

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

**1ª REVISIÓN EXTERNA DE LOS DATOS UTILIZADOS EN LAS  
EVALUACIONES DE LAS POBLACIONES DE ATUNES TROPICALES EN EL  
OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL**

La Jolla, California (EE. UU.)  
02-06 de octubre de 2023  
(por videoconferencia)

**INFORME**

**ÍNDICE**

1. Resumen ejecutivo.....	1
2. Modelo conceptual para el atún aleta amarilla.....	2
3. Hipótesis sobre la población de atún patudo.....	5
4. Programa de observadores de cerco, programa de muestreo en puerto, bitácoras, estimación de capturas, composición por talla a partir de muestreo en puerto y categorías de talla a partir de datos de observadores.....	6
5. Capturas de cerco.....	9
6. Descartes de cerco.....	10
7. Cómo tratar los años de pandemia para las pesquerías cerqueras y palangreras.....	11
8. Captura de palangre.....	13
9. Descartes de palangre.....	14
10. Composición por talla de palangre.....	15
11. Peso promedio estandarizado de palangre.....	18
12. Índice de boyas con ecosonda.....	19
13. Índices de palangre.....	22
14. Índice de cerco en lances sobre delfines para el atún aleta amarilla.....	25
15. Datos de marcado y modelo espaciotemporal de marcado.....	26
16. Biología.....	30
17. Conclusiones.....	35
18. Referencias.....	36

**1. RESUMEN EJECUTIVO**

La CIAT convocó por primera vez un panel de revisión externa para examinar los datos disponibles para las evaluaciones de poblaciones. El objetivo de la revisión externa de los datos utilizados en las evaluaciones de las poblaciones de atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) es proporcionar información que mejore los insumos de las evaluaciones de poblaciones y, en consecuencia, las evaluaciones y el asesoramiento de ordenación.

Con este fin, las metas y objetivos de esta revisión son:

- a. identificar la mejor ciencia disponible para el uso de datos en las evaluaciones de las poblaciones de atunes tropicales del OPO y los análisis asociados (por ejemplo, qué datos utilizar, cómo analizarlos, estandarizarlos o expandirlos a los totales);

- b. brindar una revisión independiente de los datos utilizados en las evaluaciones de poblaciones;
- c. proporcionar asesoramiento sobre investigaciones y recolección de datos a futuro que mejoren las evaluaciones y el asesoramiento de ordenación.

El Panel se reunió con el personal de la CIAT entre el 2 y el 6 de octubre de 2023 en La Jolla, EE.UU., en la sede de la CIAT. El Panel estuvo compuesto por Simon Hoyle (Hoyle Consulting Ltd, [simon.hoyle@gmail.com](mailto:simon.hoyle@gmail.com)), Tom Peatman (Shearwater Analytics Ltd, [tom.peatman@gmail.com](mailto:tom.peatman@gmail.com)), Cody Szuwalski (NOAA, [cody.szuwalski@noaa.gov](mailto:cody.szuwalski@noaa.gov)) y Ernesto Jardim (MSC, [ernesto.jardim@msc.org](mailto:ernesto.jardim@msc.org), Presidente).

El Panel agradece al personal de la CIAT el apoyo prestado a la reunión, tanto en la preparación de los análisis como en las fructíferas discusiones sobre los temas.

El Panel opina que los análisis proporcionados son, en general, adecuados y deberían ser tenidos en cuenta por el Panel de evaluación de poblaciones. No obstante, el Panel opina que las recomendaciones que figuran a continuación mejorarán la información.

### **1.1. Recomendaciones generales**

- Cualquier estimación que se proporcione para las evaluaciones de poblaciones debe incluir su incertidumbre.
- Es necesario aclarar las estimaciones de incertidumbre en algunos de los modelos utilizados.
- Cuando las estimaciones de modelos se utilizan como datos de entrada para otros modelos, es importante garantizar que la incertidumbre se propague a través del análisis para evitar una falsa precisión en las estimaciones finales.
- Es necesario actualizar los programas de muestreo y los parámetros biológicos.
- Los enfoques basados en modelos para abordar la ausencia de información son preferibles a los enfoques basados en diseño, de modo que se tengan debidamente en cuenta los efectos espaciotemporales. Siempre que sea posible, se deben incluir todos los datos y permitir que el modelo se ocupe de la incertidumbre debida a los tamaños de muestra efectivos bajos.
- Cuando falte información importante, los resultados de los modelos deberían, si es posible, validarse externamente.
- Desarrollar un conjunto estándar de gráficas que describan detalladamente los datos disponibles, incluyendo factores como las distribuciones espaciales y temporales de los datos de esfuerzo y talla. Estos pueden actualizarse anualmente mediante procedimientos automatizados.
- Proporcionar una serie de figuras que muestren las etapas de desarrollo desde los datos brutos hasta los insumos de las evaluaciones de poblaciones.

## **2. MODELO CONCEPTUAL PARA EL ATÚN ALETA AMARILLA**

### **2.1. Antecedentes**

Se ha considerado que la estructura espacial es una de las principales cuestiones en la evaluación del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO). Existen pruebas de al menos dos grupos de peces con dinámicas diferentes en el OPO, que ocupan aproximadamente áreas al norte y al sur de la línea ecuatorial, pero no solo no están claras las divisiones, sino que la mezcla puede ocurrir con magnitud y

periodicidad variables. La evaluación de referencia de 2020 consideró que la estructura espacial era la principal incertidumbre, y se propuso un modelo conceptual para la población que abarcaba un conjunto de hipótesis dominantes para abordar esta cuestión ([SAC-11 INF-J](#)). Los dos grupos de peces pueden tener una "mezcla alta", una "mezcla episódica/de alta variabilidad" o una "mezcla insignificante". La hipótesis dominante de mezcla alta puede representarse por modelos de una sola población para el OPO entero. La hipótesis dominante de mezcla episódica/de alta variabilidad puede representarse mediante modelos de una sola población basados en datos de cada uno de los grupos. Lo anterior significa que el modelo se ajusta a los datos de un grupo, mientras que la selectividad del otro grupo es fija. La hipótesis de mezcla insignificante puede representarse por dos evaluaciones independientes, una para cada grupo. La evaluación de 2020 ([SAC-11-07](#)) se centró en modelar un híbrido de "mezcla alta" y "mezcla episódica/de alta variabilidad" ajustando los modelos de evaluación a un índice derivado de la CPUE estandarizada de la pesquería de cerco con lances sobre delfines (que representa aproximadamente el área "norte" y la mayoría de las capturas), y no ajustándose al índice de palangre (que representa aproximadamente el área "sur") ni a los datos de composición por talla de palangre.

En 2023, el modelo conceptual para el atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO) fue refinado con base en una revisión de toda la información disponible, incluyendo información pertinente a la estructura de la población. El componente principal del modelo conceptual actualizado es la idea de que existen al menos dos grupos de atún aleta amarilla en el OPO asociados con diferentes provincias biogeoquímicas: la epipelágica y la mesopelágica. Esta idea está respaldada por un conjunto de información. La distribución de estos dos grupos varía estacional e interanualmente siguiendo la expansión y contracción de las provincias biogeoquímicas. Para la evaluación de poblaciones, las principales dificultades que supone este patrón consisten en determinar dónde situar el límite entre poblaciones y cómo estimar las tasas de mezcla. La forma dinámica de las provincias biogeoquímicas se puede resumir con variables oceanográficas, lo que abre paso a la posibilidad de delimitar el hábitat preferido de cada población. Se propuso una nueva metodología para dividir los grupos de forma dinámica con base en las características biogeoquímicas del océano como variables explicativas y los datos de frecuencia de talla como variable de respuesta multivariable. Se condensaron varias variables biogeoquímicas para cada lance de cerco de 2000-2017 mediante un análisis de componentes principales.

El primer componente (PC1) resumió la estructuración vertical de la columna de agua, mientras que el segundo componente (PC2) representó principalmente la temperatura superficial del mar (TSM). Se utilizaron análisis de árbol para dividir la composición por talla de la flota de cerco y se utilizaron los dos componentes principales (un sustituto de la posición dentro de los gradientes ambientales) y las estaciones (trimestres y trimestres cíclicos) como variables explicativas. Se utilizaron los datos de frecuencia de talla de los lances cerqueros sobre objetos flotantes debido a que cuentan con la mayor proporción de peces más pequeños y más jóvenes, que son más propensos a habitar partes más someras de la columna de agua y por ende pueden ser un mejor indicador de los peces que se originan en cada lugar. El análisis de árbol mostró la primera división en el PC2, que separa las zonas con TSM más baja (áreas de influencia de las corrientes de Humboldt y California) de las zonas tropicales más cálidas. Los análisis de árbol independientes de las áreas cálidas y frías mostraron divisiones a lo largo de puntos similares del eje PC1 en dos zonas distintas, una zona noreste (NE) con altura de la superficie del mar más baja, termoclina somera y capa superior somera de la zona mesopelágica, y una zona suroeste (SO) con altura de la superficie del mar más alta, termoclina más profunda y capa superior más profunda de las zonas mesopelágicas. La posición de estas zonas varía de manera estacional e interanual. Las capturas

fueron divididas entre los dos grupos de acuerdo con la pertenencia determinada por el análisis de árbol. El grupo del NE abarca la casi todas las capturas de cerco, en peso, provenientes de lances sobre delfines, así como el 96% de las provenientes de lances no asociados y el 83% en el caso de los lances sobre objetos flotantes, pero únicamente el 17% de la captura de palangre en números (promedio de 1995 a 2017). En cambio, el grupo del SO abarca el 79% de las capturas de palangre y el 17% de las capturas sobre objetos flotantes, con un aumento en dicha proporción en años recientes

## **2.2. Comentarios**

La información y los análisis proporcionados muestran cierto apoyo a la hipótesis de dos subpoblaciones, una en el noreste y otra en el suroeste, asociadas a provincias biogeoquímicas. La genómica, los datos sobre la presencia de larvas, las frecuencias de talla de las capturas, el análisis ACP de la talla promedio y los datos de marcado apoyan parcialmente la hipótesis. Sin embargo, todos estos análisis tienen deficiencias y no pueden descartarse otras hipótesis, incluida la de una única población con una estructura espacial que sigue una división norte/sur.

Una perspectiva alternativa es que el atún aleta amarilla está ampliamente distribuido en los océanos del mundo, y sería sorprendente que existieran subpoblaciones separadas dentro del OPO adaptadas a, o al menos especializadas en, diferentes provincias biogeoquímicas. En su lugar, es posible que los subgrupos genéticos, la variación espacial de las tallas y los desplazamientos limitados de marcas se deban a la alta viscosidad de la población, es decir, desplazamientos de peces adultos que son en promedio más limitados de lo que se ha supuesto tradicionalmente. ¿Podría la covariación observada de la estructura de tallas y la oceanografía/provincias biogeoquímicas deberse a que los atunes adaptan su comportamiento/búsqueda de alimento a las condiciones, y ello afecta a su capturabilidad por talla?

Debido a los impactos considerables de los eventos de El Niño/La Niña en las condiciones ambientales en el OPO, que cambian las áreas donde pueden existir las subpoblaciones, el dominio espacial de las subpoblaciones puede variar con el tiempo. Cuando un subdominio espacial es más pequeño se esperaría que comprimiera la subpoblación y aumentara su densidad, resultando en una CPUE mayor, con patrones de CPUE inversos en la otra subpoblación, y ambos correlacionados con el IOS (positiva y negativamente). Estas relaciones no son evidentes en los índices de CPUE de la pesquería sobre delfines y la palangrera, lo que entra en conflicto con la hipótesis propuesta de dos subpoblaciones divididas en el límite fluido de dos provincias biogeoquímicas. Esto debería investigarse más a fondo.

Desarrollar una evaluación de poblaciones con un dominio espacial dinámico no es trivial. Por ejemplo, dado que el índice de abundancia disponible tiene un dominio espacial fijo, la relación entre el área de estudio y el dominio espacial de la subpoblación no es constante, y la representatividad del índice se vuelve desconocida. Lo mismo ocurre con cualquier parámetro biológico recolectado/modelado bajo el supuesto de un dominio fijo.

## **2.3. Recomendaciones**

- No hay que concluir que estos grupos son dos poblaciones diferentes; lo más probable es que exista una estructura espacial dentro de la misma población con niveles desconocidos de mezcla.
- Considerar la posibilidad de incluir las dos subpoblaciones en un único modelo, lo que permite a los analistas compartir parámetros.

- Si se realizan dos evaluaciones, una para cada subpoblación, es necesario comprobar que la magnitud del tamaño de las poblaciones combinadas no difiera mucho del resultado de una evaluación de una única población.

### **3. HIPÓTESIS SOBRE LA POBLACIÓN DE ATÚN PATUDO**

#### **3.1. Antecedentes**

Siguiendo la recomendación del Panel de revisión de la última evaluación de referencia del atún patudo, la evaluación actual de la población de atún patudo en el OPO usa el enfoque de "áreas como flotas". Este enfoque supone implícitamente que la población de patudo está bien mezclada en el OPO. Los estudios genéticos realizados hasta ahora no han encontrado pruebas en contra de la panmixia a lo largo del Océano Pacífico. Sin embargo, la razón principal para usar el enfoque de "áreas como flotas" es que no hay suficientes datos de marcado para apoyar un modelo de evaluación espacialmente explícito, y no porque no exista un patrón espacial en la población de atún patudo en el OPO. Tanto los estudios de marcas archivadoras como convencionales sugieren una mezcla limitada de patudos entre el extremo oriental y el extremo occidental del Océano Pacífico, y una mezcla significativa en el Pacífico central, con más patudos que se desplazan hacia el Pacífico oriental que hacia el Pacífico occidental.

Además de los estudios de marcado, otros estudios también apoyan la existencia de tres poblaciones principales de atún patudo en el Océano Pacífico. Las muestras de larvas de Japón en el Océano Pacífico sugieren que existen tres zonas tropicales de desove de patudo en el Pacífico tropical: Pacífico oriental, central y occidental. Los estudios biológicos realizados para el patudo en el Océano Pacífico muestran curvas de crecimiento y de madurez notablemente diferentes entre el Pacífico oriental y el occidental. En resumen, es probable que existan tres poblaciones de atún patudo en el Océano Pacífico separadas por la distancia, con la población del Pacífico central habitando a ambos lados del límite de ordenación (150°O). Sin embargo, un modelo de evaluación con estructura espacial para el patudo en el OPO no es práctico debido principalmente a parámetros biológicos espacialmente variables y a la falta de datos de marcado para el atún patudo adulto.

#### **3.2. Comentarios**

Diferencias en las tasas de reducción entre áreas en el OPO para el atún patudo podrían ser motivo para considerar una estructura de población más fina, pero problemas en la construcción de los índices de abundancia que muestran esta reducción diferencial podrían también justificar mantener una sola definición de población en el OPO. Hasta que se hayan identificado pruebas definitivas de poblaciones separadas, la población de patudo del OPO debería ser considerada como una única población. Aunque la separación de la población es plausible, actualmente parece poco práctico desarrollar modelos útiles basados en este escenario.

No es necesariamente apropiado definir, por ejemplo, tres poblaciones. Para empezar, ¿cuál es la definición práctica de una población? Es evidente que existe una estructura espacial (talla en la madurez, curva de crecimiento, reducción, tallas capturadas con palangre, tallas capturadas con cerco). Independientemente de cómo se divida el Pacífico en grupos, es probable que haya a) estructura espacial dentro de cada grupo y b) conectividad entre grupos. La justificación de la subdivisión espacial debería ser la viabilidad de desarrollar modelos útiles. Al ajustar un modelo estructurado por edad a datos de talla, una de las cuestiones más importantes es la variación espacial de la curva de crecimiento.

La división de los datos de pesca con árboles de regresión parece identificar regiones poco intuitivas para utilizarlas como pesquerías. La poca variancia en la talla explicada por los árboles de regresión se debe probablemente al uso de la latitud y la longitud como parámetros de división, lo que da lugar a una asignación bastante rígida de las áreas. El Panel preguntó por otros datos disponibles para identificar las divisiones de las pesquerías, como las diferencias en las características de las artes o los buques. Utilizar MAG para modelar los datos de pesca permitiría representar la estacionalidad y controlar otras covariables como las flotas y los efectos anuales, tras lo cual los efectos espaciales podrían representarse con mayor precisión. Esos efectos espaciales podrían utilizarse posteriormente para identificar áreas espaciales. La estacionalidad en las frecuencias de talla podría sugerir que se debería hacer la definición de las pesquerías en función de las estaciones. El trimestre estaba incluido en el modelo de árbol de regresión, pero no resultó importante, lo que no significa que no pueda serlo con otras metodologías.

El método de árbol de regresión puede ser adecuado para diseñar la estructura espacial de una pesquería utilizada en una evaluación de poblaciones, bajo una serie de supuestos concretos. Sin embargo, también se necesitan análisis adicionales que utilicen métodos alternativos para comprender los factores que pueden impulsar la estructura espacial de las tallas. Estos factores pueden incluir la variación del crecimiento, los desplazamientos ontogénicos, los efectos ambientales en el comportamiento de los peces y los efectos de selectividad de las artes de pesca y la hora de lance.

### **3.3. Solicitudes y respuestas**

El Panel solicitó que se consideraran métodos alternativos para dividir el OPO en pesquerías. Los análisis de conglomerados podrían proporcionar límites más flexibles para las pesquerías y podrían proporcionar una mejor identificación de áreas con datos de pesca similares. Los MAG podrían ser útiles para identificar y controlar otras covariables. Los autores presentaron un algoritmo de conglomeración jerárquica para agrupar los datos de pesca, pero no mejoró apreciablemente la variancia explicada.

### **3.4. Recomendaciones**

- Seguir probando otros métodos para dividir las pesquerías. Proporcionar una comparación con una evaluación que no divide las pesquerías, pero tiene una sola pesquería con selectividad que varía con el tiempo sería útil para entender los méritos relativos de cada enfoque.
- Como en el caso de las recomendaciones generales, corroborar las tendencias de los modelos espaciotemporales con conjuntos de datos externos sería útil para aumentar la confianza en la señal proporcionada por los datos utilizados en la evaluación. Los datos de marcado y los datos de boyas, en particular, parecen ser potencialmente útiles. Al dividir las pesquerías y desarrollar entradas de datos con modelos espaciotemporales, no hay que recortar los conjuntos de datos: ¡cada dato cuenta!

## **4. PROGRAMA DE OBSERVADORES DE CERCO, PROGRAMA DE MUESTREO EN PUERTO, BITÁCORAS, ESTIMACIÓN DE CAPTURAS, COMPOSICIÓN POR TALLA A PARTIR DE MUESTREO EN PUERTO Y CATEGORÍAS DE TALLA A PARTIR DE DATOS DE OBSERVADORES**

### **4.1. Antecedentes**

(Ver Sección 5.1 sobre capturas de cerco)

## 4.2. Comentarios

Los viajes se seleccionan de forma oportunista para el muestreo a través del programa de muestreo en puerto. Esto puede dar lugar a un sesgo en el muestreo, especialmente para los buques de clases 1-5, que tienen una tasa de cobertura de viajes más baja. Además, solo se toman muestras de bodegas que contienen capturas de un estrato específico. Esto da lugar a una tendencia al muestreo de bodegas con capturas de lances con volúmenes de captura relativamente altos. Es posible que esto introduzca un sesgo en las composiciones por especie y talla si las composiciones varían con el volumen de captura de un lance (por ejemplo, Peatman *et al.*, 2019).

El protocolo de muestreo actual requiere alternar entre el conteo de especies de un número predeterminado de peces y la medición de tallas. De este modo, los peces individuales se cuentan por especies o se miden, pero no se hacen ambas cosas. Este enfoque introducirá una varianza adicional en las estimaciones de las composiciones por especie, ya que las mediciones de talla se utilizan para convertir las composiciones de las capturas de números a peso.

El estudio piloto del Programa Reforzado de Monitoreo ha proporcionado un valioso conjunto de datos de muestreo en puerto de alta resolución que permite investigar la variación dentro de las bodegas en las composiciones de las capturas. Se han identificado variaciones en las composiciones por especie dentro de las bodegas, lo que probablemente refleja diferencias en la composición por especie entre los lances. El protocolo actual de muestreo en puerto da lugar a un muestreo durante un periodo de tiempo corto en relación con la duración del proceso de descarga de una bodega muestreada. Es probable que esto introduzca una variación adicional en las composiciones estimadas de las capturas, debido a la variación en la composición por especie dentro de las bodegas.

El conjunto de datos de alta resolución del PRM proporciona un medio con el cual revisar y actualizar el protocolo de muestreo en puerto, ya que proporciona información sobre las fortalezas relativas de la variación en las composiciones por especie dentro de las bodegas y entre bodegas. Esto debería permitir realizar simulaciones para explorar el desempeño de protocolos de muestreo alternativos con diferentes tasas de cobertura de viajes, bodegas y muestras por bodega, basándose en las simulaciones de Lennert-Cody *et al.* (2023). También debería considerarse la posibilidad de probar enfoques que muestreen los conteos de especies y las mediciones de tallas por separado, en lugar de muestrear los mismos individuos para ambos, a fin de lograr más eficazmente los niveles deseados de precisión en las composiciones por especie y talla estimadas.

Actualmente, las composiciones por especie y talla de las capturas de cerco se estiman mediante un enfoque basado en diseño, utilizando estimadores de proporción estratificados. Las composiciones por especie de los estratos sin datos de muestreo en puerto disponibles se basan en las estimaciones de los estratos con datos de muestreo en puerto disponibles, utilizando reglas de sustitución. La resolución de los estratos utilizados para estimar las composiciones de las capturas depende del caso de uso específico. El paso a un marco de estimación basado en modelos permitiría tener en cuenta explícitamente la variación espaciotemporal a la hora de estimar las composiciones por especie. Un enfoque basado en modelos también permitiría la estimación directa de las composiciones por especie para estratos sin datos de muestreo en puerto disponibles.

Lo ideal sería que los modelos de composición por especie estimaran directamente las proporciones de capturas por peso, por ejemplo, mediante modelos de regresión de Dirichlet o beta. Es posible que se necesiten modelos ajustados a cero y/o a uno si hay observaciones frecuentes de 0 y 1, o que se apliquen

sustituciones de datos *ad hoc*. Como alternativa, se podrían modelar los conteos de especies, lo que permitiría estimar las proporciones de las capturas por número, por ejemplo, utilizando verosimilitudes multinomiales o Dirichlet-multinomiales. El modelado de los conteos permite 0 y 1, en términos de proporciones por número, pero luego requiere la estimación de pesos promedio por especie para convertir las composiciones de números a pesos. Entre los enfoques de modelado alternativos se incluyen los enfoques de clasificación de bosques aleatorios, que se han ajustado a datos de muestreo en puerto de cerqueros de la UE en la CAOI (Duparc *et al.*, 2020), y el modelado de composiciones transformadas usando logaritmos. Idealmente, el marco de modelado debería tener en cuenta el hecho de que las observaciones son composiciones, es decir, que las proporciones de captura por especie deberían sumar uno, o que los conteos por especie deberían sumar el número de peces muestreados. No obstante, los modelos por especie pueden representar un punto de partida pragmático. Es posible que también sea necesario hacer concesiones en ciertas características del marco de modelado, por ejemplo, el uso de modelos mono-específicos para permitir la incorporación de la variación espaciotemporal.

El Panel señaló que se utilizan relaciones talla-peso al convertir las composiciones por especie de números a peso. Estas relaciones talla-peso se estimaron entre las décadas de 1960 y 1980, cuando las pesquerías atuneras de la región se estaban desarrollando y eran más costeras. Por ello, existe la preocupación de si los parámetros talla-peso siguen siendo apropiados para su uso en la actualidad (ver Sección 16 sobre biología).

Los conteos de especies se recolectaron por primera vez mediante el programa de muestreo en puerto en 2000, y el muestreo en puerto anterior a 2000 se centraba exclusivamente en la recolección de datos de composición por talla. En las evaluaciones recientes, las composiciones por especie de las pesquerías cerqueras anteriores a 2000 se establecieron en promedios por estrato para el periodo 2000-2004. Sin embargo, las estimaciones de las composiciones por especie para el periodo anterior a 2000 son probablemente menos precisas que las estimaciones para 2000 en adelante y es posible que estén sistemáticamente sesgadas. El Panel solicitó ejecuciones de modelos para evaluar la sensibilidad de las evaluaciones a los errores en las estimaciones de composición por especie para la pesquería de cerco antes de 2000 (ver Sección 4.3). Esto se exploró para el patudo como la especie que probablemente se vería más afectada por los errores en la composición por especie de la pesquería de cerco, dado que el patudo representa una proporción relativamente baja de la captura de cerco total de la pesquería sobre objetos flotantes, pero la pesquería sobre objetos flotantes representa una proporción relativamente grande de la captura total de patudo en el OPO.

El Panel también señaló la importancia de calcular la varianza de las estimaciones de composición por especie, lo que permitiría propagar la incertidumbre de las estimaciones de captura a los modelos de evaluación. Sin embargo, es poco probable que los coeficientes de variación estimados reflejen todas las fuentes principales de incertidumbre en las composiciones de las capturas, por lo que puede ser necesario considerarlos como niveles relativos en lugar de absolutos.

#### **4.3. Solicitudes y respuestas**

El modelo de evaluación del patudo se volvió a ejecutar suponiendo que las capturas de patudo anteriores a 2000 en la pesquería sobre objetos flotantes estaban subestimadas en un 50% para cada año-trimestre o sobreestimadas en un 50%. La sobreestimación de las capturas anteriores a 2000 provocó un gran aumento de la SSB estimada, mientras que la SSB fue notablemente insensible a la subestimación de las capturas anteriores a 2000. No está claro por qué el modelo fue insensible a la subestimación de las

capturas de cerco antes de 2000, aunque es posible que esto se explique por cambios compensatorios en otras cantidades estimadas, por ejemplo, el reclutamiento. También es posible que haya habido problemas con el ajuste del modelo, como la convergencia a un mínimo local o las estimativas de los parámetros toparon con los límites. En cualquier caso, las ejecuciones demostraron que el modelo de evaluación del patudo puede ser sensible a los errores en las capturas de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes antes de 2000.

#### **4.4. Recomendaciones**

- Revisar el protocolo de muestreo en puerto en vista de las muestras de alta resolución recolectadas a través del piloto del Programa Reforzado de Monitoreo.
- Pasar a estimaciones basadas en modelos de las composiciones por especie de la pesquería cerquera, que reflejarán mejor la variación espaciotemporal y facilitarán la estimación de las composiciones por especie de los estratos sin muestras disponibles.
- Explorar la sensibilidad de las evaluaciones a la incertidumbre en las estimaciones de captura durante periodos sin información, o con información limitada, sobre la composición por especie a partir de muestreo en puerto. Esto podría lograrse incluyendo coeficientes de variación que varían con el tiempo para los datos de captura en los modelos de evaluación, o construyendo historiales de captura plausibles alternativos.

### **5. CAPTURAS DE CERCO**

#### **5.1. Antecedentes**

Las estimaciones de la captura total por especie para la pesquería de cerco se proporcionan por estratos (área x mes x tipo de lance x categoría de clase de capacidad de buque) (Tomlinson 2002; 2004; Suter 2010). Para las evaluaciones, las estimaciones de los estratos se suman por meses, categorías de buques y, posiblemente, áreas, para obtener estimaciones por área de pesca x trimestre x tipo de lance. La metodología de estimación de la captura total por especie es diferente para los años 1975-1999, en comparación con 2000 y años posteriores. Para 1975-1999, las cantidades de captura por especie procedentes de varias fuentes de datos (enlatadoras/procesadoras, observadores, bitácoras) se combinan y se ajustan con base en factores de corrección calculados a partir de las estimaciones de composición por especie de 2000-2004.

A partir de 2000, se han recolectado datos de muestreo en puerto para estimar la composición por especie, además de la composición por talla, y se utilizan para estimar la captura total de la flota por especie. La captura total de la flota de cerco de atunes tropicales (aleta amarilla + patudo + barrilete) procedente de varias fuentes de datos (enlatadoras/procesadoras, observadores, bitácoras) se combina y prorrotea en estratos de captura. Posteriormente, los datos de muestreo en puerto se utilizan para estimar la composición por especie por estrato, teniendo en cuenta los diferentes pesos promedio entre las especies y que las proporciones por especie del muestreo proceden de números y no de pesos. En cada año, hay una serie de estratos con captura, pero sin datos de muestreo en puerto, lo que se debe a que el muestreo no se realiza en todos los puertos en los que se descarga la captura, a que no se muestrean bodegas con estratos mixtos y a limitaciones logísticas adicionales (el muestreo es en gran medida oportunista; los estratos activos de un año no se conocen de antemano; la cobertura de bodegas es relativamente baja, aunque se muestrean entre el 50 y el 60% de los viajes). En la metodología de estimación de la captura, los datos de muestreo en puerto de los estratos "vecinos" se utilizan para

estimar la composición por especie de las capturas de los estratos sin datos de muestreo en puerto. Un conjunto de reglas jerárquicas define la elección de los estratos "vecinos". Los datos de talla del estrato vecino se "crecen"/"encogen" al mes del estrato sin datos de muestreo en puerto, si es necesario. Aunque las reglas para seleccionar los "mejores" vecinos son fijas, los vecinos utilizados como "sustitutos" para el mismo estrato pueden ser diferentes en años distintos debido a las diferencias en la actividad pesquera y el muestreo por año. La sustitución puede cambiar efectivamente el "modelo" de estimación de la captura de un año a otro, lo que puede introducir una variabilidad añadida en la serie de tiempo de las capturas.

## 5.2. Comentarios

Se discutió mucho sobre la incertidumbre en las estimaciones de la captura y la necesidad de representar más adecuadamente esta incertidumbre. Los CV especificados actualmente en el modelo de evaluación son de 0.01, lo que no parece corresponder a la incertidumbre descrita en el proceso de estimación de la captura. Por ejemplo, la forma en que se toman prestados los datos mediante el método de "sustitución" para calcular las estimaciones de captura parece anticuada y puede mejorarse.

## 5.3. Solicitudes y respuestas

(Ver Sección 4.3)

## 5.4. Recomendaciones

- Deberían utilizarse modelos espaciotemporales para los métodos de "sustitución" utilizados para determinar la composición por especie de las capturas. También se debe prestar mucha atención a la propagación de la incertidumbre a través de cada paso de la estimación de la captura. Enumerar los lugares del proceso de estimación de la captura en los que entra la incertidumbre podría ser un punto de partida útil para intentar comprender cuál es la mejor forma de propagar la incertidumbre.

## 6. DESCARTES DE CERCO

### 6.1. Antecedentes

Los descartes se definen como peces que se capturan, pero no se descargan, cuya muerte se supone. En modelos de evaluación anteriores se consideraron dos tipos de descartes: i) independientes de la talla/edad: los resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca (por ejemplo, la captura de un lance que rebasa la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero), y se considera que tienen la misma composición que las capturas retenidas; ii) dependientes de la talla/edad: los relacionados con la clasificación de las capturas (cuando los pescadores descartan atunes que están por debajo de una talla determinada), y se consideran como pesquerías independientes. En el caso de las pesquerías de cerco en lances no asociados y en lances sobre delfines, los dos tipos de descartes se suman simplemente a la captura retenida y se consideran las extracciones totales de esas pesquerías. En el caso de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes, los descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca se añaden a la captura retenida, pero los descartes de clasificación se tratan como una pesquería separada en la evaluación porque el muestreo en puerto no proporciona información sobre la distribución por talla de esos peces, que se supone que son pequeños y jóvenes. Se supone que la selectividad es uniforme en edades comprendidas entre 1 y 3 trimestres. Los descartes se estiman a partir de la información obtenida por los observadores mediante el método descrito en el documento [BET-02-06](#). El programa de observadores para los buques de clase 6 alcanzó el 100% de cobertura en 1993 con el APICD. No se dispone de información para estimar los descartes antes de 1993, y los descartes en ese periodo se

consideran como cero. Los descartes debidos a la clasificación en las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una reducción a partir de 2001 aproximadamente, y cesaron casi por completo tras las resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibieron los descartes de atunes pequeños (por ejemplo, [C-04-05](#)). Los descartes por ineficacia han disminuido con el tiempo y se sitúan en torno al 0.45% para el atún aleta amarilla y al 0.25% para el patudo en lances sobre objetos flotantes en los últimos años.

## 6.2. Comentarios

El supuesto de no descartes antes de 1993 parece un tanto arbitrario, sin embargo, dada la falta de datos, no está claro cuál es la mejor forma de estimar los descartes antes de este periodo. Tampoco está claro qué impacto tienen los descartes en los resultados de la evaluación.

## 6.3. Solicitudes y respuestas

El Panel solicitó que se ejecutara una evaluación en la que se eliminaran los datos de los descartes y se comparara el resultado de este modelo con otro en el que se incluyeran los datos de los descartes. Los autores así lo hicieron. Hubo poca diferencia entre los resultados incluyendo y excluyendo los descartes. Esto no es sorprendente, dadas las pequeñas magnitudes de los descartes en comparación con otras fuentes de captura.

## 6.4. Recomendaciones

- Los descartes no parecen impulsar los resultados de la evaluación y, por lo tanto, es probable que la mejora de las estimaciones de los descartes sea menos prioritaria que, por ejemplo, la revisión de las definiciones de las pesquerías o el perfeccionamiento de los índices de abundancia. La falta de impacto en la evaluación no implica, sin embargo, que el monitoreo continuo de los descartes no sea importante. Es posible que los descartes alcancen un nivel que pueda afectar a la población en el futuro, por lo que el monitoreo y los reanálisis periódicos en la evaluación deberían continuar. Además, sea cual sea el enfoque que se utilice para los descartes (por ejemplo, incluirlos o excluirlos de la evaluación), éste debe ser consistente en todos los tipos de datos y evaluaciones por especie.

## 7. CÓMO TRATAR LOS AÑOS DE PANDEMIA PARA LAS PESQUERÍAS CERQUERAS Y PALANGRERAS

### 7.1. Antecedentes

Se realizó un estudio de simulación para intentar cuantificar el efecto de la pérdida de datos relacionada con la pandemia en las estimaciones de la captura (Lennert-Cody *et al.* 2022). Este estudio concluyó que es posible que la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020 haya causado un sesgo en la pesquería OBJ, particularmente para el atún patudo (BET), porque mientras que la pandemia de COVID-19 limitó generalmente la capacidad de los muestreadores en puerto de la CIAT de recolectar datos en 2020-2021, la interrupción de la recolección de datos fue mayor en algunos puertos que en otros. Es posible que esto haya resultado en un sesgo en la composición de la captura estimada de 2020-2021 para la pesquería OBJ porque algunos segmentos de la flota descargan preferentemente en puertos específicos. Aunque los resultados del estudio de simulación indicaron que las estimaciones de captura de BET de la pesquería OBJ para 2020 podrían estar sesgadas, hasta en un +/- 20%, la magnitud y la dirección exactas de ese sesgo no pudieron determinarse a partir de este estudio de simulación por sí solo. Por lo tanto, para investigar más a fondo la cuestión del sesgo y ajustar las estimaciones de capturas de especies para la pesquería OBJ al sesgo causado por la pandemia, se desarrolló un modelo espaciotemporal condicionalmente autorregresivo (CAR) y se utilizó para predecir las capturas totales de

especies de la pesquería OBJ para 2020-2021 (Majumdar *et al.* 2022). Este enfoque utilizó datos de observadores y de bitácora, que tuvieron una cobertura mucho mayor durante la pandemia, para "complementar" los datos de muestreo en puerto. Se utilizó el modelo espaciotemporal CAR para predecir la proporción de especies del muestreo en puerto en la captura, utilizando la proporción de especies de los observadores (bitácoras) y la información espacial y temporal. Posteriormente, estas proporciones de especies estimadas se multiplicaron por la captura total de atunes tropicales, por estrato, y se sumaron entre estratos para obtener estimaciones de la captura total de especies de la pesquería atunera de BET y SKJ. La captura total de YFT de la flota OBJ se calculó como la diferencia entre la captura total de atunes tropicales de la flota OBJ y las estimaciones de BET y SKJ de los modelos CAR.

## 7.2. Comentarios

El efecto de la pandemia de COVID afectó el muestreo en puerto. Estos datos se utilizan para calcular la composición por especie, que luego se utiliza para calcular las capturas por especie.

El volumen total (agregado para las tres especies de atunes) se divide por especie utilizando el programa de muestreo en puerto. Históricamente hay ~25% del volumen total que no tiene muestras relacionadas, mientras que en 2020 y 2021 ese volumen fue de ~50%. El puerto de Manta en el segundo semestre de 2020 y primer trimestre de 2021 fue el principal afectado.

El algoritmo utilizado para estimar las capturas por especie incluye un conjunto de reglas de sustitución que asignan datos a estratos sin datos. Las reglas de sustitución no se diseñaron para hacer frente a una cantidad tan grande de datos faltantes y, por lo tanto, parecen crear un gran sesgo cuando se comparan con las estimaciones derivadas de los observadores.

Se derivó y presentó un modelo espaciotemporal alternativo para calcular las capturas. El modelo mostró un buen comportamiento para recuperar datos históricos.

Los dos algoritmos muestran efectos similares en el resultado del modelo de evaluación de poblaciones.

## 7.3. Solicitudes y respuestas

- Ejecutar modelos con ambos algoritmos para comprobar si esto tiene algún impacto en las cantidades de ordenación.

Las ejecuciones de los modelos muestran que hay un efecto que hay que tratar y que los dos algoritmos difieren entre sí en relación con las estimaciones de F/Frms.

- Añadir las estimaciones del modelo CAR a la gráfica con las estimaciones basadas en diseño y las estimaciones de los observadores.

## 7.4. Recomendaciones

- Intentar hacer frente a los datos faltantes mediante la configuración del modelo de evaluación, por ejemplo, aumentando el CV de las flotas y los trimestres pertinentes. Comparar los resultados con los dos algoritmos. Si son similares, mantener el enfoque del modelo de evaluación para mantener la consistencia dentro del modelo y evitar añadir otra fuente de incertidumbre mediante la estimación externa de los valores faltantes.
- Considerando los dos algoritmos proporcionados para predecir los valores faltantes de las capturas, el modelo CAR parece ser la mejor opción.

- Explorar el uso de un modelo espaciotemporal con variable de respuesta multidimensional para estimar las composiciones por especie de las tres especies juntas en lugar de estimar individualmente dos y derivar la proporción de la tercera por diferencia.
- Tratar las frecuencias de talla de los datos faltantes mediante especificaciones del modelo.

## 8. CAPTURA DE PALANGRE

### 8.1. Antecedentes

Los CPC remiten rutinariamente cinco tipos de datos de las flotas palangreras a la CIAT en cumplimiento de las obligaciones de varias resoluciones (por ejemplo, la resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos, resolución [C-19-08](#) sobre observadores en buques palangreros): 1) la lista de los buques que se prevé operarán en el OPO; 2) capturas sin información espacial (agregadas por año; para el año más reciente, las capturas mensuales de atún patudo deben ser remitidas de conformidad con las resoluciones sobre la conservación de atunes, por ejemplo la res. [C-21-04](#)); 3) datos de captura y esfuerzo con información espacial agregada a 5° de latitud por 5° de longitud, por mes y por especie; 4) datos de talla (talla y/o peso) con información espacial y temporal agregada a diferentes escalas; 5) datos de observadores con información espacial y de alta definición ("datos operacionales"). Otros conjuntos de datos están disponibles para proyectos especiales con científicos nacionales que utilizan otros instrumentos, como los Memorándums de Entendimiento.

Las capturas se notifican en números, en peso o en ambos. JPN y USA solo notifican las capturas en números, y PYF y TWN siempre notifican tanto el peso como los números. Otros pabellones notifican ambas cantidades o solo el peso en algunos años. Cuando las capturas se notifican en peso, no está claro si el peso notificado es peso entero o peso procesado y qué tipo de procesamiento se realizó. Las comparaciones de las capturas entre pabellones son complicadas debido a la mezcla de unidades, ya que es necesario establecer supuestos. Para las evaluaciones de poblaciones, se supone el peso entero. En la evaluación se definen las pesquerías de palangre para los dos tipos de unidades. Cuando un pabellón notifica ambos, en la evaluación se utilizan los números.

El procedimiento para obtener la captura total por pesquería en la evaluación, descrito en [WSBET-02-03](#), incluye la agregación por la definición de área (y trimestre) de las pesquerías. Las pesquerías de palangre también se definen por unidad. Así pues, la captura en números y la captura en peso se tratan como pesquerías separadas con la misma selectividad, de modo que las transformaciones entre unidades se tratan dentro de los modelos de evaluación.

En los últimos años, el esfuerzo de las flotas palangreras industriales se está contrayendo cerca del Océano Pacífico occidental y central, con la excepción de China, que se está expandiendo. Las capturas de pez espada han aumentado en los últimos años frente a Perú y en áreas ecuatoriales al este de 120°O. Las capturas de atún albacora en el hemisferio sur también han aumentado en los últimos años. Las capturas palangreras de atunes tropicales en el OPO desde el año 2000 son, en promedio, de un 73% de patudo, un 25% de aleta amarilla y un 1.5% de barrilete.

### 8.2. Comentarios

Es probable que los cambios en los patrones espaciales de las capturas supongan un problema para la estimación de las capturas. La pesca de pez espada podría tener implicaciones para el acceso a los datos operacionales si no es posible distinguir la pesca de pez espada sin los datos operacionales.

### 8.3. Recomendaciones

- Comparar Series de tiempo de peso promedio (calculado a partir de la captura total en peso dividida por la captura total en números) podría ser un mejor indicador de las trayectorias de las poblaciones que los datos de composición por talla. Este fue el caso de Taiwán debido a la inconsistencia de los protocolos de muestreo y a la consideración del peso promedio para los países que tienen dificultades con el muestreo de tallas y disponen tanto de números como de pesos.

## 9. DESCARTES DE PALANGRE

### 9.1. Antecedentes

Las evaluaciones actuales de las poblaciones de atunes tropicales en el OPO suponen que todas las flotas palangreras que operan en el OPO no descartan atunes tropicales en el OPO. Este fuerte supuesto se debe principalmente al hecho de que hay muy poca investigación que estime el nivel de descarte en las pesquerías atuneras palangreras de aguas lejanas en el OPO. Los atunes capturados por las pesquerías palangreras de aguas lejanas se consumen principalmente en el mercado de sashimi, donde existe una fuerte discriminación contra los peces pequeños. Trabajos preliminares realizados en pesquerías atuneras de palangre de otros océanos sugieren la posibilidad de que se produzca una "selección cualitativa" (*high-grading*), un comportamiento por el que los pescadores de palangre tienden a descartar los peces pequeños debido a su valor económico relativamente bajo. Ignorar la selección cualitativa podría causar varios problemas en las evaluaciones, como la subestimación de las capturas de palangre, el sesgo del índice de abundancia de palangre y el sesgo de la selectividad de palangre. El único estudio de descartes de palangre para las pesquerías palangreras del OPO fue realizado por científicos coreanos. Con los datos proporcionados por observadores coreanos, se estimó que la tasa promedio de descartes de atún patudo y atún aleta amarilla en la pesquería palangrera coreana en el OPO era de 3.4% y 3.6%, respectivamente. Es importante notar que estas dos tasas promedio de descarte se estimaron con base en solo tres años (2016-2018) de datos. Actualmente no se dispone de información sobre la talla de los descartes de palangre. Se encuentra una diferencia entre la composición por talla recolectada por los pescadores y los observadores, pero no está claro si es causada por la medición, el descarte o ambos.

### 9.2. Comentarios

El Panel preguntó por la decisión de incluir los descartes de los buques de cerco pero no los de la flota palangrera. Aunque los descartes son relativamente pequeños (~3%), debería examinarse su impacto.

### 9.3. Solicitudes y respuestas

El Panel solicitó una ejecución del modelo de evaluación que incluyera los descartes de palangre y comparara los resultados de la evaluación con una ejecución del modelo que excluyera los descartes de palangre. Las diferencias en los resultados fueron mínimas.

### 9.4. Recomendaciones

- El trabajo de descarte de SBT podría ser útil para explorar ideas relevantes para el OPO, dada su consideración relativamente profunda del tema.
- En términos más generales, debería alcanzarse un consenso con una justificación defendible sobre si incluir las estimaciones de descartes altamente inciertas en la evaluación frente a excluirlas por falta de impacto en los resultados de la evaluación y, posteriormente, aplicarlo a

cada población de forma consistente. También hay que considerar la consistencia a lo largo del tiempo: si se incluyen datos de descartes en un periodo, probablemente deberían incluirse en otro periodo.

## **10. COMPOSICIÓN POR TALLA DE PALANGRE**

### **10.1. Antecedentes**

Desde la última evaluación de referencia, las flotas de estudio están desconectadas de la estructura de las pesquerías, la captura total, y la composición de la captura. En el OPO, no hubo estudios independientes de la pesquería sobre la abundancia y composición por talla de los atunes, refiriéndose el término "estudio" en este contexto a una flota que tiene datos (por ejemplo, índice de abundancia y composición por talla) pero que no realiza capturas.

Los modelos de evaluación exploratoria del atún patudo en el OPO incluyen doce flotas pesqueras palangreras y una flota palangrera de estudio. Se usan los datos de composición por talla de palangre provistos por Japón y Corea para calcular las composiciones por talla de palangre para esta evaluación porque son las dos flotas palangreras más importantes para el patudo en el OPO. La comparación de los datos de frecuencia de talla recolectados por los observadores de palangre demuestra que Japón y Corea tienen una selectividad similar dentro de las mismas ventanas espaciotemporales. Por lo tanto, son tratados como una flota pesquera conjunta y las composiciones por talla de palangre para el atún patudo en el OPO se basan en datos de talla de Japón y Corea. Para los datos de talla de Corea, se usaron solamente los de los observadores porque el trabajo preliminar sugiere que los datos de frecuencia de talla recolectados por los pescadores coreanos podrían estar sesgados hacia patudos más grandes.

Los datos de composición de palangre de Japón utilizados para calcular las composiciones por talla de la flota de estudio proceden únicamente de buques palangreros comerciales. Los datos incluyen composiciones por talla y peso y se notifican en varias resoluciones espaciales y tamaños de intervalo. Las composiciones por talla de la flota de estudio deberían ponderarse espacialmente en función de la CPUE, por lo que se necesitan los campos espaciotemporales tanto de la frecuencia de talla como de la abundancia de peces. El campo espaciotemporal de la abundancia de peces puede extraerse del modelo espaciotemporal que se ha desarrollado para obtener el índice de abundancia relativa. Se utiliza otro modelo espaciotemporal, que debería ser por talla, para predecir el campo espaciotemporal de la frecuencia de talla.

VAST se utiliza como plataforma para desarrollar la estandarización espaciotemporal por talla de las frecuencias de talla de palangre debido principalmente a su capacidad para dar cuenta de múltiples categorías (intervalos de talla en este caso) simultáneamente. VAST modela la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva por separado para dar cuenta de las observaciones de frecuencia de talla con cero inflado. Específicamente, VAST se especificó para utilizar las funciones de enlace *logit* y *log* para los predictores lineales de la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva, respectivamente, para cada intervalo de talla. Ambos predictores lineales incluyen un término de intersección (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo y un término espaciotemporal variable con el tiempo. De estos tres términos, el término de intersección se estima como efectos fijos y los otros dos como efectos aleatorios. Ni el término de covariable de capturabilidad (AEF) ni el término de efectos de buque se incluyen en este modelo porque no están disponibles en los datos de composición por talla de palangre de Japón. Este modelo VAST trata los cuatro trimestres por igual (no tiene componente estacional) para ser consistente con el enfoque de "trimestres como años" utilizado en el modelo de evaluación.

Debido a las dimensiones tan grandes del modelo espaciotemporal por talla, se hacen varias simplificaciones para que el modelo sea computacionalmente más factible: 1) solo se utilizan 40 nudos espaciales para estimar los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales en el OPO; 2) los intervalos de talla se reagrupan desde la resolución original a 10 cm; 3) las frecuencias de talla para < 60 cm son insignificantes y se suponen como 0 (intervalos de talla en el modelo: 60-70 cm, 70-80 cm, ..., 190+ cm); y 4) se supone que todos los hiperparámetros se comparten entre intervalos de talla. Cabe señalar que las frecuencias de talla predichas para cada nudo y momento no suman necesariamente 1 en todos los intervalos de talla, ya que el campo espaciotemporal de la frecuencia de talla se predice para cada intervalo de talla de 10 cm sin una restricción multinomial. Para resolver este problema, las frecuencias de talla predichas se escalan para que sumen 1 para cada nudo y momento.

Las composiciones por talla de palangre para la flota de estudio y la flota pesquera tienen un tamaño de intervalo de 10 cm y son derivadas de la misma frecuencia de talla predicha del modelo espaciotemporal por talla. La diferencia principal radica en cómo se expande la frecuencia de talla predicha: a la densidad de peces en todo el OPO para la flota de estudio y a la captura dentro de una región de pesca para las flotas pesqueras. En el modelo de evaluación exploratoria para el atún patudo en el OPO, todas las composiciones por talla de palangre tienen un formato con un tamaño de intervalo de 10 cm, desde 60 cm hasta 190+ cm, y son notificadas en la sección de composición por talla de Stock Synthesis. En general, el tamaño de la muestra de los datos de composición por talla de palangre de Japón disminuyó rápidamente desde 2011, especialmente en la región tropical costera.

## **10.2. Comentarios**

Los datos de composición por peso deberían utilizarse con cautela y teniendo en cuenta sus posibles sesgos. Los factores de conversión talla-peso y tipo de peso son obsoletos y se basan principalmente en muestras pequeñas cercanas a la costa. Por lo tanto, es probable que estén sesgados y sean inexactos para la mayor parte de la población, y hasta que se actualicen comprometerán el valor de los datos de frecuencia de peso, aunque también se desconoce la magnitud del sesgo. Siempre que sea posible, los datos de composición por peso deberían convertirse en composiciones por talla fuera del modelo, ya que éste es el enfoque más preciso dadas las diversas fuentes de variabilidad (por ejemplo, espacial) asociadas a las relaciones talla-peso y peso-peso.

Los datos de buques de entrenamiento se han omitido en las estandarizaciones de datos de talla tanto para pesquerías como para estudios porque no son representativos de la captura comercial, ya que a menudo proceden de áreas sin captura comercial. Sin embargo, las predicciones de los estudios requieren estimaciones de las tallas de los peces de toda la población, no solo de la captura. Del mismo modo, las predicciones para las pesquerías pueden mejorar si se dispone de información sobre las tallas en áreas sin capturas, si la estandarización tiene en cuenta la variación espacial de las tallas. Además, los datos de los buques de entrenamiento se miden como tallas y, por tanto, no se ven afectados por los errores de conversión peso-talla que afectan a algunos datos de talla comercial. Por lo tanto, es posible que sea útil incluir los datos de talla de los buques de entrenamiento en la estandarización de los datos de talla. La cuestión clave que queda por resolver es si la selectividad de las artes de pesca es la misma para los buques de entrenamiento y los comerciales, pero no existen pruebas de una variación sustancial en la selectividad entre los métodos de pesca con palangre.

Asimismo, la limpieza de datos para establecer un tamaño mínimo de muestra de peces medidos por estrato de 1x1 es innecesaria y descarta información potencialmente útil cuando se utiliza un modelo

espaciotemporal. El modelo puede suavizar el espacio y tener en cuenta la incertidumbre si se asignan adecuadamente los tamaños efectivos de las muestras.

Teniendo en cuenta que las distribuciones de tallas de los datos de observadores coreanos son similares a las de los observadores japoneses y a las de los datos de talla comercial, y que los datos de talla comercial de Corea parecen estar sesgados al alza, tiene sentido descartar los datos de talla comercial de Corea. El Panel acordó que podría utilizarse una única pesquería para todas las flotas palangreras, en lugar de separarlas por flota. Es posible que los datos de talla comercial de Corea no siempre hayan estado sesgados, por lo que sería útil seguir en contacto con los científicos coreanos para identificar si cambia la calidad del muestreo y en qué momento.

La incertidumbre en las distribuciones de tallas previstas puede estimarse con el modelo espaciotemporal y utilizarse para asignar tamaños efectivos de muestra relativos entre trimestres, que se ajustarán posteriormente utilizando la ponderación de Francis. Las incertidumbres deberían presentarse como parte del análisis de datos. Los tamaños de muestra de entrada se basan en peces muestreados/100. Posteriormente, VAST lo ajusta para obtener un tamaño de muestra estimado escalado. Debería evaluarse si este ajuste da cuenta adecuadamente de la incertidumbre asociada a la imputación en áreas sin muestreo.

Se dispone de datos de observadores por sexo y talla. Debería considerarse la posibilidad de incluir en el modelo datos de observadores de talla por sexo.

Al final de la serie de tiempo, los residuales del modelo de evaluación muestran un conflicto entre las frecuencias de talla "observadas" en el estudio (predichas por el modelo VAST como representativas de la población) y las frecuencias de talla predichas por la evaluación, que disminuyen dada la creciente mortalidad por pesca. Sería informativo observar la variación espacial en las predicciones de la serie de tiempo y evaluar si las predicciones en el Área 2 oriental se ven afectadas por la imputación basada en las tendencias de las áreas muestreadas en el oeste.

La evaluación de la población debe suponer que el crecimiento no varía espacialmente. Sin embargo, las curvas de crecimiento y las tallas asintóticas son muy diferentes en el OPOC y el OPO. Por lo tanto, a menos que una o ambas curvas de crecimiento sean totalmente erróneas, es muy probable que haya variación espacial del crecimiento dentro del OPO. En un modelo que se ajusta a la captura por talla, los datos de talla proporcionan gran parte de la información sobre la mortalidad total, pero esta información solo será fiable para los lugares donde el crecimiento sea consistente con la curva de crecimiento del modelo. Si la variación espacial de tallas se considera plausible, el tamaño efectivo de la muestra de datos de talla debería considerar la consistencia entre la curva de crecimiento local y la curva de crecimiento del modelo, con base en los lugares de muestreo de los datos utilizados para desarrollar la curva de crecimiento del modelo.

### **10.3. Recomendaciones**

- Incluir la mayor cantidad de datos posible, no filtrar los datos para limitar la extrapolación y la imputación de datos.
- Considerar la posibilidad de incluir los datos de composición por talla de los buques de entrenamiento en los análisis de estandarización, ya que proporcionan información sobre las tallas de los peces de una parte de la población que recibe poco esfuerzo de muestreo.

- Cuando se ajuste a datos de talla, permitir que el modelo trate la incertidumbre debida a la escasez de datos en lugar de establecer un tamaño mínimo de muestra por celda espacial. Así se evita eliminar datos potencialmente informativos.
- Si la variación espacial de tallas se considera plausible, el tamaño efectivo de la muestra de datos de talla debería considerar la consistencia entre la curva de crecimiento local y la curva de crecimiento del modelo, con base en los lugares de muestreo de los datos utilizados para desarrollar la curva de crecimiento del modelo.
- Comprobar el número de viajes "muestreados"; si se repite el mismo buque, es posible que haya que ajustar el tamaño de la muestra debido a la correlación entre las muestras.
- El tamaño efectivo de la muestra para el modelo de evaluación de la población debería tener en cuenta el aumento de la extrapolación a lo largo del tiempo.

## **11. PESO PROMEDIO ESTANDARIZADO DE PALANGRE**

### **11.1. Antecedentes**

Los datos de bitácora recolectados por las flotas palangreras pueden contener información sobre las capturas tanto en número como en peso. Los datos de peso son importantes por motivos comerciales, mientras que los de número son necesarios para la notificación. A partir de esta información se podría estimar el peso promedio por lance. La cobertura de las capturas en número y peso es mayor que la composición por talla, que se basa en muestras tomadas por pescadores u observadores. El peso promedio podría utilizarse como dato alternativo en el modelo de evaluación. Los patrones podrían compararse con patrones de tallas a gran escala a partir de datos de composición.

### **11.2. Comentarios**

Las tendencias del peso promedio a lo largo del tiempo son evidentes. ¿Deberían incluirse en la evaluación?

Las estimaciones se verán afectadas por la relación talla-peso y otras relaciones morfométricas, que deben ser precisas para que este tipo de datos proporcione información fiable. Se debería evaluar la posibilidad de que se vean afectadas por cambios a lo largo del tiempo en los métodos de medición y/o preparación.

El índice sí proporciona información, pero parece ser variable.

Si las dudas sobre las relaciones morfométricas y otros factores dificultan la inclusión del peso promedio en la evaluación, sigue existiendo la posibilidad de utilizar el índice para el monitoreo fuera de la evaluación.

Como paso inicial sería útil poner el índice en el modelo sin ajustarlo, para ver si es consistente.

La cobertura espacial varía con el tiempo. El componente espacial del modelo debería ajustarse a estos cambios de cobertura, pero es necesario comprobarlo.

### **11.3. Recomendaciones**

- El peso promedio estandarizado tiene potencial como fuente de información, por lo que debería seguir desarrollándose y probándose.

## **12. ÍNDICE DE BOYAS CON ECOSONDA**

### **12.1. Antecedentes**

Tradicionalmente, las evaluaciones de las poblaciones de atunes tropicales se basaban en los datos de captura y esfuerzo de los registros de pesca, que constituían la base para evaluar las poblaciones de peces y sus tendencias. Métricas como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) ofrecían información sobre la abundancia, pero factores como la evolución de los métodos de pesca y los cambios ambientales complicaban la precisión de estas estimaciones. La estandarización de la CPUE se convirtió en un factor crucial para filtrar estas influencias e identificar los cambios relacionados únicamente con la abundancia de la población.

La introducción de dispositivos agregadores de peces (plantados) en las pesquerías atuneras aumentó considerablemente la eficacia, pero supuso un reto a la hora de incorporar su CPUE a los modelos de evaluación de poblaciones debido a la complejidad de la estandarización. La colaboración innovadora entre científicos y pioneros del sector facilitó la integración de nuevas tecnologías, como las boyas satelitales con ecosonda sujetas a plantados. Estas boyas ofrecían un medio no invasivo para monitorear la biomasa de peces debajo de los plantados, proporcionando datos valiosos para comprender el comportamiento de los atunes y estimar los índices de abundancia, lo que finalmente condujo a la creación del Índice de Abundancia Derivado de las Boyas (IAB).

Este IAB ya se integró en las evaluaciones de poblaciones, lo que marca un hito en los esfuerzos de colaboración. Una asociación en la que participan empresas pesqueras atuneras, organismos de investigación y proveedores de boyas tiene como objetivo producir un IAB fiable para los atunes tropicales en el Pacífico oriental. La actualización continua de la metodología y la comunicación de los avances recientes y futuros en las reuniones parecen ser factores clave para establecer este indicador como crucial para las próximas evaluaciones de poblaciones.

### **12.2. Comentarios**

Los índices de boyas con ecosonda se generaron con datos de "segmentos vírgenes", es decir, el periodo de 20 a 35 días después de la siembra inferida de un plantado a la deriva. El percentil de 90% de la biomasa estimada en el "segmento virgen" se utilizó como sustituto de la abundancia de atunes tropicales. Sin embargo, la serie de tiempo del ecograma puede contener información adicional sobre la abundancia local de atunes tropicales, por ejemplo, la tasa de acumulación de biomasa alrededor del plantado. Por ello, los trabajos futuros deberían considerar el análisis de la serie de tiempo de la biomasa estimada, en lugar de la asíntota. El personal de la CIAT está investigando este tema.

La biomasa estimada asociada al plantado durante el "segmento virgen" se repartió por especie utilizando las composiciones de capturas disponibles del área y el momento del segmento virgen, extraídas de los datos de observadores (buques de clase 6) y de los datos de bitácora (clases 1-5). Este enfoque supone que las composiciones de las capturas son representativas de las composiciones por especie durante el segmento virgen. Sin embargo, los lances sobre plantados no suelen realizarse durante el segmento virgen. Por ello, la composición por especie durante el segmento virgen puede diferir de la composición de las capturas de los lances sobre plantados a la deriva. Los experimentos de marcado sónico podrían ayudar a mejorar la comprensión del comportamiento de las diferentes especies de atunes tropicales cuando se asocian con los plantados, y potencialmente identificar los impulsores de las diferencias en las composiciones por especie de la biomasa asociada a los plantados en comparación con las composiciones

de las capturas (por ejemplo, Scutt Phillips *et al.*, 2019). También ha habido un número relativamente elevado de liberaciones recientes de marcas archivadoras. Es posible que el conjunto de datos ampliado mejore la comprensión del comportamiento asociativo de los atunes alrededor de los plantados a la deriva, en particular para el atún aleta amarilla y posiblemente el barrilete.

Además, se está trabajando en el uso de algoritmos de aprendizaje automático para predecir las composiciones por especie a partir de datos de boyas con ecosonda, entrenados mediante ecogramas con un lance correspondiente para el que se dispone de composiciones de las capturas. Los modelos de predicción de las composiciones por especie podrían utilizarse para estimar las composiciones por especie directamente a partir de los datos de los ecogramas, eliminando la necesidad de inferir las composiciones por especie a partir de una fuente de datos externa. Es posible que las boyas con ecosonda multifrecuencia puedan diferenciar mejor las especies y los rangos de talla de los atunes tropicales asociados a los plantados.

Los modelos utilizados para analizar los datos de boyas con ecosonda suponen efectos lineales para las variables continuas. En futuros análisis deberían considerarse los efectos no lineales, por ejemplo, utilizando *splines* cúbicos. Por ejemplo, es posible que el efecto de las densidades locales de plantados no sea lineal, como en el caso de posibles efectos de saturación de plantados.

En el análisis actual del índice de boyas con ecosonda se aplican diversas reglas de filtrado de datos. No está claro cuán sensibles son los índices estimados a los diferentes supuestos realizados en el proceso de selección de datos, por ejemplo, el momento del segmento virgen. Los análisis de sensibilidad pueden ayudar a identificar los supuestos clave que se hacen y su influencia en los modelos de evaluación, así como a priorizar futuras investigaciones. Esta es un área de investigación en curso por el personal de la CIAT.

Los índices de abundancia de las boyas con ecosonda por especie estaban muy correlacionados. Las posibles causas de la similitud entre los índices no estaban claras, aunque podrían estar relacionadas con el uso de composiciones de capturas para dividir las estimaciones de biomasa total de las boyas con ecosonda entre especies.

La inclusión de los índices de boyas con ecosonda en los modelos de evaluación como flota de estudio requiere supuestos sobre la selectividad del estudio o información sobre la composición por talla de los peces asociados a los plantados. Actualmente, los índices de boyas con ecosonda suponen que la composición por especie de las capturas refleja la composición por especie de la biomasa asociada a los plantados. Como tal, sería consistente suponer que la composición por talla de las capturas también refleja la composición por talla de los peces asociados al plantado.

El actual conjunto de datos de boyas con ecosonda en el Océano Pacífico oriental consiste en datos de 2010 en adelante. La cobertura del conjunto de datos es máxima en la región occidental del OPO, y más limitada en la región oriental, donde se cree que las densidades de plantados son más altas. Datos históricos adicionales de otras empresas pesqueras que operan en el OPO serían muy informativos para aumentar la cobertura espacial del conjunto de datos, teniendo en cuenta que el área ha sido identificada como una fuente importante de variación en la abundancia en el análisis actual. Esto permitiría que la representación espacial del índice de boyas con ecosonda coincidiera mejor con la extensión espacial de la pesquería cerquera. Los datos históricos adicionales también proporcionarían un conjunto de datos más sólido para probar la varianza en la abundancia relacionada con las condiciones ambientales y las

estimaciones locales de densidades de plantados. Los datos adicionales proporcionarían un conjunto de datos más completo para ajustar modelos predictivos de composiciones por especie.

Los índices de boyas con ecosonda tienen el potencial de informar las evaluaciones de las tres especies de atunes tropicales. Esto es especialmente cierto en el caso del barrilete, que actualmente no cuenta con un índice alternativo de abundancia relativa que se considere fiable. Sin embargo, es difícil evaluar la robustez de los índices de boyas con ecosonda actuales y si debieran incluirse en los modelos de evaluación. El Panel solicitó análisis adicionales para las tres especies con el fin de explorar la sensibilidad de los modelos a la inclusión de los índices de boyas con ecosonda y evaluar en qué medida los índices eran consistentes con otras fuentes de datos ajustadas en los modelos.

### **12.3. Solicitudes y respuestas**

La evaluación del patudo fue razonablemente insensible a la inclusión del índice de boyas con ecosonda en cuanto a los niveles estimados y las tendencias temporales de la biomasa de la población reproductora. Sin embargo, los ajustes del modelo al índice de boyas con ecosonda fueron relativamente deficientes en algunos años, en particular a principios de la década de 2010. Además, las estimaciones recientes de reclutamiento y F/Frms fueron más sensibles a la inclusión del índice de boyas con ecosonda y a la selectividad de la pesquería de cerco asociada a objetos que se supuso que se aplicaba al índice de boyas con ecosonda. Esto es problemático, ya que las estimaciones recientes de F/Frms se usan como base para el asesoramiento de ordenación de las pesquerías de atunes tropicales del OPO.

La evaluación del aleta amarilla se vio influida de forma similar por la inclusión del índice de boyas con ecosonda, aunque las estimaciones recientes de la biomasa de la población reproductora se vieron más afectadas que las del patudo. Las estimaciones recientes de reducción de la biomasa de la población reproductora fueron más altas cuando se incluyó el índice de boyas con ecosonda, junto con estimaciones más altas de F/Frms recientes y estimaciones más bajas de reclutamientos recientes. Al igual que en el caso del aleta amarilla, los ajustes del modelo al índice de boyas fueron relativamente deficientes.

El modelo de evaluación del barrilete fue el más sensible a la inclusión del índice de boyas con ecosonda, con grandes aumentos de la SSB y grandes disminuciones correspondientes de F/Frms desde 2018. Los ajustes del modelo al índice de boyas con ecosonda fueron razonables, aunque en algunos periodos la variación temporal del índice de boyas no se reflejó en los ajustes del modelo.

Las ejecuciones solicitadas para las tres especies identificaron sensibilidad en las estimaciones recientes de F/Frms con la inclusión del índice de boyas con ecosonda. Estas estimaciones al final de la serie de tiempo están más influenciadas por el índice de boyas con ecosonda, ya que éste rastrea peces relativamente pequeños en comparación con las otras flotas de estudio incluidas en los modelos, por lo que las cohortes recientes no serán totalmente seleccionadas por los otros tipos de estudio. Además, hubo un conflicto aparente entre el índice de boyas con ecosonda y otros datos introducidos en las evaluaciones, con ajustes deficientes al índice de boyas (patudo y aleta amarilla), o una alta sensibilidad de los resultados del modelo de evaluación a la inclusión del índice de boyas (barrilete).

### **12.4. Recomendaciones**

- Existen varias vías de exploración recomendadas relacionadas con el análisis del índice de boyas con ecosonda cubierto en los comentarios del Panel, algunas de las cuales están investigadas por la CIAT.

- El índice de boyas con ecosonda tiene un gran potencial para informar las evaluaciones de los atunes tropicales en el OPO como estudio independiente de las pesquerías. Sin embargo, los modelos de evaluación son sensibles a la inclusión del índice de boyas con ecosonda, en particular las estimaciones recientes de F/F<sub>rms</sub> que se utilizan como base para el asesoramiento de ordenación. Actualmente no está claro en qué medida las estimaciones por especie de la biomasa asociada a los plantados son representativas de la abundancia relativa de la población subyacente. En este contexto, El Panel recomienda que los índices de boyas con ecosonda no se incluyan en las evaluaciones de las especies de atunes tropicales en este momento.

### **13. ÍNDICES DE PALANGRE**

#### **13.1. Antecedentes**

Los índices de abundancia relativa de palangre son datos de entrada cruciales para las evaluaciones de las poblaciones de atún patudo y atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. La evaluación de la población de atún patudo en el OPO se ajusta a un solo índice de abundancia relativa. Se trata del índice estandarizado de palangre calculado con base en datos de captura y esfuerzo de palangre de Japón agregados a nivel de buque-año-mes por cuadrícula de 1°. En comparación, la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO se ajusta tanto al índice de abundancia de palangre como al de boyas con ecosonda, suponiendo que el índice de palangre es más preciso que el de boyas con ecosonda. Este índice de palangre se calcula también a partir de los datos de captura y esfuerzo de palangre de Japón. Entre todos los buques palangreros de aguas lejanas que operan en el OPO, los buques palangreros japoneses tienen la cobertura espacial más alta dentro del OPO y el historial más largo de datos de bitácora de alta calidad, brindando la información necesaria para la estandarización de un índice de abundancia fiable con un gran contraste a través del tiempo.

Se usa un modelo VAST delta generalizado espaciotemporal lineal mixto para estandarizar los datos de CPUE palangrera de Japón para el atún patudo en el OPO. VAST modela la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva por separado para dar cuenta de las observaciones de tasa de captura con cero inflado. Específicamente, se especifica VAST para utilizar las funciones de enlace *logit* y *gamma* para los predictores lineales de la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores lineales incluyen un término de intersección (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo, un término espaciotemporal variable con el tiempo, un término de covarianza de capturabilidad (utilizando AEF como *spline* de 2 nodos) y un término de efectos de buque. De estos cinco términos, el término de intersección y el término de covariable de capturabilidad se estiman como efectos fijos y los otros tres términos se estiman como efectos aleatorios.

El modelo VAST utilizado para estandarizar el índice de abundancia de palangre para el atún patudo en el OPO abarca 1979-2022 porque no se disponía de la identificación de los buques japoneses antes de 1979. Este modelo VAST trata los cuatro trimestres por igual (no tiene componente estacional), consistente con el enfoque de "trimestres como años" utilizado en el modelo de evaluación de poblaciones. El coeficiente de variación (CV) del índice de abundancia relativa de palangre también se estima mediante VAST y se escala para tener un promedio de 0.15 entre 1979-2014.

#### **13.2. Comentarios**

El enfoque se centró en el análisis de los índices del patudo, pero algunas de las cuestiones se aplicarían igualmente al aleta amarilla si esos índices se utilizaran en la evaluación.

Los análisis muestran una disminución considerablemente mayor de la CPUE en el este (Área 2) que en el oeste (Área 1), lo que sugiere cierta viscosidad (mezcla limitada en las tallas capturadas en la pesquería de palangre) en la estructura de la población. Existe incertidumbre sobre esta disminución y sobre los métodos utilizados para estimarla. Dada la variación espacial en la tendencia de la CPUE, podría ser apropiado modelar las dos áreas por separado en la evaluación, ya que las distintas disminuciones implican que la mortalidad total y la estructura por edades diferirían entre áreas. Sin embargo, el papel de la reunión de datos es considerar la tendencia y su fiabilidad.

Es posible que haya un componente de cambio de objetivo para centrarse en otras especies como el pez espada y el albacora. En la presentación se señala que la flota japonesa pescó patudo de forma persistente entre 1979 y 2022 (Documento RVDTT-01-02). Sin embargo, las figuras del análisis de conglomerados (diapositivas 47-51) indican un fuerte aumento de la proporción del esfuerzo en los conglomerados de especies distintas del patudo, especialmente el albacora. Es posible que estas transiciones en la composición por especie estén vinculadas a patrones espaciotemporales de abundancia de las especies o a verdaderos cambios en el comportamiento de pesca de la flota. Es muy importante comprender mejor estos cambios.

Para abordar esta cuestión, sugerimos trabajar con científicos japoneses para explorar otros indicadores de pesca distintos de AEF, como anzuelos por lance, el uso de cebo y el comportamiento de desplazamiento de buques individuales. Por ejemplo, se ha demostrado que tanto un número elevado de anzuelos por lance como el uso de cebo de calamar están asociados a la pesca de pez espada por parte de palangreros japoneses (Hoyle & Okamoto 2011). También podría ser útil explorar diferentes enfoques de conglomeración. Se suele utilizar el método de conglomeración jerárquica de Ward. La conglomeración sin restringirse a cuadrados de 5x5 puede asociar más eficazmente el conglomerado con el objetivo de pesca del buque, en lugar de con las especies disponibles en un lugar determinado, lo cual es un riesgo con el método actual. Trabajar con datos operacionales permitiría la conglomeración en un periodo de 10 días o un mes en lugar de un trimestre completo, dependiendo de la frecuencia con la que los buques cambien su estrategia de pesca. La inclusión de especies adicionales de tiburones y peces picudos proporcionaría más información sobre las estrategias de pesca, ya que cuando la información sobre el objetivo de pesca procede de la mezcla de especies, más especies proporcionan más información. Sin embargo, hay que tener en cuenta que cuando se incluyen especies no objetivo, es importante que la calidad de las notificaciones sea consistente durante el periodo del análisis, por lo que los analistas deberían identificar un periodo adecuado en el que centrarse.

Es necesario un proceso de caracterización más exhaustivo, que documente tantos aspectos de la pesquería como sea posible. Por ejemplo, los mapas de AEF y anzuelos por lance a lo largo del tiempo a escala de 1 x 1, agregados a lo largo de periodos como cada 5 años, o por estación, ayudarían a identificar los cambios que se producen estacionalmente y a lo largo del tiempo. También sería útil disponer de gráficas que muestren los patrones de rotación de buques.

El análisis comenzó en 1979 debido a la falta de señales de llamada de buques antes de 1979 y a AEF limitados entre 1975 y 1978. Es posible que los científicos japoneses puedan recuperar identificaciones de buques de años anteriores para el OPO, como lo han hecho para otros océanos (por ejemplo, disponibles a partir de 1975 en el Atlántico: Matsumoto 2023). Vale la pena explorar este tema si fuera útil ampliar la serie de tiempo.

En la última evaluación de referencia, los índices se dividieron en periodos tempranos y tardíos, pero esta división se eliminó en los análisis actuales. El Panel apoyó la decisión de no dividir los índices.

La CIAT también amplió el dominio espacial para incluir todas las celdas de 1x1 con al menos 20 trimestres (en lugar de 80 trimestres) de datos de CPUE entre 1979 y 2022, lo cual permite incluir el OPO oriental. Es importante indexar la mayor parte posible del dominio espacial, pero también es arriesgado imputar demasiado más allá de los datos disponibles. Los analistas deben tener cuidado con la imputación en deficiencias de datos grandes durante periodos largos.

El Panel sugirió explorar la influencia de las covariables de densidad ambiental, como las relacionadas con la estación. También subrayó la necesidad de contar con fuentes adicionales de información para corroborar la reducción imputada, tales como índices alternativos o pruebas de cambios en las tasas de devolución de marcas a lo largo del tiempo.

También se necesita información auxiliar sobre las razones de los cambios en el comportamiento de la flota para dejar de pescar en el OPO oriental, que puede obtenerse entrevistando a los pescadores.

Los índices nominales de las tasas de captura de cerco asociadas, que disminuyeron más en el OPO oriental que en el occidental, proporcionaron pruebas que apoyan la disminución en el Área 2.

El Panel apoyó la decisión de correlacionar el término de TS tanto en el tiempo como en el espacio, en lugar de hacerlo solamente en el espacio, ya que esto aumenta la información disponible para el modelo. Se consideró apropiado aplicar las correlaciones temporales mediante un paseo aleatorio. La simulación muestra que el enfoque funciona en principio. El Panel señaló la creciente concentración del esfuerzo, como se observa en otros océanos.

Al igual que en el caso de los datos de talla de palangre, el Panel sugirió que, al suavizar a través del espacio, no es necesario limpiar los datos a escala espacial fina (1x1), ya que las celdas individuales no se ajustan de forma independiente. Conservar todos los datos aumenta la información disponible para el análisis. El modelo estadístico puede tener en cuenta la incertidumbre asociada a los tamaños de muestra bajos.

El Panel comentó que el CV de la CPUE utilizado en la evaluación parece bajo en comparación con las intuiciones sobre la incertidumbre, dadas las deficiencias de datos. En cierta medida, es posible que esto se deba a los supuestos y al enfoque de VAST para compartir la incertidumbre en el espacio.

Los efectos de buque cambiaron el índice en la dirección esperada, pero con un impacto pequeño. El cambio en la tendencia asociada a los efectos de buque representa una progresión del esfuerzo asociada a la rotación de buques. El pequeño cambio se debe probablemente a la estabilidad a largo plazo de la flota pesquera en el análisis: el filtro de datos elimina los buques con menos de 40 trimestres de esfuerzo de pesca. Si el filtro se estableciera en un nivel inferior, como cinco trimestres, se produciría una mayor rotación de buques y probablemente habría más diferencia entre las tendencias con y sin efectos de buque. El filtro de buques muy fuerte puede ser necesario para acelerar los análisis de VAST, pero es posible que la inclusión de más buques (especialmente en el Área 2) mejore la cobertura de los datos, lo que sería útil dadas las grandes deficiencias de datos.

La progresión del esfuerzo estimada de este modo no incluye los cambios en el poder de pesca asociados a cambios en el comportamiento de los buques o en la tecnología disponible. Estos efectos no se incluyen porque no se dispone de datos, por lo que es probable que la CPUE sea excesivamente optimista.

El ajuste de AEF tras la introducción de las líneas principales de monofilamento, restando 3 de AEF en los lances con monofilamento, parece adecuado. Quizá sea útil explorar ajustes alternativos, pero estamos de acuerdo en que no parece muy prioritario dado que el cambio no supuso una gran diferencia en los índices.

Aunque la confidencialidad requiere que los datos estén agregados, es útil disponer de datos al nivel relativamente detallado proporcionado (buque x celda de 1° x trimestre x AEF). Sin embargo, sigue siendo necesario disponer de datos operacionales para analizar los objetivos de pesca. También se necesitan datos operacionales para explorar cuestiones como el comportamiento de los buques.

El cambio observado en las configuraciones de las artes de pesca de la flota coreana a lo largo del tiempo sugiere que es posible que hayan cambiado las estrategias de pesca para pescar BET.

El Panel acordó que sería útil explorar análisis conjuntos que incorporen datos de múltiples flotas, y que es necesario seguir trabajando con datos operacionales de otras flotas, como Corea, para desarrollar este índice. Se señaló que la mayor prioridad es aumentar la limitada información sobre el OPO oriental, dada la disminución estimada, y que no hay un esfuerzo de pesca coreano significativo en el Área 2; el esfuerzo es principalmente de Japón y de "Otras" flotas. Debería explorarse la disponibilidad de bitácoras de las "Otras" flotas que pescan en esta área.

La correlación entre la CPUE y el ONI (IOS) varía espacialmente, por lo que es difícil incluirla como covariable de capturabilidad o densidad en el análisis. Debería explorarse una variable oceanográfica local que esté asociada con el ONI, que pueda actuar como covariable de densidad. Si se produce tal asociación, sería mejor utilizar esta variable en el modelo VAST.

### **13.3. Recomendaciones**

- Explorar la disponibilidad de bitácoras que puedan proporcionar información sobre las tasas de captura recientes en el Área 2 oriental.
- Se necesita documentación más detallada sobre la caracterización de los datos y la estandarización de la CPUE.
- Investigar los factores que provocan los cambios observados en la composición por especie a lo largo del tiempo.
- Investigar la posibilidad de incluir más buques en el análisis, particularmente en el área oriental.
- Seguir colaborando con los propietarios de los datos en la realización de análisis con datos operacionales para explorar hipótesis y validar los resultados utilizando datos agregados.

## **14. ÍNDICE DE CERCO EN LANCES SOBRE DELFINES PARA EL ATÚN ALETA AMARILLA**

### **14.1. Antecedentes**

La evaluación de 2020 estaba ajustada a un índice de abundancia derivado de la CPUE cerquera de lances asociados a delfines. Hasta 2019, el índice principal para el aleta amarilla se derivaba de la CPUE de la flota palangrera japonesa, y los índices de cerco eran secundarios. Los índices de cerco y palangre no eran compatibles y la flota japonesa siguió retrayéndose más lejos de los principales caladeros de aleta amarilla, más cerca del océano Pacífico occidental y central. Es posible que la incompatibilidad de los índices de las dos artes de pesca se deba a la heterogeneidad espacial. La metodología actual para obtener el índice de cerco incluye la estandarización de los datos de captura y esfuerzo mediante modelos

espaciotemporales. Los datos son obtenidos por los observadores. Se realiza una selección estricta de los datos (solo buques con un 75% o más de lances sobre delfines), de modo que se retienen los buques cuya principal estrategia de pesca es la pesca asociada a delfines. Esto permitió utilizar los días de pesca como unidad de esfuerzo. El dominio espacial también se restringió a áreas al norte de 5°N y a celdas de 1 x 1 con más de 30 años de datos. Se mostraron los efectos de los distintos criterios de selección de datos. El modelo espaciotemporal estima la probabilidad de encuentro (*logit*) y la tasa de captura positiva (*log*). Se implementa en el paquete R de VAST (<https://github.com/James-Thorson-NOAA/VAST>). Se supone una correlación espacial en diferentes direcciones (anisotropía). Los efectos de buque también se incluyen como efectos aleatorios. Las composiciones por talla también se estandarizan para representar el índice. Las composiciones por talla estandarizadas muestran cohortes que se mueven a través de la población.

En el modelo de evaluación (plataforma Stock Synthesis), el índice de abundancia se introduce en el modelo como un "estudio", una pesquería sin capturas pero con composiciones por talla asociadas. Se añade un componente adicional de variación a los CV estimados por el modelo espaciotemporal, de modo que su promedio sea aproximadamente 0.15. En la evaluación se consideran varias hipótesis sobre la relación entre la abundancia y el índice.

#### **14.2. Comentarios**

No se comprende bien la asociación entre atunes y delfines, y sería útil explorar esta relación para interpretar los índices basados en lances sobre delfines. Algunos temas que se podrían explorar incluyen la relación entre el tamaño de las manadas de delfines y el tamaño de los cardúmenes de atunes, la fracción de atunes asociados a delfines en el OPO, y las tendencias temporales en el tamaño y número de las manadas de delfines. Al igual que con otros índices de abundancia presentados, la incertidumbre no parece estar bien representada y podría ser útil contar con una descripción más detallada de cómo se calculan las varianzas. Un ejemplo específico señalado fue que los datos del primer trimestre suelen ser mucho más escasos, pero la incertidumbre asociada no parece reflejarlo.

Se discutió sobre la cobertura relativa de los índices de cada población: la distribución espacial de los datos del patudo abarca una mayor parte de la extensión percibida de la población que en el caso del aleta amarilla, lo que probablemente debería influir en la forma de analizar e incluir estos datos en la evaluación.

#### **14.3. Recomendaciones**

- Una comparación estandarizada de los índices entre evaluaciones y presentaciones sería útil para la consistencia y comparabilidad en el proceso de revisión.

### **15. DATOS DE MERCADO Y MODELO ESPACIOTEMPORAL DE MERCADO**

#### **15.1. Antecedentes**

Los datos de mercado usados para inferir los desplazamientos, la estructura espacial, el crecimiento y la mortalidad natural de las poblaciones de patudo (BET) y aleta amarilla (YFT) en el Océano Pacífico oriental (OPO), así como para proporcionar la base para el atún barrilete (SKJ) del OPO, se derivaron principalmente de dos campañas de mercado independientes a gran escala realizadas durante 2000-2006 y 2019-2022 (Programa Regional de Mercado de Atunes, PRMA). También se incluyeron datos de varias campañas de mercado oportunista y colaborativo realizadas durante 2002-2015, en las que se liberó un número significativo de BET y YFT con marcas de dardo plásticas (MDP) y marcas archivadoras (MA).

Centrados principalmente en el mercado de patudo, los esfuerzos de 2000-2006 liberaron 19,174 BET, 2,234 YFT y 3,425 SKJ con MDP, y otros 323 BET, 53 YFT y 135 SKJ con MA. Hasta la fecha, se han devuelto 8,293 BET (43.3%), 419 YFT (18.8%) y 579 SKJ (16.9%) con MDP y 168 BET (52.0%), 10 YFT (18.8%) y 7 SKJ (5.2%) con MA. Teniendo en cuenta el tiempo transcurrido desde que se llevaron a cabo estos esfuerzos de marcado, es poco probable que se devuelvan marcas adicionales. Paralelamente a estos esfuerzos de marcado, se llevaron a cabo experimentos de desprendimiento de marcas, en los que una parte de los atunes liberados con MDP fueron marcados dos veces, así como todos los peces con MA recibieron dos MDP. También se realizaron experimentos de siembra para evaluar la dinámica de notificación de marcas y las tasas de notificación absoluta.

El esfuerzo durante el PRMA se centró en el mercado de SKJ y se marcaron y liberaron con MDP un total de 265 BET, 1,679 YFT y 6,181 SKJ. Otras 57, 472 y 250 fueron liberadas en BET, YFT y SKJ, respectivamente. Hasta la fecha, se han devuelto 109 (41.1%) BET, 306 YFT (18.2%) y 1,705 SKJ (27.6%) con MDP, y 23 BET (40.4%), 94 YFT (19.9%) y 60 SKJ (24.0%) con MA. A fin de facilitar la recolección de los mejores datos de mercado posibles, se contrataron tres Especialistas en Recuperación de Marcas (ERM) para la duración de los esfuerzos de marcado, uno en cada una de las siguientes oficinas de campo de la CIAT: Mazatlán (México), Manta (Ecuador) y Playas (Ecuador). Cada ERM, además de facilitar la recolección de datos de mercado de alta confianza, fue responsable de promover el programa de recuperación de marcas en toda la región. No se llevaron a cabo experimentos sobre la tasa de desprendimiento, pero sí se sembró un gran número de marcas, lo que proporcionó información sobre la tasa de notificación, la precisión de las notificaciones y las tasas de notificación absoluta. Aunque existe cierto sesgo en la difusión de la distribución de kits de siembra de marcas a los observadores que probablemente regresen a puertos en los que operaban los ERM, casi el 15% del total de los viajes regresaron a puertos sin ERM. Los resultados del análisis preliminar indican que la precisión de las notificaciones y las tasas de notificación absoluta fueron considerablemente bajas en los puertos sin ERM.

El mercado colaborativo realizado con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) y el mercado oportunista a bordo de buques de pesca deportiva supusieron la liberación de 30,793 BET y 5,722 YFT con MDP, y otros 449 BET, 1,292 YFT y 53 SKJ con MA entre 2009 y 2015, y 2002 y 2011, respectivamente. Hasta la fecha, se han recuperado 10,033 (32.5%) y 981 (17.2%) MDP en BET y YFT, respectivamente. Además, se han recuperado 75 (16.7%) y 443 (34.3%) MA en BET e YFT, respectivamente. No se recuperaron SKJ con MA de estas liberaciones, lo que probablemente se deba a la mortalidad por marcado y a la mala fijación de las marcas.

Un modelo espaciotemporal de población estructurado por talla permite la estimación del desplazamiento como un proceso de advección-taxia-difusión y de las tasas de mortalidad basadas en talla por medio del uso de los datos de marcado y esfuerzo disponibles y, en última instancia, podría permitir la estimación del tamaño de la población, su distribución y sus niveles de extracción sostenibles. Mientras que la advección puede estar informada por las corrientes oceánicas, la taxia puede basarse en funciones suaves de preferencia de hábitat de covariables ambientales tales como la temperatura superficial del mar o la profundidad de la capa mixta. Las tasas de desplazamiento y las probabilidades de recaptura pueden estimarse por medio de la exponencial de la matriz de tasas instantáneas o el filtro de Kalman clásico. Los resultados indican que el desplazamiento del atún barrilete en el OPO está inversamente relacionado con la velocidad de las corrientes oceánicas y depende de la temperatura superficial del mar. El barrilete prefiere temperaturas superficiales intermedias de alrededor de 25-26°C y exhibe un mayor desplazamiento no dirigido a temperaturas bajas y altas. Además, el modelo estima

tasas de mortalidad por pesca basadas en talla en el tiempo y el espacio para cada flota y una tasa de mortalidad natural basada en talla en consonancia con las tasas notificadas anteriormente.

## **15.2. Comentarios**

La tasa de notificación de marcas recuperadas es un parámetro esencial en muchos análisis de conjuntos de datos de marcado y recaptura. Es poco común que se detecten y notifiquen todas las recuperaciones de peces marcados, y una notificación incompleta de las marcas provocará un sesgo a la baja en las estimaciones de mortalidad por pesca si no se tiene en cuenta. Recientemente se han llevado a cabo experimentos de siembra de marcas durante el Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA), que proporcionan información sobre las tasas de notificación. Éstos sugieren una notificación elevada de devoluciones de marcas, con recuperaciones de marcas notificadas para más del 85% de las marcas sembradas. Esto refleja probablemente los grandes esfuerzos realizados para promocionar el PRMA en toda la región. Sin embargo, la mayoría de los viajes con observadores regresaron a Manta, Playas y Mazatlán, los tres puertos con un Especialista en Recuperación de Marcas. Esto puede introducir un sesgo al alza en las tasas de notificación si la notificación de devoluciones de marcas es más fácil en los puertos con Especialistas en Recuperación de Marcas y, por lo tanto, es más probable que ocurra. El sesgo en las estimaciones de las tasas de notificación podría ser mitigado intentando realizar experimentos de siembra de marcas para lograr una muestra representativa de los puertos de descarga en la región y tomando un promedio ponderado de las tasas de notificación por puerto, ponderado por el volumen de atunes tropicales descargados en los puertos respectivos. La CIAT está llevando a cabo experimentos adicionales de siembra de marcas con el objetivo de mejorar la cobertura de los puertos de la región.

Los experimentos de siembra de marcas también proporcionan un medio para evaluar los errores en las fechas y ubicaciones notificadas de las recapturas, comparando las fechas y ubicaciones notificadas con la información equivalente para el lance en el que tuvo lugar la siembra. Estos análisis comparativos pueden proporcionar información sobre los errores en la información notificada, así como la fiabilidad relativa de las devoluciones de marcas que no fueron notificadas directamente a los Especialistas en Recuperación de Marcas. Esta información puede utilizarse para garantizar el tratamiento adecuado de los datos de marcado en los análisis.

La mortalidad inducida por el marcado y las tasas de desprendimiento de marcas también son variables cruciales para el análisis de los datos de marcado y recaptura. Ambas reducen el número de peces marcados disponibles para la recaptura y, si no se toman en cuenta, provocan un sesgo a la baja en las tasas de recaptura. La experiencia de otros programas de marcado de atunes sugiere que la mortalidad inducida por el marcado y el desprendimiento de marcas pueden reducir sustancialmente el número de peces marcados disponibles para la recaptura. La CIAT ha estado recolectando información asociada con las liberaciones de marcas que puede ser informativa con respecto a la estimación de la mortalidad inducida por el marcado y las tasas de desprendimiento de marcas. Además, la CIAT está explorando actualmente opciones de experimentos en el mar para estimar las tasas de mortalidad inducida por el marcado.

Las tasas de recaptura de atún patudo fueron comparativamente altas (39% de 265 liberaciones con marcas de dardo plásticas) en relación con las tasas de recaptura de atún barrilete (27% de 6,181 liberaciones) y atún aleta amarilla (17% de 1,679 liberaciones). Es posible que esta diferencia se explique por el comportamiento asociativo relativamente fuerte de los patudos pequeños (<90 cm) a los plantados

a la deriva en la región, aunque también es posible que refleje el número limitado de liberaciones de patudos.

Hubo una proporción baja de recuperaciones de barrilete de "alta confianza", es decir, recuperaciones para las que los Especialistas en Recuperación de Marcas validaron el buque, la posición y el número de la bodega, en comparación con el patudo y el aleta amarilla. Esto parece reflejar las altas proporciones de liberaciones de barrilete en 2020, y las dificultades para asignar observadores y acceder a los buques en puerto en ese momento debido a los impactos de la pandemia de COVID-19.

Las liberaciones de marcas durante el PRMA mostraron una distribución de tallas bimodal, particularmente para el barrilete y el patudo. No se han identificado las causas de este patrón.

Los cruceros de marcado proporcionan un conjunto de datos potencial para construir índices de abundancia relativa, especialmente para el barrilete dado que los cruceros de marcado se centraron en esta especie. Sin embargo, la experiencia de los cruceros de marcado, por ejemplo, las dificultades para conseguir que los peces "piquen" después de encontrar los cardúmenes, sugiere que puede no haber una relación clara entre el número de liberaciones de marcas y la abundancia local. No obstante, el conjunto de datos de marcado puede ser útil como punto de comparación para otros posibles datos de entrada en las evaluaciones, por ejemplo, el índice de boyas con ecosonda.

Los datos de marcado y recaptura pueden utilizarse para hacer inferencias sobre la población subyacente si los peces marcados son representativos de la población, es decir, las marcas están "mezcladas" a la resolución utilizada en el análisis. Por ello, para incorporar los datos de marcado a los modelos de evaluación, es necesario suponer que los peces marcados se mezclan con la población subyacente dentro de cada región del modelo tras un periodo de tiempo supuesto (el "periodo de mezcla"). Es posible que esto dificulte la incorporación directa de los datos de marcado en los modelos de evaluación, ya que la mayoría de los peces marcados pueden morir antes de que se produzca la mezcla en áreas extensas dadas las limitaciones de los lugares en los que se pueden marcar y liberar atunes. Sin embargo, el modelo espaciotemporal ajustado al conjunto de datos de marcado de la CIAT utiliza una estructura espaciotemporal de escala relativamente fina, dentro de la cual los peces marcados se mezclarán más rápidamente.

Es posible que el uso de una estructura espaciotemporal de escala fina haga que el modelo de marcado sea más sensible a los errores de observación en las horas y posiciones de recuperación notificadas. Como se describió anteriormente, el conjunto de datos de siembra de marcas puede proporcionar estimaciones del error de observación en el conjunto de datos de marcado, y puede ser útil para identificar las resoluciones espaciotemporales apropiadas para los modelos de datos de marcado. Es posible que excluir los datos de devolución de marcas que se consideren menos fiables, por ejemplo, que no hayan sido validados por los Especialistas en Recuperación de Marcas, introduzca un sesgo en los desplazamientos estimados de los peces marcados si existe una estructura espacial en la fiabilidad de los datos de marcado.

La cobertura espacial relativamente limitada de las liberaciones de marcas es típica de los programas de marcado de atunes en otros lugares debido a las dificultades logísticas inherentes (por ejemplo, el acceso al cebo). La parametrización del desplazamiento en el modelo espaciotemporal de marcado en función de las condiciones ambientales permite estimar las tasas de desplazamiento en áreas con datos de marcado limitados. Sin embargo, la cobertura espacial relativamente limitada de las liberaciones de marcas por parte de la CIAT, junto con los desplazamientos relativamente cortos de la mayoría de los

peces marcados, es motivo de preocupación en cuanto a la robustez de las relaciones estimadas entre las tasas de desplazamiento y las condiciones ambientales.

Los modelos espaciotemporales de marcado tienen un claro potencial para proporcionar estimaciones externas que pueden utilizarse como insumos en los modelos de evaluación o como punto de comparación para las estimaciones de las evaluaciones. Estas cantidades estimadas podrían incluir las tasas de mortalidad natural y por pesca, así como un índice relativo de abundancia. Así pues, el conjunto de datos de marcado y el modelo espaciotemporal de marcado representan un área de investigación importante para reforzar la base científica del asesoramiento de ordenación de las pesquerías atuneras de la región, en particular la de barrilete.

Los cruceros de marcado en la región se ven afectados por las dificultades para encontrar cardúmenes de atunes para el marcado. Esta situación podría mejorarse mediante colaboración con la industria pesquera dada la extensa red de plantados a la deriva sembrados en la región. Liberar atunes marcados más ampliamente en todo el OPO debería proporcionar un conjunto de datos estadísticamente más sólido con el cual informar el modelo espaciotemporal de desplazamiento.

### **15.3. Solicitudes y respuestas**

El Panel solicitó gráficas de desplazamiento lineal frente al tiempo en libertad a partir del conjunto de datos de marcado convencional. Las gráficas de desplazamiento lineal frente al tiempo en libertad para las tres especies parecen ser bastante típicas para los atunes tropicales, e indican una dispersión bastante rápida a medida que aumenta el tiempo en libertad, aunque con una variabilidad considerable. En el caso del aleta amarilla, se observó una aparente tendencia de algunos individuos a permanecer cerca de su punto de liberación, es decir, con desplazamientos de < 100 nm. Esta característica no se observó en las demás especies. En el caso del patudo, parecía haber (al menos) dos grupos de individuos, caracterizados por desplazamientos relativamente cortos o largos para un tiempo en libertad determinado. Esto puede reflejar la liberación de marcas en distintos lugares en relación con el esfuerzo de pesca simultáneo. Sin embargo, es difícil interpretar las gráficas de desplazamientos lineales, ya que los desplazamientos observados están influidos por las distribuciones espaciotemporales tanto de las liberaciones de marcas como del esfuerzo de pesca, así como por el desplazamiento subyacente de los peces.

### **15.4. Recomendaciones**

- Seguir explorando la colaboración con la industria pesquera para aumentar la eficacia y la cobertura espacial de los cruceros de marcado. Esto también sería necesario para realizar experimentos de marcado sónico en atunes asociados a plantados a la deriva.
- Explorar los índices de abundancia relativa utilizando los datos recolectados en los cruceros de marcado.
- Continuar desarrollando el modelo espaciotemporal de marcado, dado su potencial para informar las evaluaciones del barrilete en el OPO.

## **16. BIOLOGÍA**

### **16.1. Antecedentes**

Las relaciones morfométricas (p. ej., relaciones talla-peso) para los atunes tropicales están desactualizadas y probablemente ya no sean representativas de la extensión espacial de las pesquerías industriales en el OPO. Considerando las pruebas que apoyan la estructura de la población, estas

relaciones anticuadas para BET (Nakamura y Uchiyama 1966), YFT (Wild 1986), y SKJ (Hennemuth 1959) son desafortunadamente inadecuadas para muchos requisitos reglamentarios de la organización. Estos datos son un componente crítico para varias actividades de investigación y notificación necesarias para cumplir con los objetivos de la [Convención de Antigua](#) y del [Plan Científico Estratégico](#) (PCE) de la CIAT. El personal de la CIAT preparó una propuesta para abordar las deficiencias de estas relaciones, pero hay poco entusiasmo por este tipo de proyectos.

Los métodos utilizados para estimar la edad y el crecimiento se derivan de conteos directos de incrementos diarios validados para BET (38-135 cm) y YFT (40-148 cm: Schaefer y Fuller 2006; Wild *et al.*, 1995; y Wild y Foreman 1980). Aunque la deposición de incrementos diarios está bien descrita para estas especies en el OPO, la validación de la deposición de incrementos diarios no abarca la totalidad del rango de tallas extraídas para BET y YFT, lo cual puede llevar a un sesgo en las estimaciones de edad de los peces más grandes. Sin embargo, pruebas de estudios de marcado en los que se marcaron peces de tallas más pequeñas (<90 cm) y se recuperaron de tallas más grandes (>150 cm), durante largos periodos en libertad (años), corroboran la creencia de que el BET de tallas superiores a las incluidas en los estudios de validación sigue produciendo incrementos diarios legibles hasta al menos los 160 cm. Aires-da-Silva *et al.* (2015) desarrollaron un modelo para mejorar las estimaciones de edad para BET, en el que se integraron datos de marcado de alta confianza en un modelo de Richards modificado para estimar mejor las tallas asintóticas y proporcionar estimaciones más robustas de la edad de los peces más grandes. El modelo de crecimiento para YFT desarrollado por Wild (1986), aunque está desactualizado debido a la expansión de la pesquería que abarca una mayor área y la adopción de diferentes estrategias de pesca, proporciona los medios más fiables para estimar la talla por edad.

La estimación de la edad del SKJ utilizando partes duras (otolitos, espinas, vértebras) ha resultado bastante difícil, ya que las tasas de deposición de incrementos son variables y no 1:1 como en el BET y el YFT. Wild y Foreman (1980) evaluaron otolitos marcados con tetraciclina de 26 SKJ con tiempos en libertad que oscilaban entre 17 y 249 d y una talla furcal de 42 a 64 cm. Los resultados del estudio indicaron que el SKJ produce incrementos a un ritmo significativamente inferior a uno por día. Debido a los problemas de fiabilidad, un documento (SAC-13 INF-J) presentado al Comité Científico Asesor de la CIAT en 2022 por Maunder *et al.* utiliza datos de marcado para estimar el crecimiento.

En un programa de muestreo llevado a cabo entre 2009 y 2016 se recolectaron ovarios y otolitos de hembras de YFT para evaluar la variabilidad espacial del crecimiento y la maduración, y para evaluar posibles cambios temporales en las tasas de crecimiento y las tallas de madurez. El trabajo sobre biología reproductiva de Schaefer y Fuller (2022) está terminado y se describe más adelante. La determinación de la edad a partir de los otolitos de este muestreo está en curso y se espera que esté terminada a finales de 2024. Sin embargo, el análisis preliminar indica que las tasas de crecimiento no son significativamente diferentes de las estimadas por Wild (1986), pero existen pruebas de variabilidad espacial por la que los YFT al norte de 20°N crecen más lentamente que los que se encuentran al sur de 15°N. También parece haber una diferencia en las tasas de crecimiento de los YFT en las áreas cercanas a la costa en comparación con las de alta mar entre 5°N y 15°N. Todavía no se ha evaluado ningún pez al sur de la línea ecuatorial.

Las características reproductivas del BET fueron descritas por Schaefer *et al.* (2005) a partir de muestreos realizados a bordo de buques cerqueros y palangreros que operan en todo el OPO y porciones del Océano Pacífico central. Se derivaron proporciones de sexos, una ojiva y estimaciones de fecundidad por camada a partir de análisis de casi 2,000 muestras recolectadas entre 2000 y 2003. La ojiva para las hembras de BET se derivó de la clasificación de 683 muestras histológicas de tejido de ovarios, lo que dio como

resultado una talla estimada al 50% de madurez de 135 cm. La fecundidad por camada relativa se obtuvo a partir de siete muestras de ovarios y se estimó en unos 24 ovocitos/gramo de peso corporal (rango: 14-43 ovocitos/g). El intervalo de desove promedio fue de 1.3 días para 102 hembras clasificadas como reproductivamente activas y el desove se produjo por completo durante la noche.

Las características reproductivas del YFT en el OPO fueron descritas por primera vez por Schaefer (1998) mediante análisis de casi 20,000 peces (machos y hembras) recolectados entre 1987 y 1989. El desove tuvo lugar durante todo el año entre 0° y 20°N sin un patrón estacional pronunciado, pero las muestras recolectadas al norte de 20°N indicaron que el desove ocurrió principalmente entre julio y noviembre. La talla al 50% de madurez se estimó en 92 cm a partir de la clasificación histológica de más de 7,000 muestras de tejido de ovarios. La fecundidad por camada relativa se derivó de la evaluación de 345 ovarios y se estimó en unos 67 ovocitos/gramo de peso corporal. El intervalo de desove promedio fue de 1.19 días para 565 hembras clasificadas como reproductivamente activas y el desove parece producirse por completo durante la noche.

Un estudio más reciente de la biología reproductiva del YFT realizado por Schaefer y Fuller (2022) a partir de 1,728 muestras recolectadas entre 2009 y 2016 en un rango de tallas de 40-160 cm indicó que existe una variación tanto espacial como temporal cuando se considera el trabajo anterior de Schaefer (1998). El desove fue amplio, y se produjo entre 16°S y 25°N, entre 78°O y 148°O, en temperaturas superficiales del mar en su mayoría >25°C y durante todo el año. La talla al 50% de madurez se estimó en 81.6 cm, considerablemente menor que las reportadas en Schaefer (1998). La fecundidad relativa se estimó en unos 61.0 ovocitos/g de peso corporal a partir de la evaluación de 146 ovarios. La frecuencia de desove de las hembras reproductivamente activas se estimó en 1.23 días. Con base en la presencia de folículos postovulatorios y ovocitos hidratados, el desove parece tener lugar casi por completo durante la noche.

La biología reproductiva del SKJ en el OPO fue evaluada por Schaefer y Fuller (2019) y se basa en el muestreo de casi 8,200 peces. La clasificación histológica de ovarios muestreados de 3,732 hembras de SKJ proporciona la base para las estimaciones de las características reproductivas por talla. El desove fue amplio desde aproximadamente 19°N hasta 12°S y desde 79°O hasta 136°O, y continuo durante todo el año entre aproximadamente 15°N y 10°S. La talla al 50% de madurez se estimó en 52.9 cm en toda el área agregada, y mostró una tendencia decreciente de N a S (56 cm en el N, 52.7 en el centro y 47.0 en el S). La frecuencia de desove de las hembras reproductivamente activas se estimó en 1.18 días y, con base en la presencia de folículos postovulatorios y ovocitos hidratados, el desove parece tener lugar casi por completo durante la noche. La fecundidad por camada relativa se estimó en 55 ovocitos/g de peso corporal a partir de la evaluación de 129 muestras de ovarios.

## **16.2. Comentarios**

Las relaciones morfométricas son importantes para los resultados de las evaluaciones de poblaciones, pero las relaciones talla-peso y peso-peso disponibles están muy desactualizadas. La estimación de los factores de conversión requiere grandes conjuntos de datos con estratificación a través de fuentes de variación, que pueden incluir la pesquería, la ubicación, la estación, el año, el sexo, el observador, el método de muestreo y el estado del pez (congelado/fresco/etc.). El Panel respaldó el proyecto propuesto (F.3.a) para estimar las relaciones morfométricas de las especies de atunes. Para maximizar la disponibilidad de datos y garantizar que se utilicen métodos consistentes, los estudios de las relaciones morfométricas deberían contar con la colaboración de los Miembros y de otras OROP, especialmente la WCPFC/SPC. Podría ser útil desarrollar una base de datos conjunta para la CIAT con contribuciones de

múltiples Miembros para que los análisis puedan incluir datos de todas las fuentes pertinentes y a través de periodos largos de tiempo.

Siempre que sea posible, los analistas deberían convertir los datos a un único tipo de medición (TF) fuera del modelo de evaluación para evitar utilizar un factor de conversión único (y generalmente inexacto) dentro del modelo de evaluación.

Los estudios de biología reproductiva han identificado una variación espacial y temporal en la biología reproductiva del atún aleta amarilla. Desde 1998 hasta mediados de la década de 2000 se observó una reducción sustancial de la talla de madurez promedio en varios lugares. Es posible que esto refleje una reducción de la población.

Tanto la fracción de desove como la fecundidad por camada varían espacialmente, con la talla, y con el tiempo para el YFT en el OPO (Schaefer, 1998; Schaefer y Fuller, 2022). Dada la reducción de la talla de madurez entre 2006 y 2022, deberían investigarse cambios similares en la frecuencia de desove y la fecundidad por camada.

Al analizar los datos, los analistas deberían utilizar suavizadores para modelar conjuntamente la ubicación, la talla y otras covariables, en lugar de agrupar los datos en subáreas y analizarlas por separado o utilizar la subárea como variable categórica. También deberían tenerse en cuenta covariables ambientales como la TSM. Las comparaciones entre programas de muestreo en años diferentes pueden verse afectadas por la variabilidad natural (interanual). Es necesario realizar más muestreos.

La variabilidad espacial y temporal de los parámetros reproductivos también es probable en el caso del patudo, pero no se ha explorado. Es necesario realizar un trabajo de muestreo similar para el patudo.

Es útil evaluar si existe suficiente información para basar la condición de las poblaciones en el potencial de desove (SP) en lugar de en la biomasa de la población reproductora (SSB). Las evaluaciones de la CIAT para el BET (modelo de dos sexos) y el SKJ utilizan la SSB en los indicadores de condición de población, con base en la proporción de biomasa de hembras por edad que es sexualmente madura para el BET. Las evaluaciones del OPOC (modelos de un solo sexo) y del YFT del OPO (modelo de dos sexos) utilizan el SP, que se basa en la producción de huevos y es el producto de la biomasa, la proporción de hembras, la proporción de madurez, la fracción de desove y la fecundidad por edad. Es posible que el SP sea una métrica más relevante que la SSB. Esto tiene implicaciones importantes para las evaluaciones de las poblaciones de atunes (Hoyle y Nicol, 2008; Minte-Vera *et al.*, 2019). Estos cambios pueden ser significativos incluso cuando la inclinación se fija en 1, pero aumentan con valores más bajos de inclinación. La incertidumbre y la posible variación espacial y temporal en la distribución por edad de la producción reproductora (SSB y SP) también pueden ser importantes para los resultados de las evaluaciones.

Las diferencias de crecimiento y mortalidad natural entre sexos también afectan las ojivas de SP relativo por edad. Es necesario comprender mejor por qué la proporción de sexos cambia con la talla tanto para el patudo como para el aleta amarilla. Esto pone aún más de relieve la importancia de poder determinar la edad de los peces que son demasiado grandes para determinar su edad a partir de anillos diarios.

La edad y el crecimiento están asociados a algunas de las cuestiones más importantes que afectan las estimaciones de condición de las poblaciones. La determinación de la edad mediante anillos diarios ha sido validada para el patudo de hasta 135 cm (Schaefer y Fuller, 2006) y para el aleta amarilla de hasta 148 cm (Wild y Foreman, 1980; Wild *et al.*, 1995). Sin embargo, la falta de validación para peces más

grandes y la dificultad de determinar su edad complican la estimación de la forma de la parte superior de la curva de crecimiento, que es muy influyente para las evaluaciones de las poblaciones de atunes.

En otras OROP (WCPFC, CAOI, CICAA) se determina la edad de atunes de todas las edades utilizando anillos de otolitos, pero la CIAT no ha identificado anillos consistentes en los otolitos de atunes del OPO. Otros científicos especializados en la determinación de la edad de los atunes han criticado el uso de anillos diarios para los atunes de tallas más grandes. Es altamente prioritario resolver la incertidumbre sobre la determinación de la edad.

Es necesario seguir inyectando OTC en los peces marcados para permitir la validación de la edad mediante el marcado y recaptura de peces salvajes marcados químicamente.

Se ha validado la determinación anual de la edad utilizando radiocarbono para los atunes del Atlántico y el OPOC (Andrews *et al.*, 2022; Andrews *et al.*, 2020). La datación por radiocarbono se considera generalmente un método de validación fiable (p. ej., <https://uni.hi.is/scampana/otoliths/scientists/age-validation-methods/>). Inicialmente se limitaba a los peces nacidos en la década de 1960, pero con nuevos métodos se ha ampliado a periodos recientes (Andrews *et al.*, 2016). El método ha sido revisado por expertos en determinación de la edad y la validación de la determinación de la edad de los atunes se ha publicado en revistas de prestigio. Sin embargo, los científicos de la CIAT expresaron dudas sobre estas validaciones y la aplicabilidad del método al OPO. No somos suficientemente expertos en esta área para evaluar estas preocupaciones, pero parece importante resolver esta cuestión para ayudar a desarrollar métodos de determinación de la edad para los atunes más grandes.

Las imágenes de otolitos presentadas al Panel mostraban anillos diarios muy claros. La validación de la determinación de la edad indicó que la determinación diaria de la edad era notablemente precisa, sin aumento aparente de la incertidumbre con el número de días en libertad. Sin embargo, contar los anillos diarios consume mucho tiempo, con un ritmo de aproximadamente 4-6 otolitos al día. Además, hay pocos lectores experimentados. La automatización con IA parece muy factible dada la alta calidad de las imágenes presentadas al Panel. Si resulta exitoso, este enfoque podría acelerar enormemente la determinación de la edad, aumentando enormemente la eficacia. Podría hacer viable la determinación de la edad en producción, al menos para los patudos y aletas amarillas más pequeños capturados con red de cerco cuya edad puede determinarse con este método. Una determinación eficaz de la edad permitiría a los analistas explorar hipótesis biológicas como los patrones espaciotemporales y las diferencias de crecimiento entre sexos.

Es necesario resolver los desacuerdos actuales sobre los métodos de determinación de la edad entre los científicos especialistas en el tema. Es necesario identificar claramente las diferencias entre los grupos y las hipótesis alternativas para poder ponerlas a prueba.

El trabajo en curso podría incluir el intercambio de otolitos e imágenes de otolitos con grupos de determinación de la edad de atunes que trabajen en otros océanos, junto con la determinación de la edad a ciegas de otolitos marcados con OTC o cloruro de estroncio.

Dadas las muy diferentes tasas de crecimiento y tallas asintóticas estimadas para el OPO y el OPOC, es necesario disponer de información sobre la variación espacial del crecimiento dentro del OPO. Los analistas deberían tener en cuenta el espacio y el tiempo en los análisis de datos históricos y muestras nuevas. Suele ser mejor usar modelos espaciales (por ejemplo, MAG con *splines* 2D) que comparar el crecimiento entre grupos, ya que es posible que los grupos preseleccionados no reflejen los patrones

espaciales subyacentes de la variación del crecimiento. Si los patrones espaciales de la variación de la talla están vinculados a la variación del crecimiento, la estratificación del muestreo a lo largo de la variación espacial de la talla observada puede ayudar a identificar patrones de crecimiento. La selectividad puede afectar la talla promedio por edad, y la mortalidad total puede afectar la edad promedio por talla, por lo que hay que tenerlos en cuenta al explorar los factores espaciales que afectan las tasas de crecimiento.

### **16.3. Recomendaciones**

- Recomendamos encarecidamente trabajar para desarrollar métodos de determinación de la edad de los atunes patudo y aleta amarilla de todas las tallas. Desarrollar métodos para determinar la edad de peces maduros en el OPO es una prioridad máxima para mejorar las evaluaciones y resolver incertidumbres críticas.
- Recomendamos una revisión independiente por expertos de los métodos de determinación de la edad.
- Desarrollar información suficiente sobre los parámetros reproductivos y su variación en el espacio y el tiempo para permitir el uso del potencial de desove en las evaluaciones de poblaciones.
- Actualizar las estimaciones de las relaciones morfométricas utilizando conjuntos de datos lo suficientemente amplios como para identificar las fuentes de variación (por ejemplo, espacial/anual/estacional/pesquería/método de muestreo).

## **17. CONCLUSIONES**

Agradecemos a los científicos de evaluación de poblaciones de la CIAT por su enfoque constructivo y positivo de la revisión. Realizaron una cantidad considerable de trabajo y se comprometieron plenamente con el Panel, proporcionaron información detallada en respuesta a las preguntas y participaron en discusiones científicas.

Es la primera vez que la CIAT lleva a cabo revisiones paralelas de datos y evaluaciones. Se proporcionó un borrador de la revisión de datos al Panel de revisión de evaluaciones que se reunió al mes siguiente, y un miembro del Panel participó en ambas revisiones.

Para los revisores de datos, este enfoque más restringido resultó útil y, en general, preferible a los TdR estándar, que revisan conjuntamente las entradas de datos y las evaluaciones. Centrarse en las entradas de datos permitió profundizar en las cuestiones complejas relacionadas con el desarrollo de estos insumos. Las cuestiones relativas a los datos requieren al menos el mismo tiempo de discusión que las decisiones sobre modelado. Dada la complejidad de algunos temas y sus características únicas, la CIAT podría considerar nombrar a los mismos revisores repetidamente en futuras revisiones para ahorrar tiempo y acumular experiencia y conocimientos especializados.

El Panel que participó en la revisión de evaluaciones señaló que la separación fue liberadora. Les permitió centrarse en las cuestiones de modelado y aplicación, con algunas consideraciones periféricas sobre la calidad de los datos. Señalaron que contar con uno de los panelistas en ambas revisiones fue crucial, ya que el informe de la revisión de datos aún estaba en borrador durante la revisión de evaluaciones, y el volumen de la documentación dificultaba la absorción de un informe adicional.

## 18. REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. M.; Maunder, M. N.; Schaefer, K. M.; Fuller, D. W. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: an illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fisheries Research*. 163: 119-126; 2015.
- Andrews, A.; Okamoto, K.; Satoh, K.; Welte, K.; Eveson, P.; Roupsard, F.; Macdonald, J.; Lockheed, B.; Farley, J. Final report on bomb radiocarbon age validation for yellowfin and bigeye tunas in the WCPO (Project 105) - 2022. WCPFC-SC18-2022/SA-IP-14a. Western and Central Pacific Fisheries Commission, 18th Scientific Committee. Online; 2022
- Andrews, A.H.; Pacicco, A.; Allman, R.; Falterman, B.J.; Lang, E.T.; Golet, W. Age validation of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*Thunnus obesus*) tuna of the northwestern Atlantic Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 77:637-643; 2020.
- Andrews, A.H.; Siciliano, D.; Potts, D.C.; DeMartini, E.E.; Covarrubias, S. Bomb radiocarbon and the Hawaiian Archipelago: coral, otoliths, and seawater. *Radiocarbon*. 58:531-548; 2016.
- Duparc, A.; Depetris, M.; Cauquil, P.; Floch, L.; Lebranchu, J. Improved version of the Tropical Tuna Treatment process: new perspectives for catch estimates of tropical purse seine fishery. IOTC-2020-WPTT22(AS)-13\_Rev1; 2020.
- Hennemuth, R.C. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*. 4: 23-37; 1959.
- Hoyle, S.D.; Nicol, S. Sensitivity of bigeye stock assessment to alternative biological and reproductive assumptions. WCPFC Scientific Committee. Nouméa, New Caledonia; 2008.
- Hoyle, S.D.; Okamoto, H. Analyses of Japanese longline operational catch and effort for bigeye and yellowfin tuna in the WCPO, WCPFC-SC7-SA-IP-01. Western and Central Pacific Fisheries Commission, 7th Scientific Committee. Pohnpei, Federated States of Micronesia; 2011
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Majumdar, A. 2022. The effect of pandemic-related port-sampling data loss on the 2020 purse-seine catch estimate of bigeye tuna in floating-object sets. Inter-American Tropical Tuna Commission Document SAC-13-INF-L. [https://www.iattc.org/GetAttachment/cce0a9d8-7aff-4be2-b9dd-b258a4262ff8/SAC-13-INF-L\\_The-effect-of-pandemic-related-port-sampling-data-loss-on-the-2020.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/cce0a9d8-7aff-4be2-b9dd-b258a4262ff8/SAC-13-INF-L_The-effect-of-pandemic-related-port-sampling-data-loss-on-the-2020.pdf)
- Lennert-Cody, C.E.; De La Cadena, C.; Chompoy, L.; Nieto, E.A.; Vogel, N.W.; Wiley, B.A.; Maunder, M.N.; Aires-da-Silva, A. Enhanced monitoring program for bigeye tuna catches: preliminary results of pilot study and workplan for 2023. SAC-14-10. Inter-American Tropical Tuna Commission, 14th Scientific Advisory Committee; 2023.
- Majumdar, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2022. Identifying and correcting the purse-seine fleet catch for bias caused by the COVID-19 pandemic in 2020-2021. Inter-American Tropical Tuna Commission Document SAC-13-05 CORR. [https://www.iattc.org/GetAttachment/5c79d113-8720-46cf-aa3f-df90f7a58d4b/SAC-13-05\\_Investigation-on-potential-bias-on-the-tropical-tuna-catch-estimates-caused-by-the-COVID-19-pandemic.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/5c79d113-8720-46cf-aa3f-df90f7a58d4b/SAC-13-05_Investigation-on-potential-bias-on-the-tropical-tuna-catch-estimates-caused-by-the-COVID-19-pandemic.pdf)
- Matsumoto, T. Standardization of yellowfin tuna cpue in the Atlantic Ocean by the Japanese longline fishery. SCRS/2023/019. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 80(2): 133-149 (2023).

- Maunder, M.N.; Fuller, D.W.; Schaefer, K.M. 2022. Growth estimates for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Document SAC-13-INF-J. [https://www.iattc.org/GetAttachment/69ccc445-7df6-4baf-bde8-079f2033c814/SAC-13-INF-J\\_Growth-estimates-for-SKJ-in-the-eastern-Pacific-Ocean.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/69ccc445-7df6-4baf-bde8-079f2033c814/SAC-13-INF-J_Growth-estimates-for-SKJ-in-the-eastern-Pacific-Ocean.pdf)
- Minte-Vera, C.V.; Maunder, M.N.; Schaefer, K.M.; Aires-da-Silva, A.M. The influence of metrics for spawning output on stock assessment results and evaluation of reference points: an illustration with yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*. 217:35-45; 2019.
- Peatman, T.; Fukufuka, S.; Park, T.; Williams, P.; Hampton, J.; Smith, N. Better purse seine catch composition estimates: progress on the Project 60 work plan. WCPFC-SC15-2019/ST-WP-02; 2019.
- Schaefer, K.M. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin 21; 1998.
- Schaefer, K.M. ; Fuller, D. W.; Miyabe, N. Reproductive biology of bigeye tuna *Thunnus obesus* in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin. 23: 1-32; 2005.
- Schaefer, K.M.; Fuller Daniel, W. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments and tagging data. IATTC Bulletin. 23: 35-76; 2006.
- Schaefer, K.M.; Fuller, D.W. Spatiotemporal variability in the reproductive dynamics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*. 209: 1-13; 2019.
- Schaefer, K.M.; Fuller, D.W. Spatiotemporal variability in the reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*. 248:106225; 2022.
- Scutt Phillips, J.; Leroy, B.; Peatman, T.; Escalle, L.; Smith, N. Electronic tagging for the mitigation of bigeye and yellowfin tuna juveniles by purse seine fisheries. WCPFC-SC15-2019/EB-WP-08, 2019.
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the Eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Inter-American Tropical Tuna Commission Special Report 18. [https://www.iattc.org/GetAttachment/e1648324-575c-4aaa-b5c1-629288715843/No-18-2010-SUTER,-JENNY-M\\_An-evaluation-of-the-area-stratification-used-for-sampling-tunas-in-the-eastern-Pacific-Ocean-and-implications-for-estimating-total-annual-catches.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/e1648324-575c-4aaa-b5c1-629288715843/No-18-2010-SUTER,-JENNY-M_An-evaluation-of-the-area-stratification-used-for-sampling-tunas-in-the-eastern-Pacific-Ocean-and-implications-for-estimating-total-annual-catches.pdf)
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the Eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. In: Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 2: 339 – 356. [https://www.iattc.org/GetAttachment/f0672474-ea40-46f6-8edc-708a1fa5d8f4/No-2-2002\\_Status-of-the-tuna-and-billfish-stocks-in-2000.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/f0672474-ea40-46f6-8edc-708a1fa5d8f4/No-2-2002_Status-of-the-tuna-and-billfish-stocks-in-2000.pdf)
- Tomlinson, P.K. 2004. Sampling the tuna catch of the Eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions. In: Inter-American Tropical Tuna Commission Stock Assessment Report 4:311-324. [https://www.iattc.org/GetAttachment/5bc36019-eec7-4685-a1fc-c8c35d930ff6/No-4-2004\\_Status-of-the-tuna-and-billfish-stocks-in-2002.pdf](https://www.iattc.org/GetAttachment/5bc36019-eec7-4685-a1fc-c8c35d930ff6/No-4-2004_Status-of-the-tuna-and-billfish-stocks-in-2002.pdf)
- Nakamura, E.L., and J.H. Uchiyama. Proceedings of the Governor's Conference on Central Pacific Fishery Resources. Hawaii. 197-201; 1966.

Wild, A.; Foreman, T.J. The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin. 17:509-560; 1980.

Wild, A. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 18: 421-482; 1986.

Wild, A.; Wexler, J.B.; Foreman, T.J. Extended studies of increment deposition rates in otoliths of yellowfin and skipjack tunas. Bulletin of Marine Science. 57:555-562; 1995.

**ANEXO 1.** Listado de participantes

<b>Nombre</b>	<b>Organización</b>	<b>Correo electrónico</b>
Cody Szuwalski	Panelista	<a href="mailto:cody.szuwalski@noaa.gov">cody.szuwalski@noaa.gov</a>
Ernesto Jardim	Panelista (Presidente)	<a href="mailto:ernesto.jardim@msc.org">ernesto.jardim@msc.org</a>
Simon Hoyle	Panelista	<a href="mailto:simon.hoyle@gmail.com">simon.hoyle@gmail.com</a>
Tom Peatman	Panelista	<a href="mailto:tom.peatman@gmail.com">tom.peatman@gmail.com</a>
Andrés Ceballes	CeDePesca	<a href="mailto:andres.ceballes@cedepesca.net">andres.ceballes@cedepesca.net</a>
Mayra Palacios	CeDePesca	<a href="mailto:mayra.palacios@cedepesca.net">mayra.palacios@cedepesca.net</a>
Michel Dreyfus	Fidemar	<a href="mailto:dreyfus@cicese.mx">dreyfus@cicese.mx</a>
Manuel Correia	Presidente del GT sobre Captura Incidental de la CIAT	<a href="mailto:manuelcorreia.a@gmail.com">manuelcorreia.a@gmail.com</a>
Alex Da Silva	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:alexdasilva@iattc.org">alexdasilva@iattc.org</a>
Barbara Cullingford	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:bcullingford@iattc.org">bcullingford@iattc.org</a>
Carolina Minte-Vera	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:cminte@iattc.org">cminte@iattc.org</a>
Cleridy Lennert	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:clennert@iattc.org">clennert@iattc.org</a>
Haikun Xu	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:hkxu@iattc.org">hkxu@iattc.org</a>
Jeff Morgan	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:jmorgan@iattc.org">jmorgan@iattc.org</a>
Mark Maunder	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:mmaunder@iattc.org">mmaunder@iattc.org</a>
Marisol Aguilar	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:maguilar@iattc.org">maguilar@iattc.org</a>
Monica Galvan	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:mgalvan@iattc.org">mgalvan@iattc.org</a>
Robert Sarazen	Comisión Interamericana del Atún Tropical	<a href="mailto:rsarazen@iattc.org">rsarazen@iattc.org</a>
Heewon Park	National Institute of Fisheries Science	<a href="mailto:heewon81@gmail.com">heewon81@gmail.com</a>
Youjung Kwon	National Institute of Fisheries Science	<a href="mailto:kwonuj@korea.kr">kwonuj@korea.kr</a>
Leonel Caicedo	Transmarina	<a href="mailto:leonelcaicedolc@hotmail.com">leonelcaicedolc@hotmail.com</a>