

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

1ª REVISIÓN EXTERNA DE LA EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL REALIZADA POR EL PERSONAL DE LA CIAT

La Jolla, California (EE. UU.)
7-10 de noviembre de 2022
(participación por teleconferencia opcional)

INFORME DE LA REUNIÓN

James Bence – Universidad Estatal de Michigan (Presidente), Matthew Vincent – NOAA, Centro de Ciencias Pesqueras del Sudeste, Inna Senina – Comunidad del Pacífico (SPC), Darcy Webber – Quantifish Limited, Nueva Zelanda

El presente informe se basa en las discusiones que se mantuvieron durante la reunión, las interacciones del panel después de la reunión y los comentarios del personal de la CIAT sobre un borrador de este informe.

Informe finalizado el 25 de enero de 2023

Información general sobre la reunión

Se llevó a cabo la 1ª revisión de la evaluación de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en La Jolla, California, EE. UU., del 7 al 10 de noviembre de 2022. La reunión fue presidida por James Bence de la Universidad Estatal de Michigan. Al panel se le encomendó realizar una revisión y emitir recomendaciones tanto con respecto a la evaluación actual como para un análisis de marcado, teniendo en cuenta también la manera de utilizar dicho análisis en evaluaciones futuras (ver Términos de Referencia (TdR) en el Anexo 1). Se presenta una lista de participantes de la reunión en el Anexo 2 y la agenda de la reunión figura en el Anexo 3.

Resumen del modelo de evaluación

Se desarrolló una evaluación estadística integrada estructurada por edad y basada en la captura por talla para el atún barrilete en el Océano Pacífico oriental mediante Stock Synthesis (SS). Se eligió un modelo de referencia y se probó la sensibilidad a supuestos clave del modelo respecto del modelo de referencia. El modelo de evaluación empleó un enfoque de "áreas como flotas", definiéndose doce pesquerías. Diez de ellas provenían de pesquerías cerqueras (PS) y fueron definidas por lances asociados a delfines (DEL), asociados a objetos flotantes (OBJ) o no asociados (NOA). Estos grupos de PS se dividieron a su vez en áreas. Las áreas eran diferentes para cada tipo de flota y se definieron con base en límites de latitud y longitud establecidos por análisis de composiciones por talla. Hubo una única pesquería de palangre (LL) en toda el área de evaluación. Las capturas provenientes de artes distintas al palangre y al cerco se añadieron a la pesquería costera OBJ, dada la magnitud relativamente baja de estas otras pesquerías. La captura descartada de la pesquería de PS también se incluyó como 12ª pesquería. Se consideraron cuatro índices de abundancia, pero solamente se utilizaron dos (CPUE de palangre e índice de biomasa de boyas con ecosonda) en la evaluación de referencia debido a que los índices de CPUE de la pesquería de cerco se consideraron poco fiables (es decir, probablemente no proporcionales a la abundancia). Dado que no es posible realizar una determinación fiable de la edad del atún barrilete, el modelo se ajustó a

composiciones por talla de la captura y a índices de abundancia. Los parámetros del modelo fueron estimados por verosimilitud máxima penalizada con varianzas y tamaños de muestra efectivos especificados previamente (para la distribución multinomial supuesta para los datos de composición).

Se modelaron trece conjuntos de datos de composición de frecuencia de talla (FT), entre ellos las FT de cada una de las pesquerías de cerco y de la pesquería de palangre, así como FT para los dos índices de PS y el índice de LL. En el modelo se supuso que la FT del índice de PS OBJ se aplicaba al índice de ECHO. No existía composición por talla para la pesquería de descarte, sino un supuesto de selectividad constante entre 30 y 40 cm. Ver el Anexo 3 para consultar una lista de las FT.

Se fijaron tres principales mecanismos dinámicos: crecimiento, mortalidad natural y madurez por edad. Debido a dificultades con la estimación de la edad del barrilete con anillos diarios en los otolitos, se supuso que el crecimiento seguía un modelo lineal de cese de crecimiento, con edad asintótica fija. Las estimaciones de madurez de Richards se tomaron de la zona central.

Se determinó la mortalidad natural (M) específica por talla con base en Hampton (2000), pero en el modelo de referencia, para peces de mayor tamaño se fijó la mortalidad natural en la tasa correspondiente a peces de 65 cm, en lugar de aplicar las tasas de peces más grandes. La M basada en la talla se convirtió a M basada en la edad para su uso en el modelo de evaluación.

Se modeló la selectividad en función de la talla para cada pesquería de cerco, por medio de *splines* con la selectividad fijada en cero en valores superiores e inferiores especificados. En general, eso produjo una selectividad en forma de domo, aunque los patrones de selectividad estimados fueron en ocasiones moderadamente bimodales. La selectividad por talla correspondiente a la pesquería de palangre también se estimó por medio de un *spline* pero permitía una selectividad distinta a cero entre tallas, con una selectividad constante estimada por encima de una talla definida.

Se hicieron análisis retrospectivos y se presentaron ajustes a los datos observados para el modelo de referencia. En general, el modelo de referencia (el modelo considerado más plausible) se ajustó bien a los datos y no mostró patrones fuertes en los residuales, ni patrones retrospectivos fuertes, aunque no se calcularon valores rho de Mohn. Los resultados de los modelos de producción estructurados por edad (ASPM) y los análisis de curva de captura sobre el modelo de referencia sugieren que la escala de las estimaciones de abundancia fue altamente influenciada por los datos de composición por talla y los índices de abundancia fueron menos informativos. Las gráficas de perfil de verosimilitud sugirieron la existencia de conflictos entre las fuentes de datos. En particular, los componentes de verosimilitud logarítmica negativa (NLL) para los índices LL y ECHO aumentaron y disminuyeron respectivamente con la escala de reclutamiento y los perfiles de las FT asociadas parecían estar en conflicto con su índice de abundancia.

En el informe de la evaluación proporcionado al panel se identificó el supuesto de selectividad en forma de domo para la pesquería de cerco como incertidumbre preocupante. Además, se expresó preocupación sobre la fiabilidad de diversas fuentes de datos. Por ende, en el informe se evaluó cuán sensible era el modelo a los supuestos y a las fuentes de datos por medio de análisis de sensibilidad.

La tasa de explotación estimada del modelo de referencia de 2021 fue ligeramente superior al promedio de 2017-2019, lo que resulta similar a lo observado en la mayoría de los modelos de sensibilidad. En el modelo de referencia y en la mayoría de los análisis de sensibilidad se estimó una biomasa actual por encima del punto de referencia objetivo (se tomó el 30% de biomasa no explotada como punto de referencia objetivo sustituto para el informe) y una mortalidad por pesca por debajo del objetivo. El objetivo de biomasa del 30% se basó en el objetivo para el atún patudo y aleta amarilla y el supuesto de que SKJ sería por lo menos igual de productivo que esas especies. La biomasa reproductora se encontraba cerca de su valor más bajo durante el periodo de evaluación a su inicio (2006), fluctuó en un rango

aproximado cuádruple y ahora se ubica en un punto intermedio dentro de dicho rango (con base en el modelo de referencia). Cerca del inicio del periodo de evaluación, la biomasa reproductora cayó por debajo del objetivo supuesto del 30% pero nunca se aproximó al punto límite del 7.7% de la biomasa reproductora no explotada. Las estimaciones de reclutamiento presentaron variaciones considerables de un trimestre a otro pero no mostraron tendencias evidentes a lo largo del tiempo. Durante la reunión, se informó al panel que el punto de referencia objetivo utilizado en el informe de evaluación no fue aceptado por el MSC. Por lo tanto, se solicitó al panel que revisara la evaluación de este punto de referencia y los puntos de referencia alternativos presentados más adelante. Los únicos análisis de sensibilidad incluidos en el informe de evaluación proporcionado al panel y que presentaban una biomasa reproductora actual por debajo del punto de referencia (y en un caso, con F por encima del punto de referencia) suponían una selectividad sin forma de domo o asintótica para al menos un componente de la pesquería de cerco (y en algunos casos, excluían el índice de palangre y composición por talla asociada).

El panel convino en que el enfoque básico de modelado de evaluación era válido y no recomendó una revisión profunda de la estructura del modelo a corto plazo. No obstante, el panel tuvo inquietudes sobre la fiabilidad de ambos índices de abundancia, el nivel supuesto de mortalidad natural (y su dependencia respecto de la edad) y las selectividades estimadas, particularmente en lo que respecta al supuesto de selectividad en forma de domo muy marcado para las pesquerías de cerco. Para atender estas inquietudes, el panel le solicitó al equipo de evaluación resúmenes de datos y ejecuciones de evaluación adicionales. Varias de las solicitudes se centraron en la composición por talla y el índice de abundancia de la pesquería de palangre. La presencia de peces grandes (~80 cm o más) en las FT de LL resulta esencial para justificar el supuesto de selectividad en forma de domo para la pesquería de cerco. Todas las particiones de los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa utilizados en la evaluación, los análisis de otros datos de composición por talla de la pesquería palangrera y las comparaciones de las FT de LL y PS para subconjuntos de datos indicaron que estos peces grandes son una verdadera característica de la población y se observan sistemáticamente en LL únicamente en momentos y lugares en los que no se encuentran en PS. El panel solicitó un análisis de sensibilidad con exclusión del índice de LL, mas no de su FT, y esto demostró que la escala de abundancia estimada depende esencialmente de este índice. El índice actual corresponde a la CPUE nominal de LL –esto es, simplemente la captura total dividida por el esfuerzo total– y esto implica supuestos fuertes que podrían tratarse mediante la estandarización (ajustando por otros factores). La presentación de patrones temporales y espaciales en los anzuelos entre flotadores, los cuales podrían influir en la capturabilidad, sugiere que enfoques de estandarización podrían mejorar este índice y el panel recomienda desarrollar una unidad de estandarización para su uso en evaluaciones futuras. Los resultados de la evaluación también fueron sensibles al índice de boyas con ecosonda, por lo que el panel solicitó información sobre la cobertura geográfica de los datos de boyas con ecosonda utilizados en la construcción del índice de biomasa. Los resultados mostraron que las boyas con ecosonda presentaban ubicaciones espacialmente restringidas, pero en general constantes a lo largo de los años. A corto plazo, antes de la próxima evaluación, el panel recomienda que los datos de FT utilizados en asociación con el índice sean seleccionados de la misma zona espacial en la que se encuentran las boyas con ecosonda. A más largo plazo, el panel recomendó que la CIAT colaborara con la industria para ampliar el rango espacial de los datos de ecosonda disponibles. Análisis de sensibilidad anteriores y solicitados por el panel demostraron que los resultados de la evaluación son sensibles a supuestos sobre la mortalidad natural y que no es factible estimar el nivel de M internamente dentro del modelo de evaluación actual. El panel recomienda el uso de un cronograma de M distinto al que se utilizó en el modelo de referencia, pero señala que esto no cambió el carácter cualitativo de la condición de la población, ni eliminó incertidumbre sobre M.

A pesar de que el panel ha formulado recomendaciones con respecto a M y al trabajo sobre los índices de abundancia, no cree que este trabajo elimine la incertidumbre sustancial sobre la escala de la abundancia

en la evaluación. Lo anterior sugiere que una estimación externa de la biomasa absoluta sería de gran utilidad para esta evaluación. Por ende, el panel recomienda encarecidamente que se siga trabajando para desarrollar estimaciones de la biomasa absoluta a partir de datos de marcado y que se integren estas estimaciones en la próxima evaluación como entrada de datos adicional.

Recientemente, debido a la falta de estimaciones de biomasa fiables por modelos clásicos de evaluación de poblaciones y datos de pesca, se han buscado metodologías alternativas para apoyar la evaluación de la población de barrilete en el OPO. Se han propuesto nuevos métodos basados en el uso de datos de marcas convencionales y archivadoras dentro de un modelo espaciotemporal que describe los desplazamientos más probables de los peces marcados. Se exploraron dos tipos de enfoque de modelado: i) un enfoque basado en la exponencial de la matriz para calcular el desplazamiento de cada marca individual entre las posiciones de liberación y recaptura, dado el modelo espaciotemporal subyacente que describe los procesos de advección y difusión y ii) un modelo de espacios de estado que describe el desplazamiento de peces individuales. En ambos enfoques, el desplazamiento de peces marcados se regía por un campo en dos dimensiones que describía las preferencias de hábitat del barrilete. Para la estimación de parámetros, se seleccionó el segundo enfoque, junto con el filtro de Kalman, por ser menos costoso en términos de tiempo de cálculo y consumo de memoria. Los parámetros de desplazamiento y hábitat se determinaron a partir de 2152 marcas convencionales y 35 marcas archivadoras recuperadas. Para estimar las tasas de mortalidad, tanto por pesca como natural, se definió la probabilidad de recaptura y no recaptura de las marcas en una ubicación determinada y se supuso que el 100% de las marcas recapturadas se notifican y que no existe desprendimiento de marcas ni mortalidad inducida por el marcado. Se obtuvieron estimaciones razonables de las preferencias térmicas, del desplazamiento y de las tasas de mortalidad, lo cual demuestra que los métodos son adecuados. Se podría derivar una estimación aproximada de la biomasa de la población mediante la ecuación de captura de Baranov, a partir de datos de captura nominal y tasas de mortalidad anuales estimadas a partir de datos de marcado. El panel recomienda que se siga trabajando sobre el modelo de marcado a corto plazo, así como a más largo plazo. A corto plazo, será importante incorporar procesos basados en la talla (por ejemplo, cambios en las preferencias ambientales con la talla, la selectividad) y la mortalidad natural en función de la talla (la edad) en los modelos de marcado y tener en cuenta la pérdida de marcas, la mortalidad relacionada con el marcado y las tasas de notificación, así como proporcionar análisis de diagnóstico y sensibilidad. A largo plazo, el panel recomienda considerar covariables afinadas y/o adicionales para definir campos de preferencia de hábitat y los efectos interactivos potenciales entre covariables a la hora de determinar el campo, así como la inclusión de corrientes oceánicas como parte del modelo de desplazamiento. A largo plazo, el panel recomienda seguir desarrollando el modelo espaciotemporal de marcado para incorporar datos de captura y de frecuencia de talla al modelo con el fin de estimar la biomasa y la producción dentro de un único modelo.

Lista de análisis solicitados por el panel y resumen de los resultados de las solicitudes

Solicitudes del segundo día

Exploración de datos:

1. Proporcionar estimaciones de la proporción de esfuerzo y captura incluida en las grillas utilizadas en el cálculo de índices de CPUE para la pesquería de cerco por año.

Fundamento: Estos índices se están utilizando para representar toda la población, pero es concebible que las distribuciones espaciales cambien con el tiempo, de modo que lo que aparenta ser un cambio en la abundancia podría constituir un cambio en la proporción de los peces en las grillas incluidas.

Resultados: Se proporcionaron proporciones por año tanto para los datos de cerco NOA y OBJ. En general, la cobertura de datos de captura y esfuerzo dentro de las grillas de las zonas principales de OBJ y NOA fue sistemáticamente superior a 0.9 y 0.7, respectivamente. No existieron patrones evidentes en las proporciones que pudiesen sugerir que la CPUE se veía afectada indebidamente por cambios en la distribución de los peces respecto de las grillas principales.

2. Proporcionar índices alternativos basados únicamente en captura/esfuerzo brutos, utilizando todas las grillas para la pesquería de cerco.

Fundamento: Esto ilustrará en qué medida las exclusiones de grillas (debido a problemas con su inclusión en el modelo) y los ajustes realizados por el modelo de estandarización influyen colectivamente en los índices de abundancia relativa de entrada.

Resultados: La CPUE no estandarizada siguió de cerca el índice estandarizado, aunque la correspondencia no fue tan buena para OBJ como para el índice NOA. En el caso del índice NOA, el índice estandarizado presentó fluctuaciones mayores, a lo largo del tiempo, que el índice no estandarizado.

3. Trazar la puntuación estandarizada (puntuación Z) de la CPUE nominal para el patudo, SKJ y YFT de la pesquería de palangre de Japón.

Fundamento: Para comprobar si las fluctuaciones en la captura de SKJ se relacionaban con fluctuaciones de otras especies (la entresaca y la pesca selectiva son susceptibles de producir estos patrones).

Resultados: Las puntuaciones Z estandarizadas no mostraron correlaciones negativas fuertes, como cabría esperarse si los descartes aumentaran al disminuir las demás capturas de atún.

4. Examinar el traslape de la pesquería de PS con la pesquería de LL y comparar las composiciones por talla en datos restringidos a las zonas en las que operan tanto LL como PS.

Fundamento: Para ver si los peces grandes observados en la pesquería de LL también fueron observados en lugares donde opera PS.

Resultados: Se generaron gráficas de distribución de FT para bloques de 5 años al este de 125°O y al oeste de 125°O (es decir, seis estratos) distintas para las pesquerías OBJ y LL. De estas figuras se desprende claramente que los peces grandes capturados en la pesquería LL no fueron capturados en la pesquería PS, pese a que se pesca en lugares y momentos generalmente similares.

5. Calcular residuales para las composiciones por talla ajustadas para tratar la correlación negativa entre clases de talla para la distribución multinomial.

Fundamento: Anders Nielsen recomendó el uso de residuales de la transformación integral de la probabilidad (PIT, en inglés) para las composiciones por talla en lugar de residuales estandarizados simples. Mark Maunder proporcionó las composiciones por edad observadas y predichas e información asociada a Anders Nielsen, quien calculó los residuales PIT con su paquete en R 'compResidual' (<https://github.com/fishfollower/compResidual>).

Resultados: Aunque hubo algunos patrones en los residuales, en general no hubo muchos valores extremos ni patrones sobre intervalos de talla o años que fueran motivo de preocupación.

Ejecuciones del modelo de evaluación y resúmenes de los resultados de la evaluación

1. Reajustar el modelo de evaluación, suponiendo la mortalidad natural de Lorenzen con la escala estimada.

Fundamento: M podría ser distinta a lo supuesto.

- a. Fijar para 37 cm el supuesto de edad en tres trimestres y estimar M.

Fundamento: Preocupación de confusión entre M y crecimiento.

- b. Cambiar a la función de von Bertalanffy con L_{∞} y t_0 fijos y K estimado, y estimar M como en el primer paso.

Fundamento: Preocupación de que el crecimiento sea mayor por debajo de 40 cm y de que M y el crecimiento puedan confundirse.

Resultados: No se estimó la función de von Bertalanffy pero se utilizaron parámetros lo más consistentes posible con el modelo de cese de crecimiento. Las ejecuciones en las que se estimó M para ambos modelos de crecimiento (el de cese de crecimiento y el de von Bertalanffy) generaron estimaciones considerablemente más bajas de M, una biomasa considerablemente más alta y una F considerablemente más baja (pero una "reducción" más alta, es decir, un SBR más bajo). Pese a que formalmente se ajustan mejor a los datos, estos resultados se consideraron poco razonables.

2. Ajustar el modelo de evaluación con un error estándar (SE) más alto para la captura en escala logarítmica. Un valor de 0.1 parece razonable, aunque también debe probarse el uso de un valor más alto, basado en estimaciones *bootstrap* más antiguas que fueron mencionadas durante la reunión (y que se piensa que presentan mayores niveles de incertidumbre).

Fundamento: El valor actual de 0.01 parece bastante bajo, ante lo que parece ser una incertidumbre sustancial asociada a los procesos de asignación de capturas a "pesquerías" (estratos) y especies. Recomendación: Si esto falla, tal vez convenga reajustar el modelo varias veces a datos simulados con base en un nivel de error supuesto más alto.

Resultados: Esto generó pocos cambios en la biomasa o en F, respecto del ajuste de referencia.

3. Comprobar que se utilice la compresión de colas en el ajuste a las FT. Si no es así, habilitarla y ejecutar el modelo.

Fundamento: No aplicar la compresión de colas a los datos de FT puede dar lugar a ineficiencias en las ejecuciones del modelo ya que el modelo procura ajustarse a muchas proporciones observadas de valores cero. Más importante aún, los intentos de ajuste a proporciones de valores cero pueden generar residuales altos en las salidas, los cuales pueden sobrecargar la presentación de residuales en las gráficas.

Resultados: Se encontró que la compresión de colas estaba deshabilitada en el modelo de referencia (pero probablemente debía estar habilitada). La habilitación de esta opción generó poca diferencia en los resultados del modelo.

4. Ejecutar el modelo con curvas de selectividad más sencillas (es decir, normal doble para PS y logística para LL).

Fundamento: Las selectividades complejas definidas mediante *splines* eran bimodales en algunos casos. Sin embargo, no necesariamente se requiere selectividad bimodal para el ajuste de FT bimodales ya que la bimodalidad puede explicarse por otros procesos (por ejemplo, el reclutamiento/clases anuales fuertes).

Resultados: El modelo se ajustó mediante patrones de selectividad paramétricos (es decir, selectividades normales dobles para las pesquerías de PS y logísticas para la CPUE de LL). Como cabía esperar, esta ejecución del modelo generó una verosimilitud total peor. Sin embargo, con dos excepciones, los ajustes a todas las FT bimodales fueron razonables, lo que sugiere que se podrían simplificar en cierta medida las selectividades y que se justifica seguir explorando las FT bimodales para determinar si estas FT pueden dividirse en pesquerías más pequeñas.

5. Volver a realizar las gráficas de perfil de verosimilitud para el modelo de referencia, dado que las líneas verticales se encuentran en lugares diferentes.

Fundamento: Las líneas verticales de las figuras del informe no son las mismas para las diferentes gráficas de los perfiles de verosimilitud.

Resultados: El perfil se había realizado correctamente desde un inicio, pero las gráficas incluidas en el informe eran las equivocadas. Se presentaron las gráficas correctas, que no cambiaron la interpretación cualitativa de que las composiciones por talla y los índices de abundancia estaban en conflicto.

6. Volver a realizar el análisis de sensibilidad g: "No se incluye el índice de abundancia de palangre. El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. La selectividad de la pesquería palangrera se fija en la estimada por el caso de referencia." El cambio solicitado consiste en mantener los datos de composición por talla y estimar de esta manera la selectividad para esta pesquería, pero sin utilizar el índice de abundancia.

Fundamento: La composición por talla de la pesquería de LL puede utilizarse para informar la selectividad en forma de domo de las pesquerías de PS sin la CPUE de LL, pero puede dar lugar a estimaciones diferentes.

Resultados: Al excluir únicamente el índice de abundancia, dejando la composición por talla asociada, la estimación de la selectividad produjo una escala de biomasa total sustancialmente mayor sobre la serie de tiempo respecto de la ejecución de referencia (Figura 3). A diferencia del análisis de sensibilidad inicial g, la biomasa más alta observada al principio fue mayor en la ejecución g y no convergió totalmente con la biomasa más baja de la ejecución de referencia al final de la serie de tiempo, como lo hizo la ejecución inicial g. Esto demostró que los resultados del modelo eran altamente sensibles tanto al índice de abundancia de palangre como a la composición por talla de palangre, no sólo a uno de los dos.

Solicitudes del tercer día

1. Proporcionar mapas que muestren las ubicaciones de las boyas con ecosonda utilizadas para crear el índice de ecosondas, en general y por año o bloques de años.

Fundamento: Los índices de abundancia son más útiles cuando son representativos de la población y existía la preocupación de que el índice pudiese estar espacialmente restringido respecto de la pesquería en su distribución más amplia. Además, existía la preocupación de que los valores altos y la tendencia decreciente del inicio de la serie de tiempo se debieran al tamaño reducido de las muestras.

Resultados: Las boyas con ecosonda que se utilizaron para crear el índice se encontraban en una zona restringida respecto de la distribución general de los plantados. Las distribuciones espaciales anuales eran razonablemente constantes a lo largo del tiempo, pero el tamaño de las muestras en 2012 era mucho menor en todas las celdas que en años posteriores. Los datos de ecosondas utilizados en el índice estuvieron ausentes de la parte oriental de la región de evaluación durante toda la serie de tiempo.

2. Proporcionar la composición por especies de la pesquería de palangre a lo largo del tiempo y también puntuaciones Z de la captura palangrera a lo largo del tiempo para las tres especies de atunes.

Fundamento: Existía preocupación sobre la robustez de la tendencia en el índice de abundancia de la pesquería de palangre y por ende sobre la estimación general de la biomasa.

Resultados: Se presentó un análisis más amplio de lo solicitado, en el que se mostraron las composiciones por especies, las puntuaciones Z de la captura y correlaciones de la captura en escala logarítmica a lo largo del tiempo para las principales especies capturadas en la pesquería de palangre. En general, no hubo ninguna correlación negativa fuerte de la captura entre especies. La correlación (positiva) más fuerte observada fue con el marlín trompa corta y en segundo lugar con el pez espada. Esto podría reflejar una cuestión técnica común, pero también podría reflejar una respuesta común de la abundancia al entorno o a la pesca selectiva por parte de la flota palangrera.

3. Para los datos de composición por talla de la pesquería de palangre, evaluar si existe algún efecto del origen de los datos (por pabellón o medidos por un buque de entrenamiento japonés, por observador o por tripulación) sobre la frecuencia de talla del barrilete, por ejemplo, mediante la comparación de composiciones por talla de subconjuntos de datos.

Fundamento: Existía la preocupación de que la composición por talla de la pesquería palangrera japonesa estuviera truncada en 62 cm y pudiera no representar la captura y verse afectada por la falta de retención de peces pequeños, además de la preocupación de que los peces mayores a 80 cm en los datos de palangre japoneses pudieran ser un artefacto (por ejemplo, el producto de una conversión de peso a talla).

Resultados: En todas las composiciones por talla, había proporciones sustanciales de peces mayores a 80 cm para las pesquerías palangreras. Fue el caso para los buques de Japón, Corea del Sur y la Polinesia Francesa, así como para los datos de observadores. Existían diferencias sustanciales entre pabellones en las composiciones por talla para peces más pequeños. Ni las composiciones por talla de Corea ni las de Polinesia Francesa se encontraban truncadas en 62 cm como en el caso de Japón. Las composiciones por talla de la Polinesia Francesa incluían un amplio rango de peces más pequeños menores a 50 cm y no observados en las otras composiciones por talla. Las composiciones por talla de observadores incluían cantidades considerables de peces mayores a 80 cm y algunos peces menores a 62 cm, aunque parecía haber un fuerte descenso en la proporción a los 62 cm exactamente. Se observaron estos patrones cualitativos en los datos de

observadores tanto al este como al oeste de 120°O, aunque la proporción de peces mayores a 80 cm fue mayor en los datos de observadores al este de 120°O. Existía cierta preocupación de que los datos incluyeran barrilete mayor a 100 cm, lo cual se consideraba poco plausible biológicamente y podría deberse a errores en el ingreso de datos.

4. Investigar si los datos de palangre japoneses fueron recolectados en talla o fueron transformados a partir del peso.

Fundamento: Pudieron haber surgido errores durante la conversión de peso a talla.

Resultados: No fue posible dar seguimiento a esto durante la revisión.

5. No se trata realmente de una solicitud de ejecución o de un análisis de datos específico, pero ¿existen datos sobre variables susceptibles de influir en la capturabilidad de la pesquería palangrera, como el tamaño de los anzuelos o la profundidad de los anzuelos? ¿Qué puede decirse en general sobre la posibilidad de cambios en la capturabilidad/poder de pesca de la pesquería palangrera que podrían explicar la tendencia positiva en el índice de biomasa derivado?

Fundamento: El panel prevé mantener un debate sobre este punto, en vez de limitarse a examinar los resultados de análisis específicos.

Resultados: Se presentaron datos sobre anzuelos entre flotadores. Tal vez sea posible obtener otros datos, pero no durante la revisión. El número de anzuelos entre flotadores es indicativo de la profundidad de pesca ya que, a más anzuelos entre flotadores, se pescará a mayor profundidad. Hubo un incremento general en el número de anzuelos entre flotadores y cierto cambio en el sesgo de la distribución a lo largo del tiempo, con una variación sustancial en un año. También existen pruebas de que hubo variación espacial en la distribución de anzuelos entre flotadores, que cambió con el tiempo. Esta variable podría ser de gran valor en una estandarización si la captura por anzuelo resulta depender de ella.

6. Calcular la CPUE para los datos de palangre al este/oeste de 120°O.

Fundamento: El panel está consciente de que estos datos serán escasos y posiblemente no existan observaciones para alguna de las regiones en algunos años, pero se busca determinar si la tendencia general puede verse influenciada por la ubicación.

Resultados: Los patrones fueron bastante erráticos y parece probable que eso se deba, en parte, a grandes errores de observación debidos al reducido número de lances.

7. Realizar una ejecución del modelo con reponderación iterativa de Francis de las verosimilitudes de FT (o si no resulta factible, con un nivel menor de tamaño efectivo de muestra).

Fundamento: La ponderación relativa de conjuntos de datos entre índices de abundancia y FT, así como entre las diferentes FT, puede generar resultados de evaluación muy diferentes.

Resultados: La ejecución del modelo con el método de reponderación de Francis generó una tendencia muy diferente en la biomasa a lo largo del tiempo y una perspectiva diferente de la condición de la población. Este resultado no es sorprendente pero sí es motivo de preocupación.

8. Proporcionar una gráfica de Kobe para las ejecuciones solicitadas por el panel, distinguiendo entre las ejecuciones para permitir identificar modelos individuales. El panel no tiene inconveniente en

utilizar para la estandarización los mismos puntos de referencia que se utilizaron en la gráfica en el informe de evaluación.

Fundamento: Evaluar la robustez de la recomendación de ordenación ante las alternativas.

Resultados: La mayoría de las ejecuciones producían pares biomasa/F en el cuadrante inferior derecho, donde la biomasa se encuentra por encima de la referencia y F se encuentra por debajo de la referencia. Se exceptúan las ejecuciones en las que la mortalidad natural era sustancialmente más baja que en la ejecución de referencia, lo que producía resultados en el cuadrante superior izquierdo (sobrepescado y con sobrepesca), y el caso de reponderación de Francis, que se encontraba en el cuadrante inferior izquierdo (sobrepescado y sin sobrepesca).

9. Realizar un análisis con la M alternativa de Peatman *et al.* (2022) (a. mezcla temprana de 2 trimestres del PTTP y b. promediada entre programas de marcado y periodos de mezcla).

Fundamento: Se piensa que las estimaciones de mortalidad natural de Peatman *et al.* (2022) son más razonables que las de Hampton (2000) debido a que los modelos usan un intervalo temporal trimestral (en consonancia con el modelo de evaluación), tienen en cuenta la mortalidad por pesca que varía con el tiempo y provienen del programa de marcado más reciente.

Resultados: El modelo con la M por edad promedio de Peatman *et al.* (2022) fue similar al caso de referencia, pero marginalmente más pesimista. El modelo que empleó las estimaciones de M del PTTP con un periodo de mezcla de 2 trimestres presentó una M menor para las edades mayores y arrojó una biomasa ligeramente mayor, pero un SBR y SBR dinámico mucho más reducidos. Las estimaciones de reducción parecen ser muy dependientes del valor supuesto de mortalidad natural para las edades mayores.

10. Comprobar si la sigma-R proporcionada como entrada es consistente con la variación temporal en las estimaciones de reclutamiento. De no ser así, ajustar la sigma-R y realizar una ejecución con el nuevo valor de sigma-R. Aquí, la sigma-R de entrada corresponde a la desviación estándar supuesta especificada al ajustar el modelo y la salida corresponde a las desviaciones estándar empíricamente calculadas de las estimaciones de reclutamiento.

Fundamento: El panel interpretó algunos resultados de Stock Synthesis en el sentido de sugerir una desviación estándar del reclutamiento estimado mucho más alta de la especificada como entrada.

Resultados: La sigma de salida era en realidad sólo moderadamente menor a la sigma de entrada y el uso de la sigma de salida como nueva sigma de entrada no supuso una diferencia apreciable en el modelo de referencia.

DELIBERACIONES DEL PANEL RESPECTO DE CADA TDR

Modelo integrado de evaluación de poblaciones

Composición por especies y captura

La división por especies entre SKJ, aleta amarilla y patudo es importante ya que de ella se derivan muchas fuentes de datos, entre ellas la división de la captura, la producción de FT (son ponderadas por la captura) y la división por especies de los índices de ecosonda. Las discusiones durante la revisión dejaron claro que existe incertidumbre sustancial en relación con la asignación de la captura total a SKJ y a otras especies. Un enfoque alternativo al que se utiliza actualmente, y que el panel considera digno de consideración,

consiste en desarrollar un modelo de la proporción de especies en cada estrato (es decir, tipo de lance, área, mes, área de clase de capacidad de buque) que pueda aplicarse a los conjuntos de datos correspondientes. Por ejemplo, se podría ajustar un MLGM multinomial al número de cada especie capturada dentro de cada estrato (o incluso a un nivel menor, como cada bodega), lo cual permitiría realizar predicciones de la proporción de cada especie a cualquier nivel (por ejemplo, Roberts *et al.*, en prep.).

El panel recomienda que la incertidumbre asociada a la captura de SKJ por pesquería (para cada trimestre) se estime teniendo en cuenta la incertidumbre en los procesos de asignación descritos anteriormente y que, con base en ello, se utilicen desviaciones estándar de captura más realistas como entrada en la evaluación de la población. Aunque el uso de una desviación estándar mayor en una ejecución de modelo solicitada durante la revisión no presentó influencia, es concebible que la captura sea más incierta de lo supuesto. Un enfoque alternativo consistiría en ajustar el modelo utilizando historiales de captura alternativos en un conjunto de *bootstrap* de Montecarlo (Ducharme-Barth y Vincent, 2022) o probar la sensibilidad a estos diferentes historiales de captura (en lugar de desviaciones estándar de captura más altas).

Mortalidad natural

Existe incertidumbre considerable con las estimaciones de mortalidad natural (M) utilizadas en el modelo de referencia. En el modelo de referencia, se supuso una mortalidad natural fija estimada por un estudio externo en intervalos de 10 cm (Hampton, 2000) y trasladada a edad por la curva de crecimiento. El Grupo de Evaluación de Poblaciones investigó la robustez de las estimaciones de biomasa con respecto a la incertidumbre en las tasas de mortalidad natural para peces más viejos utilizando las estimaciones de Hampton (2000) para tallas mayores a 65 cm como sensibilidad, con una curva de mortalidad natural de Lorenzen escalada a las estimaciones para los intervalos de talla de 41-50 cm y 51-60 cm. Debido a la alta incertidumbre de esta estimación, el panel solicitó ejecuciones adicionales con la mortalidad de Lorenzen con una escala promedio estimada, así como con las estimaciones realizadas por Peatman *et al.* (2022).

La M de SKJ es muy alta en relación con otras especies, lo cual está respaldado por diversos estudios (Hampton, 2000; Hillary y Eveson, 2015; Peatman *et al.*, 2022). La estimación de M dentro del modelo de evaluación arrojó estimaciones de mortalidad natural de aproximadamente 0.44 año^{-1} , que son considerablemente más bajas que otras estimaciones para esta especie. Los modelos que estimaron la mortalidad natural arrojaron números de peces en el grupo plus en el mismo nivel de abundancia que los reclutas, lo cual fue considerado poco razonable por el panel. Parece que los datos de composición por talla (probablemente de palangre) se ajustan mejor al contar con un número muy alto de peces en el grupo plus, lo cual podría deberse a la falta de traslape entre la composición por talla de LL y las observadas en las flotas de PS. Esta conclusión está respaldada por una mejor verosimilitud para las tasas de mortalidad de la mezcla de 2 trimestres del PTPP de Peatman en comparación con las M promedio de Peatman, que diferían más para los peces más grandes (Figura 4). Existía la preocupación de que la función de *spline* altamente flexible y la frecuencia de talla truncada de la pesquería palangrera no se traslaparan con otras fuentes de datos; por ende, puede ser difícil para el modelo estimar la escala de abundancia únicamente a partir de la información de la pesquería de palangre.

Como consecuencia de la incertidumbre en las estimaciones de M y la sensibilidad a estos supuestos, el panel recomienda:

1. Realizar más pruebas de la sensibilidad de los valores de mortalidad natural en combinación con formas funcionales alternativas de selectividad para la pesquería de LL (por ejemplo, logística simple).

2. Probar la sensibilidad de las estimaciones de biomasa a valores de M con datos alternativos de composición por talla de LL que presentan un mayor traslape con la composición por talla de NOA.
3. Utilizar estimaciones de M provenientes del análisis de Brownie realizado por Peatman *et al.* (2022) en vez de Hampton (2000), en caso de no utilizar estimaciones provenientes del mercado en el OPO.
4. A largo plazo, utilizar estimaciones de mortalidad natural provenientes del análisis de mercado, una vez que el modelo incorpore todos los procesos de pérdida de marcas (por ejemplo, desprendimiento de marcas y mortalidad por marcado).

Crecimiento

El crecimiento (talla por edad y su variación) forma parte integrante de la evaluación ya que los datos de composición son datos de frecuencia de talla (no se dispone de datos de composición por edad). El crecimiento se estimó fuera del modelo de evaluación mediante dos modelos distintos: un modelo de error de medición y un modelo de cese de crecimiento. Ambos modelos fueron ajustados a datos de marcado-recaptura con mediciones de la talla en el momento de la liberación y la recaptura. El rango de tallas en la captura y recaptura se limita a entre 40 y 70 cm, lo que significa que existe incertidumbre considerable sobre el crecimiento de peces menores a 40 cm y mayores a 70 cm. El modelo de crecimiento estimó la edad en la captura para cada pez marcado (como efecto fijo). Sin embargo, se supuso la forma de cese de crecimiento, por lo que el panel sugiere probar un enfoque similar con funciones de crecimiento diferentes.

El error de observación/medición se estimó mediante una extrapolación basada en la disminución del tiempo en libertad, pero resultó ser demasiado bajo al intentar usarlo en el modelo de evaluación, por lo que este valor se infló arbitrariamente.

El panel recomienda:

- El ajuste al modelo de crecimiento dentro del modelo de evaluación, ya que los índices de abundancia y las FT proporcionarán cierta información sobre el crecimiento, el error de medición y el error de proceso.
- Considerar el uso de un modelo basado en la talla en lugar de un modelo basado en la edad, para evitar la necesidad de desarrollar una curva de talla por edad.
- Realizar experimentos de campo para estimar un factor de corrección de encogimiento específico para el barrilete.
- Seguir afinando las recapturas de marcas de alta confianza para entender mejor o reducir la incertidumbre de medición.

Datos de frecuencia de talla

Existen tres aspectos importantes que deben tenerse en cuenta en el desarrollo de las FT y el ajuste a las mismas en la evaluación de poblaciones:

1. cómo se derivan las proporciones por talla dentro de cada FT;
2. cómo asignar una medida de incertidumbre a cada FT; y
3. cómo asignar ponderaciones relativas de conjuntos de datos a cada conjunto de datos (incluidas las FT) en la evaluación de la población.

De manera general, las proporciones por talla se derivan empíricamente y son ponderadas por la captura o por un índice de abundancia. Sin embargo, estudios recientes han investigado la estandarización de FT

(por ejemplo, Thorson, 2014; Webber, 2022). La estandarización de FT resuelve dos problemas principales: (1) si faltan datos de FT dentro de un estrato (por ejemplo, si no se muestreó un área en un año/mes), pero sí hubo captura en ese estrato, entonces la FT total escalada por la captura puede no ser representativa de toda la captura; y (2) el modelo de estandarización puede proporcionar una medida de incertidumbre relativa para cada FT.

La medida de incertidumbre (por ejemplo, el tamaño de muestra efectivo) utilizada en la verosimilitud para los datos de composición puede tener un efecto sustancial sobre los resultados de una evaluación de población. Los peces capturados por un arte determinado pueden presentar una correlación sustancial en su edad o talla en un lance, viaje o estrato espaciotemporal. Por ende, el tamaño de muestra de los datos de composición debe analizarse fuera del modelo de evaluación. Para ello, existen tres enfoques generales:

- elegir una medida adecuada de tamaño de muestra (por ejemplo, número de lances o viajes);
- utilizar un análisis empírico *bootstrap* (Bull y Dunn, 2002); o
- un enfoque basado en modelos (Thorson, 2016; Neubauer y Tremblay-Boyer, 2019; Webber, 2022).

Finalmente, la ponderación relativa de conjuntos de datos puede tener un gran impacto sobre los resultados de las evaluaciones de poblaciones. Se recurrió al enfoque de ponderación de McAllister e Ianelli (1997) para derivar la ponderación relativa de conjuntos de datos para cada FT en la evaluación de la población de SKJ, utilizando como tamaños de muestra de entrada para las pesquerías de cerco el número de bodegas (reconociendo que el número de peces exageraría el contenido informativo de las composiciones por talla debido a correlaciones ocasionadas por el muestreo de peces del mismo cardumen). No obstante, las FT son altamente informativas de la biomasa en el modelo de referencia. Enfoques alternativos de reponderación iterativa han sido desarrollados por Francis (2011).

Por ende, el panel recomienda:

1. Probar un enfoque basado en modelos para estandarizar las FT (es decir, predecir las proporciones esperadas para cada FT) y derivar la incertidumbre relativa para cada FT.
2. Considerar enfoques alternativos para ponderar las composiciones por talla (por ejemplo, la distribución de Dirichlet autoponderada, procedimientos iterativos como el de Francis, 2011), teniendo en cuenta que es probable que las estimaciones externas de incertidumbre sobreestimen el contenido informativo cuando el modelo de evaluación no permite variación de proceso en la selectividad.
3. Revisar los datos de bitácora para confirmar si las FT de la pesquería de LL japonesa son razonables o no y en particular si se puede fiar del número importante de barriletes >80 cm. Considerar el uso de datos de frecuencia de talla provenientes de otros pabellones con pesca LL.
4. En lugar de utilizar la FT ponderada por la captura por lance proveniente de la pesquería PS OBJ para el índice ECHO, limitar los datos de FT de PS OBJ al rango espacial de los datos de CPUE de ECHO y reponderar de acuerdo con la abundancia relativa para estimar una nueva selectividad ajustada a estas FT.
5. Probar la sensibilidad de los resultados del modelo al valor de ponderación a la baja del tamaño de muestra de la composición por talla de la pesquería PS DEL. Un posible método alternativo menos subjetivo consistiría en ponderar los tamaños de muestra en relación con los tamaños de muestra de PS OBJ, con base en la captura relativa de las dos flotas.

Índices de abundancia

El modelo de evaluación de referencia se ajustó a dos índices de abundancia: un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda (ECHO) y la captura en número de peces por anzuelo en la pesquería de palangre (LL) japonesa. Se supuso que la composición por talla de la captura por lance del índice de PS OBJ se aplicaba a los índices ECHO (de modo que cuando tanto el índice PS OBJ como el índice ECHO estaban en el modelo, tenían la misma selectividad). La serie de CPUE de LL tenía sus propias FT, que fueron ajustadas con su propia curva de selectividad.

El panel expresó preocupación por el hecho de que el índice de LL solamente abarca una pequeña porción de la población (es decir, una proporción de la captura que es pequeña y espacialmente restringida), el barrilete no es especie objetivo de la pesquería de LL y la captura puede presentar descartes no notificados, las FT asociadas con el índice LL eran de calidad relativamente baja (es decir, basadas en pocas muestras de talla) y los ajustes del modelo a las FT de LL fueron malos en algunos años (Figura 1).

Al panel también le preocupaba que el índice ECHO no proporcionara un índice fiable de la abundancia de SKJ debido a algunos de los supuestos que se hacen actualmente. Actualmente, la exclusión de organismos pequeños (por ejemplo, fitoplancton/zooplancton) se realiza considerando la respuesta acústica por debajo de 25 m bajo cada boya, que se estimó empíricamente a partir del estudio del océano Índico. Después, la abundancia del atún barrilete se deriva de la composición por especies de las capturas OBJ asociadas. No tener en cuenta otras especies alrededor de las boyas (por debajo de 25 m) y las divisiones empíricas de especies basadas en los datos de pesca indican una alta incertidumbre del índice de biomasa derivado. Los datos de boyas con ecosonda utilizados en el índice son espacialmente restringidos con respecto tanto al área de evaluación general como a los lances PS OBJ (los cuales proporcionan las FT y las composiciones por especies). En lo que respecta a las distribuciones por talla, parece probable que exista poca selectividad por tamaño de las artes de pesca en relación con las especies objetivo incluidas en la biomasa registrada. Por ende, al suponer la misma distribución por talla para los índices de ecosonda y PS OBJ, implícitamente se supone que la selectividad del índice de PS OBJ depende del lugar donde se realizan los lances y no de la selectividad del arte de pesca. Además, los dos índices de abundancia parecían estar en conflicto entre sí, ya que la CPUE de LL sugería una tendencia creciente y un R_0 más bajo en comparación con los índices de ecosonda (Figura 2).

El panel recomienda:

1. Estandarizar la serie de CPUE de LL.
2. Verificar, ante los proveedores de los datos, que no sea probable que los datos de captura de LL presenten una alta variabilidad en los descartes con el tiempo.
3. Seguir trabajando en los índices de abundancia de las boyas con ecosonda y la inclusión de la incertidumbre en la evaluación, correspondiente a la relación de $R^2 = 0.39$ de la captura del atún con las estimaciones de biomasa de las boyas.

Puntos de referencia

Al panel se le informó que el punto de referencia de biomasa del 30% de su nivel sin pesca (como nivel conservador basado en puntos de referencia utilizados para otros atunes) no había sido aceptado. Se presentaron análisis adicionales como fundamento para seleccionar otro punto de referencia de biomasa (y F asociada).

Durante la reunión, Mark Maunder presentó nuevos análisis para evaluar y estimar un punto de referencia y poco tiempo después de la reunión, proporcionó al panel un borrador de informe con información adicional referente a estos análisis. El enfoque consistía en tomar las estimaciones de parámetros de la

evaluación en Stock Synthesis, pero el valor $h=1.0$ utilizado en la estimación se sustituía por un valor menor, pero que se considera conservador, de $h=0.75$ para calcular la biomasa reproductora del RMS y F asociada. Para el modelo de referencia, la biomasa reproductora del RMS se estimó en un 15% de la biomasa no explotada y entre todos los análisis de sensibilidad de la evaluación, la mayoría se acercaron a ese valor y la biomasa de RMS máxima fue del 23% de la biomasa no explotada.

El panel concluye que el valor de 30% utilizado en el informe de evaluación original es conservador como sustituto de la biomasa de RMS, suponiendo que $h=0.75$ sí es un límite inferior plausible. Dado el uso de $h=1.0$ en la evaluación de referencia, el 30% de biomasa reproductora no explotada corresponde a SPR (biomasa reproductora por recluta) de 30%. El panel piensa que el borrador de informe puede beneficiarse de una revisión de lo que sugieren los resultados de la evaluación en lo que respecta a las relaciones entre el reclutamiento y el tamaño de la población. En particular, ¿puede demostrarse que $h<0.75$ no resulta plausible para SKJ? El borrador de informe también incluye cierta evaluación de la probabilidad de que el tamaño de la población se encuentre por debajo de diversos puntos de referencia objetivo propuestos y del punto de referencia límite. La probabilidad de encontrarse por debajo de los puntos de referencia límite es prácticamente nula en todos los análisis de sensibilidad (si esta probabilidad hubiera sido mayor al 10%, se habrían requerido acciones de ordenación). Todos los análisis de sensibilidad en los que se supuso una selectividad en forma de domo para las pesquerías de cerco también producían estimaciones de la probabilidad de encontrarse debajo del punto de referencia objetivo que eran menores al 10%. Las proyecciones para el modelo de referencia también indicaron que la probabilidad de caer por debajo del valor de referencia del 30% era menor al 10% durante la próxima década, con las tasas actuales de mortalidad por pesca.

Métodos de análisis de marcado

Se exploraron dos enfoques de modelado para el análisis de datos de marcado. Primero, se utilizó el método de la exponencial de la matriz aplicado a un modelo espaciotemporal de advección y difusión (Thorson *et al.*, 2021) para calcular los desplazamientos de marcas. En este caso, se utilizó el operador exponencial de la matriz para integrar tasas instantáneas de desplazamiento entre celdas adyacentes durante el intervalo de tiempo en libertad y luego esta matriz de desplazamiento se utilizó para calcular la probabilidad de desplazarse de la posición de liberación a la de recaptura y luego para estimar los parámetros del modelo y las tasas de advección y difusión. Sin embargo, debido a la necesidad de discretización temporal y espacial, este método se rechazó por ser poco práctico dados los largos tiempos de cálculo y por su sensibilidad a la escala espacial de la discretización. Para el segundo enfoque, se propuso una ecuación de espacios de estado que describía los desplazamientos de peces en espacio continuo (pero en tiempo discreto) por advección y difusión, con una aproximación de la probabilidad de desplazamiento individual realizada mediante un filtro de Kalman. Para las marcas convencionales, la trayectoria de cada marca se modeló de forma independiente, con posición de liberación conocida y predicción de las posiciones intermedias en intervalos de tiempo discretos, así como de la posición de recaptura. Las posiciones de recaptura de las marcas convencionales se aumentan según la probabilidad calculada mediante un filtro de Kalman. Para las marcas archivadoras, cada ubicación observada, incluidas las que se encuentran entre la liberación y la recaptura, se incluye en la probabilidad, lo que permite dar a estos datos un uso más natural que con el enfoque de espacio discreto.

Los campos de preferencia de hábitat fueron definidos por la suma de *splines* de tres nudos. En este primer estudio, se consideraron cuatro covariables ambientales: temperatura superficial del mar (TSM), profundidad de la capa mixta (MLD), concentración de CHL-a y energía cinética de los remolinos (EKE). Las variables ambientales tienen diferentes resoluciones espaciotemporales: desde $1^\circ \times 1^\circ$ y semanal hasta $5^\circ \times 5^\circ$ y mensual. La estimación resultante de la preferencia de hábitat indicó que el barrilete es sobre todo sensible a la TSM y prefiere temperaturas en torno a 25-26°C.

El panel recomienda utilizar variables ambientales de mayor resolución, con $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ y resoluciones más finas para incluir características de la dinámica oceánica a mesoescala. Dichos datos, procedentes de modelos de circulación general oceánica (MCGO) y de observaciones satelitales, se pueden descargar de la plataforma del Servicio Marino Copérnico (<https://marine.copernicus.eu/>). Por otra parte, debido a la alta demanda de niveles de oxígeno por parte del barrilete (Brill, 1994), el uso de campos de oxígeno disuelto podría mejorar considerablemente la estimación de preferencias de hábitat. Los campos de oxígeno disuelto están disponibles ya sea como campos de promedios mensuales observados (climatología de World Ocean Atlas) o como variable de modelo predicha por un modelo biogeoquímico asociado a uno de los MCGO.

Con respecto al modelo de hábitat, el panel recomienda una revisión de la formulación aditiva actual. Esta función de hábitat puede no ser apta para preferencias de especies con factores múltiples. En particular, una función de hábitat aditiva podría llevar a los peces a áreas donde solamente un factor es óptimo, mientras no se cumpla la optimalidad de los demás. Puede resultar más adecuado utilizar el producto de *splines* u otras funciones no lineales para tomar en cuenta la combinación de factores, cumpliendo las condiciones óptimas para todos.

La tasa de advección, que caracteriza la velocidad del desplazamiento dirigido de peces individuales, se supone proporcional al gradiente de la preferencia de hábitat. Dada la importancia de la deriva pasiva por corrientes oceánicas, caracterizadas por sistemas de corrientes complejos y altas velocidades en el OPO, el panel recomienda incluir las corrientes oceánicas para mejorar la representación de desplazamientos de marcas.

La tasa de difusión, es decir la velocidad del componente de desplazamiento no direccional, se relaciona de manera no lineal con la suma de las funciones *spline* de covariables ambientales. Este enfoque implica que las relaciones funcionales entre tasas de desplazamiento y variables ambientales serán estimadas a partir de datos de marcado. Los resultados obtenidos mediante el filtro de Kalman sugirieron que la tasa de difusión aumenta con el incremento de temperaturas.

Debido a que las estimaciones de desplazamiento son producto de la interacción entre procesos de difusión y advección, el modelado actual de la tasa de advección podría sesgar la estimación de la relación entre difusión y hábitat. En la estimación actual, se estima que la tasa de difusión incrementa con la TSM, mientras que la tasa de advección, al ser proporcional al gradiente del hábitat, desplaza a los peces hacia el mejor hábitat definido por el rango estrecho de temperaturas. En consecuencia, los peces se desplazarán hacia áreas con temperaturas de 25-26°C, donde estarán sujetos a tasas de advección bajas y tasas de difusión intermedias a altas. Al mismo tiempo, en las áreas con el hábitat más pobre, el desplazamiento de peces se produce exclusivamente por advección y no por difusión (que es más baja en estas áreas). En el primer caso, parece contradictorio que los peces se alejen del hábitat óptimo. En el segundo caso, resulta necesario justificar el supuesto de que los peces se desplazan de manera 100% direccional y en la dirección correcta (con base en el gradiente). El panel recomienda realizar análisis de sensibilidad adicionales para comprobar la robustez de la estimación de difusión y advección.

El código informático del modelo está bien optimizado en términos de tiempo de cálculo y memoria. Los campos de preferencia de hábitat se calculan únicamente a lo largo de la trayectoria modelada y se interpolan localmente para que la función de hábitat sea diferenciable hasta el tercer orden. Actualmente, las condiciones límite del modelo se implementan únicamente para los límites de océano abierto. El panel recomienda implementar una condición límite costera en el modelo de espacios de estado para evitar la presencia de peces en tierra.

Las tasas de mortalidad se estimaron calculando la probabilidad de recaptura y no recaptura de marcas en un momento dado. La definición actual supone una tasa de notificación de 1. Puesto que la

probabilidad de recaptura de marca depende tanto de las tasas de notificación como de la selectividad de las artes de pesca, el panel recomienda incorporar la pesca basada en la talla (selectividad) y la mortalidad natural como funciones de la talla (edad) en los modelos de marcas. También se recomienda considerar la incertidumbre de la posición y momento de recaptura de las marcas convencionales, ya que eso puede influir en la probabilidad de captura y por ende en la estimación de las tasas de mortalidad.

La biomasa de la población se estima con base en la ecuación de captura de Baranov, utilizando la información de captura total y las tasas estimadas de mortalidad natural y por pesca. Debido a que dicha estimación depende de la disponibilidad de datos de captura, la extrapolación a las celdas de grilla no observadas se modeló como proceso autocorrelacionado en el tiempo, suponiendo que las variaciones residuales de abundancia estaban descritas por un campo aleatorio de Gauss-Markov. Es interesante señalar que este método preliminar permitió una estimación de niveles de biomasa consistente con la evaluación de la población actual así como con el modelado espaciotemporal externo (Senina *et al.*, 2020).

La presentación del modelo de marcado suscitó un debate sobre los tipos de datos de esfuerzo que deben utilizarse para modelar la mortalidad por pesca. Como opciones que deben estudiarse más a fondo, es posible utilizar únicamente los lances OBJ, utilizar todos los lances juntos o mantener los tres tipos de lance. Mark Maunder planteó la posibilidad de estimar la biomasa absoluta sin recurrir a datos de esfuerzo. La implementación actual de los modelos de marcado emplea métodos numéricos eficientes para resolver la ecuación de advección-difusión con exponenciales de matrices, que son capaces de estimar la biomasa de la población. Por lo tanto, parece razonable explorar la posibilidad de estimar tasas dinámicas dentro del modelo de desplazamiento de marcas.

Los resultados preliminares del análisis de marcado fueron alentadores y ofrecen un enfoque alternativo para estimar tasas dinámicas con base en una fuente de datos fiable que no se utiliza frecuentemente en la evaluación de poblaciones. El panel recomienda dar seguimiento a estos nuevos avances con financiación adicional para seguir mejorando el enfoque de modelado cuantitativo y la investigación asociada a estos métodos. El panel también recomienda seguir financiando esfuerzos para recolectar datos de marcado de alta calidad y para mejorar la colaboración con la industria.

Cuestiones planteadas por el público en relación con los datos, las pesquerías o el análisis

1. Simon Hoyle expresó su preocupación por la posibilidad de supresión del crecimiento en relación con un evento de marcado. La supresión del crecimiento puede ser temporal debido a una infección asociada a la marca (es decir, el gasto de energía en la respuesta inmunitaria).
2. Simon Hoyle manifestó que la variación espacial es importante tanto en el crecimiento como en la talla. La variación espacial en la talla afectará las definiciones de pesquerías. Simon señaló que existe una variación espacial en la talla muy alta en el OPO para YFT y BET, según los datos de palangre. En el OPOC, los barriletes son más grandes más al este y podría suceder lo mismo en el OPO. La variación espacial en el crecimiento rompe uno de los supuestos más importantes en el modelo basado en la edad y eso puede dar lugar a que los ajustes a los datos de talla sean mucho menos informativos sobre F , etc. Es bastante difícil de explorar al no poder determinar la edad de los peces, pero existen suficientes datos de marcado para explorarlo. Es otra razón para considerar el uso de un modelo basado en la talla, porque resulta difícil modelar la mezcla y la variación espacial en el crecimiento con un modelo basado en la edad.

Recomendaciones prioritarias para la investigación y la recolección de datos

A corto plazo (para la próxima evaluación)

1. Seguir desarrollando el enfoque de modelo de marcado para estimar la abundancia absoluta y evaluar el valor de este tipo de datos de entrada para la evaluación de la captura por talla

estructurada por edad. El panel ofrece recomendaciones detalladas sobre el trabajo de modelado de mercado como parte de las recomendaciones a largo plazo, aunque algunos aspectos de este trabajo (ver resumen general de la evaluación) son prioritarios para generar estimaciones fiables de la biomasa.

2. Evaluar la fiabilidad del índice de abundancia de palangre y considerar refinamientos del índice y de las composiciones por talla asociadas.
 - a. Evaluar los datos de captura para la pesquería de palangre y la posibilidad de que los descartes y cambios en los descartes en el tiempo influyan en las estimaciones del índice basadas en estos datos.
 - b. Considerar índices basados en modelos en lugar de un índice basado en la captura por esfuerzo total. Afinar las composiciones por talla del mismo modo.
3. Explorar formas funcionales alternativas de crecimiento.
4. Los análisis de puntos de referencia deben estar respaldados por un mayor análisis de las relaciones estimadas entre el reclutamiento y el tamaño de la población ya que dependen fundamentalmente de $h \geq 0.75$. Aunque en la ecuación actual la biomasa objetivo y F asociada corresponden a niveles de equilibrio de RMS, el panel se pregunta si, como consideración adicional, se debe evitar una alta probabilidad de que el tamaño de la población caiga por debajo del nivel límite en un plazo definido, lo cual puede interpretarse en el sentido de poner en riesgo la capacidad de la población para alcanzar el RMS. Esto se evaluó implícitamente para el caso de referencia mediante proyecciones a 10 años.

A largo plazo

El panel ofrece unas recomendaciones generales a largo plazo que abarcan tanto la evaluación actual como el estudio de mercado y posteriormente una serie de recomendaciones más detalladas sobre el trabajo de mercado.

1. Para el enfoque de áreas como pesquerías, considerar la posibilidad de definir regiones irregulares en lugar de dividir las por longitud y latitud. La selección de áreas puede basarse no solamente en las características de las pesquerías, sino también en variables oceanográficas, sistemas de corrientes, ecorregiones, etc.
2. Explorar opciones para convertir el modelo de mercado en un modelo de evaluación útil para la ordenación por sí solo. Para ello, será necesario contar no solamente con simples valores de biomasa sino también con estimaciones de mortalidad por pesca y enfoques para determinar puntos de referencia para utilizar los resultados de la evaluación de mercado en la ordenación.
3. Considerar enfoques alternativos al modelo de evaluación actual, por ejemplo:
 - a. Un enfoque estructurado por talla (y no estructurado por edad) para evitar la necesidad de establecer una función de talla versus edad, en ausencia de datos reales sobre la edad;
 - b. Un modelo de espacios de estado que incorpore más variación de proceso, particularmente para permitir la variación temporal en la capturabilidad y la selectividad.
4. Proseguir esfuerzos para estimar las cantidades necesarias para producir estimaciones fiables de mortalidad y abundancia a partir de marcas, como la notificación de marcas y cómo varía en el espacio y el tiempo, el desprendimiento de marcas y la mortalidad inducida por el mercado. Seguir

invirtiendo en esfuerzos de recuperación de marcas, como el uso de responsables de recuperación de marcas para obtener recuperaciones de alta confianza.

5. Trabajar para mantener buenas relaciones con la industria, para promover la ayuda en la obtención de datos de calidad, como en el mantenimiento de altas tasas de devolución de marcas, la obtención de datos históricos de plantados, etc.
6. Un taller de identificación de poblaciones o de estructura espacial para construir un modelo conceptual para el barrilete, similar a los que se han creado para otras especies en el OPO.

Recomendaciones para seguir desarrollando el modelo espacial de marcado

Recomendaciones del panel para el modelado de campos de hábitat

1. Dado que se estima que la preferencia de hábitat depende principalmente de la temperatura superficial del mar (TSM), considerar una revisión del uso de la profundidad de la capa mixta (MLD). Parece razonable suponer que la TSM ya es un buen sustituto de temperatura ambiental para los barriletes que permanecen en la capa mixta.
2. Utilizar la información de marcas archivadoras sobre las migraciones verticales diarias de SKJ para mejorar la estimación de campos de hábitat y a la larga, los parámetros de desplazamiento. Si estos datos muestran que el SKJ ocupa profundidades por debajo de la MLD, puede resultar esencial utilizar los campos de temperatura en 3D que se incluirán en la función *spline* de hábitat. Es ahí donde se pueden utilizar los niveles de oxígeno bajos para explicar la profundidad máxima accesible para el barrilete.

Recomendaciones para explorar definiciones alternativas de las tasas de advección y difusión

1. En lugar de utilizar el gradiente de hábitat para calcular la velocidad del desplazamiento dirigido de los peces, considerar la posibilidad de utilizar el valor del índice de hábitat para calcular la velocidad (por ejemplo, una relación lineal simple $v_{max} \cdot (1-h)$) y el gradiente de hábitat únicamente para la dirección. Esta formulación parece más adecuada para el desplazamiento individual ya que un pez no conoce el gradiente una vez que se desplaza (por ejemplo, ver Faugeras y Maury, 2007).
2. Parece importante considerar la información de talla disponible en el conjunto de datos de marcado ya que se sabe que la velocidad de los peces y sus preferencias ambientales varían con la talla de los peces. En particular, debido a que se estima un crecimiento lineal como descripción más precisa del crecimiento del barrilete, de acuerdo con los datos de marcado del OPO, se espera observar cambios rápidos y significativos en las preferencias térmicas de atunes marcados con más tiempo en libertad.
3. Estimación de la mortalidad: Incorporar al modelo de desplazamiento procesos de pérdida de marcas, como la mortalidad inducida por el marcado, el desprendimiento de marcas y las tasas de notificación, ya sea como parámetros adicionales por estimar o como parámetros fijos. Considerar la creación de campos de tasa de notificación espacialmente variables basados en datos de siembra de marcas correspondientes al puerto de descarga y luego realizar el cálculo a partir de la ubicación de la captura correspondiente a dichos puertos.

Validación

1. Calcular la velocidad de desplazamiento predicha a partir de los modelos y verificar que sea consistente con las velocidades de natación máximas biológicamente plausibles, que tal vez sea necesario ajustar por las velocidades de las corrientes oceánicas.

2. Probar las sensibilidades de las estimaciones de biomasa a las covariables ambientales supuestas para el modelo de desplazamiento.
3. Para validar la capacidad del método para estimar de manera fiable las tasas de desplazamiento y mortalidad, considerar el desarrollo de una serie de diagnósticos de validación que proporcionen métricas del ajuste entre las distribuciones observadas y predichas de recapturas de marcas, el número de éstas y el tiempo en libertad correspondiente.
4. Dado que los parámetros del modelo (nueve actualmente: cuatro parámetros *spline*, tres parámetros de pesquerías, sigma y tasa de mortalidad) son invariables en el tiempo y en el espacio, considerar la posibilidad de validar esta hipótesis con un conjunto de datos independiente (es decir, datos recolectados en el OPOC). Aunque puede resultar complicado por la escasez de datos de marcado, se pueden realizar análisis de sensibilidad con subconjuntos de datos para observar la variabilidad de las tasas de desplazamiento y mortalidad con el periodo de tiempo y la región seleccionados.

Recomendaciones generales

Se sugiere como próximo paso trabajar en el futuro con datos de marcado para ampliar el modelo y así convertirlo en un modelo espacialmente explícito de producción excesiva o de diferencia con retardo que incorpore los datos de captura. Si el modelo de producción se desarrolla exitosamente y es capaz de proporcionar una estimación razonable de la biomasa, puede resultar de beneficio una mayor ampliación del modelo para incorporar dinámicas basadas en la talla y datos de frecuencia de talla. Tales enfoques serían novedosos y se beneficiarían de pruebas de simulación de los modelos que se desarrollen.

Referencias

- Brill, R. 1994. A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. *Fish. Oceanogr.* 3(3): 204–216.
- Faugeras, B., Maury, O., 2007. Modeling fish population movements: from individual-based representation to an advection-diffusion equation. *J. Theor. Biol.* 247, 837–848.
- R.I.C.C. Francis. (2011). Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 68: 1124–1138
- Francis, R.I.C.C. (2014). Replacing the multinomial in stock assessment models: A first step. *Fisheries Research* 151: 70–84.
- Hampton, J. (2000). Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1002–1010. doi:10.1139/f99-287.
- Hillary, R.M., Eveson, P.J. (2015). Length-based Brownie mark-recapture models: Derivation and application to Indian Ocean skipjack tuna. *Fisheries Research* 163: 141–151. doi:10.1016/j.fishres.2014.06.004.
- Neubauer, P.; Tremblay-Boyer, L. (2019). The 2018 stock assessment of pāua (*Haliotis iris*) for PAU 5D. *New Zealand Fishery Assessment Report 2019/39*. 58 p.
- Peatman, T., Vincent, M., Scutt Phillips, J., Nicol, S. (2023). Times are changing, but has natural mortality? estimation of mortality rates for tropical tunas in the western and central Pacific Ocean. *Fisheries Research* 256: 106463. doi:10.1016/j.fishres.2022.106463.
- Roberts, Webber, Rudd, Pons, Starr, Goeden (in prep). Data for the CRA 2 stock assessment. *New Zealand Fisheries Assessment Report XXXX/XX*. XX p.
- Senina, I., Lehodey, P., Sibert, J., Hampton, J., 2020. Integrating tagging and fisheries data into a spatial population dynamics model to improve its predictive skills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77, 576–593.
- Thorson, J.T. (2014). Standardizing compositional data for stock assessment. *ICES Journal of Marine Science* 71(5): 1117–1128. doi:10.1093/icesjms/fst224.
- Thorson, J.T.; Johnson, K.F.; Methot, R.D.; Taylor, I.G. (2016). Model-based estimates of effective sample size in stock assessment models using the Dirichlet-multinomial distribution. *Fisheries Research* 192: 84–93. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.06.005
- Webber, D.N. (2022). Modelling the length frequency of red rock lobsters (*Jasus edwardsii*) in New Zealand. *New Zealand Fisheries Assessment Report 2022/30*. 261 p.

FIGURAS

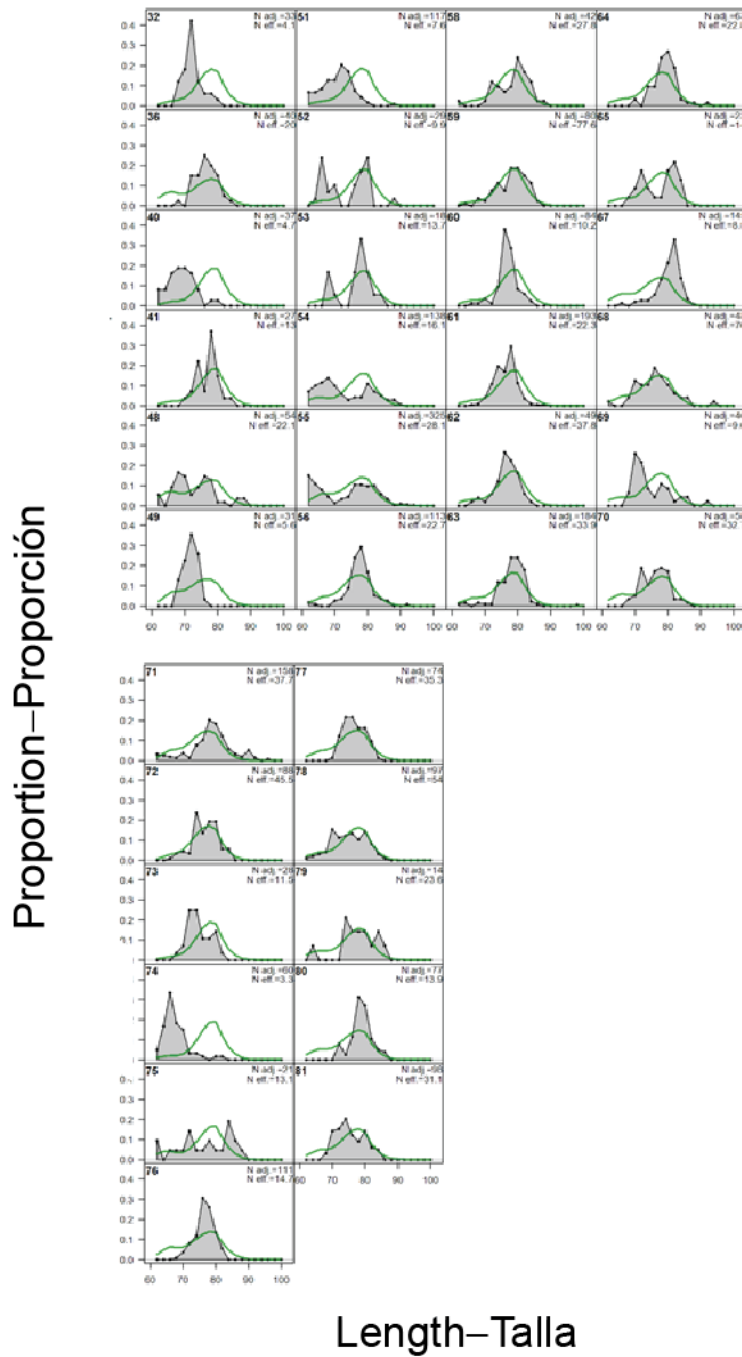


FIGURE 1. Model fits (green line) to the Japanese longline length frequencies for each year/quarter.
 FIGURA 1. Ajustes del modelo (línea verde) a las frecuencias de talla de palangre de Japón para cada año/trimestre.

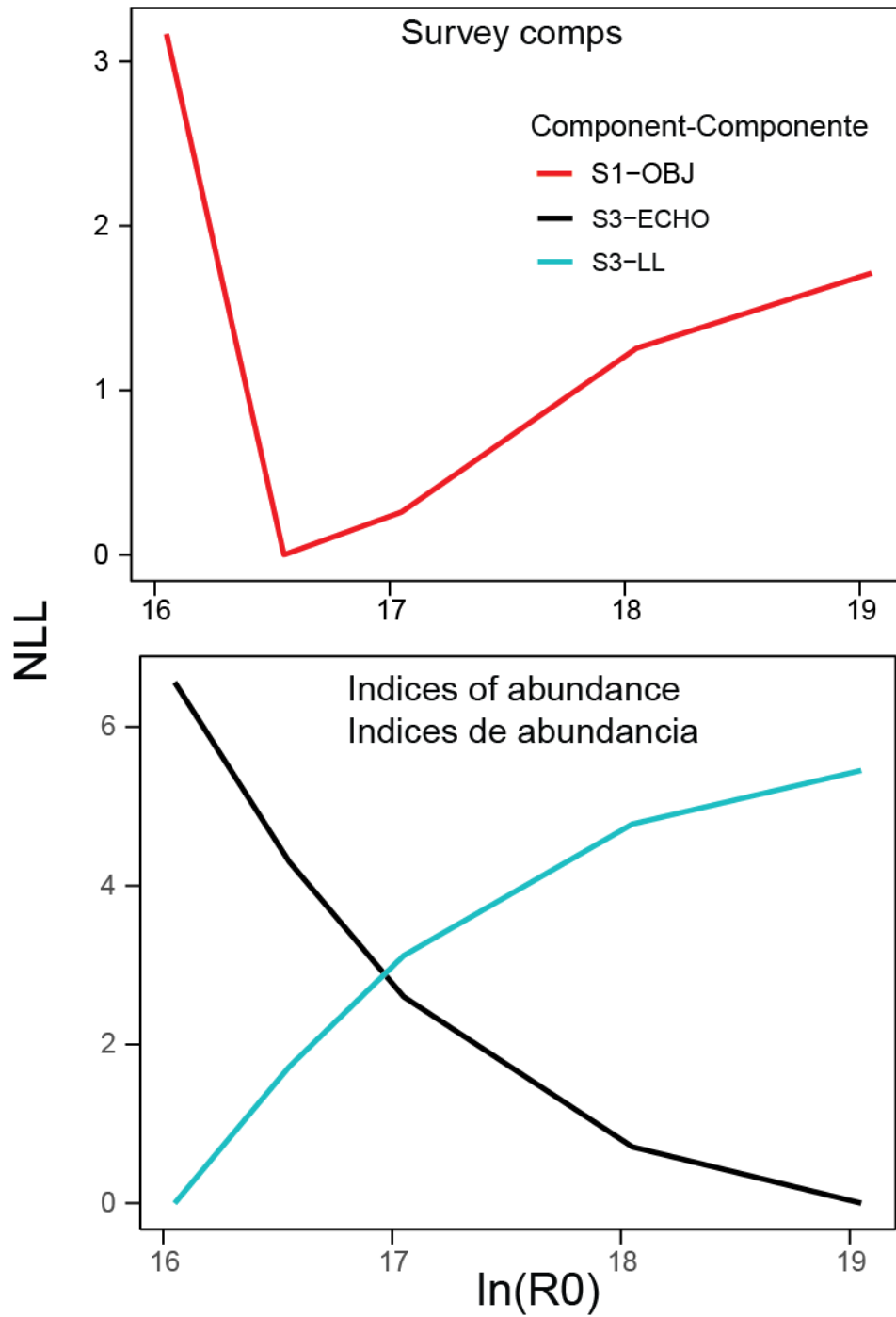


FIGURE 2. Corrected likelihood profile for the indices of abundance.
 FIGURA 2. Perfil de verosimilitud corregido para los indices de abundancia.

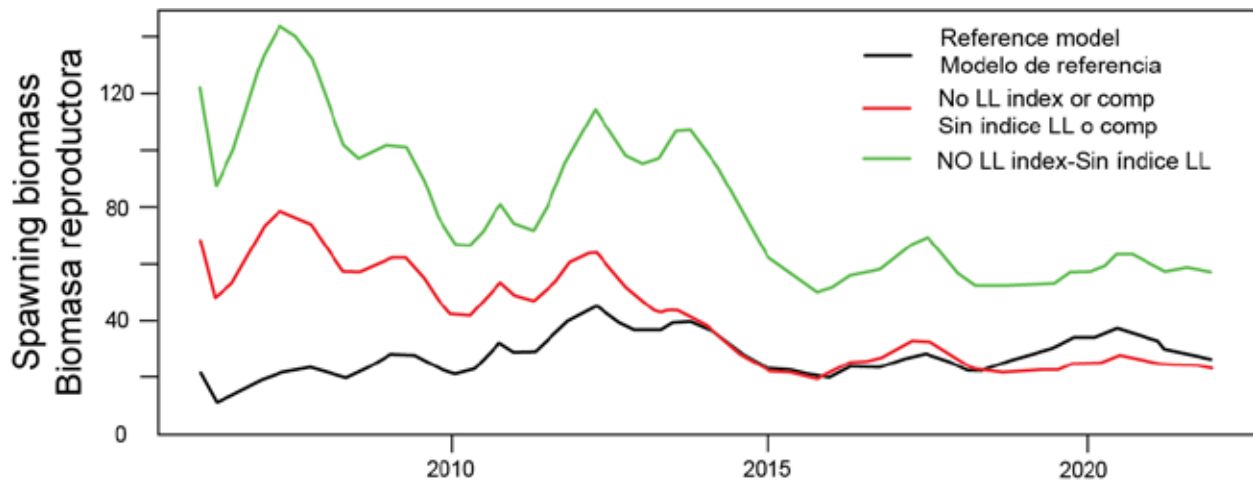


FIGURE 3. Spawning biomass estimates from the reference model compared to model runs with the longline index removed and a model with the longline index and length composition removed.
FIGURA 3. Estimaciones de biomasa reproductora del modelo de referencia comparadas con ejecuciones del modelo sin el índice de palangre y un modelo sin el índice de palangre ni la composición por talla.

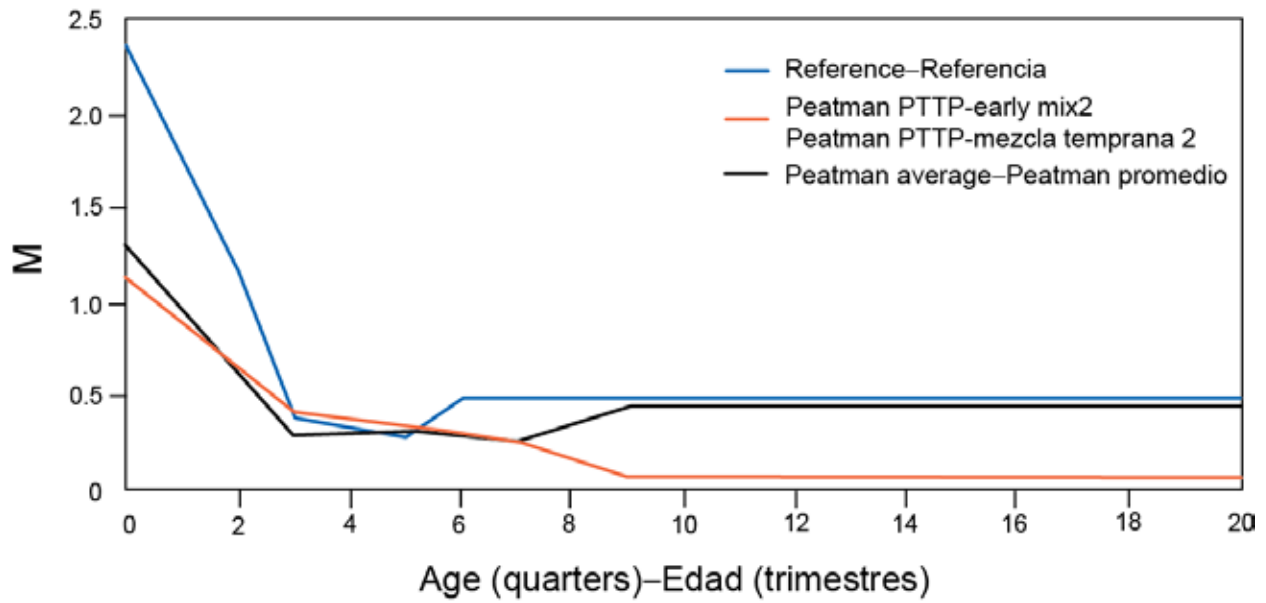


FIGURE 4. Natural mortality-at-age rates assumed for the reference model and two sensitivities created from external estimates for skipjack in the western central Pacific Ocean.

FIGURA 4. Tasas de mortalidad natural por edad supuestas para el modelo de referencia y dos análisis de sensibilidad creados a partir de estimaciones externas para el barrilete en el Océano Pacífico occidental y central.

ANEXO 1: TÉRMINOS DE REFERENCIA PARA EL PANEL DE REVISIÓN

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

1ª REVISIÓN DE LA EVALUACIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

La Jolla, California (EE. UU.)

7-10 de noviembre de 2022

(participación por teleconferencia opcional)

TÉRMINOS DE REFERENCIA

1. METAS Y OBJETIVOS

La revisión de la evaluación que había sido efectuada por el personal de la CIAT de la población de barrilete en el Océano Pacífico oriental y el análisis de mercado tiene como propósito brindar información que permita mejorar los análisis utilizados para proporcionar asesoramiento de ordenación.

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

- a. identificar la mejor ciencia disponible para uso en la evaluación de la población de barrilete y el análisis de mercado;
- b. brindar una revisión independiente de la evaluación y el análisis de mercado;
- c. proporcionar recomendaciones sobre cómo integrar la información de mercado en la evaluación y/o el asesoramiento de ordenación; y
- d. proporcionar asesoramiento sobre investigaciones y recolección de datos a futuro que mejorarán la evaluación, el análisis de mercado, y la provisión de asesoramiento de ordenación.

2. RESPONSABILIDADES DEL PANEL DE REVISIÓN

La responsabilidad principal del Panel de Revisión es realizar una revisión técnica adecuada de la evaluación de barrilete y el análisis de mercado. Para asegurar la mayor objetividad en la realización de este ejercicio, los miembros del Panel deberían informar sobre cualquier conflicto de intereses que podrían tener, incluyendo, entre otros, intereses e inversiones financieras personales, afiliaciones del empleador, y arreglos, becas, o contratos consultativos, etc.

Las responsabilidades específicas del Panel son:

- a. estar familiarizado con los términos de referencia;
- b. revisar los documentos informativos, insumos de datos, modelos analíticos, junto con otra información pertinente (por ejemplo, evaluaciones previas e informes previos del Panel de Revisión);
- c. discutir los méritos y deficiencias técnicas de los datos de entrada y métodos analíticos, trabajar con el personal de la CIAT y los contratistas para corregir las deficiencias, y, en caso posible, sugerir nuevas herramientas, análisis, y métodos de recolección de datos para mejorar las evaluaciones futuras; y
- d. redactar un informe de la reunión, para documentar las discusiones y recomendaciones.

Es responsabilidad del presidente del Panel coordinar las discusiones para que se lleve a cabo la revisión en el tiempo disponible.

3. COMENTARIOS DEL PÚBLICO

Durante la reunión se dejará libre un espacio de tiempo para comentarios del público. El Panel tomará estos comentarios en consideración, según proceda, al elaborar su informe.

4. SOLICITUDES DE ANÁLISIS ADICIONALES

Al tener como propósito la reunión efectuar una revisión técnica de la metodología de evaluación, podría ser de beneficio la realización de análisis durante el transcurso de la reunión análisis. Asimismo, el Panel podrá solicitar un número razonable de análisis de sensibilidad, así como detalles adicionales para los modelos presentados, o análisis adicionales de ejecuciones alternativas. No obstante, cualquier solicitud de este tipo deberá ser clara, explícita, presentada por escrito, y práctica en términos del tiempo disponible. Dichas solicitudes deberán ser detalladas individualmente en el informe del Panel, junto con su motivación y la respuesta. Al grado posible, los análisis solicitados por el Panel deberían ser llevados a cabo durante la reunión por el equipo de evaluación.

5. INFORME DEL PANEL

El informe del Panel debería ser redactado y aprobado en un plazo corto después de la reunión. El proceso de elaborar el informe seguirá estos pasos:

- a. el Panel presenta una reseña del informe en la reunión;
- b. el Panel redacta y acuerda el borrador del informe;
- c. el Panel remite el borrador del informe al personal de la CIAT para comentarios sobre su exactitud técnica; y
- d. el Panel revisa los comentarios del personal, y modifica el informe según sea necesario.

El informe incluirá:

- a. nombres y afiliaciones de los miembros del Panel;
- b. una breve reseña de la reunión (lugar, agenda, principales recomendaciones por el Panel, *etc.*);
- c. breve resumen del modelo de evaluación actual, el análisis de marcado, los datos usados, análisis presentados, y modelo de evaluación propuesto;
- d. lista de análisis solicitados por el Panel, motivación de cada solicitud, y un breve resumen de la respuesta;
- e. comentarios sobre los méritos y/o deficiencias en la evaluación y el análisis de marcado, y recomendaciones para remediarlos;
- f. problemas no resueltos y principales incertidumbres, por ejemplo, cualquier problema especial que complique la evaluación y/o la interpretación de los resultados;
- g. problemas relacionados con los datos, la pesquería, o el análisis planteados por el público; y
- h. recomendaciones de investigación y recolección de datos priorizadas para la evaluación subsiguiente.

El Panel y el personal de la CIAT procurarán resolver cualquier divergencia de opinión que pueda surgir con respecto al contenido del informe. Cualquier divergencia de opinión que no pueda ser resuelta deberá ser documentada y reflejada en el informe, el cual será publicado como informe especial de la CIAT.

ANEXO 2: AGENDA DE LA REUNIÓN

<p style="text-align: center;">COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL</p> <p style="text-align: center;">1ª REVISIÓN EXTERNA DE LA EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL</p> <p style="text-align: center;">La Jolla, California (EE. UU.) 7-10 de noviembre de 2022 <i>(participación por teleconferencia opcional)</i></p>

AGENDA

Lunes, 7 de noviembre

- | | |
|--|-----------------------------------|
| 0900: Bienvenida e introducción | <i>(Alexandre Aires-da-Silva)</i> |
| 0920: Historia de la evaluación del barrilete y problemas identificados | <i>(Alexandre Aires-da-Silva)</i> |
| 1000: Café | |
| 1030: Datos de pesca | <i>(Mark Maunder)</i> |
| 1100: Estructura de la pesquería | <i>(Mark Maunder)</i> |
| 1130: Índices de abundancia derivados de la CPUE de cerco | <i>(Haikun Xu)</i> |
| 1200: Almuerzo | |
| 1300: Índices de abundancia derivados de la CPUE de palangre | <i>(Mark Maunder)</i> |

1330: Discusión: datos

- | | |
|---------------------------------|-----------------------|
| 1400: Biología | <i>(Dan Fuller)</i> |
| 1430: Crecimiento | <i>(Mark Maunder)</i> |
| 1500: Café | |
| 1530: Mortalidad natural | <i>(Mark Maunder)</i> |

1600: Discusión: biología

- | |
|--------------------------------------|
| 1630: Comentarios del público |
|--------------------------------------|

Martes, 8 de noviembre

- | | |
|--|-----------------------|
| 0900: Visión general de la evaluación de 2022 | <i>(Mark Maunder)</i> |
| 1000: Café | |

1030: Discusión: evaluación

1100: Solicitudes de ejecuciones de modelos

(*Mark Maunder*)

1200: Almuerzo

1300: Un enfoque individual de los desplazamientos de poblaciones de peces a gran escala (*Anders Nielsen*)

1330: Preferencia de hábitat y desplazamiento del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental (*Tobias Mildenberger*)

1400: Estimación de tasas de mortalidad y biomasa a partir de datos de marcado y de captura y esfuerzo (*Tobias Mildenberger*)

1430: Discusión: evaluación

1500: Café

1530: Solicitudes de análisis de mercado

1600: Comentarios del público

Miércoles, 9 de noviembre

0900: Presentación de las ejecuciones de modelos solicitadas: evaluación (*Mark Maunder*)

0930: Solicitudes de ejecuciones de modelos

1000: Café

1030: Presentación de las ejecuciones de modelos solicitadas: análisis de mercado (*Tobias Mildenberger*)

1100: Solicitudes de análisis de mercado

1200: Almuerzo

1300: Integración de información de marcado en la evaluación

(*Mark Maunder/ Tobias Mildenberger*)

1330: Discusión: integración de información de marcado en la evaluación

1500: Café

1600: Comentarios del público

Jueves, 10 de noviembre

0900: Presentación de las ejecuciones de modelos solicitadas: evaluación (*Mark Maunder*)

1030: Presentación de las ejecuciones de modelos solicitadas: análisis de mercado (*Tobias Mildenberger*)

1000: Café

1030: Discusiones

1200: Almuerzo

1300: Resumen del Panel de Revisión

1330: Esquema del informe

1500: Café

ANEXO 3: PARTICIPANTES DE LA REUNIÓN

Representante	Compañía	Nombre	E-mail
Panelista	Quantifish - Quantitative Fisheries Science	Darcey Webber darcy@quantifish.co.nz	
Panelista	The Pacific Community SPC	Inna Senina	innas@spc.int
Panelista	Michigan State University	James Bence	bence@msu.edu
Panelista	NOAA Fisheries	Matthew Vincent	matthew.vincent@noaa.gov
Panelista	DTU-Aqua	Anders Nielson	an@aqua.dtu.dk
Panelista	DTU-Aqua	Tobias Mildenerger	tobm@aqua.dtu.dk
ECU	Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca	Luciano Delgado	ldelgados@produccion.gob.ec
ECU	Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca	Rebeca Espinoza	respinoza@produccion.gob.ec
ECU	Ministerio de Producción, Comercio Exterior, Inversiones y Pesca	Alejandro Moya	amoyad@produccion.gob.ec
ECU	Tunacons	Juan Quiroz	jcquiroz@facilevisual.com
ECU	Tunacons	Guillermo Moran	gamv6731@gmail.com
ECU	Tunacons	Pedro Santistevan	psantistevan@tunacons.org
ECU	Tunacons	José García	jgarcia@tunacons.org
SLV	Ministerio de Agricultura y Ganadería	Raúl Cortez	raul.cortez@mag.gob.sv
SLV	Ministerio de Agricultura y Ganadería	Marlene Galdamez	ana.galdamez@mag.gob.sv

GTM	Dirección de Normatividad de la Pesca y Acuicultura	Carlos Martínez	carlosmartinez41331@gmail.com
EU	AZTI	Gorka Merino	gmerino@azti.es
EU	AZTI	Agurtzane Urtizbera	aurtizbera@azti.es
EU	AZTI	Jon Uranga	juranga@azti.es
MEX	Conapesca	Bertha Soler	bertha.soler@conapesca.gob.mx
MEX	Conapesca	Gustavo López	gustavo.lopez@conapesca.gob.mx
MEX	Fidemar	Michel Dreyfus	dreyfus@cicese.mx
VEN	Fundatun	Alvin Delgado	adelgadopnov@gmail.com
Org. Int.	IOTC	Dan Fu	dan.fu@fao.org
Org. Int.	SPC	Claudio Castillo	claudioc@spc.int
Org. Int.	SPC	Jeremy Day	jemeryd@spc.int
Org. Int.	SPC	Paul Hamer	paulh@spc.int
Org. Int.	SPC	Jed Macdonald	jedm@spc.int
Obs	NIWA	Simon Hoyle	simon.hoyle@gmail.com
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Arnulfo Franco	afranco@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Mark Maunder	mmaunder@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Alex Da Silva	alexdasilva@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Ananda Majumdar	amajumdar@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Carolina Minte Vera	cminte@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Haikun Xu	hkxu@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Cleridy Lennert	clennert@iattc.org

IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Juan Valero	jvalero@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Manuel Correia	manuelcorreia.a@gmail.com
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Jeff Morgan	jmorgan@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Robert Sarazen	rsarazen@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Monica Galvan	mgalvan@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Barbara Cullingford	bcullingford@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Marisol Aguilar	maguilar@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Dan Margulies	dmargulies@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Andres Romero	aromero@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Christine Patnode	cpatnode@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Melanie Hutchinson	mhutchinson@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Jon López	jlopez@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Dan Fuller	dfuller@iattc.org

IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Mitchell Lovell	mlovell@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Michael Opiekun	mopiekun@iattc.org
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Dan Ovando	danovan@uw.edu
IATTC	Comisión Interamericana del Atún Tropical	Guillermo Compeán	gcompean@iattc.org

ANEXO 4: LISTADO DE TIPOS DE DATOS DE COMPOSICIÓN DE FRECUENCIA DE TALLA UTILIZADOS EN LOS MODELOS DE EVALUACIÓN

Los datos de composición de frecuencia de talla incluyen:

	Flota	Etiqueta
1	Cerco (PS)	F1-OBJ_OS
2		F2-OBJ_Nth
3		F3-OBJ_Sth
4		F4-OBJ_Coast
5		S1-OBJ
6		F5-NOA_OS
7		F6-NOA_Nth
8		F7-NOA_Cnt
9		F8-NOA_Coast
10		S2-NOA
11		F9-DEL_Sth
12		F10-DEL_Nth
13	Palangre de Japón (LL)	F12-LL