended by the staff, the Working Group on Bycatch, and the Scientific Advisory Committee. The effectiveness of the mandated 5% observer coverage for assessing whether the observer coverage is representative of the activities of the total fleet is presented in [BYC-10 INF-D](#). Although CPCs made a tremendous effort in improving their reporting of longline observer data, results from the analysis showed that 5% observer coverage is insufficient for estimating the total catch of the relatively data-rich yellowfin and bigeye tunas, and so catch estimates for bycatch species are likely to be less reliable given that less data are available for bycatch species. IATTC staff will seek to provide estimates of longline catches in the EPO based on observer data in the future, but the results of the aforementioned analysis highlights a clear need for data reporting of bycatch species to improve (see [SAC-12-09](#)).

3. FISHERY INTERACTIONS WITH SPECIES GROUPS

3.1. Tunas and billfishes

Data on catches of the principal species of tunas and bonitos of the genera *Thunnus*, *Katsuwonis*, *Euthynnus*, and *Sarda*, and of billfishes in the Istiophoridae and Xiiphiidae families, are reported in Document [SAC-12-03](#). The staff has developed [stock assessments](#) and/or stock status indicators (SSIs) for tunas ([SAC-12-05](#)), a workplan for bigeye and yellowfin stock assessments ([SAC-12-01](#)) and skipjack assessment methods ([SAC-12-06](#)). The staff has also collaborated in the assessments of [Pacific bluefin](#) and [albacore](#) tunas led by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), the assessment of south Pacific albacore tuna led by the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC), and will collaborate on the ISC assessment for northern EPO swordfish to be carried out in 2021. A workplan for completing a southern EPO swordfish assessment and a progress

The proxy flag is determined by subsequent 5 trips made by the vessel where an observer was onboard, and adopting the predominant flag used for those trips as the proxy flag. Then the bycatch-per-set or day of the known proxy flag for the year in question is applied to the data for the unrepresented flag.

report on the assessment is provided in [SAC-12-07](#).

3.2. Marine mammals

Marine mammals, especially spotted dolphins (*Stenella attenuata*), spinner dolphins (*S. longirostris*), and common dolphins (*Delphinus delphis*), are frequently associated with yellowfin tuna in the EPO. Purse-seine fishers commonly set their nets around herds of dolphins and the associated yellowfin tuna, and then release the dolphins while retaining the tunas. The incidental mortality of dolphins was high during the early years of the fishery, but declined dramatically in the early 1990s, and has remained at low levels thereafter ([Figure J-1](#)).

Estimates of incidental mortality of dolphins in the purse-seine fishery of large vessels during 1993–2020 are shown in [Table J-1](#). In 2020, the stock of dolphins with the highest incidental mortality was the eastern spinner ($n=251$), followed by the western-southern spotted ($n=154$), whitebelly spinner ($n=138$), and northeastern spotted dolphins ($n=105$). Common dolphins were least impacted by the fishery, with mortalities of 1 northern, 17 central, and 3 southern common dolphins.

The staff plans to analyze available reported and observed marine mammal interaction data for the purse-seine and longline fisheries. These data will be reported in the near future.

3.3. Sea turtles

Sea turtles are occasionally caught in the purse-seine fishery in the EPO, usually when associated with floating objects that are encircled, although they are sometimes also caught by happenstance in sets on unassociated tunas or tunas associated with dolphins. They can also become entangled in the webbing under fish-aggregating devices (FADs) and drown or be injured or killed by fishing gear.

[Figure J-2](#) shows the number of estimated sea turtle mortalities and interactions recorded by observers on large purse-seine vessels, by set type, during 1993–2020. Interactions were defined from observer information recorded as fate on the dedicated turtle form as: entangled, released unharmed, light injuries, escaped from net, observed but not involved in the set and other/unknown. The olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) is, by far, the species of sea turtle most frequently caught, with a total of 21,429 interactions and 949 mortalities (~4%) during 1993–2020, but only 297 interactions (zero mortalities) in 2020 ([Table J-2](#)). In 2020, there were 42 interactions recorded with eastern Pacific (23 green turtle, 23 loggerhead, 6 hawksbill, 3 leatherback, and 155 unidentified turtles) and only 2 mortalities, each of an unidentified turtle species.

One olive ridley turtle was reported by an observer onboard the smaller purse-seine vessels in 2020, but because 24% of small vessels carried an observer, this estimate must be considered as a minimum estimate only.

In the longline fishery, sea turtles are caught when they swallow a baited hook, are accidentally hooked, or drown after becoming entangled in the mainline, floatlines or branchlines and cannot reach the surface to breathe. They are also caught in coastal pelagic and bottom-set gillnet fisheries, where they become enmeshed in the net or entangled in the floatlines or headrope. Although very few data are available on incidental mortality of turtles by longline and gillnet fishing, the mortality rates in the EPO industrial longline fishery are likely to be lowest in “deep” sets (around 200–300 m) targeting bigeye tuna, and highest in “shallow” sets (<150 m) targeting albacore and swordfish. There is also a sizeable fleet of artisanal longline and gillnet fleets from coastal nations that are known to catch sea turtles, but limited data are available.

Data on sea turtle interactions and mortalities in the longline fishery have not been available ([SAC-08-07b](#)), although they are expected to improve with the submission of operational-level observer data for

longline vessels >20 m beginning in 2019 pursuant to Resolution [C-19-08](#). Recalling the observer coverage for most longline vessels is 5% or less, compared to 100% of observed trips in the large-vessel purse-seine fishery, the observer data provided by CPCs for 2019 include 75 [corr] turtle interactions, of which 19 [corr] (25% [corr]) resulted in mortalities. Mortalities were defined as those with dispositions reported by observers as “Dead”, “Discarded”, “Grave injuries”, “Injured” or “Disposition unknown”. Dispositions reported by observers as “Alive and healthy”, “Released”, “Released with a hook” or “Light injuries” were presumed to indicate a survival event. The reported interactions/mortalities by species were loggerhead (31/5 [corr]), green (20 [corr]/0), olive Ridley (13 [corr]/7 [corr]), leatherback (9 [corr]/5 [corr]), and Kemp’s Ridley (1/1), plus unidentified sea turtles (1/1). The staff hopes to use the new operational observer data submissions required under [C-19-08](#) to report the first total longline fleet catch estimate for sea turtle species in the future, although BYC-10 INF-D cautions that the current 5% observer coverage is likely insufficient for producing reliable estimates of total catch.

Various IATTC resolutions, most recently [C-19-04](#), have been intended to mitigate fishing impacts on sea turtles and establish safe handling and release procedures for sea turtles caught by purse-seine and longline gears.

A preliminary vulnerability assessment was conducted for the eastern Pacific stock of leatherback turtles for 2018, using the Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish) approach (see section 5) ([BYC-10 INF-B](#)). The status of the stock was determined to be “most vulnerable” in 2018, while scenario modelling showed that if the implementation of improved handling and release practices by the longline fleet could reduce post-release mortality by around 20% or more the population might recover to a “least vulnerable”, assuming fishing effort levels of all EPO fisheries do not increase. The staff has continued to collaborate with the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles (IAC) in 2020–2021 to improve the assessment using updated fisheries data from coastal CPCs and is planned to be completed by late 2021.

3.4. Seabirds

There are approximately 100 species of seabirds in the tropical EPO. Some of them associate with epipelagic predators, such as fishes (especially tunas) and marine mammals, near the ocean surface; for some, feeding opportunities are dependent on the presence of tuna schools feeding near the surface. Some seabirds, especially albatrosses and petrels, are caught on baited hooks in pelagic longline fisheries.

The IATTC has adopted one resolution on seabirds ([C-11-02](#)); also, the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP) and BirdLife International have updated their maps of seabird distribution in the EPO, and have recommended guidelines for seabird identification, reporting, handling, and mitigation measures ([SAC-05 INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Additionally, ACAP has reported on the conservation status of albatrosses and large petrels ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

As with sea turtles, data on seabird interactions and mortalities in the longline fishery have been unavailable ([SAC-08-07b](#)), but with the submission of operational-level observer data for longline vessels >20 m beginning from 2019 some minimum estimates are available for reporting. The observer data submitted by CPCs for 2019 contained 75 [corr] interactions with seabirds—all recorded as “discarded” or “dead” (or presumed dead due to incomplete disposition data). One [corr] black-footed albatross (*Phoebastria nigripes*) was released alive with injuries but conservatively and precautionarily presumed dead due to lack of information on injuries sustained. The reported interactions/mortalities by species were unidentified boobies and gannets (35 [corr]/35 [corr]), black-footed albatross (25 [corr]/25 [corr]), unidentified seabirds (6 [corr]/6 [corr]), unidentified petrels or shearwaters (4 [corr]/4 [corr]), wedge-tailed shearwater (3 [corr]/3 [corr]), sooty shearwater (1 [corr]/1 [corr]) and Leach’s storm-petrel (1 [corr]/1 [corr]). The

staff hopes to report the first total longline fleet catch estimate for seabird species in the near future using the operational observer data.

3.5. Sharks

Sharks are caught as bycatch in EPO tuna purse-seine fisheries and as either bycatch or a target in longline and multi-species and multi-gear fisheries of the coastal nations.

Stock assessments or stock status indicators (SSIs) are available for only four shark species in the EPO: silky (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; [BYC-10 INF-A](#)), blue (*Prionace glauca*) ([ISC Shark Working Group](#)), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) ([ISC Shark Working Group](#)), and common thresher (*Alopias vulpinus*) (NMFS). As part of the [FAO Common Oceans Tuna Project](#), Pacific-wide assessments of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere (Clarke 2017) and the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*) (Fu *et al.* 2018) were completed in 2017, and for the silky shark (Clarke 2018a) in 2018, as well as a risk assessment for the Indo-Pacific whale shark population (Clarke 2018b) also in 2018. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the EPO are summarized in document [BYC-08 INF-A](#). The impacts of tuna fisheries on the stocks of other shark species, not previously mentioned, in the EPO are unknown.

Catches (t) of sharks in the large-vessel purse-seine fishery (1993–2020) and minimum reported catch estimates⁴ by longline fisheries (1993–2019) are provided in [Table J-3](#), while catches of the most frequently caught species, discussed below, are shown in [Figure J-3](#). Total longline catch estimates for 2020 were not available at the time of this report and reporting of many shark species by longline gear began in 2006. The silky shark (family Carcharhinidae) is the species of shark most commonly caught in the purse-seine fishery with annual catches averaging 552 t—primarily from sets on floating objects ([Figure J-3](#))—and being 357 t in 2020. In contrast, minimum reported annual catch in the longline sample data for 2006–2019 averaged 11,155 t and was 2,600 t in 2019. Annual catch for the oceanic whitetip shark (Carcharhinidae) in the purse-seine fishery averaged 59 t (also primarily from sets on floating objects) and was 4 t in 2020. The minimum reported annual catch in the longline fishery from 2006–2019 averaged 153 t and none were reported in 2019. Catches of oceanic whitetip have declined in the purse-seine fishery since the early 2000s, while catches have been variable in the longline fishery ([Figure J-3](#)). Minimum annual reported catch of blue shark in the longline fishery from 1993–2019 averaged 5,803 t and was 11,012 t in 2019. By contrast, the annual catch in the purse-seine fishery averaged only 2 t, with 1 t caught in 2020.

Other important species of sharks caught in the purse-seine and longline fisheries include the smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*), the pelagic thresher (*Alopias pelagicus*), and mako sharks (*Isurus* spp.) ([Table J-3](#), [Figure J-3](#)). Catch estimates for the smooth hammerhead shark in the purse-seine fishery averaged 26 t (primarily caught in floating-object sets) and was 7 t in 2020, while in the longline fishery minimum annual reported catch averaged 959 t (2006–2019) and was 33 t in 2019. In contrast, the pelagic thresher was caught primarily in unassociated tuna school sets in the purse-seine fishery with the estimated annual catch averaging 5 t and was 2 t in 2020. Minimum annual reported catch of the pelagic thresher in the longline fishery averaged 2,199 t (2007–2019) and was 444 in 2019. Catch estimates for the mako sharks in the purse-seine fishery were lower than the aforementioned shark species averaging 3 t and was 3 t in 2020. However, in the longline fishery the minimum annual reported catch averaged 1,335 t (1993–2019) and was 1,927 t in 2019.

The limited observer data from small purse-seine vessels showed 17 t of silky shark and 3 t of scalloped

⁴ Sharks caught by longline vessels are recorded using different weight metrics (e.g. round, trunk or whole weight) and thus, total annual reported catch estimates may contain a mix of these weight metrics. The staff is working on harmonizing shark data collection to improve the reliability of total catch estimates (e.g. [SAC-11-13](#)).

hammerhead were caught in floating-object sets in 2020, while those of other shark species or species groups were minimal (<1 t) ([Table J-7](#)).

The artisanal longline fisheries of the coastal CPCs target sharks, tunas, billfishes and dorado (*Coryphaena hippurus*), and some of these vessels are similar to industrial longline fisheries in that they operate in areas beyond national jurisdictions (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). However, essential shark data from these longline fisheries are often lacking, and therefore conventional stock assessments and/or stock status indicators cannot be produced (see data challenges outlined in [SAC-07-06b\(iii\)](#)). An ongoing project is being undertaken to improve data collection on sharks, particularly for Central America, for the longline fleet through funding from the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the Global Environmental Facility (GEF) under the framework of the ABNJ Common Oceans program ([SAC-07-06b\(ii\)](#), [SAC-07-06b\(iii\)](#)). A one-year pilot study was conducted in 2019, collecting shark-fishery data and developing and testing sampling designs for a long-term sampling program for the shark fisheries throughout Central America (Phase 2 of the project). A progress report on the FAO-GEF ABNJ project was presented at SAC-11 ([SAC-11-05](#)). The pilot study will continue through 2020. Data obtained from this project may be included in future iterations of the *Ecosystem Considerations* report to provide improved catch estimates for sharks by the various longline fleets.

3.6. RAYS

Estimated annual catches of manta rays (Mobulidae) and stingrays (Dasyatidae) by the large-vessel purse-seine (1993–2020) and minimum reported annual catches by longline (1993–2019) fisheries are provided in [Table J-4](#), while catches of key species are shown in [Figure J-4](#). These rays are primarily caught by the purse-seine fishery, while limited catches were reported for the longline fishery only for the Munk's devil ray (2009: 6 t, 2010: 118 t) and Dasyatidae spp. (16 t over a 6-year period), with half the catches made in 2009 ([Table J-4](#)). The giant manta had the largest average catches in the purse-seine fishery (19 t), followed by the spintail (14 t), and smoothtail (8 t) mobulid rays. Catches of these species in 2020 were 4, 13, and 1 t, respectively. Catches of the pelagic stingray were low, averaging only 2 t and being 2 t in 2020 ([Table J-4](#)). Although catches of these rays can be variable by set type, they have been highest in unassociated sets, followed by dolphin sets, and lowest in floating-object sets ([Figure J-4](#)).

For the small purse-seine vessel fishery, the limited available observer data for 2020 was minimal (≤ 1 t) for all other ray species or species groups ([Table J-7](#)).

3.7. Other large fishes

Large pelagic fishes caught by the large-vessel purse-seine, primarily on floating-object sets, (1993–2020) and longline (1993–2019) fisheries are shown in [Table J-5](#), with time series of catches of key species presented in [Figure J-5](#). The most commonly-caught pelagic fishes in both fisheries is dorado (Coryphaenidae) with the estimated average annual catch for the purse-seine fishery being 1,291 t (778 t in 2020) and the minimum reported annual catch for the longline fishery averaging 6,054 t (1,540 t in 2019). Dorado is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO ([SAC-07-06a\(i\)](#)). Recommendations for potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO was presented at SAC-10 ([SAC-10-11](#)).

Other key species caught by the purse-seine fishery include wahoo (Scombridae) and rainbow runner (Carangidae). Wahoo had an estimated average annual catch of 377 t for the purse-seine fishery, although catches have declined from a peak of 1,025 t in 2001 to 127 t in 2020 ([Figure J-5](#)). Minimum reported annual catch of wahoo by the longline fishery have averaged 163 t and was 325 t in 2019. No catches of rainbow runner have been reported by the longline fishery. However, in the purse-seine fishery, estimated average annual catches of rainbow runner were 48 t, with the peak catch in 2007 at 158 t and declining

thereafter to 23 t in 2020 ([Figure J-5](#)).

Pelagic fishes commonly reported by the longline fishery include opah (Lampridae), snake mackerels (Gempylidae) and pomfrets (Bramidae). Minimum reported annual catches for these species averaged 349 t (1993–2019), 373 t (2006–2019), and 48 t (1993–2019), respectively. Catches of all these taxa have increased after the mid-2000s ([Figure J-5](#)). For the most recent year (2019), there were 681 t, 300 t, and 80 t of opah, snake mackerels, and pomfrets reported, respectively ([Table J-5](#)).

The limited observer data available for 2020 for the small purse-seine fishery included 88 t of dorado and 16 t of wahoo caught in floating-object sets, while the remaining species or species groups of large fishes had ≤ 1 t reported ([Table J-7](#)).

3.8. Forage species

A large number of taxa occupying the middle trophic levels in the EPO ecosystem—generically referred to as “forage” species—play a key role in providing a trophic link between primary producers at the base of the food web and the upper-trophic-level predators, such as tunas and billfishes. Some small forage fishes are incidentally caught in the EPO by purse-seine vessels on the high seas, mostly in sets on floating objects, and by coastal artisanal fisheries, but are generally discarded at sea. Catches of these species are presented in [Table J-6](#) with key species as identified by catch data presented in [Figure J-6](#) for the large-vessel purse-seine fishery, with the majority of catches coming from floating object sets.

Bullet and frigate tunas (Scombridae) are by far the most commonly reported forage species with estimated annual catches averaging 1,053 t from 1993–2020. However, their catches have declined from 1,922 in 2005 to 481 t in 2020 ([Figure J-6](#)). Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae) are the second most commonly reported forage group with annual estimated catches averaging 260 t and totaling 47 t in 2020. Catches for this group peaked in 2004 at 914 t but have otherwise been variable. Annual catches of sea chubs (Kyphosidae) have averaged 15 t, which began to increase after 2002 but have steadily decreased to 3 t in 2020. Lastly, annual catches of the various species in the category ‘epipelagic forage fishes’ averaged 4 t with 4 t estimated to be caught in 2020. A total of 66 t of bullet and frigate tunas and 12 t of triggerfishes and filefishes were reported by observers on the limited number of trips on small purse-seine vessels that carried an observer in 2020. Catches of all other species or species groups of small fishes were minimal (≤ 1 t) ([Table J-7](#)).

4. PHYSICAL ENVIRONMENT

Environmental conditions affect marine ecosystems, the dynamics and catchability of target and bycatch species, and the activities of fishers, and physical factors can have important effects on the distribution and abundance of marine species⁵. The following summary of the physical environment covers: 1) short- and long-term environmental indicators, and 2) environmental conditions and their effect on the fishery

⁵ See [SAC-04-08](#), *Physical Environment*, and [SAC-06 INF-C](#) for a comprehensive description of the effects of physical and biological oceanography on tunas, prey communities, and fisheries in the EPO.

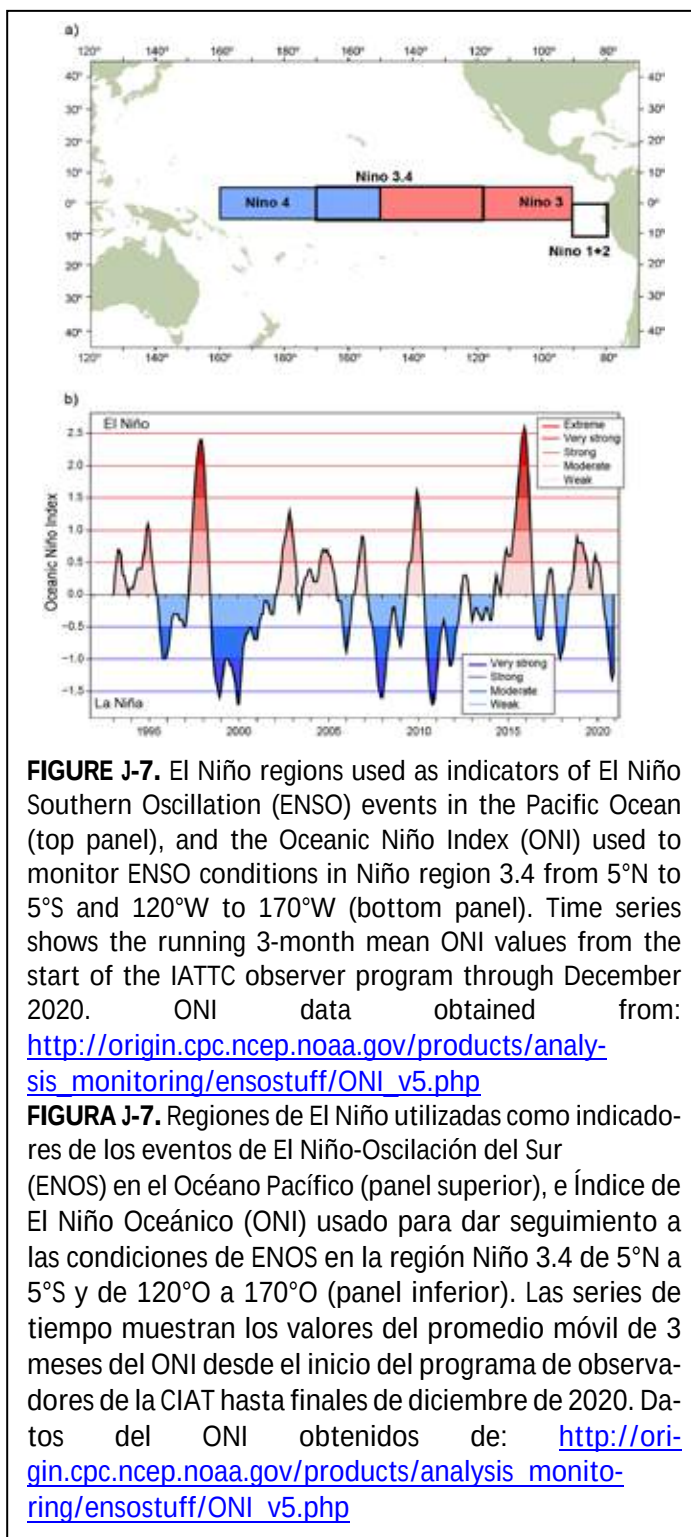
during the previous year, in this case, 2020.

4.1. Environmental indicators

The ocean environment changes on a variety of time scales, from seasonal to inter-annual, decadal, and longer. Longer-term climate-induced changes, typically decadal (at intervals of 10–30 years) and characterized by relatively stable average conditions and patterns in physical and biological variables, are called “regimes”. However, the dominant source of variability in the upper layers of the EPO is the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), an irregular fluctuation involving the entire tropical Pacific Ocean and the world’s atmosphere (Fiedler 2002). El Niño events occur at two- to seven-year intervals, and are characterized by weaker trade winds, deeper thermoclines, and higher sea-surface temperatures (SSTs) in the equatorial EPO. El Niño’s opposite phase, commonly called La Niña, is characterized by stronger trade winds, shallower thermoclines, and lower SSTs. The changes in the biogeochemical environment caused by ENSO have an impact on the biological productivity, feeding, and reproduction of fishes, seabirds, and marine mammals (Fiedler 2002).

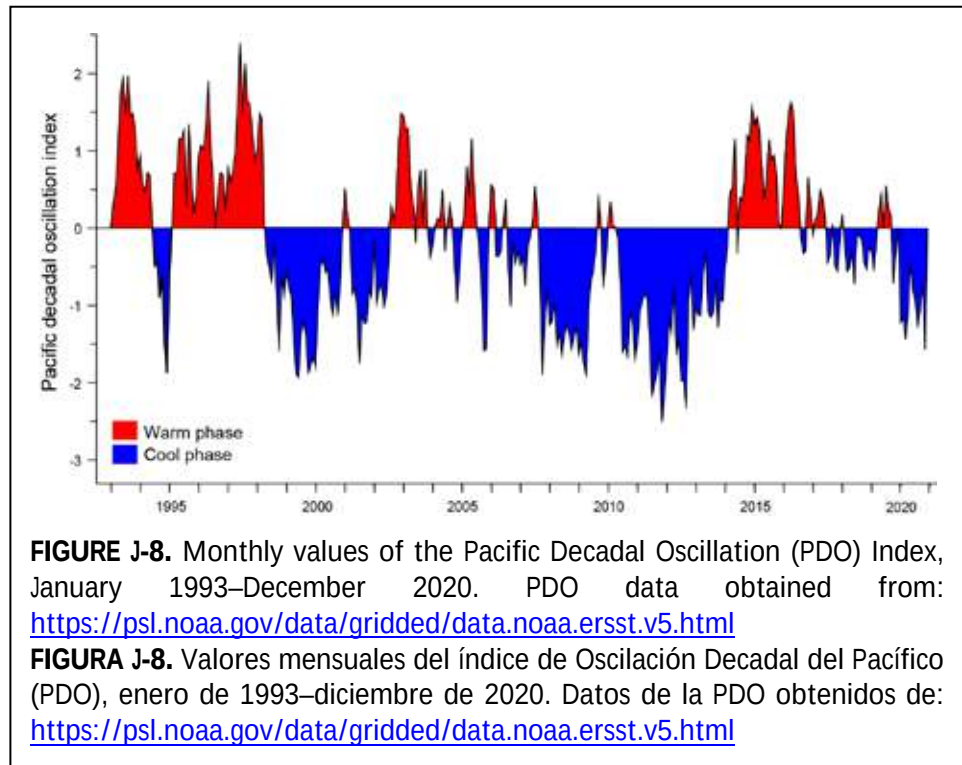
ENSO is thought to cause considerable variability in the availability for capture of commercially-important tunas and billfishes in the EPO (Bayliff 1989). For example, the shallow thermocline during a La Niña event can increase purse-seine catch rates for tunas by compressing the preferred thermal habitat of small tunas near the sea surface, while the deeper thermocline during an El Niño event likely makes tunas less vulnerable to capture, and thus reduces catch rates. Furthermore, warmer- or cooler-than-average SSTs can also cause the fish to move to more favorable habitats, which may also affect catch rates as fishers expend more effort on locating the fish.

Recruitment of tropical tunas in the EPO may also be affected by ENSO events. For example, strong La Niña events in 2007–2008 may have been partly responsible for the subsequent lower recruitment of



bigeye tuna, while the largest recruitments corresponded to the extreme El Niño events in 1982–1983 and 1998 (SAC-09-05). Yellowfin recruitment was also low in 2007, but high during 2015–2016, after the extreme El Niño event in 2014–2016 (SAC-09-06).

The [Climate Diagnostics Bulletin](#) of the US National Weather Service reported that in 2020 anomalies—defined in the Bulletin as a departure from the monthly mean—in oceanic and atmospheric characteristics (e.g., surface and sub-surface temperatures, thermocline depth, wind, and convection) were indicative of ENSO-neutral conditions during January–July and La Niña conditions during August–December.



Indices of variability in such conditions are commonly used to monitor the direction and magnitude of ENSO events in the Pacific Ocean. In this report, the Oceanic Niño Index (ONI), used by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) as the primary indicator of warm El Niño and cool La Niña conditions within the Niño 3.4 region in the east-central tropical Pacific Ocean (Dahlman 2016) (Figure J-7), is used to characterize inter-annual variability in SST anomalies. The ONI is a measure of El Niño defined by NOAA as “a phenomenon in the equatorial Pacific Ocean characterized by a five consecutive 3-month running mean of SST anomalies in the Niño 3.4 region that is above (below) the threshold of +0.5°C (-0.5°C).” The ONI categorizes ENSO events from “extreme” to “weak” (Figure J-7). For example, the “extreme” El Niño event in 1997–1998 was followed by a “very strong” La Niña event in 1998–2000. “Strong” La Niña events were also observed in 2007–2008 and 2010–2011. The highest ONI values (>2.5) were recorded during the 2015–2016 El Niño event. ENSO-neutral conditions occurred during much of 2020, with moderate-strong La Niña conditions from August through December.

The Pacific Decadal Oscillation (PDO; Figure J-8) index is used to describe longer-term fluctuations in the Pacific Ocean, and has also been used to explain, for example, the influence of environmental drivers on the vulnerability of silky sharks to fisheries in the EPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). The PDO—a long-lived El Niño-like pattern of Pacific climate variability, with events persisting 20–30 years—tracks large-scale interdecadal patterns of environmental and biotic changes, primarily in the North Pacific Ocean (Mantua 1997), with secondary patterns observed in the tropical Pacific, the opposite of ENSO (Hare and Mantua

2000). As with ENSO, PDO phases are classified as “warm” or “cool”. PDO values peaked at 2.79 in August 1997 and at 2.62 in April 2016, both of which coincided with the extreme El Niño events indicated by the ONI. During 2020, cool PDO conditions persisted.

4.2. Spatio-temporal exploration of environmental conditions

A time series of SST and chlorophyll-a concentration (CHL-a; an indicator of primary productivity biomass) (Figure J-9) in the eastern tropical Pacific (ETP) from 5°N to 5°S—the same latitudinal band used in the ONI—was explored to show the variability in these variables across space and time using time-longitude Hovmöller diagrams. The SST time series show mean monthly values from 1993–2020, while that for CHL-a concentrations covers data for 2003–2020 due to data availability. The SST plot (Figure J-9) clearly shows the extension of warmer waters during the extreme El Niño events of 1997–1998 and 2015–2016 and cooler waters during the strong La Niña events in 1999–2000, 2007–2008 and 2010–2011 across the ETP. The CHL-a plot (Figure J-9), although the pattern is less clear than the SST plot, shows an increase in CHL-a concentrations following the strong La Niña events in 2007–2008 and 2010–2011, likely due to increases in nutrient availability.

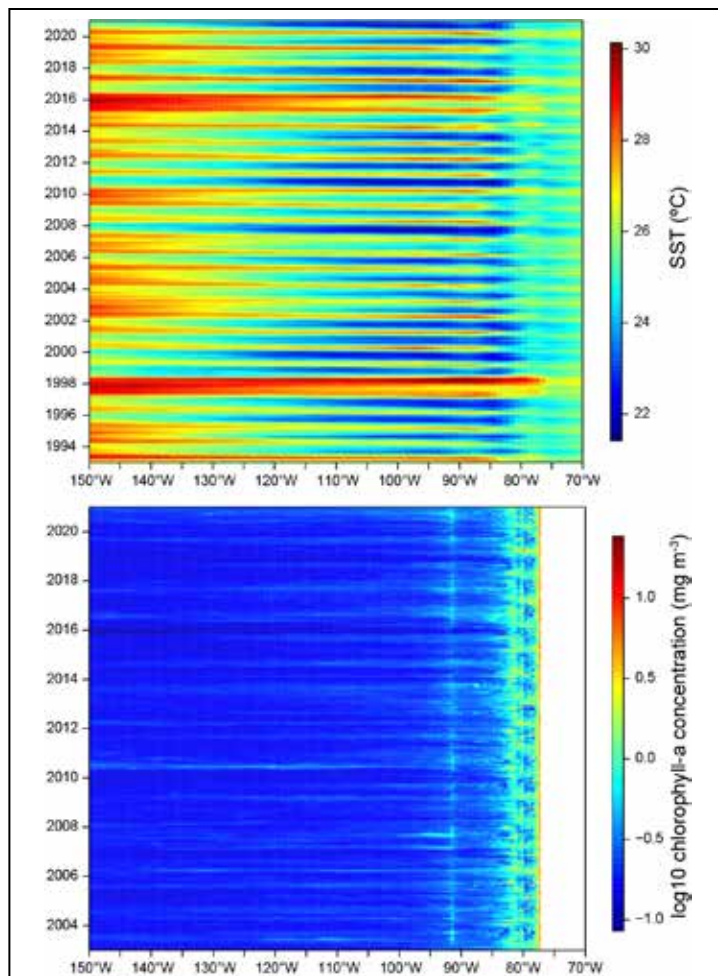


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–December 2020 (top panel) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–December 2020 (bottom panel) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>)

FIGURA J-9. Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para la TSM promedio mensual de enero de 1993 a diciembre de 2020 (panel superior) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a diciembre de 2020 (panel inferior) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>).

4.3. Environmental conditions and distribution of catches

The availability of fish, and thus catches, are strongly related to environmental conditions and processes, particularly in pelagic waters (Fiedler and Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). ENSO conditions are influenced by many oceanic and atmospheric factors, but both SST and CHL-a levels are known to be good explanatory variables to describe and predict the habitat and distributions of oceanic animals (Hobday and Hartog 2014).

[Figures J-10 and J-11](#) show quarterly mean SSTs and CHL-a concentrations, respectively, to: 1) provide a general indication of seasonal environmental variability, and 2) overlay the distribution of tropical tuna catches, as a first step, to illustrate the potential influence of environmental conditions on catches across the EPO during 2020. In future, the staff plans to incorporate the catch distribution of key bycatch species and develop species distribution models to better describe potential relationships between environment and species.

Cooler waters occurred off northern Mexico and the southwestern United States around 30°N and extended westwards during quarters 1 (January–March) and 2 (April–June), and off South America, south of the equator and east of 100°W, in quarters 3 (July–September) and 4 (October–December). Warmer waters developed off Central America and extended westwards during quarters 2 and 3. A secondary warm pool was observed in the southwestern EPO (10–20°S, 140°–150°W) during quarters 1 and 2.

CHL-a concentrations were highest along the equator and the coast of the Americas year-round. The oligotrophic⁶ South Pacific Gyre—located between around 20°–40°S and extending from 150°–90°W—was present in quarter 1, retracted in quarters 2 and 3, and returned in quarter 4.

During quarters 1 and 2, skipjack predominated in the catches in the cooler waters (~25°C) off the coast of South America, where CHL-a concentration was high. Yellowfin tuna was the predominant tuna species in the catch primarily north of the equator and east of 120°W during these same quarters where warmer waters occurred. During quarters 3 and 4, the tuna catches along the coast of South America decreased as cooler waters expanded throughout the region. Bigeye tuna catches mostly occurred south of ~5°S with larger catches taken west of ~120°W where warmer waters persisted during quarters 1–3. A secondary concentration of catches occurred west of 130°W, close to the western boundary of the EPO, primarily during quarters 1–3.

5. IDENTIFICATION OF SPECIES AT RISK

The primary goal of EAFM is to ensure the long-term sustainability of all species impacted—directly or indirectly—by fishing. However, this is a significant challenge for fisheries that interact with many non-target species with diverse life histories, for which reliable catch and biological data for single-species assessments are lacking. An alternative for such data-limited situations, reflected in [Goal L](#) of the SSP, are Ecological Risk Assessments (ERAs), vulnerability assessments that are designed to identify and prioritize at-risk species for data collection, research and management.

‘Vulnerability’ is defined as the potential for the productivity of a stock to be diminished by the direct and indirect impacts of fishing activities. The IATTC staff has applied qualitative assessments, using Productivity-Susceptibility Analysis (PSA) to estimate the relative vulnerability of data-limited, non-target species caught in the EPO by large purse-seine vessels (Duffy *et al.* 2019) and by the longline fishery ([SAC-08-07d](#)).

Because PSA is unable to quantitatively estimate the cumulative effects of multiple fisheries on data-poor bycatch species, a new approach—Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish)—

⁶ An area of low productivity, nutrients, and surface chlorophyll, often referred to as an “oceanic desert”.

was developed by the IATTC staff in 2018 ([SAC-09-12](#)) to overcome this issue. This flexible, spatially-explicit method uses a smaller set of parameters than PSA to first produce a proxy for the fishing mortality rate (F) of each species, based on the ‘volumetric overlap’ of each fishery on the geographic distribution of these species. The estimate of F is then used in length-structured per-recruit models to assess the vulnerability of each species using conventional biological reference points (e.g. F_{MSY} , $F_{0.1}$).

EASI-Fish was successfully applied to 24 species representing a range of life histories, including tunas, billfishes, tuna-like species, elasmobranchs, sea turtles and cetaceans caught in EPO tuna fisheries as a ‘proof of concept’ in 2018 ([SAC-09-12](#)). It was subsequently used to assess the vulnerability status of the spinetail devil ray (*Mobula mobular*), caught by all industrial tuna fisheries in the EPO ([BYC-09-01](#)), and the EPO stock of the critically-endangered leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) ([BYC-10 INF-B](#)). Therefore, EASI-Fish will be used in future to assess the vulnerability of all species groups (e.g., elasmobranchs, sea turtles, teleosts) impacted by EPO tuna fisheries.

6. ECOSYSTEM DYNAMICS

Although vulnerability assessments (e.g., EASI-Fish) are useful for assessing the ecological impacts of fishing by assessing the populations of individual species, ecosystem models are required to detect changes in the structure and internal dynamics of an ecosystem. These models are generally data- and labor-intensive to construct, and consequently, few fisheries worldwide have access to a reliable ecosystem model to guide conservation and management measures. These models require a good understanding of ecosystem components and the direction and magnitude of the trophic flows between them, which require detailed ecological studies involving stomach contents and/or stable isotope studies. Purposefully, IATTC staff have had a long history of undertaking such trophic studies, including the experimental determination of consumption estimates of yellowfin tuna at the NMFS Kewalo Basin facility on Oahu, HI in the 1980s, to more recent analyses of stomach content and stable isotope analysis of a range of top-level predators.

In 2003, the IATTC staff compiled the trophic data to complete the development of a model of the pelagic ecosystem in the tropical EPO (IATTC Bulletin, [Vol. 22, No. 3](#))—named “ETP7”—to explore how fishing and climate variation might affect target species (e.g. tunas), byproduct species (e.g., wahoo, dorado), elasmobranchs (e.g., sharks), forage groups (e.g., flyingfishes, squids) and species of conservation importance (e.g., sea turtles, cetaceans). A simplified food-web diagram, with approximate trophic levels (TLs), from the model is shown in [Figure J-12](#).

The model was calibrated to time series of biomass and catch data for a number of target species for 1961–1998. There have been significant improvements in data collection programs in the EPO since 1998, that has allowed the model to be updated with these new data up to 2018 (“ETP8”). A full description of the structural update of the model, attaining mass-balance, and calibration to time series data is provided in [SAC-12-13](#).

6.1. Ecological indicators

Since 2017, ETP8 has been used in the *Ecosystem Considerations* report to provide annual values for seven ecological indicators that, together, can identify changes in the structure and internal dynamics of the ETP ecosystem. These indicators are: mean trophic level of the catch (TL_c), the Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance (FIB) index, Shannon’s index, and the mean trophic level of the modelled community for trophic levels 2.0–3.25 ($TL_{2.0}$), ≥ 3.25 –4.0 ($TL_{3.5}$), and > 4.0 ($TL_{4.0}$). A full description of these indicators is provided in [SAC-10-14](#). Additionally, simulations using the version of ETP8 updated and rebalanced in 2021 (“ETP-21”) were conducted to assess potential impacts of the FAD fishery on the structure of the ecosystem ([SAC-10-15](#)).

A significant update of the ETP8 model was undertaken in 2021 (“ETP-21”) due to a significant change in how the IATTC staff have reclassified the catch data submitted by the CPCs for “other gears” into longline and other gear types following an internal review of the data. This resulted in a dramatic increase in reported longline catches of high trophic level predators (sharks), which can have a strong influence on ecosystem dynamics. Annual catch estimates by species for 1993–2018 were assigned to the relevant functional groups in the ETP-21 model, which was then rebalanced and recalibrate to time series data to provide an updated ecosystem status for 2021.

Ecological indicators showed that values for TL_c and MTI decreased from their peak of 4.77 and 4.83 in 1991 to 4.64 and 4.65 in 2018, respectively, as the purse-seine fishing effort on FADs significantly increased ([Figure J-13](#)), where there was increasing catches of high trophic level bycatch species that tend to aggregate around floating objects (e.g., sharks, billfish, wahoo and dorado). Since its peak in 1991, TL_c declined by 0.05 of a trophic level in the subsequent 28 years, or 0.04 trophic levels per decade. The expansion of the FAD fishery is also seen in the FIB index that exceeds zero after 1990, as well as the continual change in the evenness of biomass of the community indicated by Shannon’s index.

The above indicators generally describe the change in the exploited components of the ecosystem, whereas community biomass indicators describe changes in the structure of the ecosystem once biomass has been removed due to fishing. The biomass of the $TL_{MC4.0}$ community was at one of its highest values (4.493) in 1986 but has continued to decline to 4.470 in 2018 ([Figure J-13](#)). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2018 the biomass of the $TL_{MC3.25}$ community increased from 3.801 to 3.829, while interestingly, the biomass of the $TL_{MC2.0}$ community also increased from 3.092 to 3.107.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 40-year analysis period. The consistent patterns of change in each ecological indicator, particularly in the mean trophic level of the communities since 1993, certainly warrant the continuation, and ideally an expansion, of monitoring programs for fisheries in the EPO.

7. FUTURE DEVELOPMENTS

It is unlikely, in the near future at least, that there will be stock assessments for most of the bycatch species. Therefore, the IATTC must continue to undertake ecological research that can provide managers with reliable information to guide the development of science-based conservation and management measures, where required, to ensure the IATTC continues to fulfil its responsibilities under the Antigua Convention and the objectives of the [IATTC’s 5-year SSP](#). The priority research areas that have been identified by the scientific staff that require further development are detailed below:

- Following the development of the EASI-Fish approach, analysis of the full suite of over 100 impacted bycatch species will be conducted in stages, by taxonomic group, beginning in 2022. The priority of groups to be assessed will likely be elasmobranchs, teleosts, turtles and cetaceans.
- A shortcoming of the ETP-21 ecosystem model, from which the ecological indicators are derived, is that its structure is based on stomach content data from fish collected in 1992–1994. Given the significant environmental changes that have been observed in the EPO over the past decade, there is a critical need to collect updated trophic information. There have been proposals made by the staff in 2018–2020 to establish an ecological monitoring program to collect stomach content data to update the ecosystem model.
- A second limitation of the ETP-21 model is that it describes only the tropical component of the

EPO ecosystem, and results cannot be reliably extrapolated to other regions of the EPO. Therefore, after updated diet information is collected, future work will aim to develop a spatially-explicit model that covers the entire EPO and calibrate the model with available time series of catches, ideally for species representing different trophic levels, and effort data for key fisheries in the EPO.

- Environmental variables can have a profound influence on the catches of target and bycatch species, as has been shown previously by IATTC staff and now undertaken annually in this report. However, the staff's research to investigate the impact of environmental conditions on the fishery could be greatly improved with the availability of high-resolution operational level data for the longline fishery. Although IATTC Members and CPCs are now required to submit operational level observer data to the IATTC that covers at least 5% of their fleets, the staff concluded that these data are not representative of the fleet (BYC-10 INF-D) and therefore brings into question the validity of using submitted longline data for future environmental analyses until the observer coverage reaches at least 20%.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Nick Vogel, Joydelee Marrow, and Joanne Boster for their assistance with data preparation, Alexandre Aires-da-Silva and Paulina Llano for their reviews of this document, and Christine Patnode for improving the figures. We gratefully acknowledge the early ecosystem research by Robert Olson that contributed to this report. His initiation of the *Ecosystem Considerations* report in 2003 was first presented at the 8th Meeting of the Working Group to Review Stock Assessments in 2007 ([SAR-8-17 J](#)) and has been updated annually.

LITERATURE CITED- LITERATURATURA CITADA

Bayliff, W.H. 1989. Inter-American Tropical Tuna Commission, Annual Report for 1988. IATTC, La Jolla, CA USA. 270 pp.

Chassot, E., S. Bonhommeau, G. Reygondeau, K. Nieto, J.J. Polovina, M. Huret, N.K. Dulvy, and H. Demarcq. 2011. Satellite remote sensing for an ecosystem approach to fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 68(4): 651-666.

Clarke, S. 2017. Southern Hemisphere porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 75. *Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Thirteenth Regular Session*, Rarotonga, Cook Islands.

Clarke, S. 2018a. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08. Pages 137. *Western and Central Pacific Fisheries Commission*, Busan, Korea.

Clarke, S. 2018b. Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 55. *Western and Central Pacific Fisheries Commission, Scientific Committee Fourteenth Regular Session*, Busan, Korea.

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

Duffy, L.M., and S.P. Griffiths. 2019. Assessing attribute redundancy in the application of productivity-susceptibility analysis to data-limited fisheries. *Aquatic Living Resources* 32(20): 1-11.

Duffy, L.M., C.E. Lennert-Cody, R. Olson, C.V. Minte-Vera, and S.P. Griffiths. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 219

Fiedler, P., and M. Lavín. 2017. Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific. *In* P. W. Glynn, D. P. Manzello, and I. C. Enochs (eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*, p. 59-83. Springer, Netherlands.

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

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

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

Hobday, A.J., and J.R. Hartog. 2014. Derived Ocean Features for Dynamic Ocean Management. *Oceanography* 27(4): 134-145.

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

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

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

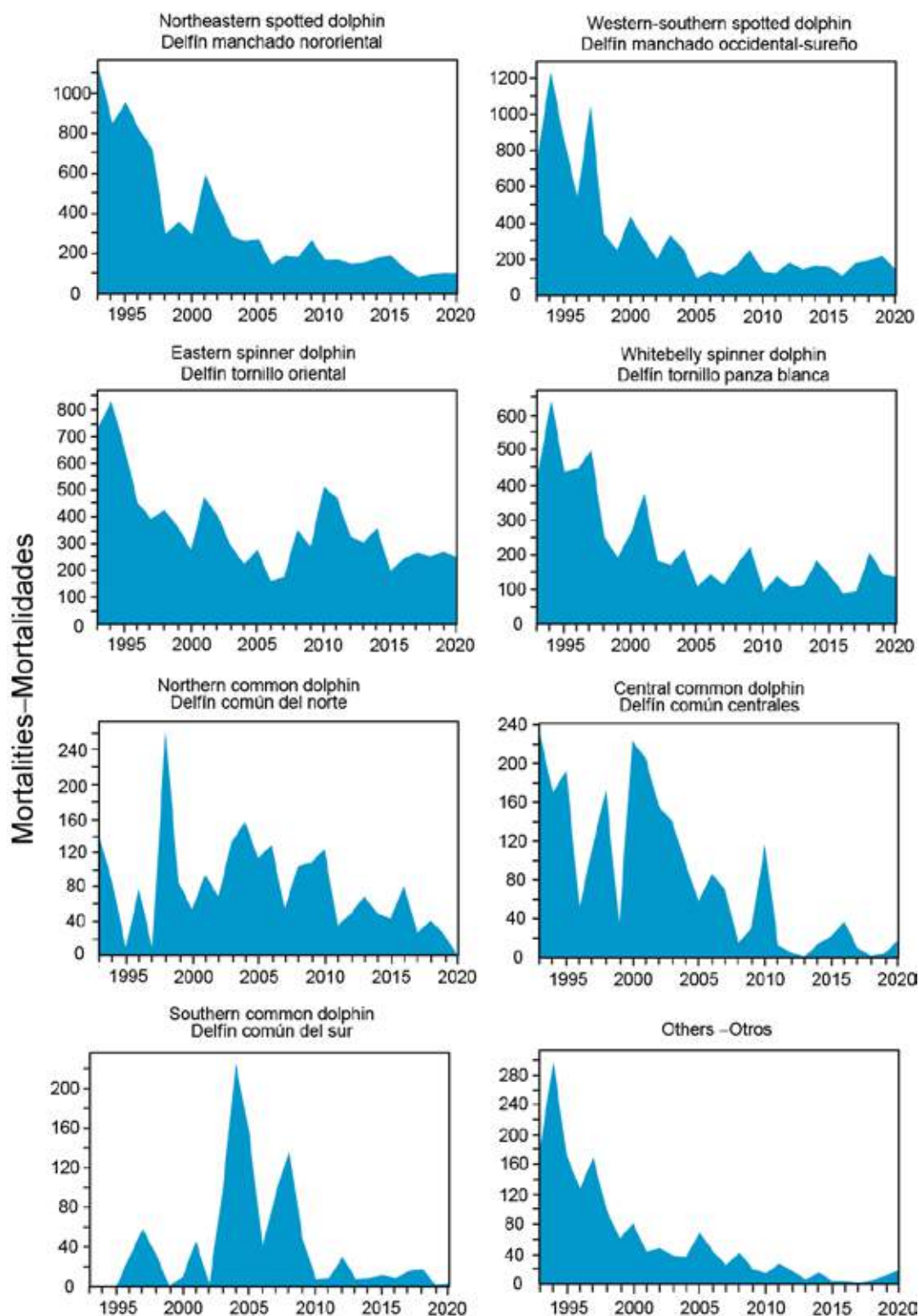
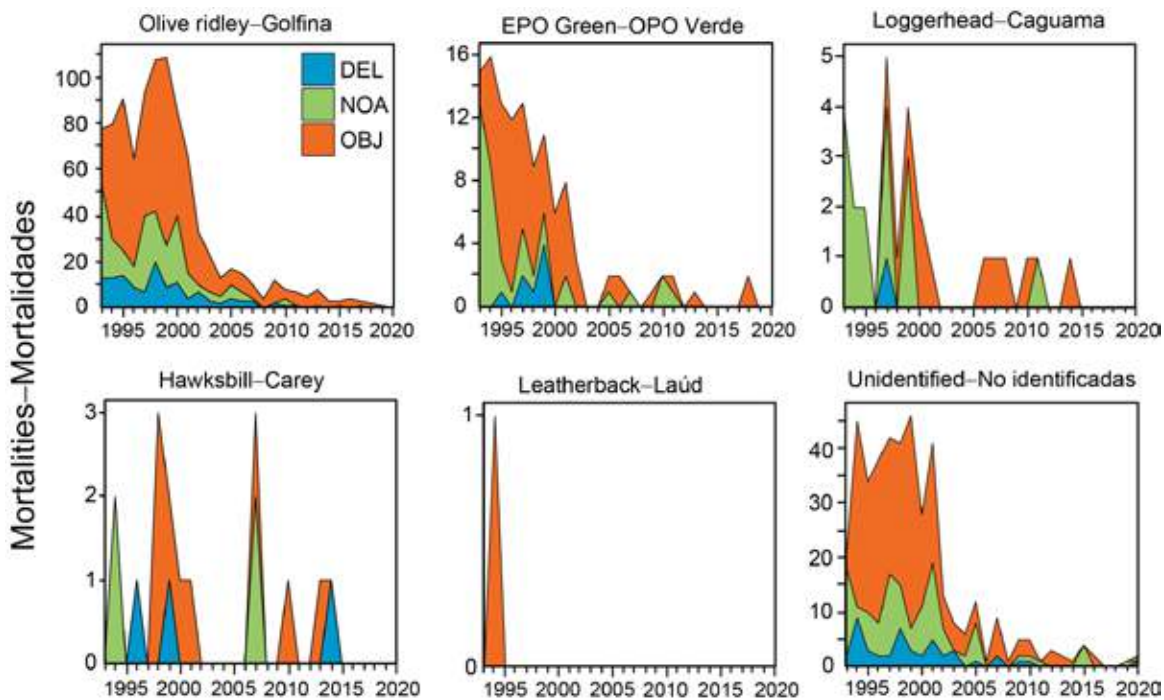


FIGURE J-1. Estimated number of incidental dolphin mortalities by observers onboard large purse-seine vessels, 1993–2020.

FIGURA J-1. Número estimado de mortalidades incidentales de delfines por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993–2020.

a.



b.

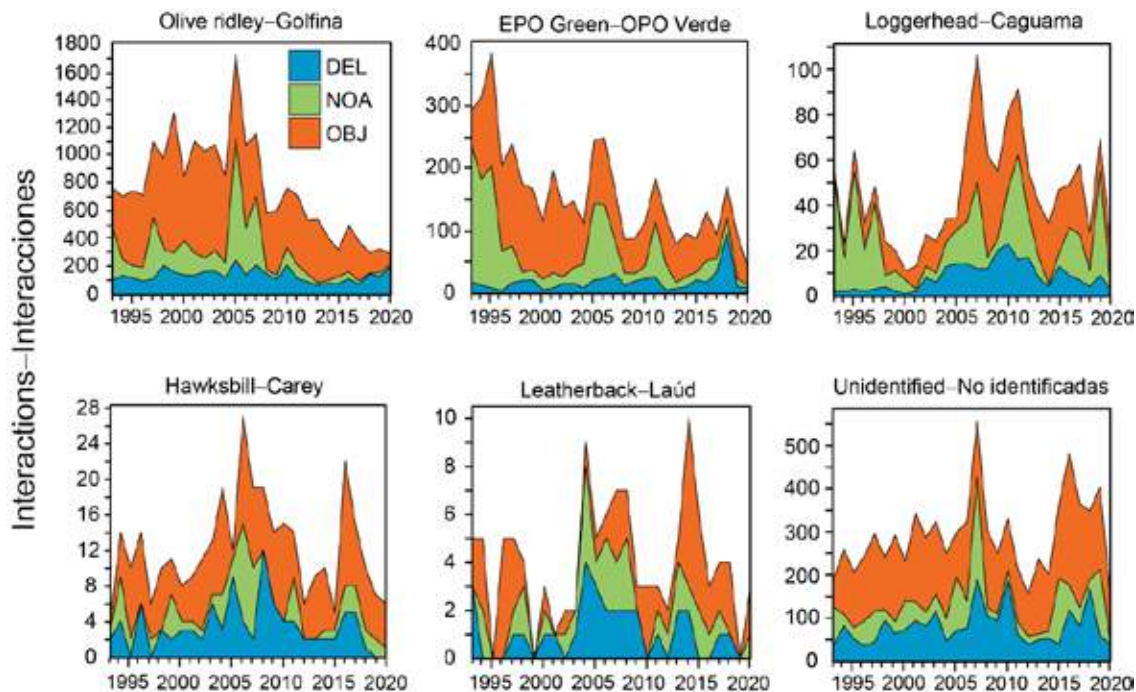


FIGURE J-2. Estimated number of sea turtle a) mortalities and b) interactions by observers onboard large purse-seine vessels, 1993–2020, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)).

FIGURA J-2. Número estimado de a) mortalidades y b) interacciones de tortugas marinas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993-2020, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).

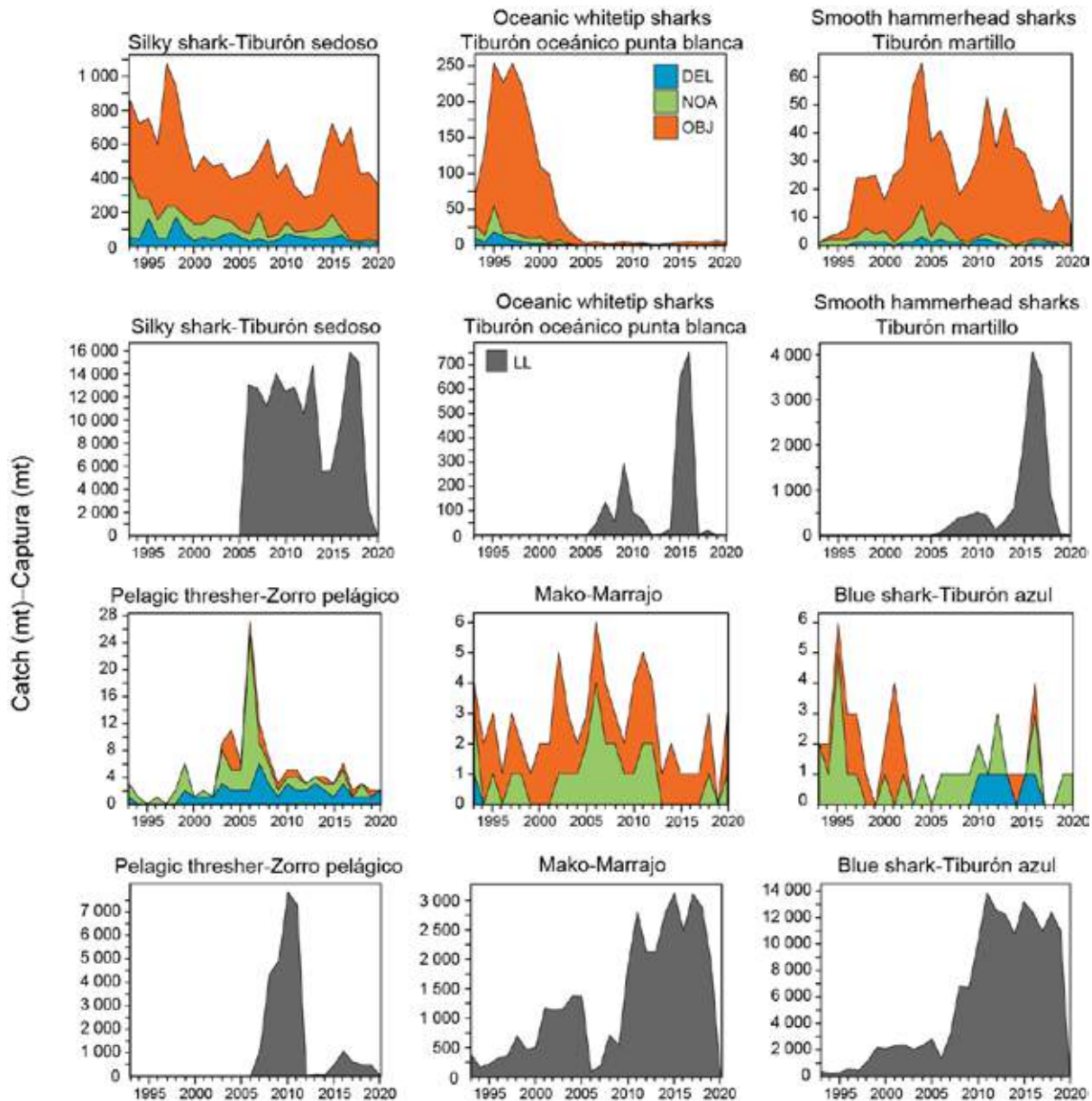


FIGURE J-3. Estimated catches in metric tons (t) of key shark species in the eastern Pacific Ocean recorded by observers onboard large purse-seine vessels and minimum longline (LL) estimates of gross annual removals reported by CPCs. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline catches (1993–2019) are minimum reported gross-annual removals that may have been estimated using a mixture of different weight metrics (see footnote in section 3.5).

FIGURA J-3. Capturas estimadas en toneladas (t) de especies clave de tiburones en el Océano Pacífico oriental registradas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes y estimaciones mínimas de palangre (LL) de extracciones anuales brutas reportadas por los CPC. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2020) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (1993–2019) son extracciones anuales brutas mínimas reportadas que pueden haber sido estimadas usando una mezcla de diferentes métricas de peso (ver nota al pie de página en la sección 3.5).

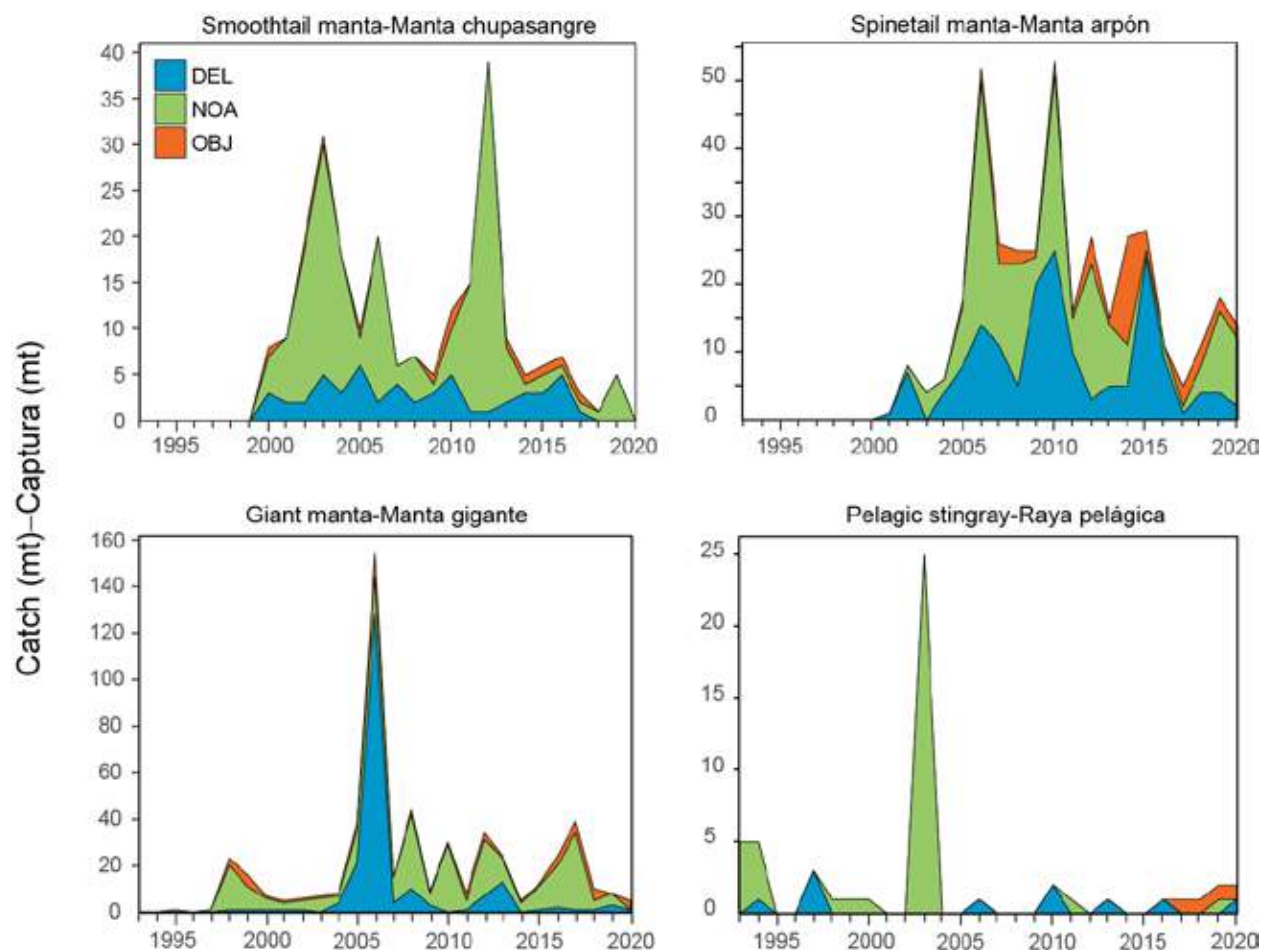


FIGURE J-4. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of rays in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL).

FIGURA J-4. Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) de especies clave de rayas en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).

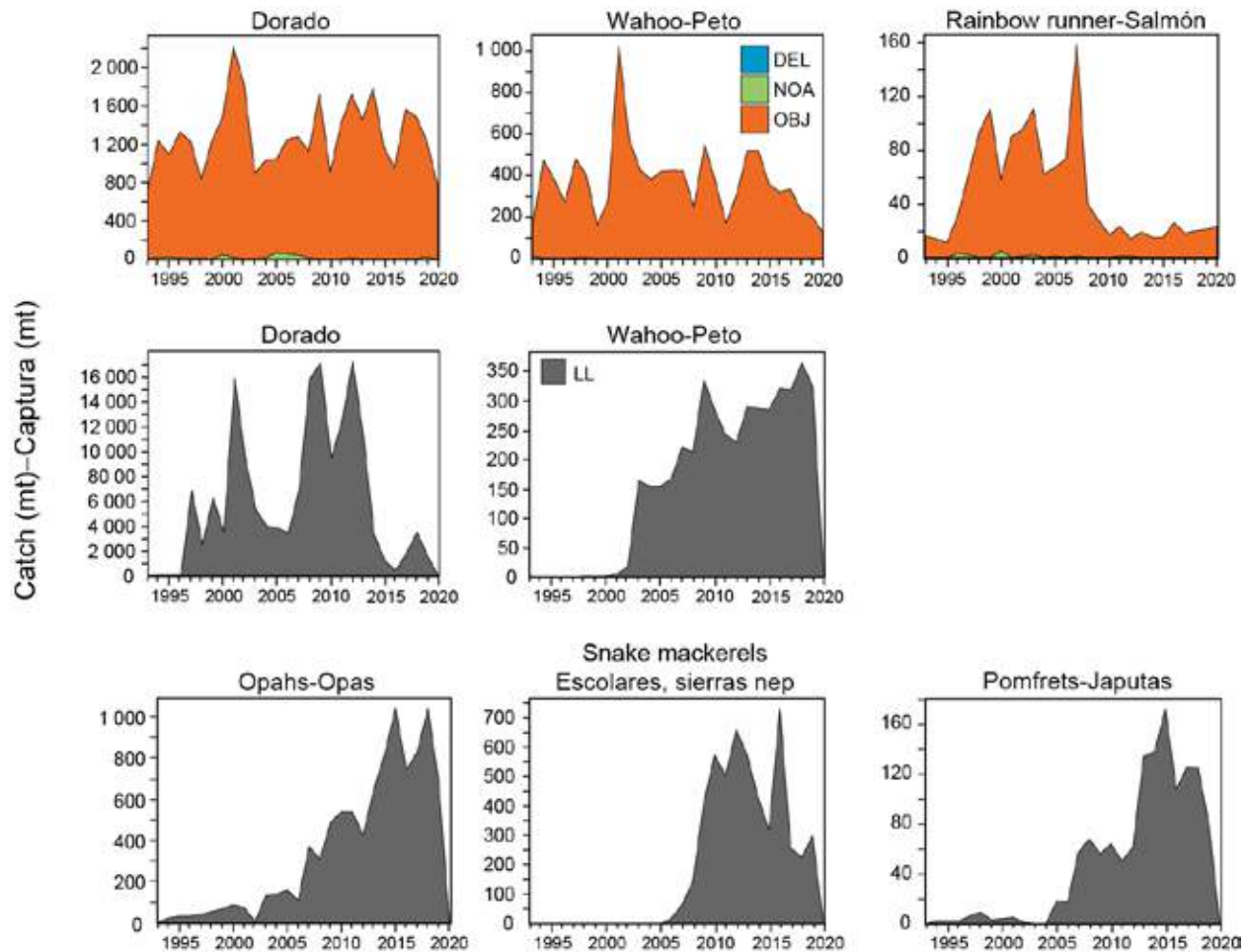


FIGURE J-5. Estimated purse-seine and longline catches in metric tons (t) of key species of large fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline (LL) catches (1993–2019) are minimum reported gross-annual removals.

FIGURA J-5. Capturas cerqueras y palangreras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces grandes en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2020) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (LL) (1993–2019) son extracciones anuales brutas mínimas reportadas.

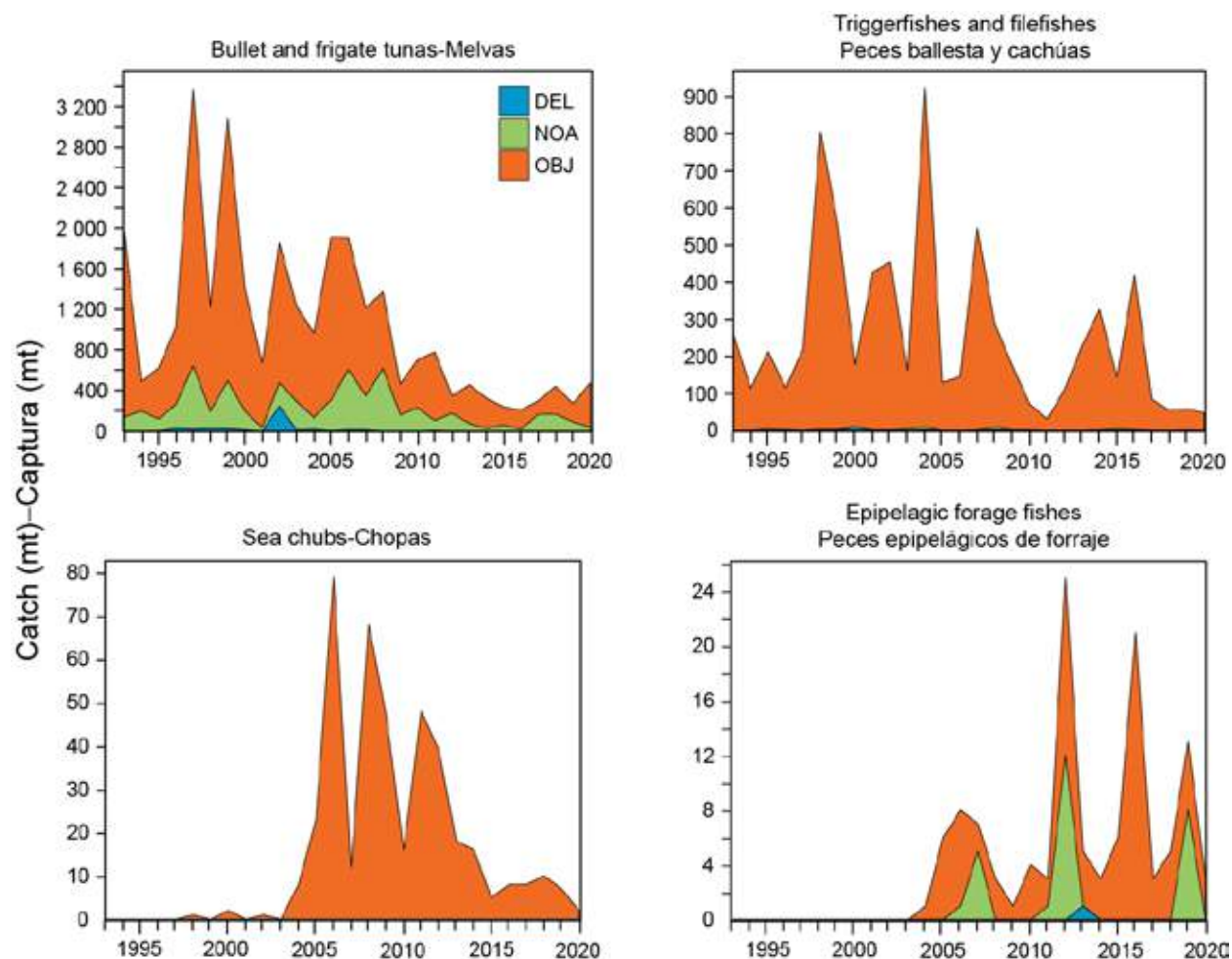


FIGURE J-6. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of small fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL).

FIGURA J-6. Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces pequeños en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2020) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y del-fines (DEL).

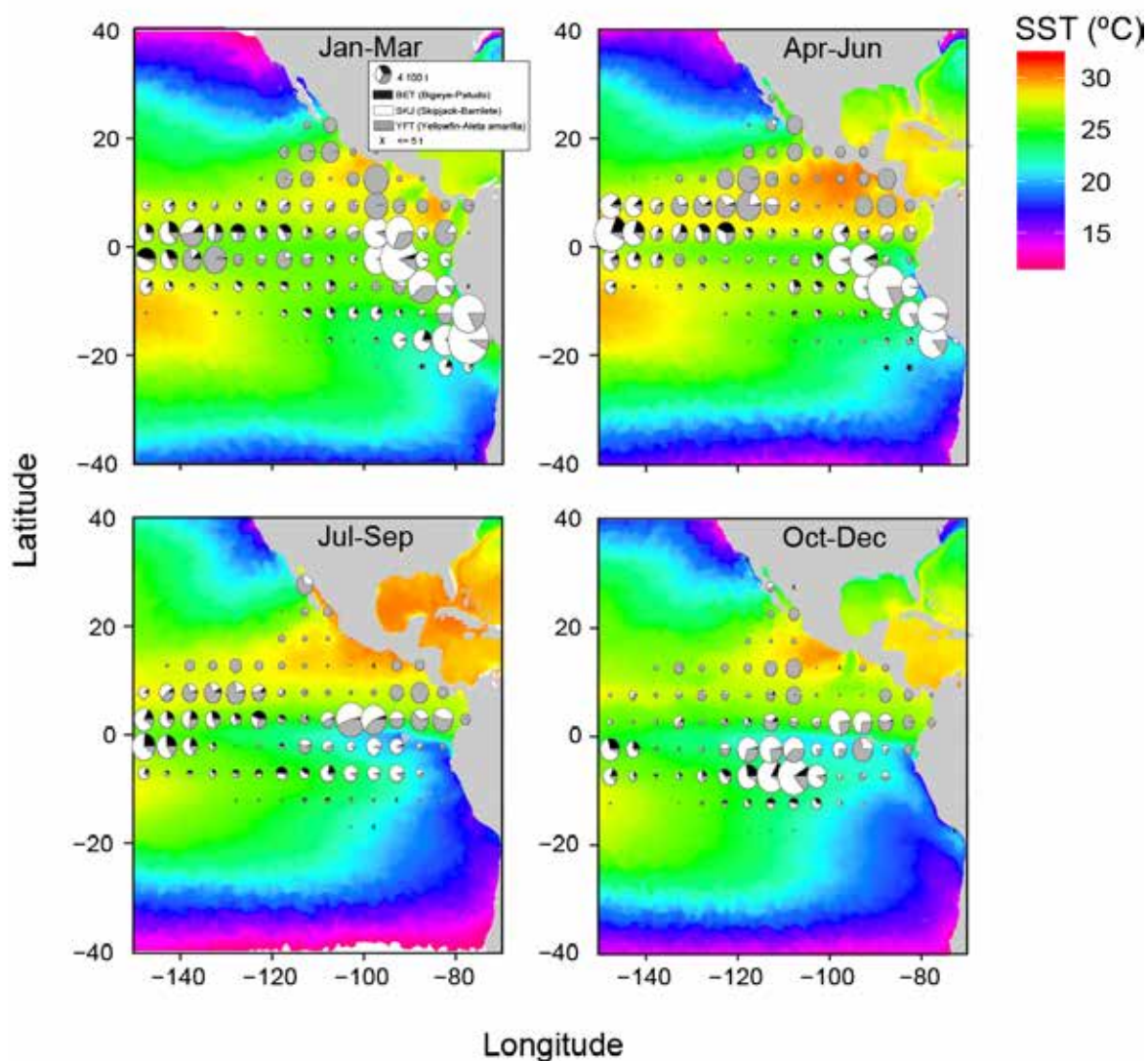


FIGURE J-10. Mean sea surface temperature (SST) for each quarter during 2020 with catches of tropical tunas overlaid. SST data obtained from NOAA NMFS SWFSC ERD on January 15, 2021, “Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html>.

FIGURA J-10 Temperatura superficial del mar (TSM) promedio para cada trimestre de 2020 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de TSM obtenidos de NOAA NMFS SWFSC ERD el 15 de enero de 2021, “Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html>.

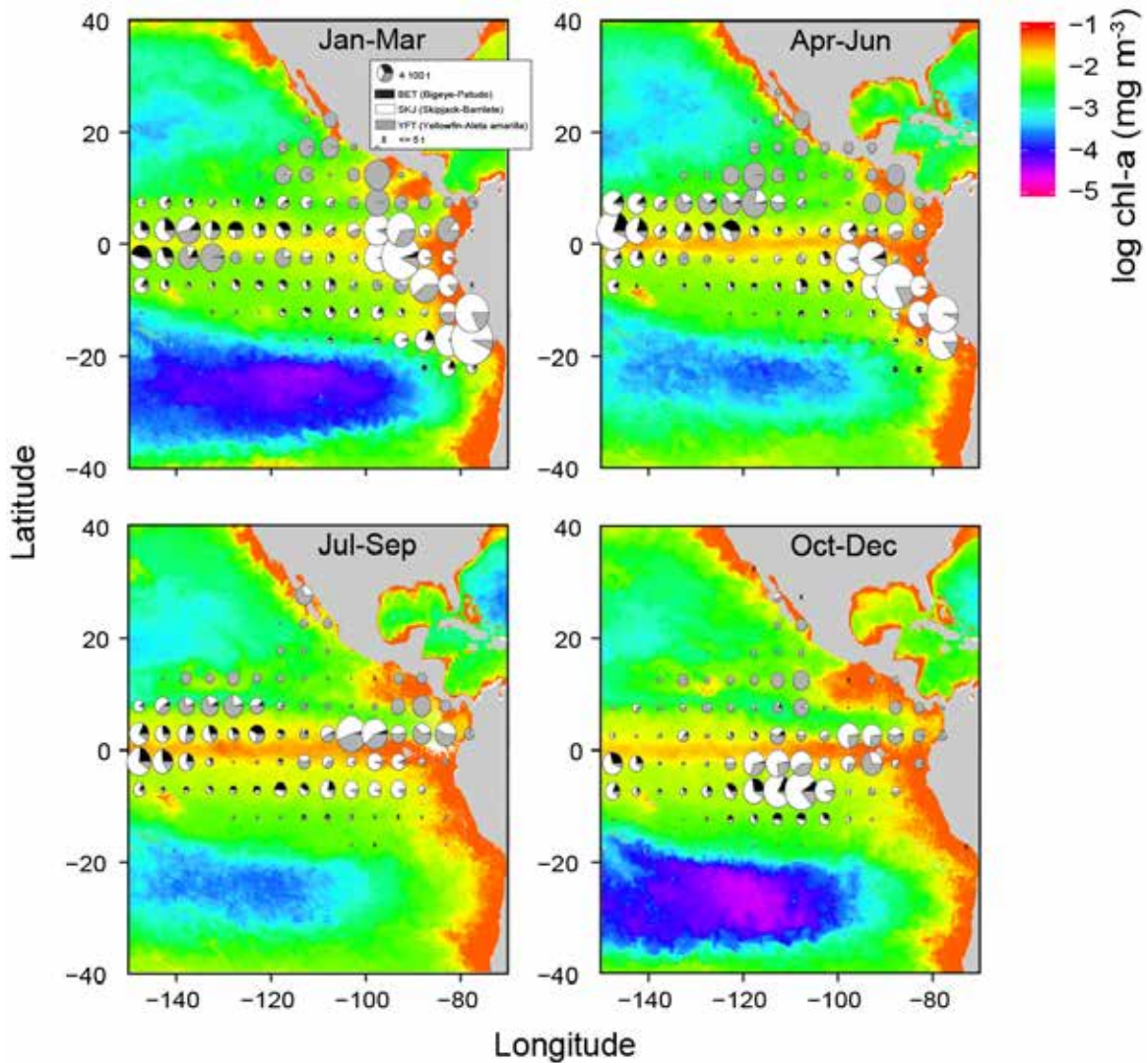


FIGURE J-11. Mean log chlorophyll-a concentration (in mg m^{-3}) for each quarter during 2020 with catches of tropical tunas overlaid. Chlorophyll data obtained from NOAA CoastWatch on January 25, 2021, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlaMonthly/index.html>.

FIGURA J-11. Concentración promedio de clorofila-a (en mg m^{-3}) para cada trimestre de 2020 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de clorofila obtenidos de NOAA CoastWatch el 25 de enero de 2021, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlaMonthly/index.html>.

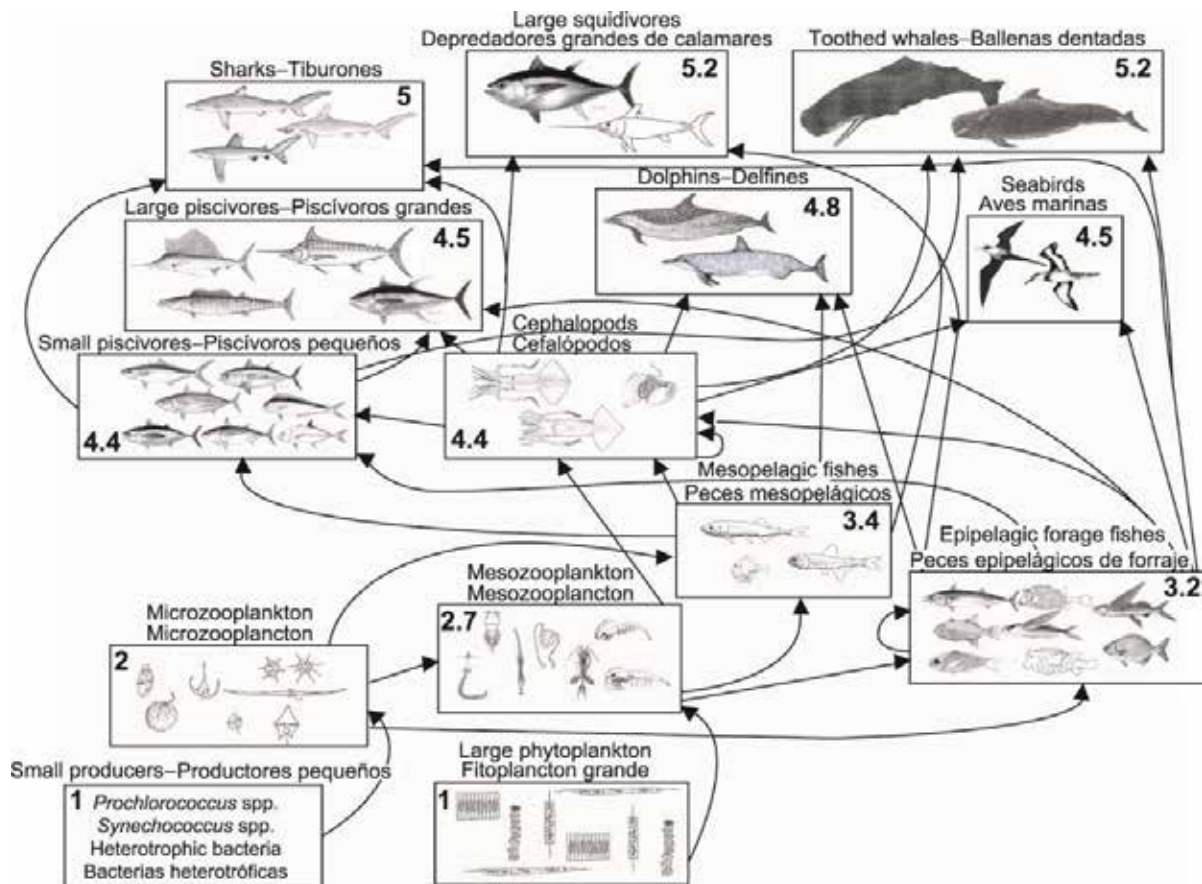


FIGURE J-12. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

FIGURA J-12. Diagrama simplificado de la red trófica del ecosistema pelágico en el OPO tropical. Los números en los recuadros indican el nivel trófico aproximado de cada grupo.

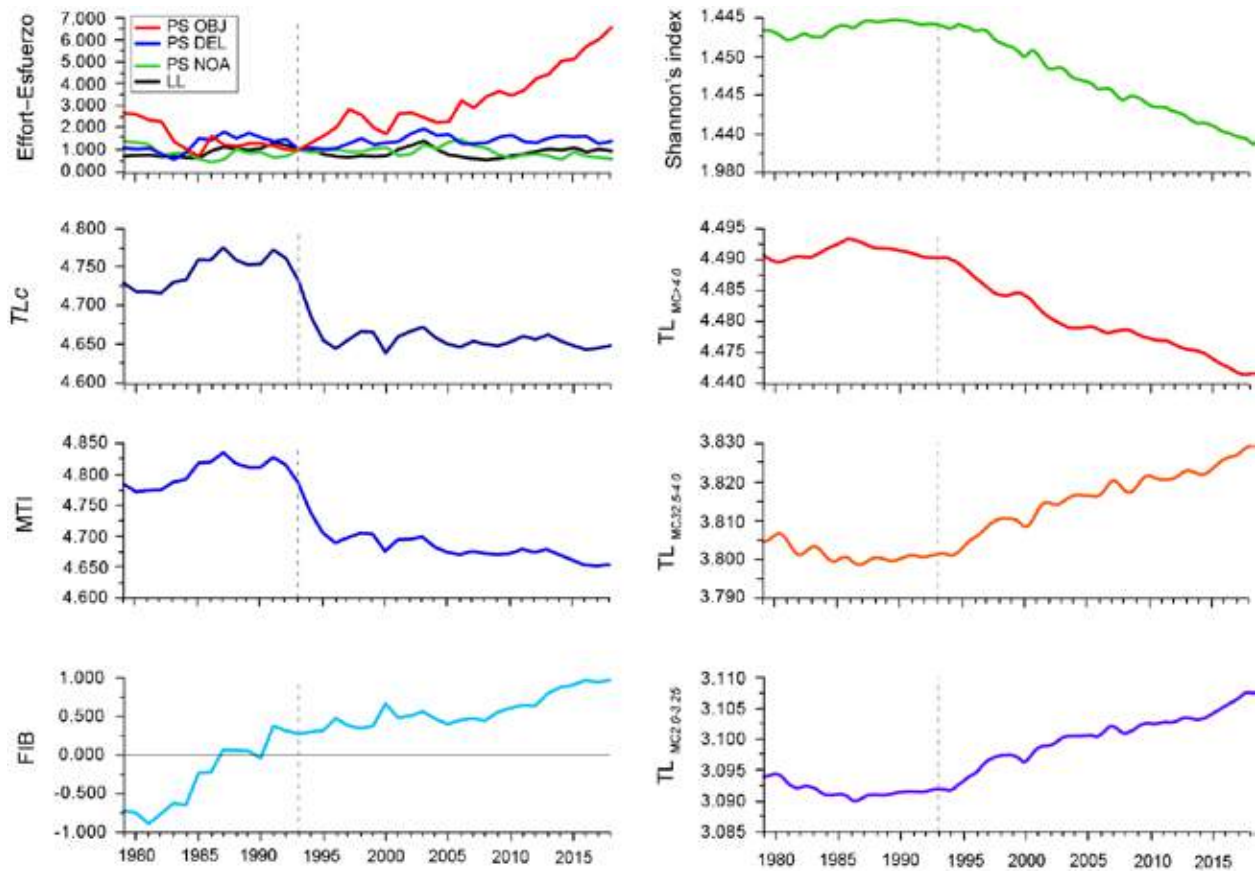


FIGURE J-13. Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1979–2018 (see Section 6 of text for details), and an index of longline (LL) and purse-seine (PS) fishing effort, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)), relative to the model start year of 1993 (vertical dashed line), when the expansion of the purse-seine fishery on FADs began.

FIGURA J-13 Valores anuales de siete indicadores ecológicos de cambios en diferentes componentes del ecosistema del EPO tropical, 1979–2018 (ver detalles en la sección 6 del texto), y un índice de esfuerzo palangrero (LL) y cerquero (PS), por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) relativo al año de inicio del modelo de 1993 (línea de trazos vertical), cuando comenzó la expansión de la pesquería cerquera sobre plantados.

Table J-1. Incidental dolphin mortalities in numbers of individuals (Num) and average weights in metric tons (t) by stock in the eastern Pacific Ocean caused by the large vessel purse-seine fishery with a carrying capacity >363 t from 1993–2020. Data for 2020 are considered preliminary.

Tabla J-1. Mortalidades incidentales de delfines, en número de individuos (Núm.) y peso promedio en toneladas (t), por población, en el océano Pacífico oriental ocasionadas por la pesquería cerquera de buques grandes con una capacidad de acarreo >363 t de 1993-2020. Los datos de 2020 se consideran preliminares.

Year	<i>Stenella attenuata</i>				<i>Stenella longirostris</i>				<i>Delphinus delphis</i>						Other dolphins	
	Offshore ¹		Western-south- ern		Eastern		Whitebelly		Northern		Common Central		Southern			
	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt	Num	Wt
1993	1,112	56.3	773	44.4	725	34.4	437	22.5	139	9.1	230	15.1	0	0.0	185	8.0
1994	847	42.9	1,228	70.6	828	39.3	640	32.9	85	5.6	170	11.1	0	0.0	298	12.0
1995	952	48.2	859	49.4	654	31.0	436	22.4	9	<1	192	12.6	0	0.0	173	13.0
1996	818	41.4	545	31.3	450	21.3	447	23.0	77	5.0	51	3.3	30	2.0	129	5.0
1997	721	36.5	1,044	60.0	391	18.5	498	25.6	9	<1	114	7.5	58	3.8	170	14.0
1998	298	15.1	341	19.6	422	20.0	249	12.8	261	17.1	172	11.3	33	2.2	100	8.0
1999	358	18.1	253	14.5	363	17.2	192	9.9	85	5.6	34	2.2	1	<1	62	4.0
2000	295	14.9	435	25.0	275	13.0	262	13.5	54	3.5	223	14.6	10	<1	82	5.0
2001	592	30.0	315	18.1	470	22.3	374	19.2	94	6.2	205	13.4	46	3.0	44	<1
2002	435	22.0	203	11.7	403	19.1	182	9.4	69	4.5	155	10.2	3	<1	49	3.0
2003	288	14.6	335	19.3	290	13.8	170	8.7	133	8.7	140	9.2	97	6.4	39	3.0
2004	261	13.2	256	14.7	223	10.6	214	11.0	156	10.2	97	6.4	225	14.7	37	<1
2005	273	13.8	100	5.8	275	13.0	108	5.6	114	7.5	57	3.7	154	10.1	70	3.0
2006	147	7.4	135	7.8	160	7.6	144	7.4	129	8.4	86	5.6	40	2.6	45	2.0
2007	189	9.6	116	6.7	175	8.3	113	5.8	55	3.6	69	4.5	95	6.2	26	<1
2008	184	9.3	167	9.6	349	16.6	171	8.8	104	6.8	14	<1	137	9.0	43	3.0
2009	266	13.5	254	14.6	288	13.7	222	11.4	109	7.1	30	2.0	49	3.2	21	<1
2010	170	8.6	135	7.8	510	24.2	92	4.7	124	8.1	116	7.6	8	<1	15	<1
2011	172	8.7	124	7.1	467	22.1	139	7.1	35	2.3	12	<1	9	<1	28	2.0
2012	151	7.6	187	10.8	324	15.4	107	5.5	49	3.2	4	<1	30	2.0	18	0.0
2013	158	8.0	145	8.3	303	14.4	111	5.7	69	4.5	0	0.0	8	<1	7	<1
2014	181	9.2	168	9.7	356	16.9	183	9.4	49	3.2	13	<1	9	<1	16	<1
2015	191	9.7	158	9.1	196	9.3	139	7.1	43	2.8	21	1.4	12	<1	5	<1
2016	127	6.4	111	6.4	243	11.5	89	4.6	82	5.4	36	2.4	9	<1	5	<1
2017	85	4.3	183	10.5	266	12.6	95	4.9	26	1.7	9	<1	16	1.0	3	<1
2018	99	5.0	197	11.3	252	12.0	205	10.5	41	2.7	1	<1	18	1.2	6	<1
2019	104	5.3	220	12.7	269	12.8	143	7.4	25	1.6	3	<1	2	<1	12	<1
2020	105	5.3	154	8.9	251	11.9	138	7.1	1	<1	17	1.1	3	<1	20	1.1
Total	9,579	485.2	9,141	525.6	10,178	482.7	6,300	323.9	2,226	145.8	2,271	148.8	1,102	72.2	1,708	94.8

¹Estimates for offshore spotted dolphins include mortalities of coastal spotted dolphins

Table J-2. Estimated number of turtle interactions and mortalities by observers onboard purse-seine size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Data for 2020 are considered preliminary.

Tabla J-2. Número estimado de mortalidades e interacciones de tortugas por observadores a bordo de buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Los datos de 2020 se consideran preliminares.

Year	<i>Lepidochelys olivacea</i> , olive ridley						<i>Chelonia agassizii</i> , <i>Chelonia mydas</i> , eastern Pacific green						<i>Caretta caretta</i> , loggerhead					
	Interactions			Mortalities			Interactions			Mortalities			Interactions			Mortalities		
	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	285	376	102	24	41	13	54	220	18	2	13	0	3	51	2	0	4	0
1994	455	114	137	50	17	13	132	170	12	7	9	0	6	15	2	0	2	0
1995	537	89	117	66	11	14	181	196	8	10	2	1	9	52	3	0	2	0
1996	520	97	96	47	9	9	138	63	4	11	1	0	12	18	2	0	0	0
1997	544	439	112	54	33	7	164	59	16	8	3	2	7	38	3	1	3	1
1998	649	116	209	66	22	20	141	13	20	7	1	1	15	5	4	1	0	0
1999	1005	140	160	82	18	9	130	16	21	5	2	4	9	9	2	1	3	0
2000	463	248	139	46	29	11	93	17	5	6	0	0	4	6	1	2	0	0
2001	802	162	136	51	11	4	164	24	8	6	2	0	10	1	2	1	0	0
2002	767	97	165	23	3	7	110	11	15	3	0	0	14	5	8	0	0	0
2003	762	147	168	16	4	3	107	25	15	0	0	0	14	4	6	0	0	0
2004	624	110	120	8	3	2	65	38	8	0	0	0	10	11	13	0	0	0
2005	606	872	249	7	6	4	101	122	21	1	1	0	5	15	14	0	0	0
2006	595	337	140	8	4	3	106	119	23	2	0	0	39	19	14	1	0	0
2007	450	494	210	6	1	3	83	56	31	0	1	0	56	38	12	1	0	0
2008	408	27	147	4	0	0	54	20	12	0	0	0	45	5	12	1	0	0
2009	464	30	110	10	0	2	56	12	19	1	0	0	30	5	20	0	0	0
2010	424	128	212	4	3	1	71	20	23	0	2	0	34	24	23	1	0	0
2011	502	96	115	6	0	1	70	89	25	1	1	0	29	46	16	0	1	0
2012	388	53	91	5	0	0	77	42	5	0	0	0	19	19	17	0	0	0
2013	454	20	66	7	1	0	61	10	7	1	0	0	24	9	8	0	0	0
2014	304	19	83	3	0	0	69	16	10	0	0	0	27	1	4	1	0	0
2015	195	49	78	2	0	1	54	12	21	0	0	0	28	6	13	0	0	0
2016	333	49	113	4	0	0	78	35	17	0	0	0	19	21	9	0	0	0
2017	285	24	72	2	0	1	39	21	34	0	0	0	31	20	7	0	0	0
2018	150	5	147	2	0	0	50	24	96	2	0	0	17	7	4	0	0	0
2019	170	28	129	1	0	0	72	13	10	0	0	0	14	46	9	0	0	0
2020	89	14	194	0	0	0	29	4	9	0	0	0	17	3	3	0	0	0
Total	13,231	4,381	3,818	605	215	129	2,547	1,468	513	73	38	8	547	499	233	11	14	1

Table J-2 continued

Year	<i>Eretmochelys imbricata</i> , hawksbill						<i>Dermochelys coriacea</i> , leatherback						Unidentified turtles					
	Interactions			Mortalities			Interactions			Mortalities			Interactions			Mortalities		
	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	1	1	2	0	0	0	2	0	3	0	0	0	66	89	38	3	16	2
1994	5	5	4	0	2	0	3	2	0	1	0	0	151	27	83	34	2	9
1995	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130	27	52	24	7	3
1996	8	0	6	0	0	1	5	0	0	0	0	0	151	58	37	30	6	2
1997	4	2	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0	180	72	46	25	15	2
1998	7	0	3	3	0	0	1	2	1	0	0	0	121	24	97	26	8	7
1999	4	5	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	202	28	65	39	4	3
2000	4	1	3	1	0	0	1	1	1	0	0	0	92	68	74	17	9	2
2001	5	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	206	43	96	22	14	5
2002	8	1	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	175	33	82	6	5	2
2003	6	1	6	0	0	0	0	1	1	0	0	0	169	40	117	5	0	3
2004	12	4	3	0	0	0	1	4	4	0	0	0	151	53	48	4	2	0
2005	1	2	9	0	0	0	1	1	3	0	0	0	103	126	73	4	7	1
2006	12	11	4	0	0	0	1	3	2	0	0	0	184	64	77	1	0	0
2007	9	8	2	1	2	0	3	2	2	0	0	0	130	240	191	7	0	2
2008	7	0	12	0	0	0	2	3	2	0	0	0	182	18	107	1	0	0
2009	8	0	6	0	0	0	1	0	2	0	0	0	141	16	95	3	1	1
2010	11	0	4	1	0	0	3	0	0	0	0	0	122	24	187	3	1	1
2011	5	5	4	0	0	0	1	1	1	0	0	0	125	28	63	0	1	0
2012	4	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	99	19	40	3	0	0
2013	7	0	2	1	0	0	1	2	2	0	0	0	175	13	51	2	0	0
2014	7	1	2	0	0	1	7	1	2	0	0	0	132	18	53	1	0	0
2015	2	1	2	0	0	0	4	2	0	0	0	0	174	152	42	0	4	0
2016	14	3	5	0	0	0	2	1	0	0	0	0	307	59	120	2	0	0
2017	7	3	5	0	0	0	2	1	1	0	0	0	243	43	83	0	0	0
2018	7	2	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	160	22	169	0	0	0
2019	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193	155	59	0	1	0
2020	5	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	107	8	41	1	0	1
Total	183	62	94	9	4	3	51	31	30	1	0	0	4,371	1,565	2,285	264	103	47

Table J-3. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of sharks by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) and minimum reported longline (LL) catches of sharks (gross-annual removals in t) (1993–2019, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 (longline) and 2020 (purse-seine) are considered preliminary. “Other sharks” include whale shark (*Rhincodon typus*), basking shark (*Cetorhinus maximus*) and unidentified sharks (*Euselachii*).

Tabla J-3. Capturas cerqueras estimadas de tiburones, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de tiburones (extracciones anuales brutas en t) (1993–2019, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 (palangre) y 2020 (cerco) se consideran preliminares. “Otros tiburones” incluyen el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) y tiburones (*Euselachii*) no identificados.

Year	Carcharhinidae															
	<i>Carcharhinus falciformis</i> , silky shark				<i>Carcharhinus longimanus</i> , oceanic whitetip				<i>Prionace glauca</i> , blue shark				Other Carcharhinidae, requiem sharks			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	447	360	51	-	44	18	9	-	<1	2	<1	360	2	5	3	-
1994	439	244	38	-	119	9	4	-	<1	1	<1	209	24	14	5	-
1995	471	120	162	-	200	36	18	-	<1	5	<1	280	4	2	11	-
1996	442	107	47	-	209	5	12	-	2	<1	<1	606	12	<1	7	-
1997	843	188	42	-	236	11	6	-	2	<1	<1	425	18	3	5	-
1998	710	59	171	-	211	7	5	-	1	<1	<1	1,164	4	<1	<1	-
1999	460	100	74	-	163	7	2	-	<1	<1	<1	2,185	9	<1	<1	-
2000	308	97	30	-	98	9	2	-	<1	<1	<1	2,112	5	<1	<1	-
2001	399	76	53	-	96	<1	<1	-	4	<1	<1	2,304	9	<1	-	-
2002	291	142	35	-	31	6	<1	<1	1	<1	<1	2,356	4	17	<1	-
2003	320	102	59	-	19	<1	<1	-	<1	<1	<1	2,054	7	6	<1	-
2004	247	68	76	-	9	<1	<1	<1	<1	<1	-	2,325	5	3	<1	-
2005	322	41	51	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	2,825	4	2	3	-
2006	361	46	27	13,053	5	<1	<1	46	<1	1	<1	1,341	13	3	8	280
2007	316	156	41	12,771	2	-	<1	136	<1	1	-	3,169	8	24	11	419
2008	577	27	25	11,205	2	-	<1	55	<1	1	<1	6,838	11	<1	1	741
2009	339	31	33	14,042	4	<1	<1	294	<1	<1	<1	6,678	29	4	20	431
2010	347	66	70	12,510	2	-	<1	94	<1	1	1	10,130	17	10	21	4,259
2011	266	26	55	12,866	2	-	<1	63	<1	<1	1	13,863	20	6	4	4,730
2012	200	33	52	10,585	<1	<1	-	1	<1	2	<1	12,565	8	<1	1	4,082
2013	212	55	38	14,762	<1	<1	-	5	<1	<1	1	12,237	12	2	3	753
2014	422	68	45	5,511	2	-	-	25	1	<1	<1	10,728	13	<1	5	1,515
2015	540	133	48	5,690	3	<1	<1	647	<1	<1	<1	13,194	31	7	2	1,901
2016	488	36	63	9,610	5	<1	<1	755	<1	2	1	12,381	35	<1	3	2,755
2017	665	12	21	15,893	4	<1	<1	3	<1	<1	-	10,931	54	<1	2	2,562
2018	397	12	16	15,072	3	-	<1	19	<1	<1	<1	12,394	28	3	1	1,360
2019	392	13	25	2,600	5	<1	<1	-	<1	<1	<1	11,012	26	4	6	10
2020	332	12	14	*	4	-	<1	*	<1	<1	-	*	87	5	4	*
Total	11,556	2,431	1,462	156,170	1,482	111	64	2143	19	24	9	156,668	498	128	130	25,799

Table J-3 Continued

Year	Sphyrnidae															
	<i>Sphyrna zygaena</i> , smooth hammerhead				<i>Sphyrna lewini</i> , scalloped hammerhead				<i>Sphyrna mokarran</i> , great hammerhead				<i>Sphyrna</i> spp., hammerheads, nei			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	<1	-	-	<1	1	-	-	<1	-	-	-	41	17	8	-
1994	1	2	<1	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	102	24	2	-
1995	2	2	-	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	71	15	4	-
1996	4	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	87	39	5	-
1997	21	2	<1	-	10	3	<1	-	1	<1	<1	-	63	10	3	-
1998	18	5	1	-	8	9	<1	-	3	<1	3	-	37	12	5	-
1999	21	3	<1	-	16	3	1	-	1	<1	<1	-	18	5	3	-
2000	11	4	<1	-	7	15	1	-	7	<1	<1	-	7	2	7	-
2001	24	1	<1	-	12	1	<1	-	5	-	<1	-	23	<1	1	-
2002	24	3	1	-	47	<1	1	-	7	-	<1	-	46	4	2	-
2003	49	6	1	-	38	3	3	-	13	<1	<1	-	52	3	2	-
2004	51	11	3	-	25	3	2	-	3	<1	<1	-	60	2	<1	-
2005	34	2	<1	-	25	10	3	-	2	-	<1	-	19	<1	<1	<1
2006	33	6	2	58	19	3	1	-	1	<1	<1	-	3	<1	<1	5
2007	27	5	<1	200	12	3	1	<1	-	<1	<1	-	1	1	<1	43
2008	16	<1	<1	381	16	11	<1	64	<1	-	<1	-	6	<1	1	42
2009	22	<1	<1	423	13	2	1	50	<1	-	-	-	5	1	<1	22
2010	28	1	2	508	13	1	1	143	<1	-	<1	-	3	<1	<1	118
2011	49	2	2	443	13	6	2	191	3	<1	<1	-	12	<1	1	131
2012	32	2	<1	118	9	4	<1	89	<1	<1	<1	-	5	2	1	130
2013	47	2	<1	311	22	2	<1	87	<1	<1	<1	-	9	1	<1	296
2014	35	<1	<1	593	23	2	<1	5	1	<1	<1	-	14	<1	<1	208
2015	32	1	<1	1,961	9	<1	<1	11	<1	<1	-	-	9	<1	<1	392
2016	24	1	<1	4,052	12	1	<1	6	5	<1	-	-	11	1	<1	338
2017	11	<1	<1	3,495	8	3	<1	83	<1	<1	<1	-	6	<1	<1	197
2018	11	<1	<1	851	7	<1	<1	<1	<1	-	-	-	6	<1	<1	173
2019	17	<1	<1	33	11	2	<1	42	1	-	<1	-	5	<1	<1	5
2020	7	<1	<1	*	13	<1	<1	*	<1	-	<1	*	5	<1	<1	*
Total	652	68	22	13,427	392	96	26	773	59	4	5	-	724	146	52	2,101

Table J- 3 Continued

Year	Alopiidae															
	<i>Alopias pelagicus</i> , pelagic thresher				<i>Alopias superciliosus</i> , bigeye thresher				<i>Alopias vulpinus</i> , thresher shark				<i>Alopias</i> spp., thresher shark, nei			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	2	<1	-	<1	2	3	-	-	<1	-	-	2	7	1	14
1994	-	<1	<1	-	-	6	<1	-	-	3	<1	-	<1	11	3	87
1995	<1	<1	<1	-	<1	2	<1	-	<1	1	1	-	1	6	3	200
1996	-	1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	2	4	28
1997	<1	<1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	<1	5
1998	<1	2	<1	-	<1	4	1	-	<1	2	<1	-	<1	5	3	5
1999	<1	4	2	-	<1	1	6	-	<1	<1	<1	-	<1	3	2	5
2000	<1	<1	<1	-	<1	8	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	6	64
2001	<1	<1	<1	-	<1	4	2	-	<1	<1	<1	-	<1	4	1	172
2002	<1	<1	<1	-	2	8	1	-	<1	2	<1	-	<1	6	4	88
2003	1	5	3	-	<1	8	6	-	<1	<1	<1	-	<1	4	3	134
2004	6	3	2	-	<1	16	1	-	<1	2	<1	-	<1	4	2	43
2005	1	3	2	-	<1	6	3	-	<1	1	2	-	<1	<1	<1	12
2006	2	23	2	-	<1	22	3	187	<1	7	<1	60	<1	3	<1	8
2007	3	3	6	1,133	2	3	3	115	<1	<1	<1	35	<1	1	1	15
2008	1	3	3	4,323	<1	3	3	240	<1	2	<1	38	<1	1	2	17
2009	<1	<1	1	4,909	<1	<1	2	343	<1	<1	<1	76	<1	<1	1	4
2010	<1	<1	3	7,828	<1	<1	2	373	1	<1	<1	34	<1	<1	1	389
2011	<1	2	2	7,302	<1	2	2	458	<1	<1	<1	61	<1	1	<1	430
2012	<1	1	2	7	<1	1	2	326	<1	<1	<1	86	<1	1	<1	526
2013	<1	<1	3	46	<1	<1	2	543	<1	<1	<1	49	<1	<1	1	109
2014	<1	1	2	36	<1	3	2	636	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1	850
2015	<1	2	1	463	<1	1	<1	859	<1	-	<1	13	<1	<1	<1	283
2016	<1	2	3	1,045	<1	<1	4	944	<1	1	<1	549	<1	<1	1	96
2017	<1	<1	<1	582	<1	<1	<1	1,148	-	<1	<1	1,682	<1	<1	<1	153
2018	<1	2	<1	464	<1	<1	<1	32	<1	<1	<1	1,684	<1	<1	<1	39
2019	1	<1	<1	444	<1	<1	<1	17	-	-	<1	1	<1	<1	<1	31
2020	<1	<1	2	*	<1	<1	<1	*	-	-	<1	*	<1	<1	<1	*
Total	22	65	45	28,582	17	108	54	6,220	5	28	13	4,370	14	69	46	3,806

Table J-3 Continued

Year	Lamnidae								Triakidae				Other sharks				All sharks			
	<i>Isurus</i> spp., mako sharks				Lamnidae spp., mackerel sharks, porbeagles nei				Triakidae spp., houndsharks, nei											
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine							
OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	<1	2	<1	383	-	<1	-	-	-	-	-	-	84	19	14	271	623	438	90	1,028
1994	2	<1	<1	156	-	-	-	-	-	-	-	-	69	47	7	782	759	367	62	1,234
1995	2	<1	<1	216	-	-	-	-	-	-	-	-	103	29	13	226	856	220	213	922
1996	1	<1	<1	318	-	-	-	-	-	-	-	-	69	41	34	168	830	202	110	1,120
1997	2	1	-	361	-	-	-	-	-	-	-	-	88	4	2	166	1,287	230	62	956
1998	1	<1	<1	693	-	-	-	-	-	-	-	-	90	10	6	237	1,085	116	198	2,099
1999	<1	<1	<1	460	-	-	-	-	-	-	-	-	50	12	4	3,347	739	140	97	5,997
2000	2	<1	-	502	-	-	-	-	-	-	-	-	21	67	178	5,740	466	207	227	8,418
2001	2	<1	<1	1,168	-	-	-	-	-	-	-	-	29	4	2	8,896	605	94	62	12,540
2002	4	<1	<1	1,131	-	-	-	-	-	-	-	1,484	40	11	3	7,339	497	201	51	12,398
2003	2	<1	<1	1,156	-	-	-	-	-	-	-	1,287	12	37	4	9,866	516	177	83	14,498
2004	1	<1	<1	1,374	-	-	-	-	-	-	-	846	36	10	5	6,684	446	125	95	11,273
2005	1	2	<1	1,367	-	-	-	-	-	-	-	838	5	1	1	7,075	417	71	67	12,117
2006	2	4	<1	95	-	-	-	2	-	-	-	674	8	<1	<1	4,770	449	118	46	20,579
2007	2	2	-	181	-	-	-	1	-	-	-	996	5	3	1	5,786	380	203	67	25,000
2008	<1	2	<1	707	-	-	-	1	-	-	-	1,398	12	<1	2	4,091	644	52	40	30,141
2009	1	<1	<1	534	-	-	-	7	-	-	-	695	19	3	1	2,478	434	46	63	30,988
2010	3	<1	<1	1,901	-	-	-	<1	-	-	-	<1	17	4	2	2,246	433	87	104	40,533
2011	3	2	<1	2,802	-	-	-	26	-	-	-	7	30	<1	<1	2,074	401	51	72	45,449
2012	2	2	<1	2,120	-	-	-	12	-	-	-	-	10	<1	<1	1,242	272	50	62	31,889
2013	1	<1	<1	2,121	-	-	-	44	-	-	-	211	45	2	<1	1,517	351	67	49	33,090
2014	2	<1	<1	2,778	-	-	-	51	-	-	-	4,067	24	<1	<1	2,075	540	78	56	29,082
2015	<1	<1	<1	3,118	-	-	-	79	-	-	-	621	18	3	3	10,593	645	151	58	39,823
2016	1	<1	<1	2,476	-	-	-	91	-	-	-	538	19	3	<1	2,245	602	50	78	37,880
2017	<1	<1	-	3,108	-	-	-	95	-	-	-	986	16	1	<1	1,263	766	21	27	42,180
2018	2	<1	<1	2,883	-	-	-	86	-	-	-	729	5	<1	<1	1,156	460	21	20	36,944
2019	<1	<1	<1	1,927	-	-	-	<1	-	-	-	-	6	<1	<1	12	465	23	34	16,136
2020	2	<1	-	*	-	-	-	*	-	-	-	*	3	2	<1	*	454	21	23	*
Total	46	27	4	36,036	-	<1	-	497	-	-	-	15,378	934	318	287	92,344	16,420	3,625	2,217	544,313

Table J-4. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of rays by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) and minimum reported longline (LL) catches of rays (gross-annual removals in t) (1993–2019, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 (longline) and 2020 (purse-seine) are considered preliminary. “Other rays” include Chilean torpedo (*Torpedo tremens*), Pacific cownose (*Rhinoptera steindachneri*), and unidentified eagle rays (Myliobatidae).

Tabla J-4. Capturas cerqueras estimadas de rayas, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de rayas (extracciones anuales brutas en t) (1993–2019, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 (palangre) y 2020 (cerco) se consideran preliminares. “Otras rayas” incluyen la raya temblara (*Torpedo tremens*), raya gavián dorado (*Rhinoptera steindachneri*), y águilas de mar (Myliobatidae) no identificadas.

Year	Mobulidae																			
	<i>Mobula thurstoni</i> , smoothtail manta				<i>Mobula mobular</i> , spinetail manta				<i>Mobula munkiana</i> , munk's devil ray				<i>Mobula tarapacana</i> , chilean devil ray				<i>Mobula birostris</i> , giant manta			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1998	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	19	<1	-
1999	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	10	<1	-
2000	1	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	5	<1	-
2001	<1	7	2	-	<1	<1	1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	-	1	3	<1	-
2002	<1	17	2	-	<1	<1	7	-	<1	<1	<1	-	<1	1	<1	-	1	4	1	-
2003	<1	25	5	-	<1	4	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	<1	6	<1	-
2004	<1	15	3	-	<1	2	4	-	-	<1	<1	-	<1	2	<1	-	1	3	4	-
2005	<1	3	6	-	1	9	8	-	-	<1	<1	-	<1	4	7	-	3	14	21	-
2006	<1	18	2	-	2	36	14	-	-	2	<1	-	<1	6	3	-	10	16	128	-
2007	<1	2	4	-	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	2	4	2	-	<1	11	4	-
2008	<1	5	2	-	2	18	5	-	<1	3	<1	-	<1	24	3	-	2	32	10	-
2009	<1	1	3	-	1	4	20	-	<1	1	<1	6	<1	<1	8	-	<1	5	3	-
2010	2	5	5	-	2	26	25	-	<1	1	<1	118	<1	1	8	-	1	29	<1	-
2011	<1	14	<1	-	1	5	10	-	<1	1	<1	-	<1	3	7	-	3	4	<1	-
2012	<1	38	1	-	4	20	3	-	<1	1	<1	-	<1	7	1	-	3	24	7	-
2013	<1	6	2	-	1	9	5	-	<1	1	<1	-	<1	3	1	-	<1	10	13	-
2014	<1	<1	3	-	16	6	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	-	-
2015	<1	2	3	-	3	1	24	-	<1	<1	1	-	1	2	6	-	<1	10	<1	-
2016	<1	<1	5	-	<1	2	9	-	<1	2	2	-	1	2	2	-	4	18	2	-
2017	<1	<1	1	-	3	1	1	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	5	33	<1	-
2018	<1	1	<1	-	3	4	4	-	<1	<1	<1	-	1	<1	<1	-	5	4	<1	-
2019	<1	5	<1	-	2	12	4	-	<1	-	<1	-	3	<1	1	-	<1	5	3	-
2020	<1	<1	<1	*	2	10	2	*	<1	-	<1	*	<1	<1	<1	*	4	-	<1	*
Total	12	172	53	-	46	180	162	-	2	15	10	-	16	64	54	-	55	272	201	-

Table J-4 Continued

	Mobulidae				Dasyatidae								Other rays				All rays			
	Mobulidae spp., mobulid rays, nei				<i>Pteroplatytrygon violacea</i> , pelagic stingray				Dasyatidae spp., stingrays, nei											
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	9	213	27	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	219	27	-
1994	3	73	19	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	77	20	-
1995	3	29	30	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	30	30	-
1996	4	73	16	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	74	16	-
1997	5	41	17	-	<1	<1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	42	20	-
1998	5	228	18	-	<1	<1	<1	-	-	3	-	-	<1	<1	-	-	7	251	20	-
1999	8	84	16	-	<1	1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	96	17	-
2000	2	94	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	104	27	-
2001	3	20	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	30	27	-
2002	2	69	37	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	6	92	48	-
2003	9	61	37	-	<1	25	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	121	44	-
2004	4	46	19	-	<1	<1	<1	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	6	75	31	-
2005	2	19	11	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	31	-	-	8	80	53	-
2006	3	23	14	-	<1	<1	<1	-	<1	12	<1	-	-	-	3	-	16	115	166	-
2007	2	12	12	-	<1	<1	<1	-	<1	3	<1	2	-	<1	-	-	8	44	35	2
2008	3	10	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	2	-	-	-	-	8	93	27	2
2009	2	7	15	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	8	-	-	-	-	6	19	50	13
2010	7	20	17	-	<1	<1	2	-	<1	-	<1	3	-	20	-	-	13	103	58	121
2011	1	11	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	<1	-	<1	-	-	7	40	25	<1
2012	1	10	3	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	9	100	16	-
2013	<1	6	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	1	-	5	36	28	-
2014	1	4	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	20	17	11	-
2015	1	4	9	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	1	-	-	-	-	7	20	46	1
2016	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	10	37	32	-
2017	7	20	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	18	56	11	-
2018	6	5	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	17	15	12	-
2019	4	16	8	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	<1	<1	-	11	40	18	-
2020	4	5	9	*	<1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	-	-	-	*	11	15	14	*
Total	104	1,214	420	-	10	42	16	-	4	27	7	16	<1	52	5	-	249	2,039	928	-

Table J-5. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of large fishes by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) and minimum reported longline (LL) catches of large fishes (gross-annual removals in t) (1993–2019, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 (longline) and 2020 (purse-seine) are considered preliminary. “Other large fishes” include unidentified mackerels (Scombridae), luvar (*Luvarus imperialis*), and large fishes nei (not elsewhere identified).

Tabla J-5. Capturas cerqueras estimadas de peces grandes, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces grandes (extracciones anuales brutas en t) (1993–2019, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 (palangre) y 2020 (cerco) se consideran preliminares. “Otros peces grandes” incluyen caballas (Scombridae) no identificadas, pez emperador (*Luvarus imperialis*), y peces grandes nep (no identificados en otra parte).

Year	Coryphaenidae				Scombridae				Carangidae											
	Coryphaenidae spp., dorado				Acanthocybium solandri, wahoo				Elagatis bipinnulata, rainbow runner				<i>Seriola</i> spp., amberjacks, nei				<i>Caranx</i> spp., jacks, crevalles, nei			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	702	14	<1	17	152	11	<1	2	16	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	1,221	20	<1	46	472	1	1	<1	14	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-
1995	1,071	22	3	39	379	<1	<1	1	11	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-
1996	1,312	18	<1	43	271	<1	<1	1	28	3	<1	-	4	-	-	-	-	-	-	-
1997	1,225	12	<1	6,866	475	3	1	<1	60	2	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
1998	816	18	<1	2,528	396	<1	4	2	93	<1	<1	-	4	-	-	-	<1	-	-	-
1999	1,238	4	<1	6,283	161	<1	<1	2	110	<1	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2000	1,437	51	2	3,537	277	2	<1	2	53	5	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2001	2,202	17	3	15,942	1,023	2	<1	6	90	<1	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
2002	1,815	8	<1	9,464	571	<1	<1	18	94	1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	-	-	-
2003	894	11	1	5,301	428	<1	<1	164	108	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-
2004	1,018	17	1	3,986	380	<1	<1	155	62	<1	-	-	56	9	<1	1	2	<1	-	-
2005	972	75	1	3,854	420	<1	<1	155	66	<1	<1	-	26	2	<1	-	2	1	-	-
2006	1,197	58	<1	3,408	424	1	<1	167	73	<1	<1	-	53	8	<1	-	10	220	<1	-
2007	1,235	47	1	6,907	421	2	<1	221	157	<1	-	-	18	80	<1	-	1	11	-	-
2008	1,112	17	2	15,845	249	1	<1	213	40	<1	<1	-	27	<1	-	-	17	18	-	-
2009	1,722	7	<1	17,136	547	<1	<1	336	28	<1	<1	-	13	<1	-	-	11	8	-	-
2010	912	3	<1	9,484	373	1	<1	284	17	<1	<1	-	3	23	-	-	1	48	-	-
2011	1,410	7	<1	12,438	169	2	<1	242	22	<1	-	-	7	33	-	<1	4	14	-	1
2012	1,705	18	<1	17,255	313	<1	<1	230	13	1	-	-	10	7	-	-	2	15	<1	-
2013	1,455	7	<1	11,249	518	1	<1	291	19	<1	-	-	6	<1	<1	-	4	2	<1	-
2014	1,779	9	<1	3,342	517	2	<1	287	15	<1	<1	-	6	2	-	-	3	<1	<1	-
2015	1,167	8	<1	1,206	357	1	<1	285	15	<1	-	-	6	<1	-	-	9	8	<1	-
2016	949	7	<1	446	318	2	<1	321	26	<1	<1	-	12	<1	<1	-	4	<1	8	-
2017	1,557	11	<1	1,804	335	<1	<1	318	18	<1	<1	-	12	5	<1	-	4	12	-	-
2018	1,483	5	5	3,500	230	<1	<1	364	20	<1	-	-	62	<1	-	-	9	<1	-	-
2019	1,208	29	<1	1,540	201	<1	<1	325	21	<1	<1	-	12	4	<1	-	5	<1	-	-
2020	774	4	<1	*	127	<1	<1	*	23	-	<1	*	9	2	-	*	2	<1	<1	*
Total	35,589	525	30	163,466	10,506	42	10	4,393	1,313	19	<1	-	353	176	<1	2	92	360	9	1

Table J-5 Continued

Year	Carangidae				Molidae				Lobotidae				Sphyraenidae				Lampridae			
	<i>Seriola, Caranx spp.</i> , amberjacks, jacks, crevalles, nei				<i>Molidae spp.</i> , molas, nei				<i>Lobotes surinamensis</i> , triple tail				<i>Sphyraenidae spp.</i> , barracudas				<i>Lampris spp.</i> , opahs			
	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL
	OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL	
1993	13	35	<1	-	-	20	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
1994	19	6	<1	-	1	3	2	-	<1	-	-	-	<1	34	-	-	-	-	-	23
1995	17	19	-	-	2	4	<1	-	<1	<1	-	-	<1	3	-	-	-	-	-	33
1996	29	153	-	-	5	6	<1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	33
1997	68	16	3	-	5	4	3	-	1	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	40
1998	72	7	<1	-	2	2	1	-	16	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	54
1999	52	46	-	-	2	5	1	-	8	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68
2000	29	19	<1	4	2	4	1	-	4	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	88
2001	70	<1	<1	18	6	2	1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	73
2002	26	9	<1	15	6	2	1	-	3	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	6
2003	43	<1	<1	54	<1	4	<1	-	3	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	132
2004	8	7	<1	-	6	<1	1	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	139
2005	1	<1	-	-	2	9	2	-	7	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	159
2006	29	-	-	-	26	14	2	-	9	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	109
2007	2	2	-	6	9	8	2	-	3	<1	<1	-	<1	1	-	-	-	-	-	370
2008	4	-	-	5	9	6	4	-	2	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	308
2009	3	<1	<1	10	6	5	1	-	7	<1	<1	-	1	<1	-	-	-	-	-	488
2010	<1	4	-	8	9	44	1	-	<1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	539
2011	<1	4	-	7	4	113	<1	-	3	<1	-	-	<1	2	<1	8	-	-	-	539
2012	7	1	-	1	9	12	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	425
2013	2	<1	-	<1	9	28	2	-	2	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	648
2014	2	2	-	11	3	9	1	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	818
2015	2	-	<1	11	6	12	1	87	2	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	1,039
2016	7	5	<1	11	10	7	<1	275	2	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	741
2017	4	4	-	-	8	4	<1	<1	5	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	827
2018	2	-	-	-	5	2	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	1,038
2019	3	<1	-	-	2	6	<1	-	2	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	<1	681
2020	<1	1	-	*	1	<1	<1	*	2	<1	-	*	<1	-	-	*	-	-	-	*
Total	516	340	5	162	157	335	34	362	93	<1	<1	-	9	41	<1	8	-	<1	<1	9,419

Table J-5 Continued

Year	<i>Gempylidae spp., snake mackerels, nei</i>				<i>Bramidae spp., pomfrets, nei</i>				Other large fishes				Unidentified fishes				All fishes			
	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL	Purse seine			LL
	OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL		OBJ	NOA	DEL	
1993	-	-	-	-	-	-	-	<1	3	<1	<1	-	<1	-	<1	183	887	79	1	203
1994	-	-	-	-	-	-	-	2	3	87	<1	-	<1	<1	12	250	1,731	152	16	321
1995	-	-	-	-	-	-	-	2	<1	3	<1	-	3	1	<1	209	1,485	53	4	285
1996	-	-	-	-	-	-	-	2	3	125	<1	-	3	<1	<1	456	1,655	306	1	535
1997	-	-	-	-	-	-	-	6	7	5	<1	-	7	2	-	847	1,850	44	7	7,760
1998	-	-	-	-	-	-	-	9	13	10	<1	-	7	<1	<1	1,338	1,420	38	7	3,931
1999	-	-	-	-	-	-	-	3	4	54	<1	-	22	4	<1	974	1,599	114	2	7,330
2000	-	-	-	-	-	-	-	4	1	1	-	-	1	<1	<1	1,485	1,804	82	4	5,119
2001	-	-	-	-	-	-	-	5	2	9	<1	-	3	<1	<1	1,720	3,398	30	4	17,763
2002	-	-	-	-	-	-	-	<1	2	<1	<1	-	2	6	<1	1,895	2,521	27	2	11,399
2003	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	-	-	2	2	-	4,386	1,484	19	2	10,037
2004	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	<1	-	10	<1	<1	377	1,548	35	3	4,658
2005	-	-	-	-	-	-	-	18	<1	<1	<1	-	3	<1	<1	303	1,501	89	3	4,489
2006	-	-	-	18	-	<1	-	17	<1	<1	<1	7	3	<1	<1	285	1,824	302	3	4,011
2007	-	-	-	65	-	-	-	57	1	<1	<1	5	1	5	<1	1,763	1,848	158	4	9,394
2008	-	-	-	144	-	-	-	68	1	<1	<1	-	<1	<1	<1	793	1,462	44	6	17,375
2009	-	-	-	412	-	-	-	56	1	<1	<1	67	2	-	<1	1,077	2,343	21	2	19,581
2010	-	-	-	575	-	-	-	64	<1	-	<1	-	<1	<1	-	879	1,318	122	2	11,833
2011	-	-	-	506	-	<1	-	50	<1	<1	-	15	<1	-	<1	612	1,621	175	<1	14,418
2012	-	-	-	661	-	-	-	61	<1	2	<1	23	1	<1	-	1,293	2,065	57	1	19,949
2013	-	-	-	574	-	-	-	134	<1	<1	<1	36	<1	<1	-	1,112	2,016	40	3	14,045
2014	-	-	-	431	-	-	-	138	<1	<1	-	77	<1	-	-	1,013	2,329	25	2	6,115
2015	-	-	-	321	<1	-	-	172	<1	<1	-	7	2	<1	-	1,367	1,568	30	2	4,495
2016	<1	-	-	730	-	-	-	108	<1	<1	<1	100	<1	1	-	506	1,328	23	9	3,238
2017	-	-	-	258	-	-	-	126	<1	<1	-	62	1	-	-	1,532	1,946	36	1	4,928
2018	-	-	-	227	-	-	-	125	<1	-	-	<1	<1	<1	<1	222	1,816	9	6	5,478
2019	-	-	-	300	-	-	-	80	<1	-	-	25	<1	<1	<1	274	1,455	41	1	3,225
2020	-	-	-	*	-	-	-	*	<1	-	-	*	<1	<1	<1	*	940	9	<1	*
Total	<1	-	-	5,223	<1	<1	-	1,306	56	298	<1	425	75	24	13	27,151	48,759	2,160	101	211,918

Table J-6. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of small forage fishes by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2020) and minimum reported longline (LL) catches of small forage fishes (gross-annual removals in t) (1993–2019, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 (longline) and 2020 (purse seine) are considered preliminary. “Epipelagic forage fishes” include various mackerels and scad (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), Pacific saury (*Cololabis saira*), and tropical two-wing flyingfish (*Exocoetus volitans*). “Other small fishes” include various Tetraodontiformes, driftfishes (Nomeidae), Pacific chub mackerel (*Scomber japonicus*), Pacific tripletail (*Lobotes pacificus*), remoras (Echeneidae), longfin batfish (*Platax teira*), and small fishes not elsewhere identified (nei).

Tabla J-6. Capturas cerqueras estimadas de peces forrajeros pequeños, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2020) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces forrajeros pequeños (extracciones anuales brutas en t) (1993-2019, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 (palangre) y 2020 (cerco) se consideran preliminares. “Peces epipelágicos de forraje” incluyen varias caballas y jureles (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), paparda del Pacífico (*Cololabis saira*), y volador tropical (*Exocoetus volitans*). “Otros peces pequeños” incluyen varios Tetraodontiformes, derivantes (Nomeidae), estornino del Pacífico (*Scomber japonicus*), dormilona del Pacífico (*Lobotes pacificus*), remoras (Echeneidae), pez murciélago teira (*Platax teira*), y peces pequeños (nep) no identificados en otra parte.

Year	Auxis spp., bullet and frigate tunas				Balistidae, Monacanthidae spp., triggerfishes and filefishes				Kyphosidae, sea chubs				Epipelagic forage fishes				Small Carangidae spp., carangids, nei				Other small fishes				
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	1,832	142	2	-	261	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	182	3	4	-	
1994	294	200	2	-	114	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	53	15	2	-	
1995	501	119	6	-	208	4	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	319	4	4	-	
1996	761	234	33	-	113	2	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	55	8	25	-
1997	2,734	623	25	-	219	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	151	12	2	-	
1998	1,033	168	32	-	801	2	1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	91	15	3	-	
1999	2,589	473	29	-	551	3	<1	-	<1	<1	-	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	85	3	2	-	
2000	1,210	181	19	-	168	<1	9	-	2	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	68	8	6	-	
2001	641	38	-	-	426	1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	27	2	<1	-	
2002	1,382	234	248	-	453	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	25	3	<1	-	
2003	944	278	16	-	157	4	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	75	1	1	-	
2004	834	115	24	-	914	7	2	-	8	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-	22	1	<1	-	
2005	1,606	309	6	-	129	<1	<1	-	23	<1	<1	-	6	<1	<1	-	2	<1	<1	-	<1	9	<1	-	
2006	1,300	591	19	-	145	<1	<1	-	79	<1	<1	-	7	1	-	-	2	<1	<1	-	5	1	<1	-	
2007	868	336	18	-	544	1	<1	-	12	<1	<1	-	2	5	-	-	<1	<1	<1	-	4	<1	<1	-	
2008	759	619	2	-	276	7	2	-	68	<1	<1	-	3	<1	-	-	10	<1	-	-	2	<1	<1	-	
2009	303	165	1	-	174	1	<1	-	47	<1	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-	1	<1	<1	-	
2010	474	234	<1	-	69	<1	<1	-	16	-	<1	-	4	<1	<1	-	1	<1	-	-	<1	-	<1	-	
2011	677	97	11	-	31	<1	-	-	48	<1	-	-	2	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-	
2012	173	179	1	-	110	<1	-	-	39	-	-	-	13	12	-	-	<1	<1	-	-	4	2	-	-	
2013	385	77	-	-	228	<1	<1	-	18	-	<1	-	4	-	<1	-	<1	4	<1	-	2	<1	<1	-	
2014	297	30	<1	-	325	<1	<1	-	16	-	-	-	3	<1	<1	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-	
2015	177	64	-	-	140	4	<1	-	5	-	<1	-	6	-	-	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-	
2016	189	23	<1	-	416	2	<1	-	8	-	-	-	21	-	<1	<1	<1	<1	-	-	3	<1	<1	77	
2017	131	172	-	-	83	<1	-	-	8	-	-	-	3	-	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-	
2018	276	172	-	-	54	<1	<1	-	10	-	-	-	5	<1	-	-	<1	-	-	-	<1	<1	<1	-	
2019	182	94	<1	-	57	<1	<1	-	7	<1	<1	-	5	8	<1	-	<1	<1	-	-	<1	5	-	-	
2020	437	43	<1	-	47	<1	<1	-	2	-	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-	
Total	22,990	6,010	495	-	7,212	46	15	-	418	<1	<1	-	88	28	<1	<1	21	6	<1	-	1,182	95	51	77	

Table J-7. Minimum nominal purse-seine catches by set type in metric tons (t) in 2020 for size-class 1–5 vessels with a carrying capacity <363 t as reported by observers in 24% of all trips that carried an observer. Purse-seine set types: floating object (OBJ) and unassociated tuna schools (NOA).

Tabla J-7. Capturas cerqueras nominales mínimas, por tipo de lance, en toneladas (t), en 2020 para buques de clases 1-5 con una capacidad de acarreo <363 t según lo reportado por los observadores en el 24% de todos los viajes que llevaban observador a bordo. Tipo de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ) y atunes no asociados (NOA).

Taxa	Common name	Scientific name	Set type	
			OBJ	NOA
Sharks	Silky shark	<i>Carcharhinus falciformis</i>	17	<1
	Blue shark	<i>Prionace glauca</i>	-	<1
	Other Carcharhinidae	Carcharhinidae spp.	<1	-
	Smooth hammerhead	<i>Sphyrna zygaena</i>	<1	<1
	Scalloped hammerhead	<i>Sphyrna lewini</i>	3	-
	Hammerhead, nei	<i>Sphyrna</i> spp.	<1	-
	Pelagic thresher shark	<i>Alopias pelagicus</i>	<1	-
	Other sharks		<1	-
Rays	Smoothtail manta	<i>Mobula thurstoni</i>	<1	<1
	Spinetail manta	<i>Mobula mobular</i>	<1	1
	Munk's devil ray	<i>Mobula munkiana</i>	-	<1
	Chilean devil ray	<i>Mobula tarapacana</i>	<1	<1
	Giant manta	<i>Mobula birostris</i>	-	<1
	Mobulidae ray, nei	Mobulidae spp.	<1	<1
	Pelagic stingray	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	<1	<1
	Stingray, nei	Dasyatidae spp.	<1	<1
Large fishes	Dorado	Coryphaenidae spp.	88	<1
	Wahoo	<i>Acanthocybium solandri</i>	16	<1
	Rainbow runner	<i>Elagatis bipinnulata</i>	1	-
	Amberjack, nei	<i>Seriola</i> spp.	1	-
	Jacks, crevalles, nei	<i>Caranx</i> spp.	<1	-
	Amberjack, jack, crevalles, nei	<i>Seriola</i> , <i>Caranx</i> spp.	<1	-
	Mola, nei	Molidae spp.	<1	-
	Tripletail	<i>Lobotes surinamensis</i>	<1	<1
	Other large fish		<1	-
Small fishes	Bullet and frigate tunas	<i>Auxis</i> spp.	60	6
	Triggerfishes, filefishes	Balistidae, Monacanthidae spp.	12	<1
	Sea chubs	Kyphosidae spp.	<1	-
	Small carangid, nei	Carangidae spp.	<1	<1
	Epipelagic forage fishes		<1	-

CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

Shane Griffiths y Leanne Fuller

ÍNDICE

1.	Introducción	97
2.	Fuentes de datos.....	98
2.1.	Cerco	99
2.2.	Palangre	100
3.	Interacciones de la pesquería con grupos de especies.....	101
3.1.	Atunes y peces picudos.....	101
3.2.	Mamíferos marinos.....	101
3.3.	Tortugas marinas	101
3.4.	Aves marinas.....	103
3.5.	Tiburones	103
3.6.	Rayas	105
3.7.	Otros peces grandes.....	105
3.8.	Especies de forraje	106
4.	Medio ambiente físico	106
4.1.	Indicadores ambientales.....	106
5.	Identificación de especies en riesgo	110
6.	Dinámica del ecosistema	111
7.	Acontecimientos futuros.....	112
	Agradecimientos	113
	Literatura citada	71
	Figuras.....	73
	Tablas	83

1. INTRODUCCIÓN

Durante las dos últimas décadas, el alcance de la ordenación de muchas pesquerías en todo el mundo se ha ampliado para tener en cuenta los efectos de la pesca de especies no objetivo en particular, y del ecosistema en general. Este enfoque ecosistémico de la ordenación pesquera (EEOP) es importante para mantener la integridad y la productividad de los ecosistemas y, al mismo tiempo, aprovechar al máximo la utilización de los recursos pesqueros de importancia comercial, pero también los servicios del ecosistema que proporcionan beneficios sociales, culturales y económicos a la sociedad humana.

El EEOP se formalizó por primera vez en el *Código de Conducta para la Pesca Responsable* de la FAO (1995), que estipula que “*los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos*” y que las “*medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema o dependientes de ellas o que están asociadas con ellas*”. En 2001, la Declaración de Reikiavik sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino elaboró esos principios con un compromiso de incorporar un enfoque ecosistémico en la ordenación de la pesca.

La Convención de Antigua de la CIAT, que entró en vigor en 2010, está en consonancia con esos instrumentos y principios. El Artículo VII (f) establece que una de las funciones de la CIAT es “*adoptar, en caso*

necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas, con miras a mantener o restablecer las poblaciones de dichas especies por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada". Anteriormente, el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) de 1999 introdujo consideraciones ecosistémicas a la ordenación de las pesquerías atuneras en el OPO. Por consiguiente, durante más de veinte años, la CIAT ha sido consciente de cuestiones ecosistémicas, y ha avanzado hacia un EEOP en muchas de sus decisiones de ordenación (por ejemplo, [SAC-10 INF-B](#)). En el marco del Plan Científico Estratégico (PCE), el personal de la CIAT está llevando a cabo investigaciones ecológicas novedosas e innovadoras encaminadas a obtener los datos y desarrollar las herramientas necesarias para aplicar un EEOP en las pesquerías atuneras del OPO. Las actividades actuales y futuras del personal relacionadas con el ecosistema se resumen en el PCE ([IATTC-93-06a](#)) y en el informe de Actividades e Investigación del Personal (SAC-12-01).

Determinar la sostenibilidad ecológica de las pesquerías atuneras del OPO es un reto importante, dada la amplia gama de especies con diferentes ciclos vitales con las que esas pesquerías interactúan. Si bien se dispone de información relativamente buena sobre las capturas de atunes y peces picudos en toda la pesquería, no ocurre lo mismo con la mayoría de las especies no objetivo (es decir, de captura incidental), especialmente aquellas que son descartadas en el mar o que tienen un bajo valor económico (ver Sección 2). Además, los procesos ambientales que operan en diversas escalas temporales (por ejemplo, El Niño-Oscilación del Sur, la Oscilación Decadal del Pacífico, el calentamiento de los océanos, la anoxia y la acidificación) pueden influir en la abundancia y distribución horizontal y vertical de las especies en distintos grados, lo que a su vez afecta su potencial de interactuar con las pesquerías atuneras.

Se han utilizado puntos de referencia biológicos, basados en estimaciones de la mortalidad por pesca, la biomasa de la población reproductora, el reclutamiento y otros parámetros biológicos, para la ordenación tradicional de especies individuales de las especies objetivo, pero no se dispone de datos fiables de captura y/o biológicos necesarios para determinar esos puntos de referencia, o medidas alternativas de desempeño, para la mayoría de las especies de captura incidental. De manera similar, dada la complejidad de los ecosistemas marinos, no existe un único indicador que pueda representar holísticamente su estructura y dinámica interna y, por lo tanto, pueda usarse para monitorear y detectar los efectos de la pesca y el medio ambiente.

El personal ha presentado un informe de *Consideraciones Ecosistémicas* desde 2003, pero el presente informe es significativamente diferente de sus predecesores, en cuanto a su contenido, estructura y propósito. Su propósito principal es complementar el informe anual sobre la pesquería ([SAC-12-03](#)) con información sobre las especies no objetivo y sobre el efecto de la pesca en el ecosistema, y describir cómo la investigación del ecosistema puede contribuir al asesoramiento de ordenación y al proceso de toma de decisiones. También describe algunos avances importantes recientes en las investigaciones relacionadas con la evaluación de los impactos ecológicos de la pesca y el medio ambiente en el ecosistema del OPO.

2. FUENTES DE DATOS

En el presente informe, las capturas totales estimadas de especies de captura incidental se obtuvieron de los datos de observadores para la pesquería cerquera de buques grandes⁷, las capturas nominales reportadas por la cobertura limitada de observadores a bordo de buques cerqueros pequeños⁸, y las extracciones anuales brutas de la pesquería palangrera se obtuvieron de los datos notificados por los CPC a la CIAT. Se dispuso de datos de la pesquería de cerco hasta 2020, considerándose preliminares los datos de los

⁷ Buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo > 363 t

⁸ Buques con una capacidad de acarreo <363 t

dos últimos años hasta marzo de 2021. Se dispuso de datos de palangre hasta 2019, ya que la fecha límite para la presentación de datos del año anterior es posterior a la reunión del Comité Científico Asesor. A continuación, se describe detalladamente cada una de las fuentes de datos.

2.1. Cerco

Los datos de la pesquería de cerco se compilan a partir de tres fuentes de datos: 1) datos de observadores de la CIAT y de los Programas Nacionales, 2) datos de las bitácoras de los buques extraídos por el personal de las oficinas regionales de la Comisión en los puertos atuneros de Latinoamérica, y 3) datos de las empresas enlatadoras. Los datos de los observadores de la pesquería de buques grandes (clase 6) son los más completos en cuanto a las especies de captura incidental. Los observadores de la CIAT y los diversos Programas Nacionales proveen datos detallados de captura incidental por especie, captura, disposición y esfuerzo para la posición exacta de pesca (es decir, la latitud y longitud del lance cerquero). Tanto los conjuntos de datos de las bitácoras llenadas por los pescadores como los de las enlatadoras contienen datos muy limitados sobre las especies de captura incidental, ya que la notificación está enfocada principalmente en las especies de atún de importancia comercial. Los datos de bitácora, al igual que los de cerco, incluyen la posición exacta de pesca, pero se registran datos de esfuerzo limitados con una sola entrada por día, independientemente del número de lances realizados. Los datos de las enlatadoras (o de "descarga") no tienen una posición exacta de pesca sino una región geográfica amplia donde se capturó el pescado (por ejemplo, el Pacífico oriental o el Océano Pacífico occidental). Estos datos contienen especies de captura incidental solo si fueron retenidas en una bodega de un buque cerquero durante la operación de pesca.

Los buques cerqueros más pequeños (clases 1-5) no están obligados a llevar observadores. Las principales fuentes de datos no observados son los registros de las bitácoras, los registros de descarga de las enlatadoras, y el muestreo en puerto realizado por el personal de la oficina regional de la CIAT, que se enfocan todos en especies de atunes. Por lo tanto, existe poca información registrada sobre las interacciones con especies de captura incidental por los buques más pequeños. En los últimos años ha aumentado el número de buques pequeños que llevan observadores a bordo. Esto se debe a los requisitos del APICD para la pesca durante los periodos de veda para los buques de cerco de clase 6, el deseo de obtener la certificación de pesquería segura para los delfines (*dolphin safe*), un proyecto piloto actual de la CIAT en el que se prueba la eficacia de las metodologías de monitoreo electrónico ([SAC-11-10](#)), y un programa voluntario de observadores para buques ecuatorianos pequeños que comenzó en 2018. Las estimaciones mínimas de captura derivadas de los datos de observadores para las especies de captura incidental por viajes de buques pequeños se incluyen en este informe ([Tabla J-7](#)) para proporcionar la información básica disponible actualmente para esta pesquería, con el fin de ampliar los informes sobre esta pesquería a medida que se espera que la provisión de datos mejore en el futuro. En 2020, la mayoría de los viajes (76%) realizados por buques pequeños no fueron observados, el 17% fueron del programa voluntario de observadores de Ecuador, el 5% del programa nacional de observadores y el 2% del programa de observadores de la CIAT.

Por lo tanto, en el presente informe nos enfocamos principalmente en el conjunto completo de datos de observadores en buques cerqueros grandes para proporcionar estimaciones de captura de especies de captura incidental. Conforme al programa del APICD, se asigna un observador a un buque de cerco grande antes de cada viaje. Se usan los datos de captura incidental provistos por los observadores para estimar las capturas totales, por tipo de lance (es decir, objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL)). En la Tabla A-7 del Documento [SAC-12-03](#) se muestra el número de lances de cada tipo realizados en el OPO durante 2005-2020

A pesar del requerimiento de observadores, se sabe que se han realizado algunos lances, con base en las bitácoras y otras fuentes, pero no fueron observados. Por ejemplo, al comienzo de la recolección de datos de captura incidental en 1993, se observó alrededor del 46% de los lances, aumentando a 70% en 1994. De 1994 a 2008, el porcentaje promedio de lances observados fue de alrededor 80%. A partir de 2009, se observó casi el 100% de los lances. Se extrapolan⁹ los datos de captura por día tanto para las especies objetivo como para las no objetivo de captura incidental para tener en cuenta estos casos.

2.2. Palangre

La considerable variabilidad en los formatos de notificación de datos de palangre ha dificultado la capacidad del personal de estimar las capturas de especies de captura incidental en el OPO entero ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Los datos de captura incidental de las pesquerías de palangre aquí reportados fueron obtenidos usando datos de extracciones anuales brutas estimados por cada CPC y notificados a la CIAT en forma resumida. Esta es la misma fuente de datos usada para compilar las estimaciones anuales de palangre para los atunes y especies afines principales en [SAC-12-03](#). Debido a que existe incertidumbre en cuanto a si la CIAT está recibiendo todos los datos de captura incidental de la pesquería palangrera de cada CPC, estos datos son considerados incompletos, o "datos de muestra", y por lo tanto son considerados como estimaciones mínimas de captura anual reportada para 1993-2019. Se está llevando a cabo una colaboración por todo el personal para revisar la resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos a fin de mejorar la calidad de la recolección, notificación y análisis de datos para alinearlos con las responsabilidades de la CIAT establecidas en la Convención de Antigua y el PCE (SAC-12-09).

Durante este proceso, el personal pudo determinar que las capturas de tiburones con palangre, notificadas por los CPC, eran varias veces superiores a las capturas anteriormente notificadas para la pesquería palangrera. Una revisión de los datos reveló que una alta proporción de las capturas de tiburones se asignaba a "otras artes" en los [informes anuales de la situación de la pesquería](#) desde 2006, pero que en realidad se capturaron con palangre por CPC costeros. Por lo tanto, la transferencia resultante de los datos de captura de "otras artes" a "palangre" incrementó significativamente las capturas palangreras de tiburones a partir de 2006 (ver Tabla A2c en [SAC-11-03](#)).

La notificación de datos de observadores en palangreros ha mejorado desde que la resolución [C-19-08](#) entró en vigor. El personal ha recibido datos operacionales de observadores detallados por lance individual para varios CPC, aunque el nivel de cobertura por observadores ha sido a menudo inferior a la cobertura obligatoria del 5% del número total de anzuelos o "días efectivos de pesca". Además, para la mayoría de los CPC, la cobertura es significativamente menor que la cobertura del 20% recomendada por el personal, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental, y el Comité Científico Asesor. La eficacia de la cobertura por observadores obligatoria del 5% para evaluar si la cobertura por observadores es representativa de las actividades de la flota total se presenta en el documento BYC-10 INF-D. Aunque los CPC hicieron un

⁹ Los datos observados se agrupan por especie, año, bandera y tipo de lance. El número de lances no observados conocidos se obtiene de las bitácoras y otras fuentes. Además, hay viajes conocidos en el OPO de los cuales el personal no sabe el número y tipo de lances realizados. Por lo tanto, se calcula la captura incidental por día conocida a partir de los datos de observadores por especie, año, bandera y tipo de lance, y se aplica al número de días en el mar de cada viaje para estimar la captura incidental. En algunos casos, es posible que haya lances no observados o datos de días en el mar por una bandera que no tengan datos de observadores equivalentes para ese año para facilitar una estimación fiable de la captura. Para estos viajes se usan datos anuales de una bandera sustituta. La bandera sustituta se determina mediante los 5 viajes subsiguientes realizados por el buque en los que hubo un observador a bordo, y adoptando como bandera sustituta la bandera predominante usada en esos viajes. Luego se aplica la captura incidental por lance o día de la bandera sustituta conocida para el año en cuestión a los datos de la bandera no representada.

gran esfuerzo para mejorar su notificación de los datos de observadores en palangreros, los resultados del análisis demostraron que una cobertura por observadores del 5% es insuficiente para estimar la captura total de los atunes aleta amarilla y patudo, relativamente ricos en datos, por lo que es probable que las estimaciones de captura de las especies de captura incidental sean menos fiables, dado que se dispone de menos datos para dichas especies. El personal de la CIAT procurará proveer estimaciones de las capturas de palangre en el OPO basadas en datos de observadores en el futuro, pero los resultados del análisis mencionado destacan una clara necesidad de mejorar la notificación de datos de las especies de captura incidental (ver SAC-12-09).

3. INTERACCIONES DE LA PESQUERÍA CON GRUPOS DE ESPECIES

3.1. Atunes y peces picudos

En el documento [SAC-12-03](#) se presentan datos sobre las capturas de las principales especies de atunes y bonitos de los géneros *Thunnus*, *Katsuwonis*, *Euthynnus* y *Sarda*, y de los peces picudos de las familias Istiophoridae y Xiphiidae. El personal ha desarrollado [evaluaciones](#) y/o indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*) para los atunes ([SAC-12-05](#)), un plan de trabajo para las evaluaciones del patudo y el aleta amarilla ([SAC-12-01](#)) y métodos de evaluación para el barrilete ([SAC-12-06](#)). El personal también ha colaborado en las evaluaciones de los atunes [aleta azul del Pacífico](#) y [albacora](#) dirigidas por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC), la evaluación del atún albacora del Pacífico sur dirigida por la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC), y colaborará en la evaluación del ISC para el pez espada del OPO norte que se llevará a cabo en 2021. En el documento [SAC-12-07](#) se presenta un plan de trabajo para completar la evaluación del pez espada del OPO sur y un informe sobre el progreso de la evaluación.

3.2. Mamíferos marinos

Mamíferos marinos, especialmente los delfines manchado (*Stenella attenuata*), tornillo (*S. longirostris*) y común (*Delphinus delphis*) están a menudo asociados a atunes aleta amarilla en el OPO. Los pescadores de cerco comúnmente lanzan la red alrededor de manadas de delfines y los atunes aleta amarilla asociados, y después liberan los delfines mientras retienen los atunes. La mortalidad incidental de delfines fue alta durante los primeros años de la pesquería, pero disminuyó drásticamente a principios de la década de 1990, y se ha mantenido en niveles bajos desde entonces ([Figura J-1](#)).

En la [Tabla J-1](#) se presentan estimaciones de la mortalidad incidental de delfines en la pesquería cerquera de buques grandes durante 1993-2020. En 2020, la población de delfines con la mortalidad incidental más alta fue la de tornillo oriental ($n=251$), seguida por los delfines manchado occidental-sureño ($n=154$), tornillo panza blanca ($n=138$) y manchado nororiental ($n=105$). Los delfines comunes fueron los menos afectados por la pesquería, con mortalidades de 1 delfín común norteño, 17 centrales y 3 sureños.

El personal tiene previsto analizar los datos disponibles sobre las interacciones con mamíferos marinos notificados y observados para las pesquerías de cerco y de palangre. Estos datos se notificarán en un futuro próximo.

3.3. Tortugas marinas

Las tortugas marinas son capturadas ocasionalmente en la pesquería cerquera en el OPO, generalmente cuando se asocian a objetos flotantes que se cercan, aunque a veces son capturadas por casualidad en lances sobre atunes no asociados o atunes asociados a delfines. También pueden enredarse en la malla debajo de los dispositivos agregadores de peces (plantados) y ahogarse, o resultar heridas o muertas a causa de las artes de pesca.

En la [Figura J-2](#) se muestra el número estimado de mortalidades e interacciones de tortugas marinas registradas por observadores en buques de cerco grandes, por tipo de lance, durante 1993-20120. Las interacciones se definieron a partir de la información de los observadores registrada como destino en el formulario de tortugas como: enredadas, liberadas ilesas, heridas leves, escapadas de la red, observadas pero no involucradas en el lance y otras/desconocidas. La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada más frecuentemente, con un total de 21,429 interacciones y 949 mortalidades (~4%) durante 1993-2020, pero solo 297 interacciones (cero mortalidades) en 2020 ([Tabla J-2](#)). En 2020, hubo 42 interacciones registradas con tortugas del Pacífico oriental (23 tortugas verdes, 23 tortugas caguamas, 6 tortugas carey, 3 tortugas laúd y 155 tortugas no identificadas), y solo dos mortalidades, cada una de una especie de tortuga no identificada.

Un observador a bordo de un buque de cerco pequeño reportó una tortuga golfina en 2020, pero debido a que el 24% de los buques pequeños llevaban un observador a bordo, esta estimación debe considerarse solo como una estimación mínima.

En la pesquería palangrera, las tortugas marinas son capturadas cuando se tragan un anzuelo cebado, se enganchan accidentalmente o se ahogan después de quedar enredadas en la línea principal, las líneas de flotación o las brazoladas y no pueden subir a la superficie para respirar. También son capturadas en pesquerías costeras pelágicas y de redes agalleras de fondo, donde quedan enredadas en la red o enmalladas en las líneas de flotación o en la relinga superior. Aunque se dispone de muy pocos datos sobre la mortalidad incidental de tortugas por la pesca con palangre y redes agalleras, es probable que las tasas de mortalidad en la pesquería palangrera industrial del OPO sean mínimas en los lances "profundos" (alrededor de 200-300 m) dirigidos al atún patudo, y máximas en los lances "someros" (<150 m) dirigidos al atún albacora y el pez espada. También existe una flota importante de flotas artesanales palangreras y de redes agalleras de naciones costeras que se sabe que capturan tortugas marinas, pero se dispone de datos limitados.

No se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las tortugas marinas en la pesquería de palangre ([SAC-08-07b](#)), aunque se espera que mejoren con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m a partir de 2019, de conformidad con la resolución [C-19-08](#). Teniendo en cuenta que la cobertura por observadores en la mayoría de los buques de palangre es de 5% o menos, comparado con el 100% de los viajes observados en la pesquería cerquera de buques grandes, los datos de observadores provistos por los CPC para 2019 incluyen 75 [corr] interacciones con tortugas, de las cuales 19 [corr] (25% [corr]) resultaron en mortalidades. Las mortalidades se definieron como aquellas con disposiciones reportadas por los observadores como "Muerta", "Descartada", "Heridas graves", "Herida" o "Disposición desconocida". Se supone que las disposiciones reportadas por los observadores como "Viva y sana", "Liberada", "Liberada con un anzuelo" o "Lesiones leves" indican un evento de supervivencia. Las interacciones/mortalidades reportadas por especie fueron: caguama (31/5 [corr]), verde (20 [corr]/0), golfina (13 [corr]/7 [corr]), laúd (9 [corr]/5 [corr]) y lora (1/1), además de tortugas marinas no identificadas (1/1). El personal espera usar las nuevas remisiones de datos operacionales de observadores requeridas en virtud de la resolución [C-19-08](#) para reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de tortugas marinas en el futuro, aunque en el documento BYC-10 INF-D se advierte que la actual cobertura por observadores del 5% es probablemente insuficiente para producir estimaciones fiables de la captura total.

Varias resoluciones de la CIAT, más recientemente la [C-19-04](#), han tenido como objetivo mitigar los impactos de la pesca en las tortugas marinas y establecer procedimientos seguros de manipulación y liberación de las tortugas marinas capturadas con redes de cerco y palangre.

Se realizó una evaluación preliminar de la vulnerabilidad de la población de tortugas laúd del Pacífico

oriental en 2018, usando el enfoque de Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías (EASI-Fish) (ver Sección 5) ([BYC-10 INF-B](#)). Se determinó que la condición de la población era "más vulnerable" en 2018, mientras que el modelado de escenarios mostró que si la implementación de mejores prácticas de manipulación y liberación por parte de la flota palangrera pudiera reducir la mortalidad pos-liberación alrededor de 20% o más, la población podría recuperarse a un estado "menos vulnerable", siempre que no aumenten los niveles de esfuerzo de pesca de todas las pesquerías del OPO. El personal ha continuado colaborando con la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) en 2020-2021 para mejorar la evaluación utilizando datos de pesca actualizados de los CPC costeros y se planea completarla a finales de 2021.

3.4. Aves marinas

Existen aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas de ellas se asocian a depredadores epipelágicos, como peces (especialmente atunes) y mamíferos marinos, cerca de la superficie del océano; para algunas, las oportunidades de alimentación dependen de la presencia de cardúmenes de atunes que se alimentan cerca de la superficie. Algunas aves marinas, especialmente los albatros y petreles son capturados en anzuelos cebados en las pesquerías palangreras pelágicas.

La CIAT ha adoptado una resolución sobre aves marinas ([C-11-02](#)); además, el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP) y BirdLife International han actualizado sus mapas de las distribuciones de aves marinas en el OPO, y han recomendado directrices sobre la identificación, notificación, manipulación y medidas de mitigación para aves marinas ([SAC-05 INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Adicionalmente, el ACAP ha informado sobre la condición de conservación de los albatros y los petreles grandes ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

Al igual que en el caso de las tortugas marinas, no se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las aves marinas en la pesquería de palangre ([SAC-08-07b](#)), pero con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m a partir de 2019 se dispone de algunas estimaciones mínimas para la presentación de informes. Los datos de observadores remitidos por los CPC para 2019 contenían 75 [corr] interacciones con aves marinas, todas registradas como "descartadas" o "muertas" (o presuntamente muertas debido a datos incompletos de disposición). Un [corr] albatros patinegro (*Phoebastria nigripes*) fue liberado vivo con heridas, pero se le dio por muerto, de forma conservadora y precautoria, debido a la falta de información sobre sus lesiones. Las interacciones/mortalidades notificadas por especie fueron piqueros y alcatraces no identificados (35 [corr]/35 [corr]), albatros patinegro (25 [corr]/25 [corr]), aves marinas no identificadas (6 [corr]/6 [corr]), petreles o pardelas no identificados (4 [corr]/4 [corr]), pardela de cola cuña (3 [corr]/3 [corr]), pardela sombría (1 [corr]/1 [corr]) y paño boreal (1 [corr]/1 [corr]). El personal espera reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de aves marinas en el futuro cercano usando los datos operacionales de observadores.

3.5. Tiburones

Se capturan tiburones como captura incidental en las pesquerías atuneras cerqueras del OPO y ya sea como captura incidental u objetivo en las pesquerías palangreras, multiespecíficas y de múltiples artes de las naciones costeras.

Se dispone de evaluaciones o indicadores de condición (SSI, de *stock status indicators*) de las poblaciones de solo cuatro especies de tiburones en el OPO: sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; [BYC-10 INF-A](#)), azul (*Prionace glauca*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)) y zorro (*Alopias vulpinus*) ([NMFS](#)). Como parte del [Proyecto Océanos Comunes de la FAO](#), en 2017 se finalizaron evaluaciones a escala del Pacífico

entero del tiburón marrajo sardinero (*Lamna nasus*) en el hemisferio sur (Clarke 2017), y del tiburón zorro ojú (*Alopias superciliosus*) (Fu et al. 2018), mientras que la del tiburón sedoso (Clarke 2018a) y una evaluación de riesgo para la población del tiburón ballena del Indo-Pacífico (Clarke 2018b) se completaron en 2018. Las interacciones del tiburón ballena con la pesquería atunera de cerco en el OPO se resumen en el Documento [BYC-08 INF-A](#). Se desconocen los impactos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de otras especies de tiburones, no mencionadas anteriormente, en el OPO.

En la [Tabla J-3](#) se muestran las capturas (t) de tiburones en las pesquerías cerqueras de buques grandes (1993-2020) y las estimaciones mínimas de captura reportada¹⁰ por las pesquerías palangreras (1993-2019), mientras que en la [Figura J-3](#) se muestran las capturas de las especies capturadas con más frecuencia, que se discuten a continuación. Al momento de redactar este informe no se disponía de estimaciones de la captura total de las pesquerías palangreras para 2020 y la notificación de muchas especies de tiburones por palangreros comenzó en 2006. El tiburón sedoso (familia Carcharhinidae) es la especie de tiburón más comúnmente capturada en la pesquería de cerco, con capturas anuales que promedian las 552 t (principalmente de lances sobre objetos flotantes ([Figura J-3](#))) y que fueron 357 t en 2020. En cambio, la captura anual mínima reportada en los datos de muestra de palangre para 2006-2019 promedió 11,155 t y fue de 2,600 t en 2019. La captura anual de tiburón oceánico punta blanca (Carcharhinidae) en la pesquería de cerco promedió 59 t (también principalmente de lances sobre objetos flotantes) y fue de 4 t en 2020. La captura anual mínima reportada en la pesquería de palangre entre 2006 y 2019 alcanzó un promedio de 153 t y no se reportó ninguna en 2019. Las capturas de tiburón oceánico punta blanca han disminuido en la pesquería de cerco desde principios de la década de 2000, mientras que las capturas han sido variables en la pesquería de palangre ([Figura J-3](#)). La captura mínima anual reportada de tiburón azul en la pesquería de palangre de 1993-2019 promedió 5,803 t y fue de 11,012 t en 2019. En cambio, la captura anual en la pesquería de cerco promedió solo 2 t, con 1 t capturada en 2020.

Otras especies importantes de tiburones capturadas en las pesquerías de cerco y palangre son los tiburones cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*), zorro pelágico (*Alopias pelagicus*) y marrajos (*Isurus* spp.) ([Tabla J-3](#), [Figura J-3](#)). Las estimaciones de captura del tiburón cornuda cruz en la pesquería cerquera promediaron 26 t (principalmente capturados en lances sobre objetos flotantes) y fue de 7 t en 2020, mientras que en la pesquería palangrera la captura mínima anual reportada promedió 959 t (2006-2019), y fue de 33 t en 2019. En cambio, el zorro pelágico fue capturado principalmente en lances no asociados en la pesquería cerquera con la captura anual promedio de 5 t, y fue de 2 t en 2020. La captura mínima anual reportada de zorro pelágico en la pesquería palangrera promedió 2,199 t (2007-2019), y 444 en 2019. Las estimaciones de captura de marrajos en la pesquería cerquera fueron más bajas que las de las especies antes mencionadas, promediando 3 t, y 3 t 2020. Sin embargo, en la pesquería de palangre la captura mínima anual reportada promedió 1,335 t (1993-2019) y en 2019 fue de 1,927 t.

Los datos limitados de observadores en buques de cerco pequeños mostraron que se capturaron 17 t de tiburón sedoso y 3 t de tiburón martillo en lances sobre objetos flotantes en 2020, mientras que las de otras especies o grupos de especies de tiburones fueron mínimas (<1 t) ([Tabla J-7](#)).

Las pesquerías palangreras artesanales de los CPC costeros están dirigidas a tiburones, atunes, peces picudos y dorado (*Coryphaena hippurus*), y algunos de estos buques son similares a las pesquerías palangreras industriales en el sentido de que operan en zonas más allá de jurisdicciones nacionales (Martínez-

¹⁰ Los tiburones capturados por los buques palangreros se registran usando diferentes métricas de peso (por ejemplo, peso en vivo, del tronco o entero) y, por lo tanto, es posible que las estimaciones de la captura total anual reportada contengan una mezcla de estas métricas de peso. El personal está trabajando en la armonización de la recopilación de datos de tiburones para mejorar la fiabilidad de las estimaciones de captura total (por ejemplo, [SAC-11-13](#)).

Ortiz *et al.* 2015). Sin embargo, suelen faltar datos esenciales de tiburones de las pesquerías palangreras, y por lo tanto no se pueden producir evaluaciones convencionales y/o indicadores de condición de población (ver síntesis de retos de datos en [SAC-07-06b\(iii\)](#)). Se está llevando a cabo un proyecto, financiado por la Organización para la Agricultura y el Alimento de las Naciones Unidas (FAO) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) en el marco del programa Océanos Comunes ABNJ ([SAC-07-06b\(ii\)](#), [SAC-07-06b\(iii\)](#)), para mejorar la recolección de datos sobre tiburones de la pesquería palangrera, particularmente en Centroamérica. En 2019 se realizó un estudio piloto de un año para recopilar datos de la pesquería de tiburones y desarrollar y probar diseños de muestreo para un programa de muestreo a largo plazo de la pesquería de tiburones en Centroamérica (Fase 2 del proyecto). Se presentó un informe del avance del proyecto FAO-FMAM ABNJ en la 11ª reunión del CCA ([SAC-11-13](#)). El estudio piloto continuará a lo largo de 2020. Los datos obtenidos en este proyecto se incluirán en futuras versiones del informe de *Consideraciones Ecosistémicas* para brindar mejores estimaciones de los tiburones capturados por las distintas flotas palangreras.

3.6. Rayas

En la [Tabla J-4](#) se presentan las capturas anuales estimadas de mantarrayas (Mobulidae) y rayas pelágicas (Dasyatidae) por las pesquerías de cerco de buques grandes (1993-2020) y las capturas anuales mínimas reportadas por las pesquerías de palangre (1993-2018), mientras que en la [Figura J-4](#) se muestran las capturas de especies clave. Estas rayas son capturadas principalmente por la pesquería de cerco, mientras que se reportaron capturas limitadas para la pesquería palangrera solo para la manta de Munk (2009: 6 t, 2010: 118 t) y Dasyatidae spp. (16 t en un periodo de 6 años), con la mitad de las capturas realizadas en 2009 ([Tabla J-4](#)). La manta gigante tuvo las capturas promedio más altas en la pesquería de cerco (19 t), seguida de la manta mobula (14 t) y la manta diablo (8 t). Las capturas de estas especies en 2020 fueron de 4, 13 y 1 t, respectivamente. Las capturas de la raya pelágica fueron bajas, con un promedio de solo 2 t y 2 t en 2020 ([Tabla J-4](#)). Aunque las capturas de estas rayas pueden variar por tipo de lance, han sido máximas en los lances no asociados, seguidos por los lances sobre delfines, y mínimas en los lances sobre objetos flotantes ([Figura J-4](#)).

En el caso de la pesquería cerquera de buques pequeños, los limitados datos de observadores disponibles para 2020 fueron mínimos (≤ 1 t) para todas las demás especies o grupos de especies de rayas ([Tabla J-7](#)).

3.7. Otros peces grandes

En la [Tabla J-5](#) se muestran los peces pelágicos grandes capturados por la pesquería cerquera de buques grandes, principalmente en lances sobre objetos flotantes (1993-2020) y en la pesquería con palangre (1993-2019), y en la [Figura J-5](#) se presentan series de tiempo de las capturas de especies clave. Los peces pelágicos más comúnmente capturados en ambas pesquerías son el dorado (Coryphaenidae), con una captura anual promedio estimada de 1,291 t para la pesquería de cerco (778 t en 2020) y una captura anual mínima reportada para la pesquería de palangre de 6,054 t en promedio (1,540 t en 2019). El dorado es también una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO ([SAC-07-06a\(i\)](#)). En el documento [SAC-10-11](#) se pueden encontrar recomendaciones sobre puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado en el OPO.

Otras especies clave capturadas por la pesquería de cerco son el peto (Scombridae) y el macarela salmón (Carangidae). El peto tuvo una captura promedio anual estimada de 377 t en la pesquería cerquera, aunque las capturas han disminuido de un pico de 1,025 t en 2001 a 127 t en 2020 ([Figura J-5](#)). La captura anual mínima reportada de peto por la pesquería de palangre ha promediado 163 t y fue de 325 t en 2019. No se han reportado capturas de macarela salmón en la pesquería de palangre. Sin embargo, en la pesquería de cerco, las capturas anuales promedio estimadas de macarela salmón fueron de 48 t, con un pico de captura en 2007 de 158 t y disminuyendo posteriormente a 23 t en 2020 ([Figura J-5](#)).

Entre los peces pelágicos comúnmente reportados por la pesquería palangrera se incluyen las opas (Lampridae), las sierras (Gempylidae) y las japutas (Bramidae). Las capturas mínimas anuales reportadas de estas especies alcanzaron un promedio de 349 t (1993-2019, 373 t (2006-2019) y 48 t (1993-2019), respectivamente. Las capturas de todos estos grupos taxonómicos han aumentado después de mediados de la década de 2000 ([Figura J-5](#)). En el año más reciente (2019), se registraron 681 t, 300 t y 80 t de opas, sierras y japutas, respectivamente ([Tabla J-5](#)).

Los limitados datos de observadores disponibles para 2020 para la pesquería de cerco de buques pequeños incluyeron 88 t de dorado y 16 t de peto capturadas en lances sobre objetos flotantes, mientras que para el resto de especies o grupos de especies de peces grandes se reportaron ≤ 1 t ([Tabla J-7](#)).

3.8. Especies de forraje

Un gran número de grupos taxonómicos que ocupan los niveles tróficos medios del ecosistema del OPO, denominados generalmente como “especies de forraje”, juegan un papel clave al proporcionar un vínculo trófico entre los productores primarios en la base de la red alimenticia y los depredadores de nivel trófico alto, como los atunes y peces picudos. Algunos peces de forraje pequeños son capturados incidentalmente en el OPO por buques cerqueros en alta mar, principalmente en lances sobre objetos flotantes, y en pesquerías artesanales costeras, pero son generalmente descartados en el mar. En la [Tabla J-6](#) se presentan las capturas de estas especies con las especies clave identificadas por los datos de captura presentados en la [Figura J-6](#) para la pesquería cerquera de buques grandes, con la mayoría de las capturas procedentes de lances sobre objetos flotantes.

Las melvas (Scombridae) son, por mucho, las especies de forraje más comunes, con capturas anuales promedio estimadas de 1,053 t entre 1993 y 2020. Sin embargo, sus capturas han disminuido de 1,922 en 2005 a 481 t en 2020 ([Figura J-6](#)). Los peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae) son el segundo grupo de forraje más comúnmente reportado, con capturas anuales estimadas que promedian 260 t y suman 47 t en 2020. Las capturas de este grupo alcanzaron su pico en 2004 con 914 t, pero en general han sido variables. Las capturas anuales de chopas (Kyphosidae) han promediado 15 t, que comenzaron a aumentar después de 2002 pero han disminuido constantemente hasta 3 t en 2020. Por último, las capturas anuales de las diversas especies de la categoría “peces epipelágicos de forraje” promediaron 4 t, y se estima que en 2020 se capturaron 4 t. Los observadores reportaron un total de 66 t de melvas y 12 t de peces ballesta y cachúas en el número limitado de viajes de buques cerqueros pequeños que llevaron observadores en 2020. Las capturas de todas las demás especies o grupos de especies de peces pequeños fueron mínimas (≤ 1 t) ([Tabla J-7](#)).

4. MEDIO AMBIENTE FÍSICO

Las condiciones ambientales afectan a los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de las especies objetivo y de captura incidental, y las actividades de los pescadores. Los factores físicos pueden tener importantes efectos en la distribución y la abundancia de las especies marinas¹¹. El siguiente resumen del medio ambiente físico abarca: 1) indicadores ambientales a corto y largo plazo, y 2) condiciones ambientales y su efecto sobre la pesquería durante el año anterior, en este caso, 2020.

4.1. Indicadores ambientales

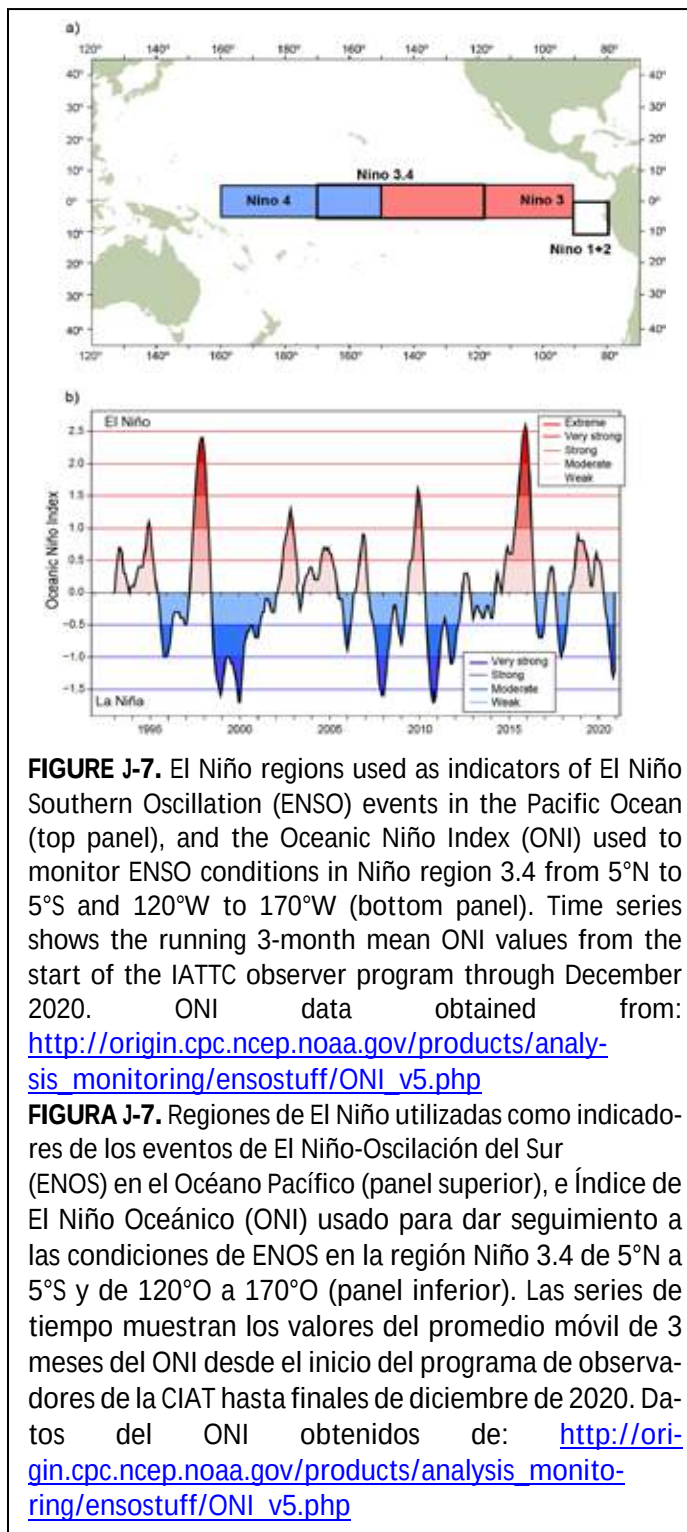
El medio ambiente oceánico varía en una variedad de escalas temporales, de estacional a interanual, decadal, y más largas. Los cambios inducidos por el clima a más largo plazo, típicamente decadales (a intervalos de 10 a 30 años) y caracterizados por condiciones y patrones promedio relativamente estables

¹¹ Ver [SAC-04-08](#), *Medio ambiente físico*, y [SAC-06 INF-C](#) para una descripción completa de los efectos de la oceanografía física y biológica sobre los atunes, las comunidades de presas y las pesquerías en el OPO.

en las variables físicas y biológicas se denominan "regímenes". Sin embargo, la fuente dominante de variabilidad en las capas superiores del OPO es El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), una fluctuación irregular que afecta el Océano Pacífico tropical y la atmósfera global (Fiedler 2002). Los eventos de El Niño ocurren a intervalos de entre dos y siete años, y se caracterizan por vientos alisios más débiles, termoclinas más profundas, y temperaturas superficiales del mar (TSM) altas en el OPO ecuatorial. La fase contraria a El Niño, denominada comúnmente La Niña, se caracteriza por vientos alisios más fuertes, termoclinas menos profundas, y TSM más bajas. Los cambios en el medio ambiente biogeoquímico debidos a ENOS tienen un impacto sobre la productividad biológica, alimentación y reproducción de peces, aves y mamíferos marinos (Fiedler 2002).

Se cree que ENOS causa variabilidad considerable en la disponibilidad de atunes y peces picudos de importancia comercial en el OPO para su captura (Bayliff 1989). Por ejemplo, la termoclina poco profunda durante un evento de La Niña puede aumentar las tasas de captura de atunes con red de cerco, al comprimir el hábitat térmico preferido de los atunes pequeños cerca de la superficie del mar, mientras que es probable que la termoclina más profunda durante un evento de El Niño haga que los atunes sean menos vulnerables a la captura y, por lo tanto, se reduzcan las tasas de captura. Además, TSM superiores e inferiores al promedio pueden también causar que los peces se desplacen a hábitats más favorables, lo que también puede afectar las tasas de captura, ya que los pescadores dedican más esfuerzo a localizar los peces.

Es posible que el reclutamiento de los atunes tropicales en el OPO también se vea afectado por eventos de ENOS. Por ejemplo, los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 podrían ser parcialmente responsables del reclutamiento bajo de patudo en el OPO, mientras que el reclutamiento máximo ha correspondido a los eventos extremos de El Niño en 1982-1983 y 1998 (SAC-09-05). El reclutamiento del aleta amarilla también fue bajo en 2007, pero fue alto en 2015-2016, después del evento



extremo de El Niño en 2014-2016 ([SAC-09-06](#)).

El [Boletín de Diagnóstico Climático](#) del Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos informó que en 2020 las anomalías, definidas en el Boletín como una desviación del promedio mensual, de las características oceánicas y atmosféricas (por ejemplo, temperaturas superficiales y subsuperficiales, profundidad de la termoclina, viento, y convección) eran indicativas de condiciones neutras de ENOS durante enero-julio y de condiciones de La Niña durante agosto-diciembre.

Los índices de variabilidad en dichas condiciones se utilizan comúnmente para dar seguimiento a la dirección y magnitud de los eventos de ENOS en el Océano Pacífico. En el presente informe, se usa el Índice de El Niño Oceánico (ONI, por sus siglas en inglés), utilizado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) como indicador principal de condiciones cálidas de El Niño y frías de La Niña en la región Niño 3.4 en el Océano Pacífico tropical oriental-central (Dahlman 2016) ([Figura J-7](#)), para caracterizar la variabilidad interanual de las anomalías en la TSM. El ONI es una medida de El Niño definida por la NOAA como “un fenómeno en el Océano Pacífico ecuatorial caracterizado por cinco medias consecutivas de 3 meses de anomalías de TSM en la región Niño 3.4 que está por encima (por debajo) del umbral de $+0,5^{\circ}\text{C}$ ($-0,5^{\circ}\text{C}$)”. El ONI categoriza los eventos ENOS desde “extremo” hasta “débil” ([Figura J-7](#)). Por ejemplo, el evento “extremo” de El Niño en 1997-1998 fue seguido de un evento “muy fuerte” de La Niña en 1998-2000. También se observaron eventos “fuertes” de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011. Los valores de ONI más altos (>2.5) se registraron durante el evento de El Niño en 2015-2016. Durante gran parte de 2020 se produjeron condiciones neutras de ENOS, con condiciones moderadas-fuertes de La Niña desde agosto hasta diciembre.

El índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés; [Figura J-8](#)) se usa

para describir fluctuaciones a mayor plazo en el Océano Pacífico, y también se ha utilizado para explicar, por ejemplo, la influencia de los impulsores ambientales sobre la vulnerabilidad de los tiburones sedosos a las pesquerías en el OPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). La PDO, un patrón de variabilidad climática de larga vida en el Pacífico parecido a El Niño con eventos que persisten 20-30 años, sigue patrones interdecadales a gran escala de cambios ambientales y bióticos, principalmente en el Océano Pacífico norte (Mantua 1997), con patrones secundarios observados en el Pacífico tropical, lo opuesto a ENOS (Hare y Mantua 2000). Al igual que ENOS, las fases de la PDO se clasifican como “cálidas” o “frías”. Los valores de la PDO alcanzaron dos picos, 2.79 en agosto de 1997 y 2.62 en abril de 2016, ambos coincidiendo con los eventos extremos de El Niño indicados por el ONI. Durante 2020, persistieron las condiciones de PDO frías.

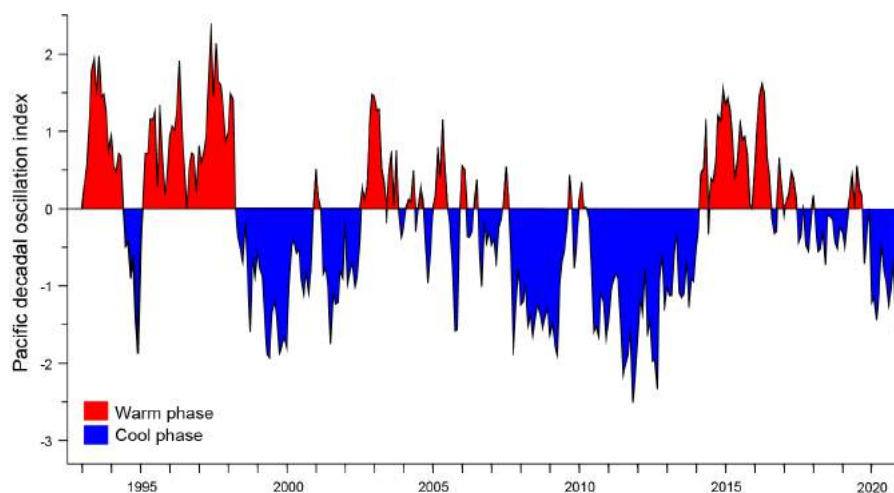


FIGURE J-8. Monthly values of the Pacific Decadal Oscillation (PDO) Index, January 1993–December 2020. PDO data obtained from: <https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.noaa.ersst.v5.html>

FIGURA J-8. Valores mensuales del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), enero de 1993–diciembre de 2020. Datos de la PDO obtenidos de: <https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.noaa.ersst.v5.html>

4.2. Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales

Se exploró una serie de tiempo de TSM y concentración de clorofila-a (CHL-a, un indicador de la biomasa de productividad primaria) (Figura J-9) en el Pacífico oriental tropical (POT) entre 5°N y 5°S, la misma banda latitudinal utilizada en el ONI, para mostrar la variabilidad de estas variables a lo largo del tiempo y el espacio usando diagramas de Hovmöller de tiempo-longitud. Las series de tiempo de la TSM muestran valores mensuales promedio de 1993-2020, mientras que las de las concentraciones de CHL-a cubren datos de 2003-2020 debido a la disponibilidad de datos. La gráfica de TSM (Figura J-9) muestra claramente la extensión de los eventos extremos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016, con aguas más cálidas, y los eventos fuertes de La Niña en 1999-2000, 2007-2008 y 2010-2011, con aguas más frías a través del POT. La gráfica de CHL-a (Figura J-9), aunque el patrón es menos claro que el de la gráfica de TSM, muestra un aumento en las concentraciones de CHL-a después de los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011, posiblemente debido al aumento de la disponibilidad de nutrientes.

4.3. Condiciones ambientales y distribución de las capturas

La disponibilidad de peces y, por lo tanto, de capturas, está fuertemente relacionada con las condiciones y procesos ambientales, en particular en las aguas pelágicas (Fiedler y Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). Las condiciones de ENOS están influenciadas por muchos factores oceánicos y atmosféricos, pero se sabe que tanto la TSM como los niveles de CHL-a son buenas variables explicativas para describir y predecir el hábitat y la distribución de los animales oceánicos (Hobday y Hartog 2014).

Las Figuras J-10 y J-11 muestran las concentraciones promedio trimestrales de TSM y CHL-a, respectivamente, para: 1)

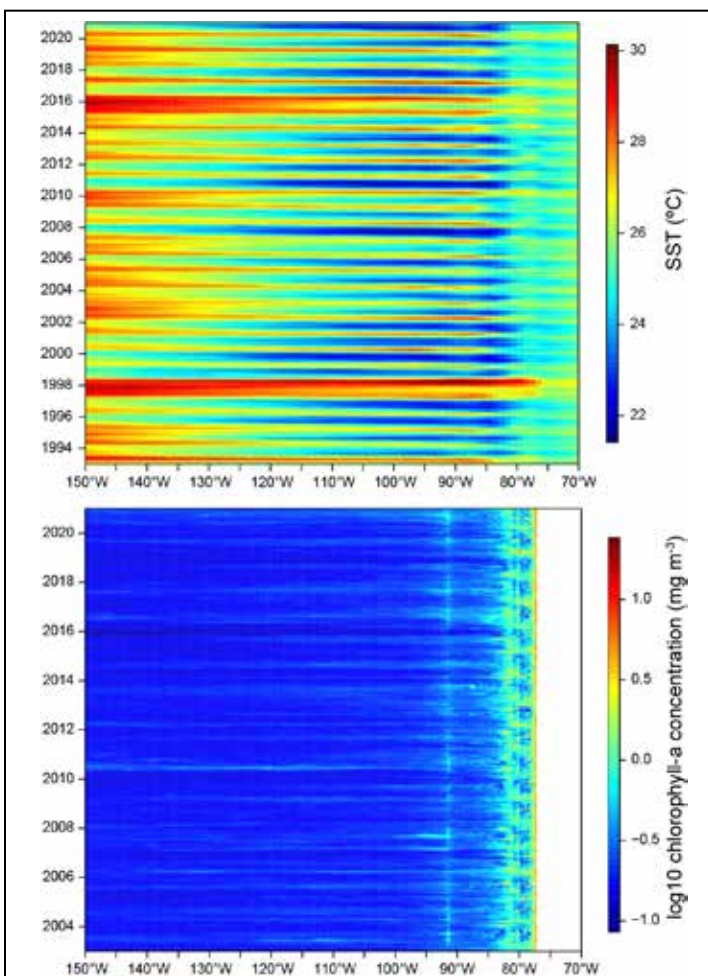


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–December 2020 (top panel) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–December 2020 (bottom panel) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>)

FIGURA J-9. Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para la TSM promedio mensual de enero de 1993 a diciembre de 2020 (panel superior) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a diciembre de 2020 (panel inferior) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>).

proporcionar una indicación general de la variabilidad ambiental estacional, y 2) superponer la distribución de las capturas de atunes tropicales, como primer paso, para ilustrar la potencial influencia de las condiciones ambientales en las capturas en el OPO durante 2020. En el futuro, el personal planea incorporar la distribución de la captura de especies clave de captura incidental y desarrollar modelos de distribución de especies para describir mejor las relaciones potenciales entre el medio ambiente y las especies.

Las aguas más frías se produjeron en el norte de México y el suroeste de Estados Unidos alrededor de 30°N y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 1 (enero-marzo) y 2 (abril-junio), y en Sudamérica, al sur de la línea ecuatorial y al este de 100°O, en los trimestres 3 (julio-septiembre) y 4 (octubre-diciembre). Las aguas más cálidas se desarrollaron en Centroamérica y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 2 y 3. Se observó un charco cálido secundario en el OPO suroccidental (10-20°S, 140°-150°O) durante los trimestres 1 y 2.

Las concentraciones de CHL-a fueron máximas a lo largo de la línea ecuatorial y la costa del continente americano durante todo el año. El Giro oligotrófico¹² del Pacífico Sur, ubicado entre 20°-40°S, y que se extiende desde los 150°-90°O, estuvo presente en el trimestre 1, se retrajo en los trimestres 2 y 3, y regresó en el trimestre 4.

Durante los trimestres 1 y 2, el barrilete predominó en las capturas en las aguas más frías (~25°C) de la costa de Sudamérica, donde la concentración de CHL-a era elevada. El aleta amarilla fue la especie de atún predominante en las capturas, principalmente al norte de la línea ecuatorial y al este de los 120°O, durante estos mismos trimestres en los que se produjeron aguas más cálidas. Durante los trimestres 3 y 4, las capturas de atún a lo largo de la costa de Sudamérica disminuyeron a medida que las aguas más frías se extendían por la región. Las capturas de patudo se produjeron principalmente al sur de ~5°S, con capturas mayores al oeste de ~120°O, donde persistieron aguas más cálidas durante los trimestres 1 a 3. Una concentración secundaria de capturas ocurrió al oeste de 130°O, cerca del límite occidental del OPO, principalmente durante los trimestres 1-3.

5. IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES EN RIESGO

El objetivo principal del EEOP es asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas, directa o indirectamente, por la pesca. Sin embargo, esto representa un reto importante para las pesquerías que interactúan con muchas especies no objetivo con distintos ciclos vitales, para las cuales se carece de datos de captura y biológicos fiables para evaluaciones de especies individuales. Una alternativa para estas situaciones de datos limitados, reflejada en la [Meta L](#) del PCE, son las Evaluaciones de Riesgos Ecológicos (ERE), evaluaciones de vulnerabilidad diseñadas para identificar y priorizar especies en riesgo para la recolección de datos, la investigación y la ordenación.

La "vulnerabilidad" se define como la posibilidad de que la productividad de una población disminuya por los impactos directos e indirectos de las actividades de pesca. El personal de la CIAT ha aplicado evaluaciones cualitativas, usando análisis de productividad-susceptibilidad (APS) para estimar la vulnerabilidad relativa de especies no objetivo de datos limitados capturadas en el OPO por buques cerqueros grandes (Duffy *et al.* 2019) y en la pesquería palangrera ([SAC-08-07d](#)).

Debido a que el APS no puede estimar cuantitativamente los efectos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies de captura incidental de datos escasos, el personal de la CIAT desarrolló en 2018 un nuevo enfoque ([SAC-09-12](#)), la Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish), para superar este problema. Este método flexible y espacialmente explícito emplea un conjunto de parámetros más pequeño que el APS para primero producir un sustituto de la tasa de mortalidad por pesca (*F*) de cada especie, con base en el "solapamiento volumétrico" de cada pesquería con la distribución

¹² Un área de baja productividad, nutrientes y clorofila superficial, a menudo denominada "desierto oceánico".

geográfica de estas especies. La estimación de F se usa luego en modelos por recluta estructurados por talla para evaluar la vulnerabilidad de cada especie, usando puntos de referencia biológicos convencionales (por ejemplo, F_{RMS} , $F_{0.1}$).

En 2018, EASI-Fish fue aplicado con éxito, como "prueba de concepto" a 24 especies que representan una gama de ciclos vitales, incluyendo atunes, peces picudos, especies afines a los atunes, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en las pesquerías atuneras del OPO ([SAC-09-12](#)). Posteriormente se usó para evaluar la situación de vulnerabilidad de la manta mobula (*Mobula mobular*), capturada por todas las pesquerías atuneras industriales en el OPO ([BYC-09-01](#)), y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del OPO, en peligro crítico de extinción ([BYC-10 INF-B](#)). Por lo tanto, se usará EASI-Fish en el futuro para evaluar la vulnerabilidad de todos los grupos de especies (por ejemplo, elasmobranquios, tortugas marinas, teleósteos) impactadas por las pesquerías atuneras del OPO.

6. DINÁMICA DEL ECOSISTEMA

Aunque las evaluaciones de vulnerabilidad (por ejemplo, EASI-Fish) pueden ser útiles para evaluar los impactos ecológicos de la pesca al evaluar las poblaciones de especies individuales, se necesitan modelos ecosistémicos para detectar cambios en la estructura o dinámica interna de un ecosistema. La elaboración de estos modelos suele requerir una gran cantidad de datos y de trabajo y, por consiguiente, pocas pesquerías del mundo tienen acceso a un modelo ecosistémico fiable que sirva de guía para las medidas de conservación y ordenación. Estos modelos requieren una buena comprensión de los componentes del ecosistema y la dirección y magnitud de los flujos tróficos entre ellos, lo que requiere estudios ecológicos detallados sobre contenidos estomacales y/o estudios de isótopos estables. A propósito, el personal de la CIAT ha tenido una larga historia de emprender estos estudios tróficos, comenzando con la determinación experimental de las estimaciones de consumo del atún aleta amarilla en las instalaciones del NMFS en la Cuenca de Kewalo en Oahu, Hawái, en la década de 1980, hasta análisis más recientes del contenido estomacal y análisis de isótopos estables de una gama de depredadores ápice.

En 2003, el personal de la CIAT compiló los datos tróficos para completar el desarrollo de un modelo del ecosistema pelágico en el OPO tropical (Boletín de la CIAT, [Vol. 22, No. 3](#)), llamado "ETP7", para explorar cómo la pesca y la variación climática podrían afectar las especies objetivo (por ejemplo, atunes), las especies secundarias (peto, dorado), los elasmobranquios (por ejemplo, tiburones), los grupos de forraje (por ejemplo, voladores, calamares) y especies de importancia para la conservación (por ejemplo, tortugas marinas, cetáceos). En la [Figura J-12](#) se muestra un diagrama simplificado de la red alimenticia del modelo, con los niveles tróficos (TL) aproximados.

El modelo fue calibrado a series de tiempo de datos de biomasa y captura de un número de especies objetivo durante 1961-1998. Los programas de recolección de datos en el OPO han mejorado significativamente desde 1998, lo cual ha permitido actualizar el modelo con estos nuevos datos hasta 2018 ("ETP8"). En el documento [SAC-12-13](#) se ofrece una descripción completa de la actualización estructural del modelo, la obtención del equilibrio de masas y la calibración de los datos de las series de tiempo.

6.1. Indicadores ecológicos

Desde 2017, se ha usado el ETP8 en el informe de *Consideraciones Ecosistémicas* para proporcionar valores anuales de siete indicadores ecológicos que, en conjunto, pueden identificar cambios en la estructura y la dinámica interna del ecosistema del POT. Estos indicadores son: el nivel trófico medio de la captura (TL_c), el Índice Trófico Marino (MTI), el índice de Pesca en Equilibrio (FIB), el índice de Shannon, y el nivel trófico medio comunitario para los niveles tróficos 2.0-3.5 ($TL_{2.0}$), ≥ 3.25 -4.0 ($TL_{3.5}$), y > 4.0 ($TL_{4.0}$). En el documento [SAC-10-14](#) se ofrece una descripción completa de estos indicadores. Además, se realizaron simulaciones utilizando la versión de ETP8 actualizada y reequilibrada en 2021 ("ETP-21") para evaluar los

posibles impactos de la pesca sobre plantados en la estructura del ecosistema ([SAC-10-15](#)).

En 2021 se llevó a cabo una importante actualización del modelo ETP8 ("ETP-21") debido a un cambio significativo en la forma en que el personal de la CIAT ha reclasificado los datos de captura presentados por los CPC para "otras artes" en palangre y otros tipos de artes tras una revisión interna de los datos. Esto resultó en un aumento dramático de las capturas palangreras reportadas de depredadores de nivel trófico alto (tiburones), lo cual puede tener una fuerte influencia en la dinámica del ecosistema. Se asignaron las estimaciones anuales de captura por especie de 1993-2018 a los grupos funcionales pertinentes en el modelo ETP-21, que luego se reequilibró y recalibró a datos de series de tiempo para proporcionar una condición actualizada del ecosistema para 2021.

Los indicadores ecológicos mostraron que los valores de TL_C y MTI disminuyeron desde su pico de 4.77 y 4.83 en 1991 a 4.64 y 4.65 en 2018, respectivamente, a medida que el esfuerzo de pesca cerquero sobre plantados aumentó significativamente ([Figura J-13](#)), cuando hubo un aumento de las capturas de especies de alto nivel trófico que tienden a concentrarse alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto y dorado). Desde su pico en 1991, el TL_C disminuyó en 0.05 de un nivel trófico en los 28 años siguientes, es decir, 0.04 niveles tróficos por década. La expansión de la pesquería sobre plantados también se observa en el índice FIB que supera el cero después de 1990, así como el cambio continuo en la uniformidad de la biomasa de la comunidad indicada por el índice de Shannon.

Estos indicadores generalmente describen el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez extraída la biomasa debido a la pesca. La biomasa de la comunidad $TL_{MC4.0}$ alcanzó uno de sus valores más altos (4.493) en 1986, pero ha seguido disminuyendo hasta 4.470 en 2018 ([Figura J-13](#)). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2018, la biomasa de la comunidad $TL_{MC3.0}$ aumentó de 3.801 a 3.829, mientras que la de la comunidad $TL_{MC2.0}$ también aumentó, de 3.092 a 3.107.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 40 años del análisis. Los consistentes patrones de cambio en cada indicador ecológico, particularmente en el nivel trófico medio comunitario desde 1993, definitivamente justifican la continuación, e idealmente una expansión, de los programas de seguimiento de pesquerías en el OPO.

7. ACONTECIMIENTOS FUTUROS

Es poco probable, al menos en el futuro cercano, que se realicen evaluaciones de las poblaciones de la mayoría de las especies de captura incidental. Por lo tanto, la CIAT debe seguir realizando investigaciones ecológicas que puedan proporcionar a los gestores información fiable para orientar el desarrollo de medidas de conservación y ordenación basadas en la ciencia, cuando sea necesario, a fin de asegurar que la CIAT siga cumpliendo sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua y los objetivos del [PCE quinquenal de la CIAT](#). A continuación, se detallan las áreas de investigación prioritarias que han sido identificadas por el personal científico y que requieren un mayor desarrollo:

- Tras el desarrollo del enfoque EASI-Fish, a partir de 2022 se realizará por etapas un análisis del conjunto completo de más de 100 especies de captura incidental impactadas, por grupo taxonómico. Es probable que la prioridad de los grupos que se evalúen sean los elasmobranquios, los teleósteos, las tortugas y los cetáceos.
- Una deficiencia del modelo ecosistémico ETP-21, del que se derivan los indicadores ecológicos, es que su estructura se basa en datos del contenido estomacal de peces recolectados en 1992-1994. Dados los cambios ambientales significativos que se han observado en el OPO en la última década,

existe una necesidad crítica de recolectar información trófica actualizada. En 2018-2020 el personal ha propuesto establecer un programa de monitoreo ecológico para recolectar datos de contenido estomacal para actualizar el modelo ecosistémico.

- Una segunda limitación del modelo ETP-21 es que describe solamente el componente tropical del ecosistema del OPO, y los resultados no pueden ser extrapolados de forma fiable a otras regiones del OPO. Por lo tanto, tras recolectar información actualizada sobre la dieta, el trabajo futuro apuntará a desarrollar un modelo espacialmente explícito que cubra el OPO entero y calibrar el modelo con las series de tiempo de capturas disponibles, idealmente para especies que representen diferentes niveles tróficos, y datos de esfuerzo para las pesquerías claves del OPO.
- Las variables ambientales pueden tener una profunda influencia en las capturas de especies objetivo y de captura incidental, como lo ha demostrado anteriormente el personal de la CIAT y ahora se hace anualmente en el presente informe. No obstante, las investigaciones del personal para estudiar el impacto de las condiciones ambientales en la pesquería podrían mejorarse mucho con la disponibilidad de datos operacionales de alta resolución de la pesquería palangrera. Aunque ahora se exige a los miembros de la CIAT y los CPC que remitan a la CIAT datos operacionales de observadores que abarquen al menos el 5% de sus flotas, el personal concluyó que estos datos no son representativos de la flota (BYC-10 INF-D) y por lo tanto pone en duda la validez de usar los datos de palangre remitidos para futuros análisis ambientales hasta que la cobertura por observadores alcance al menos el 20%.

AGRADECIMIENTOS

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

USING AN UPDATED ECOSYSTEM MODEL OF THE EASTERN TROPICAL PACIFIC OCEAN TO EXPLORE POTENTIAL IMPACTS OF INCREASED FISHING EFFORT ON FLOATING OBJECTS

Shane Griffiths, Leanne Fuller, Juan L. Valero, Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu, Cleridy Lennert-Cody

CONTENTS

SUMMARY	114
1. INTRODUCTION.....	115
2. METHODS	117
2.1. Updating procedure for the ETP7 Ecopath ecosystem model.....	117
2.2 Ecological indicators.....	120
2.3 Simulating the ecological impacts of proposed tuna conservation measures	121
3 RESULTS AND DISCUSSION	121
3.1 Rebalancing and fitting the model to time series data.....	121
3.2 Status of the EPO ecosystem as interpreted from ecological indicators.....	121
3.3 Simulating the potential ecological impacts of changing FAD fishing effort in the EPO	122
3.3.1 <i>Biomass changes for key species</i>	122
3.3.2 <i>Changes in ecosystem structure</i>	122
3.4 Considerations for future work.....	123
Acknowledgments.....	124
References	124
Figures.....	129

SUMMARY

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) has annually reported on 7 ecological indicators derived from the “ETP7” ecosystem model since 2019 as one of several strategies to facilitate an ecosystem approach to the management of tuna fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO) as mandated by the Antigua Convention. Reporting of bycatch interactions and ecological indicators provide a transparent long-term view of the EPO ecosystem and the potential impacts that may be attributed to the tuna fishery. New bycatch data have been added to the model annually from 2019. However, since 2003 when the ETP7 model was developed, it has not been revised to include new longline bycatch estimates or re-calibrated to time series data that have since become available from stock assessments. The model was restructured to contain multi-stanza delay-difference models for small and large sizes of 10 taxa, and biological parameters of functional groups were updated where possible and the model rebalanced to ensure the model was thermodynamically stable using the new “PREBAL” diagnostic tool in Ecopath software. The Ecosim model was then fit to time series of relative biomass or abundance, fishing mortality, and catch (retained and discards) for 10 groups and catch only for another 16 groups.

Ecological indicator values from the updated ETP7 model, herein called “ETP-21”, complemented results of previous assessments that suggested that the EPO ecosystem structure has changed substantially over the history of the fishery. However, as a result of incorporating new data from the longline fishery, the fishing impacts on the ecosystem appear more pessimistic than in the 2019 assessment with a significant decline in the mean trophic level of the catch from 4.77 in 1991 to 4.65 in 2018, which coincided with an increase in the number of OBJ sets. Under fishing effort scenarios reflecting the possible tuna conservation measures to be put in place on termination of Resolution C-20-06 in 2021, the model predicted declines

in the biomass of bigeye, yellowfin and skipjack tunas by 0.67–3% over the simulation period 2018–2024. Small and large sharks were impacted more heavily, declining in biomass by 13.8% and 10.4%, respectively. This decreased the predation mortality on predominant FAD-associated bycatch species (dorado, wahoo, and marlins), which resulted in increases in their biomasses by up to 3.3%. Perpetual increases in purse-seine fishing effort on FADs, coupled with the impacts of the industrial longline and coastal fisheries and a changing climate, is likely to continue to alter the structure and dynamics of the ETP ecosystem. The need for updated trophic information, particularly predator stomach contents data and experimental determination of consumption rates, is discussed to improve the ecosystem model and the reliability of forecast outputs.

1. INTRODUCTION

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) is one of the few tuna Regional Fisheries Management Organizations (tRFMO) that has pursued an ecosystem approach to the management of their tuna fisheries to explicitly recognize the potential for fishing activities to have ecological and environmental impacts that extend beyond that of the target species. Article VII 1(f) of the Antigua Convention—entering into force in 2010—articulates the IATTC’s commitment to the long-term ecological sustainability of the eastern Pacific Ocean (EPO) ecosystem by adopting “*conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention...*”. Furthermore, the IATTC Strategic Science Plan (SSP), adopted by the Commission in 2018, states an explicit goal (Goal L) to “*evaluate the ecological impacts of tuna fisheries*”.

However, demonstrating ecological sustainability can be difficult in practice, due to the common paucity of the types of biological and catch information that would be required for a large number of non-target species to be assessed using traditional stock assessment approaches. Nonetheless, such single species models fail to account for the complex predator-prey relationships that ultimately control the structure and internal dynamics of entire marine ecosystems that can be easily compromised by fishing activities.

Ecosystem models, however, are a powerful tool designed to disentangle the complex multidimensional trophic relationships between individual species and the environment, allow researchers to better understand the functioning of marine ecosystems, and facilitate the forecasting of impacts by specific perturbations such as fishing and climate change. There are now several examples of ecosystem models being used to demonstrate how industrialized tuna fisheries have been responsible for the significant alteration of the structure and dynamics of marine ecosystems (Cox *et al.* 2002; Polovina *et al.* 2009; Griffiths *et al.* 2019). This is mainly a result of tuna fisheries impacting target and non-target species (e.g., tuna, billfish, sharks) that often occupy high trophic levels ($TL > 4.0$) and can exert strong predatory regulation of species populations at lower trophic levels (Baum and Worm 2009; Griffiths *et al.* 2013).

The ecological consequences of fishing activities have generally only been described using a few ecological indicators, the most common of which being the mean trophic level of the catch (TL_c). The TL_c has been used to show major changes in the targeting practices of fisheries, usually in response to fishing-induced changes in ecosystem structure whereby the abundances of large predators have been depleted. Pauly *et al.* (1998) described this phenomenon as “fishing down the food web” whereby fisheries adapt by increasingly targeting smaller species, thus resulting in a progressive decline in the TL_c and a change in ecosystem structure being dominated by highly productive species that often have low economic value (Christensen 1998; Daskalov 2002; Roux *et al.* 2013). For example, Polovina *et al.* (2009) found a decline in the catches of apex predators—bigeye and albacore tunas, billfish and blue shark—by the Hawaiian tuna longline fishery in the North Pacific subtropical gyre ecosystem resulted in the proliferation in the abundance of smaller mid-trophic level species (dorado, sickle pomfret, escolar, and snake mackerel) and a reduction in the TL_c from 3.85 to 3.66.

The potential for wild and aquaculture fisheries to alter the integrity of marine ecosystems through direct and indirect impacts on target and associated non-target species has been formally recognized in national and international instruments (e.g. The Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP)) and fisheries policies in various forms of EAF (Moffitt *et al.* 2016). Notwithstanding, the fishing industry itself has had to be increasingly proactive in developing and implementing fishing practices and policies (e.g. codes of conduct, best practices) that help to address public concerns over the ecological sustainability of specific fishing activities. Such initiatives by the industry have been used to attain eco-labelling accreditation by a growing number of organizations such as the Marine Stewardship Council (MSC), Friend of the Sea (FoS), and the Global Aquaculture Alliance (GAA). More recently, other organizations, such as Fair Trade USA, have developed congruent certification processes for social aspects of the fisheries supply chain (Bailey *et al.* 2016). Together, these certifications now serve as an important marketing tool in a marketplace where consumers have become increasingly educated on sustainability issues (Gutiérrez *et al.* 2012)—such as dolphin-caught yellowfin tuna and the use of artificial fish aggregating devices (FADs) in tuna fisheries—and give accredited products the required credence to pass socio-political scrutiny by the general public as being socially acceptable for consumption.

The EPO supports among the largest and most valuable fisheries in the world (Joseph 1994). Using primarily purse-seine and longline, these fisheries target a range of high-trophic-level tunas and billfish across a region of over 50 million km². The catches, composed mainly of skipjack, yellowfin, and bigeye tunas, have increased steadily over the last decade (IATTC, 2018), to the point that the bigeye stock can be considered fully-exploited (Xu *et al.* 2018). The major impact on the target species, especially bigeye tuna, in the EPO is a result of the increased effort and efficiency of the purse-seine fishery associated with setting on floating objects (primarily drifting artificial FADs) that aggregate small size classes of these tunas—and a range of other non-target species (Bromhead *et al.* 2003; Dagorn *et al.* 2013). The IATTC has implemented a range of conservation and management measures to reduce the fishing mortality on small tunas, including a 72 day EPO-wide closure for purse-seine vessels, a 30-day closure of the “corralito” where small tunas are abundant, and limits on fleet capacity. Together, these measures are not sufficient to prevent further increases in fishing mortality on bigeye tuna, mainly due to the continuing increase in numbers of floating-object sets, and the IATTC staff is recommending additional measures to prevent the *status quo* conditions from being breached ([SAC-12-08](#); [SAC-12-16](#)). To place the issue in context, the effort on FADs in the EPO has increased five-fold in the past 25 years, from 2,556 sets in 1993—generally accepted as the beginning of the FAD fishery in the EPO—to 15,488 sets in 2017 ([SAC-09-03](#)) ([Figure 1](#)). In the preceding two five-year periods (2008–2012 and 2013–2017) FAD sets increased by 48% and 46%, respectively.

FADs therefore, have the potential to accumulate the biomass of target species from distances of up to several kilometers (Itano and Holland 2000; Schaefer and Fuller 2007), that allow the fishery to more efficiently extract a greater biomass of these species than setting on free-swimming schools of tunas, which are more widely and heterogeneously distributed across the high seas. The increased FAD effort in the EPO has also increased the catch of numerous FAD-associated non-target species (Hall and Roman 2013; Lezama-Ochoa *et al.* 2017) ([Figure 1](#)), which has raised concerns by scientists regarding less productive species, such as elasmobranchs, which have been identified in ecological risk assessments to be among the most vulnerable taxa to becoming unsustainable in the EPO as a result of tuna fisheries (Griffiths *et al.* 2018; Duffy *et al.* 2019).

The objective of the present paper was to update the Ecopath with Ecosim model of the eastern tropical Pacific Ocean (ETP) ecosystem developed by Olson and Watters (2003) with new time series of catch data to calculate updated values for a range of ecological indicators as a means of assessing the historic and recent (2018) status of the ecosystem. Given the increasing use of FADs in the EPO, a secondary aim of

the paper was to simulate the potential consequences of increasing and decreasing fishing effort on FADs over the next 10 years on the biomass of target tuna species, bycatch species, and the structural integrity of the ecosystem.

2. METHODS

2.1. Updating procedure for the ETP7 Ecopath ecosystem model

Ecological analyses were conducted using the ETP7 EwE model Olson and Watters (2003) that was updated from EwE software version 5.1 to 6.5 in 2019 by Griffiths and Fuller (2019) and further updated to version 6.6 in the present study. The model area covers 20°N–20°S and 150°W to the continental shelf break along the coast of the Americas, covering approximately 32.8 million km². The data initially used to parameterize the model, the balancing procedure, and calibration to time series data are described in Olson and Watters (2003).

Three fisheries were included in the model: purse-seine, pelagic longline, and pole-and-line. However, to properly characterize the purse-seine effort in a modelling environment, the fishery was divided into three separate fisheries defined by their predominant set type: sets in association with natural or artificial floating objects (OBJ), sets on free-swimming tuna schools not associated with floating objects (NOA), and sets made on dolphins (DEL). Annual catch of each species from the IATTC tuna, bycatch, and discard databases were assigned to a relevant functional group defined in the model.

2.1.1 Characterization of the eastern tropical Pacific Ocean ecosystem in Ecopath

The year 1993 was the initial Ecopath model reference period chosen by Olson and Watters (2003) to characterize the static description of the trophic flows in the ETP model, since predator dietary data and high quality observer data for Class 6 purse-seine vessels were available. The reference year remained unchanged in the present assessment since insufficient additional dietary information has been collected across multiple trophic levels in the intervening years (but see Olson *et al.* 2014; Duffy *et al.* 2015; 2017; 2021) to warrant updating the model's diet matrix.

During 2019–2020, IATTC staff improved the catch estimates for bycatch species reported to the IATTC by CPCs as Task I data for a range of smaller coastal fisheries (e.g. longline, gillnet), which had previously been aggregated into a general category called “other fisheries”. Upon disaggregation it became apparent that significant catches of species (e.g. silky shark) were taken in coastal longline fisheries (also see IATTC, 2014). Therefore, data for “other fisheries” was disaggregated into its constituent fisheries and added to the Ecopath model, which resulted in the model requiring rebalancing since the additional catches increased the fishing mortality for several functional groups. This required reparameterization of the production to biomass ratio (P/B) ratio, which is equivalent to total mortality (Z), as the model interprets the additional fishing mortality as a loss in net biomass available for predators and prey. As a consequence, the consumption to biomass ratio (Q/B) also requires adjustment in order for the P/B ratio to fall within biologically plausible range, generally 0.05–0.3 for most living, non-planktonic groups (Christensen *et al.* 2009).

The model was also improved by using available stock assessment data and life history parameters for commercially-important species to define multi-stanza delay-difference sub-models within Ecopath. These sub-models link energy flows between the different ontogenetic stanzas believed to have very different ecological and biological characteristics, in particular diet composition. In the original ETP7 model there were several species represented as separate ontogenetic functional groups (e.g. small and large yellowfin tuna) but they were not linked, resulting in these groups acting as independent biomass pools. In other words, the biomass of an older life stanza for a particular species was not directly influenced by changes in the biomass of the young life stage. Each multi-stanza delay-difference model required input parameters of biomass, Z ($\approx P/B$) and consumption (Q/B) for a “leading” stanza, and the

model then calculates values for these parameters for the remaining stanza.

2.1.2 Rebalancing the ETP7 model

Once all model parameters were estimated from the available datasets and literature for 1993, multi-stanza models were constructed for yellowfin tuna, bigeye tuna, swordfish, sailfish, dorado, and wahoo. Balancing then began by first focusing on the functional groups for which the most reliable information was available, such as from stock assessments or quantitative population surveys. The model was attempted to be balanced by first focusing on preliminary ecotrophic efficiency (EE) values, which is the proportion of a group's biomass that is utilized within the system, and production to consumption ratios (P/Q) estimated by Ecopath for these key species. For most living groups, the primary aim during balancing is to allow Ecopath to estimate an EE of around 0.95 for species that are either heavily fished or are expected to experience high predation rates (Christensen *et al.* 2009). In contrast, highly abundant and/or highly productive species (*e.g.* microzooplankton), or high trophic level predators that have very few natural predators in the absence of fishing (*e.g.* large sharks) are expected to have low EE values of 0.1–0.3. This indicates that only a small percentage of the species' biomass is utilized within the system, while the remainder is transferred to detritus or exported from the system.

In cases where the EE value was unrealistic—for example large yellowfin tuna initially had an EE of over 1,000,000—the biomass estimate was checked, followed by an inspection of the predation mortality and fishing mortality calculated by Ecopath. Commonly, the most scientifically defensible option to reduce the EE of a group—when all other parameters appear plausible—is to slightly reduce the proportion it contributes to the diets of predators that have a very high biomass or are highly productive. The converse applies where the EE is too low, requiring greater predation mortality when all other parameter values are considered valid. These are common approaches used by Ecopath practitioners since the diet composition of most marine predators is often highly variable in space and time and an Ecopath model attempts to capture this variability for a single year. In many respects the initial diet composition of a group should be viewed as a reasonable starting point with an expectation of fine-tuning using knowledge of the species and the system (see Christensen *et al.* 2009).

After the EE values were considered reasonable, the P/Q estimate for each group was checked to ensure it was biologically realistic. In most cases, P/Q should be 0.1–0.3. In cases where P/Q was unrealistic, such as for large bigeye tuna initially having a P/Q of 0.004, the P/B and Q/B values were inspected and revised appropriately. It was often the case that daily ration estimates from the literature were underestimated or unreliable, while the P/B value was underestimated due to mis-specified von Bertalanffy growth parameters from which natural mortality (*M*) was estimated, or a lack of reliable fishing mortality information, which was generally the case for bycatch species. Further searches of the literature or sourcing unpublished work or expert opinion often provided more reliable information that assisted in producing more reasonable P/B estimates.

Once the aforementioned process was completed for the groups having the most reliable information, it was then applied sequentially to prey of these groups occupying lower trophic levels, and so on.

2.1.3 Diagnostics of Ecopath model validity and stability

On completion of the balancing process, 'best practice' procedures were followed (Heymans *et al.* 2016) and "PREBAL" (Link 2010) diagnostics tests undertaken to assess the biological and ecological validity and overall stability of the balanced model. Once it was confirmed that the underlying biological and ecological assumptions of the Ecopath model had been satisfied using the recommendations of Link (2010) and Heymans *et al.* (2016), the thermodynamic stability of the model was assessed. The model was transferred to Ecosim and run for 1000 years in the absence of fishing to assess the model's temporal stability and to observe whether any group approached extinction, increase indefinitely, or demonstrate erratic or

oscillatory trends in their biomass. The model produced a stable ‘flat line’ for all functional groups with no indication of temporal instability. These diagnostic tests confirmed that the Ecopath model was robust and ready to be used for forecasting changes to the structure of the ecosystem under fishing effort scenarios specified in Ecosim.

2.1.4 Calibration of the ETP7 model to time series data

Although Ecopath is a static representation of the ecosystem, the state of the ecosystem can be estimated using Ecosim (Walters *et al.* 1997). To improve the realism of Ecosim model predictions, it is common for practitioners to calibrate the model to time series of observed¹ population and/or catch trends for specific functional groups, ideally a range of groups representing different trophic levels. The original ETP7 Ecosim model was calibrated to biomass, total mortality and catch for four functional groups representing two of the most economically important species in the EPO tuna fishery: small (<90 cm FL) and large (>90 cm FL) yellowfin tuna, and small (<80 cm FL) and large (>80 cm FL) bigeye tuna.

The present study calibrated the Ecosim model to data time series for 28 of the model’s 39 functional groups (Table 1). For species having a stock assessment undertaken in the EPO, time series of biomass, F and catch time series were used (all commercially important species), while biomass derived from fishery independent surveys (see survey descriptions by Gerrodette *et al.* 2008) and reported or observed catches were used for cetaceans. In the case of biomass data time series, values were scaled relative to the value for the year used to characterize the Ecopath model (1993). For each of the remaining functional groups, annual catch (retained + discards) for the period 1993–2018 was used.

The data for the 28 functional groups were imported into Ecosim and weighted on an arbitrary scale of 1–5 according to the perceived reliability of the data and its relative importance in driving the model fitting procedure. The 38 most sensitive interactions (*i.e.* the total number of functional groups in the model minus 1) between predators and prey were identified using the non-linear search procedure within Ecosim. The prey vulnerability rate (v)—the rate at which a prey can move between vulnerable and invulnerable states—for the most sensitive predator-prey interactions was then iteratively adjusted until the sums of squares (SS) was minimized to produce the ‘best’ model fit. This process was repeated 20 times, each from different starting values—and v values being reset before each iteration—to minimize the chance of the non-linear search procedure becoming ‘trapped’ in local parameter minima. The matrix of vulnerability values by predator/prey interaction that contributed to the fit with the lowest SS from the 20 iterations was then used as the ‘optimal’ vulnerability matrix.

In searching for the best combination of v values, the time series data were linked to an estimated trend of primary productivity anomalies, in the form of a forcing function, forced upon the “Large phytoplankton” and the “Small producers” groups. A variance value of 10 was used for the model fitting, implying that the model should attempt to capture any abrupt variability in the biomass and catch data through time. This procedure did not significantly reduce the SS and so the forcing function was removed and not included in any of the final Ecosim simulations.

Once the optimal vulnerability search was complete, v values were inspected to ensure they were ecologically realistic. Although some adjustments were initially made to v values that often resulted in better visual fits of the Ecosim model to observed data, they often resulted in a poorer statistical fit (lower SS) or required unrealistic parameter values, so they were disregarded. Further detailed descriptions of fitting Ecosim models to time-series data can be found in Christensen *et al.* (2009).

¹ In this paper, the term “observed” refers to quantities that are actually measured (*e.g.* catch), model-derived quantities such as biomass and fishing mortality derived from stock assessment models, or lengths/weights derived from length-weight relationships or age-length curves to differentiate between values estimated by Ecosim (*i.e.* “predicted”).

2.2 Ecological indicators

Annual values for 7 ecological indicators describing the ETP were estimated in Ecosim. A full description of available ecological indicators and the justification for use of the 7 indicators chosen to characterize the EPO ecosystem is provided in Griffiths and Duffy (2019). These consist of three catch-based (TL_c , Marine trophic index, Fishing in Balance index) and four community-based indicators (Mean trophic level of the community for trophic levels 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0, and > 4.0), based on the recommendations of Shannon *et al.* (2014). A brief description of each indicator is provided below.

2.2.1 Mean trophic level of the catch (TL_c)

The mean trophic level of the catch (TL_c) by fisheries can be a useful indicator of how fisheries are changing their fishing or targeting practices in response to changes in the abundance or catchability of traditional target species. For example, declines in the abundance of large predatory fish by overfishing can result in fisheries progressively targeting species at decreasing trophic levels to remain profitable. Studies that have documented this “fishing down the food web” (Pauly *et al.* 1998), have shown that the TL_c decreased by around 0.1 of a trophic level per decade and is the magnitude of change considered in the present assessment.

2.2.2 Marine trophic index (MTI)

The marine trophic index (MTI) is similar to TL_c , but it only includes high trophic level species ($TL > 4.0$) that are usually the first indicator of ‘fishing down the food web’. Some ecosystems, however, have changed in the opposing direction, from lower to higher TL communities, sometimes as a result of improved technologies to allow exploitation of larger species—referred to as “fishing up the food web”. In other situations, the MTI can increase due to improved catch reporting, whereby previously unreported catches of discarded predatory species, such as sharks, are now recorded.

2.2.3 Fishing in Balance (FIB) index

The FIB index (Pauly *et al.* 2000) provides an indication of whether fisheries are balanced in ecological terms and not causing disruption to the functionality of the ecosystem. FIB incorporates the MTI and can provide an indication of overfishing when catches do not increase as expected (or a decrease in TL_c) given available productivity in the system, or if the effects of fishing are sufficient to compromise the functionality of the ecosystem ($FIB < 0$). In contrast, FIB can indicate an expansion of the fishery (e.g. increase in diversity and/or biomass of bycatch) ($FIB > 0$).

2.2.4 Mean trophic level of the modelled community (TL_{MC})

The mean trophic level of the community (TL_{MC}) modelled by Ecopath was described by Shannon *et al.* (2014), where they estimated the mean trophic level for specific components of an ecosystem. These indicators allow the researcher to examine changes in the ecosystem structure after biomass removals by fishing. In the case of the EPO, TL thresholds were 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0, and > 4.0 . These indicators can be used in unison to detect trophic cascades, whereby a decline in biomass of $TL_{MC4.0}$ due to fishing, would be expected to increase the biomass of $TL_{MC3.25}$, as predation pressure is reduced, which in turn would decrease the biomass of $TL_{MC2.0}$, which would subsequently experience higher predation pressure.

2.2.5 Shannon's index

Shannon's index (H) (Shannon 1948) is widely used in ecology as a measure of species diversity, that is, species richness and their relative proportion in a community (or ‘evenness’), generally measured in terms of biomass or number of individuals. Since the number of functional groups in an Ecopath model is fixed, the index essentially measures evenness. Thus, in the case of an Ecopath model, the relative difference in the biomass of functional groups.

2.3 Simulating the ecological impacts of proposed tuna conservation measures

Simulations of maintaining or changing the number of OBJ sets were undertaken in Ecosim to explore the potential ecological consequences of changing fishing effort regimes over the next 6 years to 2024. Specifically, the following two management scenarios were simulated.

Status quo: maintaining the 2018 effort levels for all fisheries to 2024,

OBJ increase: linearly increasing the number of OBJ sets from 11,871 sets in 2018 to 13,883 in 2024.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Rebalancing and fitting the model to time series data

The rebalancing process successfully resulted in a thermodynamically stable model where the biomass of no functional group deviated by more than 0.01% over a 1000-year simulation in the absence of fishing. The subsequent model fitting to time series data resulted in good fits to observed biomass and/or catch data for most functional groups ([Figures 2](#) and [3](#)). Exceptions were fits to catch for small yellowfin tuna and biomass for small bigeye tuna prior to 2000, which was also identified as a period of abrupt change in the stock assessments for these species (Minte-Vera *et al.* 2020; Xu *et al.* 2020).

Another exception was large sharks where although the general biomass trend was reproduced by Ecosim, the estimated catches were significantly underestimated prior to 2007 and overestimated thereafter. This is likely a result of using silky shark population indicators to represent a large number of shark species whereby some species may have had opposing trends in biomass. For example, it is now well accepted that the populations of silky and oceanic white-tip sharks have declined significantly over the past three decades ([BYC-10 INF-A](#)), but the total catch of other large sharks such as blue, mako and hammerhead sharks have increased over the past decade (see Figure J-3 in IATTC, 2020a). Therefore, using the declining silky shark population biomass trend, the model predicted a concordant trend in catch. Similar explanations can be made for the poor catch predictions made for toothed whales, spotted dolphins and mesopelagic dolphins prior to about 2005, where fishery independent surveys established estimates of absolute abundance for individual species, while catches are available for a suite of species.

Overall, the results from the model fits suggest that the ETP-21 Ecosim model is capable of reproducing previous biomass states of key functional groups, and therefore providing some confidence that the model is likely capable of predicting the future state of the ecosystem for prescribed fishing effort regimes.

3.2 Status of the EPO ecosystem as interpreted from ecological indicators

[Figure 4](#) shows the trends in ecological indicator values for assessments conducted in 2019 (gray lines) and 2021 (color lines). The addition of the new ‘industrial’ longline data and the disaggregated data submitted by CPCs for their domestic fisheries significantly changed the magnitude of values for all 7 indicators. Most importantly, the peak in the mean trophic level of the catch (TL_c) in 1991 was estimated to be around 4.69 and 4.77 in the 2019 and current assessments, respectively. These values declined to 4.65 in 2017, in both assessments indicating that the decline in TL_c is likely to be larger than previously assumed. In the current assessment, TL_c declined by about 0.12 of a trophic level over the past 28 years, or 0.04 trophic levels per decade.

After 1991, TL_c continued to decrease to around 1996, due to the rapid expansion of the fishery from 1993 where there were increasing catches in the intervening period of high trophic level bycatch species that also aggregate around floating objects (*e.g.* sharks, billfish, wahoo and dorado). This expansion is seen in the FIB index that exceeds zero during the same period, and a change in the composition of the community indicated by a sharp decrease in Shannon’s index ([Figure 4](#)). From the early 2000s, TL_c, MTI, and Shannon’s

index all show a continual decline, while the FIB gradually increased further from zero to its peak in 2018 at 0.97—substantially higher than the peak of 0.66 in the 2019 assessment (Figure 4). Both TL_c and MTI reached among their lowest historic levels in 2018 (Figure 4).

The aforementioned indicators generally describe the change in the exploited components of the ecosystem, whereas community biomass indicators describe changes in the structure of the ecosystem once biomass has been removed due to fishing. Figure 4 shows the biomass of the $TL_{MC4.0}$ community in 1986 (4.493) just prior to the increase in FAD fishing effort in 1993 but has continued to decline to 4.47 in 2018. As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2018 the biomass of the $TL_{MC3.25}$ community increased from 3.801 to 3.829, while the biomass of the $TL_{MC2.0}$ community increased from 3.092 to 3.107.

Together, these indicators show that there has likely been a change in the ecosystem structure over the 40-year analysis period. The consistent patterns of change in each ecological indicator, particularly in the mean trophic level of the communities since 1993, certainly warrant the continuation, and ideally an expansion, of monitoring programs of fisheries in the EPO.

3.3 Simulating the potential ecological impacts of changing FAD fishing effort in the EPO

3.3.1 Biomass changes for key species

Maintaining and increasing the number of OBJ sets both resulted in the same direction—but differing magnitude—of change in the biomass of the 15 functional groups shown in Figure 3. Specifically, this was a decrease in biomass of all target tuna species (yellowfin, bigeye and skipjack tunas) and small and large sharks, and an increase in biomass of bycatch species including both small and large size classes of marlins, dorado and wahoo, as well as rays and turtles (Figure 5).

For functional groups that were predicted to decline in biomass, under the *status quo* scenario the predicted decline in biomass in target species was less than 3%, while the decline in small and large sharks was 8.6% and 6.8%, respectively (Figure 5). Under scenario where the number of OBJ sets increased linearly to 2024, the biomass of target species was expected to decrease by 4.7% and 5.4% for yellowfin and bigeye tunas, respectively, but only 0.67% for skipjack. However, the decline in the biomass of small and large sharks substantially decreased to 13.8% and 10.4%, respectively.

For functional groups that were predicted to increase in biomass, under the *status quo* scenario the increase in biomass for bycatch species that are frequently retained was expected to be between 1.1% (large marlins) and 3.3% (small dorado), and between 0.7% and 1.1% turtles and rays and, respectively, which are released or discarded (Figure 5). Although many bycatch species that are frequently retained due to their economic value (e.g., billfish and dorado) have a high affinity with floating objects, it may appear surprisingly that the biomass of these species groups increased by a further 1–2% under the increasing OBJ sets scenario. Although this increase seems counterintuitive given the increase in fishing mortality on these species, this type of result is common in ecological systems, where ‘the predator of my predator is my friend’. The increase in FAD effort caused a substantial decrease in the biomass of the primary predators of these species (i.e. small and large sharks and tunas). The predation pressure was so high (e.g. small wahoo 1.42 yr^{-1} , large dorado 1.654 yr^{-1}) that the increase in fishing mortality from 2018 to 2024 (small wahoo 0.006 yr^{-1} to 0.008 yr^{-1} , large dorado 0.002 yr^{-1} to 0.006 yr^{-1}) was negligible by comparison, thus allowing the biomasses of these bycatch species to increase.

3.3.2 Changes in ecosystem structure

Figure 6 shows the simulated changes in values of seven ecological indicators under the two management scenarios. As for biomasses of key species, both scenarios resulted in the same direction—but differing magnitude—of change in the values from each ecological indicator. Continuing the 2018 fishing effort

regime to 2024 will result in declines in TL_c , MTI, Shannon's index, and $TL_{MC4.0}$, and increases in the FIB, $TL_{MC3.25}$, and $TL_{MC2.0}$. Increasing the number of OBJ sets is predicted to have the same directional change as continuing the *status quo*, but the magnitude of this change is higher. Together, these indicators show that maintaining or increasing the number of OBJ sets even over a period as short as 6 years is likely to change the dynamics of the ETP ecosystem further from its likely already altered state assumed to be caused primarily by decades of industrial fishing (FIB index; [Figure 4](#)). Although the 6-year simulation period is too short to identify potentially detrimental ecological consequences of fishing, such as trophic cascades, perpetual increases in purse-seine fishing effort, coupled with the impacts of the industrial longline and coastal fisheries and a changing climate, may eventually drive the ecosystem to a tipping point from which its altered internal dynamics can no longer be reversed by any level of fisheries management intervention (see Travis *et al.* 2014).

3.4 Considerations for future work

There are a number of assumptions to consider when interpreting the simulation results of the present study. Since the primary objective of the work was to explore the potential ecological impacts of maintaining or increasing the number of OBJ sets, which has dramatically increased by around 50% every 5 years since 1993, it was assumed that there would be no change in effort in any other EPO tuna fishery during the 6-year simulation period. This is unlikely to be the case, particularly for the longline fishery, where effort in the EPO approximately doubled in the period 2008–2015 (Griffiths and Duffy 2017). Since the longline fishery primarily targets large bigeye tuna, swordfish, and albacore, a continued increase in OBJ effort, as has been observed over the past 10 years, may begin to present a significant interaction with the purse-seine fishery that targets small bigeye tuna. As was predicted by the model, even increasing the number of OBJ sets by 2,012 over the next 6 years may have a reasonable impact on small bigeye tuna (5.37%), which was predicted to result in a reduction in the adult stock biomass of 3.78%.

An important consideration when interpreting the results from the ETP-21 model is that the model's underlying diet matrix—the component of the model that defines the trophic linkages between species in the ecosystem—has remained unchanged from the original ETP7 model as is based on stomach content data from fish collected over two decades ago. This period was before the expansion of the FAD fishery, and as demonstrated in the results of the analyses in this paper, the trophodynamics of the ecosystem is likely to have significantly changed, bringing in to question the realism of ecosystem model predictions for use in tactical fisheries management. Furthermore, these diet data were supplemented with data from other regions of the Pacific Ocean and beyond where no local data were available for a particular species or functional group. Given the significant environmental changes that have been observed in the EPO over the past decade, in the form of some of the strongest El Niño events on record (Kintisch 2015; Cai *et al.* 2018), it stands to reason that there is a critical need to collect trophic information from not only species of economic (e.g. tunas) or conservation (e.g. sharks) importance, but also their prey, and the base of the food web (i.e. phytoplankton), which can have a significant impact in oligotrophic oceanic ecosystems that are often thought to be controlled by 'bottom-up' processes (Hunt and McKinnell 2006).

Sampling of predator stomachs has been successful in collaboration with observers from the IATTC and national programs (e.g. Olson and Galvan-Magaña 2002; Olson *et al.* 2014), albeit nearly two decades ago. Therefore, a consideration for future research at the IATTC arising from this work is a trophic sampling program relying on observer collections, as well as through collaboration with CPCs, and other stakeholders (e.g. universities, research institutes), who may have a vested interest in having access to an up-to-date and reliable ecosystem model that can be used to explore the potential ecological consequences of future anthropogenic and/or environmental impacts.

Similarly, many of the biological parameters in the ETP-21 model have been derived from other ocean basins or related species, thus introducing some uncertainty in the magnitude of estimated trophic flows

in the ecosystem. The consumption to biomass ratio (Q/B) is an influential parameter in Ecopath models, as it describes the energy requirements of predators and the required standing biomass of their prey. Unfortunately, it is one of the most difficult parameters to measure for pelagic fishes, since large and highly specialized facilities are required to hold large predators such as tunas in order to undertake experiments on their consumption requirements. As a result, there are very few experimentally derived estimates of consumption and daily ration for tunas (Magnuson 1969; Olson and Boggs 1986; Olson and Mullen 1986).

Fortuitously, the IATTC's Achotines facility in Panama is equipped to undertake such experiments, with several species of large pelagic fishes available for capture for experiments in nearby waters, where the continental shelf break exists around 12 km from the coast. The staff is exploring the possibility of undertaking projects at the Achotines Laboratory to begin to fill the data gaps in our knowledge in the trophic ecology of pelagic fishes in the EPO, which will in turn provide the most reliable parameter estimates for future ecosystem models for the EPO. The IATTC staff are currently undertaking a comprehensive review of methods to experimentally determine Q/B that may be applied to a range of pelagic predators that occupy different trophic levels in the EPO ecosystem and are locally abundant in the waters adjacent to the Achotines facility ([SAC-10 INF-E](#)).

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Alexandre Aires-da-Silva for reviewing this manuscript.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-Da-Silva, A., Valero, J.L., Maunder, M.N., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, C., Román, M.H., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J. and Carranza, M.N. 2017. Exploratory stock assessment of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Pacific Ocean. 7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06a(i).
- Bailey, M., Bush, S., Oosterveer, P. and Larastiti, L. 2016. Fishers, fair trade, and finding middle ground. *Fisheries Research* 182: 59-68.
- Baum, J.K. and Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* 78: 699-714.
- Bromhead, D., Foster, J., Attard, R., Findlay, J. and Kalish, J. 2003. A review of the impact of fish aggregating devices (FADs) on tuna fisheries. Final report to the Fisheries Resources Research Fund. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia.
- Cai, W., Wang, G., Dewitte, B., Wu, L., Santoso, A., Takahashi, K., Yang, Y., Carréric, A. and Mcphaden, M.J. 2018. Increased variability of eastern Pacific El Niño under greenhouse warming. *Nature* 564: 201.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insights for models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology* 53: 128-142.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. and Forest, R. 2009. Ecopath with Ecosim Version 6 User Guide. University of British Columbia Fisheries Centre, Vancouver, Canada.
- Cox, S.P., Essington, T.E., Kitchell, J.F., Martell, S.J.D., Walters, C.J., Boggs, C. and Kaplan, I. 2002. Reconstructing ecosystem dynamics in the central Pacific Ocean, 1952-1998. II. A preliminary assessment of the trophic impacts of fishing and effects on tuna dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1736-1747.
- Dagorn, L., Holland, K.N., Restrepo, V. and Moreno, G. 2013. Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? *Fish and Fisheries* 14: 391-415.
- Daskalov, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53-63.

- Duffy, L.M., Olson, R.J., Lennert-Cody, C.E., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N. and Kuhnert, P.M. 2015. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 162: 571-593.
- Duffy, L.M., Kuhnert, P.M., Pethybridge, H.R., Young, J.W., Olson, R.J., Logan, J.M., Goñi, N., Romanov, E., Allain, V., Staudinger, M.D. and Abecassis, M. 2017. Global trophic ecology of yellowfin, bigeye, and albacore tunas: Understanding predation on micronekton communities at ocean-basin scales. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 140: 55-73.
- Duffy, L.M., Lennert-Cody, C.E., Olson, R.J., Minte-Vera, C.V. and Griffiths, S.P. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 219.
- Duffy, L.M., Griffiths, S.P., Olson, R.J., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N. and Alatorre-Ramírez, V. 2021. Spatial and ontogenetic variation in the trophic ecology of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 168.
- Gerrodette, T., Watters, G., Perryman, W. and Ballance, L. 2008. Estimates of 2006 dolphin abundance in the eastern tropical Pacific, with revised estimates from 1986-2003. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-422. National Marine Fisheries Service, La Jolla, USA.
- Griffiths, S.P., Olson, R.J. and Watters, G.M. 2013. Complex wasp-waist regulation of pelagic ecosystems in the Pacific Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 23: 459-475.
- Griffiths, S.P. and Duffy, L. 2017. A preliminary metadata analysis of large-scale tuna longline fishery data in the eastern Pacific Ocean: a precursor to Ecological Risk Assessment. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07b.: 1-34.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M. and Román, M.H. 2018. Development of a flexible ecological risk assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch species in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2018, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-12: 38.
- Griffiths, S.P., Allain, V., Hoyle, S.D., Lawson, T.A. and Nicol, S.J. 2019. Just a FAD? Ecosystem impacts of tuna purse-seine fishing associated with fish aggregating devices in the western Pacific Warm Pool Province. *Fisheries Oceanography* 28: 94-112.
- Griffiths, S.P. and Fuller, L. 2019. An updated ecosystem model of the eastern tropical Pacific Ocean: analysis of ecological indicators and the potential impacts of FAD fishing on ecosystem dynamics. 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2018, La Jolla, California, USA. Document SAC-10 INF-H: 16.
- Gutiérrez, N.L., Valencia, S.R., Branch, T.A., Agnew, D.J., Baum, J.K., Bianchi, P.L., Cornejo-Donoso, J., Costello, C., Defeo, O. and Essington, T.E. 2012. Eco-label conveys reliable information on fish stock health to seafood consumers. *PLoS One* 7: e43765.
- Hall, M. and Roman, M. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper* 568: 249.
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C. and Christensen, V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331: 173-184.
- Hunt, G.L. and Mckinnell, S. 2006. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 68: 115-124.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2014. A collaborative attempt to conduct a stock assessment for the silky shark in the eastern pacific ocean (1993-2010): update report. 5th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 12-16 May 2014, La Jolla, California, USA. Document SAC-05 INF-F.

- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2018. The fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2017. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-03.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2020a. Ecosystem considerations. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-12.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2020b. Report on the tuna fishery, stocks, and ecosystem in the eastern Pacific Ocean in 2019 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 30 November-4 December 2020, by videoconference. Document IATTC-95-05.
- Itano, D.G. and Holland, K.N. 2000. Tags and FADs - movements and vulnerability of bigeye tunas in relation to FADs and natural aggregation points. *Aquatic Living Resources* 13: 213-223.
- Joseph, J. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern pacific ocean: Biological, economic, and political impacts. *Ocean Development and International Law* 25: 1-30.
- Kintisch, E. 2015. 'The Blob' invades Pacific, flummoxing climate experts. *Science* 348: 17-18.
- Lennert-Cody, C., Aires-Da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2019. Updated stock status indicators for silky sharks in the Eastern Pacific Ocean (1994-2018). 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, La Jolla, California. Document SAC-10-17.
- Lezama-Ochoa, N., Murua, H., Hall, M., Román, M., Ruiz, J., Vogel, N., Caballero, A. and Sancristobal, I. 2017. Biodiversity and habitat characteristics of the bycatch assemblages in fish aggregating devices (FADs) and school sets in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 4: 265.
- Link, J.S. 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: A plea for PREBAL. *Ecological Modelling* 221: 1580-1591.
- Magnuson, J.J. 1969. Digestion and food consumption by skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Transactions of the American Fisheries Society* 98: 379-392.
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Xu, H., Valero, J.L., Lennert-Cody, C. and Aires-Da-Silva, A. 2020. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California. Document SAC-11-06-REV: 79.
- Moffitt, E.A., Punt, A.E., Holsman, K., Aydin, K.Y., Ianelli, J.N. and Ortiz, I. 2016. Moving towards ecosystem-based fisheries management: Options for parameterizing multi-species biological reference points. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 134: 350-359.
- Olson, R.J. and Boggs, C.H. 1986. Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*): Independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1760-1775.
- Olson, R.J. and Mullen, C.H. 1986. Recent developments for making gastric evacuation and daily ration determinations. *Environmental Biology of Fishes* 16: 183-191.
- Olson, R.J. and Galvan-Magaña, F. 2002. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 100: 279-298.
- Olson, R.J. and Watters, G.M. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern Tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 22: 135-211.
- Olson, R.J., Duffy, L.M., Kuhnert, P.M., Galvan-Magana, F., Bocanegra-Castillo, N. and Alatorre-Ramirez, V. 2014. Decadal diet shift in yellowfin tuna *Thunnus albacares* suggests broad-scale food web changes in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 497: 157-178.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V. and Walters, C.J. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57: 697-706.

- Polovina, J.J., Abecassis, M., Howell, E.A. and Woodworth, P. 2009. Increases in the relative abundance of mid-trophic level fishes concurrent with declines in apex predators in the subtropical North Pacific, 1996–2006. *Fishery Bulletin* 107: 523–531.
- Roux, J.-P., Van Der Lingen, C.D., Gibbons, M.J., Moroff, N.E., Shannon, L., J., Smith, A.D.M. and Cury, P.M. 2013. Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fishes: lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science* 89: 249-284.
- Schaefer, K.M. and Fuller, D.W. 2007. Vertical movement patterns of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern equatorial Pacific Ocean, as revealed with archival tags. *Fishery Bulletin* 105: 379-389.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Shannon, L., Coll, M. and Shin, Y. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 512: 115-140.
- Travis, J., Coleman, F.C., Auster, P.J., Cury, P.M., Estes, J.A., Orensanz, J., Peterson, C.H., Power, M.E., Steneck, R.S. and Wootton, J.T. 2014. Integrating the invisible fabric of nature into fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 581-584.
- Walters, C., Christensen, V. and Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172.
- Xu, H., Minte-Vera, C., Maunder, M.N. and Aires-Da-Silva, A. 2018. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 and outlook for the future. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14–18 May 2018, La Jolla, California. Document SAC-09-05.
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V., Valero, J.L., Lennert-Cody, C. and Aires-Da-Silva, A. 2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California. Document SAC-11-06-REV: 61.

Table 1. Time series of data used to calibrate the ETP-21 Ecopath model to 2018.

Tabla 1. Series de tiempo de datos utilizadas para calibrar el modelo Ecopath ETP-21 a 2018.

Functional group	Data types	Fisheries	Time period	Data source
Small yellowfin tuna	Biomass, F, Catch	All	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020), IATTC (2020b) ²
Large yellowfin tuna	Biomass, F, Catch	All	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020) ²
Small bigeye tuna	Biomass, F, Catch	All	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Large bigeye tuna	Biomass, F, Catch	All	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Small dorado	Biomass, F, Catch	All	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Large dorado	Biomass, F, Catch	All	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Small sharks	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Large sharks	Relative abundance, Catch	Purse-Seine	1994–2018	Lennert-Cody <i>et al.</i> (2019)
Toothed whales	Numbers, Catch	Purse-Seine	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Spotted dolphins	Numbers, Catch	Purse-Seine	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Mesopelagic dolphins	Numbers, Catch	Purse-Seine	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Skipjack	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Albacore	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Pacific bluefin tuna	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
<i>Auxis</i> spp.	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Small marlins	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Large marlins	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Small sailfish	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Large sailfish	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Small swordfish	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Large swordfish	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Small wahoo	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Large wahoo	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Rays	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data
Turtles	Catch	All	1993–2018	IATTC unpublished data

² Multimodel estimates were computed taking into account all models used in the benchmark assessment and their weights

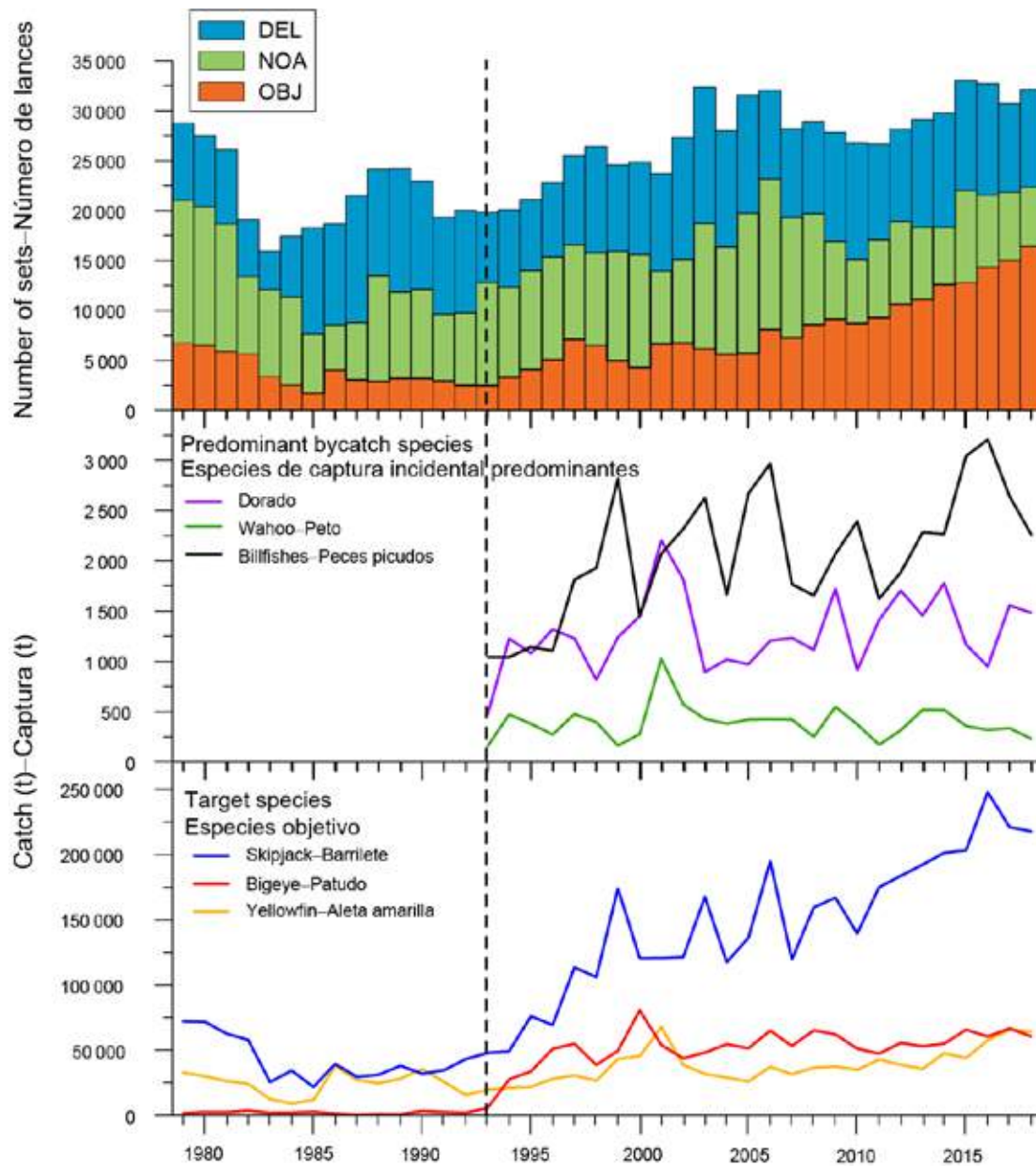


FIGURE 1. Time series of annual number of sets on dolphins (DEL), unassociated tuna schools (NOA) and floating objects (OBJ) in the EPO purse-seine fishery for 1979–2018 (top panel), with the total annual reported catch from OBJ sets for the predominant retained bycatch species of dorado, wahoo and billfishes (middle panel), and target species of skipjack, yellowfin and bigeye tunas (bottom panel). The dashed vertical line indicates the approximate year (1993) when the fishery began to increasingly set on artificial drifting floating objects and when reporting of non-target species began.

FIGURA 1. Series de tiempo del número anual de lances sobre delfines (DEL), cardúmenes de atunes no asociados (NOA) y objetos flotantes (OBJ) en la pesquería de cerco en el OPO para 1979-2018 (panel superior), con la captura anual total notificada de lances OBJ para las especies de captura incidental retenidas predominantes, a saber el dorado, el peto y los peces picudos (panel central) y especies objetivo, a saber el atún barrilete, aleta amarilla y patudo (panel inferior). La línea de trazos vertical indica el año aproximado (1993) en que la pesquería empezó a realizar cada vez más lances sobre objetos flotantes artificiales a la deriva y se empezó a informar sobre las especies no objetivo.

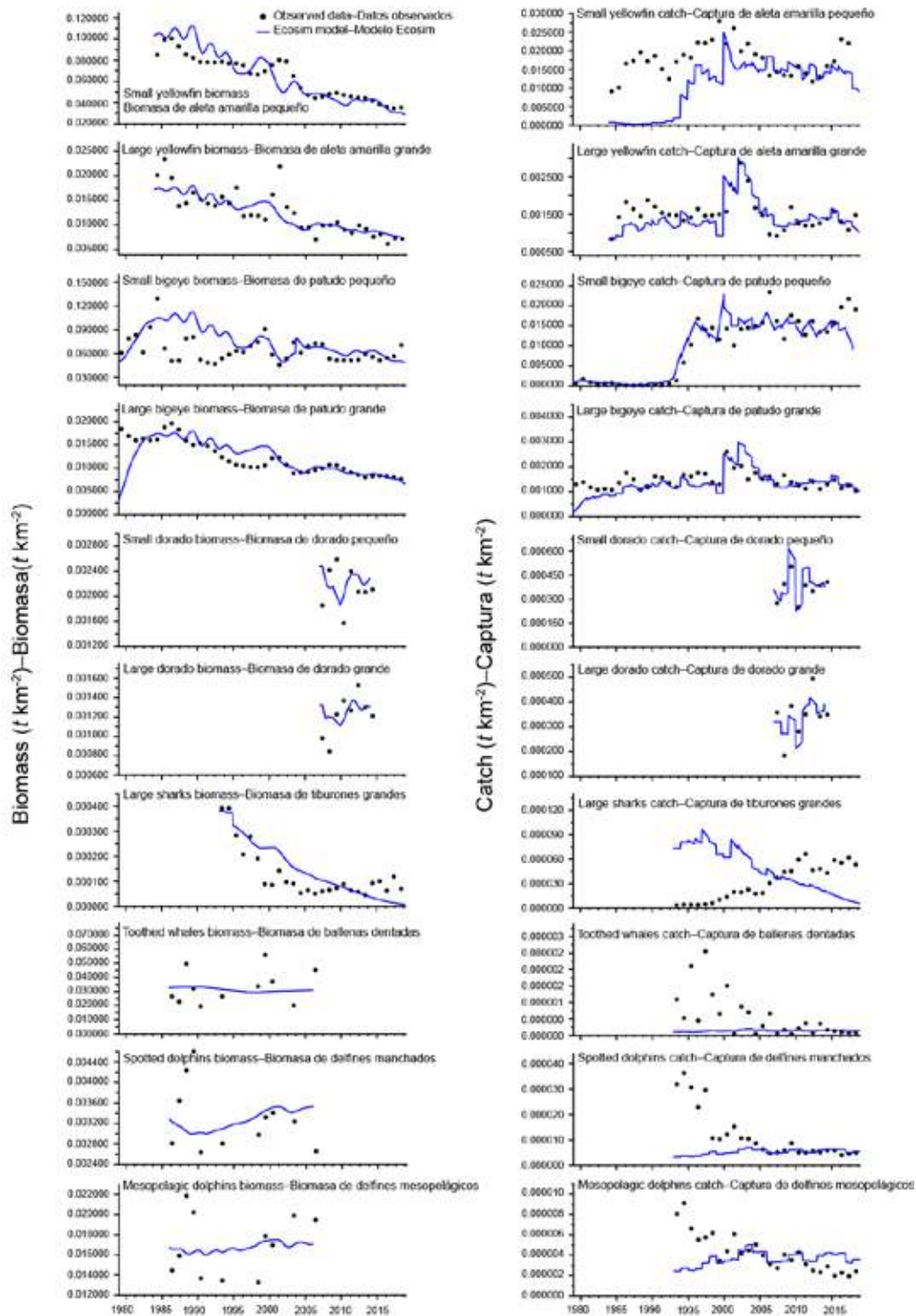


FIGURE 2. Ecosim model fits (solid lines) to observed¹ annual time-series data (black dots) for biomass ($t \text{ km}^{-2}$) and catches ($t \text{ km}^{-2}$) for 10 functional groups in the ETP-21 ecosystem model for 1979–2018.

FIGURA 2. Ajustes del modelo Ecosim (líneas sólidas) a datos observados¹ de series de tiempo anuales (puntos negros) para la biomasa ($t \text{ km}^{-2}$) y las capturas ($t \text{ km}^{-2}$) para 10 grupos funcionales en el modelo ecosistémico ETP-21 para 1979-2018.

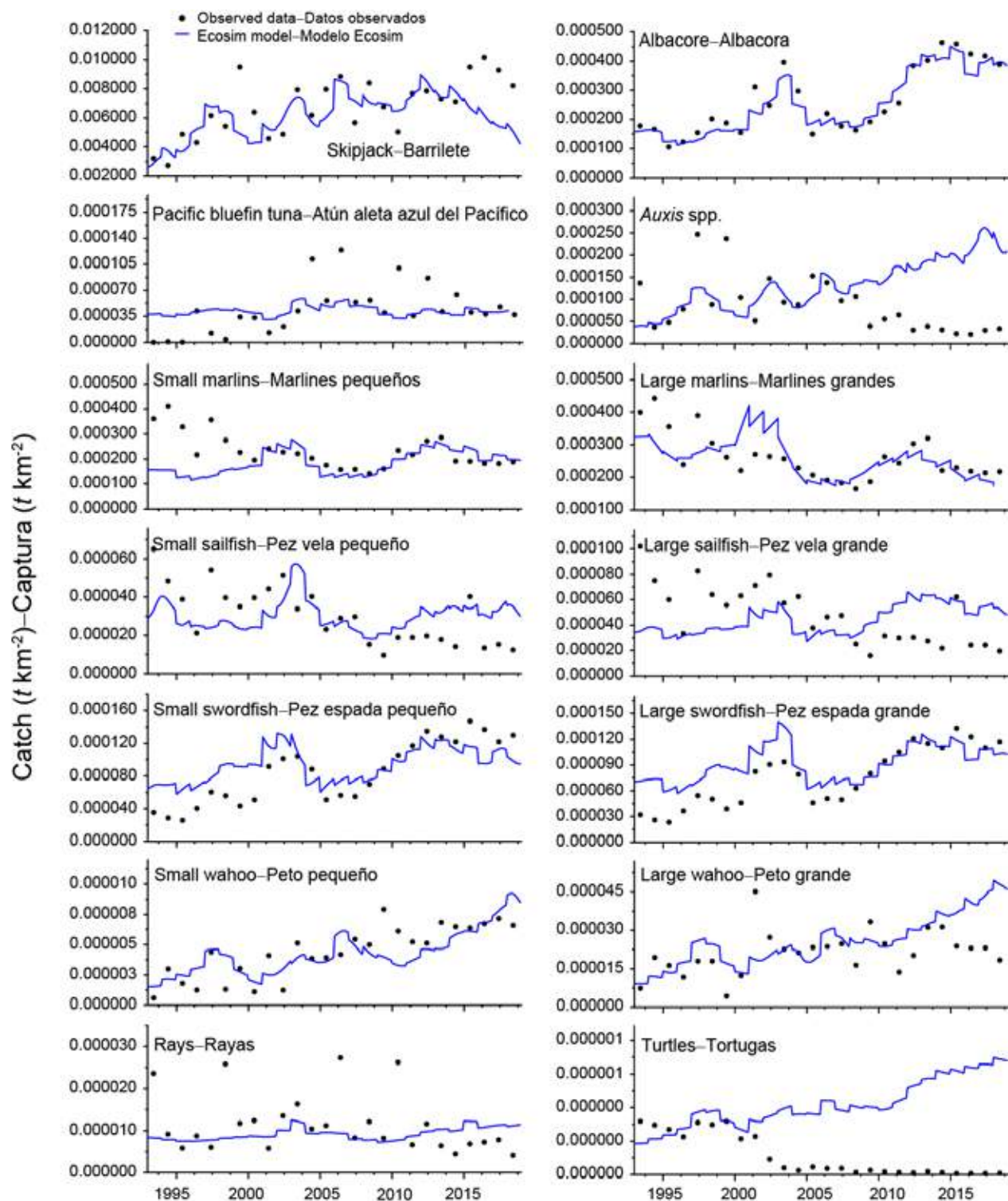


FIGURE 3. Ecosim model fits (solid lines) to observed annual time-series of catch data ($t\ km^{-2}$) (black dots) for 14 functional groups in the ETP-21 ecosystem model for which catch data were available.

FIGURA 3. Ajustes del modelo Ecosim (líneas sólidas) a series de tiempo anuales observadas de datos de captura ($t\ km^{-2}$) (puntos negros) para 14 grupos funcionales en el modelo ecosistémico ETP-21 para los que se disponía de datos de captura.

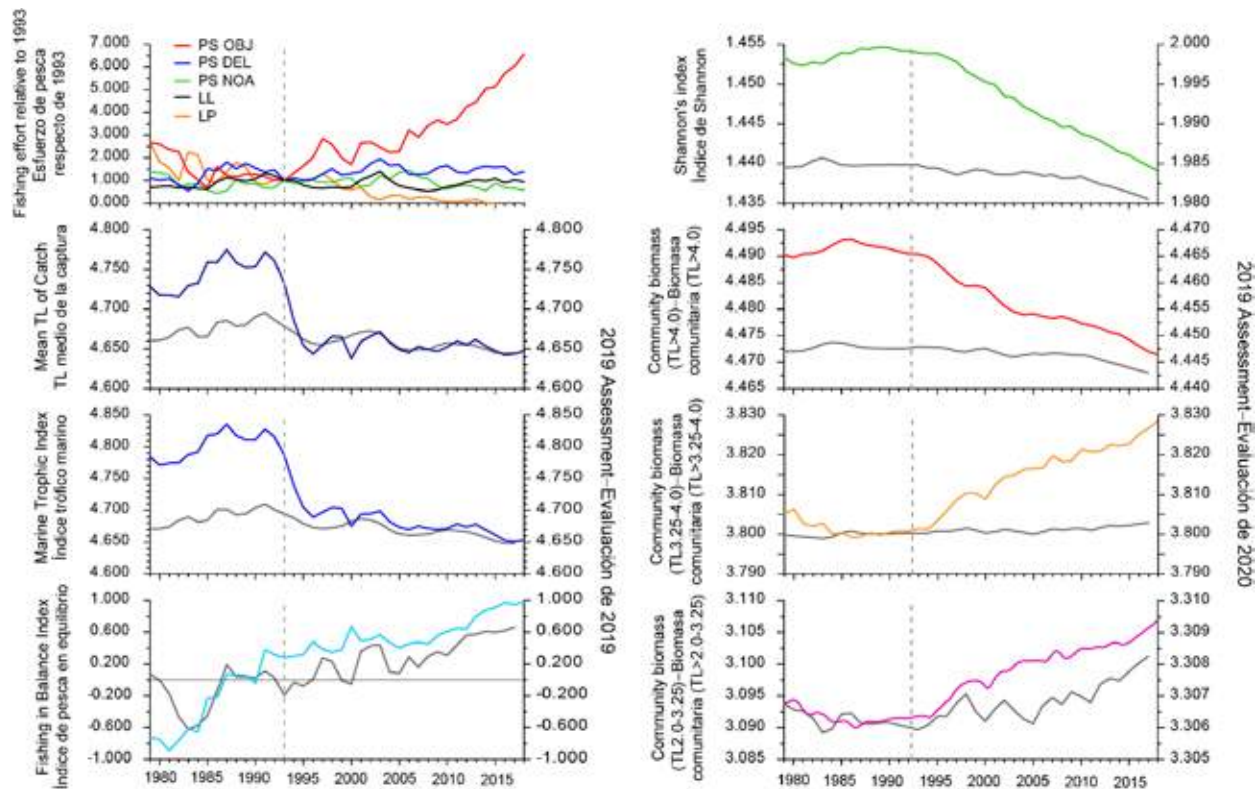


FIGURE 4. Annual values derived from a trophic mass-balance model of the eastern tropical Pacific Ocean ecosystem for seven ecological indicators that describe the changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1979–2018. The indicators include: mean trophic level of the catch, Marine Trophic Index, Fishing in Balance index, Shannon's index and the mean trophic level of the community for trophic levels 2.0–3.25, 3.25–4.0, and >4.0. Solid gray lines on each graph show the results from the 2019 assessment, prior to new longline data being added. An index of fishing effort—represented as effort relative to the ecosystem model's reference year of 1993—is shown for the same time period for purse-seine fisheries (OBJ, DEL, and NOA sets), the longline fishery, and the pole and line fishery. Vertical gray dashed lines denotes the approximate year (1993) when the purse-seine fishery began to change their fishing strategy to fish on artificial drifting floating objects.

FIGURA 4. Valores anuales derivados de un modelo trófico de balance de masas del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical para siete indicadores ecológicos que describen los cambios en diferentes componentes del ecosistema del OPO tropical, 1979-2018. Los indicadores son el nivel trófico medio de la captura, el índice trófico marino, el índice de pesca en equilibrio, el índice de Shannon y el nivel trófico medio de la comunidad para los niveles tróficos 2.0–3.25, 3.25–4.0 y >4.0. Las líneas grises sólidas de cada gráfica muestran los resultados de la evaluación de 2019, antes de la incorporación de nuevos datos de palangre. Se muestra un índice de esfuerzo de pesca, representado como el esfuerzo respecto del año de referencia del modelo ecosistémico de 1993, para el mismo periodo de tiempo para las pesquerías de cerco (lances OBJ, DEL y NOA), de palangre y de caña. Las líneas grises verticales de trazos indican el año aproximado (1993) en que la pesquería cerquera empezó a cambiar su estrategia de pesca para pescar sobre objetos flotantes artificiales a la deriva.

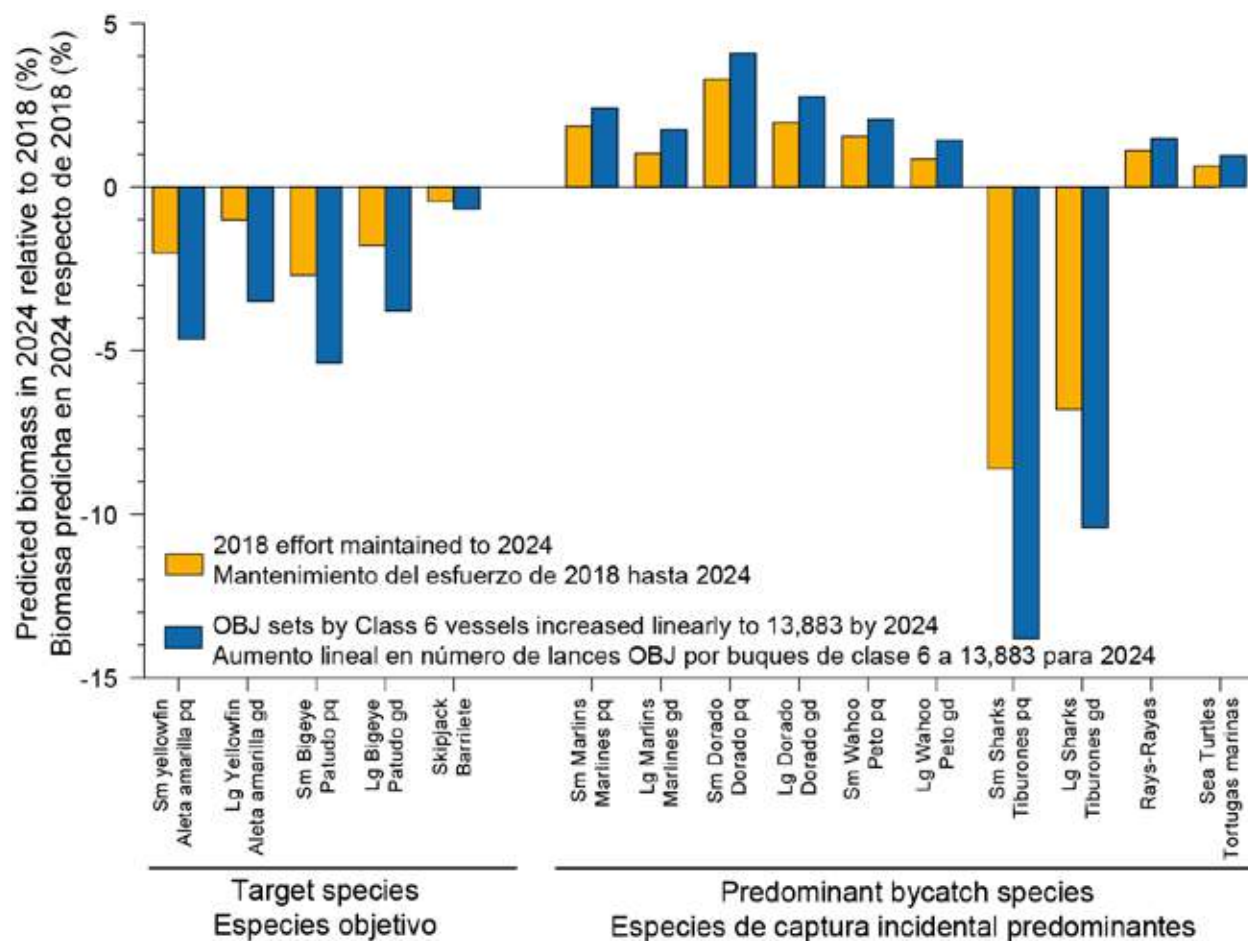


FIGURE 5. Ecosim predicted relative changes in the biomass of key functional groups representing principal target tuna species and predominant bycatch species caught by the purse-seine fishery in the eastern tropical Pacific Ocean in 2024 relative to 2018 under two hypothetical management scenarios. The scenarios included: 1) maintaining the *status quo* of 11,871 OBJ sets in 2018 until 2024, and 2) imposing a linear increase in the number of OBJ sets by Class 6 purse-seine vessels from 11,871 sets in 2018 to 13,883 in 2024. Effort for all other fisheries remained at their 2018 levels for both scenarios.

FIGURA 5. Cambios relativos predichos por Ecosim en la biomasa de grupos funcionales clave que representan las principales especies de atún objetivo y las especies de captura incidental predominantes capturadas por la pesquería cerquera en el Océano Pacífico oriental tropical en 2024 respecto de 2018, bajo dos escenarios hipotéticos de ordenación: 1) el mantenimiento del *statu quo* de 11,871 lances OBJ en 2018 hasta 2024 y 2) un aumento lineal en el número de lances OBJ por parte de buques cerqueros de clase 6, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024. El esfuerzo de todas las demás pesquerías se mantuvo en su nivel de 2018 en ambos escenarios.

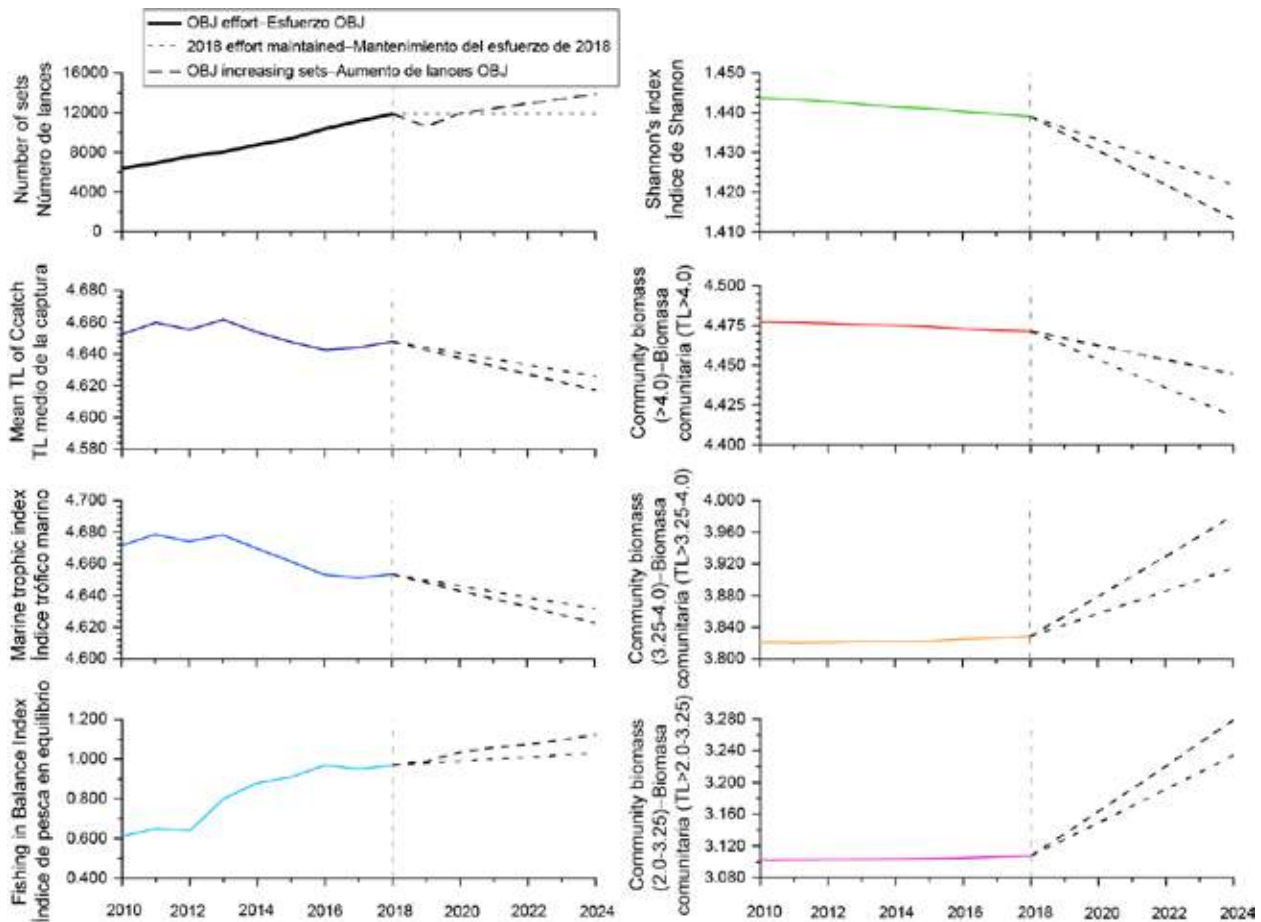


FIGURE 6. Estimated changes in annual values for seven ecological indicators after the simulation of two hypothetical scenarios changing the effort of the purse-seine fishery on floating objects (OBJ) over a 6-year period initiated in 2018 and concluding in 2024. The scenarios included: 1) maintaining the *status quo* of 11,871 OBJ sets in 2018 until 2024, and 2) imposing a linear increase in the number of OBJ sets by Class 6 purse-seine vessels from 11,871 sets in 2018 to 13,883 in 2024. Effort for all other fisheries remained at their 2018 levels for both scenarios. The vertical gray dashed lines denote the year (2018) when the simulations began.

FIGURA 6. Cambios estimados en los valores anuales de siete indicadores ecológicos tras simular dos escenarios hipotéticos en los que cambia el esfuerzo de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes (OBJ) a lo largo de un periodo de 6 años que empieza en 2018 y termina en 2024: 1) el mantenimiento del *statu quo* de 11,871 lances OBJ en 2018 hasta 2024 y 2) un aumento lineal en el número de lances OBJ por parte de buques cerqueros de clase 6, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024. El esfuerzo de todas las demás pesquerías se mantuvo en su nivel de 2018 en ambos escenarios. Las líneas grises verticales de trazos indican el año (2018) en que empezaron las simulaciones.

USO DE UN MODELO ECOSISTÉMICO ACTUALIZADO DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL TROPICAL PARA EXPLORAR LOS IMPACTOS POTENCIALES DEL AUMENTO DEL ESFUERZO DE PESCA SOBRE OBJETOS FLOTANTES

Shane P. Griffiths, Leanne Fuller, Juan L. Valero, Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu, Cleridy Lennert-Cody

ÍNDICE

RESUMEN	135
1. INTRODUCCIÓN	136
2. MÉTODOS	138
2.1. Procedimiento de actualización del modelo ecosistémico Ecopath ETP7	138
2.2. Indicadores ecológicos	141
2.3. Simulación de los impactos ecológicos de las propuestas de medidas de conservación del atún	142
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	143
3.1 Reequilibrado y ajuste del modelo a datos de series de tiempo	143
3.2 Interpretación del estado del ecosistema del OPO a partir de indicadores ecológicos	143
3.3 Simulación de los impactos ecológicos potenciales de cambios en el esfuerzo de pesca sobre plantados en el OPO	144
3.3.1 <i>Cambios en la biomasa de especies clave</i>	144
3.3.2 <i>Cambios en la estructura del ecosistema</i>	145
3.4 Consideraciones para trabajos futuros	145
Agradecimientos	146
Referencias	124
Figuras	129

RESUMEN

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha informado anualmente sobre 7 indicadores ecológicos derivados del modelo ecosistémico ETP7 desde 2019 como una de múltiples estrategias destinadas a facilitar un enfoque ecosistémico para la ordenación de pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental (OPO), tal como lo exige la Convención de Antigua. Los informes sobre las interacciones de captura incidental e indicadores ecológicos presentan una visión transparente a largo plazo del ecosistema del OPO y de los impactos potenciales que pueden atribuirse a la pesquería atunera. Se han incorporado nuevos datos de captura incidental al modelo cada año desde 2019. Sin embargo, desde 2003 cuando se desarrolló el modelo ETP7, no se ha corregido para incluir nuevas estimaciones de capturas incidentales palangreras ni se ha recalibrado a datos de series de tiempo que se han obtenido a partir de evaluaciones de poblaciones realizadas desde entonces. El modelo se reestructuró para que contuviera modelos de multiestadios de diferencia con retardo para tallas pequeñas y grandes de 10 taxones. Por otra parte, se actualizaron los parámetros biológicos de grupos funcionales, cuando fuera posible, y se reequilibró el modelo para asegurar que fuera termodinámicamente estable, para lo cual se utilizó la nueva herramienta de diagnóstico "PREBAL" en el *software* Ecopath. Posteriormente, el modelo Ecosim se ajustó a series de tiempo de biomasa o abundancia relativa, mortalidad por pesca y captura (retenida y descartada) para 10 grupos y captura únicamente para otros 16 grupos.

Los valores de los indicadores ecológicos del modelo ETP7 actualizado, denominado en adelante "ETP-21", complementaron los resultados de evaluaciones anteriores que sugirieron que la estructura del ecosistema del OPO ha cambiado considerablemente a lo largo de la historia de la pesquería. Sin embargo, a raíz de la inclusión de nuevos datos de la pesquería palangrera, los impactos de la pesca sobre el

ecosistema se muestran más pesimistas que en la evaluación de 2019, con una disminución importante en el nivel trófico medio de la captura, de 4.77 en 1991 a 4.65 en 2018, que coincidió con un aumento en el número de lances OBJ. Bajo escenarios de esfuerzo de pesca que reflejan las posibles medidas de conservación de atún que se implementarán al finalizar la resolución C-20-06 en 2021, el modelo predijo disminuciones en la biomasa de los atunes patudo, aleta amarilla y barrilete de un 0.67-3% a lo largo del periodo de simulación 2018-2024. Los tiburones pequeños y grandes se vieron afectados en mayor medida, con una disminución de biomasa del 13.8% y 10.4%, respectivamente. Esto llevó a una disminución de la mortalidad por depredación de especies predominantes asociadas con plantados (dorado, peto y marlín), lo cual ocasionó un aumento de su biomasa hasta en un 3.3%. Es probable que el aumento constante en el esfuerzo de pesca cerquera sobre plantados, aunado a los impactos de las pesquerías costera y palangrera industrial y un clima cambiante, siga alterando la estructura y la dinámica del ecosistema del POT. Se aborda aquí la necesidad de información trófica actualizada, particularmente datos sobre el contenido de estómagos de depredadores y determinaciones experimentales de tasas de consumo, con el fin de mejorar el modelo ecosistémico y la fiabilidad de los resultados de pronósticos.

1. INTRODUCCIÓN

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) es una de las pocas organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) atuneras que han adoptado un enfoque ecosistémico en la ordenación de sus pesquerías atuneras para reconocer explícitamente la posibilidad de que las actividades de pesca tengan impactos ecológicos y ambientales que van más allá del impacto sobre las especies objetivo. El artículo VII 1(f) de la Convención de Antigua, que entró en vigor en 2010, expresa el compromiso de la CIAT con la sostenibilidad ecológica a largo plazo del ecosistema del Océano Pacífico oriental (OPO) al adoptar *“medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas...”*. Por otra parte, el Plan Científico Estratégico (PCE) de la CIAT, adoptado por la Comisión en 2018, establece una meta específica (Meta L) que consiste en *“evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías atuneras”*.

Sin embargo, puede resultar difícil demostrar la sostenibilidad ecológica en la práctica, debido a la escasez generalizada de los tipos de información biológica y sobre la captura que se requerirían para evaluar un gran número de especies no objetivo con enfoques tradicionales de evaluación de poblaciones. No obstante, dichos modelos monoespecíficos no dan cuenta de las relaciones complejas entre depredadores y presas que finalmente controlan la estructura y la dinámica interna de ecosistemas marinos enteros, que fácilmente se ven comprometidos por las actividades de pesca.

En cambio, los modelos ecosistémicos son una herramienta potente diseñada para desentrañar las relaciones tróficas multidimensionales complejas que existen entre especies individuales y el entorno, permitir a los investigadores entender mejor el funcionamiento de ecosistemas marinos y facilitar la predicción de impactos por perturbaciones específicas como la pesca y el cambio climático. En la actualidad existen diversos ejemplos del uso de modelos ecosistémicos para demostrar cómo las pesquerías atuneras industrializadas han sido responsables de la alteración considerable de la estructura y dinámica de ecosistemas marinos (Cox *et al.*, 2002; Polovina *et al.*, 2009; Griffiths *et al.*, 2019). Esto se debe principalmente al impacto de las pesquerías atuneras sobre especies objetivo y no objetivo (por ejemplo, atunes, peces picudos, tiburones) que a menudo ocupan niveles tróficos altos ($TL > 4.0$) y pueden ejercer una fuerte regulación por depredación sobre las poblaciones de especies de niveles tróficos más bajos (Baum y Worm, 2009; Griffiths *et al.*, 2013).

En general, las consecuencias ecológicas de las actividades de pesca sólo se han descrito a través de unos pocos indicadores ecológicos, de los que el más común es el nivel trófico medio de la captura (TL_c). El TL_c se ha utilizado para mostrar cambios importantes en las prácticas en términos de objetivos de pesca,

generalmente en respuesta a cambios en la estructura de ecosistemas provocados por la pesca y que consisten en una reducción de la abundancia de depredadores grandes. Pauly *et al.* (1998) se refirieron a este fenómeno como la “pesca hacia abajo en la red alimenticia”, un proceso mediante el que las pesquerías se adaptan al pescar especies más pequeñas, lo que ocasiona una disminución progresiva en el TL_c y un cambio en la estructura del ecosistema, que deja de ser dominado por especies altamente productivas y a menudo de menor valor económico (Christensen, 1998; Daskalov, 2002; Roux *et al.*, 2013). Por ejemplo, Polovina *et al.* (2009) encontraron que una disminución en la captura de depredadores ápice —atún patudo y albacora, peces picudos y tiburón azul— por parte de la pesquería atunera palangrera de Hawái en el ecosistema del giro subtropical del Pacífico norte dio lugar a una proliferación en la abundancia de especies más pequeñas de nivel trófico intermedio (dorado, tristón segador, escolar negro y escolar de canal) y una reducción en el TL_c de 3.85 a 3.66.

La posibilidad de que las pesquerías naturales y de acuicultura alteren la integridad de los ecosistemas marinos mediante impactos directos e indirectos sobre especies objetivo y no objetivo asociadas ha sido formalmente reconocida en instrumentos nacionales e internacionales (por ejemplo, el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines, APICD) y en políticas pesqueras mediante diversas formas de enfoques ecosistémicos de la pesca (EEP) (Moffitt *et al.*, 2016). A pesar de ello, la industria pesquera ha tenido que ser cada vez más proactiva en el desarrollo e implementación de prácticas y políticas de pesca (por ejemplo, códigos de conducta, mejores prácticas) que ayudan a hacer frente a las inquietudes de la población en general en torno a la sostenibilidad ecológica de actividades de pesca determinadas. Tales iniciativas se han utilizado para obtener certificaciones de ecoetiquetas por parte de un número cada vez mayor de organizaciones, como el Marine Stewardship Council (MSC), Friend of the Sea (FoS) y la Alianza Mundial de Acuicultura (GAA). Más recientemente, otras organizaciones, como Fair Trade USA, han desarrollado procesos de certificación congruentes para aspectos sociales de la cadena de suministro de la pesca (Bailey *et al.*, 2016). En conjunto, estas certificaciones constituyen una herramienta de mercadotecnia importante en un mercado en que los consumidores están cada vez más conscientes de temas relacionados con la sostenibilidad (Gutiérrez *et al.*, 2012), como la pesca de atún aleta amarilla sobre delfines y el uso de dispositivos agregadores de peces artificiales (plantados) en pesquerías atuneras, y asimismo dan a los productos certificados la credibilidad necesaria para sobrellevar el escrutinio sociopolítico del público en general y considerarse socialmente aceptables para su consumo.

EL OPO sostiene algunas de las pesquerías más grandes y valiosas del mundo (Joseph, 1994). Mediante la pesca de cerco y de palangre, principalmente, estas pesquerías se enfocan en pescar diversos atunes y peces picudos de alto nivel trófico en una región de más de 50 millones de km². Durante los últimos diez años, las capturas, que se componen principalmente de atún barrilete, aleta amarilla y patudo, han aumentado de forma constante (CIAT, 2018), a tal grado que la población de atún patudo puede considerarse plenamente explotada (Xu *et al.*, 2018). El gran impacto sobre las especies objetivo, particularmente el atún patudo, en el OPO se debe al aumento de esfuerzo y eficacia de la pesquería cerquera asociada con objetos flotantes (principalmente plantados a la deriva) que agrupan clases de talla pequeña de estos atunes, así como otras diversas especies no objetivo (Bromhead *et al.*, 2003; Dagorn *et al.*, 2013). La CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación para reducir la mortalidad por pesca en atunes pequeños, entre ellas una veda de 72 días en el OPO entero para los buques cerqueros, una veda de 30 días del “corralito” donde abundan los atunes pequeños y límites sobre la capacidad de la flota. El conjunto de estas medidas resulta insuficiente para prevenir mayores incrementos en la mortalidad por pesca en el atún patudo, principalmente por el aumento continuo en el número de lances sobre objetos flotantes, y el personal de la CIAT recomienda medidas adicionales para garantizar que se mantengan las condiciones de *statu quo* ([SAC-12-08](#); [SAC-12-16](#)). Para poner el problema en contexto, se ha quintuplicado el esfuerzo sobre plantados en el OPO en los últimos 25 años, al pasar de 2,556 lances en 1993, año en que generalmente se considera que inició la pesquería sobre

plantados en el OPO, a 15,488 lances en 2017 ([SAC-09-03](#)) ([Figura 1](#)). En los dos quinquenios inmediatamente anteriores (2008-2012 y 2013-2017), el número de lances sobre plantados aumentó en un 48% y 46%, respectivamente.

Así, los plantados tienen el potencial de acumular la biomasa de especies objetivo que se encuentran a distancias de hasta varios kilómetros (Itano y Holland, 2000; Schaefer y Fuller, 2007) y de esta manera permiten extraer de manera más eficaz una mayor cantidad de biomasa de dichas especies que los lances sobre atunes en cardúmenes libres, que se encuentran distribuidos de manera más amplia y heterogénea en alta mar. El aumento en el esfuerzo sobre plantados en el OPO también ha provocado un aumento en la captura de múltiples especies no objetivo asociadas con plantados (Hall y Roman, 2013; Lezama-Ochoa *et al.*, 2017) ([Figura 1](#)), lo cual ha suscitado preocupación entre los científicos en torno a especies menos productivas, como los elasmobranquios, que se han identificado en evaluaciones de riesgos ecológicos como uno de los taxones más vulnerables a la insostenibilidad en el OPO a consecuencia de las pesquerías atuneras (Griffiths *et al.*, 2018; Duffy *et al.*, 2019).

El objetivo del presente trabajo consiste en actualizar el modelo de Ecopath con Ecosim (EwE) del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical (POT) desarrollado por Olson y Watters (2003) con nuevas series de tiempo de datos de captura para calcular valores actualizados para diversos indicadores ecológicos como una forma de evaluar la condición histórica y reciente (2018) del ecosistema. Dado el aumento en el uso de plantados en el OPO, el trabajo tenía como objetivo secundario simular las consecuencias potenciales de aumentos y disminuciones en el esfuerzo de pesca sobre plantados durante los próximos 10 años, en términos de biomasa de especies de atún objetivo, especies de captura incidental, así como la integridad estructural del ecosistema.

2. MÉTODOS

2.1. Procedimiento de actualización del modelo ecosistémico Ecopath ETP7

Se realizaron análisis ecológicos con el modelo de EwE ETP7 de Olson y Watters (2003), que fue actualizado de la versión 5.1 del *software* EwE a la versión 6.5 en 2019 por Griffiths y Fuller (2019) antes de ser actualizado nuevamente a la versión 6.6 en el presente estudio. El modelo abarca un área que se extiende de 20°N a 20°S y de 150°O hasta la barrera continental a lo largo de la costa de las Américas, una superficie de aproximadamente 32.8 millones de km². Los datos utilizados inicialmente para la parametrización del modelo, el procedimiento de equilibrado y la calibración a datos de series de tiempo se describen en Olson y Watters (2003).

Se incluyeron tres pesquerías en el modelo: la pesquería de cerco, la pesquería palangrera pelágica y la pesquería de caña. Sin embargo, para caracterizar debidamente el esfuerzo cerquero en un entorno de modelado, la pesquería se dividió en tres pesquerías distintas definidas por el tipo de lance predominante: lances asociados con objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), lances sobre cardúmenes de atunes libres no asociados con objetos flotantes (NOA) y lances realizados sobre delfines (DEL). Las capturas anuales de estas especies registradas en las bases de datos de la CIAT para el atún, las capturas incidentales y los descartes se asignaron a un grupo funcional relevante definido en el modelo.

2.1.1 Caracterización del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical en Ecopath

El año 1993 fue el periodo de referencia inicial del modelo Ecopath que eligieron Olson y Watters (2003) para caracterizar la descripción estática de los flujos tróficos en el modelo del POT, año a partir del que se cuenta con datos de dieta de depredadores y datos de observadores de alta calidad para buques cerqueros de clase 6. El año de referencia se mantuvo sin cambios en la presente evaluación ya que no se ha recopilado suficiente información de dieta adicional en los diferentes niveles tróficos en los años intermedios (pero ver Olson *et al.*, 2014; Duffy *et al.*, 2015, 2017, 2021) para justificar la actualización de

la matriz de dieta del modelo.

Durante 2019-2020, el personal de la CIAT mejoró las estimaciones de captura para especies de captura incidental notificadas a la CIAT por los CPC como datos de Tarea I para una serie de pesquerías costeras más pequeñas (por ejemplo, de palangre y de red agallera) que anteriormente estaban agrupadas en una sola categoría general denominada “otras pesquerías”. La desagregación puso de manifiesto que un nivel importante de la captura de especies (por ejemplo, el tiburón sedoso) se extraía en pesquerías palangreras costeras (ver también CIAT, 2014). Por lo tanto, los datos de “otras pesquerías” fueron desagregados por sus pesquerías constituyentes y se incorporaron al modelo Ecopath, por lo que el modelo se tuvo que reequilibrar ya que las capturas adicionales aumentaron la mortalidad por pesca para varios grupos funcionales. Para ello, fue necesario volver a parametrizar la relación producción-biomasa (P/B), que equivale a la mortalidad total (Z) ya que el modelo interpreta la mortalidad por pesca adicional como una pérdida de la biomasa neta disponible para depredadores y presas. En consecuencia, la relación consumo-biomasa (Q/B) también debe ajustarse para que la relación P/B caiga dentro de un rango biológicamente plausible, generalmente 0.05-0.3 para la mayoría de los grupos vivos no planctónicos (Christensen *et al.*, 2009).

El modelo también se mejoró con el uso de datos de evaluaciones y parámetros de ciclo vital disponibles para especies de importancia comercial para definir submodelos de multiestadios de diferencia con retardo dentro de Ecopath. Estos submodelos vinculan flujos de energía entre los distintos escalones ontogenéticos que se cree que poseen características ecológicas y biológicas muy diferentes, en particular en lo que respecta a la composición de su dieta. En el modelo ETP7 original, había varias especies representadas como grupos funcionales ontogenéticos distintos (por ejemplo, atunes aleta amarilla pequeños y grandes) pero no estaban vinculadas, por lo que esos grupos actuaban como reservas de biomasa independientes. En otras palabras, la biomasa de un estadio más viejo de una especie determinada no se veía directamente afectada por cambios en la biomasa de un estadio más joven. Cada modelo de multiestadios de diferencia con retardo requirió parámetros de entrada de biomasa, Z ($\approx P/B$) y consumo (Q/B) para un escalón “líder”, y el modelo procede a calcular los valores de dichos parámetros para los escalones restantes.

2.1.2 Reequilibrado del modelo ETP7

Una vez estimados todos los parámetros del modelo a partir de los conjuntos de datos y literatura disponibles para 1993, se construyeron modelos de escalones múltiples para el atún aleta amarilla, atún patudo, pez espada, pez vela, dorado y peto. Luego inició el equilibrado y se centró primero en los grupos funcionales para los que se disponía de datos más fiables, procedentes por ejemplo de evaluaciones de poblaciones o estudios cuantitativos de población. Se procuró equilibrar el modelo centrándose primero en valores preliminares de eficacia ecotrófica (EE) (la proporción de la biomasa de un grupo que se utiliza dentro del sistema) y las relaciones producción-consumo (P/Q) estimadas por Ecopath para estas especies clave. Para la mayoría de los grupos vivos, el objetivo principal en el equilibrado es que Ecopath estime una EE de alrededor de 0.95 para especies objeto de pesca intensa o que se espera que experimenten altas tasas de depredación (Christensen *et al.*, 2009). En cambio, se espera que las especies de alta abundancia y/o altamente productivas (por ejemplo, microzooplankton) o depredadores de alto nivel trófico con muy pocos depredadores naturales en ausencia de pesca (por ejemplo, tiburones grandes) presenten valores de EE bajos, de 0.1-0.3, lo cual indica que sólo un pequeño porcentaje de la biomasa de las especies se utiliza dentro del sistema, mientras que el resto se convierte en detritos o se exporta del sistema.

En casos en los que el valor de EE no era realista —por ejemplo, el atún aleta amarilla grande presentaba inicialmente una EE mayor a 1,000,000— se comprobó la estimación de la biomasa y posteriormente se revisaron los valores de mortalidad por depredación y mortalidad por pesca calculados por Ecopath.

Frecuentemente, lo más científicamente defendible para reducir la EE de un grupo, cuando todos los demás parámetros parecen plausibles, es reducir ligeramente la proporción en que contribuye a las dietas de los depredadores que tienen una biomasa muy alta o que son altamente productivos. Lo contrario se aplica cuando la EE es demasiado baja y se requiere una mortalidad por depredación más alta cuando todos los valores de los demás parámetros se consideran válidos. Se trata de enfoques comúnmente utilizados por los usuarios de Ecopath, ya que la composición de la dieta de la mayoría de los depredadores marinos suele ser altamente variable en el espacio y en el tiempo y un modelo Ecopath trata de captar esta variabilidad para un solo año. En muchos aspectos, la composición de dieta inicial de un grupo debe considerarse como un punto de partida razonable, con la expectativa de realizar ajustes con base en el conocimiento de la especie y del sistema (ver Christensen *et al.*, 2009).

Una vez que los valores de EE se consideraron razonables, se comprobó la estimación de P/Q para cada grupo para asegurar que fuera biológicamente realista. En la mayoría de los casos, P/Q debe encontrarse entre 0.1 y 0.3. En los casos en los que P/Q era poco realista, como en el caso del atún patudo grande que inicialmente tenía un valor de P/Q de 0.004, los valores de P/B y Q/B se revisaron y se corrigieron adecuadamente. A menudo se daba el caso de que las estimaciones de ración diaria de la literatura estaban subestimadas o poco fiables, mientras que el valor de P/B estaba subestimado debido a parámetros de crecimiento de von Bertalanffy erróneamente especificados a partir de los cuales se estimaba la mortalidad natural (M), o bien por la falta de información fiable sobre la mortalidad por pesca, lo cual ocurría generalmente con las especies de captura incidental. Muchas veces, se pudo obtener información más fiable que ayudó a producir estimaciones de P/B más razonables mediante revisiones adicionales de la literatura o consultas de trabajos no publicados u opiniones de expertos.

Una vez finalizado el proceso anterior para los grupos con información más fiable, se aplicó secuencialmente a las presas de esos grupos, que ocupan niveles tróficos más bajos, y así sucesivamente.

2.1.3 Diagnósticos de la validez y estabilidad del modelo Ecopath

Al finalizar el proceso de equilibrado, se siguieron procedimientos de ‘mejores prácticas’ (Heymans *et al.*, 2016) y se realizaron pruebas de diagnóstico “PREBAL” (Link, 2010) para evaluar la validez biológica y ecológica y la estabilidad global del modelo equilibrado. Una vez que se confirmó que los supuestos biológicos y ecológicos subyacentes del modelo Ecopath se habían satisfecho según las recomendaciones de Link (2010) y Heymans *et al.* (2016), se evaluó la estabilidad termodinámica del modelo. El modelo se transfirió a Ecosim y se ejecutó por 1000 años en ausencia de pesca para evaluar la estabilidad temporal del modelo y para observar si algún grupo se aproximaba a la extinción, incrementaba indefinidamente o mostraba tendencias erráticas u oscilatorias en su biomasa. El modelo arrojó una ‘línea plana’ estable para todos los grupos funcionales sin indicación de inestabilidad temporal. Estas pruebas de diagnóstico confirmaron que el modelo Ecopath era robusto y estaba listo para utilizarse para pronosticar cambios en la estructura del ecosistema bajo escenarios de esfuerzo de pesca especificados en Ecosim.

2.1.4 Calibración del modelo ETP7 a datos de series de tiempo

Aunque Ecopath es una representación estática del ecosistema, el estado del ecosistema se puede estimar con Ecosim (Walters *et al.*, 1997). Para mejorar el realismo de las predicciones del modelo en Ecosim, frecuentemente los usuarios calibran el modelo a series de tiempo de tendencias de captura y/o población observadas³ para grupos funcionales específicos, idealmente una serie de grupos que representen niveles tróficos distintos. El modelo original ETP7 de Ecosim se calibró a la biomasa, la mortalidad total y la captura

³ En este documento, el término “observado” se refiere a cantidades efectivamente medidas (por ejemplo, la captura), cantidades derivadas de modelos como la biomasa y la mortalidad por pesca que se derivan de modelos de evaluación, o valores de talla/peso derivados de relaciones talla-peso o curvas edad-talla para diferenciar entre los valores estimados por Ecosim (es decir, “predichos”).

para cuatro grupos funcionales que representan dos de las especies de mayor importancia económica en la pesquería atunera del OPO: el atún aleta amarilla pequeño (<90 cm TF) y grande (>90 cm TF) y el atún patudo pequeño (<80 cm TF) y grande (>80 cm TF).

En el presente estudio se calibró el modelo Ecosim a series de tiempo de datos para 28 de los 39 grupos funcionales del modelo (Tabla 1). Para las especies que contaban con una evaluación llevada a cabo en el OPO, se utilizaron series de tiempo de la biomasa, F y series de tiempo de capturas (siendo todas ellas especies de importancia comercial), mientras que se utilizaron valores de biomasa derivados de estudios independientes de pesquerías (ver las descripciones de estudios en Gerrodette *et al.*, 2008) y la captura notificada u observada para los cetáceos. En el caso de series de tiempo de datos de biomasa, los valores se escalaron en relación con el valor para el año utilizado para caracterizar el modelo Ecopath (1993). Para cada uno de los grupos funcionales restantes, se utilizó la captura anual (retenida + descartes) para el periodo 1993-2018.

Los datos de los 28 grupos funcionales fueron importados a Ecosim y ponderados en una escala arbitraria de 1 a 5 según la fiabilidad percibida de los datos y su importancia relativa para el procedimiento de ajuste del modelo. Las 38 interacciones más sensibles (es decir, el número total de grupos funcionales en el modelo menos uno) entre depredadores y presas fueron identificadas mediante el procedimiento de búsqueda no lineal dentro de Ecosim. Posteriormente, la tasa de vulnerabilidad de la presa (v), es decir la tasa a la que una presa puede alternar entre un estado vulnerable y un estado invulnerable, para las interacciones depredador-presa más sensibles fue ajustada iterativamente hasta minimizar las sumas de cuadrados (SS) para producir el ‘mejor’ ajuste del modelo. Este proceso se repitió 20 veces, cada una de ellas desde valores iniciales diferentes, con restablecimiento de los valores v antes de cada iteración, para minimizar la posibilidad de que el procedimiento de búsqueda no lineal quede ‘atrapado’ en los mínimos locales de los parámetros. Luego, la matriz de valores de vulnerabilidad por interacción depredador-presa que contribuyó al ajuste con la SS más baja de las 20 iteraciones se utilizó como matriz de vulnerabilidad ‘óptima’.

En la búsqueda de la mejor combinación de valores v , los datos de series de tiempo fueron vinculados a una tendencia estimada de anomalías de productividad primaria, en forma de función de forzamiento, impuesta sobre los grupos “fitoplancton grande” y “productores pequeños”. Se utilizó un valor de varianza de 10 para el ajuste del modelo, lo cual significa que el modelo debe tratar de captar toda variabilidad brusca en los datos de biomasa y captura a lo largo del tiempo. Este procedimiento no redujo de manera significativa la SS, por lo que se eliminó la función de forzamiento y no se incluyó en ninguna de las simulaciones finales en Ecosim.

Una vez finalizada la búsqueda de vulnerabilidad óptima, los valores v fueron revisados para asegurar que fueran ecológicamente realistas. Aunque en un inicio se hicieron algunos ajustes a los valores v que muchas veces generaban mejores ajustes visuales del modelo Ecosim a los datos observados, muchas veces ocasionaban un ajuste estadístico deficiente (una SS más baja) o requerían valores de parámetros poco realistas, por lo que no se tuvieron en cuenta. Se encuentran descripciones más detalladas del ajuste de modelos Ecosim a datos de series de tiempo en Christensen *et al.* (2009).

2.2 Indicadores ecológicos

Se estimaron en Ecosim los valores anuales de 7 indicadores ecológicos que describen el POT. Se encuentra una descripción completa de los indicadores ecológicos disponibles, así como la justificación del uso de los 7 indicadores elegidos para caracterizar el ecosistema del POT, en Griffiths y Duffy (2019). Se trata de tres indicadores basados en la captura (TL_c , índice trófico marino, índice de pesca en equilibrio) y cuatro indicadores basados en la comunidad (nivel trófico medio de la comunidad para los niveles tróficos 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0 y > 4.0), de acuerdo con las recomendaciones de Shannon *et al.* (2014). A

continuación se describe brevemente cada indicador.

2.2.1 Nivel trófico medio de la captura (TL_c)

El nivel trófico medio de la captura (TL_c) de las pesquerías puede ser un indicador útil de la manera en que las pesquerías están cambiando sus prácticas de pesca y sus objetivos de pesca en respuesta a cambios en la abundancia o capturabilidad de las especies objetivo tradicionales. Por ejemplo, disminuciones en la abundancia de peces depredadores grandes por sobrepesca pueden llevar a las pesquerías a enfocarse progresivamente en especies de niveles tróficos cada vez menores para seguir siendo rentables. Los estudios que han documentado este fenómeno de “pesca hacia abajo en la red alimenticia” (Pauly *et al.*, 1998) han demostrado que el TL_c disminuyó en alrededor de 0.1 de nivel trófico por década y es la magnitud de cambio que se considera en la presente evaluación.

2.2.2 Índice trófico marino (MTI)

El índice trófico marino (MTI) es similar al TL_c , pero incluye solamente especies de nivel trófico alto ($TL > 4.0$), que son normalmente el primer indicador de la ‘pesca hacia abajo en la red alimenticia’. Sin embargo, algunos ecosistemas han cambiado en la dirección opuesta, al pasar de menor a mayor nivel trófico, a veces como consecuencia de mejores tecnologías para permitir la explotación de especies más grandes, un fenómeno que se conoce como “pesca hacia arriba en la red alimenticia”. En otras situaciones, el MTI puede aumentar debido a una mejor notificación de capturas, al registrarse capturas de especies depredadoras descartadas, como tiburones, que anteriormente no se notificaban.

2.2.3 Índice de pesca en equilibrio (FIB)

El índice FIB (Pauly *et al.*, 2000) indica si las pesquerías se encuentran equilibradas en términos ecológicos y no perturban la funcionalidad del ecosistema. El FIB incorpora el MTI y puede dar una indicación de sobrepesca cuando las capturas no aumentan como se espera (o cuando disminuye el TL_c) dada la productividad disponible en el sistema, o si los efectos de la pesca son suficientes para comprometer la funcionalidad del ecosistema ($FIB < 0$). Por otro lado, el FIB puede indicar la expansión de la pesquería (por ejemplo, un aumento en la diversidad o biomasa de la captura incidental) ($FIB > 0$).

2.2.4 Nivel trófico medio de la comunidad modelada (TL_{MC})

El nivel trófico medio de la comunidad (TL_{MC}) modelada por Ecopath fue descrito en un trabajo de Shannon *et al.* (2014) en el que estimaron el nivel trófico medio para componentes específicos de un ecosistema. Estos indicadores permiten al investigador examinar cambios en la estructura del ecosistema después de la extracción de biomasa por la pesca. En el caso del OPO, los umbrales de nivel trófico (TL) fueron 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0 y > 4.0 . Estos indicadores se pueden utilizar conjuntamente para detectar cascadas tróficas, en las que una disminución de $TL_{MC4.0}$ derivada de la pesca aumentaría la biomasa de $TL_{MC3.25}$, como consecuencia de la reducción en la presión de depredación, que a su vez disminuiría la biomasa de $TL_{MC2.0}$, que quedaría sujeto a una mayor presión de depredación.

2.2.5 Índice de Shannon

El índice de Shannon (H) (Shannon, 1948) goza de amplio uso en la ecología como una medida de la diversidad de especies, es decir, de la riqueza de especies y su proporción relativa en una comunidad (o su ‘uniformidad’), medida generalmente en términos de biomasa o número de individuos. Dado que el número de grupos funcionales en un modelo Ecopath es fijo, esencialmente el índice mide la uniformidad y por ende, en el caso de un modelo Ecopath, la diferencia relativa en la biomasa de grupos funcionales.

2.3 Simulación de los impactos ecológicos de las propuestas de medidas de conservación de atunes

Se realizaron simulaciones en Ecosim en las que se mantuvo sin cambios o se cambió el número de lances

OBJ, con el fin de explorar las posibles consecuencias ecológicas de cambios en los regímenes de esfuerzo de pesca durante los próximos 6 años hasta 2024. Específicamente, se simularon los siguientes dos escenarios de ordenación.

Statu quo: mantenimiento de los niveles de esfuerzo de 2018 para todas las pesquerías hasta 2024,

Aumento de OBJ: aumento lineal del número de lances OBJ, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Reequilibrado y ajuste del modelo a datos de series de tiempo

El proceso de reequilibrado logró generar un modelo termodinámicamente estable en el que no hubo desviación mayor al 0.01% en la biomasa de ninguno de los grupos funcionales en una simulación de 1,000 años en ausencia de pesca. El posterior proceso de ajuste del modelo a datos de series de tiempo arrojó buenos ajustes a los datos de biomasa y/o captura observados para la mayoría de los grupos funcionales ([Figuras 2 y 3](#)). Fueron excepciones los ajustes a la captura para el atún aleta amarilla pequeño y a la biomasa para el atún patudo pequeño antes de 2000, momento que se identificó, además, como un periodo de cambio brusco en las evaluaciones de estas especies (Minte-Vera *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020).

Otra excepción fueron los tiburones grandes; aunque la tendencia general de biomasa sí fue reproducida por Ecosim, la captura fue significativamente subestimada antes de 2007 y sobreestimada después. Esto se debe probablemente a que se utilizaron indicadores de la población de tiburones sedosos para representar un gran número de especies de tiburones, a pesar de que algunas especies pudieron haber presentado tendencias opuestas en la biomasa. Por ejemplo, ahora se reconoce ampliamente que las poblaciones de tiburón sedoso y oceánico punta blanca han disminuido significativamente durante las últimas tres décadas ([BYC-10 INF-A](#)), pero la captura total de otros tiburones grandes como el tiburón azul, marrajo y martillo ha aumentado en los últimos diez años (ver Figura J-3 en CIAT, 2020a). Por lo tanto, al usar la tendencia descendente de la biomasa de la población de tiburón sedoso, el modelo predijo una tendencia concordante en la captura. Se puede dar una explicación similar para las malas predicciones de captura realizadas para las ballenas dentadas, los delfines manchados y los delfines mesopelágicos antes de 2005 aproximadamente, época en que estudios independientes de pesquerías establecían estimaciones de abundancia absoluta para especies individuales, mientras que se dispone de datos de captura para grupos de especies.

Globalmente, los resultados de los ajustes del modelo sugieren que el modelo Ecosim ETP-21 es capaz de reproducir estados de biomasa anteriores de grupos funcionales clave y, por lo tanto, ofrecen cierto grado de confianza sobre la capacidad del modelo para predecir el estado futuro del ecosistema ante regímenes de esfuerzo de pesca determinados.

3.2 Interpretación del estado del ecosistema del OPO a partir de indicadores ecológicos

La Figura 4 muestra las tendencias en los valores de indicadores ecológicos para evaluaciones realizadas en 2019 (líneas grises) y 2021 (líneas de colores). La incorporación de los nuevos datos de palangre 'industrial' y los datos desagregados presentados por los CPC para sus pesquerías nacionales cambió significativamente la magnitud de los valores de los 7 indicadores. Lo más importante es que el pico en el nivel trófico medio de la captura (TL_c) en 1991 se estimó en torno a 4.69 y 4.77 en la evaluación de 2019 y la evaluación actual, respectivamente. Estos valores disminuyeron a 4.65 en 2017, por lo que ambas evaluaciones indican que la reducción en el TL_c probablemente sea mayor de lo que se suponía anteriormente. En la evaluación actual, el TL_c disminuyó en 0.12 de nivel trófico durante los últimos 28 años o 0.04 niveles tróficos por década.

Después de 1991, el TL_c siguió disminuyendo hasta 1996 aproximadamente, debido a la rápida expansión

de la pesquería a partir de 1993, con capturas cada vez más mayores durante el íterin de especies de captura incidental de nivel trófico alto que también se agrupan alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto y dorado). Esta expansión se aprecia también en el índice FIB que supera cero durante el mismo periodo y en un cambio en la composición de la comunidad, indicado por un fuerte descenso en el índice de Shannon ([Figura 4](#)). A partir de principios de los años 2000, el TL_c , el MTI y el índice de Shannon mostraron todos una disminución continua, mientras que el FIB aumentó paulatinamente, alejándose más de cero hasta su pico de 0.97 en 2018, lo cual es considerablemente más alto que el pico de 0.66 en la evaluación de 2019 ([Figura 4](#)). Tanto el TL_c como el MTI alcanzaron unos de sus niveles históricos más bajos en 2018 ([Figura 4](#)).

Los indicadores mencionados describen generalmente el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez que se ha extraído biomasa como consecuencia de la pesca. La Figura 4 muestra la biomasa de la comunidad de $TL_{MC4.0}$ en 1986 (4.493), justo antes del aumento del esfuerzo de pesca sobre plantados en 1993; ha seguido disminuyendo hasta 4.47 en 2018. A raíz de cambios en la presión de depredación sobre niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2018 la biomasa de la comunidad de $TL_{MC3.25}$ aumentó de 3.801 a 3.829, mientras la biomasa de la comunidad de $TL_{MC2.0}$ también aumentó de 3.092 a 3.107.

En conjunto, estos indicadores muestran que es probable que se haya producido un cambio en la estructura del ecosistema a lo largo del periodo de análisis de 40 años. Los patrones de cambio constantes en cada indicador ecológico, particularmente en el nivel trófico medio de las comunidades desde 1993, justifican sin duda alguna la continuación, y preferiblemente la expansión, de los programas de monitoreo de pesquerías en el OPO.

3.3 Simulación de los impactos ecológicos potenciales de cambios en el esfuerzo de pesca sobre plantados en el OPO

3.3.1 Cambios en la biomasa de especies clave

Tanto el mantenimiento como el aumento del número de lances OBJ dieron lugar a un cambio en la misma dirección, aunque de magnitud distinta, en la biomasa de los 15 grupos funcionales que se muestran en la Figura 3. Específicamente, se produjo una disminución en la biomasa de todas las especies de atún objetivo (aleta amarilla, patudo y barrilete) y de tiburones pequeños y grandes, y un aumento en la biomasa de especies de captura incidental, incluyendo clases de talla pequeña y grande de marlines, dorado y peto, así como rayas y tortugas ([Figura 5](#)).

En lo que respecta a los grupos funcionales cuya biomasa disminuiría de acuerdo con las predicciones, bajo el escenario de *statu quo* la disminución predicha en la biomasa de las especies objetivo fue menor al 3%, mientras que en los tiburones pequeños y grandes la disminución fue de un 8.6% y 6.8%, respectivamente ([Figura 5](#)). Bajo el escenario de un aumento lineal en el número de lances OBJ hasta 2024, se espera que la biomasa de las especies objetivo disminuya en un 4.7% y 5.4% para el atún de aleta amarilla y el atún patudo, respectivamente, pero tan sólo en un 0.67% para el atún barrilete. Sin embargo, la biomasa de los tiburones pequeños y grandes disminuyó considerablemente en un 13.8% y 10.4%, respectivamente.

En lo que respecta a los grupos funcionales cuya biomasa aumentaría de acuerdo con las predicciones, bajo el escenario de *statu quo* se espera un aumento de la biomasa en especies de captura incidental que se retienen con frecuencia de entre un 1.1% (marlines grandes) y 3.3% (dorado pequeño) y entre 0.7% y 1.1% de tortugas y rayas, respectivamente, que se liberan o descartan ([Figura 5](#)). Aunque muchas especies de captura incidental que se retienen con frecuencia por su valor económico (por ejemplo, peces picudos y dorado) tienen gran afinidad con los objetos flotantes, sorprendentemente puede parecer que la

biomasa de estos grupos aumentó en un 1-2% adicional bajo el escenario del aumento de lances OBJ. Aunque el incremento parece ilógico dado el aumento en la mortalidad por pesca en estas especies, este tipo de reacción ocurre frecuentemente en sistemas ecológicos, donde 'el depredador de mi depredador es mi amigo'. El aumento en el esfuerzo sobre plantados provocó un descenso considerable en la biomasa de los depredadores primarios de esas especies (es decir, atunes y tiburones pequeños y grandes). La presión de depredación fue tan alta (por ejemplo, peto pequeño 1.42 año^{-1} , dorado grande 1.654 año^{-1}) que el aumento en la mortalidad por pesca entre 2018 y 2024 (peto pequeño, de 0.006 año^{-1} a 0.008 año^{-1} ; dorado grande, de 0.002 año^{-1} a 0.006 año^{-1}) fue insignificante en comparación, lo que permitió que aumentara la biomasa de esas especies.

3.3.2 Cambios en la estructura del ecosistema

La [Figura 6](#) muestra los cambios simulados en los valores de siete indicadores ecológicos bajo los dos escenarios de ordenación. En cuanto a la biomasa de especies clave, ambos escenarios produjeron cambios en la misma dirección, aunque de magnitud distinta, en los valores de cada indicador ecológico. Mantener el régimen del esfuerzo de pesca de 2018 hasta 2024 provocará una disminución en el TL_c , el MTI, el índice de Shannon y el $TL_{MC4.0}$, así como un aumento en el FIB, el $TL_{MC3.25}$ y el $TL_{MC2.0}$. Se prevé que un aumento en el número de lances OBJ provocará un cambio en la misma dirección que el mantenimiento del *statu quo*, pero la magnitud del cambio será mayor. En conjunto, estos indicadores muestran que el mantenimiento o aumento del número de lances OBJ, incluso durante un periodo de tan sólo 6 años, probablemente cambie la dinámica del ecosistema del POT, agravando su estado probablemente ya alterado, que presuntamente se debe principalmente a décadas de pesca industrial (índice FIB; [Figura 4](#)). Aunque el periodo de simulación de 6 años es demasiado corto para identificar consecuencias ecológicas potencialmente perjudiciales derivadas de la pesca, tales como cascadas tróficas, es posible que aumentos perpetuos en el esfuerzo de pesca cerquera, conjuntamente con el impacto de las pesquerías costeras y palangreras industriales, terminen por llevar al ecosistema a un punto de inflexión en que ningún nivel de ordenación pesquera sea capaz de revertir sus dinámicas internas alteradas (ver Travis *et al.*, 2014).

3.4 Consideraciones para trabajos futuros

Existen diversos supuestos que deben tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de la simulación del presente estudio. Dado que el principal objetivo del estudio consistía en explorar los impactos ecológicos potenciales del mantenimiento o aumento del número de lances OBJ, mismo que ha aumentado drásticamente a razón de un 50%, aproximadamente, cada 5 años desde 1993, se supuso que no habría cambio en el esfuerzo en ninguna otra pesquería atunera en el OPO durante el periodo de simulación de 6 años. Es poco probable que así sea, particularmente para la pesquería palangrera, donde el esfuerzo en el OPO aumentó al doble aproximadamente en el periodo de 2008 a 2015 (Griffiths y Duffy, 2017). Dado que la pesquería palangrera pesca principalmente atún patudo grande, pez espada y albacora, un aumento continuo en el esfuerzo OBJ, tal como se ha observado durante los últimos diez años, puede empezar a presentar una interacción importante con la pesquería cerquera, que dirige su esfuerzo hacia el atún patudo pequeño. Tal como lo predice el modelo, incluso un aumento de 2,012 en el número de lances OBJ durante los próximos 6 años puede tener un impacto razonable sobre el atún patudo pequeño (5.37%), que se predijo que se traduciría en una reducción del 3.78% en la biomasa de la población adulta.

Una consideración importante a la hora de interpretar los resultados del modelo ETP-21 es que la matriz de dieta subyacente del modelo —el componente del modelo que define los vínculos tróficos entre especies del ecosistema— no ha cambiado con respecto al modelo ETP7 original, ya que se basa en datos de contenido de estómagos de peces recolectados hace más de veinte años. Este periodo es anterior a la expansión de la pesquería sobre plantados y tal como se demostró en los resultados de los análisis de este

trabajo, es probable que la trofodinámica del ecosistema haya cambiado significativamente, lo cual pone en tela de juicio el realismo de las predicciones de modelos ecosistémicos hechas para su uso en la ordenación pesquera táctica. Además, estos datos de dieta se complementaron con datos provenientes de otras regiones del Océano Pacífico y otras zonas cuando no se disponía de datos locales para una especie o grupo funcional determinado. Dados los cambios ambientales considerables que se han observado en el OPO durante los últimos diez años, con algunos de los eventos de El Niño más fuertes de los que se tiene registro (Kintisch 2015; Cai *et al.*, 2018), es evidente que existe una necesidad crítica de recolectar información trófica no sólo de especies importantes desde un punto de vista económico (por ejemplo, atunes) o de conservación (por ejemplo, tiburones), sino también de sus presas y la base de la red alimenticia (es decir, el fitoplancton), que pueden tener un impacto considerable en ecosistemas oceánicos oligotróficos que muchas veces se considera que son controlados por procesos que van ‘de abajo hacia arriba’ (Hunt y McKinnell, 2006).

El muestreo de estómagos de depredadores ha sido exitoso en colaboración con observadores de la CIAT y programas nacionales (por ejemplo, Olson y Galvan-Magaña, 2002; Olson *et al.*, 2014), aunque tuvo lugar hace casi veinte años. Por lo tanto, para investigaciones futuras en la CIAT, una consideración derivada de este trabajo es un programa de muestreo trófico basado en recolecciones de observadores y la colaboración con CPC y otros interesados (por ejemplo, universidades, institutos de investigación) que pueden tener un gran interés por tener acceso a un modelo ecosistémico actualizado y fiable que pueda utilizarse para explorar las consecuencias ecológicas potenciales de impactos futuros de carácter antropogénico y/o ambiental.

Asimismo, muchos de los parámetros biológicos del modelo ETP-21 se derivaron de otras cuencas oceánicas o de especies relacionadas, lo que introduce cierta incertidumbre en cuanto a la magnitud de los flujos tróficos estimados en el ecosistema. La relación consumo-biomasa (Q/B) es un parámetro influyente en los modelos Ecopath ya que describe los requerimientos energéticos de los depredadores y la biomasa constante requerida de sus presas. Lamentablemente, también es uno de los parámetros más difíciles de medir para los peces pelágicos ya que se requieren instalaciones grandes y altamente especializadas para albergar depredadores grandes como los atunes para llevar a cabo experimentos sobre sus necesidades de consumo. Por consiguiente, existen muy pocas estimaciones de consumo y ración diaria de atunes derivadas de experimentos (Magnuson, 1969; Olson y Boggs, 1986; Olson y Mullen, 1986).

No obstante, por suerte, el Laboratorio de Achotines de la CIAT en Panamá cuenta con el equipo para realizar tales experimentos, con varias especies de peces pelágicos grandes disponibles para su captura para experimentos en aguas cercanas, donde la barrera continental se encuentra a unos 12 km de la costa. El personal estudia actualmente la posibilidad de realizar proyectos en el Laboratorio de Achotines para empezar a subsanar las deficiencias de datos en nuestro conocimiento de la ecología trófica de peces pelágicos en el OPO, lo cual a su vez brindará las estimaciones de parámetros más fiables para futuros modelos ecosistémicos para el OPO. El personal de la CIAT está realizando un análisis exhaustivo de métodos para determinar experimentalmente la relación Q/B aplicable a diferentes depredadores pelágicos que ocupan niveles tróficos distintos en el ecosistema del OPO y son abundantes en la zona local en las aguas adyacentes al Laboratorio de Achotines ([SAC-10 INF-E](#)).

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Alexandre Aires-da-Silva por revisar el presente manuscrito.

Tabla 1. Series de tiempo de datos utilizadas para calibrar el modelo Ecopath ETP-21 a 2018.

Grupo funcional	Tipos de datos	Pesquerías	Periodo de tiempo	Fuente de datos
Atún de aleta amarilla pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020), CIAT (2020b) ⁴
Atún de aleta amarilla grande	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020) ²
Atún patudo pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Atún patudo grande	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Dorado pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Dorado grande	Biomasa, F, Captura	Todas	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Tiburones pequeños	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Tiburones grandes	Abundancia relativa, Captura	Cerco	1994–2018	Lennert-Cody <i>et al.</i> (2019)
Ballenas dentadas	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Delfines manchados	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Delfines mesopelágicos	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Barrilete	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Albacora	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Atún de aleta azul del Pacífico	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
<i>Auxis</i> spp.	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Marlines pequeños	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Marlines grandes	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez vela pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez vela grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez espada pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez espada grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Peto pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Peto grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Rayas	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
tortugas	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT

⁴ Se computaron estimaciones de múltiples modelos teniendo en cuenta todos los modelos utilizados en la evaluación de referencia y el peso de cada uno.

CONSIDERATIONS FOR CONDUCTING CLOSE KIN MARK RECAPTURE OF STOCKS MANAGED BY THE IATTC

Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre M. Aires-da-Silva, and Haikun Xu

“Even in the case of species that are suitable for CKMR, proceeding without a clear understanding of likely sample size, DNA sequencing requirements and demographic and statistical modelling might well lead to either a clearly unsuccessful study, or even worse, a study which while superficially successful, is actually erroneous in its conclusions.” (Rodriguez-Ezpeleta et al. 2020)

CONTENTS

SUMMARY	148
1. Introduction	149
2. Basic concepts of Close Kin Mark Recapture	152
3. Sampling and genetic analysis	154
4. Silky shark.....	156
5. Bigeye Tuna.....	161
6. Discussion.....	163
7. Acknowledgments.....	166
8. References	166

SUMMARY

Close Kin Mark Recapture (CKMR) is a new technique to estimate absolute abundance of spawners, adult survival, and relative reproductive output by age. This information is essential for stock assessments and the approach avoids issues of traditional tagging studies such as tagging related mortality, tag loss, and tag non-reporting. It does not require releasing of live individuals and therefore can greatly increase sampling opportunities and improve spatial distribution of tags. It also allows larval and juvenile dispersal to greatly reduce issues with tag mixing and spatial distribution of sampling. The genetic data collected in CKMR also provides information on stock structure, sex, and possibly age. However, stock assessments also require estimates of juvenile abundance, juvenile survival, and the stock-recruitment relationship. These quantities are not estimated from CKMR and need to be estimated from other data or assumptions made. We evaluate the feasibility of applying CKMR to silky shark and bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). Both stocks have uncertainty about their absolute biomass levels and therefore CKMR would greatly improve management advice. Tissue sampling opportunities appropriate to CKMR are currently available for both species, but some constraints remain such as non-retention policies for silky sharks and lack of catch date and location information for high-seas longline landings. Any CKMR for these studies will require sampling in the western and central Pacific Ocean (WCPO) and therefore coordination with the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC). Costs of CKMR studies for silky shark are likely to be in the mid to high hundreds of thousands and for bigeye tuna in the low millions of dollars. The next step is to conduct a comprehensive design study for each species and field work to evaluate the practicality of the alternative tissue sampling opportunities and the resultant tissue quality for genetic analysis. CKMR and the associated genetic and statistical analyses are outside the expertise of the current IATTC staff. Therefore, collaboration or contracts with outside experts will be required to conduct the

project. The design study and field work could be conducted in 2022 and the sampling for CKMR could start in 2023. Results would not be expected until the 2026 SAC at the earliest. Several recommendations and considerations were identified for each species and are listed below.

Recommendations and considerations for silky sharks:

1. Conduct new silky shark age and growth study in the eastern Pacific Ocean and investigate spatial differences in growth relative to the WCPO.
2. Develop sampling platform for vertebral tissue using the IATTC observer program on the purse seine fishery and shark fishery sampling program in Latin American coastal states in the EPO.
3. Expand sampling efforts to WCPO in collaboration with WCPFC/SPC.
4. Use IATTC capacity building funds to support universities/research institutes to conduct biological studies for silky shark.
5. Continue to use the sampling program for shark fisheries in Central America to collect information on maturity and fecundity for the silky shark.
6. Fecundity increases with age indicating that both POPs and HSPs will be needed.
7. Improve catch estimates for the high-seas longline fishery.
8. Improved catch estimates for the purse seine fishery.
9. Consider approaches to estimate juvenile abundance and survival.
10. Approaches to estimate the stock-recruitment relationship are needed.

Recommendations and considerations for bigeye tuna:

1. For high-seas longliners, determine the feasibility and tissue quality of
 - a. observers taking tissue samples onboard
 - b. sampling at port
 - c. sampling at the markets
2. Evaluate the need for date and location information from high-seas longline-caught bigeye sampled at port or in the market.
3. Expand sampling efforts to WCPO in collaboration with WCPFC/SPC.
4. Consider approaches to estimate juvenile abundance and survival
5. The stock—recruitment relationship is uncertain.
6. Sex-specific composition data is needed.

1. INTRODUCTION

Close Kin Mark Recapture (CKMR) is a promising method to estimate absolute abundance and biological parameters based on developments in the analysis of genetic data (Skaug, 2001; Bravington et al., 2016). In addition to estimating the absolute abundance of spawners, it can estimate adult survival and relative reproductive output by age. The approach is like traditional mark-recapture studies, except it uses kinship relationships to “tag” individuals based on genetic relatedness. These genetically tagged individuals do not have to be released alive and can be sampled from the retained catch. CKMR avoids several major issues related to traditional mark-recapture studies including: 1) tagging related mortality, 2) tag loss, and 3) tag non-reporting. The tagging effect (e.g. trap-happy, trap-shy) is also reduced because the same individual is not captured twice (Bravington et al, 2016). Tag mixing may be improved using CKMR, particularly for highly fecund pelagic spawners; because individuals are essentially tagged at birth (spawning), and due to factors such as natural larval and juvenile dispersal, the tags are widely dispersed

before the individuals are large enough to be caught. Since estimates of spawning abundance are for the birth year of sampled individuals, a single year's sample of multiple aged fish can provide a time series of biomass estimates, which may be indicative of trends (Kolody and Bravington, 2019).

Estimation of absolute abundance is the main task of a fishery stock assessment model, which is the main tool in fisheries stock assessment and management of most commercially valuable species and species of conservation concern. Contemporary stock assessment models integrate multiple data sources to estimate the model parameters and related derived quantities (e.g. absolute abundance, Maximum Sustainable Yield [MSY], biomass corresponding to MSY [B_{MSY}], Maunder and Punt, 2013; Punt et al., 2013). Information about absolute abundance can come from several sources, but generally comes from two sources: 1) indices of relative abundance and 2) catch composition data (Maunder and Piner, 2015).

Information on absolute abundance from indices of relative abundance comes from the effect of catch on the index adjusted for natural mortality (M), growth, and recruitment. This typically assumes that the index is proportional to abundance, which may not be true, particularly if the index is based on catch-per-unit of effort (CPUE; Harley et al., 2001; Maunder et al., 2006), and that the values for natural mortality (M), growth, and recruitment are known, or can be estimated within the stock assessment model, relatively well. Growth may be known well, but natural mortality is seldom known with any reliability and, in general, temporal variability in recruitment cannot be estimated without catch composition data. Knowledge of annual (or quarterly) recruitments is important to differentiate the effect of catch on the index from recruitment variability, particularly for stocks with high recruitment variation (e.g. tunas; Minte-Vera et al. submitted).

Indices of abundance are often uninformative about absolute abundance in stock assessment models and estimates are driven by the catch composition data. The catch curve, as represented by the catch composition data, measures the decline in abundance as a cohort of fish ages and is a measure of total mortality, which can be separated into fishing mortality if the value of natural mortality is known. The fishing mortality (F) in conjunction with catch (C) provides information on absolute abundance (N) as can be illustrated by rearranging the approximate relationship $F = C/N$ to give $N = C/F$. Information on absolute abundance from composition data is therefore dependent on natural mortality being known, or can be estimated within the stock assessment model, relatively well. It is also dependent on the catch composition representing the abundance at age. However, young and/or old fish may not be fully represented in the fishery due to the characteristics of the gear (contact selectivity) or spatial stratification of ages/sizes of fish (availability). Asymptotic selectivity is often used or needed in stock assessments to ensure reliable estimation of the model parameters, but reduced selectivity for old ages is likely common (Waterhouse et al. 2014) and can cause substantial underestimation of absolute abundance. Additionally, in many cases, reliable growth information is required because age data is not available and length compositions are converted into age using the growth curve. Therefore, estimates of absolute abundance from length composition data are sensitive to uncertainty in growth, particularly asymptotic length (Zhu et al. 2016), which is usually poorly estimated.

Estimates of absolute abundance are available, but less frequently, from other methods such as tagging (mark-recapture) studies, surveys with known catchability, depletion estimators, etc. However, many of these are not reliable. Tagging studies are expensive, practicalities of implementation make them unreliable, and they require estimates of tag loss, tag related mortality, and reporting rates. Surveys (e.g.

trawl or acoustic surveys) rarely have reliable estimates of the coefficient (catchability) that scales them to absolute abundance. Depletion estimates are only valid in specific cases (e.g. Aires-da-Silva et al. 2016).

There are many stocks for which there is limited information and they lack the time series of catch, relative abundance, and composition data that are used in standard stock assessments. These stocks have to be assessed using data-poor methods (e.g. Pons 2020) or prioritized for management, data collection, and research using ecological risk assessment approaches (Griffiths et al. 2018) and stock status definitions are often either unavailable or unreliable.

CKMR can provide two vital quantities that are uncertain for many stocks: absolute abundance of spawners and survival of adults, which could greatly improve the assessments for many stocks managed by the IATTC. The quantities are useful in themselves and a time series of spawning biomass could be used to monitor a stock, however, a full stock assessment may be preferable and would require additional quantities such as juvenile survival and abundance, and the stock-recruitment relationship. These additional quantities are already estimated or assumed in stock assessment models, and therefore obtaining reliable estimates of absolute spawner abundance and adult survival can only greatly improve current assessments. Combining information from CKMR and data currently used in stock assessments (indices of relative abundance and catch composition data) may allow estimation of juvenile abundance and juvenile natural mortality. Any remaining uncertainties (e.g., the stock-recruitment relationship) can be addressed through choosing robust harvest control rules identified using management strategy evaluation (Butterworth et al., 1997).

The estimates of absolute abundance from CKMR should also help better determine the status of low information species. A current estimate of total catch in association with the estimate of absolute abundance will provide an indication of the fishing mortality rate. The fishing mortality can then be compared with reference points calculated from demographic analysis. Like stock assessment, estimates of juvenile survival, juvenile abundance, and the stock-recruitment relationship are required for the demographic model, and these may need to be based on assumptions, perhaps from similar well studied stocks. A single CKMR study is adequate to estimate absolute abundance, but the sampling could be continued over time increasing precision and estimating a time series of abundance. The time series of abundance could be used in a harvest control rule when a full stock assessment is not possible.

CKMR also provides information on stock structure and exchange rates. Stock assessments typically assume a fully mixed single closed population and some of the unresolved issues in stock assessments may be due to poor stock structure definitions such that local depletion is occurring within the assumed stock or there is exchange with an unmodelled component of the stock. The genetic information collected in the CKMR study can be used to identify the stock structure and exchange rates among sub-stocks. Therefore, ensuring enough spatial coverage to detect spatial heterogeneity in population structuring is important when designing the study. Spatially stratified CKMR analysis is an area of research (Mace et al., 2020).

Implementation of CKMR requires several considerations. The analysis requires information on the age of sampled individuals (e.g. a growth curve and lengths of sampled individuals) to establish the time at marking (birth). These data are often available, but in some cases may need to be collected as part of the CKMR study. Genetic based methods to age individuals shows some promise (Anastasiadi and Piferrer 2019; Mayne et al. 2020) and may have some practical advantages for some applications. There are also sampling considerations such as the practicality and costs of sampling, and the optimal design. The ability

to sample both adults and juveniles is beneficial, but this might not always be practical and sampling juveniles may be adequate for some species (i.e. species (e.g. some sharks) for which reproductive output does not change with age; Bravington 2019). Samples from multiple cohorts can be obtained by sampling multiple ages in a single year or by sampling one age in several years. It is also important that the samples cover the whole spatial range of the stock so that any spatial structure can be detected. However, Conn et. al. 2020 suggest that low to moderate bias in spatial sampling does not greatly affect CKMR estimates.

1.1. Objectives of study

CKMR can be used for a variety of species and life histories, but each may require different refinements to the analysis, data requirements, and sampling design. We discuss CKMR with respect to two different IATTC managed stocks to highlight the potential benefits of CKMR and the challenges that may need to be overcome. The first is the silky shark stock, which is data-poor, although an additional catch sampling program has recently been initiated (Oliveros-Ramos et al. 2020). The second is bigeye tuna, which is relatively data rich and is an important focus for management of the EPO tuna fisheries, but there are still major sources of uncertainty in the assessment (Xu et al. 2020).

2. BASIC CONCEPTS OF CLOSE KIN MARK RECAPTURE

CKMR is based on the same concept as traditional mark recapture (MR) except that genotypes are the “marks” and “recaptures” are inferred by kinship relationships. In MR studies, individuals are marked and released into the population and then the proportion of marked individuals in a subsequent sample from the population is an indication of the population size. The bigger the population, the less marked individuals will be in a sample of a given size. In CKMR, the bigger the population, the less kin (mother-son, brother-sister, etc.) will be in a sample of a given size (assuming the population is sufficiently mixed with respect to kinship relationships).

To use the kinship relationships for estimating absolute abundance, the relationships can be conceptualized as marking individuals (i.e. marking the parent by observing the offspring). This is most clearly illustrated with parent offspring partnerships (POPs). If an offspring is sampled, then both a mother and father must have been alive at birth (spawning, fertilization, etc.) of the offspring and therefore the parents can be considered marked at the date of birth and genetic samples of the parents after that date can be considered recaptures. Standard MR calculations can then be carried out to estimate the absolute abundance ([Figure 1](#)).

The use of Full Sibling Pairs (FSPs, share both parents) and Half Sibling Pairs (HSPs, share only one parent) is more complicated ([Figure 2](#)). FSPs are often “eliminated” from the analysis to remove the impact of batch spawning and the lucky litter effect (where many individuals from the same spawning/birthing event survive) that can invalidate independence of samples and population processes (e.g. lack of mixing of the “marked” individuals). Analyses using HSPs are based on an offspring-centric view of relatedness that calculates, from a randomly drawn sample, the probability that two randomly chosen juveniles in the sample have the same parent (Rodriguez-Ezpeleta et al. 2020). Further illustration of these concepts can be found in Bravington et al. (2016), Bravington (2019), Rodriguez-Ezpeleta et al. (2020), and other documents.

Having information on age is important to identify the year of birth. Therefore, age data are required. It is preferable to age each sample taken, but taking a size measurement and using a growth curve to estimate age is typical. Uncertainty in aging affects estimates of the rate-of-change in abundance or

mortality and makes same-cohort comparisons unavoidable (Bravington 2019). The uncertainty in age can be taken into consideration by doing the calculations across all possible true ages weighted by the probability of the age being correct (Bravington 2019). Uncertainty in aging will reduce precision of all quantities estimated from CKMR data. Genetic approaches to aging are promising (e.g. Epigenetic aging based on DNA methylation; Anastasiadi and Piferrer 2019, Mayne et al. 2020) and may provide a practical approach to age samples used in CKMR (Bravington pers. com.). However, these techniques require a lot of work upfront to develop and calibrate markers. Most of the time, these markers are species-specific, though there are efforts underway to develop more general markers that work for a variety of taxa. Note that length specific selectivity does not impact the CKMR analysis (except in some applications of POP only versions), but age-specific selectivity might (Bravington pers. com.).

The ages of individuals accessible to sampling gear will determine the segments of the population for which abundance estimates can be obtained. POPs provide information on adult abundance (Kolody and Bravington, 2019). However, POPs require sampling of both juveniles and adults. The use of HSPs means that spawner abundance can be estimated even if the adults are not sampled. But this only works for species for which the reproductive output does not change with age, otherwise assumptions about reproductive output need to be made (Bravington pers. comm.). In addition, the genetic and statistical analyses of HSPs are much more demanding than for POPs, they require higher quality tissue (Rodriguez-Ezpeleta et al. 2020) and may be more expensive to process (Mace et al., 2020).

Sampling of HSPs over multiple cohorts can be used to estimate adult survival, and when combined with catch data, can be used to estimate natural mortality. HSPs from different cohorts share a parent and the parent had to be alive at the time of birth of each sibling. The larger the difference in age between the cohorts relating to the siblings, the longer the parent had to survive. Therefore, sampling multiple cohorts so that there is a range in age differences between HSPs can be used to estimate adult survival. As the difference in age increases, fewer HSPs are expected and the rate of decline is related to adult survival. Multiple cohorts could be obtained either by sampling several ages in the same year or one age over multiple years. For example, if aging is uncertain, sampling the young of the year, which are of a known age, over several years might be appropriate. Having both POPs and HSPs can separate reproductive success from adult mortality, when reproductive success changes with age (Mace et al., 2020). In general, it is better to collect both POPs and HSPs when possible.

Mitochondrial DNA (mtDNA) provides information about the sex of the parents, which might be used for calculating the absolute abundance of adults by sex and survival by sex (Rodriguez-Ezpeleta et al. 2020). This will be important for species that have population and fishing processes that differ by sex and those that show spatial segregation by sex. The relative fecundity effect for males may be different from females and there is often no direct data for males (Bravington 2019). The combination of POP and HSP data allows for direct estimation of the relative fecundity for both sexes (Bravington 2019).

CKMR can estimate the age-structure of the spawning biomass (Richard Hillary pers. com.). The age distribution of the POPs is proportional to $N[a] * \phi[a]$ where $\phi[a]$ is the relationship for how reproductive success changes with age. Since $\phi[a]$ can be estimated if both POPs and HSPs are sampled (also with the additional information about survival from composition data when integrated into the stock assessment model), then the age-structured of the spawning population can be estimated.

3. SAMPLING AND GENETIC ANALYSIS

There are several other aspects of sampling that need to be considered. For example, the whole spatial domain of the stock should be sampled. Also, any possibility of the sampling of kinship relationships being non-random needs to be avoided. Essentially, the event of one individual of a kinship pair being sampled should be independent of the other individual of the pair being sampled, conditional on covariates (Bravington et al. 2016). For example, care should be taken when sampling individuals in a single fishing set as they may be more related than by random chance (e.g. if mother-calf pairs are caught together; Bravington et al. 2016). Thus, taking a single sample per set, possibly of each age, but sampling more sets, might be preferable, particularly when there is no prior information available on kinship relationships relative to sampling units. For species with tight parent-offspring bonds or in areas of birth (e.g. pupping for some sharks and rays), POPs may be biased (HSP are not considered from the same cohort so this issue is minimized unless family groups stay together). Other examples that require specific modelling consideration are when large fish are more likely to breed as well as to be caught and when there is persistent heterogeneity in individual's reproductive success (Bravington et al. 2016). Therefore, the life history of the species should be taken into consideration when designing the sampling program.

Developing a sampling design that explicitly specifies how many individuals, of what age, and in how many years they are to be sampled, is important to ensure the goals of the study are achieved. The resulting precision of the estimates of spawner abundance and adult survival is highly dependent on the population size. Therefore, a good approximation of the spawning abundance is needed to develop a sampling design that will achieve a predetermined level of precision. This could be taken from existing stock assessments. However, in the absence of abundance estimates, a maximum desirable fishing mortality (e.g. the limit reference point taken from spawner per recruit studies of similar populations), in combination with known catch, could be used to define a minimum estimate of abundance and, from that, the sample size calculated that would obtain estimates with the desired precision. If the abundance is larger than assumed, then despite the estimate being imprecise (and the confidence intervals do not include the minimum estimate of abundance), the population is not in imminent danger and additional sampling can be conducted in the future if more precise estimates are desirable. The most comprehensive sampling design studies involve using age structured models that are the same as used to do the CKMR analysis (Rodriguez-Ezpeleta et al. 2020).

There are several practical considerations of sampling and high-quality tissue samples for sequencing is a pre-requisite for CKMR, particularly for HSP detection as explained by Rodriguez-Ezpeleta et al. (2020). Samples should be stored in a labelled vial containing appropriate preserving solution (e.g. 90-95% ethanol or RNAlater) with unique identifiers so that samples can be reliably cross-referenced to data on date of capture, location, species, age/size and sex, and to any other biological samples collected (e.g. vertebrae). Care must be taken to avoid cross contamination between the samples of different individuals. Preferably, new gloves and clean tools should be used each time a sample is collected, but simply wiping the scalpel clean between samples may be enough. The tissue removed from the sample for analysis should not be taken from the area that was cut to remove the sample from the fish. If contamination is suspected, there are methods that can be used to filter out the samples that are contaminated. Samples can be stored for long periods under appropriate conditions (e.g. -80°C freezer; in practice, samples preserved in ethanol and stored in a freezer tend to work out better than samples stored in ethanol at room temperature), which means that sample collection can occur prior to development of a program for sample analysis. However, repeated freezing and thawing of samples can degrade the tissue and make it

unusable for high-throughput genomics methods like restriction-site associated DNA sequencing (RAD-Seq). DNA capture panels can be developed to mitigate issues associated with DNA quality, but these require an initial investment to identify appropriate markers. A single flash freeze, as is done with fish caught on longline vessels and available for sampling at port, with tissue sample taken when frozen and put in ethanol might provide tissue of high enough quality. Therefore, the sampling of tissue from different fleets needs to be carefully considered and preferably tested in advance of the initiation of any large scale sampling program.

When it is not possible to consistently obtain tissue of high enough quality for RAD-Seq, there are a couple workarounds (John Swenson pers. com.):

First, a subset of high quality tissue can be used to do an initial smaller RAD-Seq run and those data used to develop RAD-Capture or GT-Seq panels. These methods allow the use of RAD-Seq with lower quality tissue samples, but would require work upfront to develop the panels (especially GT-Seq). Once the panels are developed, however, they can be used repeatedly and are likely to work with samples of lower quality (especially GT-Seq).

A good workflow would be:

- 1) use RAD-Sequencing on a small number of high-quality samples,
- 2) identify useful genetic regions for kinship assignment (i.e. regions with SNPs),
- 3) develop capture panels to target these regions,
- 4) use the capture panels in conjunction with RAD-Seq on the full set of samples.

This is likely—though not guaranteed—to mitigate many issues arising from low quality tissue. Also, capture panel development can occur as soon as a few dozen high quality samples are collected, so it can be parallelized with sample collection. This would be a good workflow regardless of tissue quality, because both RAD-Capture and GT-Seq substantially reduce subsequent sequencing costs (>50%). See Table 1 of Meek and Larson (2019).

In the absence of the above, it may still be possible to assign kinship using microsatellites, which do not require high quality DNA (John Swenson pers. com.). Microsatellites are not as powerful as genomics-based methods like RAD-Seq, but they have been used with CKMR before (e.g. Bravington et al. 2016). The problems with microsatellites are that 1) it is very difficult or impossible to identify half-siblings, and 2) they require significant upfront investment to develop. While genomics-based methods like RAD-Seq, RAD-Capture, and GT-Seq are preferable (especially since they allow identification of half-siblings), if DNA degradation is unavoidable, microsatellite markers are still likely to allow assignment of Parent-offspring relationships. A suite of microsatellite markers for silky sharks was developed by O'Bryhim et al. (2015). A suite of microsatellite markers for tuna was developed by Clark et al. (2004).

Avoiding false positives (i.e. excluding less related kin) is important due to the rarity of positives (e.g. 50-100 in a study), but this also produces false negatives. However, a known false-negative rate, which can be estimated, can be accounted for in the calculations to remove bias (Bravington 2019). False positives can be minimized by computing the likelihood ratios of identifying different kinship relationships and then only counting as positives those that are above a certain ratio. The R program CKMRsim is designed to run these calculations and assign kinship based on a user-specific likelihood ratio. This allows the user to decide on an acceptable false positive rate and to evaluate the likely proportion of false negatives that arise as a result, which can then be accounted for.

4. SILKY SHARK

Silky shark is a cosmopolitan species throughout the tropical Pacific but its stock structure remains poorly understood. It is a moderately productive shark species with litter sizes of approximately 2 to 16 (average size of 6; Garcia-Cortes et al., 2011) and grows to lengths of about 250 cm total length (Oshitani et al., 2003). Juveniles are found predominantly north of the equator in the EPO (Roman-Verdesoto and Orozco-Zoller, 2005), but the young of the year are observed in the landings of coastal artisanal fisheries in the EPO (Salvador Siu pers. com.). The majority of the catch in the EPO is estimated to be taken by coastal nation-based longline artisanal fisheries, where the silky shark is one of the target species ([SAC-05-INF-F](#); [Siu and Aires-da-Silva, 2016](#)). However, substantial catches are also taken by the tuna purse seine fishery across the EPO ([Figure 3](#)) and the distant water nation longline fleets. Both combined are estimated to represent less than 10% of the total catches in the EPO ([SAC-05-INF-F](#)), but the estimates may be biased low. A assessment of the EPO stock was attempted in 2014, but lack of a reliable time series of data (catch, index of abundance, and catch composition), particularly catch, resulted in unreliable results ([SAC-05-INF-F](#)). A Pacific-wide assessment was conducted in 2018 but suffered from similar issues and thus its results were not used to formulate management advice ([WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08](#)). Catch sampling is possible for the purse-seine fishery through the AIDCP onboard observer program and collaboration with national observer programs is also possible. An in-port pilot study sampling program for Central American coastal nation-based fleets is ongoing by IATTC to improve the estimates of total catch and to obtain length composition samples for those fisheries ([Oliveros-Ramos et al., 2020](#)). Interim management is based on closed seasons for longline shark targeted fisheries, which include bans on wire leaders, as a precautionary measure. Additional bycatch mitigation measures are in place (IATTC [Resolution C-19-05](#)).

The following provides a detailed description of the current state of knowledge of the silky shark life-history parameters and fishery that are relevant for the application of CKMR to a stock assessment for the species in the EPO, and outlines the required data for CKMR that could be collected as part of existing data collection programs.

4.1. Age of sampled fish

Aging of silky sharks is conducted by reading annuli in vertebra and it is therefore not feasible to age each sample collected for the CKMR study. In principle, collection of length measurements for each sample (from dead sharks) is feasible, but these lengths would need to be converted to age using a growth curve. Currently, there are two growth studies relying on the interpretation of vertebral band counts which could be considered to describe the age and growth of silky sharks in the EPO (Oshitani et al., 2003; Sanchez de Ita et al., 2011). Unfortunately, there are some challenges and concerns with both studies. Although Oshitani et al. (2011) relies on direct empirical counts of vertebral bands, samples are predominantly taken in the western and central Pacific Ocean. With respect to latter study, Sanchez de Ita (2011) relied on the use of back calculation to increase sample size of their age-at-length data and the samples are very limited in terms of their spatial coverage in the EPO. In addition, these curves differ greatly from each other including juvenile ages. Therefore, a new age and growth study for silky sharks should be conducted. A sampling design could be developed by IATTC staff to take advantage of sampling opportunities in the purse seine tuna fishery as well as the pilot study for Central American shark fisheries in the EPO (possibly expanding to other coastal countries). In collaboration with WCPFC/SCP, sampling efforts should also expand to the WCPO to investigate stock structure/spatial heterogeneity in growth at the Pacific wide scale. Latin American universities/research institutes are well positioned to conduct this study with support of IATTC (e.g. Capacity Building Funds). Aging based on genetic samples should also be considered.

4.2. Maturity and fecundity at age

Maturity and fecundity at age are useful for developing the sampling design, but are not necessary for the final analysis because when both POPs and HSPs are available, the analysis can estimate the effective reproductive output at age for both males and females. Information on maturity at age and an assumption of reproductive output being proportional to weight might be enough for some (teleost) species (at least for females), but it may not be appropriate for sharks.

Maturity at length estimates are available from the collaborative work between IATTC staff and scientists from member countries (S. Soriano and L. Castillo, Mexico). Maturity at age estimates are available from the existing growth curves but there are challenges with these curves (see above). Considering that the Soriano-Castillo samples were taken in Mexican waters, additional maturity at length data should be collected in other regions of the EPO. The sampling program for shark fisheries in Central America is already collecting maturity information for the silky shark. Opportunities for collecting maturity information in the industrial fisheries (purse seine, longline) are more limited.

Fecundity at length estimates are available for the silky shark in the EPO ([Garcia-Cortes et al., 2011](#)), but there are concerns with the age and growth curves available (see above). Fecundity increases with age indicating that both POPs and HSPs will be needed. Knowledge of the gestation period and breeding cycle is also an important component of reproductive output and some information is available for silky sharks in the EPO ([Garcia-Cortes et al., 2011](#)). Information on the reproductive biology of the silky shark is currently being taken by the sampling program for shark fisheries in Central America.

4.3. Stock structure

Although there have been some mitochondrial DNA studies for silky shark in the EPO (e.g. unpublished work by J. Hyde, SWFSC-NMFS), stock structure for the silky shark in the EPO and the wider Pacific Ocean remain poorly understood. Mixing between the EPO and WCPO probably occurs ([WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08](#)).

4.4. Sex determination

Sex of silky sharks can easily be determined externally. Sex information is being collected by all sampling programs. There appears to be some differences in the distribution by sex in the EPO.

4.5. Approximate abundance

The stock assessment for the silky shark in the EPO was not successful in obtaining reliable estimates of abundance given the limitations of some important datasets ([SAC-05-INF-F](#)). A Pacific-wide assessment also suffered from similar challenges ([WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08](#)), and therefore taking any estimate of abundance from these assessments should be regarded with caution. Alternative methods are desirable to define an approximate abundance for developing sampling designs. A maximum fishing mortality (e.g. based on spawner per recruit from a meta-analysis of similar stocks (e.g. Bravington 2019)) in combination with the catch information could be used to define minimum abundance to use for the sampling design. However, these will be sensitive to the assumptions of natural mortality and they do not explicitly take into consideration the stock-recruitment relationship for the specific stock (Bravington 2019). An estimate for the harvest rate may also be possible from recent archival tagging programs (Schaefer et al. 2021). This estimate could be used along with an estimate of catch to derive a broad estimate of abundance.

4.6. Catch data

Historical catch data are unreliable for several components of the fleet ([SAC-05-INF-F](#)). The most complete times series of catch data is available from the purse seine fishery. The newly developed coastal nation sampling program has been designed to provide data for estimation of the catch for artisanal fisheries, including longline and gill net fleets. Only limited catch data for the distant water longline fleets are available to IATTC staff. A preliminary estimate of catch is available from a genetic analysis with shark trade fin data (Clarke et al., 2006). Surprisingly, the estimate derived from the genetic analysis is very consistent with preliminary EPO catch estimate derived by IATTC staff and collaborators ([SAC-05-INF-F](#)).

4.7. Assessment

Since 2009, IATTC staff, national observer program staff, scientists of member countries, nongovernmental organizations, and industry collaborators have worked together to accumulate, process, and analyze data for the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the EPO. This collaborative effort has produced a great deal of fishery data and information on stock structure, biological parameters, and size selectivity of different fisheries catching silky sharks in the EPO, whether as a target or as bycatch. A stock assessment covering the 1993-2010 period was attempted using Stock Synthesis. Unfortunately, the model was unable to fit the main index of abundance adequately, and therefore the results were not reliable since relative trends and absolute scale are compromised in the assessment. The poor performance of the model was probably due to incomplete information on the total catch in the EPO, particularly for the early period of the assessment (1990s and early 2000s). An alternative approach based on indicators has therefore been used to provide management advice for silky sharks ([SAC-05-11a](#)).

Even with an estimate of absolute spawner abundance from CKMR or any other method, a typical stock assessment would not be possible due to the lack of reliable time series of catch data for all fisheries. Alternatively, an estimate of fishing mortality based on the absolute estimate of spawning biomass and the recently available estimate of total catch, can be compared with fishing mortality rates from demographic analysis or from spawner per recruit from similar species to establish stock status. However, the close kin analysis estimates absolute abundance of the spawners, while the fishing mortality rate needs to be calculated based on the vulnerable biomass. Therefore, the absolute abundance of the juveniles that are vulnerable to the fishery also needs to be calculated. It may be desirable to conduct a full assessment for the time period that catch is available, even if it is just a single year, so that the unknown model parameters can be estimated in an integrated approach. This may be possible since the main task of a stock assessment is to estimate absolute abundance, which will be available for the spawners from the CKMR analysis.

Demographic analysis requires estimates of all the population and fishing processes. Essentially, it requires all the parameters used in a standard stock assessment, except for the absolute biomass estimates. These include growth, natural mortality, the stock-recruitment relationship, and selectivity. Growth of individuals representing most of the catch and biomass is the easiest to estimate and should be possible by sampling vertebrae and validating the aging. Adult survival can be estimated from CKMR, but estimates of juvenile survival are needed. Hillary et al. (2018) used telemetry to estimate survival for juvenile white shark when combining CKMR estimates of abundance with demographic analysis. The stock-recruitment relationship might be the most difficult component of the demographic analysis to estimate. Appropriate stock-recruitment models are available for low fecund species like sharks that take the litter size into consideration (e.g. Taylor et al. 2013), but the strength of the density dependence is

unknown. Selectivity can be easily calculated from the estimates of absolute abundance at age, which CKMR can provide information on, particularly if integrated with other information (Bravington pers. com.), and the catch composition samples. It may be possible to estimate some of the unknown parameters by fitting the model to a limited series of catch composition data conditioned on catch. Due to the differences in population and fishing processes between males and females, a sex structured model and sex specific parameters would be needed for the CKMR and demographic analysis. This would also require sex composition of the catch, which is currently being collected in all fisheries.

4.8. Sampling considerations

Biological sampling should be conducted throughout the tropical Pacific to ensure that the full spatial range of the silky shark is covered and to minimize any bias that might be caused by non-random spatial distribution of kinship relationships and to evaluate stock structure. The Appendix provides information on the sampling opportunities in the different fisheries. In principle, within the EPO, sampling can be conducted by existing onboard observer programs of the purse-seine and the high-seas longline fisheries, and by the newly-developed port-sampling program for coastal nation shark fisheries ([Oliveros-Ramos et al., 2020](#)). This coastal nation sampling program covers the central region of the silky shark distribution in the coastal EPO. However, options for sampling at the northern and southern coastal limits of the tropical EPO are being explored. Collaboration with the WCPFC will be needed to obtain samples through monitoring programs of fisheries operating in the central and western tropical Pacific Ocean. Exemptions for sampling to non-retention policies (e.g. IATTC C-19-05 for purse-seine vessels operating in the EPO) may need to be established so that biological samples can be collected from dead silky sharks before they are discarded or released alive (live releases may require genetic aging if length measurements cannot be safely taken).

There are two main additions to existing sampling programs that will need to be considered to obtain all the biological data required for CKMR. First, the collection of length data by all sampling programs operating in the Pacific Ocean should be reviewed to determine which length measurement are being used by each program, and whether additional data collection will be needed to convert different length metrics to one common metric. At present, total length (TL) is recorded by the IATTC purse-seine observer program in the EPO. The high-seas longline observer data provided to IATTC contain length information as fork length, precaudal length or total length, depending on the Members and Cooperating Non-Members (CPC). Silky shark catch unloaded by coastal nation fisheries is typically pre-processed, and thus the most widely available length measurements are interdorsal length, although fishers have periodically provided whole animals for special sampling projects (genetic aging and species identification may be beneficial for these samples). Therefore, with cooperation from fishers and CPCs, it is likely that the coastal nation sampling program could be expanded to include collection of length data from unprocessed fish for some fraction of the catch. The other primary addition to existing sampling programs concerns invasive sampling for biological data such as tissue and vertebrae. Currently, the sampling program for the purse-seine fishery does not routinely collect such biological data and protocols would need to be developed that could be integrated into existing catch and effort data collection. Sampling is more difficult on the distant water longline fishery and the coastal based fisheries. Silky sharks are not retained and often released before being landed on board, and therefore changes in management practices that allow silky sharks to be landed and sampled may be needed (silky sharks are prohibited from being retained on board in the both the EPO and WCPO). The longline observer coverage is only 5% and it is not clear if enough samples and spatial coverage would be obtained ([Figure A.10](#)). Japan also has research and training

vessels that might be able to take samples, but their spatial coverage is limited in the EPO and they are also restricted by the silky shark no retention measure in the WCPO. For coastal nation fisheries, some routine biological data collection is underway, but those data do not include vertebrae so additional sampling protocol would need to be developed. Also, consideration should be given to the catch conservation methods in the coastal fisheries; some coastal nation fisheries bring catch to port fresh or iced, as opposed to frozen.

Sampling designs for collection of CKMR data will need to be developed and may differ by fishery due to fishery-specific differences in selectivity. For at least some fisheries, the length range of silky sharks is quite broad. Length measurements from the purse-seine fishery in the EPO range from about 50 cm TL to over 200 cm TL, and length composition varies by set type ([SAC-05-INF-F](#)). A similar range in lengths is seen for the purse-seine and high-seas longline fisheries in the WCPO (Clarke et al. 2018). The estimated length composition of the Costa Rican longline fishery ranges from about 60 cm TL to just over 200 cm TL (Pacheco Chaves et al. 2020). Absent information on fishing gear-specific age and sex selectivity, the length composition of the catch could be analyzed to determine whether length (as a proxy for age) varies more within or among fishing “units” (e.g. a set or an unloading), and hence whether sampling should be more intensive within or among fishing units. Contributing to variability in length composition among fishing units may be factors such as gear differences (e.g. purse-seine set type) and fishing location, which may need to be considered in the sampling design. Regardless, it is anticipated that emphasis would be placed on sampling more fishing units and fewer fish per fishing unit to try minimize bias caused by non-independent sampling of kinship relationships. The sampling should be designed to cover all areas and seasons of operation of each fishery; sets that are made in “hotspots” or, in the case of the purse-seine fishery, on fish-aggregating devices (FADs), may be more likely to involve related individuals if the mixing rate of the population is low relative to the persistence of aggregations. Particular consideration should be given to whether sampling in pupping grounds is appropriate, since the mother and offspring may be more likely to be sampled, or the mother caught and not available for sampling at a later date. In addition, the sampling protocol should provide specific guidelines to sampling technicians on sampling frequency in both space and time (e.g. the minimum spatial and temporal separation between samples) because the locations and dates of fishing operations will not be known in advance. These guidelines may need to be updated in near real-time to avoid collection of too many samples for certain areas and time periods, if fleet effort is highly concentrated. A practical field consideration is that access to fish to collect samples will require cooperation from fishers, as will sample storage for onboard observers, and thus vessel owners/companies should be consulted during the development of sampling protocols.

4.9. Recommendations and considerations

1. Conduct new silky shark age and growth study in the eastern Pacific Ocean and investigate spatial differences in growth relative to the WCPO.
2. Develop sampling platform for vertebral tissue using the IATTC observer program on the purse seine fishery and shark fishery sampling program in Latin American coastal states in the EPO.
3. Expand sampling efforts to WCPO in collaboration with WCPFC/SPC.
4. Use IATTC capacity building funds to support universities/research institutes to conduct biological studies for silky shark.
5. Continue to use the sampling program for shark fisheries in Central America to collect information on maturity and fecundity for the silky shark.
6. Fecundity increases with age indicating that both POPs and HSPs will be needed.
7. Improve catch estimates for the high-seas longline fishery.

8. Improved catch estimates for the purse seine fishery.
9. Consider approaches to estimate juvenile abundance and survival.
10. Approaches to estimate the stock-recruitment relationship are needed.

5. BIGEYE TUNA

Bigeye tuna is a valuable species common throughout the tropical Pacific and there is some information about stock structure, but there is still uncertainty (Schaefer, 2009; Schaefer et al., 2015; Moore et al., 2020). Bigeye is caught in the purse seine and longline fisheries of the EPO. It is a moderately productive species and grows to lengths of about 200 cm. Stock assessments of EPO bigeye tuna have been conducted since 2000. The most recent stock assessment cannot differentiate between optimistic results relating to large biomass and pessimistic results relating to low biomass (Xu et al., 2020). Estimates of absolute biomass from CKMR would help to differentiate between these two possibilities. There is also uncertainty in the stock structure, which genetic data used in CKMR could help define, but would require samples from both the EPO and the WCPO. Catch and associated composition data are available from all the fisheries and are used in the stock assessment. Only longline based CPUE indices of relative abundance are used in the assessment. Indices of relative abundance from the purse seine fishery are complicated by vessels making multiple set types and the use of echosounder buoys, and they only index juveniles. Management is based on reference points and a harvest control rule that considers all three tropical tunas.

The following describes the stock characteristics and information available for application of CXKMR to bigeye tuna in the EPO.

5.1. Age of sampled fish

Aging of bigeye tuna is based on daily increment for fish 4 years of age and younger (Schaefer and Fuller, 2006). Aging of older fish is challenging (IATTC 2019a). It is not practical to age all the samples. A growth curve is available based on daily increments and tagging growth increment data, but there is uncertainty for large fish (Aires-da-Silva et al., 2015). The continuous spawning of bigeye will generate additional variation in aging because of the birth timing. However, the uncertainty about aging and birth timing can be integrated into the CKMR analysis. Genetic aging should be considered.

5.2. Maturity and fecundity at age

Maturity at length is available for females, but not for males (Schaefer et al. 2005). Fecundity at length/age is not available and it is assumed proportional to weight in the stock assessment (Xu et al. 2020).

5.3. Approximate abundance

A stock assessment is available (Xu et al., 2020). However, the population size is uncertain with two different orders of magnitude possible. Basing the sampling on the lower biomass may allow the confirmation or rejection of that scenario, but rejection would result in an imprecise estimate of abundance because the abundance is higher.

5.4. Stock structure

Stock structure is uncertain. Collaboration with WCPFC to include the central and WPO is needed. The best information available on stock structure of bigeye in the Pacific Ocean is that provided by Schaefer 2009, Schaefer et al 2015, and Moore et al., 2020. However, there are still uncertainties about stock structure.

5.5. Sex information

Sampling of sex information requires looking at gonads and may not be possible for juveniles. A genetic test may be possible as part of the CKMR study, but this may only be feasible for the samples taken for the CKMR study and not the catch sampling. There is only limited sex composition sampling from the longline fisheries.

5.6. Catch data

Reliable catch data, including size composition, is available from all the fisheries. There is only limited sex composition sampling from the longline fisheries. The purse seine fisheries generally catch juveniles and the longline fisheries catch adults. Few bigeye are caught in the coastal nation fisheries.

5.7. Assessment

An age and sex structured integrated stock assessment is available for bigeye tuna in the EPO (Xu et al., 2020). The CKMR estimates of spawner abundance and adult survival should be integrated into the stock assessment. There is little information on juvenile natural mortality, but it might be estimable from the assessment model, which includes length composition data from several fisheries. Conventional data tagging may be useful in estimating juvenile survival. The stock-recruitment relationship may be a remaining uncertainty in the assessment for which MSE may be needed to define robust harvest control rules. Juvenile abundance would be estimated inside the stock assessment model.

5.8. Sampling considerations

Many of the sampling considerations that were discussed for silky sharks are also relevant for bigeye tuna. The Appendix provides information on the sampling opportunities in the different fisheries. Both parents and offspring need to be sampled for BET because fecundity increases with age. Sampling is possible on the purse seiners by observers. This will cover the juvenile component of the population. Sampling is more difficult on the distant water longline fishery, which catch adult bigeye, and the coastal based fisheries. The observer coverage is only 5% on the distant water longline fishery and it is not clear if enough samples and spatial coverage would be obtained. There is potential for sampling frozen fish at port, including age determination using genetic methods, but trials need to be conducted to determine if tissue samples would be of high enough quality to provide the required genetic material. Sampling at port is problematic because the spatial and temporal information about the catch (e.g. set information) is not known on an individual basis. Some of the catch is landed by carry vessels with catch from several longline vessels further complicating obtaining this information. Therefore, location might be limited to northern EPO, southern EPO, or certain spatial ranges such as 0-20 degree. Japan also has research and training vessels that might be able to take samples, but their spatial coverage is limited in the EPO. Few bigeye are caught in the coastal nation fisheries.

5.9. Recommendations and considerations

1. For high-seas longliners, determine the feasibility and tissue quality of
 - a) observers taking tissue samples onboard
 - b) sampling at port
 - c) sampling at the markets
2. Evaluate the need for date and location information from high-seas longline caught bigeye sampled at port or in the market.
3. Expand sampling efforts to WCPO in collaboration with WCPFC/SPC.

4. Consider approaches to estimate juvenile abundance and survival
5. The stock—recruitment relationship is uncertain.
6. Sex-specific composition data is needed.

6. DISCUSSION

CKMR should be feasible for both silky shark and bigeye tuna in the EPO, as well as other commercially important species or species of conservation concern for IATTC. Estimates of spawner abundance and adult survival from CKMR will greatly improve stock status estimates. However, each application will have its particular uncertainties and data requirements. CKMR requires sampling the whole stock and, for most EPO stocks, this will require sampling outside the EPO to ensure adequate coverage as well as to clarify stock boundaries. CKMR does not estimate juvenile abundance or survival, and these will have to be obtained from other data (e.g. conventional mark recapture or telemetry data), estimated with the stock assessment, or assumptions made (e.g. taken from stocks of the same or similar species in other oceans). The stock-recruitment relationship is likely to remain a major uncertainty and may require defining harvest control rules, through MSE, that are robust to the uncertainty.

A good CKMR design amounts to working out what precision is likely to be achieved for various quantities of potential interest (e.g. absolute adult biomass) with alternative specifications of the design parameters including total sample size, duration of study, range of sizes sampled, and precision of age estimates. The whole "design process" leads to choosing a single design that is likely to answer management questions at lowest cost and satisfying logistic constraints (Bravington 2019). Total sample size has the greatest effect on precision (e.g. Bravington 2019). Bravington (2019) suggests initially focusing sampling of older individuals and then focusing on young individuals in later years. An initial program to evaluate the practicality of sampling and to test the tissue sample quality should be strongly considered before starting any full sampling program.

Adequate sampling of both the adult and juvenile components of the stock across its entire range over several years is desirable for CKMR. In general, this requires sampling from several different fisheries. The IATTC has a comprehensive observer program on large purse seiners that can be used to sample tissue for genetic analysis. However, tissue samples are not part of the current sampling program and previous sampling projects (e.g. those for gonad and stomach contents) should be evaluated to improve sampling. Sampling is more difficult on the distant water long line fishery and the coastal based fisheries. Observers should be able to take samples of bigeye tuna. However, silky sharks are not retained and often released before being landed on board, and therefore changes in management practices that allow silky sharks to be landed and sampled may be needed (silky sharks are prohibited from retaining on board in both the EPO and WCPO). The longline observer coverage is only 5% and it is not clear if enough samples and spatial coverage would be obtained ([Figure A10](#)). There is potential for sampling frozen fish at port, but trials need to be conducted to determine if tissue samples would be of high enough quality. Sampling at port is problematic because the spatial and temporal information about the catch is not known for each individual fish (i.e. set locations and times are only known for the trip and not for each individual fish). Japan also has research and training vessels that might be able to take samples, but their spatial coverage is limited in the EPO and they are also restricted by the silky shark no retention measure in the WCPO. A sampling program for the EPO coastal based fisheries has been initiated and could be used to sample tissue. The sampling will need to be coordinated with the WCPFC to obtain samples from the whole Pacific. Sampling could be started in advance of the genetic analysis since sample collection and archiving is relatively inexpensive and there are options if tissue quality is not perfect such as using microsatellites to

identify POPs and/or developing RAD-Capture panels or GT-Seq panels if half-sib relationships are required (John Swenson pers. com.). Although, the study design needs to be considered and tissue quality needs to be tested.

It should be noted that it may be more useful to evaluate the precision on quantities used for management advice (e.g. F_{cur}/F_{msy}) rather than the outputs of CKMR (e.g. adult abundance) (Bravington 2019). This requires including the full assessment process in the study design.

Spatial distribution of samples is still a concern with CKMR as it is with traditional tagging studies. It is possible that siblings born a few years apart will be found in the same area and therefore a given sample size in a local area may find more HSPs than a more spatially distributed sample (Bravington 2019). However, with reasonable sample sizes such patterns should be detectable. This is likely a bigger problem with species that have low larval/juvenile dispersal rates or natal homing compared to highly fecund pelagic spawners like tuna.

The type of genotyping kinship finding algorithms used is important to ensure success of the CKMR study (Bravington 2019). They need to distinguish HSPs from other less related kinships. It is also important that the samples are analyzed consistently, which is best achieved if they are all done by the same lab. This is an area of expertise outside the knowledge of the IATTC staff.

Stock assessments require estimates of juvenile abundance, juvenile survival, and the stock-recruitment relationship. These quantities are not estimated from CKMR and need to be estimated from other data or assumptions made. Conventional or genetic tagging might be possible in some cases to estimate juvenile survival and abundance. They may also be estimable inside the stock assessment model with typical data used in assessments (indices of relative abundance and composition data). Robust harvest strategies evaluated using MSE may be needed to deal with the uncertainty about the stock-recruitment relationship.

One of the main considerations in conducting a CKMR study are the costs and how they compare to alternatives (e.g. conventional mark-recapture). Several rough estimates of cost have been estimated for other stocks. Bravington et al. (2016) give a rough sample size calculating for a single sampling event of $10\sqrt{N}$ with an equal mix of juveniles and adults to give a CV of 15% in POP studies. Rodriguez-Ezpeleta et al. (2020) suggest that to achieve a CV of less than 20%, about 50 HSPs are needed, although 100 should be considered (Bravington 2019). They give an example where a sample of 5,000 individuals could provide this level of precision for populations of 0.5 and 0.95 million for total mortalities of $Z = 0.25$ and $Z = 0.1$, respectively. The cost of analyzing the genetic samples is approximately US\$30 (Bravington 2019), with a total cost of US\$150,000. Kolody and Bravington (2019) give lower costs of US\$17.5 for an example using Indian Ocean YFT with a sample size of 64,000 (US\$1,120,000). Bravington (2019) puts the genetic analysis at AU\$20 or less and budget a total cost of \$30-35 to include everything from sampling to genetic analysis. The costs may be double if both 50 POPs and 50 HSPs are required for estimation (e.g. separating adult survival from reproductive success). Bravington et al. (2020) found from initial exploration that 20-25,000 South Pacific albacore spread over 3-4 years might need to be sampled. Other costs include sampling, DNA extraction, transportation, storage, close kin analysis, and population dynamics modelling. There are a variety of options for the genetic analysis ranging from outsourcing the whole project to doing all the prep work in house and outsourcing just the sequencing, and the option chosen will determine the costs. If RAD-Capture or GT-Seq panels are developed and the labwork is completed in-house by a post-doc or

PhD student rather than sending to a sequencing center, these costs can be substantially reduced (see Meek and Larson, 2019). Obviously, population specific calculations should be done to design the sampling strategy. The per unit costs of genetic analysis is probably dependent on the number of samples analyzed and costs may be reduced as the lab becomes more experienced with the process. However, based on these rough estimates, CKMR studies are likely to run in the mid to high hundreds of thousands of dollars for silky sharks and the low millions of dollars for bigeye tuna, which is the order of magnitude for traditional mark-recapture studies. In cases where the population size is uncertain and required sample sizes are unknown, it may be possible that collecting and storing samples is relatively cheap compared to the genetic analysis, so more samples can be collected than needed and then only enough samples analyzed to give the required precision.

Several components of the study can be carried out while the sampling is in progress. For example, if a few good samples are collected, the RAD-Seq libraries could be created and sequenced to identify genetic markers for kinship analysis. The lab-work would take about a month for a small sample set (96 or less) for a person who is familiar with the protocol, has all the necessary reagents, and is able to dedicate most of their time to the process. The analysis (e.g. identifying appropriate markers) will take longer. The quality control routines and the algorithm for kinship finding can be created and RAD-Capture or GT-Seq panels can be developed to reduce costs of sequencing the full dataset and likely permit the use of lower quality samples when the full dataset is analyzed (Ali et. al. 2016; Campbel et. al. 2015).

For species that are listed there may be requirements for permits for collecting and transporting samples among countries. Inquiries into obtaining these permits should be initiated at the start of the project because the permitting process may take a long time. Alternatively, it may be possible to find laboratories for analysis in countries where the samples are collected.

The priority would be to commission a comprehensive design study to identify i) the specific assessment questions to be addressed, and ii) the best sampling programme(s) to achieve these outcomes (i.e. in terms of age composition, years sampled, and spatial distribution). We would expect such a design study to cost around USD 50-100K based on other estimates (e.g. Kolody and Bravington, 2019; Bravington et al., 2020). One approach would be to follow that outlined for South Pacific albacore (Bravington et al., 2020).

1. Convene a workshop of relevant experts to examine the feasibility and costs of applying the close-kin mark-recapture estimation of the population size to species caught within the EPO.
2. Identify the scientific issues that conducting such a study would help address.
3. Identify those species in the EPO for which it may be appropriate to conduct a close-kin mark-recapture study.
4. Outline the elements of a small project, identifying possible project investigators and associated costs, aimed at conducting a feasibility study in the EPO.

The detailed feasibility study for each species should include (based on information provided for South Pacific albacore by Bravington et al., 2020):

1. An evaluation of the fisheries and locations where useful quantities of samples can be collected, noting that samples must include approximate capture location information, and some information on fish age. This should include:
 - a) Ensuring enough spatial coverage to detect spatial heterogeneity in population structuring.
 - b) The “population” representativeness of fish unloaded at ports, and the practicality of

sampling at these locations.

- c) Evaluation of tissue sample quality and recommendations for testing tissue sample quality
2. Determine the needs for aging and develop a sampling program if needed.
3. Realistic consideration of achievable precision in a stock assessment context of key management parameters, such as BMSY, besides abundance and natural mortality per se;
4. Develop the necessary collaborative and stakeholder consultation arrangements to move to full-scale implementation.
5. Develop a panel of genetic markers that can be used for determining kinship and sex, incorporating any likely markers of population structure. (also consider age and species identification)
6. A costs and benefits comparison of adopting CKMR as a fishery monitoring tool

CKMR and the associated genetic and statistical analyses are outside the expertise of the current IATTC staff. Therefore, collaboration or contracts with outside experts will be required to conduct the project. The design study and field work could be conducted in 2022 and the sampling for CKMR could start in 2023. Results would not be expected until the 2026 SAC at the earliest. Several recommendations and considerations were identified for each species and are listed below.

7. ACKNOWLEDGMENTS

Dale Kolody, Rich Hillary, Mark Bravington, Dovi Kacev, and John Swenson provided advice.

8. REFERENCES

- Aires-da-Silva, A.M., Maunder, M.N., Schaefer, K.M., Fuller, D.W., 2015. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: an illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fish. Res.* 163, 119–126.
- Aires-da-Silva, A., Valero, J.L., Maunder, M.N., Mente-Vera, C.V., Lennert-Cody, C., Román, M.H., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J., and Carranza, M.N. 2016. Exploratory stock assessment of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Pacific Ocean. IATTC DOCUMENT SAC-07-06a(i).
- Ali, O.A., O'Rourke, S.M., Amish, S.J., Meek, M.H., Luikart, G., Jeffres, C., and Miller, M.R. 2016. RAD Capture (Rapture): Flexible and Efficient Sequence-Based Genotyping. *Genetics*, Vol. 202, 389–400
- Anastasiadi, D. and Piferrer, F. 2019. A clockwork fish: Age prediction using DNA methylation-based biomarkers in the European seabass. *Conservation Genetics Resources*, 20: 387-397.
- Bravington MV. 2019. Shortfin mako sharks in the Atlantic: outline design for close-kin mark-recapture. Unpublished report.
- Bravington MV, Skaug HJ, Anderson EC (2016) Close-Kin Mark-Recapture. *Statistical Science* 31, 259-274.
- Bravington, M., Farley, J., Hampton, J., Nicol, S. 2020. Preliminary analyses for a close kin mark recapture feasibility study in the WCPO. WCPFC-SC16-2020/SA-IP-15.
- Butterworth, D. S., Cochrane, K. L., and De Oliveira, J. A. A. 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. In *Global Trends: Fisheries Management*, pp. 83–90. Ed. by E. L. Pikitch, D. D. Huppert, and M. P. Sissenwine. American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda.
- Campbell, N.R., Harmon, S.A., and Narum, S.R. 2015. Genotyping-in-Thousands by sequencing (GT-seq): A cost effective SNP genotyping method based on custom amplicon sequencing. *Molecular Ecology Resources* 15, 855–867.

- Clark, T.B., Ma, L., Saillant, E., Gold, J.R. 2004. Microsatellite DNA markers for population - genetic studies of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus thynnus*) and other species of genus *Thunnus*. *Conservation Genetics Resources*. 4, 70-73.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner - Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G.J., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H., and Shivji, M.S. 2006. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters*, 9: 1115-1126.
- Clarke, S., Langley, A., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A., and Maunder, M.N. 2018. Pacific-wide Silky Shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08
- Conn, P.B., Bravington, M.V., Baylis, S., Ver Hoef, J.M. 2020. Robustness of close-kin mark-recapture estimators to dispersal limitation and spatially varying sampling probabilities. *Ecology and Evolution*, 10: 5558–5569.
- García-Cortés, B., Ramos-Cartelle, A., Mejuto, J. 2011. Biological observations of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) on Spanish surface longliners targeting swordfish in the Pacific Ocean over the period 1990-2011. Contribution to the 2nd Technical Meeting on Sharks of the IATTC, 14-13 May, La Jolla California, USA. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2011/SAC-02/DWS-02/Presentations/_English/DWS-02-PRES_Biological%20observations%20of%20silky%20shark.pdf
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C.V., Duffy, L., Roman, M. 2018. Development of a flexible ecological risk assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch species in the eastern Pacific Ocean. IATTC Document SAC-09-12.
- Harley, S. J., Myers, R. A., and Dunn, A. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1760–1772.
- Hillary RM, Bravington MV, Patterson TA, et al. (2018) Genetic relatedness reveals total population size of white sharks in eastern Australia and New Zealand. *Scientific reports* 8, 2661-2661.
- IATTC. 2019a. Report of the workshop: workshop on methodologies for estimating age of bigeye and yellowfin tunas from otoliths. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2019/OTM-36/_English/OTM-36_Workshop%20on%20methodologies%20for%20estimating%20age%20of%20bigeye%20and%20yellowfin%20tunas%20from%20otoliths.pdf
- IATTC 2019b. Report on the tuna fishery, stocks, and ecosystem in the eastern Pacific Ocean in 2018. https://www.iattc.org/PDFFiles/FisheryStatusReports/_English/No-17-2019_Tuna%20fishery,%20stocks,%20and%20ecosystem%20in%20the%20eastern%20Pacific%20Ocean%20in%202018.pdf
- Kolody, D. Bravington, M., 2019. Is Close-Kin Mark Recapture feasible for IOTC Yellowfin Tuna Stock Assessment. IOTC–2019–WPM10–25-rev.1
- Mace, P.; Ritchie, P.; Wellenreuther, M.; McKenzie, J.; Hupman, K.; Hillary, R.; Francis, M.; Bunce, M. (2020). Report of the Workshop on the Utility of Genetic Analyses for Addressing New Zealand Fisheries Questions. *New Zealand Fisheries Science Review* 2020/01. 28 p.
- Martínez-Ortiz J, Aires-da-Silva AM, Lennert-Cody CE, Maunder MN. 2015. The Ecuadorian Artisanal Fishery for Large Pelagics: Species Composition and Spatio-Temporal Dynamics. *PLoS ONE* 10(8): e0135136. doi:10.1371/journal.pone.0135136
- Maunder, M.N., Piner, K.R., 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 7–18.

- Maunder, M.N., Punt, A.E., 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fish. Res.* 142, 61–74.
- Maunder, M. N., Sibert, J. R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P., and Harley, S. 2006. Interpreting catch-per-unit-of-effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1373–1385.
- Mayne, B., Farley, J., Feutry, P., Bravington, M., Davies, C. 2020. Rapid epigenetic age estimation for southern bluefin tuna. *CCSBT-ESC/2008/Info04*.
- Meek, M.H., Larson, W.A. 2019. The future is now: Amplicon sequencing and sequence capture usher in the conservation genomics era. *Molecular Ecology Resources*. 19, 795-803
- Minte-Vera, Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. (submitted). Using diagnostics to identify and correct bias in estimates of absolute abundance and trends in abundance due to model misspecification: application with yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *ICES Journal of Marine Science*
- Moore, B.R., Bell, J.D., Evans, K., Farley, J., ... 2020. Defining the stock structures of key commercial tunas in the Pacific Ocean I: Current knowledge and main uncertainties. 230: 105525
- O'Bryhim, J.R., Spaet, J., Hyde, J.R., Jones, K.L., Adams, D.H., and Lance, S.L. 2015. Development of microsatellite markers for globally distributed populations of the threatened silky shark, *Carcharhinus falciformis*. *Conservation Genetics Resources*. 7, 463–465.
- Oliveros-Ramos, R., Lennert-Cody, C.E., Siu, S., Salaverría, S., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Carvajal Rodríguez, J. 2020. IATTC DOCUMENT SAC-11-13
- Oshitani S, Nakano H, Tanaka S. 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fisheries Science* 69: 456–464.
- Pacheco Chaves, B., Alfaro Rodríguez, J., Marín Alpízar, B., Carvajal Rodríguez, J.M., and González Rojas, M. 2020. Caracterización de la pesquería de palangre realizada por la flota Costarricense comercial de mediana escala y avanzada dirigida a la captura de especies pelágicas en el Océano Pacífico de Costa Rica.
- Pons, M., Cope, J.M., and Kell, L.T. 2020. Comparing performance of catch-based and length-based stock assessment methods in data-limited fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77: 1026–1037
- Punt, A.E., Huang, T.-C., Maunder, M.N., 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 16–33.
- Román-Verdesoto, M. and Orozco-Zöller, M. 2005. Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004. IATTC Data Report 11. <http://aquaticcommons.org/6895/1/Data-Report-11.pdf>
- Rodríguez-Ezpeleta, N., Patterson, T.A., Pereda, I., Grande, M., Davies, C.R., Lezama-Ochoa, N., Zudaire, I., 2020. Feasibility study on applying close-kin mark-recapture abundance estimates to Indian Ocean Tuna Commission shark species. *IOTC-2020-WPEB16-13*
- Sánchez-de Ita, J.A., Quiñónez-Velázquez, C., GalvánMagaña, F., Bocanegra-Castillo, N and Félix-Uraga, R. 2011. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 27:20–24.
- Schaefer, K.M., 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 9, 203–221.

- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean: based on otolith increments and tagging data. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 23, 35–77.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 23 (1): 1-31.
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., Itano, D., 2015. Movements, dispersion and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and release in the equatorial Central Pacific, with conventional and archival tags. *Fish. Res.* 161, 336–355.
- Schaefer, K., Fuller, D., Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.J., Dreyfus, M., Aires-da-Silva, A. 2021. Post-release survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by Mexican flag longline fishing vessels in the northeastern Pacific Ocean. 234, 105779
- Siu, S. and Aires-da-Silva, A. 2016. An inventory of sources of data in Central America on shark fisheries operating in the eastern Pacific Ocean metadata report. IATTC DOCUMENT SAC-07-06b(ii)
- Skaug HJ (2001) Allele-sharing methods for estimation of population size. *Biometrics* 57, 750-756.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot Jr, R.D., Maunder, M.N., 2013. A stock–recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. *Fish. Res.* 142, 15–21.
- Waterhouse, L., Sampson, D.B., Maunder, M.N., Semmens, B.X., 2014. Using areas-as-fleets selectivity to model spatial fishing: asymptotic curves are unlikely under equilibrium conditions. *Fish. Res.* 158, 15–25.
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C., Valero, J.L., Lennert-Cody, C., and Aires-da-Silva, A. 2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: Benchmark assessment. IATTC DOCUMENT SAC-11-06 REV
- Zhu, J., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A.M., Chen, Y., 2016. Estimation of growth within stock synthesis models: management implications when using length-composition data. *Fish. Res.* 180, 87–91.

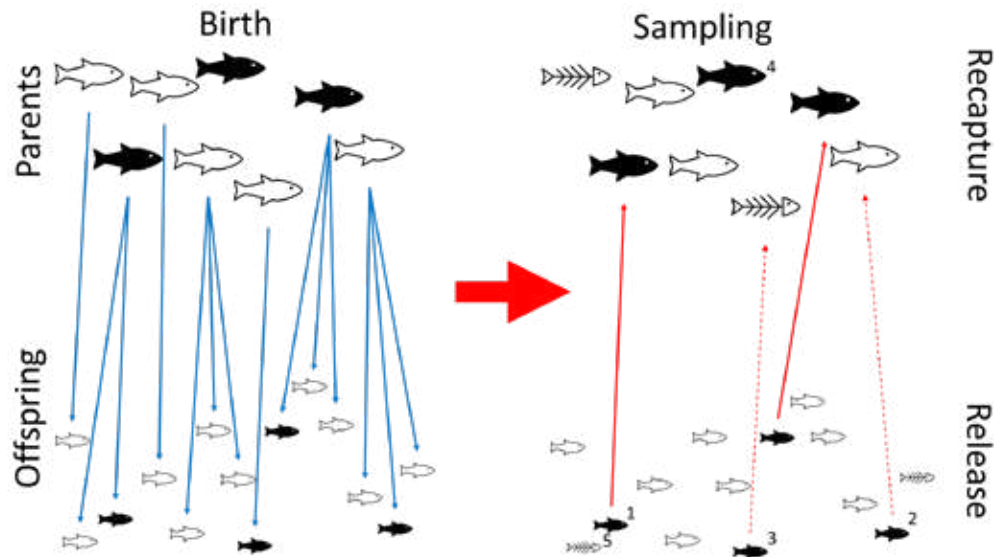


Figure 1. Example of parent offspring pairs to show how sampling of offspring “tags” parents at the time of birth. The diagram is simplified by showing only mothers. The solid fish indicate fish that were sampled. The blue lines indicate parent offspring relationships. The solid redlines indicate tagging and recapture. The dashed red lines indicate tagging without recaptured. The parents and offspring can die between the time of birth and the time of sampling (indicated by skeleton fish). Offspring and parents that die between the time of birth and the time of sampling cannot be sampled. 1) The offspring was sampled (tagged) and the parent was sampled (recaptured); 2) The offspring was sampled (tagged) and the parent was alive at sampling, but not sampled (recaptured); 3) The offspring was sampled (tagged), but the parent was dead at sampling and therefore could not be sampled (recaptured); 4) The parent was sampled, but its offspring was not sampled, and therefore the parent was not a tagged fish; 5) The offspring was dead so it could not be sampled. (note that with large populations the probability of sampling two offspring from the same parent is rare.) In this example, $R=4$ fish are tagged, $n=3$ fish are sampled for tags (the sampled parents), and $r=2$ fish had tags and were recaptured (the sampled parents that had offspring sampled). So, a simple Petersen estimator would estimate $N = Rn/r = 4 \cdot 3/2 = 6$ parents (mothers) at the time of birth of the offspring.

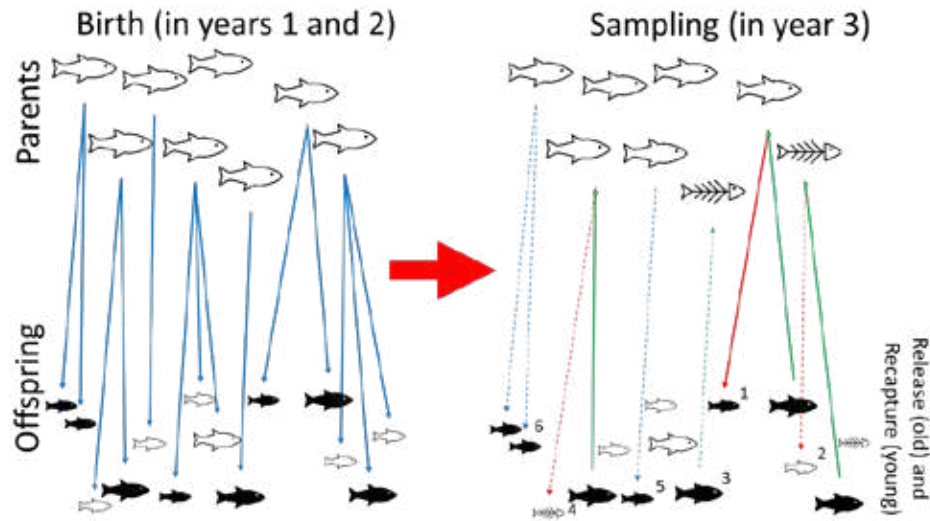


Figure 2. Example of half sibling pairs to show how sampling of the older offspring “tags” the parent and sampling the younger offspring “recaptures” the parent through the parental relationship. However, it may be easier to conceptualize the process if viewed through the sampling of the older offspring as tagging the young offspring. The diagram is simplified by showing only mothers. Large fish represent parents. The medium sized fish (older offspring) represent fish born in the first year and are one year older than the small fish (younger offspring) that were born in the second year. The sampling is conducted in the third year when the small fish are one year old and the medium fish are two years old. The solid fish indicate individuals that were sampled. The blue lines indicate parent offspring relationships. The solid redlines indicate recapture of the tagged young offspring. The solid green lines represent tagging of the young offspring through sampling the older offspring. The dashed green lines indicate tagging without recapture. The red dashed lines represent a possible recapture that did not occur. The dashed blue lines represent parent offspring relationships where the younger offspring was sampled, but the older offspring was not, so the young offspring was not tagged (i.e. sampling of an untagged individual). The parents and offspring can die between the time of birth and the time of sampling (indicated by skeleton fish). Offspring that die between the time of birth and the time of sampling cannot be sampled. In this case, if an old offspring is sampled, then the parent was alive at the time of birth of that offspring (year 1) and was tagged. If the parent survived to year two and had a young offspring and that offspring survived to year 3, it could have been sampled (recaptured). 1) The older offspring was sampled tagging the younger offspring which was sampled (recaptured); 2) The older offspring was sampled tagging the younger offspring which was not sampled and was therefore not recaptured. In this case the parent was not alive at the time of sampling, but obviously was at the time of birth of the two offspring; 3) The older offspring was sampled tagging any possible younger offspring, but the parent died before the second year so could not have any young offspring; 4) The older offspring was sampled tagging the younger offspring, but the younger offspring died before sampling and therefore could not be recaptured; 5) The younger offspring was sampled, but because the older offspring was not sampled, it was not tagged; 6) Two young offspring were sampled (these may be full siblings if they share the same father, or half siblings from the same cohort), but no old offspring were sampled, so they were not tagged. Siblings from the same cohort are not used in the analysis. Other outcomes are possible but have not been shown. In this example, $R=4$ fish are tagged (the sampled old offspring), $n=4$ fish are sampled for tags (the sampled young offspring), and $r=1$ fish had tags (the sampled young offspring that had an old half sibling that was sampled). So, a simple Petersen estimator would estimate $N = Rn/r = 4 \times 4/1 = 16$ parents (mothers). (note that this is a simple example and other processes such as survival of the parent or offspring were not taken into consideration and the actual implementation is through pseudo likelihoods based on probabilities of kinship [Bravington et al. 2016])

APPENDIX: length composition and spatial distribution of catch for the different fleets.

Silky shark

Male and female silky shark mature at about 150-220 cm (S. Soriano and L. Castillo, Mexico).

Purse seine

Silky sharks are caught throughout the purse seine fishery on floating objects in the EPO, but less frequently in the unassociated and dolphin associated purse seine fisheries ([Figure A.1](#)). The floating object fishery mostly captures silky sharks of sizes that are immature, but in some areas (e.g. the north costal area and south of the equator) mature sized silky sharks are caught ([Figure A.2](#)). The Unassociated ([Figure A.3](#)) and the dolphin associated ([Figure A.4](#)) purse seine fisheries take a mixture of silky sharks that are sizes of immature and mature individuals. Similar fishery and spatial patterns are seen in the western Pacific Ocean (Clark et al. 2018), but the individuals caught in the floating object fishery in the central Pacific Ocean are mainly sizes of juveniles ([Figure A.5](#)).

High seas longline

The spatial distribution of the longline effort in the western and central Pacific Ocean covers the majority of the region (Figure A1 in Clark et al. 2018), but the distribution in the EPO is limited in the equatorial and costal regions ([Figure A.8](#)). However, the spatial distribution of the longline observer data in the EPO ([Figure A.10](#)) and in the western and central Pacific Ocean (Figure A1 in Clark et al. 2018) does not well represent the distribution of the total effort. Longline vessels catch mainly silky shark of juvenile size (Figure 11 Clark et al. 2018), but also catch silky shark of mature size south of the equator in the western Pacific Ocean (Figure A5 in Clark et al. 2018).

Coastal longline

The coastal longliners of Central and South America do not go west of 95W ([Figure A.11](#)) and are general restricted by their base nation (Martínez-Ortiz et al., 2015; Pacheco Chaves et al., 2020). The vessels off Central America catch mainly silky shark of juvenile size, but do catch some of mature size (Pacheco Chaves et al., 2020).

Coastal gillnet

There is uncertainty about the information that is available for this fishery and further investigation of sources is required.

Bigeye Tuna

Female bigeye mature between around 120-150cm, but some mature at as small as just over 100cm (Schaefer et al 2005). Maturity at length for males is not known.

Purse seine

Bigeye are mainly caught in the purse seine fishery of floating objects ([Figure A.6](#)) and these are typically of a juvenile size in both the EPO ([Figure A.7](#)) and WCPO.

High seas longline

The spatial distribution of the longline effort in the western and central Pacific Ocean covers the majority of the region, but the distribution in the EPO is limited in the equatorial and costal regions ([Figure A.8](#)). However, the spatial distribution of the longline observer data in the EPO ([Figure A.10](#)) and in the western and central

Pacific Ocean (Figure A1 in Clark et al. 2018) does not well represent the distribution of the total effort. Longline vessels catch mainly bigeye tuna of mature size but does catch some of juvenile size ([Figure A.9](#)).

Coastal longline

Few bigeye are caught by the coastal based longline vessels. The coastal longliners of Central and South America do not go west of 95W ([Figure A.11](#)) and are general restricted by their base nation (Martínez-Ortiz et al., 2015; Pacheco Chaves et al., 2020).

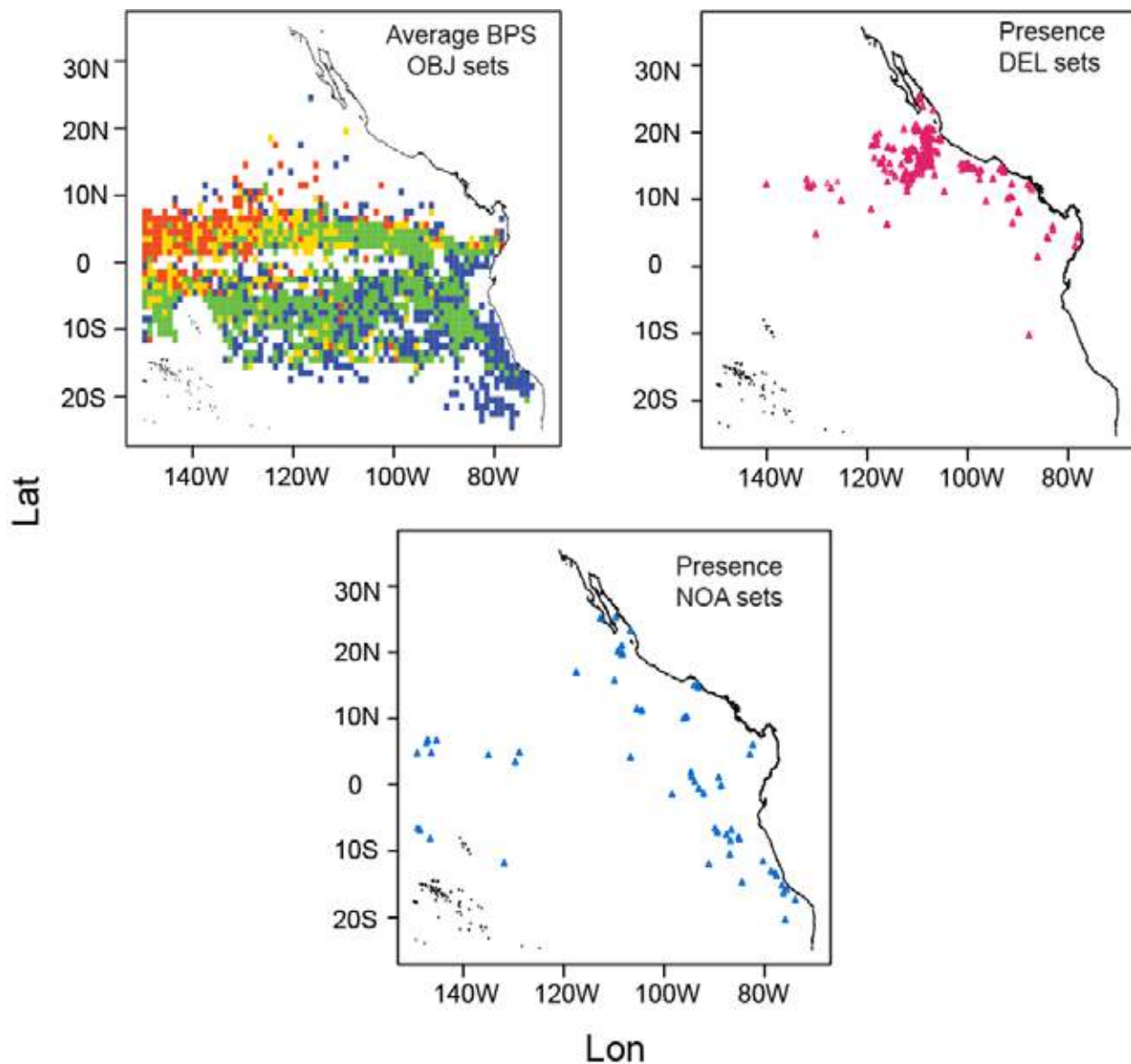


Figure A.1. Figure 3 from BYC-10 INF-A. Spatial distribution of silky shark bycatch in purse-seine sets, by set type, for 2019. For OBJ sets, the average silky shark bycatch-per-set (BPS; in numbers of sharks per set) is shown; blue: 0 sharks per set, green: ≤ 2 sharks per set, yellow: 2-5 sharks per set, red: > 5 sharks per set. For DEL and NOA sets, the location of sets with silky shark bycatch are shown.

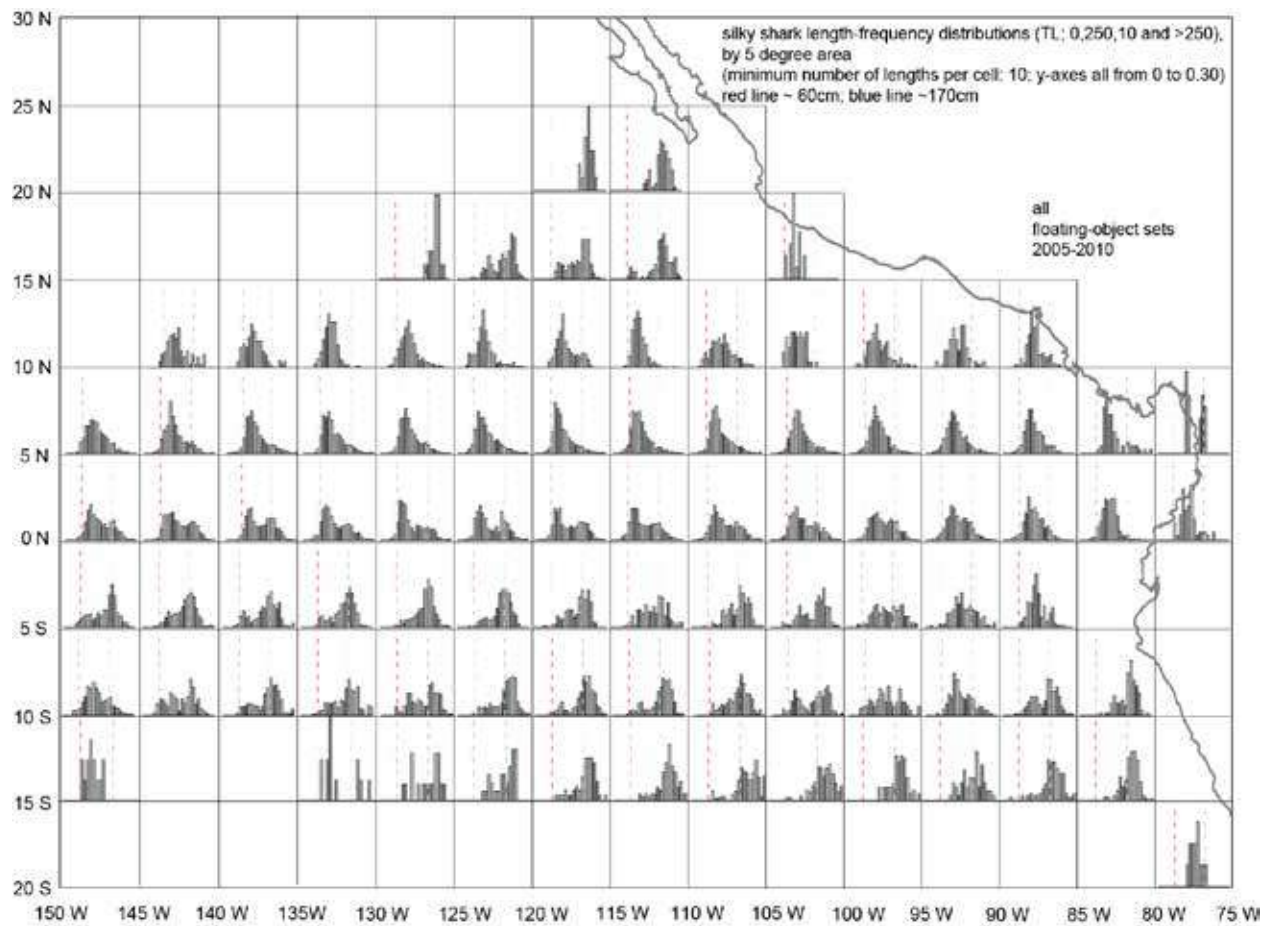


Figure A.2. Spatial distribution of length composition samples from purse-seine observer data for OBJ sets, 2005-2010.

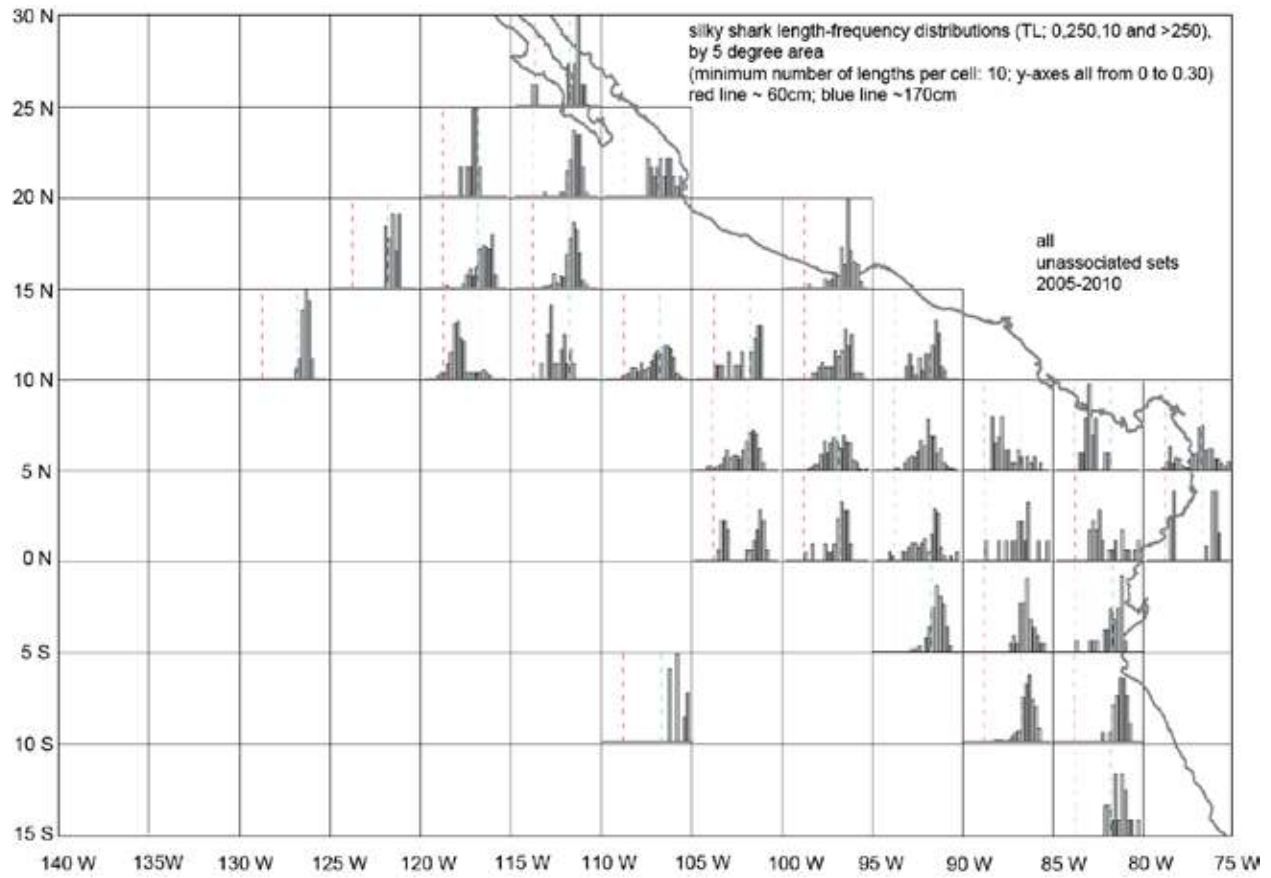


Figure A.3. Spatial distribution of length composition samples from purse-seine observer data for NOA sets, 2005-2010.

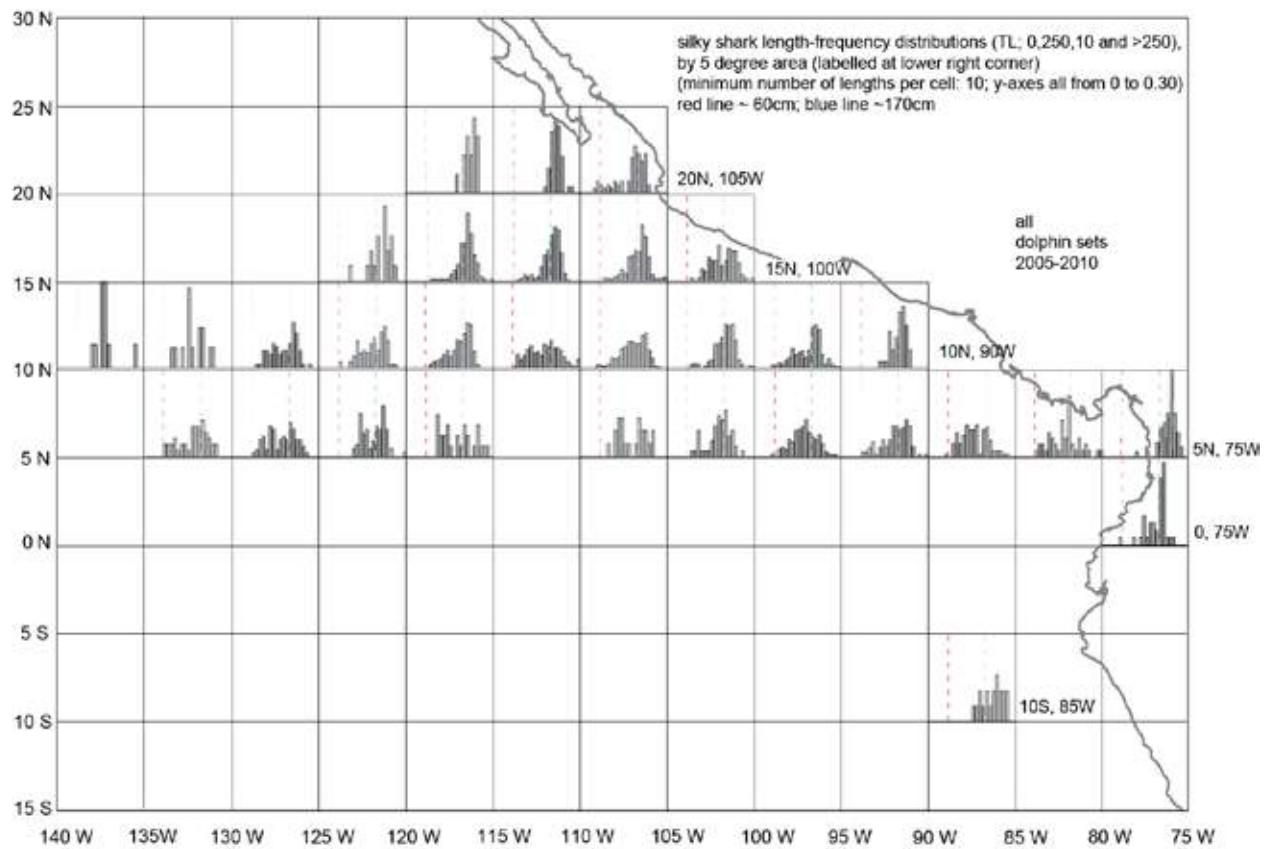


Figure A.4. Spatial distribution of length composition samples from purse-seine observer data for DEL sets, 2005-2010.

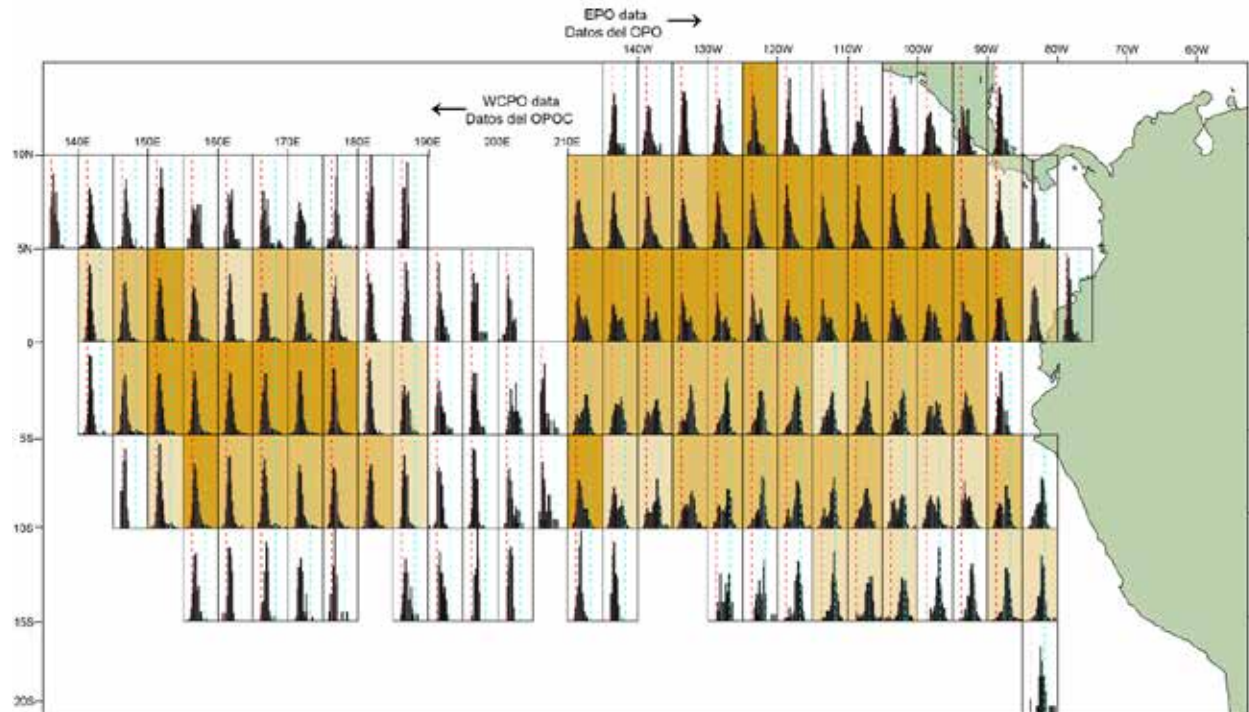


Figure A.5. Figure 7 from SAC-08-08a(i). Length frequency of silky sharks in the purse seine sets on floating objects.

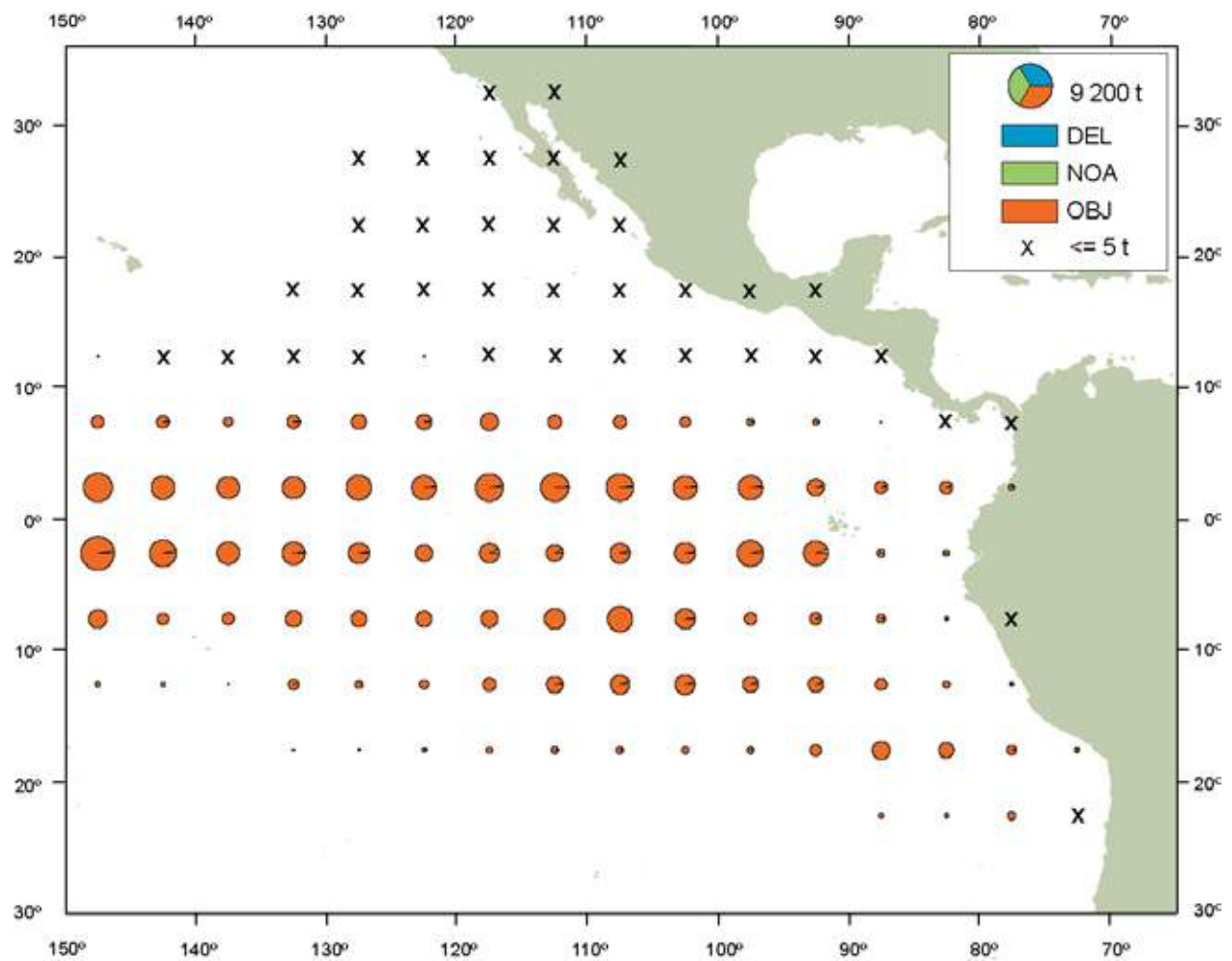


Figure A.6. Figure A-3a from IATTC 2019b. Spatial distribution of purse seine catch of bigeye tuna in the EPO. From FSR figure A-3a

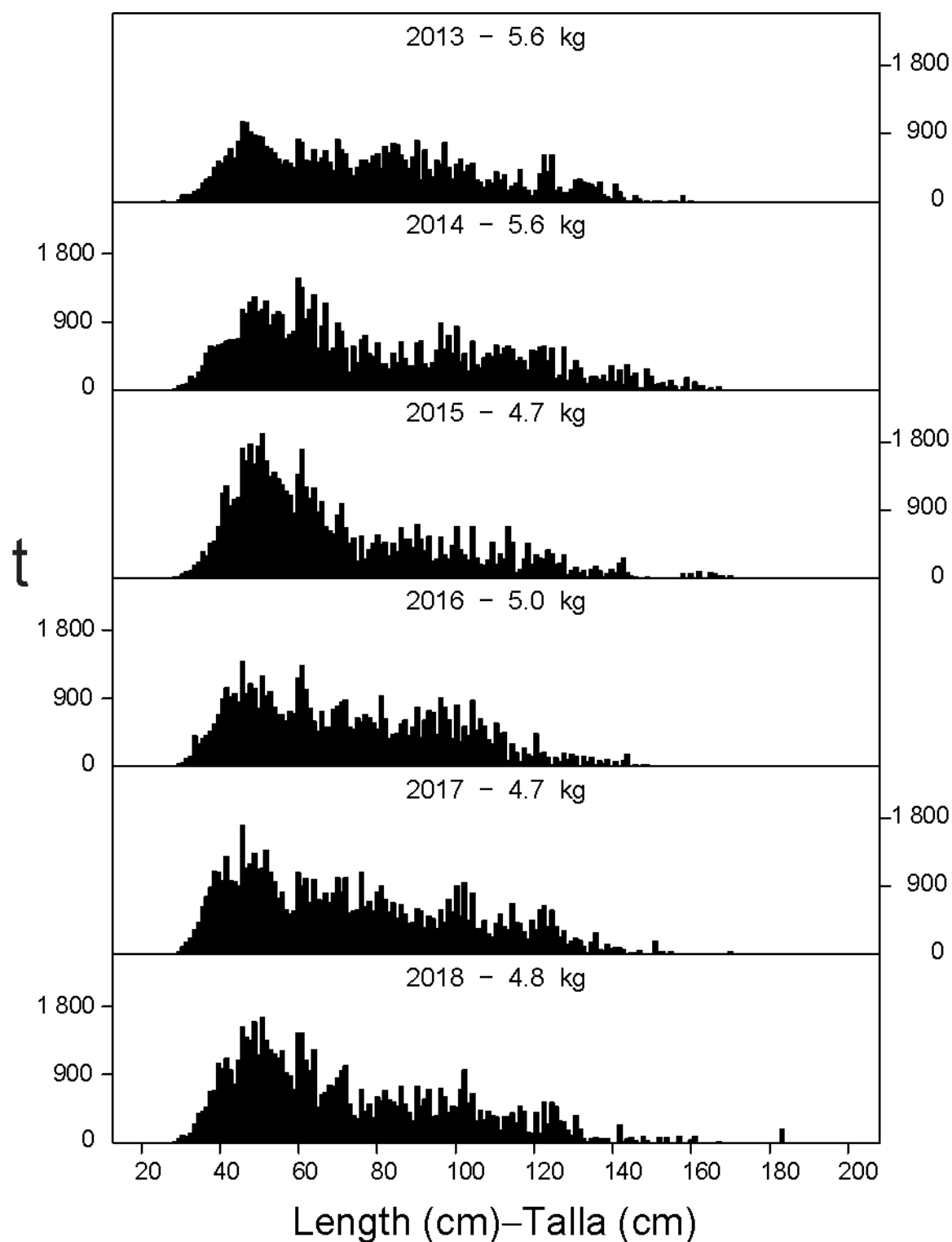


Figure A.7. Figure A-8b from IATTC 2019b. Bigeye length composition of the purse seine fishery. From FSR figure A-8b.

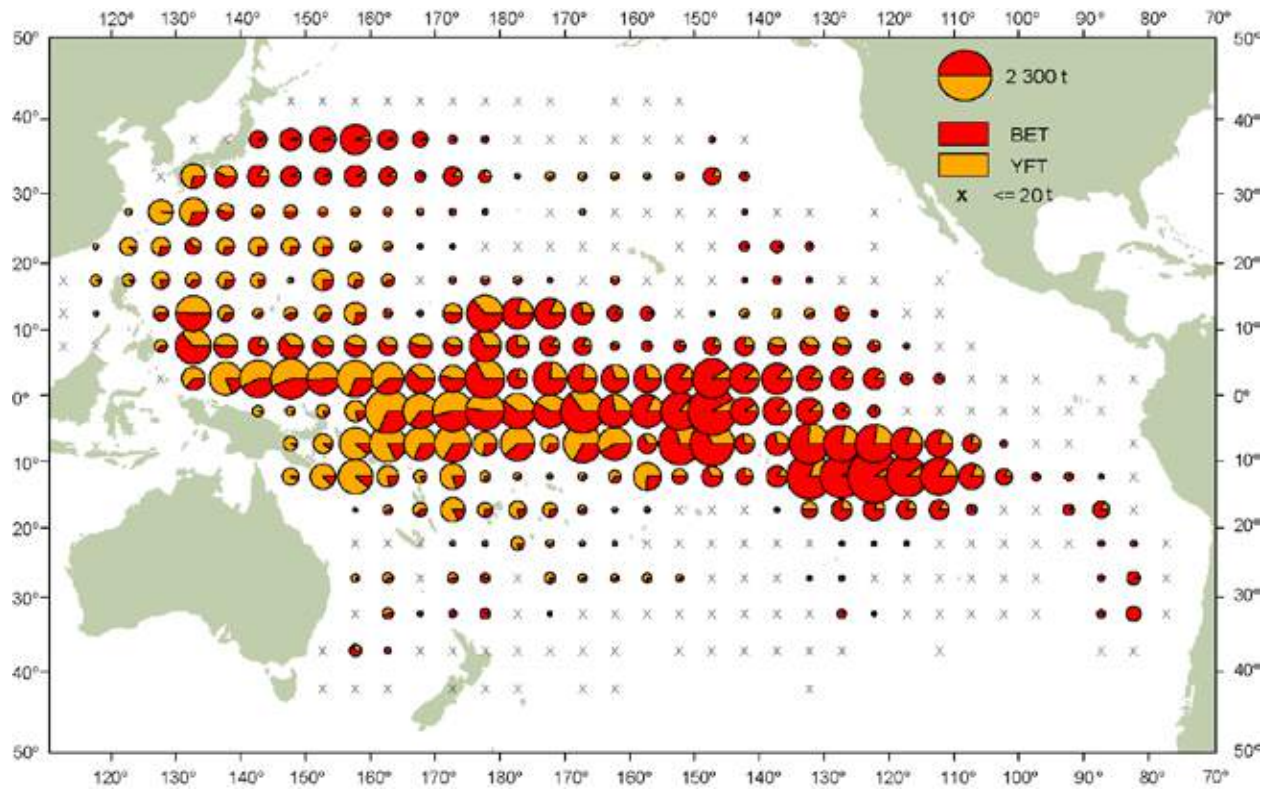


Figure A.8. Figure A-4 from IATTC 2019b. Spatial distribution of bigeye (and yellowfin) high seas longline catch in the Pacific Ocean. From FSR figure A-4

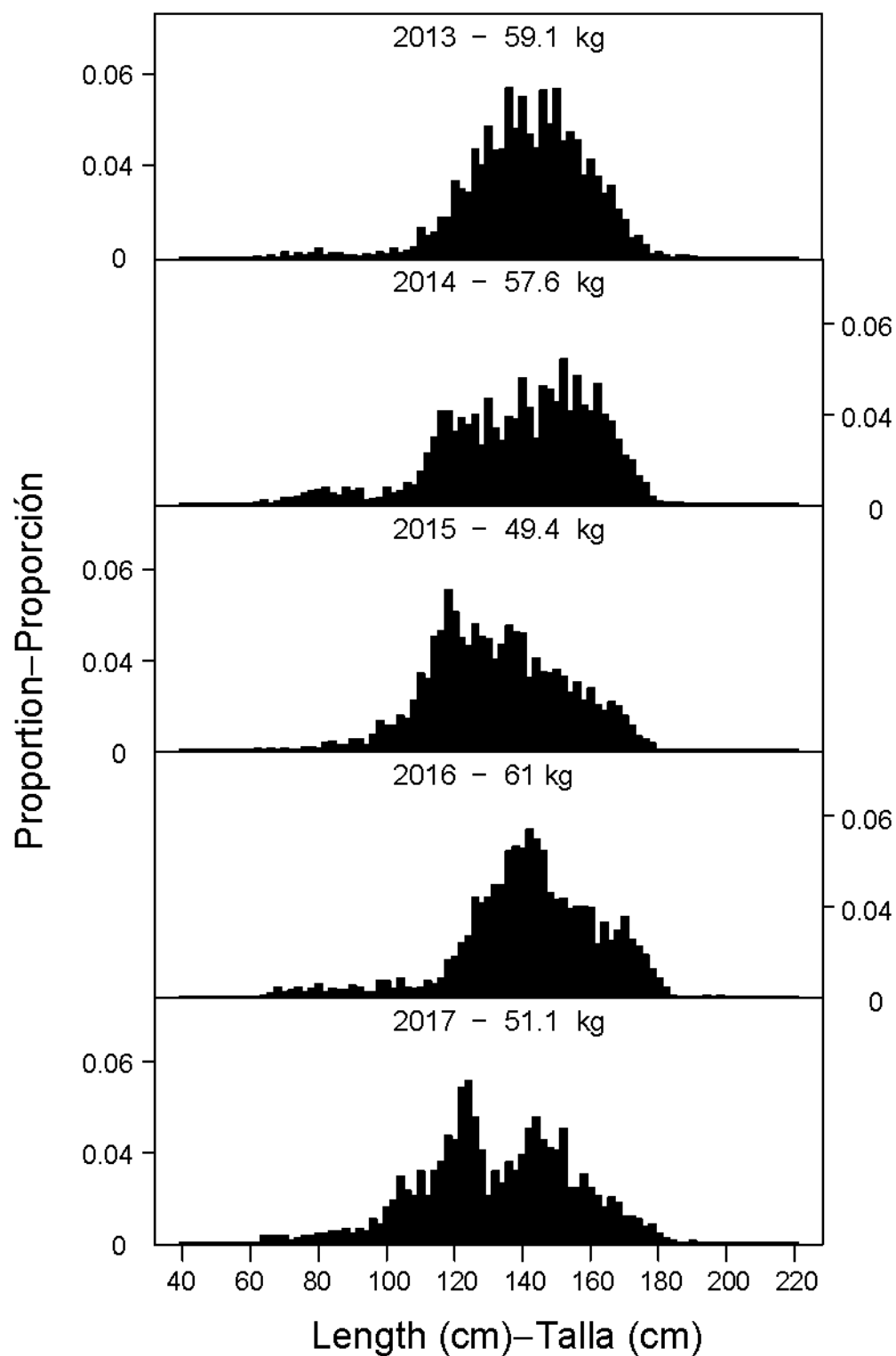


Figure A.9. Figure A-11 from IATTC 2019b. Bigeye length composition of the longline fishery. From FSR figure A-11.

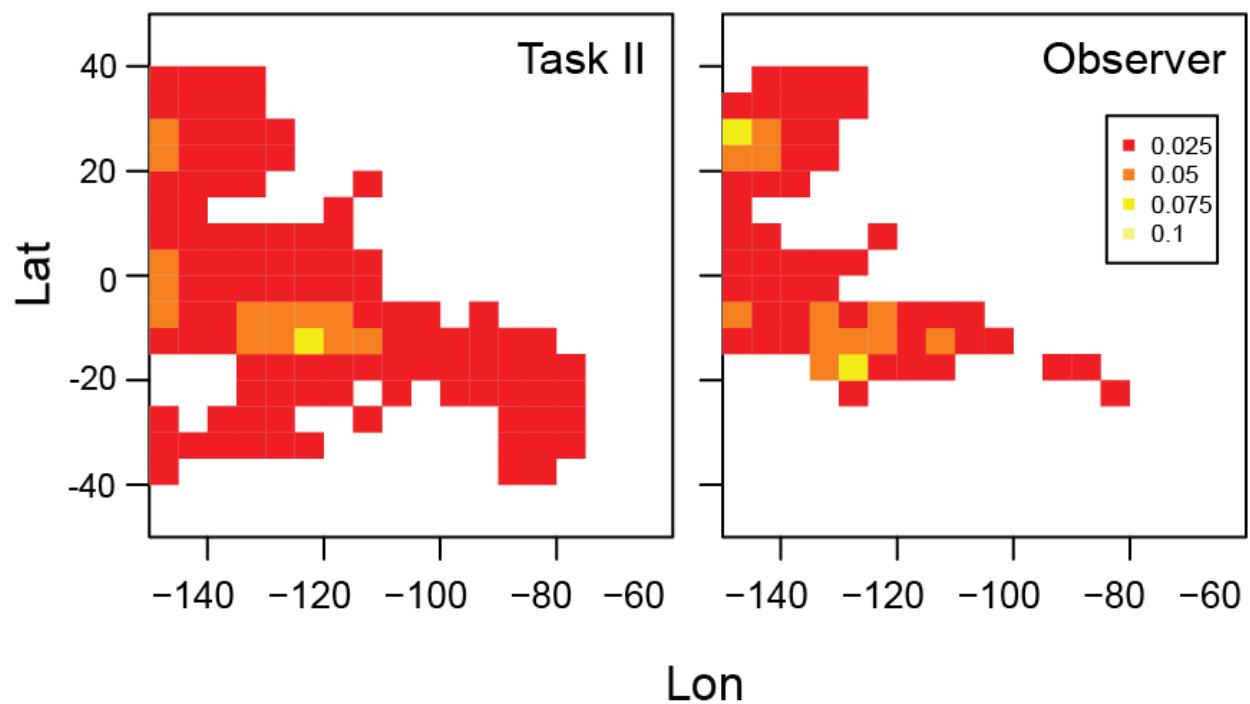


Figure A.10 Proportion effort (from numbers of hooks) for the high-seas longline fisheries of Japan, Korea, Chinese Taipei and United States, combined, for 2016-2018, from the Task II and observer data provided to IATTC. Data have been limited to those 5° x 5° areas with effort from at least three vessels during the three-year period.

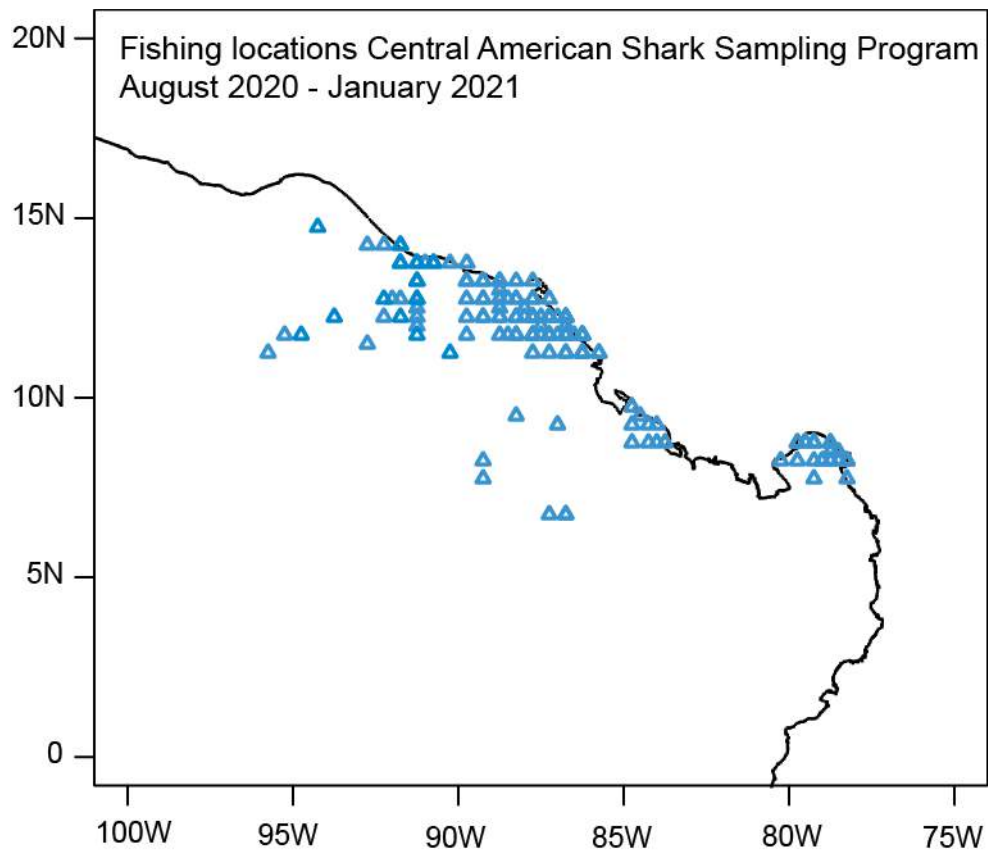


Figure A.11 Sampling locations in the Central American shark sampling program.

CONSIDERACIONES PARA LLEVAR A CABO EL MARCADO Y RECAPTURA POR PARIENTES CERCANOS DE POBLACIONES GESTIONADAS POR LA CIAT

Mark N. Maunder, Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre M. Aires-da-Silva, y Haikun Xu

RESUMEN

El marcado y recaptura por parientes cercanos (CKMR, de *Close Kin Mark Recapture*) es una nueva técnica para estimar la abundancia absoluta de reproductores, la supervivencia de adultos y la producción reproductora relativa por edad. Esta información es esencial para las evaluaciones de poblaciones y el enfoque evita los problemas de los estudios tradicionales de marcado, como la mortalidad relacionada con el marcado, la pérdida de marcas y la falta de notificación de marcas. No se requiere la liberación de individuos vivos y, por lo tanto, puede aumentar en gran medida las oportunidades de muestreo y mejorar la distribución espacial de las marcas. También permite que la dispersión de larvas y juveniles reduzca considerablemente los problemas de mezcla de marcas y distribución espacial del muestreo. Los datos genéticos recolectados en el CKMR también proporcionan información sobre la estructura, el sexo, y posiblemente la edad, de la población. Sin embargo, las evaluaciones también requieren estimaciones de la abundancia y supervivencia de juveniles, y la relación población-reclutamiento. Estas cantidades no se estiman a partir del CKMR y deben estimarse a partir de otros datos o supuestos. Se evalúa la viabilidad de aplicar el CKMR para el tiburón sedoso y el atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO). Existen incertidumbres sobre los niveles de biomasa absoluta de ambas poblaciones y, por tanto, el CKMR mejoraría en gran medida el asesoramiento de ordenación. Actualmente se dispone de oportunidades de muestreo de tejidos apropiadas para el CKMR de ambas especies, pero siguen existiendo algunas limitaciones, como las políticas de no retención para el tiburón sedoso y la falta de información de fecha y ubicación de captura de las descargas palangreras de alta mar. Cualquier CKMR para estos estudios requerirá muestreos en el Océano Pacífico occidental y central (OPOC) y, por tanto, deberá coordinarse con la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC). El costo de los estudios de CKMR para el tiburón sedoso probablemente sea de cientos de miles de dólares y para el atún patudo de millones de dólares. El siguiente paso es realizar un estudio de diseño completo para cada especie y trabajo de campo para evaluar la viabilidad de las oportunidades de muestreo de tejidos y la calidad de los tejidos resultantes para el análisis genético. El CKMR y los análisis genéticos y estadísticos asociados están fuera de la experiencia del personal actual de la CIAT. Por lo tanto, será necesario colaborar o contratar a expertos externos para llevar a cabo el proyecto. El estudio de diseño y el trabajo de campo podrían realizarse en 2022 y el muestreo para el CKMR podría comenzar en 2023. Los resultados no se esperarían hasta, por lo menos, la reunión del Comité Científico Asesor de 2026. Se han identificado varias recomendaciones y consideraciones para cada especie, que se indican a continuación.

Recomendaciones y consideraciones para el tiburón sedoso:

1. Realizar un nuevo estudio de edad y crecimiento del tiburón sedoso en el Océano Pacífico oriental e investigar las diferencias espaciales del crecimiento con respecto al OPOC.
2. Desarrollar una plataforma de muestreo de tejido vertebral usando el programa de observadores de la CIAT en la pesquería de cerco y el programa de muestreo de la pesquería tiburonera en los países costeros de Latinoamérica en el OPO.
3. Ampliar los esfuerzos de muestreo al OPOC en colaboración con WCPFC/SPC.

4. Usar los fondos de fomento de capacidad de la CIAT para apoyar a las universidades/institutos de investigación para realizar estudios biológicos del tiburón sedoso.
5. Continuar usando el programa de muestreo de las pesquerías tiburonerías en Centroamérica para recolectar información sobre la madurez y la fecundidad del tiburón sedoso.
6. La fecundidad aumenta con la edad, lo que indica que se necesitarán tanto POP como HSP.
7. Mejorar las estimaciones de captura para la pesquería palangrera de alta mar.
8. Mejorar las estimaciones de captura para la pesquería de cerco.
9. Considerar enfoques para estimar la abundancia y la supervivencia de juveniles.
10. Se necesitan enfoques para estimar la relación población-reclutamiento.

Recomendaciones y consideraciones para el atún patudo:

1. Para los palangreros de alta mar, determinar la viabilidad y la calidad de los tejidos de
 - a) muestras de tejidos tomadas por observadores a bordo
 - b) muestreo en puerto
 - c) muestreo en mercados
2. Evaluar la necesidad de información de fecha y ubicación del patudo capturado por palangreros de alta mar muestreado en puerto o mercado
3. Ampliar los esfuerzos de muestreo al OPOC en colaboración con WCPFC/SPC
4. Considerar enfoques para estimar la abundancia y la supervivencia de juveniles
5. La relación población-reclutamiento es incierta
6. Se necesitan datos de composición por sexo

[Para más detalles técnicos, consulte la versión en inglés de SAC-12-14.](#)

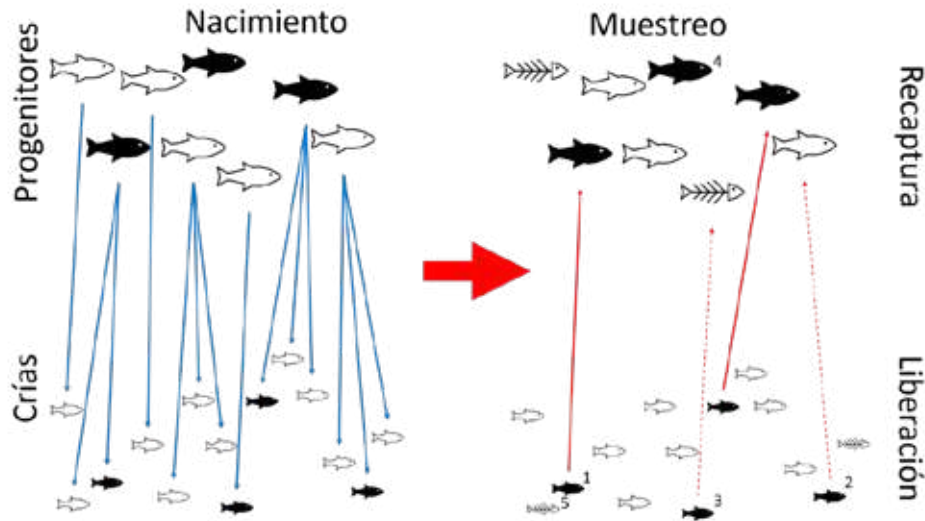


Figura 1. Ejemplo de pares de progenitores y crías para mostrar cómo el muestreo de crías "marca" a los progenitores en el momento del nacimiento. El diagrama está simplificado y solo muestra a las madres. Los peces de color sólido indican los peces que fueron muestreados. Las líneas azules indican las relaciones entre progenitores y crías. Las líneas rojas continuas indican el marcado y la recaptura. Las líneas rojas punteadas indican el marcado sin recaptura. Los progenitores y las crías pueden morir entre el momento del nacimiento y el del muestreo (indicado por los esqueletos). Las crías y los progenitores que mueren entre el momento del nacimiento y el del muestreo no pueden ser muestreados. 1) La cría fue muestreada (marcada) y el progenitor fue muestreado (recapturado); 2) La cría fue muestreada (marcada) y el progenitor estaba vivo en el momento del muestreo, pero no fue muestreado (recapturado); 3) La cría fue muestreada (marcada), pero el progenitor estaba muerto en el momento del muestreo y, por lo tanto, no pudo ser muestreado (recapturado); 4) El progenitor fue muestreado, pero su cría no fue muestreada y, por lo tanto, el progenitor no fue un pez marcado; 5) La cría estaba muerta, por lo que no pudo ser muestreada. (Nótese que con poblaciones grandes la probabilidad de muestrear dos crías del mismo progenitor es poco frecuente). En este ejemplo, $R=4$ peces son marcados, $n=3$ peces son muestreados para marcas (los progenitores muestreados), y $r=2$ peces que tenían marcas y fueron recapturados (los progenitores muestreados que tenían crías muestreadas). Así, un estimador de Petersen simple estimaría $N = Rn/r = 4 \cdot 3/2 = 6$ progenitores (madres) en el momento del nacimiento de la cría.

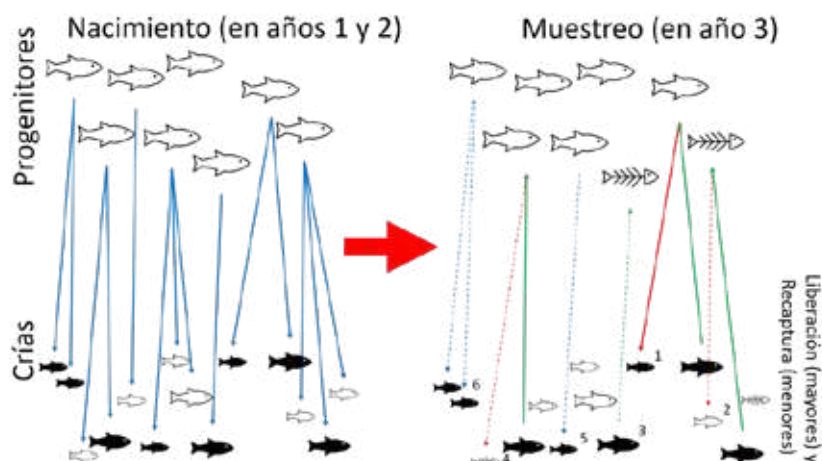


Figura 2. Ejemplo de pares de medios hermanos para mostrar cómo el muestreo de la cría mayor "marca" al progenitor y el muestreo de la cría menor "recaptura" al progenitor a través de la relación parental. Sin embargo, puede ser más fácil conceptualizar el proceso si se ve a través del muestreo de la cría mayor como el marcado de la cría menor. El diagrama está simplificado y solo muestra a las madres. Los peces grandes representan a los progenitores. Los peces medianos (crías mayores) representan a los peces nacidos en el primer año y son un año mayores que los peces pequeños (crías menores) que nacieron en el segundo año. El muestreo se realiza en el tercer año, cuando los peces pequeños tienen un año y los medianos dos. Los peces de color sólido indican los individuos que fueron muestreados. Las líneas azules indican las relaciones entre progenitores y crías. Las líneas rojas continuas indican la recaptura de las crías marcadas. Las líneas verdes continuas representan el marcado de las crías menores mediante el muestreo de las crías mayores. Las líneas verdes punteadas indican el marcado sin recaptura. Las líneas rojas punteadas representan una posible recaptura que no se produjo. Las líneas azules punteadas representan relaciones entre progenitores y crías en las que se muestreó a la cría menor, pero no a la mayor, por lo que no se marcó a la cría menor (es decir, un muestreo de un individuo no marcado). Los progenitores y las crías pueden morir entre el momento del nacimiento y el del muestreo (indicado por los esqueletos). Las crías que mueren entre el momento del nacimiento y el del muestreo no pueden ser muestreadas. En este caso, si se muestrea una cría mayor, el progenitor estaba vivo en el momento del nacimiento de esa cría (año 1) y fue marcado. Si el progenitor sobrevivió hasta el segundo año y tuvo una cría y ésta sobrevivió hasta el tercer año, podría haber sido muestreada (recapturada). 1) La cría mayor fue muestreada marcando a la cría menor que fue muestreada (recapturada); 2) La cría mayor fue muestreada marcando a la cría menor que no fue muestreada y por lo tanto no fue recapturada. En este caso, el progenitor no estaba vivo en el momento del muestreo, pero obviamente sí lo estaba en el momento del nacimiento de las dos crías; 3) La cría mayor fue muestreada marcando a cualquier posible cría menor, pero el progenitor murió antes del segundo año, por lo que no pudo tener ninguna cría menor; 4) La cría mayor fue muestreada marcando a la cría menor, pero la cría menor murió antes del muestreo y, por tanto, no pudo ser recapturada; 5) La cría menor fue muestreada, pero como la cría mayor no fue muestreada, no fue marcada; 6) Dos crías menores fueron muestreadas (pueden ser hermanos completos si comparten el mismo progenitor, o medios hermanos de la misma cohorte), pero ninguna cría mayor fue muestreada, por lo que no fueron marcadas. Los hermanos de la misma cohorte no se utilizan en el análisis. Otros resultados son posibles pero no se muestran. En este ejemplo, $R=4$ peces están marcados (las crías mayores muestreadas), $n=4$ peces están muestreados para marcas (las crías menores muestreadas), y $r=1$ peces tenían marcas (las crías menores muestreadas que tenían un medio hermano mayor muestreado). Así, un estimador de Petersen simple estimaría $N = Rn/r = 4 \cdot 4/1 = 16$ progenitores (madres). (Nótese que se trata de un ejemplo sencillo y que no se han tenido en cuenta otros procesos como la supervivencia del progenitor o de la cría, y que la implementación real se realiza mediante pseudoverosimilitudes basadas en las probabilidades de parentesco [Bravington et al. 2016]).