

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

15ª REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

10 - 14 de junio de 2024

DOCUMENTO SAC-15-04

EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO
ORIENTAL: EVALUACIÓN DE REFERENCIA DE 2024

Rujia Bi, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Antecedentes	3
2. DATOS	4
2.1. Pesquerías y “estudios”	4
2.1.1. Pesquerías	5
2.1.2. “Estudios”	6
2.2. Captura	6
2.2.1. Cerco	6
2.2.2. Palangre	7
2.2.3. Otra captura	7
2.2.4. Descartes	8
2.2.5. Tendencias de captura y descarte	8
2.3. Índices de abundancia	8
2.3.1. Captura por lance en la pesquería de cerco	9
2.3.1.1. PROCEDIMIENTO DE ESTANDARIZACIÓN	9
2.3.2. Índice de boyas con ecosonda	10
2.3.3. Biomasa absoluta basada en mercado	11
2.3.4. Biomasa relativa basada en mercado	11
2.4. Datos de composición por talla	11
2.4.1. Pesquerías	11
2.4.1.1. CERCO	11
2.4.1.2. PALANGRE	12
2.4.2. Estudios	14
3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS	14
3.1. Información biológica y demográfica	14
3.1.1. Crecimiento	14
3.1.2. Mortalidad natural (<i>M</i>)	15
3.1.3. Biología reproductiva y reclutamiento	15
3.1.4. Desplazamiento y estructura de la población	16
3.2. Supuestos del modelo de evaluación de poblaciones	16

3.2.1.	Condiciones iniciales.....	16
3.2.2.	Selectividad y ponderación de datos.....	17
4.	MODELOS.....	18
4.1.	Modelo de referencia.....	18
4.2.	Modelos de sensibilidad.....	19
5.	RESULTADOS.....	20
5.1.	Diagnósticos del modelo de referencia.....	20
5.1.1.	Convergencia del modelo.....	20
5.1.2.	Ajuste a los índices de abundancia.....	20
5.1.3.	Ajustes a los datos de frecuencia de talla.....	20
5.1.4.	Diagnósticos de modelo integrado.....	20
5.1.4.1.	ANÁLISIS DE <i>JITTER</i>	20
5.1.4.2.	ANÁLISIS RETROSPECTIVOS.....	21
5.1.4.3.	MODELO DE PRODUCCIÓN ESTRUCTURADO POR EDAD.....	21
5.1.4.4.	PERFIL DE VEROSIMILITUD DE R_0	21
5.2.	Resultados del modelo de referencia.....	22
5.2.1.	Reclutamiento.....	22
5.2.2.	Biomasa reproductora.....	22
5.2.3.	Mortalidad por pesca.....	22
5.2.4.	Impactos de la pesca.....	22
5.3.	Resultados del análisis de sensibilidad.....	22
6.	CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN.....	23
6.1.	Estimaciones de la condición de la población.....	23
7.	DIRECCIONES FUTURAS.....	24
7.1.	Recolección de información nueva y actualizada.....	24
7.2.	mejoras a los métodos y el modelo de evaluación.....	24
	AGRADECIMIENTOS.....	24
	REFERENCIAS.....	25
	FIGURAS.....	28
	TABLAS.....	59

RESUMEN EJECUTIVO

1. Se realiza una evaluación de referencia de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental (OPO) utilizando un modelo estadístico integrado de captura por talla estructurado por edad en Stock Synthesis.
2. Esta evaluación representa una mejora significativa con respecto a la evaluación provisional realizada en 2022. Refleja avances importantes en las metodologías de evaluación e incorpora nuevos conjuntos de datos, incluyendo datos de mercado recolectados a través del Programa Regional de Mercado de Atunes en el OPO.
3. Se dispone de varias fuentes de datos para ajustar el modelo, incluidos datos de 16 pesquerías definidas y cinco "estudios". Las pesquerías están clasificadas por tipo de arte (cerco, palangre) y tipo de lance de cerco, que incluye lances asociados a delfines (DEL), sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociados (NOA), así como por área geográfica de operación. Los datos de los "estudios" incluyen: a) índices de captura por lance para los lances de cerco, por tipo de lance (OBJ, NOA), donde la relación entre la captura por lance y la abundancia sigue siendo incierta; b) un índice basado en datos de boyas con ecosonda desarrollados recientemente; c) biomasa absoluta de un modelo espaciotemporal tipo Petersen aplicado a datos de mercado y recaptura; y d) un índice de biomasa relativa de un modelo

de biomasa de mercado que utiliza un supuesto de esfuerzo flexible.

4. Se desarrolla un modelo de referencia basado en los supuestos más plausibles y se realizan análisis de sensibilidad cambiando los supuestos del modelo de referencia.
5. Existe una gran incertidumbre sobre varios supuestos del modelo y se realizan análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto ante la incertidumbre, especialmente en relación con los supuestos del modelo sobre el crecimiento y la selectividad.
6. También existe incertidumbre sobre la fiabilidad de las diferentes fuentes de datos y hay conflicto en la información que proporcionan sobre la abundancia absoluta. Se realizan análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto ante el uso de las diferentes fuentes de datos.
7. Los diagnósticos indican que existe un conflicto de datos. Sin embargo, los resultados de ordenación son robustos ante los supuestos del modelo sobre el crecimiento y la selectividad, así como ante la inclusión o exclusión de conjuntos de datos de abundancia y composición por talla.
8. Las cantidades basadas en el RMS no son fiables porque las ventajas y desventajas entre el crecimiento y la mortalidad natural, en combinación con el supuesto de que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, implican que los peces deberían capturarse a las edades más tempranas para maximizar el rendimiento y que la mortalidad por pesca óptima debería ser infinita. Por lo tanto, se utilizan un *sustituto* conservador para la biomasa objetivo de cociente de biomasa reproductora (SBR) = 0.3, tal como se utilizó en la evaluación provisional, y la mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa, como puntos de referencia objetivo.
9. El modelo de referencia estimó que la mortalidad por pesca actual está por debajo del nivel correspondiente al *sustituto* del RMS y que la biomasa reproductora está por encima del nivel dinámico correspondiente al *sustituto* del RMS. Además, la biomasa reproductora no tiene una probabilidad igual o superior al 10% de rebasar el punto límite. Lo mismo ocurre con todos los modelos de sensibilidad.
10. El modelo de referencia estimó que las tasas de explotación de 2022 y 2023 estuvieron por debajo del *statu quo* (nivel promedio de 2017-2019). Lo mismo ocurre con todos los modelos de sensibilidad excepto para el modelo que elimina el índice de boyas con ecosonda.
11. La mejora de la evaluación del atún barrilete y el futuro asesoramiento de ordenación seguirán dependiendo en gran medida de la implementación de un programa exhaustivo de mercado.

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe presenta los resultados de una evaluación de referencia de la población de atún barrilete (SKJ; *Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) utilizando una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad realizada utilizando Stock Synthesis (Methot y Wetzel, 2013; versión 3.30.22.beta). Esto marca una actualización significativa de la evaluación provisional realizada en 2022, lo que refleja avances importantes en las metodologías de evaluación y la incorporación de nuevos conjuntos de datos, incluyendo datos de mercado recolectados a través del Programa Regional de Mercado de Atunes en el OPO (PRMA-OPO 2019-2020, Proyecto E.4.a). Todos los archivos de entrada del modelo y los resultados de salida de esta evaluación de referencia están disponibles en formato [html](#).

1.1. Antecedentes

La evaluación de referencia anterior se llevó a cabo en 2005 utilizando la metodología ASCALA (Maunder y Harley, 2005). Esta evaluación fue preliminar y no se consideró fiable para el asesoramiento de

ordenación porque no se sabía si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco era proporcional a la abundancia ni si la selectividad de cerco tenía forma de domo. Posteriormente, las evaluaciones de la condición de la población de barrilete, tales como el análisis exhaustivo de Maunder (2012) que utilizó varios métodos, incluidos indicadores biológicos y de pesca, análisis de datos de marcado y Modelo Espacial de Dinámica de Poblaciones y Ecosistema (SEAPODYM), no pudieron evaluar definitivamente la población en relación con los puntos de referencia tradicionales basados en el RMS.

A falta de una evaluación convencional fiable, el personal de la CIAT utilizó un Análisis de Productividad-Susceptibilidad (APS) para inferir la condición del barrilete.

Con base en esta justificación de evaluación de APS, dado que el barrilete y el patudo tienen aproximadamente la misma susceptibilidad al arte de cerco en el APS del OPO (Duffy *et al.* 2019), y que el barrilete es la más productiva de las dos especies, se puede inferir que, si el patudo está saludable, el barrilete también lo está. En 2020, el personal combinó la justificación del APS con los elementos cuantitativos del análisis de riesgos para los atunes tropicales en el OPO. Esta evaluación combinada APS-análisis de riesgos indicó que la condición de la población de barrilete al principio de 2020 era saludable, reflejando la condición de la población asociada a las condiciones de mortalidad por pesca de *statu quo* (2017-2019).

Tras la implementación de la resolución [C-21-04](#), la justificación del APS utilizada anteriormente para evaluar el barrilete de forma *provisional* se volvió insostenible. Dado que las medidas adicionales establecidas en la resolución C-21-04 fueron diseñadas específicamente para evitar que se traspasen las condiciones de *statu quo* para el patudo (la especie que necesita medidas más estrictas), estas medidas no evitan necesariamente el aumento de la mortalidad por pesca para las otras dos especies, en particular para el barrilete. Por ejemplo, el nuevo esquema de Umbrales Individuales por Buque (UIB) para las capturas de patudo podría resultar en un cambio de estrategias de pesca por parte de los buques cerqueros con una mayor mortalidad por pesca del barrilete. Por lo tanto, la condición de la población del barrilete solo puede medirse a través de una evaluación convencional.

En 2022, se llevó a cabo una evaluación provisional utilizando Stock Synthesis colmar la brecha entre las evaluaciones anteriores y la evaluación de referencia exhaustiva prevista ([SAC-13-07](#)). Esta evaluación provisional se consideró fiable para el asesoramiento de ordenación, aunque se entendía que se preveían nuevas mejoras como parte de un esfuerzo continuado para integrar datos adicionales, incluidos datos de marcado recientes. El presente informe detalla la evaluación de referencia realizada siguiendo el plan de desarrollo establecido en 2021 ([SAC-12-06](#)), empleando metodologías mejoradas e integrando nuevos datos para proporcionar una evaluación robusta de la condición de la población de barrilete en el OPO.

La evaluación de referencia se lleva a cabo para el periodo de 2006 a 2023, lo que evita el periodo en que la pesquería sobre objetos flotantes se expandió después de mediados de la década de 1990, cubre un periodo en el que los métodos de recolección de datos de cerco fueron más consistentes, y evita la posible influencia de El Niño de 1998 sobre la capturabilidad y la selectividad. El barrilete tiene una vida corta y, como resultado, la abundancia de la población tiende a ser muy variable, por lo que la información de años anteriores es menos pertinente para evaluar su condición actual.

2. DATOS

2.1. Pesquerías y “estudios”

Las pesquerías se definen por tipo de arte, tipo de lance cerquero [asociado a delfines (DEL), asociado a objetos flotantes (OBJ) y no asociado (NOA)] y área geográfica de operación. Esto es coherente con el enfoque de "áreas como flotas" y permite tener en cuenta la información espacial sin crear explícitamente un modelo espacial. Todos los datos disponibles la evaluación de la población se obtienen de la pesquería, incluido un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda que se utilizan en la pesquería de cerco OBJ ([FAD-08-02](#)). El índice de boyas con ecosonda depende de la pesquería, pero es independiente de la

captura y, por lo tanto, debería estar menos influenciado por los cambios en la estrategia de pesca. Las pesquerías definidas en esta evaluación se ilustran en la Figura 1 y se resumen en la Tabla 1. A continuación se proporciona una descripción de estas pesquerías.

Los “estudios” (*surveys*) son un concepto de Stock Synthesis que permite el uso de datos que no están asociados con la captura. Estos no tienen que ser estrictamente estudios, pero pueden basarse en datos dependientes de la pesquería y el índice elaborado de una manera que no necesita o no debe estar asociado con la captura. Se crearon cinco “estudios” para usarlos en la evaluación del barrilete: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería cerquera OBJ ([SAC-13 INF-K](#)); 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería cerquera NOA ([SAC-13 INF-K](#)); 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda ([FAD-08-02](#)); 4) biomasa absoluta de un modelo espacio-temporal tipo Petersen aplicado a datos de marcado y recaptura ([SAC-15 INF-G](#)); y 5) un índice de biomasa relativa de un modelo de biomasa de marcado que utiliza un supuesto de esfuerzo flexible ([SAC-15 INF-G](#)).

2.1.1. Pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, clasificadas por arte (red de cerco, palangre), tipo de lance cerquero y área geográfica de operación (Figura 1, Tabla 1). Una de las pesquerías se utiliza para representar peces que se descartan debido a la talla del pez y tiene plena selectividad para peces de entre 30 y 40 cm.

Las pesquerías en el enfoque de áreas como flotas se definen para agrupar datos que tienen una selectividad similar, que es una combinación de selectividad de contacto y disponibilidad espacial. Las pesquerías definidas para los lances OBJ y NOA de cerco se identificaron mediante un análisis de árbol de regresión de los datos de composición por talla (Lennert-Cody *et al.* 2013, Lennert-Cody *et al.* 2010). El algoritmo de árbol de regresión emplea una partición recursiva para buscar reglas de decisión binarias jerárquicas que dividan los datos en subgrupos más homogéneos. Las reglas de decisión binarias se seleccionan para proporcionar la mayor disminución en la heterogeneidad de los datos de composición por talla, que se mide con la divergencia Kullback–Leibler. El algoritmo de árbol de regresión se ha incluido recientemente en un paquete en R, *FishFreqTree*, en el cual los datos de frecuencia de talla de las pesquerías, diferenciados por arte (palangre/cerco) y tipo de lance cerquero (OBJ/NOA/DEL), se agrupan por latitud, longitud, trimestre y trimestre cíclico. Este paquete en R es de código abierto y puede consultarse en: <https://github.com/HaikunXu/FishFreqTree>.

Este análisis se basa únicamente en la frecuencia de talla y se realiza para cada tipo de lance con el fin de proporcionar definiciones de pesquerías específicas para cada tipo de lance. La preferencia de hábitat del atún barrilete depende de la talla, por lo que es probable que los peces capturados con diferentes tipos de lance presenten diferentes patrones espaciales de composición por edad/talla. Por ende, resulta más apropiado utilizar definiciones de pesquerías independientes para este modelo de evaluación, que emplea el enfoque de “áreas como flotas”.

En el análisis de árbol de regresión, las medidas de talla de barrilete tomadas en el primer y tercer mes de un trimestre son ajustadas con base en la curva de crecimiento para reflejar el valor que representarían si los peces hubieran sido medidos en la mitad del trimestre. Además, para eliminar la influencia de la variación del reclutamiento sobre la frecuencia de talla observada, cada observación de frecuencia de talla es dividida por la frecuencia de talla promedio del OPO entero para el trimestre correspondiente. Estos dos pasos de procesamiento de datos no se incluyeron en el análisis de árbol de regresión anterior.

Con base en el análisis de árbol de regresión, se utilizaron cinco pesquerías definidas espacialmente para lances OBJ y cuatro pesquerías para lances NOA. Se descubrió que, en tres pesquerías, algunos lances solo capturaban peces pequeños, mientras que otros solo capturaban peces grandes, lo que resultó en un patrón bimodal en la frecuencia de talla observada. Por consiguiente, esta pesquería se separó en dos

pesquerías distintas, correspondientes a los grupos de peces pequeños y grandes. Tres pesquerías, incluidas la pesquería OBJ de alta mar, la pesquería OBJ central y la pesquería NOA de alta mar, se dividieron en pesquerías más pequeñas y más grandes. Como resultado, se utilizaron siete pesquerías para lances OBJ y cinco pesquerías para lances NOA. Se capturan pocos barriletes en la pesquería de cerco DEL o en la pesquería de palangre. Por lo tanto, la pesquería DEL se dividió en dos áreas, al norte y al sur de la línea ecuatorial.

En esta evaluación de referencia se define una única pesquería de palangre utilizando los datos de observadores notificados por cuatro Miembros de la CIAT —China, Taipéi Chino, Japón y Corea— que cubren el periodo de 2013 a 2023, y los datos de esfuerzo notificados por todos los CPC disponibles durante el periodo de 2006 a 2023.

2.1.2. “Estudios”

Se creó un “estudio” en Stock Synthesis para cada uno de los índices de abundancia de captura por lance de cerco utilizados en la evaluación. Esto se hizo debido a que el índice representa la abundancia en todo el OPO mientras que las pesquerías están separadas por áreas espaciales para modelar mejor la talla o la edad de los peces extraídos. El índice no puede asociarse con ninguna pesquería en particular y tiene sus propios datos de composición por talla, que se ponderan por la abundancia (CPUE) más bien que por la captura ([SAC-13 INF-K](#)). El índice de boyas con ecosonda también es un índice de toda la población y, por lo tanto, también se trata como un “estudio” y su selectividad se determina mediante un ajuste a los datos de composición por talla del índice de captura por lance OBJ. De forma similar, la biomasa absoluta estimada a partir del modelo espaciotemporal tipo Petersen aplicado a los datos de marcado y recaptura, y el índice de biomasa relativa del modelo de biomasa de marcado que utiliza un supuesto de esfuerzo flexible, se tratan como “estudios”. Las selectividades de los estudios basados en marcado también se determinan mediante un ajuste a los datos de composición por talla del índice de captura por lance OBJ. Stock Synthesis tiene la flexibilidad de reflejar la selectividad de los estudios en otros cuando es necesario (por ejemplo, los “estudios” basados en datos de boyas con ecosonda y en el marcado reflejan la selectividad del índice de captura por lance OBJ).

2.2. Captura

La captura se estima para cada una de las pesquerías tal como se describe a continuación.

2.2.1. Cerco

La información usada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales: enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques, y muestreo en puerto realizado por personal de la CIAT. Las bases de datos de observadores y bitácoras también contienen otra información sobre las capturas, como el lugar y fecha de la captura y tipo de lance. El año es la única información auxiliar disponible para los datos de enlatadoras. Además, desde 2000, el programa de muestreo en puerto para recolectar datos de composición por talla también ha proporcionado información sobre la composición por especie.

Para esta evaluación, las capturas totales fueron estimadas por estrato de captura (área, mes, tipo de lance y capacidad de acarreo del buque) y después fueron agrupadas por estratos de captura para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Desde 2000, los datos de muestreo en puerto se utilizan para determinar la composición por especie de las capturas totales. La captura total de las tres especies combinadas (a partir de los datos de enlatadoras, observadores y bitácora)¹ se prorratea a los estratos de

¹ Si no se dispone de información de descarga de las enlatadoras, se usa en su lugar la información de captura en las bases de datos de los observadores o de las bitácoras de los buques, en ese orden.

captura, utilizando la información de las bases de datos de observadores y bitácora. Los datos de muestreo en puerto sobre la composición por especie y talla de la captura luego se usan para estimar la captura de cada especie por estrato de captura. En Tomlinson (2002, 2004), Suter (2010) y en el Documento [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar explicaciones detalladas de los estimadores. Los detalles del protocolo de muestreo en puerto utilizado desde 2000 pueden consultarse en el Anexo de Suter (2010). Esta metodología de estimación de captura, que es un enfoque basado en diseño, se utiliza para obtener las mejores estimaciones científicas (BSE, por sus siglas en inglés) a nivel de flota de la composición por especie de las capturas de cada flota pesquera de cerco. Esta metodología se integró en un paquete R que puede consultarse en: <https://github.com/HaikunXu/BSE>.

Se realizó un ajuste de sesgo para las capturas OBJ estimadas derivadas del algoritmo BSE para los dos años afectados por la pandemia de COVID-19 (2020 y 2021). La pandemia interrumpió la recolección de datos de composición por especie y talla por los muestreadores en puerto de la CIAT, lo cual condujo a una pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto de los puertos donde se descarga gran parte de la captura de patudo del OPO ([SAC-13 INF-L](#)). Dado que el algoritmo BSE depende en gran medida de los datos de muestreo en puerto para predecir la composición por especie de las capturas de cerco, es probable que las capturas de cerco estimadas para los dos años de COVID-19 por el algoritmo BSE estén sesgadas. Investigaciones recientes sugieren que el algoritmo BSE sobrestima las capturas de barrilete en la pesquería OBJ en un 0.6% para 2020 y las subestima en un 6% para 2021 ([SAC-13-05](#)). En consecuencia, se realizaron ajustes para reducir cada captura trimestral de OBJ estimada por BSE para 2020 en un 0.6% y para aumentar cada captura trimestral de OBJ estimada por BSE para 2021 en un 6%.

2.2.2. Palangre

El personal de la CIAT no recolecta directamente datos sobre las capturas de palangre; más bien, estos son reportados anualmente a la CIAT por los CPC, de conformidad con la resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos. Las capturas se reportan por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varían entre las flotas: las flotas principales reportan la captura y el esfuerzo agregados por celda de 5°-mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras de barrilete en el OPO por parte de las flotas de los CPC de aguas lejanas (China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, Corea, y Vanuatu) y costeras (principalmente México y Estados Unidos).

Algunas flotas notifican las capturas palangreras en número y otras en peso, y solo una pequeña proporción de la captura de barrilete fue notificada (solo de los buques observados). Las estimaciones anuales de la captura de palangre se calculan multiplicando el número de anzuelos notificados por la CPUE nominal, que se deriva a partir de datos de observadores de cuatro Miembros de la CIAT: China, Corea, Japón y Taipéi Chino. Si no se dispone de datos de CPUE nominal trimestral, se utiliza en su lugar la CPUE promedio trimestral del mismo año. Para los años anteriores al periodo observado (2006-2012), se supone que la CPUE trimestral es igual a la CPUE promedio trimestral en 2013.

En la última evaluación provisional, las estimaciones anuales de captura de palangre se tomaron como se reportan en el *Informe de la situación de la pesquería* (ISP) y se distribuyeron uniformemente entre los trimestres. El nuevo enfoque en esta evaluación de referencia se considera una mejora porque los pescadores no notificaron capturas de barrilete con palangre; por lo tanto, es posible que el valor en el ISP esté sesgado negativamente.

2.2.3. Otra captura

La captura de barrilete con caña solo representa un pequeño porcentaje de la captura total durante el periodo de evaluación y ha habido poca o ninguna en los últimos años. Por lo tanto, la captura se toma del ISP, se divide en partes iguales entre los trimestres, y se agrega a la pesquería OBJ costera del norte (F7). La captura recreativa se desconoce y no se incluye en el modelo.

2.2.4. Descartes

Se consideran dos tipos de descartes, los resultantes de ineficacia en el proceso de pesca y los relacionados con la clasificación de las capturas. Ejemplos de ineficacia son la captura de un lance que excede la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero o el descarte de especies indeseadas de captura incidental, mientras que se supone que la clasificación de la captura ocurre cuando los pescadores descartan atún que está por debajo de cierta talla. El primero se agrega a las pesquerías y el segundo se combina en una pesquería separada con una curva de selectividad supuesta (selectividad total entre 30 y 40 cm). Los descartes de las pesquerías de palangre no se pueden estimar con los datos mínimos disponibles debido a la baja cobertura por observadores, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total.

2.2.5. Tendencias de captura y descarte

El atún barrilete es la principal especie objetivo de las pesquerías de cerco OBJ y NOA. Las capturas de la pesquería de cerco DEL y la pesquería de palangre representan sólo una pequeña proporción de las capturas totales de atún barrilete en el OPO.

La pesquería de cerco OBJ ha sido importante desde la década de 1970 en áreas al norte de la línea ecuatorial y cerca de la costa de Suramérica, entre 10°S y la línea ecuatorial. Sin embargo, la pesquería OBJ tuvo una expansión generalizada en el OPO después de 1992. El número de lances OBJ ha aumentado constantemente desde 2005, hasta el inicio de la pandemia de COVID-19 ([SAC-13-06](#)). Durante el periodo cubierto por el modelo, existe una gran variación estacional en la captura cerquera (Figura 2). La captura en la pesquería OBJ de alta mar (F1 y F2) aumentó a partir de 2015. Los descartes por clasificación en las pesquerías OBJ muestran una reducción a partir de alrededor de 2003, y cesaron casi por completo a partir de 2006 (Figura 2) luego de resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibían el descarte de atunes juveniles (por ejemplo, [C-04-05](#)).

2.3. Índices de abundancia

Los índices de abundancia son un insumo crucial para los modelos de evaluación de poblaciones, ya que informan directamente los cambios en la abundancia de las poblaciones a lo largo del tiempo (Francis 2011). Idealmente, los índices de abundancia deberían ser calculados usando datos de estudios independientes de la pesca, recolectados usando el mismo arte y operación de pesca a lo largo del tiempo para asegurar que la capturabilidad y la selectividad sean constantes, y tener un diseño de muestreo aleatorio o fijo en el espacio. Sin embargo, para la mayoría de las especies de atunes alrededor del mundo, incluido el atún barrilete en el OPO, no se dispone de datos de estudios. Por lo tanto, los índices de abundancia se derivan únicamente de datos de CPUE dependientes de la pesca. Estos datos deben estandarizarse para que el índice de abundancia sea aproximadamente proporcional a la abundancia de la población (Maunder y Punt 2004). Para lograrlo, el modelo de estandarización debe eliminar la parte de la variación en los datos de CPUE que no está impulsada por cambios en la abundancia de la población. Además, el modelo de estandarización debe imputar la abundancia de peces para los lugares sin pesca y utilizar un enfoque de ponderación por área para calcular el índice de abundancia de la población para todo el dominio espacial de la pesquería (Thorson *et al.* 2015).

Se consideran cinco índices de abundancia para su inclusión en la evaluación del barrilete. Estos comprenden: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería cerquera OBJ ([SAC-13 INF-K](#)); 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería cerquera NOA ([SAC-13 INF-K](#)); 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda ([FAD-08-02](#)); 4) biomasa absoluta de un modelo espaciotemporal tipo Petersen aplicado a datos de marcado y recaptura ([SAC-15 INF-G](#)); y 5) un índice de biomasa relativa de un modelo de biomasa de marcado que utiliza un supuesto de esfuerzo flexible ([SAC-15 INF-G](#)).

La captura en número por anzuelo de la pesquería palangrera de Japón fue tratada como un "estudio" en la evaluación provisional. Se derivó una CPUE estandarizada de un modelo espaciotemporal ajustado a datos de observadores de cuatro Miembros de la CIAT (China, Taipéi Chino, Japón y Corea) este año. Sin embargo, la incertidumbre en torno a la CPUE derivada es alta (CV promedio = 0.62), por lo que no se incluye en el modelo de referencia de esta evaluación de referencia. Esta información sobre la incertidumbre en el índice no estaba disponible en la evaluación anterior, que utilizó una CPUE nominal y supuso un CV. Cabe señalar que la CPUE utilizada en la evaluación anterior estaba sesgada porque se utilizó todo el esfuerzo en el cálculo cuando solo los viajes observados notifican las capturas de barrilete. Dado que se dispone de una estimación absoluta de la abundancia a partir del análisis de marcado, el índice de palangre ya no es necesario para proporcionar información sobre la abundancia.

2.3.1. Captura por lance en la pesquería de cerco

Los datos utilizados para elaborar el índice son los datos de captura por lance individual de los buques cerqueros. Los observadores a bordo pertenecientes al programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) han estado recolectando estos datos para buques cerqueros grandes (capacidad de acarreo >363 t) desde 1992 (Joseph 1994; Scott *et al.* 2016). Los datos de bitácora se utilizan para viajes para los que no se dispone de datos de observadores.

No es posible separar el esfuerzo de búsqueda por tipo de lance y la pesca sobre objetos flotantes no tiene una medida fiable del tiempo de búsqueda, por lo que se utiliza la captura por lance para calcular el índice de abundancia. El índice debe representar a toda la población (por ejemplo, cubrir la extensión espacial de la población). Es preferible calcular el índice basándose en la suma de las tasas de captura espacialmente explícitas (ver Maunder *et al.*, 2020a). Sin embargo, existe una variación temporal en la distribución espacial del esfuerzo, lo que a veces tiene como resultado áreas sin datos. Por lo tanto, el modelado espacial de los datos de captura por lance se usa para "suplir los datos faltantes" y la región sobre la cual se calcula el índice se restringe a la porción del OPO en la que se pesca con frecuencia (ver [SAC-13 INF-K](#)). Los datos de captura por lance se estandarizaron utilizando la librería R VAST (versión 3.11.0) (Thorson y Barnett 2017, Xu *et al.* 2019).

2.3.1.1. Procedimiento de estandarización

Nuestro enfoque actual para la estandarización de la CPUE del atún barrilete en el OPO implica la utilización de un modelo espaciotemporal delta lineal generalizado mixto (MLGM). Este tipo de modelo ha ganado relevancia en los últimos años para estandarizar datos de CPUE dependientes de la pesca, incluso para especies altamente migratorias (Ducharme-Barth *et al.* 2022, Xu *et al.* 2019). Los MLGM espaciotemporales pueden tomar en cuenta la interacción tiempo-área incluyendo un término espaciotemporal tanto para la probabilidad de encuentro como para la tasa de captura positiva. Los MLGM espaciotemporales consideran explícitamente la autocorrelación espacial y temporal en términos espaciales y espaciotemporales. Una ventaja adicional de los MLGM espaciotemporales es su capacidad para imputar la abundancia de peces en áreas sin pesca a partir de la autocorrelación espacial y temporal. Además, puede calcular un índice de abundancia relativa ponderado por área en todo el dominio espacial de la población de interés.

Se elige VAST (Thorson y Barnett 2017) como plataforma para estandarizar la CPUE dependiente de la pesca. VAST es un paquete en R de código abierto (<https://github.com/James-Thorson-NOAA/VAST>) que ha ganado popularidad recientemente en la estandarización de datos de CPUE dependientes de la pesca para atunes (Ducharme-Barth *et al.* 2022, Maunder *et al.* 2020b, Satoh *et al.* 2021, Xu *et al.* 2019). Como modelo delta lineal generalizado mixto, VAST modela por separado la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva para tener en cuenta las observaciones infladas en cero de tasa de captura. Especificamos VAST para utilizar la función de enlace *logit* para el predictor lineal de probabilidad de encuentro, que se modela siguiendo una distribución de Bernoulli, y la función de enlace *log* para la tasa de captura

positiva, que se modela siguiendo una distribución gamma. Los cuatro trimestres se tratan por igual en VAST.

Tanto los predictores lineales de probabilidad de encuentro como la tasa de captura positiva incluyen un término de intersección (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo, un término espaciotemporal variable con el tiempo, un término de efectos de buque y un término de capturabilidad (AEF modelado por un spline de dos nudos). Utilizando Template Model Builder (Kristensen et al. 2016), el término de intersección y el término de capturabilidad se estiman como efectos fijos; el término espacial, el término espaciotemporal y el término de efectos de buque se estiman como efectos aleatorios. Dado que los valores en lugares cercanos suelen ser más similares que los de lugares remotos, se supone que los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales están autocorrelacionados en el espacio. Específicamente, VAST aplica la función de Matérn para describir la velocidad a la que la correlación entre los efectos aleatorios disminuye en el espacio.

Tanto los predictores lineales de probabilidad de encuentro como la tasa de captura positiva incluyen un término de intersección (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo, un término espaciotemporal variable con el tiempo y un término de efectos de buque. Los términos de intersección se estiman como efectos fijos; los términos espaciales, los términos espaciotemporales y los términos de efectos de buque se estiman como efectos aleatorios. Dado que los valores en lugares cercanos suelen ser más similares que los de lugares remotos, se supone que los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales están autocorrelacionados en el espacio. Específicamente, VAST aplica la función de Matérn para describir la velocidad a la que la correlación entre los efectos aleatorios disminuye en el espacio.

VAST calcula la CPUE estandarizada utilizando un método de ponderación por área. En primer lugar, predice la densidad de peces para cada nudo espacial y tiempo y, posteriormente, suma el producto de la densidad de peces y el área del nudo sobre el dominio espacial para derivar el índice. La elección del número de nudos espaciales debe tener en cuenta las ventajas y desventajas entre la precisión y la eficacia del modelo. En este modelo espaciotemporal se utilizan 50 nudos espaciales para equilibrar los dos componentes. Se aplica un algoritmo de corrección de sesgo (Thorson y Kristensen 2016) para eliminar los sesgos de retransformación en las cantidades derivadas por VAST.

Dado que el dominio espacial del modelo de estandarización de la CPUE se extiende más allá del caladero central para abarcar lugares con datos de CPUE relativamente escasos, el índice de abundancia para esta evaluación de referencia está sujeto a una mayor influencia por parte de las densidades de peces imputadas para lugares sin pesca. Como tal, es crucial abordar los posibles sesgos asociados con el proceso de imputación, especialmente en este caso en el que los datos de CPUE dependientes de la pesca probablemente se muestrearon de forma preferencial.

En este modelo de estandarización de la CPUE, se supone que los términos espaciotemporales están correlacionados tanto en el espacio como en el tiempo. Específicamente, se supone que los términos espaciotemporales están correlacionados espacialmente según la función de Matérn y que siguen un proceso de paseo aleatorio en el tiempo. Bajo este supuesto, los términos espaciotemporales para el OPO oriental sin pesca son interpolados con base en datos recolectados no solo del OPO occidental con pesca en el mismo año-trimestre sino también del OPO oriental en años adyacentes con pesca.

El índice de abundancia de la pesquería OBJ muestra una disminución constante a lo largo del tiempo hasta alrededor de 2015, con variabilidad de un trimestre a otro, y luego se estabiliza (Figura 3). Por el contrario, el índice de abundancia NOA muestra un aumento constante hasta alrededor de 2020 y luego se estabiliza (Figura 3).

2.3.2. Índice de boyas con ecosonda

Se derivó un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda (ECO) para el atún barrilete en el OPO

para el periodo 2012-2023. Este índice se desarrolló con base en la señal de boyas satelitales con ecosonda rastreadas por GPS utilizadas en la pesquería de cerco OBJ ([FAD-08-02](#)). Las boyas con ecosonda proporcionan un valor único de biomasa sin discriminar especies o composición por talla de los peces. Por lo tanto, los datos de las boyas con ecosonda se combinaron con los datos de pesca sobre la composición por especie de la captura y la talla promedio para obtener el índice del barrilete. El índice ECO pasa por niveles altos y bajos (Figura 3).

2.3.3. Biomasa absoluta basada en mercado

La biomasa absoluta se derivó para el periodo 2000-2023 a partir de un modelo espaciotemporal tipo Petersen aplicado a datos de marcado y recaptura ([SAC-15 INF-G](#)). Sin embargo, la mayoría de estas estimaciones son muy inciertas, y solo cinco están asociadas a CV bajos (0.3-0.6) y coeficientes de correlación bajos (<0.13). Para esta evaluación de referencia, solo la estimación con el CV más bajo (trimestre 2 de 2020, CV = 0.3) se utilizó como estimación de biomasa absoluta (Figura 3).

2.3.4. Biomasa relativa basada en mercado

Se obtuvo un índice de biomasa relativa para el periodo 2000-2022 a partir de un modelo de biomasa de marcado que utiliza un supuesto de esfuerzo flexible ([SAC-15 INF-G](#)). Este método utilizó datos de esfuerzo para estimar la biomasa de los peces y los patrones de desplazamiento mediante un enfoque de "esfuerzo flexible". Este método dio cabida a relaciones variables entre el esfuerzo y la mortalidad por pesca, ajustándose con múltiples puntos de ruptura y pendientes. Este modelo proporcionó estimaciones de biomasa relativa combinando estas relaciones con la ecuación de captura de Baranov y teniendo en cuenta el error de observación. El índice es relativamente estable, pero fluctúa con el tiempo (Figura 3).

2.4. Datos de composición por talla

2.4.1. Pesquerías

2.4.1.1. Cerco

Los datos de frecuencia de talla para las pesquerías cerqueras se obtienen a través del programa de muestreo realizado por personal de la CIAT en puertos de descarga en Ecuador, México, Panamá y Venezuela. La información auxiliar disponible en la base de datos de muestreo en puerto es determinada por el protocolo rector (Tomlinson 2002, Suter 2010), que especifica los estratos de los que se toman las muestras: capacidad de acarreo del buque, tipo de lance, mes y área de captura (las definiciones de las áreas se pueden encontrar en [WSBET-02-06](#)). Las bodegas son la unidad principal de muestreo en un estrato, con un número desigual de bodegas muestreadas por estrato, y los pescados dentro de una bodega son la unidad secundaria de muestreo. El muestreo en ambas etapas es en gran medida oportunista, excepto que una bodega es muestreada solamente si toda la captura que contiene proviene del mismo estrato. Esta restricción puede resultar en que lances con capturas grandes predominen en las muestras (Lennert-Cody y Tomlinson 2010). Se puede muestrear más de una bodega por buque si la captura en las otras bodegas proviene de estratos diferentes, pero típicamente solo se muestrean una o dos bodegas por viaje. En el caso de los buques cerqueros grandes y pequeños, típicamente se han muestreado alrededor de 50%-60% y 10-20% de los viajes, respectivamente, por año, para un total de más de 800 bodegas muestreadas en la mayoría de los años (IATTC 2010a; Vogel, 2014). La cobertura de muestreo en términos de porcentaje de la captura es menor ([SAC-02-10](#)). Las áreas de muestreo se diseñaron para el aleta amarilla antes del desarrollo de la pesquería OBJ. Desde 2000, se han registrado tanto la celda de 5° como el área de muestreo para casi todas las muestras (Lennert-Cody et al. 2012); la celda de 5° ha sido recuperada para muchas muestras anteriores a 2000. Idealmente, se midieron 50 pescados de cada especie en la bodega muestreada, y desde 2000 los muestreadores alternan entre contar los pescados por especie y medir la talla de los pescados. El protocolo varía en cierta medida con el tipo de lance asociado a la captura en la bodega y a la composición por especie de la captura en la bodega, según lo registrado por el

observador o en la bitácora del buque. En el Anexo de Suter (2010) y en [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar más detalles sobre el programa de muestreo en puerto.

Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de talla de 1 cm, se estima por estrato y luego se agrupa en todos los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Posteriormente, el número estimado de peces se convierte en proporción de peces por talla para la evaluación. Los números estimados por talla se obtienen multiplicando las estimaciones a nivel de bodega de la proporción por talla, combinadas en todas las bodegas muestreadas, por la captura total estimada en número para las especies en el estrato. Desde 2000, las estimaciones de bodega de las proporciones por talla hacen uso del número de especies y los datos de medición de talla. En el Documento WSBET-02-06 se pueden encontrar detalles sobre los estimadores. El personal desarrolló un algoritmo basado en diseño (mejores estimaciones científicas, o BSE por sus siglas en inglés) para calcular las composiciones por talla para cada flota pesquera de cerco. Este algoritmo se integró en un paquete R que puede consultarse en: <https://github.com/HaikunXu/BSE>. El tamaño de muestra de entrada de los datos de composición por talla de cerco se especifica para que sea el número de bodegas muestreadas para tener en cuenta indirectamente la sobredispersión en los datos de composición por talla.

Las pesquerías de cerco empiezan a capturar barrilete alrededor de los 25-30 cm y la moda de la distribución de la frecuencia de talla es de unos 40 cm para aquellas pesquerías que capturan el barrilete más pequeño, que son todas las pesquerías OBJ y la mayoría de las pesquerías NOA; sorprendentemente, los datos de composición para la pesquería NOA de alta mar (F9) no tienen una moda de esta talla (Figura 4). La pesquería F9 captura el barrilete más grande de las pesquerías de cerco, seguida por la pesquería DEL del sur (F14) y la pesquería NOA central (F11). Varias de las pesquerías cerqueras se dividieron en pesquerías más pequeñas y más grandes (por ejemplo, F1 y F2, F3 y F4, F8 y F9).

2.4.1.2. Palangre

En la última evaluación provisional, el cálculo de los datos de composición por talla de las flotas pesqueras de palangre se basó únicamente en los datos de palangre de Japón, simplemente sumando las composiciones por talla de cada año-trimestre. Sin embargo, se ha expresado preocupación acerca de la representatividad de los datos de composición por talla de palangre de Japón debido a su escasa cobertura espacial (Figura 5). Dado que los datos de composición de las flotas pesqueras deben ponderarse espacialmente en función de la cantidad de captura, es razonable ampliar la fuente de datos de composición para las flotas pesqueras de palangre a otros CPC

En esta evaluación de referencia, también incluimos datos de composición por talla de palangre recolectados por observadores de China, Taipéi Chino y Corea para proporcionar frecuencias de talla conjuntas para las flotas pesqueras de palangre. Los datos de composición por talla de palangre para el atún barrilete de cuatro Miembros de la CIAT abarcan el periodo comprendido entre 2013 y 2023. Sin embargo, solo se observó un pez en el segundo trimestre de 2013, lo que provoca una gran incertidumbre, por lo que se utilizan datos a partir del tercer trimestre de 2013. Las mediciones de talla se registraron a nivel operacional.

Se mejoró la metodología para calcular los datos de composición por talla de las flotas pesqueras de palangre. Anteriormente, para otras especies de atunes tropicales (es decir, patudo y aleta amarilla), los datos de composición por talla de las flotas pesqueras de palangre se calcularon expandiendo espacialmente las composiciones por talla sin procesar a la cantidad de captura. Esta metodología tiene una limitación importante, ya que una gran parte de las capturas de palangre no contribuyen al cálculo de las frecuencias de talla de las flotas pesqueras. Esto se debe a la escasa distribución de los datos de composición por talla de palangre en el espacio. Como resultado, es posible que las frecuencias de talla calculadas expandiendo espacialmente las composiciones por talla sin procesar a la captura no representen

adecuadamente la extracción de la pesquería.

Para resolver este problema, desarrollamos modelos espaciotemporales por talla para imputar la frecuencia de talla de las capturas sin las composiciones por talla correspondientes. Este nuevo enfoque permite calcular las frecuencias de talla de las flotas pesqueras de palangre con base en todas las capturas de palangre, y no en un pequeño porcentaje de ellas. Las frecuencias de talla de palangre conjuntas se basan en datos recolectados por cuatro Miembros de la CIAT, y el modelo espaciotemporal por talla se ajusta simultáneamente a datos de composición por talla de los cuatro Miembros.

VAST también se elige como plataforma para estandarizar la frecuencia de talla de palangre. Especificamos VAST para utilizar las funciones de enlace *logit* y *log* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y 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. Se supone que los tres términos son independientes y se distribuyen de forma idéntica entre los intervalos de talla. De los tres términos, el término de intersección se estima como efectos fijos y los otros dos como efectos aleatorios. Se supone que los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales están autocorrelacionados en el espacio según la función de Matérn. En este modelo no se incluyen ni el término de covariable de capturabilidad ni el término de efectos de buque porque no están disponibles en este conjunto de datos. Este modelo de VAST también trata los cuatro trimestres por igual.

Debido a la gran dimensión del modelo espaciotemporal por talla, se hicieron varias simplificaciones para que el modelo fuera informáticamente más viable: 1) solo se utilizan 100 nudos espaciales para estimar los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales en el OPO; 2) los intervalos de talla se reagrupan de la resolución original a 5 cm; 3) las frecuencias de talla para < 40 cm son insignificantes y se suponen 0 (intervalos de talla en el modelo: 40-45 cm, 45-50 cm, ..., 100+ cm); y 4) se supone que todos los hiperparámetros se comparten entre intervalos de talla. Cabe señalar que las frecuencias de talla (lf) predichas para cada nudo y momento no necesariamente suman 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 5 cm sin una restricción multinomial. Para resolver este problema, escalamos las frecuencias de talla predichas para que sumen 1 para cada nudo y momento.

Las composiciones por talla de una flota pesquera son expandidas a la captura dentro del dominio espacial de la pesquería. En concreto, la frecuencia de talla de una flota pesquera ($LF(F)$) en el tiempo t y la talla l se calcula como:

$$LF(F)_{t,l} = \frac{\sum_s (c_{s,t} \times lf_{s,t,l})}{\sum_l \sum_s (c_{s,t} \times lf_{s,t,l})}$$

donde c_s es la captura total por flota en la cuadrícula s y tiempo t , y $lf_{s,t,l}$ es la frecuencia de talla en la cuadrícula s , tiempo t y talla l predicha por el modelo espaciotemporal por talla. La captura total por flota, notificada en número de peces, se calcula multiplicando el número de anzuelos notificados por la CPUE nominal derivada de los datos de observadores (ver detalles en la Sección 2.2.2), y tiene una resolución espacial de $5^\circ \times 5^\circ$. Para coincidir con esta resolución espacial, agregamos las frecuencias de talla predichas del modelo espaciotemporal por talla desde el nivel operacional hasta $5^\circ \times 5^\circ$. En aras de la consistencia, dado que los datos de composición por talla de palangre están basados en modelos, también se utiliza un tamaño de muestra de entrada basado en modelos para los datos de composición por talla de palangre. Específicamente, el tamaño de muestra de entrada se calcula mediante el modelo espaciotemporal por talla para aproximar la imprecisión estimada para la frecuencia de talla predicha (Thorson y Haltuch 2018).

La composición por talla de palangre aumenta rápidamente a partir de unos 65 cm, alcanza su punto máximo a los 75 cm y desciende rápidamente después de eso, con pocos peces de más de 90 cm (Figura 4b).

2.4.2. Estudios

Los índices de abundancia están diseñados para representar a toda la población seleccionada por el arte de pesca utilizado para crear el índice. La simple suma de los datos hará que la composición por talla sea ponderada por el muestreo, que normalmente está relacionado con la distribución espacial de la captura. Es posible que la pesquería no esté operando proporcionalmente a la abundancia. Por lo tanto, donde sea práctico, los datos de composición por talla se ponderan espacialmente por el índice de abundancia.

Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con los índices de abundancia de la captura por lance de cerco (“estudio”) se obtuvieron sumando las observaciones de frecuencia de talla sin procesar en todas las áreas de 5°, ponderadas por la captura por lance predicha por el modelo espaciotemporal utilizado para crear el índice para el mismo arte de pesca ([SAC-13 INF-K](#)). Las clases de frecuencia de talla se definieron por intervalos de 1 cm, desde 20 cm hasta 100 cm.

Las composiciones por talla para los dos índices de abundancia de cerco muestran una distribución típica de composición por talla, pero con una cola larga hacia la derecha (Figura 4a). Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con el índice basado en la captura por lance de la pesquería de cerco OBJ también se usaron para el índice de boyas con ecosonda, la biomasa absoluta basada en marcado y el índice de biomasa relativa basado en marcado (es decir, compartían selectividad).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

Se desarrolló una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad para el atún barrilete en el OPO usando Stock Synthesis (Methot y Wetzell, 2013; versión 3.30.22.beta), un marco capaz de ajustar diversos tipos de datos y dar cabida a modelos de diversa complejidad. Otras cantidades y gráficos auxiliares se calcularon utilizando la librería R *r4ss* (versión 1.49.2) y el código original disponible en el repositorio de la CIAT: [IATTCassessment](#).

El periodo del modelo abarca de 2006 a 2023. El intervalo temporal del modelo es un trimestre, se definen 21 clases de edad, desde 0 trimestres hasta 20+ trimestres (5 años). La estructura de la talla de la población se define en intervalos de 1 cm, desde 2 cm hasta 110 cm. El modelo agrupa las hembras y los machos. Las composiciones por talla se definen usando intervalos de 1 cm, desde 20 cm (agrupando todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para las pesquerías de cerco y los “estudios”, e intervalos de 5 cm, desde 40 cm (sin agrupar todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para la pesquería de palangre. Los modelos se ajustan a las capturas, los índices de abundancia relativa y los datos de composición por talla. Se supone que las capturas totales observadas no están sesgadas y son muy precisas. Las incertidumbres de los índices de abundancia relativa se toman de sus análisis correspondientes.

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Las configuraciones de crecimiento en esta evaluación de referencia son las utilizadas en la última evaluación provisional ([SAC-13-07](#)). La talla promedio por edad del barrilete en el OPO se estimó ajustando el modelo de cese de crecimiento a los datos de marcado ([SAC-13 INF-J](#); Figura 6). Dado que no se dispone de una determinación de edad fiable y de datos de marcado de peces viejos, se tuvo que suponer la edad de los peces a una talla determinada y se estimó el crecimiento asintótico a partir de los datos de composición por talla.

Dado que se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt se establece en $h = 1$), no se

necesita la edad de los individuos para modelar el retardo entre el desove y la entrada en la pesquería, y si los procesos de población (por ejemplo, mortalidad natural y selectividad) se definen en términos de talla, la edad absoluta no es pertinente. Se supone que los resultados de la evaluación basados en una curva de crecimiento que supone que los barriletes de 37 cm (la talla más pequeña vista en los datos de marcado) tiene dos trimestres de edad serán robustos a ese supuesto.

La talla asintótica se determinó utilizando los datos de frecuencia de talla de la pesquería de palangre japonesa. La pesquería de palangre captura el atún barrilete más grande y, por lo tanto, se supone que tiene selectividad asintótica. Se supone que el cuantil de 75% de la composición por talla de palangre es igual a la talla asintótica. Esto está respaldado por el hecho de que la distribución a la derecha del cuantil de 75% implica una pequeña desviación estándar (ver más abajo). Se lleva a cabo un análisis de sensibilidad respecto al supuesto sobre la talla asintótica.

Los CV se basaron en la relación lineal entre el coeficiente de variación y la talla (el uso del modelo de cese de crecimiento en Stock Synthesis requiere establecer el CV para la edad cero y esto se extrapoló utilizando la relación lineal). Los análisis iniciales de la anterior evaluación de la población descubrieron que el CV para individuos jóvenes era demasiado pequeño y causaba modas en las distribuciones predichas de composición por talla que no estaban en las observaciones. Además, el CV para individuos viejos también era demasiado pequeño y el modelo no podía ajustar el lado derecho de la distribución de la composición por talla de palangre. La estimación de los CV dentro de la evaluación descubrió errores numéricos. Por lo tanto, los CV se aumentaron a niveles que proporcionaran ajustes razonables y se fijaron en esos niveles (CV a la edad cero = 0.09 y CV a los 20 trimestres = 0.06). Se realiza un análisis de sensibilidad para el CV a los 20 trimestres de edad.

El peso a la edad w_a se obtiene de la talla promedio a la edad L_a de la ecuación talla-peso para el atún barrilete en el OPO (Hennemuth, 1959):

$$w_a = 5.53 \times 10^{-6} L_a^{3.336}$$

3.1.2. Mortalidad natural (M)

Las configuraciones de M en esta evaluación de referencia son las de la última evaluación provisional ([SAC-13-07](#)). Específicamente, la evaluación supone la mortalidad natural por clase de talla para el atún barrilete estimada por Hampton (2000) con interpolación lineal entre los puntos medios de las clases de talla (Figura 7). La mortalidad natural es constante a partir de una talla de 65 cm.

La mortalidad natural es alta para los individuos jóvenes. El nivel supuesto de M para la edad 0 tiene poco impacto sobre los resultados de la evaluación porque hay pocos datos para los peces de esta talla y solo escalas arbitrarias para el reclutamiento a la edad 0.

3.1.3. Biología reproductiva y reclutamiento

Las configuraciones sobre biología reproductiva y reclutamiento en esta evaluación de referencia son las de la última evaluación provisional ([SAC-13-07](#)). Anónimo (1998: 26), Schaefer (2001) y Schaefer y Fuller (2019) proporcionan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove está bastante extendido desde aproximadamente 19°N hasta 12°S y desde 79°O a 136°O, y es continuo durante todo el año entre aproximadamente 15°N y 10°S (Schaefer y Fuller, 2019). El desove ocurre en temperaturas de 24°C a 30°C, y la mayor parte tiene lugar entre 26°C y 29°C (Schaefer y Fuller, 2019). Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante todos los trimestres del año. No se hacen supuestos firmes sobre la relación entre la biomasa de adultos y el reclutamiento en las evaluaciones históricas de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento $h = 1$). Las relaciones de madurez y fecundidad por camada con la talla se toman de Schaefer y Fuller (2019). El cronograma de madurez fue tomado del área central y representado por una función de

Richards y la fecundidad por camada de todo el OPO y representado por una función de potencia.

$$m_l = [1 - (1 - 3.977)e^{-0.355(l-55.122)}]^{1/(1-3.977)}$$
$$f_l = 1.0756l^{2.9838}$$

La producción reproductora por edad, que es el producto de la madurez y la fecundidad, se muestra en la Figura 8.

3.1.4. Desplazamiento y estructura de la población

El barrilete se encuentra en las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que existe un intercambio considerable de peces entre áreas. La estructura de la población del barrilete ha sido estudiada por varios métodos, incluyendo análisis de estadísticas de captura, ciclo vital, marcado, datos genéticos bioquímicos y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Argue (1981) y Anónimo (1984: 88-91) examinaron la información y hay dos hipótesis principales para el barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de la subpoblación separada establece que hay dos o más subpoblaciones genéticamente distintas de barrilete en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal establece que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia, es decir, la probabilidad de que dos peces cualesquiera se crucen es una función inversa de la distancia que los separa. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no favorecían ninguna de ambas hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 69-71) no han proporcionado información que sirva como una mejor base para las decisiones de ordenación.

Schaefer (2009) examinó toda la información disponible y concluyó que los resultados de los experimentos de marcado, junto con las investigaciones de la variación geográfica en la talla a la edad de madurez del barrilete en el OPO, demuestran desplazamientos restringidos, con fidelidad a las regiones norte y sur del OPO. Sugirió que es probable que dos regiones del OPO, separadas aproximadamente en 15°N, representen subpoblaciones del norte y del sur separadas espacialmente con una mezcla limitada entre ellas.

El análisis de los datos de composición por talla para definir las pesquerías descubrió una primera división constante en -120°O para los tipos de lance OBJ y NOA ([SAC-13 INF-I](#)). El análisis espaciotemporal de la captura por lance OBJ encontró una captura por lance más baja entre -110°O y -130°O ([SAC-13 INF-K](#)). Esto sugiere poblaciones separadas al este y al oeste de -120°O.

Para los efectos de la evaluación de la población y la ordenación del barrilete en todo el Océano Pacífico por parte de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) y la CIAT, normalmente se supone que el barrilete del OPO no interactúa con el barrilete del Océano Pacífico occidental y central. Pese a esto, para el propósito de algunos análisis históricos se ha supuesto que hay seis subpoblaciones que no interactúan en el OPO. Sin embargo, dado que el barrilete del OPO se ha gestionado como una sola población, en esta evaluación de referencia se supone que el OPO se compone de una sola población para cumplir con los requisitos de ordenación, de manera consistente con la última evaluación provisional.

3.2. Supuestos del modelo de evaluación de poblaciones

3.2.1. Condiciones iniciales

Se supone que el modelo comienza de un estado de equilibrio no virgen (pescado), con R_{init} , el reclutamiento inicial como *offset* del reclutamiento virgen (actualmente modelado en SS como un cambio de régimen de reclutamiento promedio), y F_{init} , la mortalidad por pesca inicial estimada sin penalización asociada a las capturas iniciales en equilibrio. Se supuso que F_{init} corresponde a la pesquería F7, la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el área costera del norte; se eligió esta pesquería porque captura una gran cantidad de barrilete. Asimismo, se estiman 10 desviaciones de reclutamiento (trimestre) antes del trimestre inicial del modelo.

3.2.2. Selectividad y ponderación de datos

En esta evaluación de referencia, la decisión sobre cómo especificar la selectividad (incluida la forma de la curva, si estimar la curva y si añadir bloques de tiempo a la curva) y cómo ponderar los datos de composición se rige por un árbol de decisiones desarrollado por el personal (Figura 9). Los estudios de simulación en Privitera-Johnson *et al.* (2022) hallaron que la selectividad doble normal es más robusta ante la incertidumbre en la forma de selectividad, por lo que todas las flotas pesqueras y de estudio en esta evaluación de referencia tienen selectividades dobles normales, excepto la de palangre, que se supone que tiene selectividad asintótica y se modela utilizando un *spline* cúbico. La selectividad asintótica de palangre supone que la selectividad por encima de la talla asintótica es constante (no tiene que ser necesariamente asintótica; puede estar a un nivel constante por debajo del pico que se produce a una talla menor y esto es consecuencia de utilizar la selectividad de *spline* cúbico en lugar de una logística) y que la selectividad a 20 cm es cero.

Para cada flota, existen tres opciones en cuanto a la combinación de selectividad y ponderación de datos. Las flotas con cantidades de capturas elevadas, que pueden ajustar estrechamente una curva de selectividad doble normal a sus datos de composición, y que disponen de datos de composición abundantes, deberían utilizar una selectividad variable con el tiempo junto con la ponderación de Francis (TA1.8 en Francis (2011)). Las flotas con cantidades de capturas bajas, incapaces de ajustar una curva de selectividad doble normal para ajustarse estrechamente a sus datos de composición, o que tienen datos de composición deficientes, no deberían estimar la selectividad y no deberían ajustarse a sus datos de composición. Las flotas que no entran en ninguna de las dos categorías anteriores utilizan una selectividad constante y el 20% de la ponderación de Francis.

La decisión relativa a la selectividad y a la ponderación de datos para cada flota incluida en el modelo de evaluación se resume en la Tabla 2. Las composiciones por tallas de las flotas pesqueras se ponderan espacialmente por la captura dentro del área de operación correspondiente. Aquí, la selectividad de las pesquerías se define como la combinación de la selectividad de las artes y la disponibilidad, por lo que cualquier variación en la disponibilidad de peces o en la distribución de las flotas a lo largo del tiempo puede resultar en una selectividad que varía con el tiempo. En contraste, las composiciones por talla para la flota de estudio son ponderadas espacialmente por la abundancia de peces en todo el OPO, permitiendo que la selectividad de estudio sea tratada como selectividad de arte y aproximadamente constante en el tiempo. En este modelo de evaluación, la tendencia de la abundancia de la población está dictada principalmente por el índice de abundancia relativa, mientras que la escala de la abundancia de la población está muy influida por los datos de composición. Por lo tanto, una especificación errónea de la selectividad puede conducir a una estimación sesgada de la escala de la población. La filosofía clave del diseño del árbol de decisiones es que la estimación de la escala de la población debería basarse principalmente en los datos de composición de la flota de estudio más que en los de las flotas pesqueras, ya que el grado de especificación errónea tiende a ser mayor para la selectividad pesquera que varía con el tiempo que para la selectividad de estudio invariable con el tiempo.

En teoría, todas las flotas pesqueras ricas en datos deberían utilizar selectividad variable con el tiempo para minimizar la magnitud de la especificación errónea de la selectividad y, en consecuencia, mejorar la precisión de la estimación (Martell and Stewart 2014, Xu *et al.* 2018). Sin embargo, esto llevará a estimar una cantidad sustancial de parámetros de selectividad adicionales en este modelo de evaluación, que incluye 16 flotas pesqueras. Teniendo en cuenta las ventajas y desventajas de la precisión de la estimación y la eficacia/estabilidad del modelo, la selectividad variable con el tiempo con bloques de tiempo decadales consecutivos solo se aplica a las flotas pesqueras con grandes cantidades de capturas, datos de composición abundantes y que pueden ajustar estrechamente una curva de selectividad doble normal a sus datos de composición (Tabla 2). De esas flotas, F1, F6, F7 y F11 tienen dos bloques de tiempo de selectividad (2006-2015; 2016-2023). Todas las demás flotas pesqueras para las que se estima la selectividad

utilizan selectividad invariable con el tiempo, y se reduce la ponderación de sus datos de composición en un 80% para reducir en gran medida su influencia en la escala de la abundancia estimada de la población (Tabla 2). F14 tiene cantidades de capturas bajas y datos de composición deficientes, por lo que su selectividad refleja la de la otra pesquería DEL (F13), con frecuencias de talla observadas similares y sus datos de composición se excluyen del modelo de evaluación.

4. MODELOS

Se define un modelo de referencia que representa los supuestos más plausibles y luego se definen análisis de sensibilidad como modificaciones al modelo de referencia. Similar a la terminología del modelo utilizada recientemente en el análisis de riesgos de 2020 del personal para la pesquería de atunes tropicales, se usa el término “modelo de referencia” en lugar de “modelo de caso base” como se utilizó en evaluaciones previas de la CIAT. Dado que todavía no se dispone de un análisis de riesgos para el barrilete, el personal considera que el modelo de referencia representa el conjunto de supuestos más plausibles (*estados de naturaleza*) y los otros modelos se denominan modelos de “sensibilidad”. A continuación, se define primeramente el modelo de referencia seguido de los modelos de sensibilidad.

4.1. Modelo de referencia

El modelo de referencia supone que la razón por la que se observan peces grandes en la pesquería palangrera, pero no en la pesquería cerquera, se debe a que los peces grandes no están disponibles para esta última (es decir, las pesquerías cerqueras tienen selectividad en forma de domo). El modelo de referencia tiene los siguientes supuestos y utiliza los siguientes datos.

- a) La selectividad de la pesquería de palangre se modela mediante un spline cúbico con una selectividad constante a partir de 80 cm.
- b) La mortalidad natural es constante después de una talla de 65 cm.
- c) La talla asintótica es de 83 cm.
- d) La edad a 37 cm es de 2 trimestres.
- e) El CV de la talla por edad es una función lineal de la talla (0.09 para peces de edad cero y 0.06 para los de 20 trimestres).
- f) El reclutamiento es independiente del tamaño de la población (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento es $h = 1$) y se estima para cada trimestre.
- g) Se supone que el reclutamiento trimestral varía en torno al nivel promedio y se especifica por una distribución lognormal con una desviación estándar de 0.6. La rampa de corrección de sesgo y la corrección de sesgo total se estimaron utilizando una sola iteración del enfoque de Methot y Taylor (2011) tal como se implementó en r4ss.
- h) El índice de abundancia relativa basado en boyas con ecosonda y la biomasa absoluta basada en marcado son proporcionales a la abundancia de la población seleccionada por el “estudio” de cerco OBJ, y los demás índices (captura por lance en pesquerías OBJ y NOA, e índice de biomasa relativa basado en marcado) no se utilizan.
- i) En la evaluación solo se utiliza la biomasa absoluta más precisa basada en marcado (trimestre 2 de 2020, CV = 0.3).
- j) Las composiciones por talla construidas para el índice de cerco para la pesquería NOA no se utilizan en el análisis (las construidas para el índice de la pesquería de cerco OBJ se utilizan para el índice de boyas con ecosonda y la biomasa absoluta basada en marcado).

4.2. Modelos de sensibilidad

Existe incertidumbre considerable en la evaluación del barrilete. Esta incertidumbre incluye la forma de las curvas de selectividad de las pesquerías, la relación entre los índices de abundancia y la abundancia de la población, la tasa de mortalidad natural, especialmente de los peces viejos, el crecimiento de los peces viejos y la estructura de la población. También hay incertidumbre en la determinación de la edad del barrilete, pero se espera que, si se trata adecuadamente, el modelo no sea sensible a los supuestos relacionados con la determinación de la edad. Por lo tanto, se realizan diversos análisis de sensibilidad para comprobar la robustez de los resultados ante estos supuestos, en particular la robustez de la condición estimada de la población.

Se realizan varios análisis de sensibilidad para determinar la robustez de los resultados a los supuestos del modelo y a la inclusión de diferentes conjuntos de datos. Investigamos diferentes escenarios en cinco aspectos, incluidos el crecimiento, la selectividad, el índice de marcado, los índices y la inclinación. A continuación se describe cómo los modelos de sensibilidad difieren del modelo de referencia.

Crecimiento:

- a1) Estimación de la talla asintótica.
- a2) Menor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 78 cm.
- a3) Mayor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 88 cm.
- a4) Estimación del CV de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos.
- a5) CV más bajo de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos. El CV se fija en 0.03.
- a6) CV más alto de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos. El CV se fija en 0.09.
- a7) Estimación del parámetro de forma del crecimiento (Cessation_Fem_GP_1).

Selectividad:

- b1) La selectividad de la pesquería de palangre es constante después de 78 cm.
- b2) La selectividad de la pesquería de palangre es constante después de 83 cm.
- b3) La selectividad de la pesquería de palangre es constante después de 88 cm.
- b4) La selectividad de la flota F9 es asintótica, definida mediante una función doble normal. La selectividad de la pesquería de palangre se fija como en el modelo de referencia, y su composición por talla no se utiliza en el análisis (es decir, $\lambda = 0$).

Biomasa absoluta basada en marcado:

- c1) En el análisis se utiliza la biomasa absoluta más precisa basada en marcado (trimestre 2 de 2020, CV = 0.3) y se aumenta la ponderación diez veces (es decir, $\lambda = 10$).
- c2) En el análisis se utilizan cuatro índices de biomasa absoluta basados en marcado con CV bajos (0.3-0.6) y coeficientes de correlación bajos (<0.13) durante 2006-2023 y ponderación completa (es decir, $\lambda = 1$).

Índices:

- d1) Exclusión del índice absoluto basado en marcado del modelo de evaluación.
- d2) Exclusión del índice de boyas con ecosonda del modelo de evaluación.

- d3) Inclusión del índice de la flota de estudio de palangre, obtenido de un modelo VAST ajustado con datos de observadores de cuatro Miembros de la CIAT (CV = 0.2; el CV estimado es mucho mayor que 0.2, por lo que no se incluye este índice en el modelo de referencia). Inclusión de la composición por talla de la flota de estudio de palangre, derivada de un modelo VAST ajustado con datos de observadores de cuatro Miembros de la CIAT, ponderada por CPUE.

Inclinación:

- e1) Inclinación = 0.75.

5. RESULTADOS

En el presente informe se usó la última versión (3.30.22.beta) de Stock Synthesis para evaluar la condición del barrilete en el OPO. De manera similar a la evaluación provisional previa, se usa un marco de análisis de sensibilidad para determinar la robustez de los resultados con respecto a los supuestos del modelo y la inclusión de distintos conjuntos de datos. El modelo se ejecuta trimestralmente.

5.1. Diagnósticos del modelo de referencia

5.1.1. Convergencia del modelo

El modelo de referencia convergió con un componente de gradiente máximo bajo de $9.60e-05$ y una matriz hessiana positiva definida. No se encontraron parámetros en los límites.

5.1.2. Ajuste a los índices de abundancia

Tanto el índice de boyas con ecosonda como la biomasa absoluta basada en mercado se incluyeron en el modelo. El CV de entrada promedio para el índice de boyas con ecosonda es de 0.23, y el CV de entrada para la biomasa absoluta basada en mercado es de 0.3. La raíz del error cuadrático medio (RECM) de ambos fue mucho mayor (ECO = 0.33 y absoluta basada en mercado = 0.44), lo que indica peores ajustes que los supuestos en la verosimilitud (es decir, RECM > CV de entrada). Sin embargo, visualmente proporcionaron patrones temporales consistentes con los datos y los intervalos de confianza asociados (Figura 10). Curiosamente, aunque el modelo de referencia no se ajusta a los índices de captura por lance de cerco ni al índice relativo basado en mercado, el modelo estima tendencias similares (Figura 11) y las RECM son menores para el índice OBJ (0.24) y el índice relativo basado en mercado (0.30). La RECM para NOA, que no se ajustó en el modelo, fue de 0.42, lo que indica que el modelo no es consistente con este índice.

5.1.3. Ajustes a los datos de frecuencia de talla

El modelo de referencia se ajusta bien a la composición por talla promedio para todas las pesquerías, así como para el índice ECO y la biomasa absoluta y relativa basada en mercado (Figura 4). Este último se refiere a los datos de composición por talla para el índice de captura por lance OBJ. El modelo también se ajusta a los datos de composición por talla promedio para el índice de captura por lance NOA a pesar de que estos datos no se ajustan en el modelo (la selectividad se tomó de un modelo que sí se ajustó a los datos).

5.1.4. Diagnósticos de modelo integrado

5.1.4.1. Análisis de jitter

Se realiza un análisis de *jitter* para cada modelo de referencia con el fin de evaluar si la log-verosimilitud negativa del modelo de referencia alcanzó el mínimo global. Por falta de tiempo, solo se compararon 20 ejecuciones con un valor de *jitter* de 0.05 para cada modelo de referencia. Este es el primer análisis de diagnóstico que se realiza para cada modelo de referencia, asegurando que el modelo de referencia que van a evaluar los demás diagnósticos converge en la estimación global de verosimilitud máxima. El modelo de referencia supera el diagnóstico de jitter, en términos de estimaciones de NLL y R_0 (Figura 12).

5.1.4.2. Análisis retrospectivos

Los análisis retrospectivos son útiles para evaluar la consistencia de un modelo de evaluación de un año a otro (Mohn 1999): las inconsistencias a menudo pueden indicar deficiencias en el modelo. Por lo general se llevan a cabo eliminando progresivamente los datos del último año del análisis sin cambiar el método ni los supuestos. Permiten examinar cómo influye la inclusión de datos adicionales en las estimaciones resultantes de los atributos de la población y las cantidades de ordenación. El sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, solo que el modelo puede estar erróneamente especificado.

En esta evaluación de referencia, se realiza un análisis retrospectivo eliminando iterativamente los datos del último año cinco veces, y se calcula el rho de Mohn para la biomasa reproductora con el fin de cuantificar la magnitud del patrón retrospectivo. El modelo de referencia tiene un rho de Mohn negativo (-0.43), lo que indica que la biomasa reproductora está siendo subestimada en la serie de tiempo reducida cuando se compara con la estimación de la serie de tiempo completa. La biomasa reproductora estimada y el cociente de biomasa reproductora muestran poca influencia de la eliminación de años de datos y ningún patrón sistemático (Figura 13).

5.1.4.3. Modelo de producción estructurado por edad

El método de modelo de producción estructurado por edad (*age-structured production model*, ASPM) propuesto por Maunder y Piner (2014) es una herramienta diagnóstica para evaluar si un modelo de evaluación está especificado correctamente. El ASPM se construye fijando todos los parámetros de selectividad en los valores estimados por el modelo de referencia y eliminando todos los componentes de la verosimilitud de la composición de la verosimilitud total del modelo. Los resultados, particularmente la biomasa reproductora, del ASPM con 0 desviaciones de reclutamiento (ASPM_Rdev) se comparan luego con los del modelo de referencia. Si el ASPM no es capaz de imitar los índices de abundancia, podría deberse a que la población es impulsada por el reclutamiento, que el modelo de referencia no está especificado correctamente, o a que los índices de abundancia no son proporcionales a la abundancia de la población (Carvalho *et al.* 2017, Maunder y Piner 2014).

El modelo de producción estructurado por edad sin desviaciones de reclutamiento (ASPM) muestra una población más estable, lo que indica que el índice de abundancia no contiene información sobre la abundancia absoluta sin tener en cuenta la variación del reclutamiento (Figura 14). Esto es de esperar en una especie de vida corta y muy variable como el barrilete. Sin embargo, cuando se estiman las desviaciones del reclutamiento, el modelo estima una población mucho menor, lo que sugiere que los datos de composición controlan la abundancia.

5.1.4.4. Perfil de verosimilitud de R_0

El reclutamiento virgen (R_0), definido como el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca, es un parámetro clave en la relación población-reclutamiento que ajusta la escala de la abundancia absoluta. Al ejecutar el modelo de referencia varias veces con R_0 fijado en una gama de valores alrededor de la estimación de verosimilitud máxima, el perfil de verosimilitud del modelo (es decir, la log-verosimilitud negativa total y sus componentes) contra R_0 se conoce como el perfil de verosimilitud de R_0 (Wang *et al.* 2009). El perfil de verosimilitud de R_0 es una herramienta diagnóstica ampliamente usada para comparar la influencia de los datos de composición y los índices de abundancia relativa sobre la abundancia absoluta.

El perfil de verosimilitud de R_0 indica que existe un conflicto sustancial en los datos; el índice ECO prefiere una biomasa mayor (R_0 mayor) y el índice absoluto basado en mercado prefiere una biomasa menor (Figura 15a). También hay conflicto en los datos de composición e incluso dentro del mismo tipo de lance de cerco (Figura 15b y c). La composición por talla de la pesquería OBJ costera del norte (F7), la pesquería NOA central (F11) y la captura por lance en la pesquería de cerco OBJ (S1) apoyan una mayor biomasa.

5.2. Resultados del modelo de referencia

5.2.1. Reclutamiento

El reclutamiento estimado se presenta en la Figura 16. Hay algunos patrones de reclutamiento a corto plazo, pero no hay tendencias a largo plazo.

5.2.2. Biomasa reproductora

Las estimaciones de biomasa reproductora y cociente de biomasa reproductora (es decir, la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca) se presentan en la Figura 17. La biomasa reproductora alcanzó un nivel bajo alrededor de 2015, pero se ha mantenido relativamente estable desde entonces.

5.2.3. Mortalidad por pesca

La mortalidad por pesca es difícil de representar en los modelos de evaluación de poblaciones que incluyen múltiples selectividades en forma de domo. A medida que el esfuerzo entre las pesquerías cambia con el tiempo, la mortalidad por pesca relativa entre edades cambia con el tiempo. Por lo tanto, utilizamos la métrica simple de captura sobre biomasa de los peces de 2 trimestres o más de edad. Esta métrica de tasa de explotación en un trimestre muestra oscilaciones lentas a lo largo del tiempo, e indica un aumento que comienza a finales de 2011 y alcanza su punto máximo en 2016, permaneciendo luego relativamente estable desde entonces (Figura 18). No hay indicios de un aumento de la mortalidad por pesca a lo largo del tiempo desde entonces, aunque la mortalidad por pesca parecía ser más baja en el periodo 2006-2010 y 2018-2023.

5.2.4. Impactos de la pesca

La pesca ha tenido un impacto moderado en la biomasa reproductora (Figuras 17 y 19). El impacto en el primer año es engañoso (Figura 19) porque la parametrización de la estructura por edad inicial se realiza mediante una mortalidad por pesca que no incluye el ajuste a una captura de equilibrio y, por lo tanto, no debería interpretarse como un impacto de la pesca. No obstante, dado que el barrilete tiene una vida corta, este impacto debería desaparecer después de algunos años. Las gráficas de impacto de la pesca forman la base para calcular los niveles de reducción dinámica.

La gráfica de impacto de la pesca en la que se basan las simulaciones muestra que la pesquería de cerco OBJ tuvo el mayor impacto sobre la población durante todo el periodo, seguida de la pesquería de cerco NOA (Figura 20). La pesquería de cerco DEL, la pesquería de palangre y los descartes de barrilete pequeño en la pesquería de cerco tienen impactos no detectables en la reducción de la población (Figura 20).

5.3. Resultados del análisis de sensibilidad

Las estimaciones del nivel de reducción son robustas a varios de los análisis de sensibilidad. Entre ellos se encuentran los parámetros de crecimiento, incluida la talla asintótica, el CV de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos y el parámetro de forma del crecimiento (Figura 21); las configuraciones de selectividad (Figura 22); y la inclusión de más índices absolutos basados en marcado (Figura 23).

Las estimaciones del nivel de reducción son moderadamente sensibles a varios de los análisis de sensibilidad. Estos incluyen el aumento en la ponderación del índice absoluto basado en marcado (Figura 23), la eliminación del índice absoluto basado en marcado (Figura 24), la eliminación del índice ECO (Figura 24), la adición del índice de la flota de estudio de palangre y sus datos de composición por talla (Figura 24) y la reducción de la inclinación de 1 a 0.75 (Figura 25).

El aumento en la ponderación del índice absoluto basado en marcado hace que la población esté más reducida durante todo el periodo (Figura 23). La eliminación del índice absoluto basado en marcado hace que la población esté menos reducida (Figura 24). La eliminación del índice ECO provoca una mayor

reducción de la población al final del periodo (Figura 24). Estos resultados son consistentes con el perfil de verosimilitud de R_0 , que indica que el índice absoluto basado en marcado prefiere una biomasa menor, mientras que el índice ECO prefiere una biomasa mayor (Figura 15a). El índice ECO comienza en el tercer trimestre de 2012 y solo afecta a los periodos posteriores. Añadir el índice de la flota de estudio de palangre y sus datos de composición por talla hizo que la población estuviera más reducida al principio del periodo y menos reducida al final del periodo (Figura 24). La reducción de la inclinación = 0.75 hace que la población esté más reducida durante todo el periodo (Figura 25). Cuando la inclinación se reduce de 1 a 0.75, el modelo aumentará R_0 para obtener el mismo reclutamiento estimado aumentando la biomasa virgen y aumentando el nivel de reducción. Aunque el nivel de reducción varía en estos análisis de sensibilidad, la condición de la población sigue siendo saludable según el cociente de biomasa reproductora dinámica (Tabla 3).

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Para esta evaluación de referencia, el personal continúa utilizando los puntos de referencia propuestos en la evaluación provisional anterior. De conformidad con la resolución [C-23-06](#) (que enmienda la resolución C-16-02), se utilizó un punto de referencia objetivo sustituto provisional. Específicamente, se tomó el cociente de biomasa reproductora propuesto por el personal de 0.3 (SBR; biomasa reproductora dividida entre la biomasa reproductora sin pesca) y la mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa ([SAC-14-09](#)). El punto de referencia límite se define como un SBR de 0.077. Se mantienen la corrección de sesgo lognormal en el reclutamiento y los métodos de SBR dinámica utilizados en la evaluación provisional anterior para mejorar la precisión de las estimaciones de reclutamiento y tomar en cuenta mejor la variabilidad del reclutamiento.

6.1. Estimaciones de la condición de la población

El modelo de referencia estima que la biomasa reproductora está actualmente por encima del sustituto objetivo de 30% de la biomasa reproductora no explotada, tanto con el cociente de biomasa reproductora estática (SBR) o el cociente de biomasa reproductora dinámica (dSBR) (Tabla 3). Solo uno de los análisis de sensibilidad, que eliminó el índice ECO, estima que la población está por debajo del sustituto objetivo y solo cuando se basa en la definición estática (Tabla 3; Figura 26). Ninguno de estos escenarios estima que la población está por debajo del punto de referencia límite (Tabla 3).

La regla de control de extracción de la CIAT toma en consideración la incertidumbre, en particular para el punto de referencia límite. Las estimaciones de incertidumbre para el modelo de referencia no rebasan el punto de referencia límite (Figura 17). El modelo pesimista que excluye el índice de boyas con ecosonda se acerca pero no rebasa el punto de referencia límite en un 10% para el inicio de 2024 (Figura 27).

Las trayectorias históricas muestran que el tamaño de la población fluctúa y puede llegar a estar por debajo del punto de referencia objetivo. Cabe señalar que los valores iniciales de dSBR son engañosos porque el modelo no está ajustado a una captura de equilibrio inicial y la mortalidad por pesca inicial solo se utiliza como una forma de construir la estructura por edad inicial y, por lo tanto, no representa la mortalidad por pesca inicial real.

La mortalidad por pesca actual es inferior a la correspondiente a la biomasa objetivo del modelo de referencia (Figura 18). Lo mismo ocurre en todos los análisis de sensibilidad (Tabla 3).

La condición de la población en relación con el *statu quo*, definido por la mortalidad por pesca promedio durante 2017-2019, se evaluó utilizando una aproximación a la tasa de explotación, que fue la captura total dividida por la biomasa de los peces de 2 trimestres o más (Tabla 3). El modelo de referencia estimó que las tasas de explotación de 2022 y 2023 fueron inferiores al *statu quo* (Tabla 3). Solo el modelo

pesimista que excluye el índice de boyas con ecosonda estimó tasas de explotación que rebasaban ligeramente el *statu quo* en 2022 y 2023 (Tabla 3).

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Recolección de información nueva y actualizada

El personal continuará los estudios biológicos y de marcado para mejorar los conocimientos de la biología del barrilete en el OPO, especialmente sobre el crecimiento, la mortalidad natural, la biomasa y la relación talla-peso. Un programa exhaustivo de marcado es particularmente esencial para mejorar la evaluación del barrilete y proporcionar asesoramiento de ordenación en el futuro.

7.2. mejoras a los métodos y el modelo de evaluación

El personal continuará desarrollando el modelo de evaluación para el atún barrilete en el OPO. Los siguientes cambios serían deseables para evaluaciones futuras:

- Mejorar las estimaciones de biomasa y mortalidad natural mediante un mayor desarrollo del análisis de marcado;
- Mejorar las estimaciones de crecimiento utilizando los datos de marcado y otra información disponible;
- Explorar la mortalidad natural, el crecimiento y la selectividad por sexo;
- Seguir mejorando el índice de boyas con ecosonda;
- Desarrollar un análisis de riesgos.

AGRADECIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y los CPC proporcionaron datos para la evaluación. Miembros del personal de la CIAT y científicos de los CPC proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación, las pesquerías y la biología del atún barrilete. Paulina Llano brindó asistencia editorial y Christine Patnode colaboró con las figuras.

REFERENCIAS

- Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.
- Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.
- Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.
- Argue, A.W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep. 6: v, 39 pp.
- Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? *Fisheries Research* **192**: 28-40.
- Ducharme-Barth, N.D., Grüss, A., Vincent, M.T., Kiyofuji, H., Aoki, Y., Pilling, G., Hampton, J., and Thorson, J.T. 2022. Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardization: A simulation study and fishery application. *Fisheries Research* **246**: 106169.
- Duffy LM, Lennert-Cody CE, Olson R, Minte-Vera CV, and Griffiths SP. 2019. Assessing vulnerability of by-catch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **219**: 105316.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **68**(6): 1124-1138.
- Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**(5): 1002-1010.
- Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* **4**: 23-37.
- IATTC. 2010. The IATTC program for in-port sampling of tuna catches. IATTC Document SAC-01-11. http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2010/Aug/_English/SAC-01-11-Port-sampling-program.pdf
- Joseph, J. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern Pacific Ocean: Biological, economic, and political impacts. *Ocean Development and International Law* **25**:1-30.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Minami, M. 2013. Defining population spatial units: Simultaneous analysis of frequency distributions and time series. *Fisheries Research* **139**: 85-92.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Tomlinson, P.K., Aires-da-Silva, A., and Pérez, A. 2012. Progress report on the development of postratified estimators of total catch for the purse-seine fishery port-sampling data. IATTC Document SAC-03-10. http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/_English/SAC-03-10-Post-stratified-estimators.pdf
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., and Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: An example of distributional regression trees. *Fisheries Research* **102**(3): 323-326.
- Lennert-Cody, C., and Tomlinson, P. 2010. Evaluation of aspects of the current IATTC port sampling design and estimation procedures for catches of tunas by purse-seine and pole-and-line vessels. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report* **10**: 279-309.
- Martell, S., and Stewart, I. 2014. Towards defining good practices for modeling time-varying selectivity. *Fisheries Research* **158**: 84-95.
- Maunder, M.N., and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* **5**: 109-167.

- Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2014. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* **72**(1): 7-18.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries research* **70**(2-3): 141-159.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., and Kitakado, T. 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fisheries Research* **229**: 105594.
- Maunder, M.N., Xu, H., Lennert-Cody, C., Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., and Minte-Vera, C.V. 2020b. Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 11th Scient. Adv. Com. Meeting: SAC-11 INF-F*.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* **142**: 86-99.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **56**(4): 473-488.
- Privitera-Johnson, K.M., Methot, R.D., and Punt, A.E. 2022. Towards best practice for specifying selectivity in age-structured integrated stock assessments. *Fisheries Research* **249**: 106247.
- Satoh, K., Xu, H., Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., and Kitakado, T. 2021. Size-specific spatiotemporal dynamics of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) caught by the longline fishery in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **243**: 106065.
- Schaefer, K.M. 2001. An assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* **99**(2): 343-350.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* **9**: 203-221.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2019. Spatiotemporal variability in the reproductive dynamics of Skipjack Tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **209**: 1–13.
- Scott, M.D., Lennert-Cody, C.E., Gerrodette, T., Skaug, H.J., Minte-Vera, C.V., Hofmeister, J., Barlow, J., Chivers, S.J., Danil, K., Duffy, L.M., Olson, R.J., Hohn, A.A., Fiedler, P.C., Ballance, L.T., and Forney, K.A. 2016. Data available for assessing dolphin population status in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Workshop on Methods for Monitoring the Status of Eastern Tropical Pacific Ocean Dolphin Populations: DEK-01* (Available at www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/DEL-01/PDFs/_English/DEL-01_Data-Available-for-AssessingDolphin-Population-Status-in-the-Eastern-Tropical-Pacific-Ocean.pdf).
- 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. *IATTC Special Report* 18.
- Thorson, J.T., and Barnett, L.A.K. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science* **74**(5): 1311-1321.
- Thorson, J.T., and Haltuch, M.A. 2018. Spatiotemporal analysis of compositional data: increased precision and improved workflow using model-based inputs to stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **76**(3): 401-414.

- Thorson, J.T., and Kristensen, K. 2016. Implementing a generic method for bias correction in statistical models using random effects, with spatial and population dynamics examples. *Fisheries research* **175**: 66-74.
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., and Skaug, H.J. 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES Journal of Marine Science* **72**(5): 1297-1310.
- 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.
- 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.
- Vogel. 2014 http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/May/_English/SAC-05-06-Fishery-in-the-EPO-2013-PRES.pdf
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **99**(2): 106-111.
- Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., and Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries research* **213**: 121-131.
- Xu, H., Thorson, J.T., Methot, R.D., and Taylor, I.G. 2018. A new semi-parametric method for autocorrelated age-and time-varying selectivity in age-structured assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **76**(2): 268-285.

FIGURAS

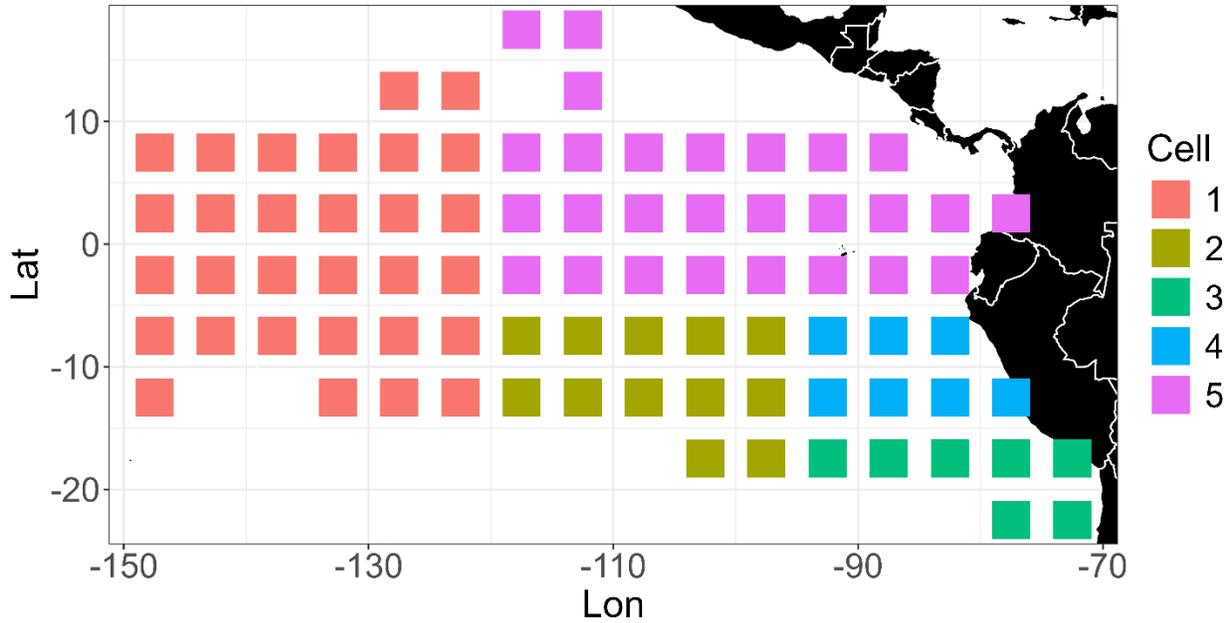


FIGURE 1a. Areas corresponding to the floating-object fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2024 (Table 1). The fisheries in area 1 and 2 are divided into smaller and larger fisheries.

FIGURA 1a. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías sobre objetos flotantes usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2024 (Tabla 1). Las pesquerías de las áreas 1 y 2 se dividen en pesquerías más pequeñas y más grandes.

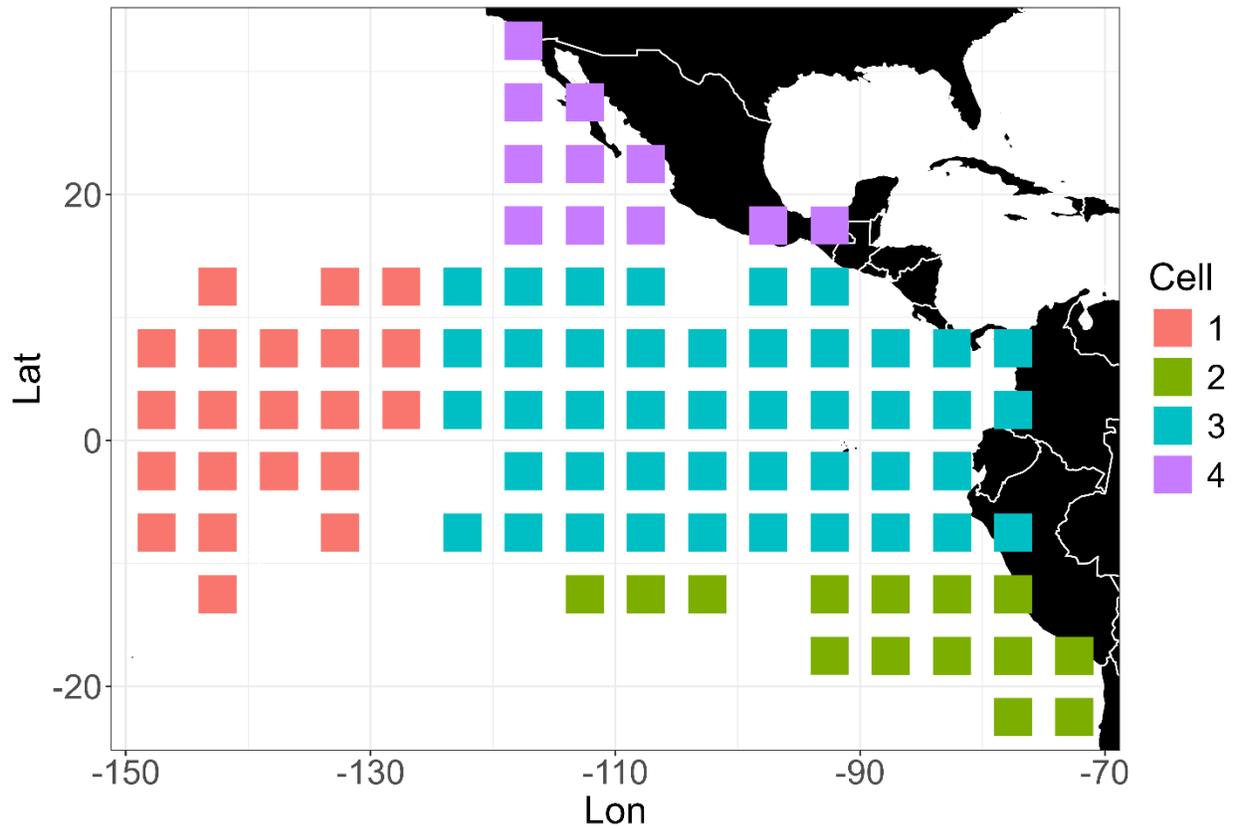


FIGURE 1b. Areas corresponding to the unassociated fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2024 (Table 1). The fishery in area 1 is divided into smaller and larger fisheries.
FIGURA 1b. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías no asociadas usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2024 (Tabla 1). Las pesquerías del área 1 se dividen en pesquerías más pequeñas y más grandes.

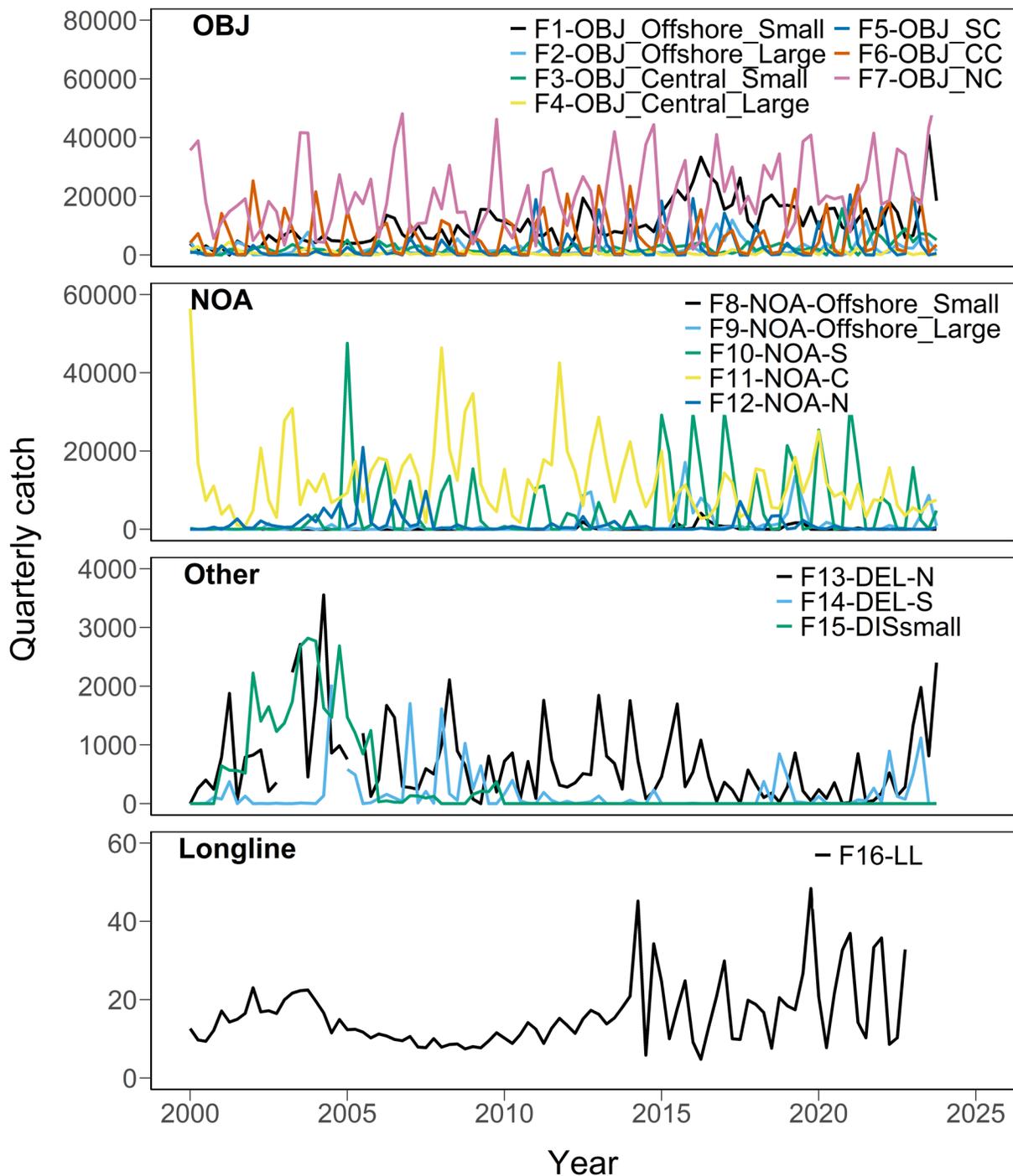


FIGURE 2. Quarterly catches of skipjack tuna, in tons, in the EPO, 2000-2023, by fishery. NOTE: The y-axis scale varies by plot. The unit for longline fishery catch is thousand fish, while it is metric tons for other fisheries. The actual data used in the assessment only includes 2006 to 2023.

FIGURA 2. Capturas trimestrales de atún barrilete, en toneladas, en el OPO, 2000-2023, por pesquería. NOTA: la escala del eje 'y' varía por gráfica. La unidad para la captura de la pesquería palangrera es miles de peces, mientras que para las demás pesquerías es toneladas métricas.

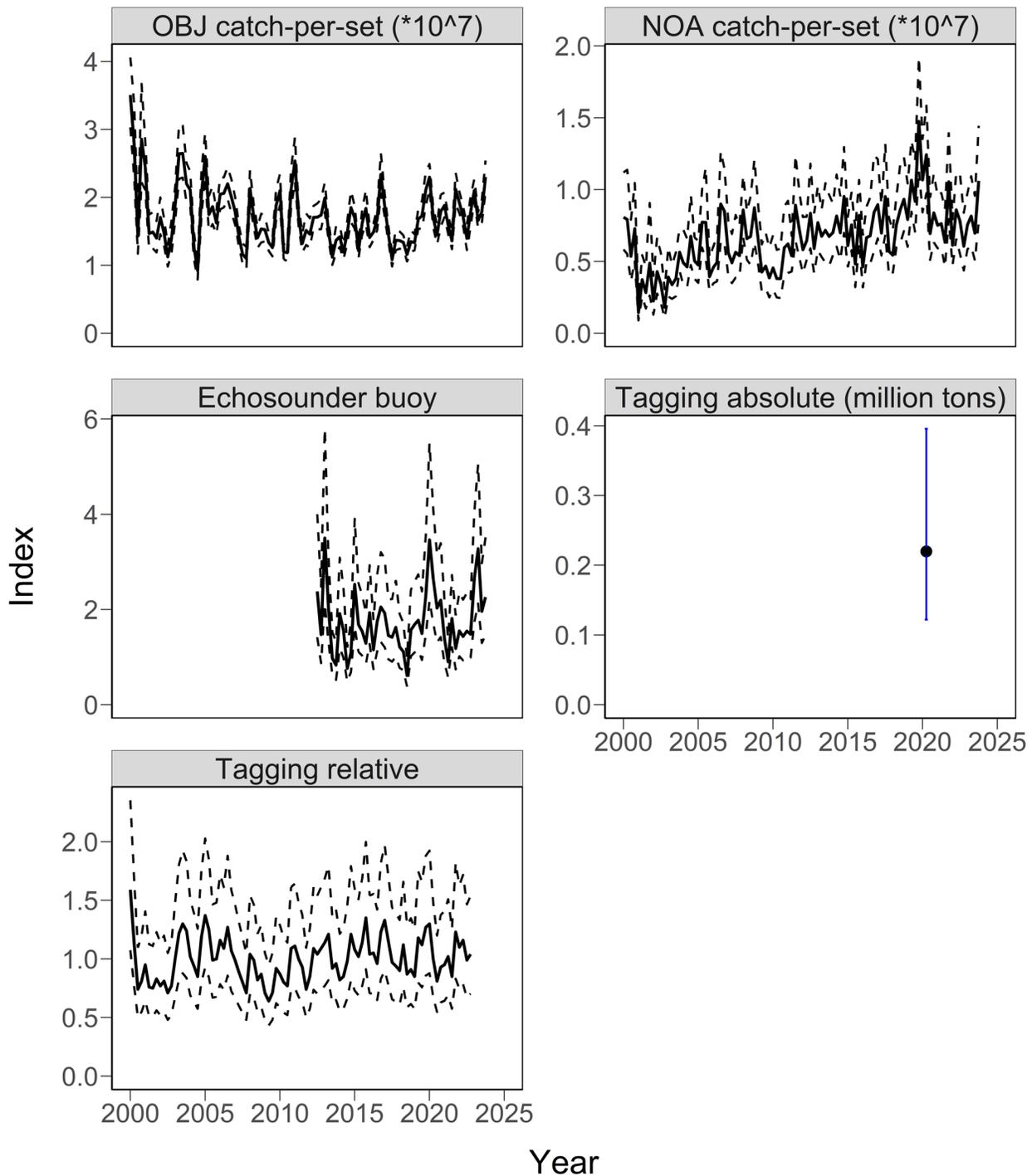


FIGURE 3. Indices of abundance used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO, 2000-2023 (black solid line and solid points), and their associated 95% confidence intervals (dashed lines and blue lines). The actual data used in the assessment only includes 2006 to 2023.

FIGURA 3. Índices de abundancia usados en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, 2000-2023 (línea negra), y sus intervalos de confianza de 95% asociados (líneas discontinuas y líneas azules). Los datos utilizados en la evaluación solo incluyen los años 2006 a 2023.

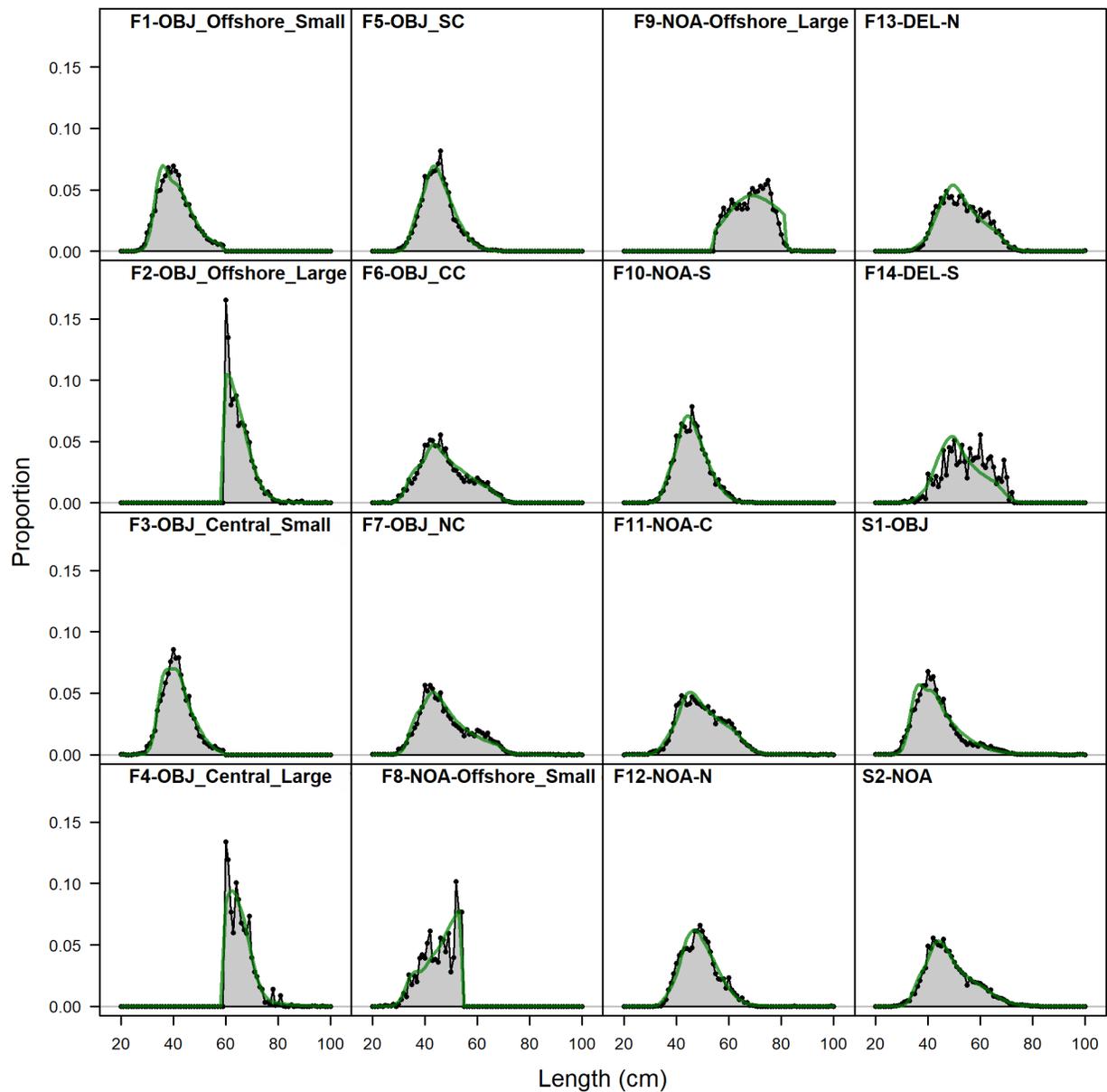


FIGURE 4a. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data, by purse-seine fishery and “survey”.

FIGURA 4a. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea), por pesquería de cerco y "estudio".

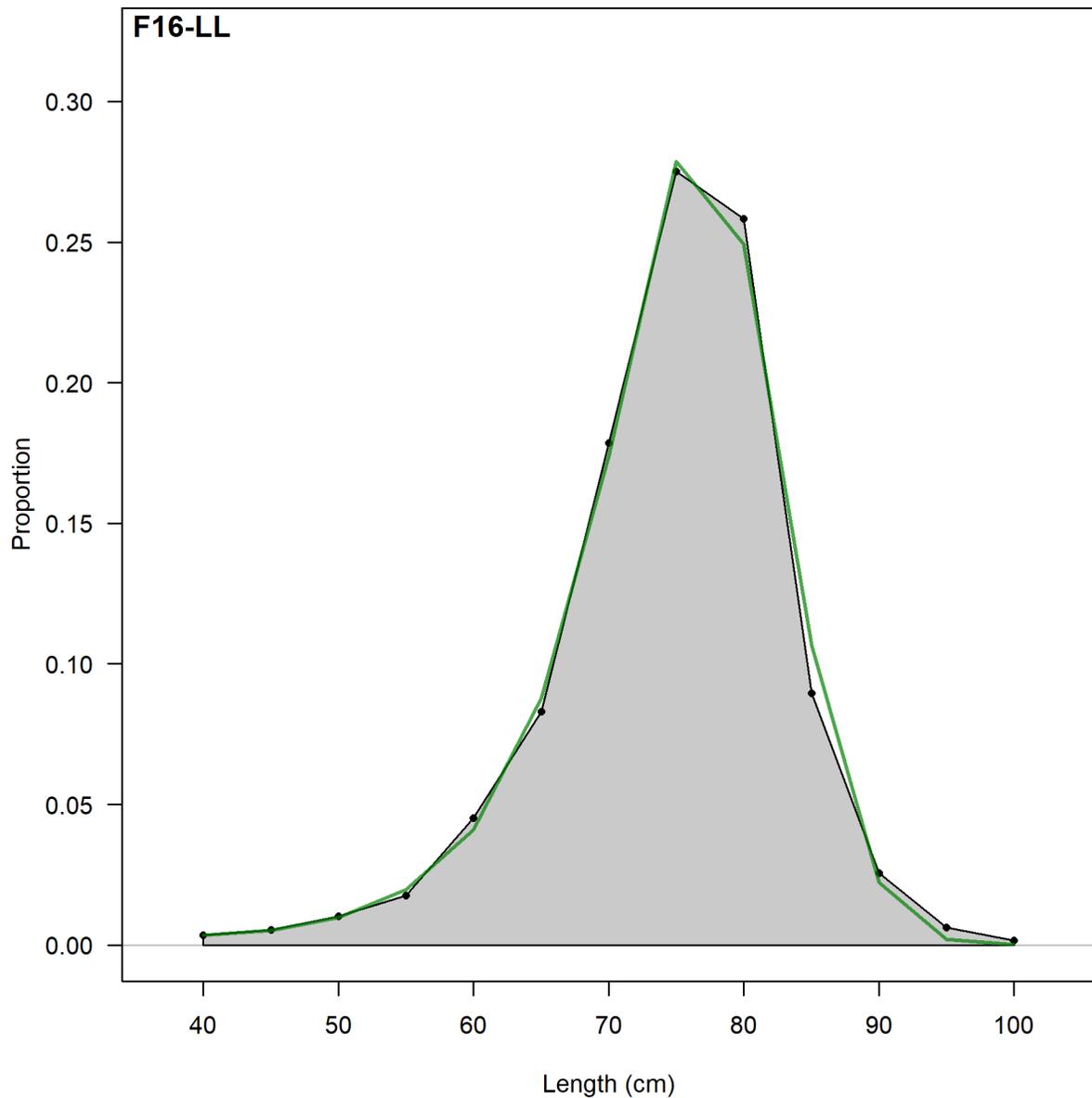


FIGURE 4b. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data for the longline fishery.

FIGURA 4b. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea) para la pesquería palangrera.

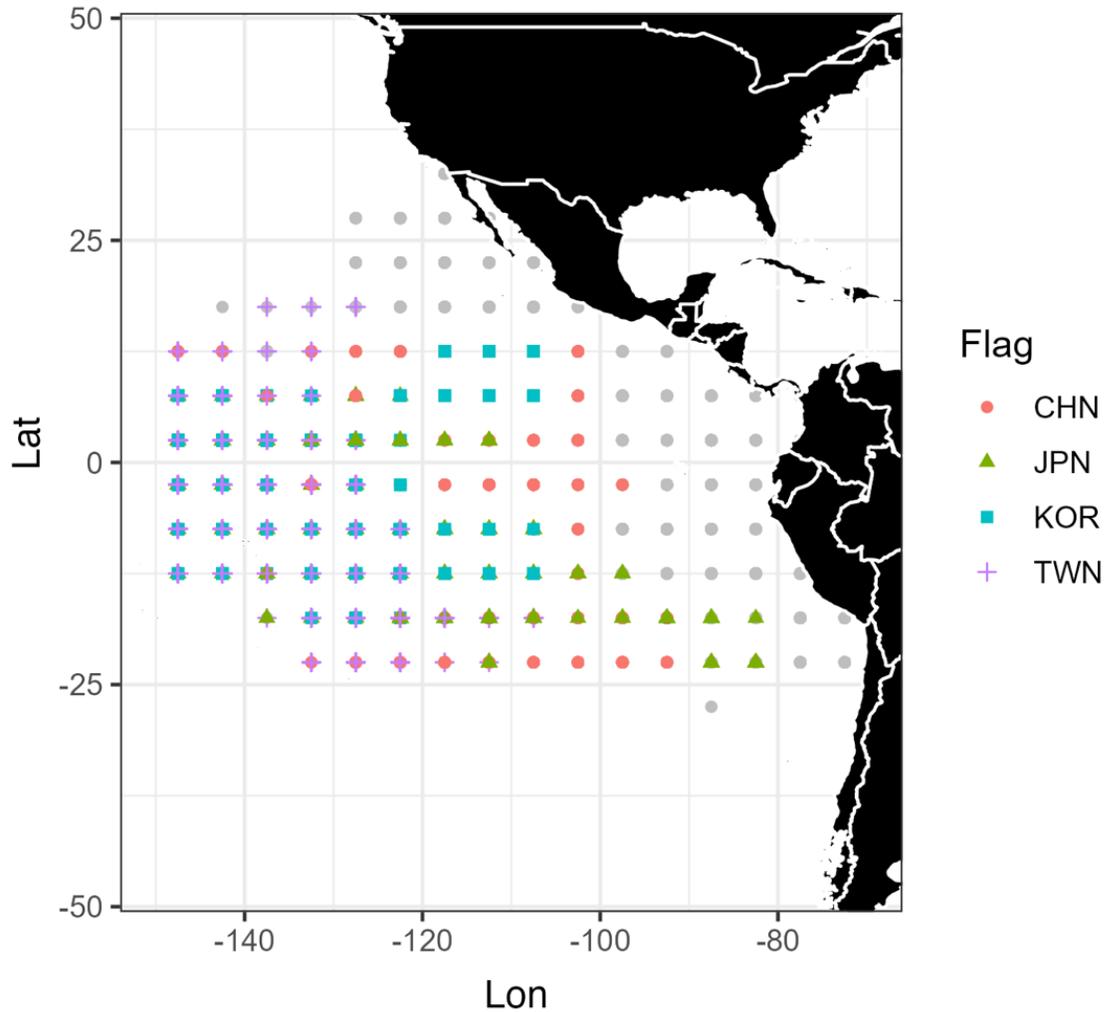


FIGURE 5. Coverage of longline observer data from the four Members of the IATTC (*i.e.*, China, Chinese Taipei, Japan and Korea). Grey points indicate the locations of purse-seine catch and effort data. Data are aggregated into a 5 by 5 grid.

FIGURA 5. Cobertura de los datos de observadores de palangre de cuatro Miembros de la CIAT (es decir, China, Taipéi Chino, Japón y Corea). Los puntos grises indican la ubicación de los datos de captura y esfuerzo de cerco. Los datos están agregados en una cuadrícula de 5 por 5.

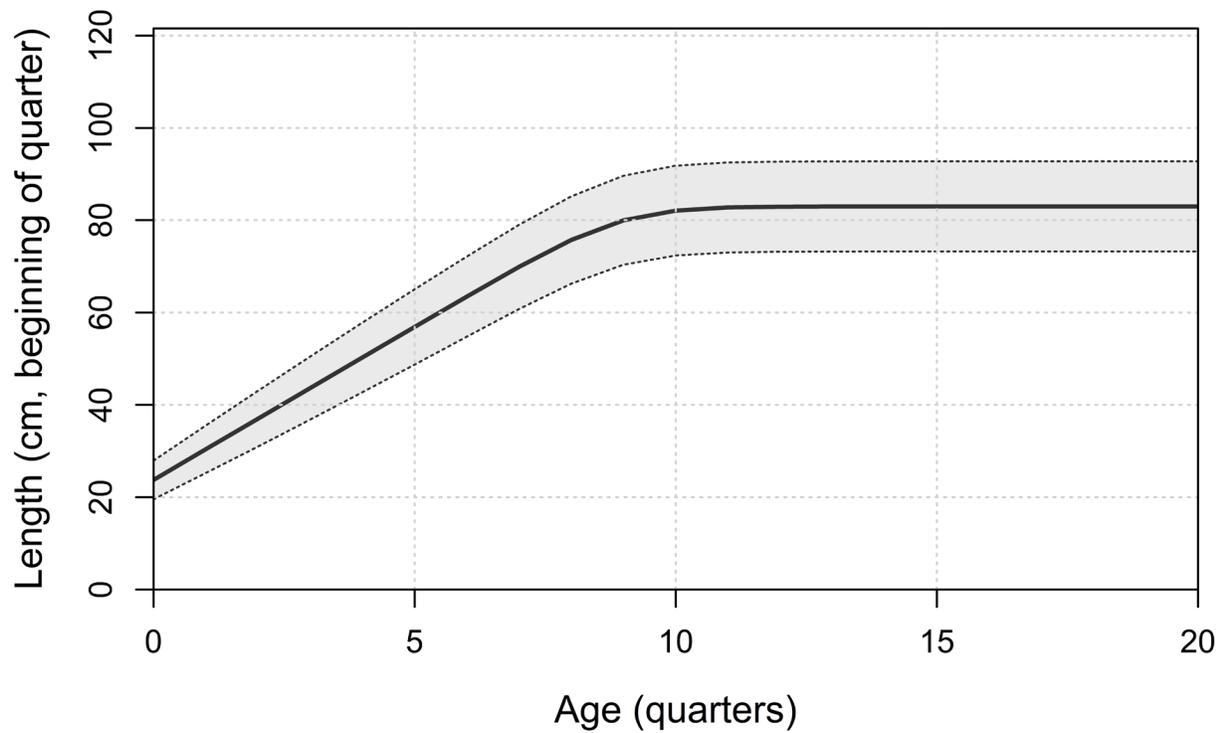


FIGURE 6. Assumed mean length-at-age in the reference model (solid line). The shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 9% at age 0 and 6% at age 20 quarters (mean \pm 1.96 standard deviations).

FIGURA 6. Talla por edad promedio supuesta en el modelo de referencia (línea continua). La región sombreada representa la variación de la talla por edad, suponiendo un CV = 9% a edad 0 y 6% a 20 trimestres de edad (promedio \pm 1.96 desviación estándar).

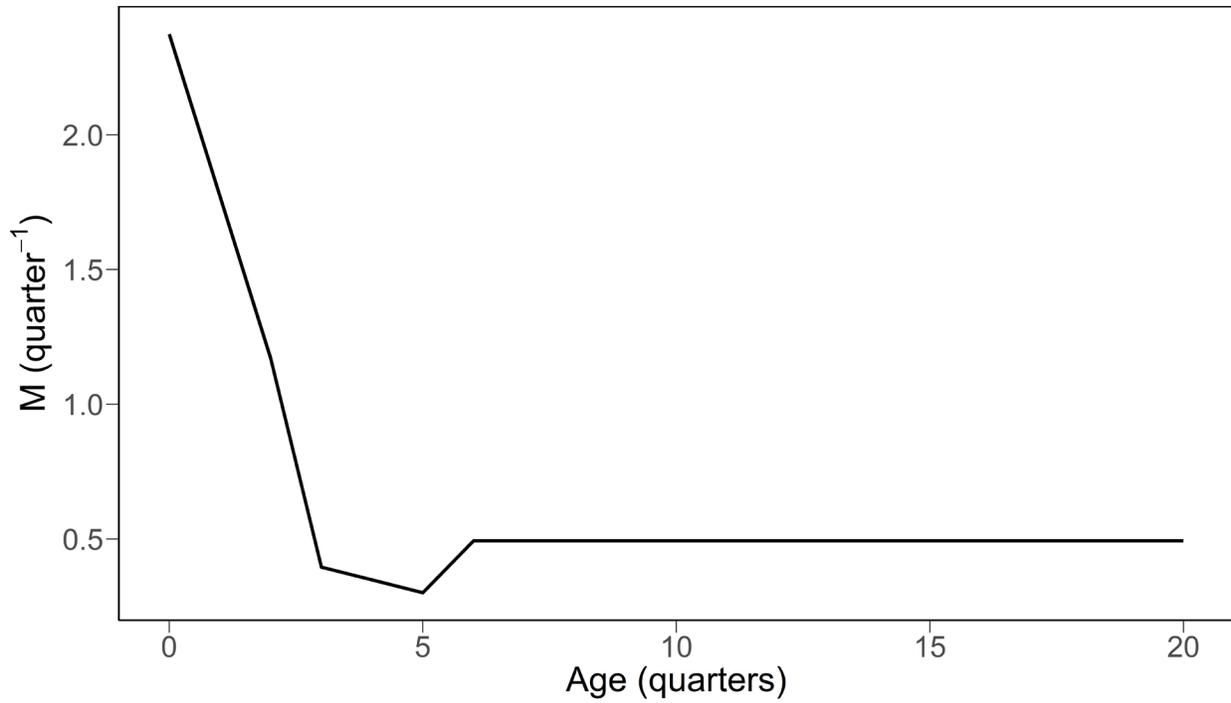


FIGURE 7. Assumed age-specific natural mortality in the reference model. It assumed constant natural mortality for fish of 65 cm and larger.

FIGURA 7. Mortalidad natural por edad supuesta en el modelo de referencia. Se supuso una mortalidad natural constante para los peces de 65 cm y más grandes.

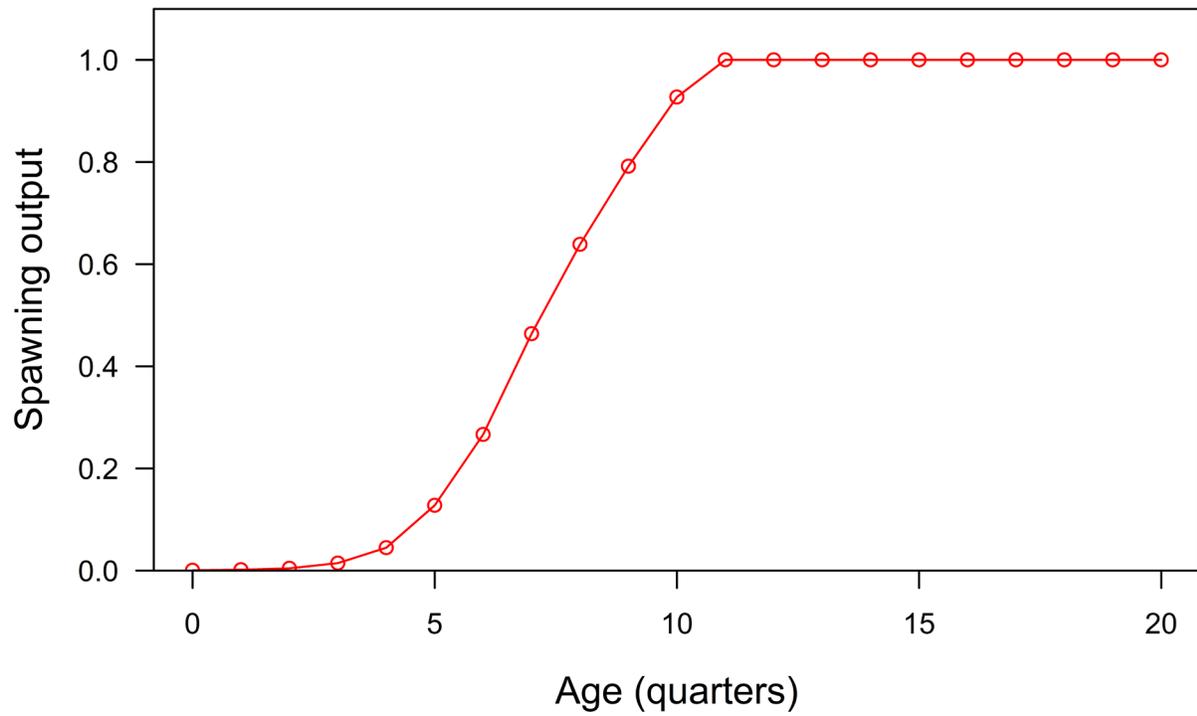


FIGURE 8. Relative contribution of each age to the reproductive output component (scaled to a maximum of one) for skipjack tuna in the EPO.

FIGURA 8. Contribución relativa de cada edad al componente de producción reproductora (escalado a un máximo de uno) para el atún barrilete en el OPO.

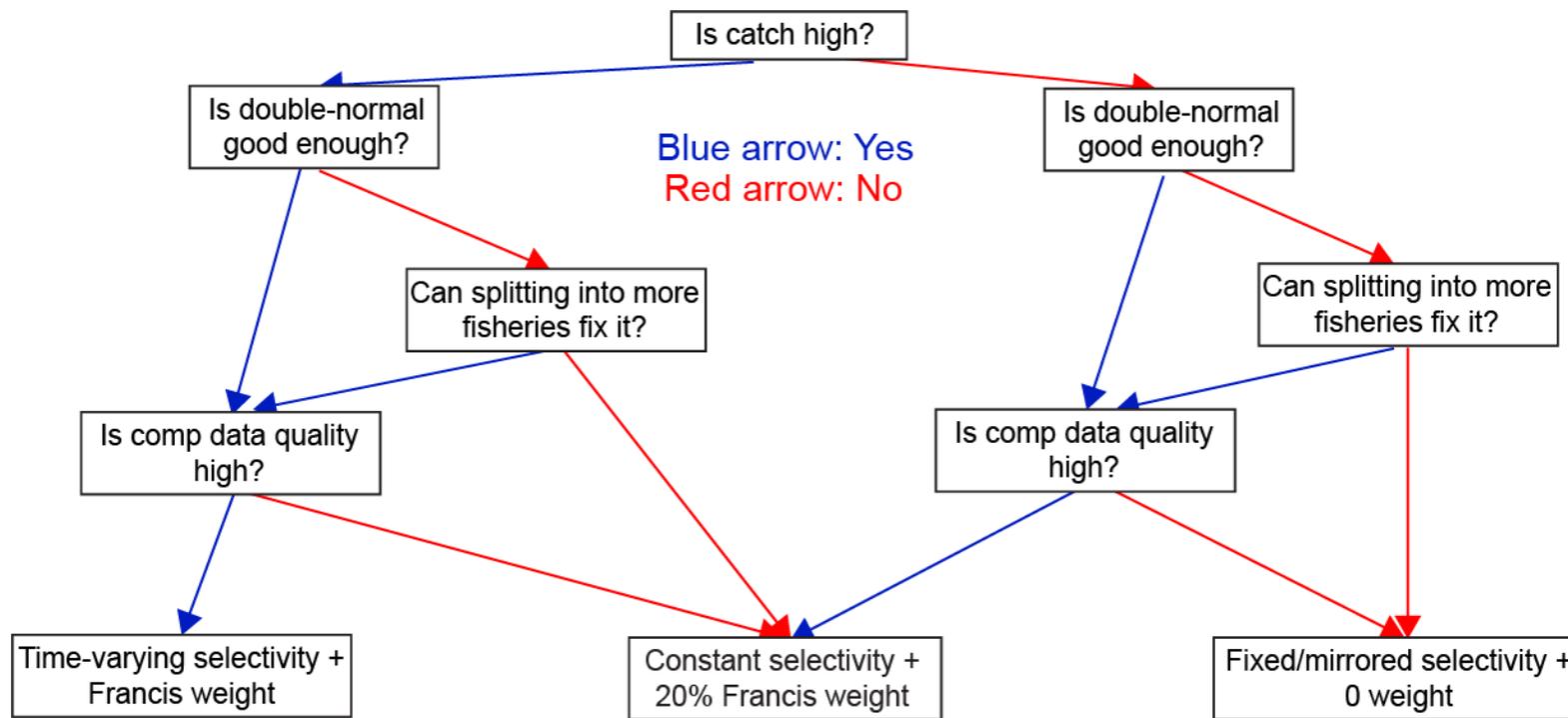


FIGURE 9. The decision tree on which the selectivity form and composition data weighting in this benchmark assessment are based.

FIGURA 9. Árbol de decisión en el que se basa la forma de la selectividad y la ponderación de los datos de composición en esta evaluación de referencia.

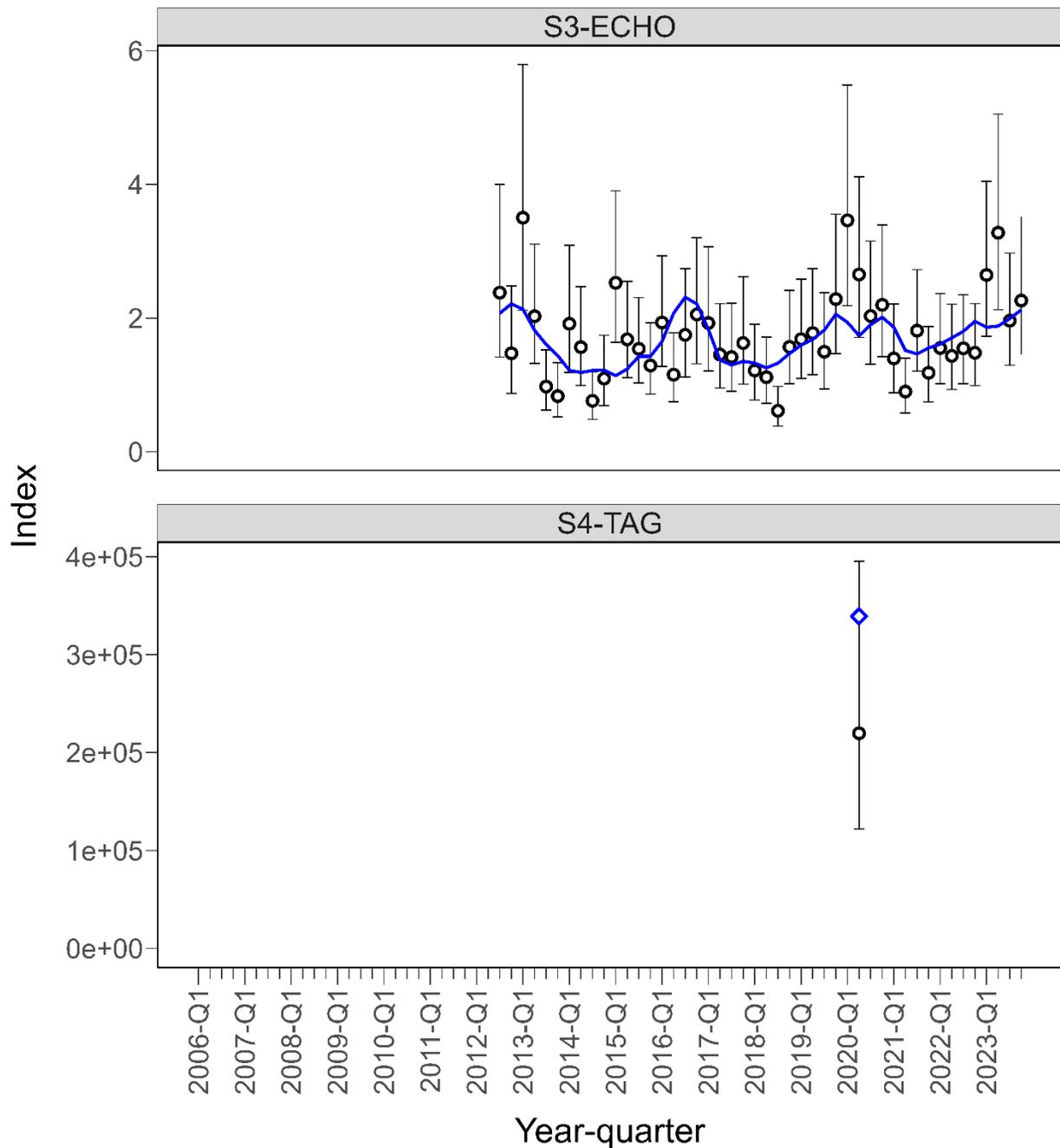


FIGURE 10. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the echosounder buoy index (top) and the tagging-based absolute index (bottom) by the reference model. The blue line (top) and blue diamond (bottom) represent the estimated indices, the black circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.

FIGURA 10. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la CPUE para el índice de boyas con ecosonda (arriba) y el índice absoluto basado en marcado (abajo) por el modelo de referencia. La línea azul (arriba) y el rombo azul (abajo) representan los índices estimados, los círculos negros son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones.

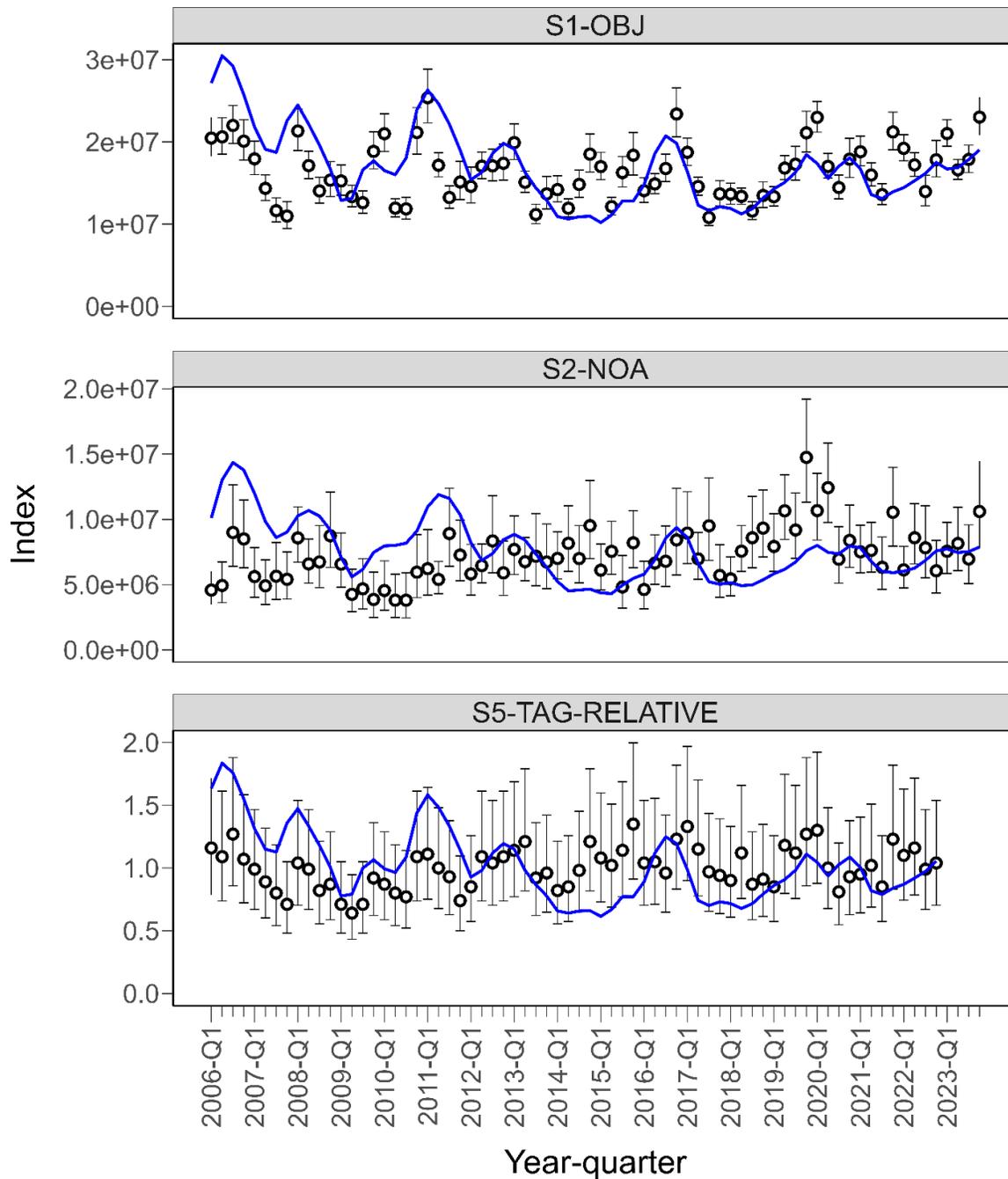


FIGURE 11. Model fits to the catch-per-set based indices of abundance for the floating object (top) and unassociated (middle) purse-seine fisheries, and the tagging-based relative index (bottom) by the reference model. These fits are not included in the objective function. The blue line represents the estimated indices, the black circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.

FIGURA 11. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la captura por lance para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotante (arriba) y no asociadas (medio), y el índice relativo basado en marcado (abajo), por el modelo de referencia. Estos ajustes no se incluyen en la función objetiva. La línea azul representa los índices estimados, los círculos negros son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones.

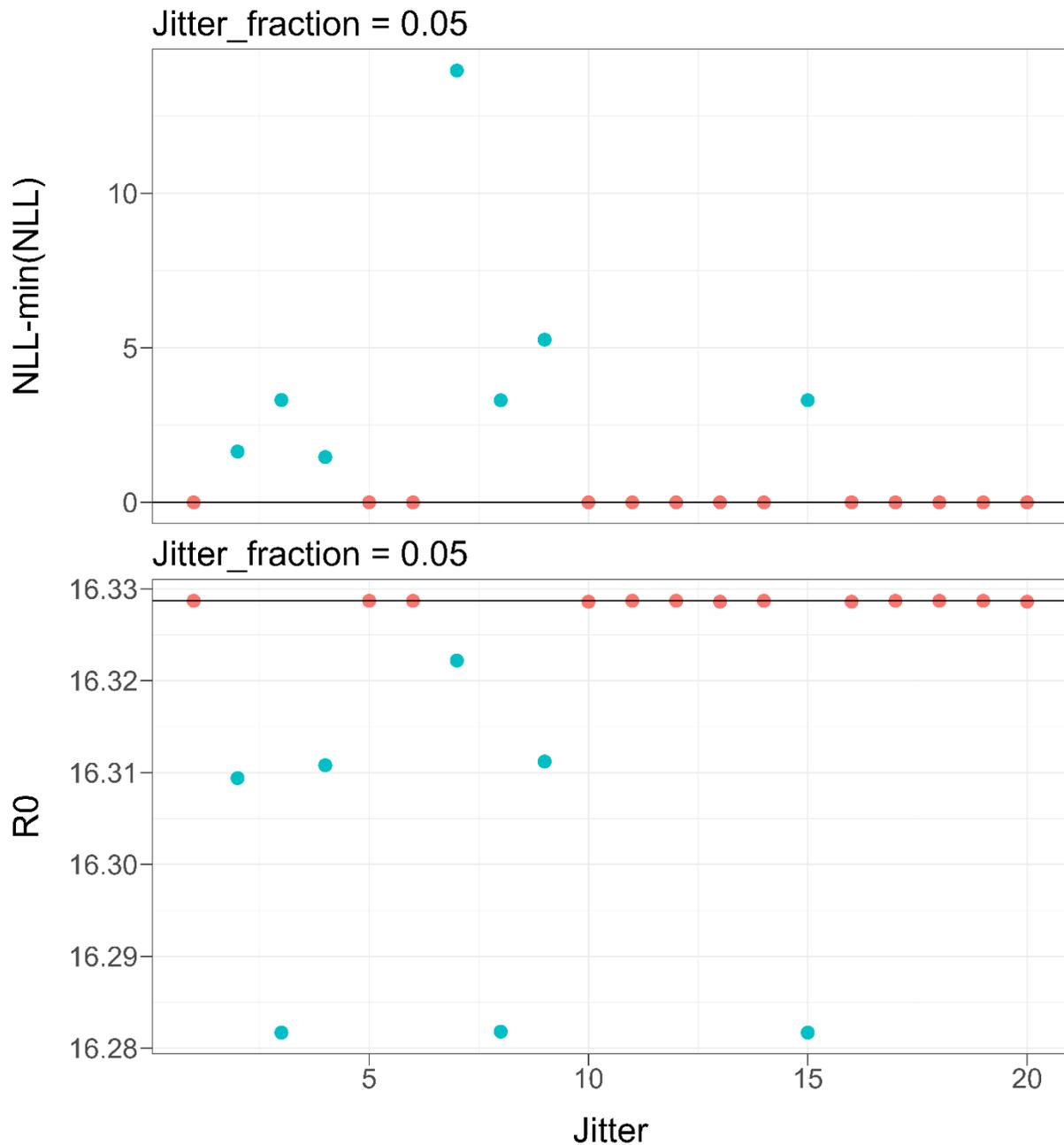


FIGURE 12. Normalized negative log-likelihood (top), and estimate of R_0 , the equilibrium recruitment in the absence of fishing (bottom), for the jitter analysis from the reference model.

FIGURA 12. Verosimilitud logarítmica negativa normalizada (arriba), y estimación de R_0 , el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca (abajo), para el análisis de *jitter* del modelo de referencia.

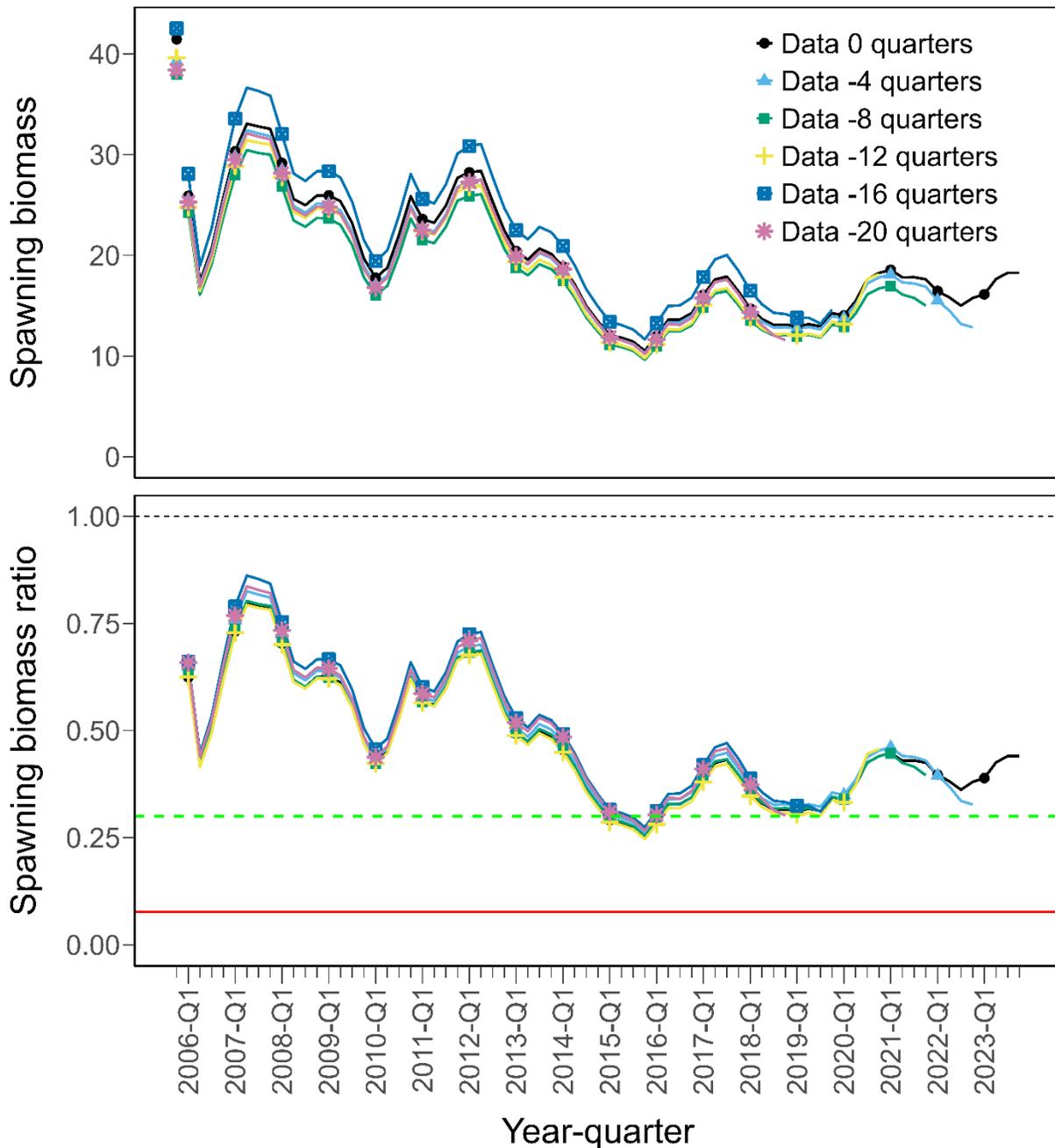


FIGURE 13. Spawning biomass (top) and spawning biomass ratio (bottom) for the retrospective analysis from the reference model. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077).

FIGURA 13. Biomasa reproductora (arriba) y cociente de biomasa reproductora (abajo) para el análisis retrospectivo del modelo de referencia. La línea verde horizontal discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077).

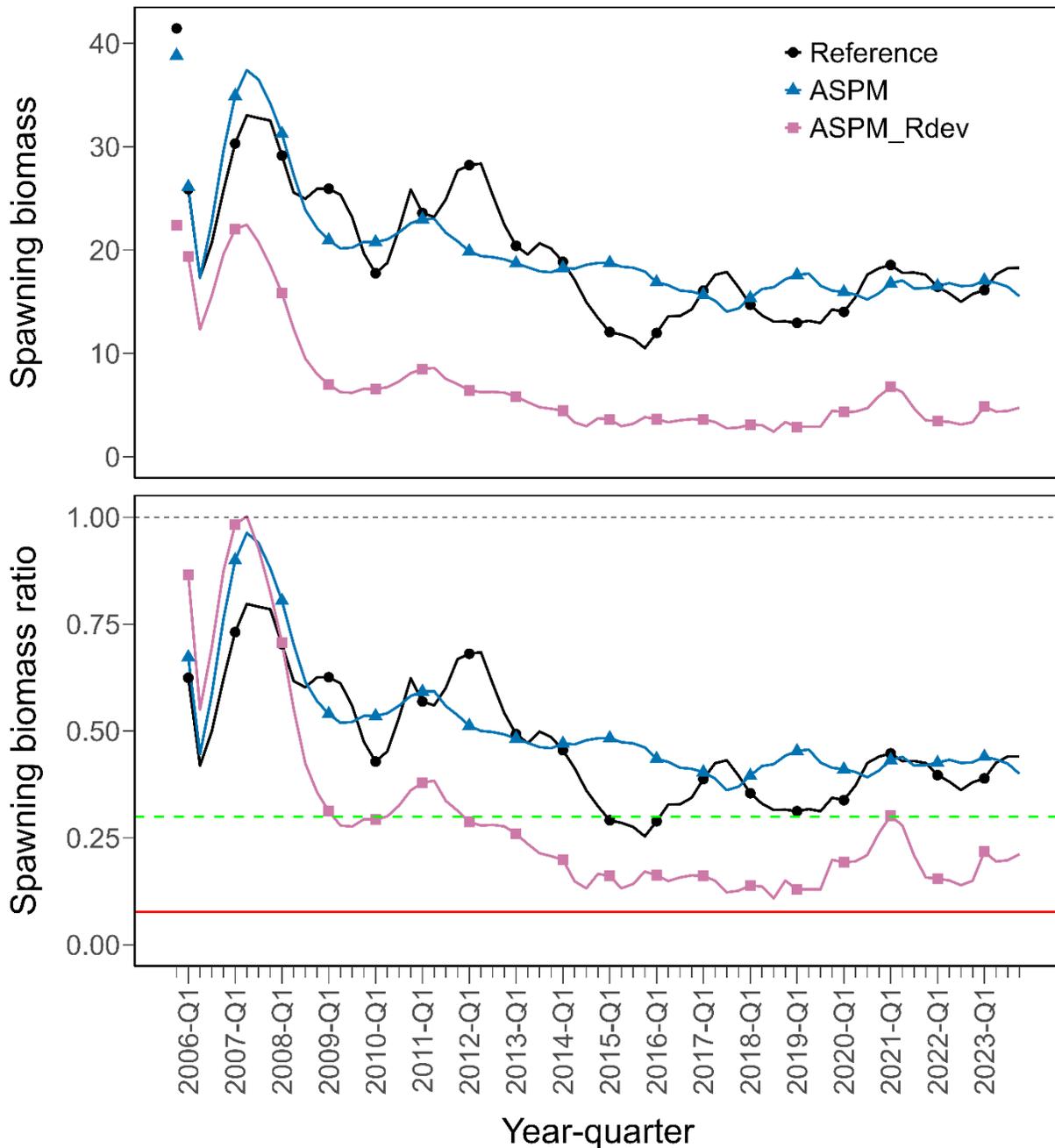


FIGURE 14. Spawning biomass (top) and spawning biomass ratio (bottom) for the age-structured production model diagnostics for the reference model. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077).

FIGURA 14. Biomasa reproductora (arriba) y cociente de biomasa reproductora (abajo) para el diagnóstico del modelo de producción estructurado por edad para el modelo de referencia. La línea verde horizontal discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077).

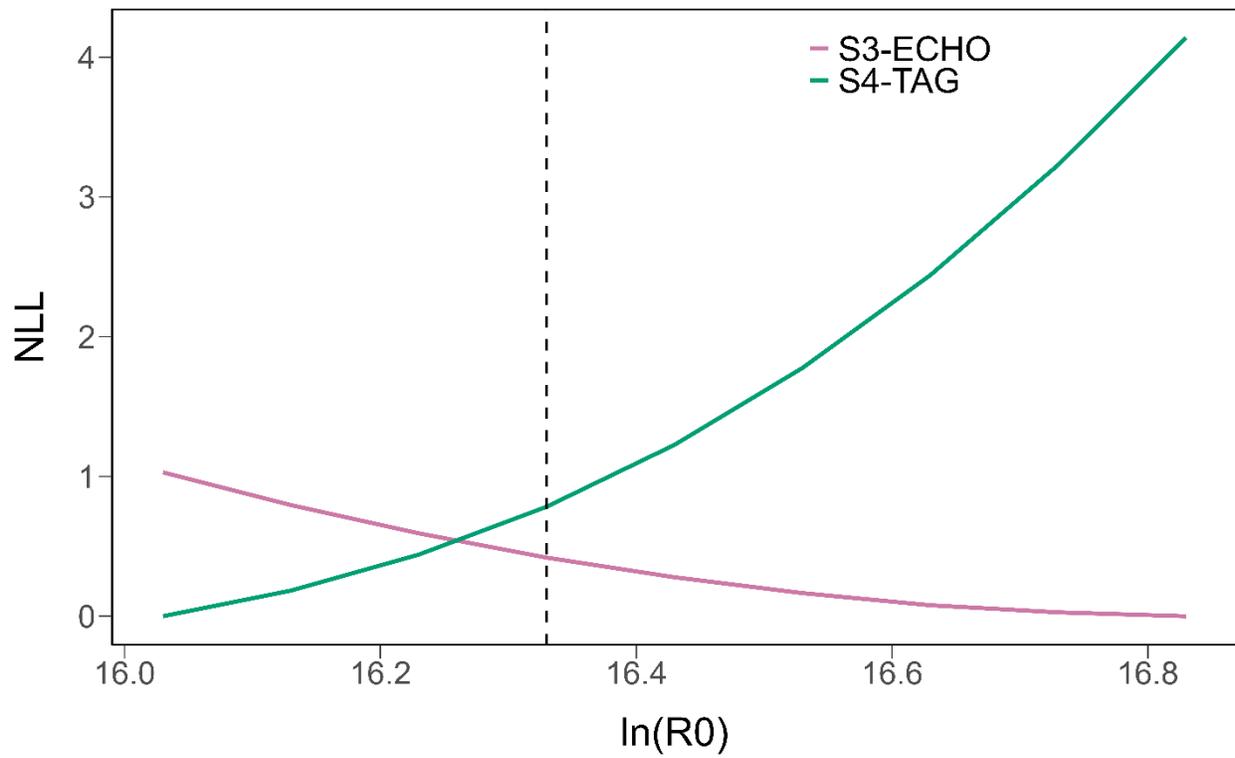


FIGURE 15a. R_0 likelihood component profile for the indices of abundance from the reference model.
FIGURA 15a. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los índices de abundancia del modelo de referencia.

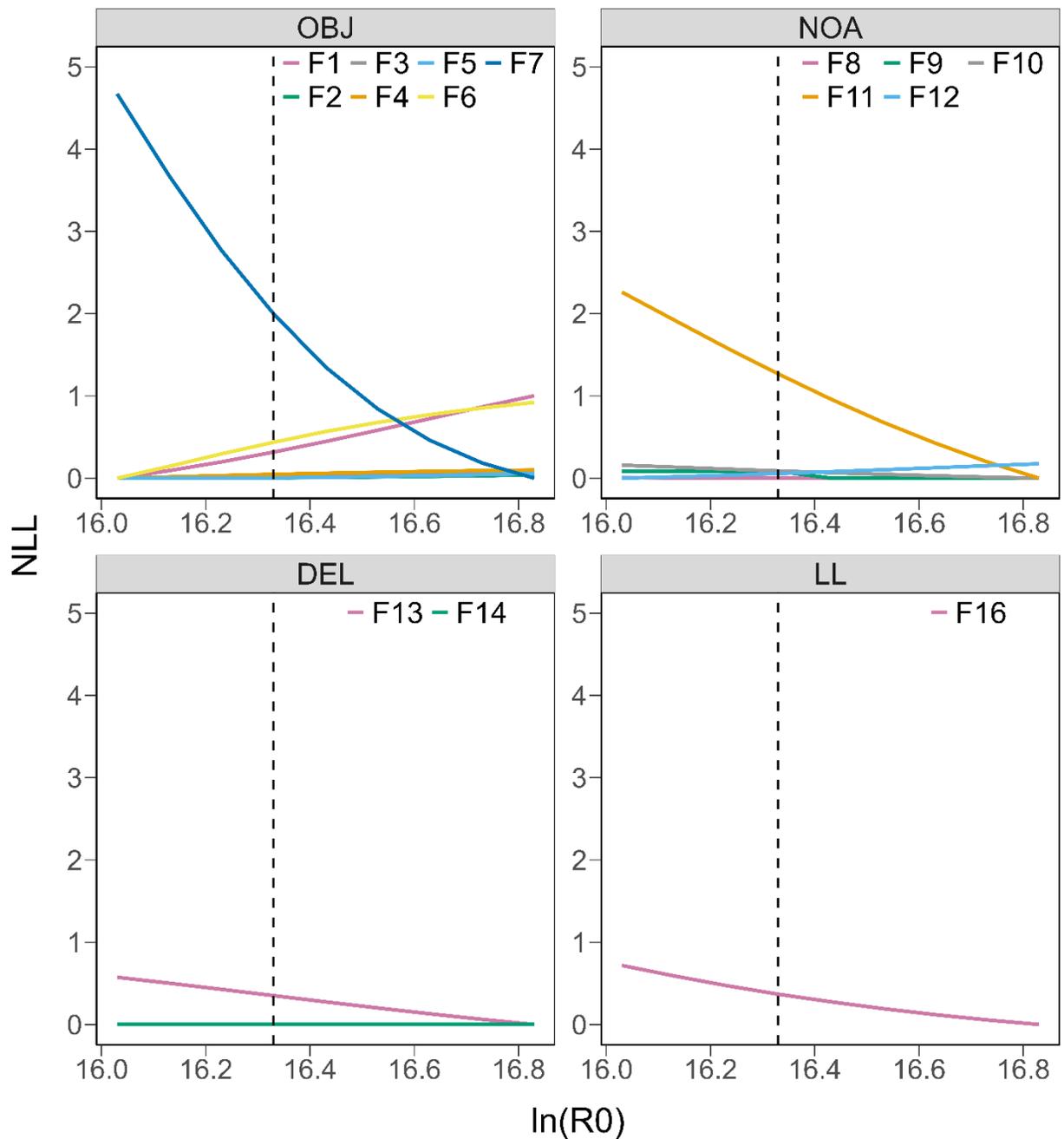


FIGURE 15b. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the reference model.

FIGURA 15b. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla de pesca del modelo de referencia.

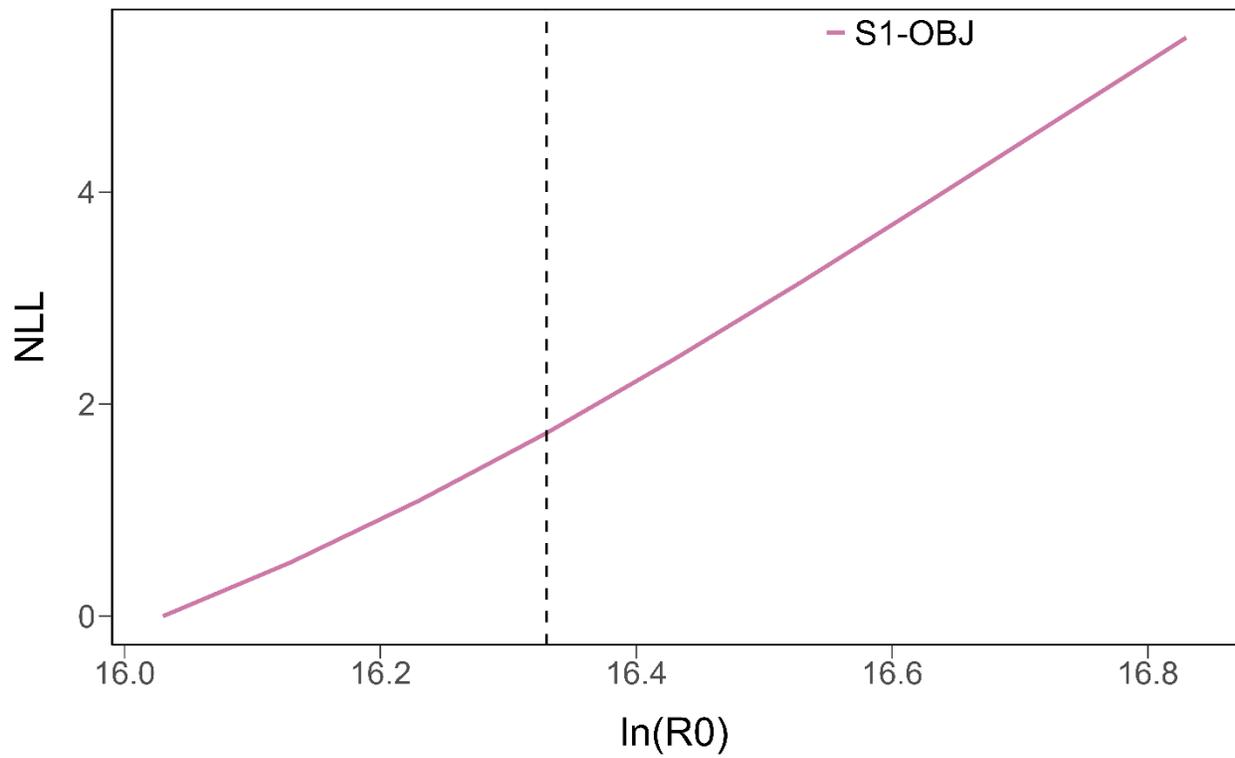


FIGURE 15c. R_0 likelihood component profile for the survey length-composition data from the reference model.

FIGURA 15c. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla de estudio del modelo de referencia.

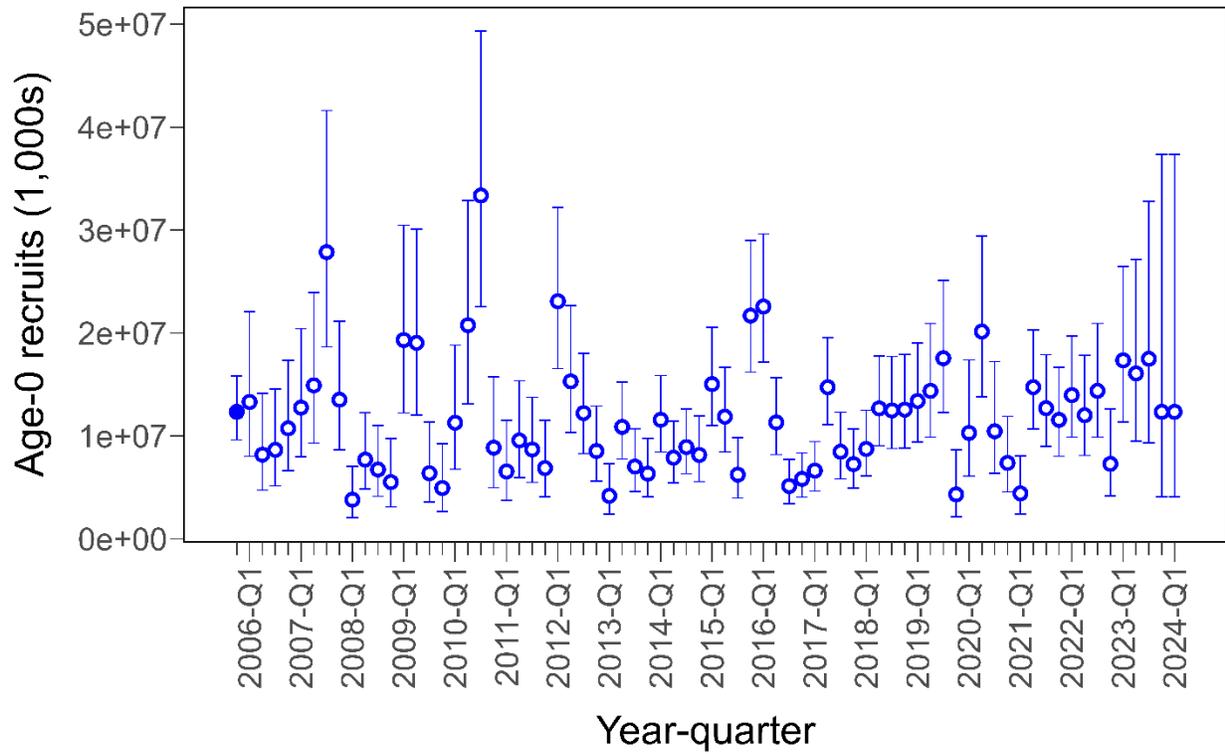


FIGURE 16. Quarterly recruitment and 95% confidence intervals of skipjack tuna estimated by the reference model.

FIGURA 16. Reclutamiento trimestral e intervalos de confianza de 95% del atún barrilete estimado por el modelo de referencia

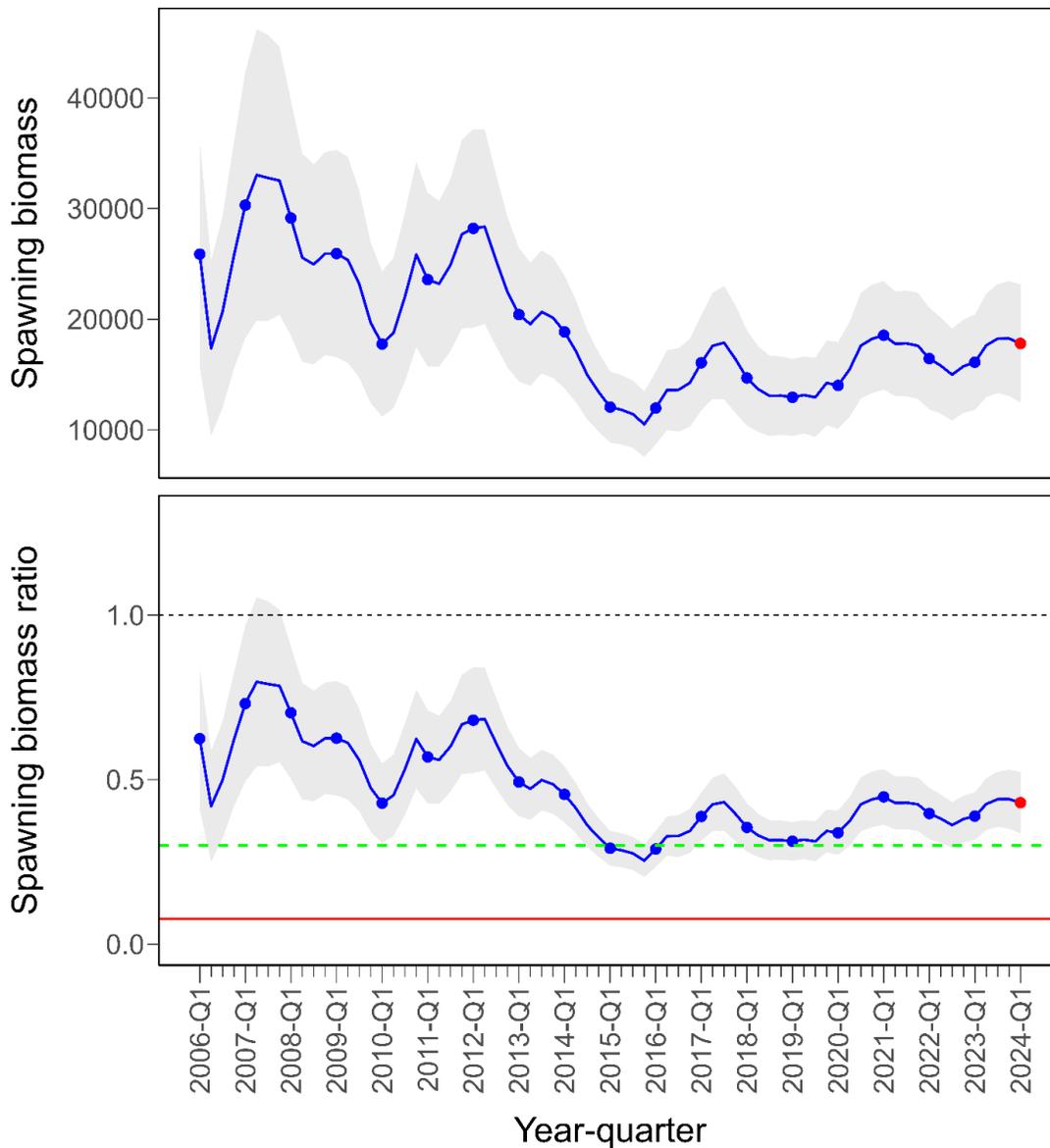


FIGURE 17. Spawning biomass (top) and spawning biomass ratio (bottom) for skipjack tuna in the EPO, 2006-current estimated by the reference model. The red points indicate the model estimates in the first quarter of 2024. The blue points represent the first quarter of each year. The solid lines represent the maximum likelihood estimates and the shaded area the approximate 80% confidence intervals (CIs) around those estimates (80% CIs would represent the 10% probability of exceeding the reference point). The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077).

FIGURA 17. Biomasa reproductora (arriba) y cociente de biomasa reproductora (abajo) para el atún barrilete en el OPO, 2006-presente, estimados por el modelo de referencia. Los puntos rojos indican las estimaciones del modelo en el primer trimestre de 2024. Los puntos azules representan el primer trimestre de cada año. Las líneas continuas representan las estimaciones de verosimilitud máxima y el área sombreada representa los intervalos de confianza (IC) de 80% aproximados en torno a esas estimaciones (los IC de 80% representarían la probabilidad del 10% de rebasar el punto de referencia). La línea horizontal discontinua verde es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077).

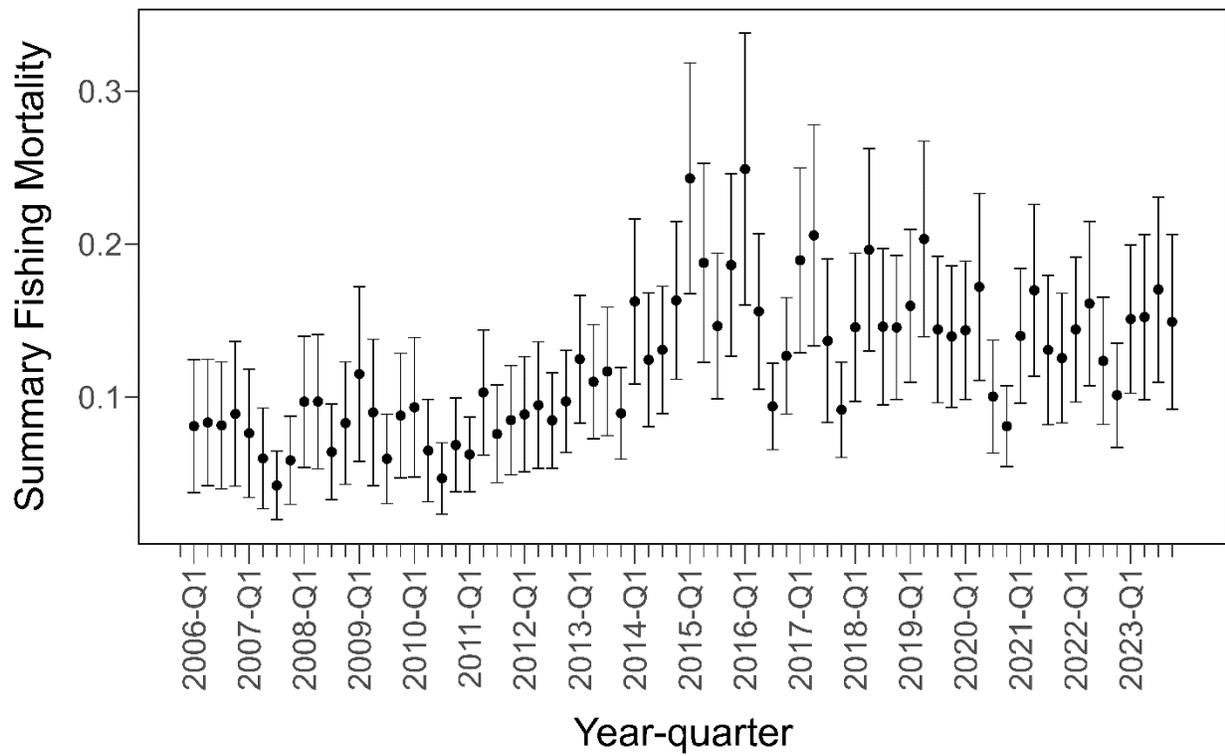


FIGURE 18. Index of quarterly exploitation rate of skipjack tuna in the EPO estimated by the reference model.

FIGURA 18. Índice de la tasa de explotación trimestral del atún barrilete en el OPO estimado por el modelo de referencia.

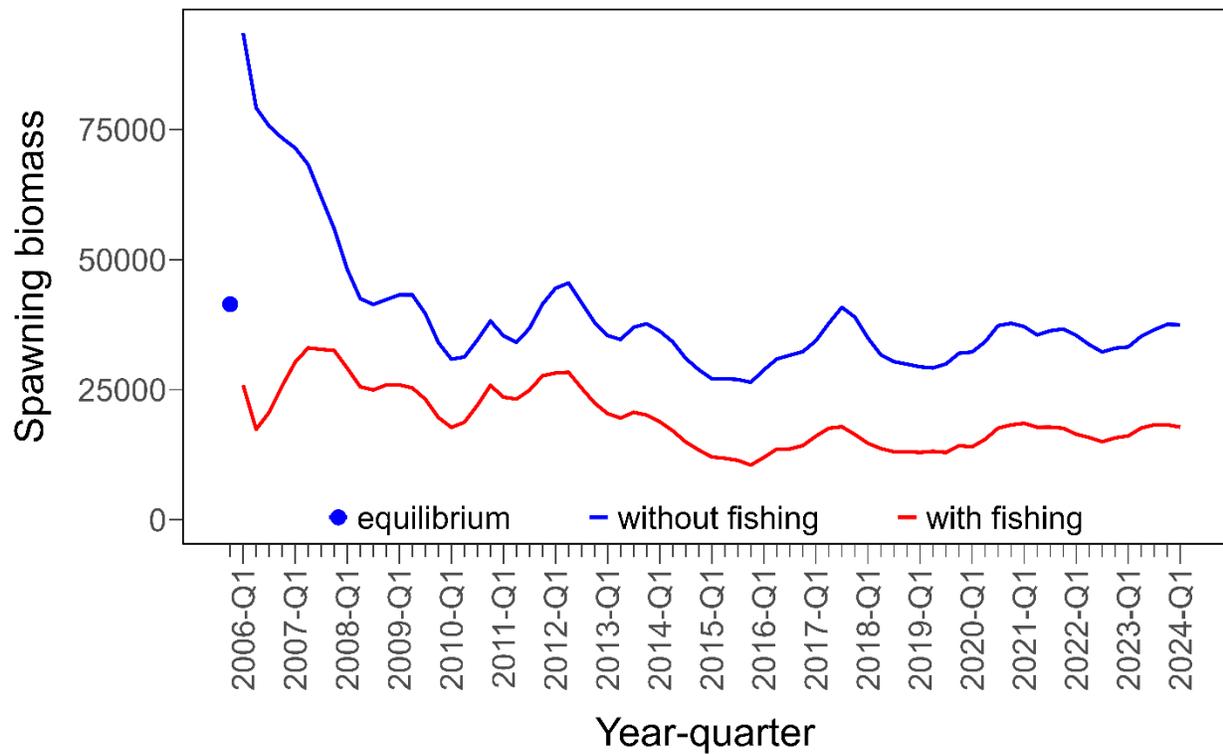


FIGURE 19. Impact of fishing, 2006-2023: trajectory of the spawning biomass (a fecundity index, see text for details) of a simulated population of skipjack tuna that was never exploited (blue line) and that predicted by the reference model (red line).

FIGURA 19. Impacto de la pesca, 2006-2023: trayectoria de la biomasa reproductora (un índice de fecundidad, ver texto para más detalles) de una población simulada de barrilete que nunca fue explotada (línea azul) y la predicha por el modelo de referencia (línea roja).

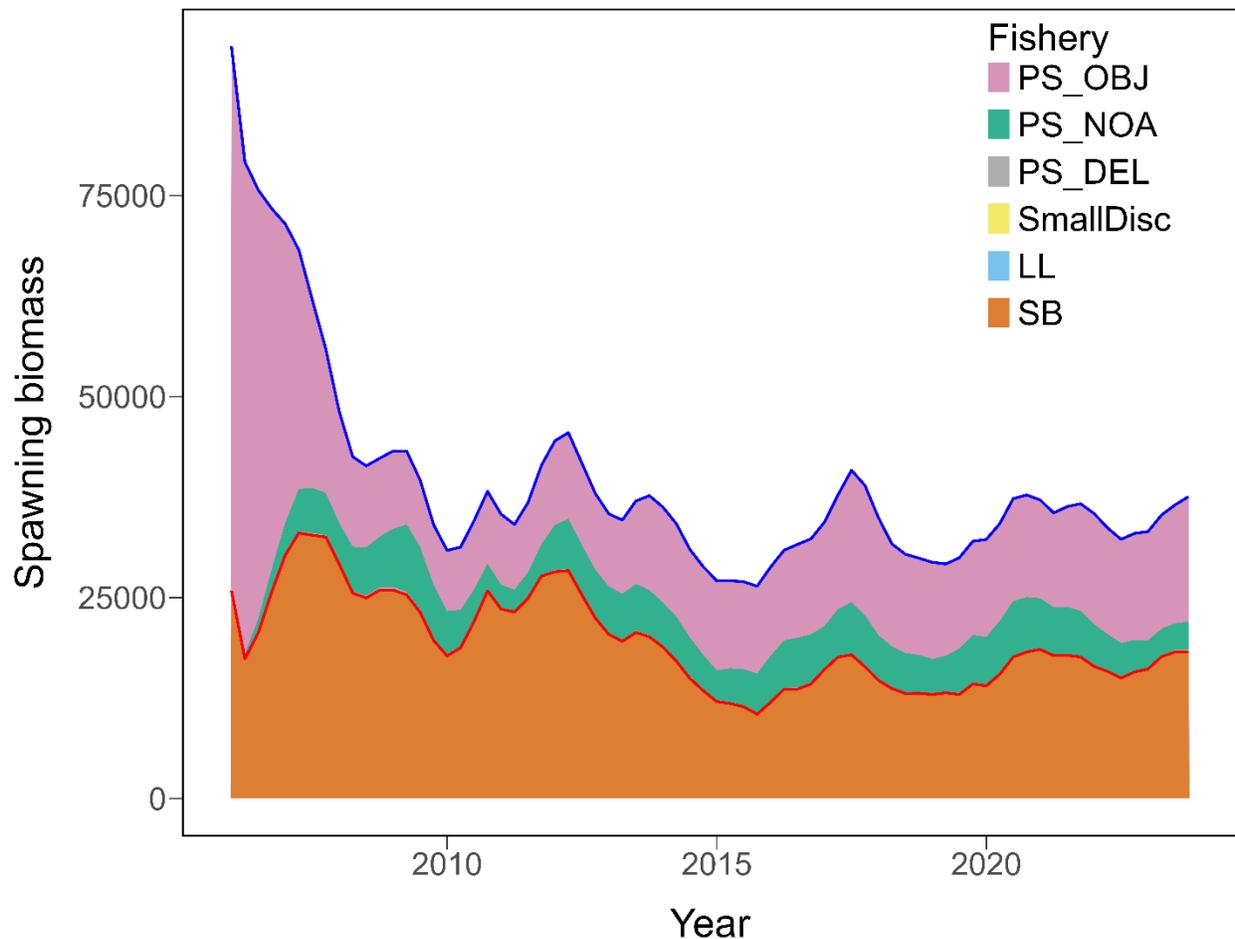


FIGURE 20. Comparison of spawning biomass trajectory of a simulated population of skipjack tuna that was never exploited (top blue line) and that predicted by the stock assessment model (bottom red line). The shaded purple, green, gray, yellow, and blue areas show the proportional impact of the purse-seine OBJ, purse-seine NOA, purse-seine DEL, small discard, and longline fishery, respectively. The impacts of the longline and small discard fisheries are undetectable, and the impact of the purse-seine DEL fishery is also hard to detect.

FIGURA 20. Comparación de la trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de barrilete que nunca fue explotada (línea superior azul) y la predicha por el modelo de evaluación (línea inferior roja). Las áreas sombreadas en morado, verde, gris, amarillo y azul muestran el impacto proporcional de la pesquería de cerco OBJ, cerco NOA, cerco DEL, descartes de barrilete pequeño, y palangre, respectivamente. Los impactos de las pesquerías de palangre y de descartes de barrilete pequeño son indetectables, y el impacto de la pesquería de cerco DEL también es difícil de detectar.

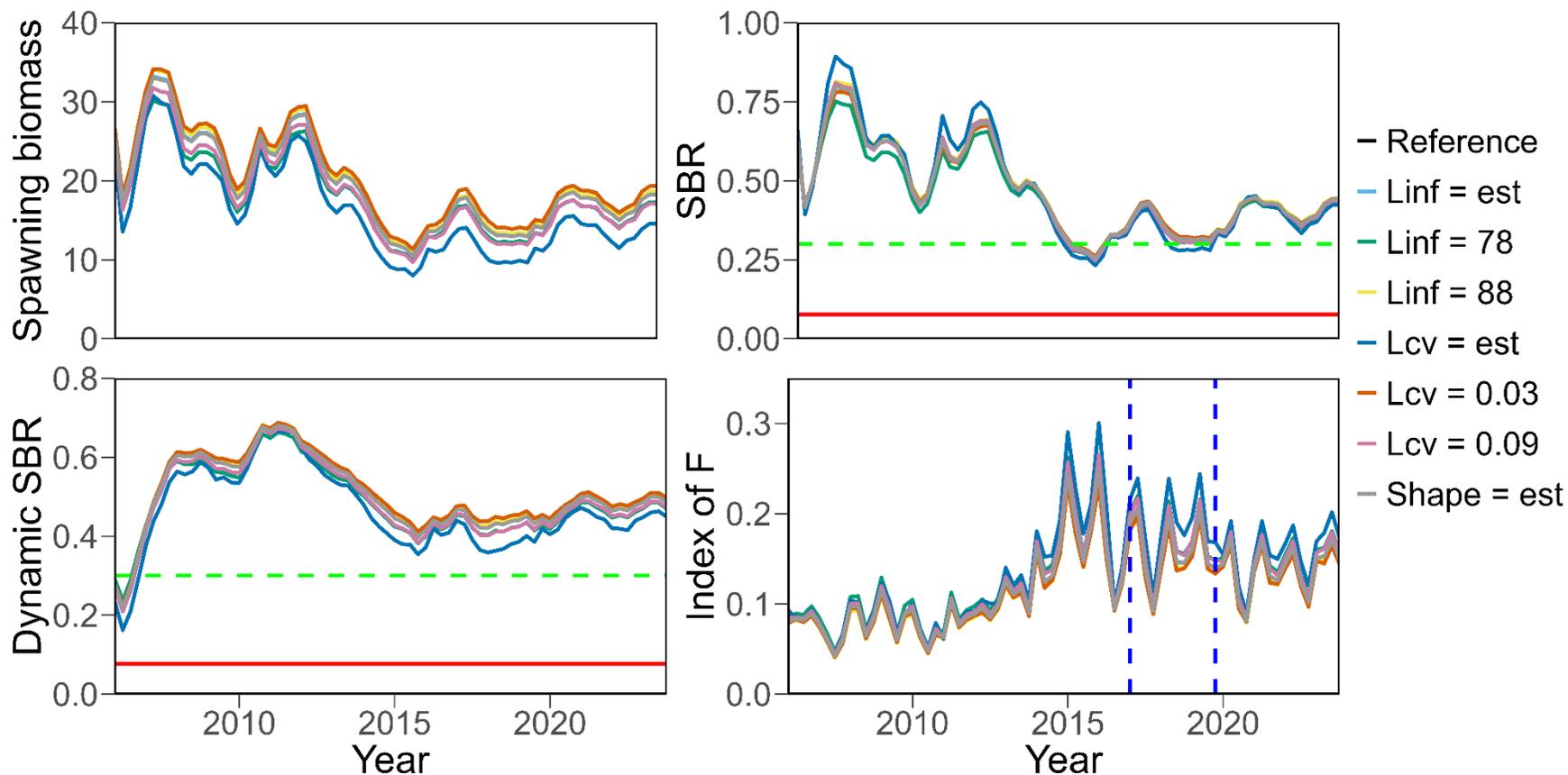


FIGURE 21. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses on growth parameters. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 21. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad de los parámetros de crecimiento. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

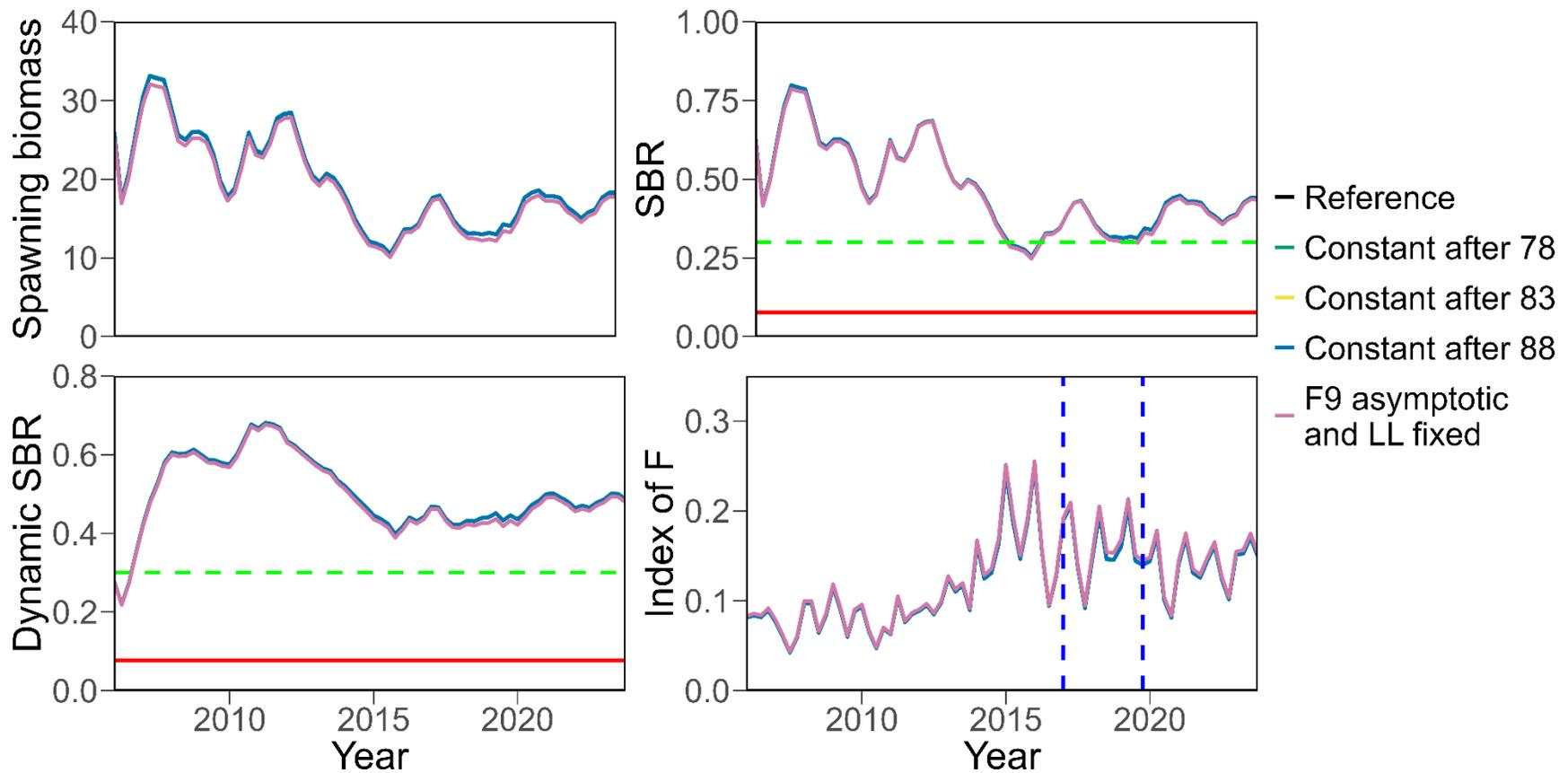


FIGURE 22. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses on selectivity settings. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 22. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad de las configuraciones de selectividad. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

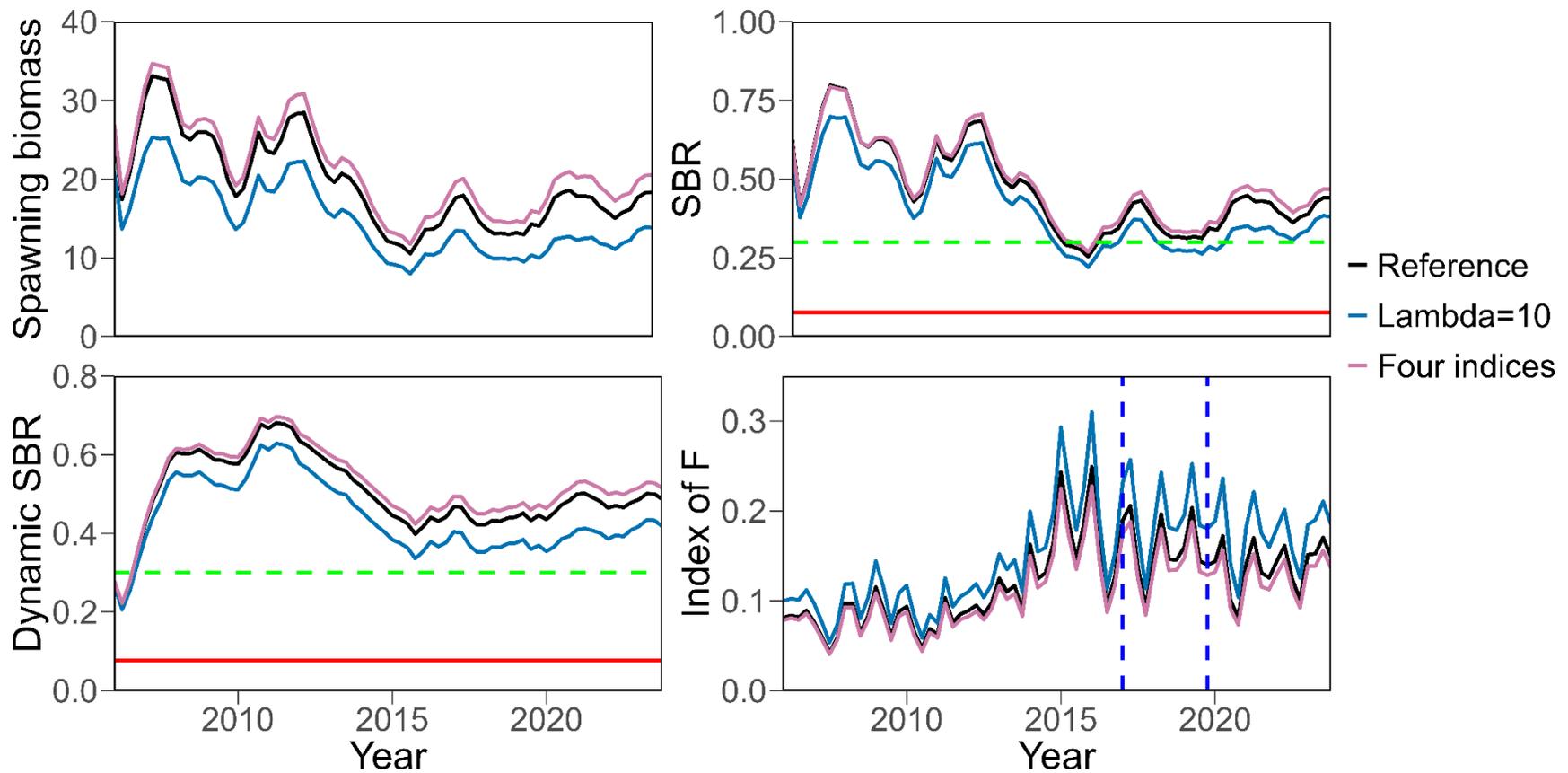


FIGURE 23. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses regarding treatments of tagging-based absolute index. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).
FIGURA 23. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad relativos a los tratamientos del índice absoluto basado en marcado. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

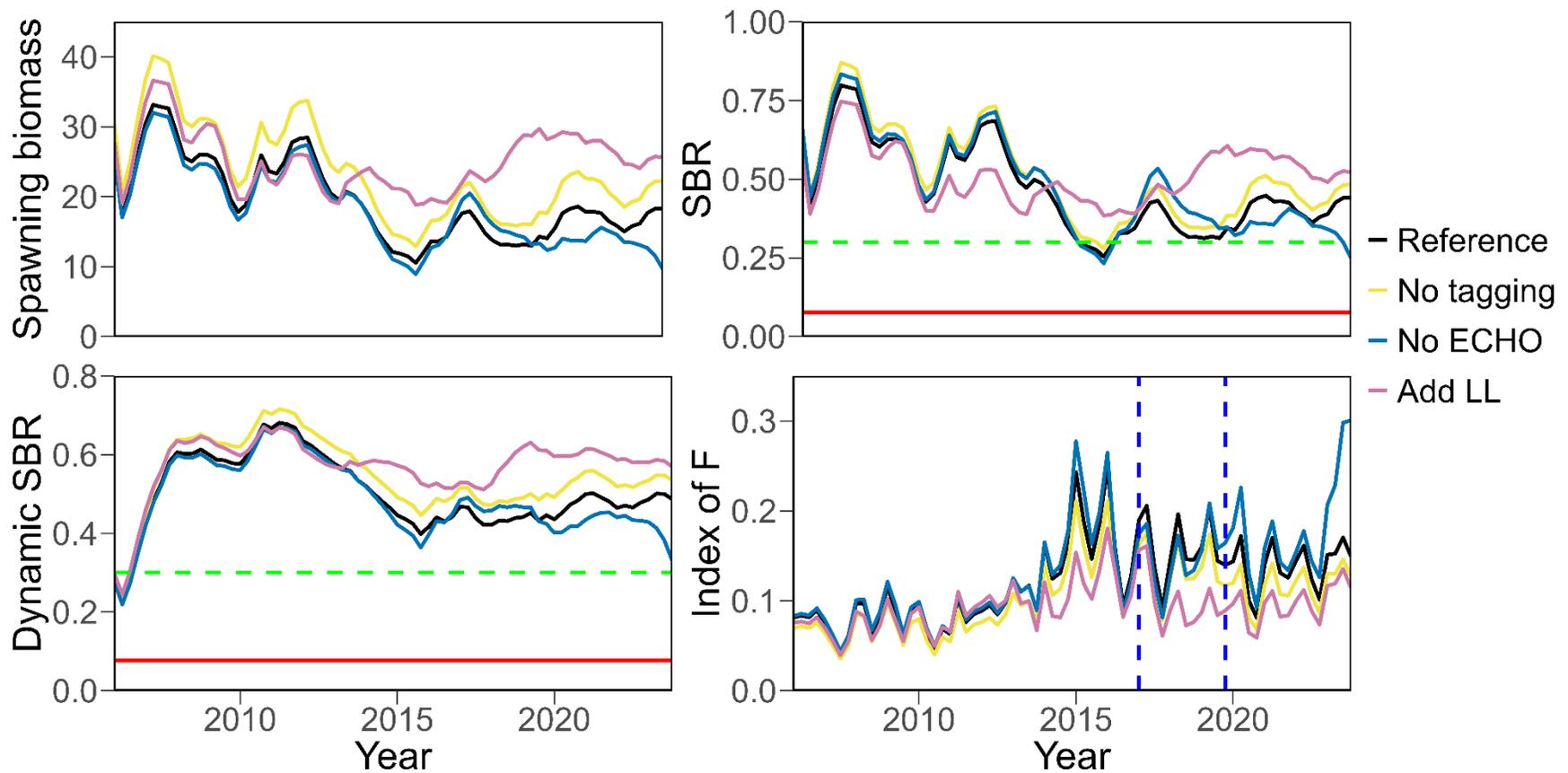


FIGURE 24. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that include or exclude indices of abundance. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 24. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que incluyen o excluyen índices de abundancia. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

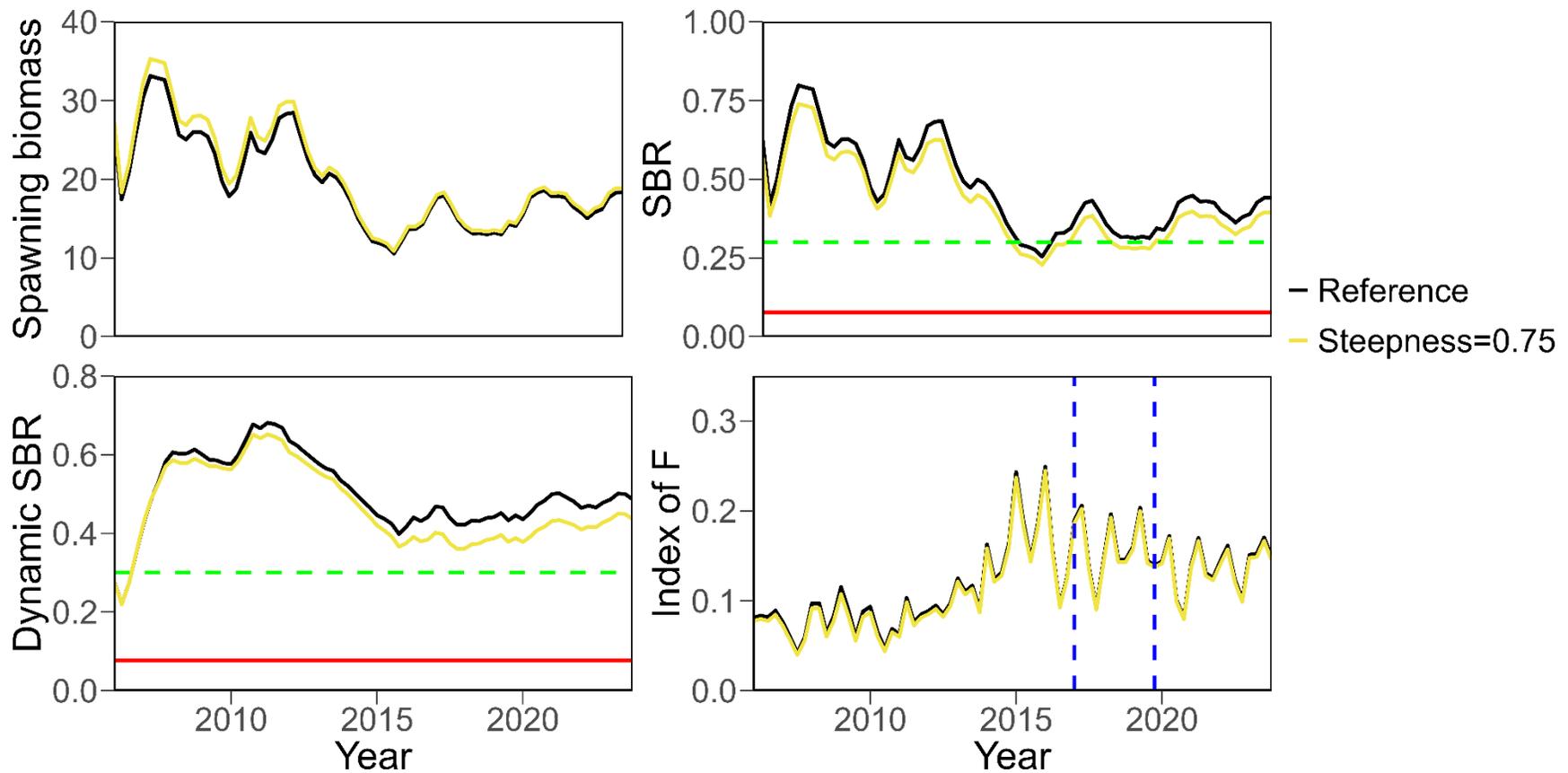


FIGURE 25. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses on steepness. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 25. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad de la inclinación. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *status quo* (2017-2019).

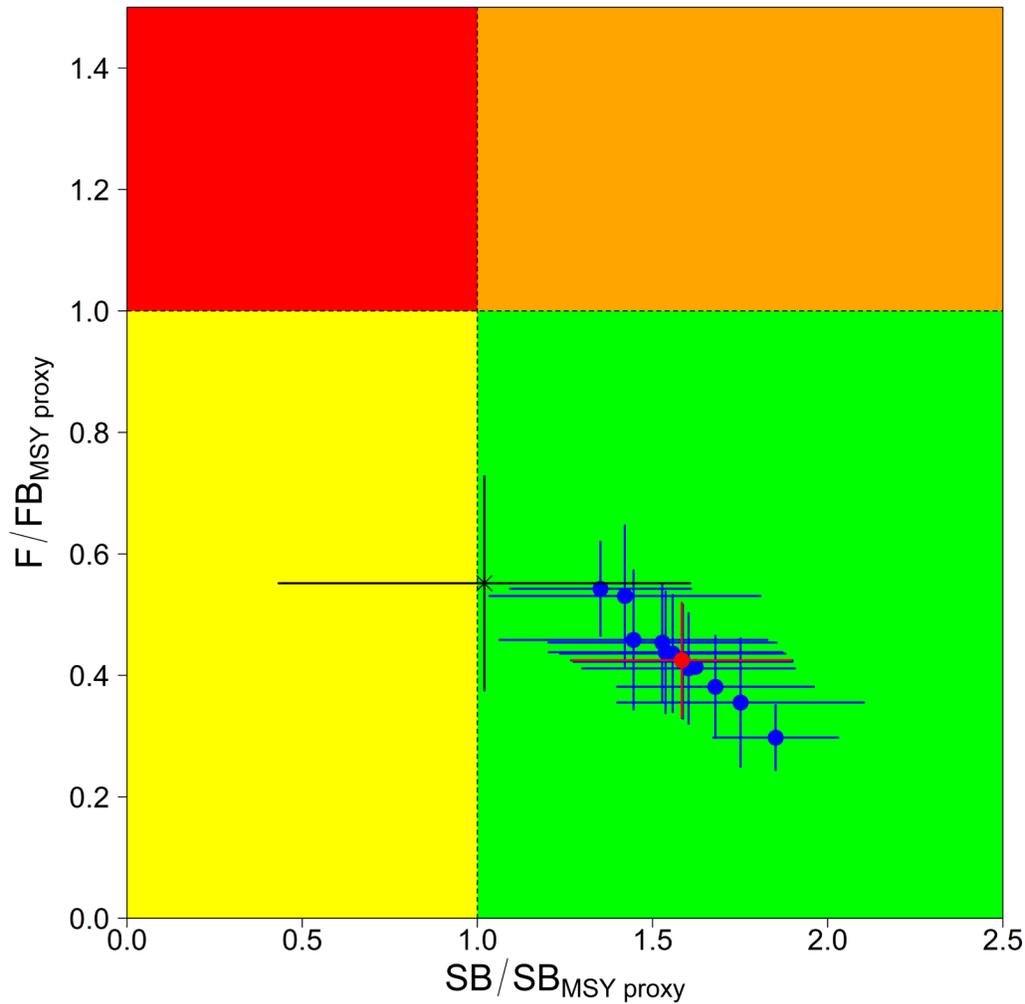


FIGURE 26. Kobe plot showing the most recent stock status estimates from all the models. The x-axis is $SB_{current}/0.3 * \text{dynamic } SB_0$. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the error bars represent the 80% confidence intervals of model estimates. The red dot and error bars represent the estimates from the reference model. The black cross and error bars represent the estimates from the model that removed the ECHO index.

FIGURA 26. Gráfica de Kobe que muestra las estimaciones más recientes de la condición de la población de todos los modelos. El eje 'x' es $SB_{actual}/0.3 * SB_{dinámica}$. Cada punto se basa en la F promedio de los tres años más recientes, 2021-2023, y las barras de error representan los intervalos de confianza del 80% de las estimaciones del modelo. El punto rojo y las barras de error representan las estimaciones del modelo de referencia. La cruz negra y las barras de error representan las estimaciones del modelo que eliminó el índice ECO.

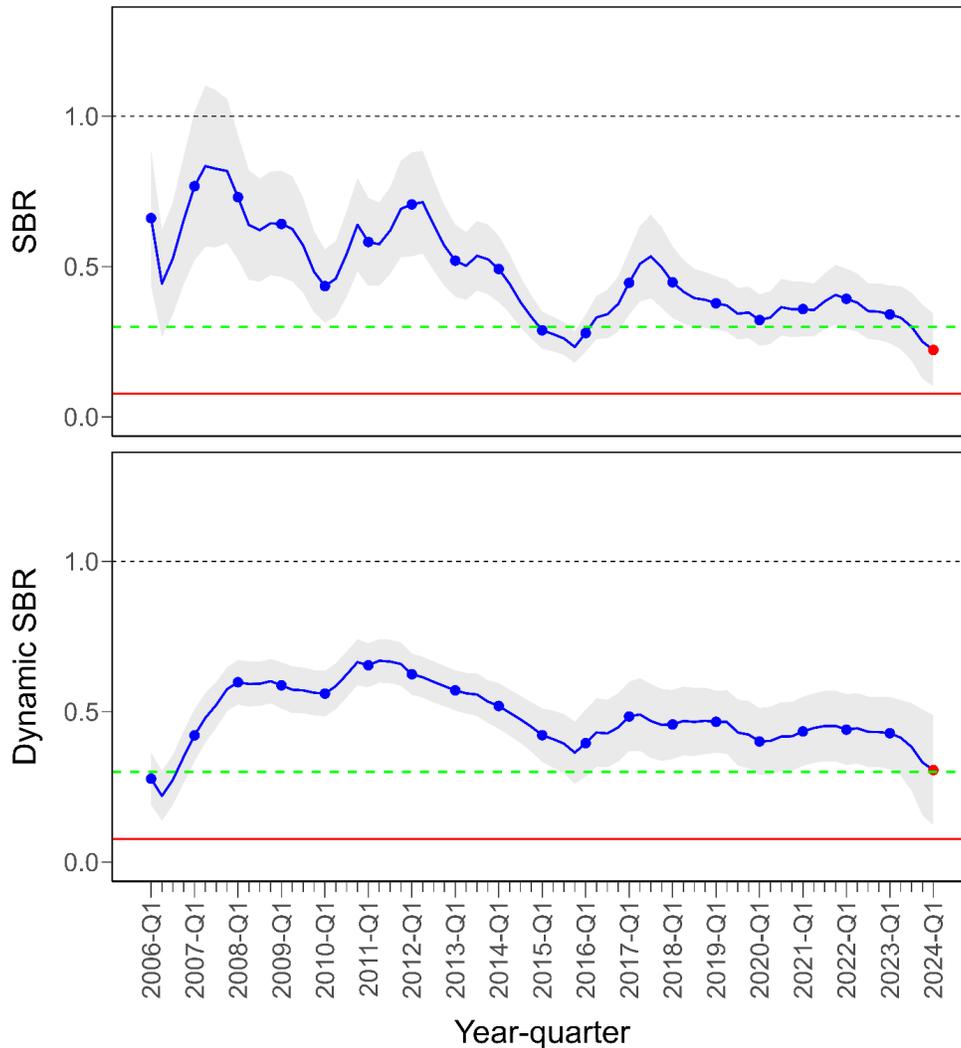


FIGURE 27. Spawning biomass ratio (SBR; top) and dynamic spawning biomass ratio (dynamic SBR; bottom) for skipjack tuna in the EPO, 2006-current estimated by the model that removed the ECHO index. The red points indicate the model estimates in the first quarter of 2024. The blue points represent the first quarter of each year. The solid lines represent the maximum likelihood estimates and the shaded area the approximate 80% confidence intervals around those estimates. The uncertainty around the dynamic spawning biomass ratio is borrowed from that around the fishery mortality. The green horizontal dashed line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal solid line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077).

FIGURA 27. Cociente de biomasa reproductora (SBR; arriba) y cociente de biomasa reproductora dinámica (SBR dinámica; abajo) para el atún barrilete en el OPO, 2006-presente, estimados por el modelo que eliminó el índice ECO. Los puntos rojos indican las estimaciones del modelo en el primer trimestre de 2024. Los puntos azules representan el primer trimestre de cada año. Las líneas continuas representan las estimaciones de verosimilitud máxima y el área sombreada representa los intervalos de confianza (IC) de 80% aproximados en torno a esas estimaciones. La incertidumbre en torno al cociente de biomasa reproductora dinámica se toma prestada de la que existe en torno a la mortalidad por pesca. La línea horizontal discontinua verde es el punto de referencia objetivo de biomasa (SBR = 0.3) y la línea roja horizontal sólida es el punto de referencia límite de biomasa (SBR = 0.077).

TABLAS

TABLE 1. Fisheries defined for the benchmark stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2024. **Gear:** PS: purse seine; LL: longline; **PS set type:** OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin; **Area:** see Figure 1.

TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de referencia de la población de atún barrilete en el OPO en 2024. **Arte de pesca:** PS: cerco; LL: palangre. **Tipo de lance PS:** OBJ: sobre objetos flotantes; NOA: no asociado; DEL: sobre delfines. **Área:** ver Figura 1.

Pesquería/estudio	Arte de pesca	Tipo de lance	Área	Talla de peces	Unidades
F1	Cerco	OBJ	Alta mar	Pequeños	Peso
F2	Cerco	OBJ	Alta mar	Grandes	Peso
F3	Cerco	OBJ	Central	Pequeños	Peso
F4	Cerco	OBJ	Central	Grandes	Peso
F5	Cerco	OBJ	Costera sur	Todas	Peso
F6	Cerco	OBJ	Central costera	Todas	Peso
F7	Cerco	OBJ	Costera norte	Todas	Peso
F8	Cerco	NOA	Alta mar	Pequeños	Peso
F9	Cerco	NOA	Alta mar	Grandes	Peso
F10	Cerco	NOA	Sur	Todas	Peso
F11	Cerco	NOA	Central	Todas	Peso
F12	Cerco	NOA	Norte	Todas	Peso
F13	Cerco	DEL	Norte	Todas	Peso
F14	Cerco	DEL	Sur	Todas	Peso
F15	Descartes cerco	Todos	OPO	Todas	Peso
F16	Palangre	NA	OPO	Todas	Número
S1	Cerco	OBJ	OPO	Todas	Peso
S2	Cerco	NOA	OPO	Todas	Peso
S3	Boyas con eco-sonda	NA	OPO	Todas	Peso
S4	Absoluto basado en mercado	NA	OPO	Todas	Peso
S5	Relativo basado en mercado	NA	OPO	Todas	Peso

TABLE 2. The decisions for selectivity and composition data weighting according to each fishery’s catch amount and composition data quality. The rules on which this decision table is based are illustrated as a flow chart in Figure 9. Column “Double-normal” indicates whether the length composition data of the fleet can be fit well in the assessment model by using a double-normal selectivity curve. Column “Data quality” indicates the relative quality of the fleet’s length composition data. Column “Time blocks” indicates whether and how the selectivity of the fleet is time-varying. Column “Weighting scaler” indicates how the length composition data of the fleet is weighted in the assessment model in comparison to the Francis weighting method.

TABLA 2. Decisiones de ponderación de los datos de selectividad y composición en función de la cantidad de captura de cada pesquería y de la calidad de los datos de composición. Las reglas en las que se basa esta tabla de decisiones se ilustran en forma de diagrama de flujo en la Figura 9. La columna "Doble normal" indica si los datos de composición por talla de la flota pueden ajustarse bien en el modelo de evaluación utilizando una curva de selectividad doble normal. La columna "Calidad de los datos" indica la calidad relativa de los datos de composición por talla de la flota. La columna "Bloques de tiempo" indica si la selectividad de la flota varía con el tiempo y de qué manera. La columna "Escalador de ponderación" indica cómo se ponderan los datos de composición por talla en el modelo de evaluación en comparación con el método de ponderación de Francis.

Núm. de flota	Tipo de flota	Nombre de flota	Cantidad de captura	Doble normal	Calidad de los datos	Selectividad	Bloques de tiempo	Escalador de ponderación
1	Pesquería OBJ	F1-OBJ_Offshore_Small	Alta	Sí	Alta	Estimada	2006-2015; 2016-2023	1
2		F2-OBJ_Offshore_Large	Baja	Sí	Alta	Estimada	NA	0.2
3		F3-OBJ_Central_Small	Baja	Sí	Alta	Estimada	NA	0.2
4		F4-OBJ_Central_Large	Baja	Sí	Alta	Estimada	NA	0.2
5		F5-OBJ_SC	Baja	Sí	Baja	Estimada	NA	0.2
6		F6-OBJ_CC	Alta	Sí	Alta	Estimada	2006-2015; 2016-2023	1
7		F7-OBJ_NC	Alta	Sí	Alta	Estimada	2006-2015; 2016-2023	1
8	Pesquería NOA	F8-NOA-Offshore_Small	Baja	Sí	Baja	Estimada	NA	0.2
9		F9-NOA-Offshore_Large	Baja	Sí	Baja	Estimada	NA	0.2
10		F10-NOA-S	Alta	Sí	Baja	Estimada	NA	0.2
11		F11-NOA-C	Alta	Sí	Alta	Estimada	2006-2015; 2016-2023	1
12		F12-NOA-N	Baja	Sí	Alta	Estimada	NA	0.2
13	Pesquería DEL	F13-DEL-N	Baja	Sí	Alta	Estimada	NA	0.2
14		F14-DEL-S	Baja	Sí	Baja	Mirror F13	NA	0
15	Otras pesquerías	F15-DISsmall	Baja	No	NA	Fija	NA	0
16		F16-LL	Baja	No	NA	Estimada	NA	0.2
17	Estudio	S1-OBJ	NA	Sí	Alta	Estimada	NA	1
18		S2-NOA	NA	Sí	Alta	Estimada	NA	0
19		S3-Echo	NA	Sí	Alta	Mirror S1	NA	0
20		S4-TAG	NA	Sí	Alta	Mirror S1	NA	0
21		S5-TAG-RELATIVE	NA	Sí	Alta	Mirror S1	NA	0

TABLE 3. Estimates of spawning biomass (SB), spawning biomass ratio (SBR) and dynamic spawning biomass ratio (dSBR) at the beginning of 2024, average recruitment over the model time period (except the 4th quarter of 2023) as a ratio of the estimated virgin recruitment for all of the models, average exploitation rate in 2022 as a ratio of the *status quo*, average exploitation rate in 2023 as a ratio of the *status quo*, and current fishing mortality (the average F over the most recent three years, 2021-2023) as a ratio of the fishing mortality corresponding to $B_{MSY\ proxy} = 0.3B_0$. R_{ave}/R_0 is a check to make sure the SBR based on B_0 is not biased due to the bias correction for recruitment residuals (this will affect the plots of SBR that are plotted with confidence intervals). The dSBR is adjusted by the ratio R_{ave}/R_0 . The red highlighting and text indicate where SBR or dSBR are below the proxy target reference point (0.3) and when the *status quo* fishing mortality (average of 2017-2019) has been exceeded.

TABLA 3. Estimaciones de biomasa reproductora (SB), cociente de biomasa reproductora (SBR), y cociente de biomasa reproductora dinámica (dSBR) a principios de 2024, reclutamiento promedio a lo largo del periodo del modelo (excepto el cuarto trimestre de 2023) como razón del reclutamiento virgen estimado para todos los modelos, tasa promedio de explotación en 2022 como razón del *statu quo*, tasa promedio de explotación en 2023 como razón del *statu quo*, y mortalidad por pesca actual (la F promedio de los tres últimos años, 2021-2023) como razón de la mortalidad por pesca correspondiente a $B_{RMS\ sust} = 0.3B_0$. R_{prom}/R_0 es una comprobación para asegurarse de que el SBR basado en B_0 no esté sesgado debido a la corrección del sesgo por los residuales de reclutamiento (esto afectará a las gráficas de SBR que se trazan con intervalos de confianza). El dSBR se ajusta por la razón R_{prom}/R_0 . Las celdas y el texto en rojo indican los casos en que el SBR o dSBR están por debajo del punto de referencia objetivo sustituto (0.3) y cuando se ha rebasado la mortalidad por pesca del *statu quo* (promedio de 2017-2019).

ID	Modelo	SB _{act}	SBR _{act}	dSBR _{act}	R_{prom}/R_0	F_{2022}/F_{sq}	F_{2023}/F_{sq}	$F_{cur}/FB_{RMS\ sust}$
	Modelo de referencia	17809	0.43	0.47	0.95	0.85	0.85	0.42
a1	Estimación de L_{inf}	17873	0.43	0.48	0.95	0.85	0.85	0.42
a2	$L_{inf} = 78$ cm	16769	0.42	0.46	0.95	0.85	0.85	0.45
a3	$L_{inf} = 88$ cm	18181	0.43	0.48	0.96	0.85	0.84	0.41
a4	Estimación de L_{cv}	14055	0.41	0.43	1.01	0.82	0.82	0.46
a5	$L_{cv} = 0.03$	18926	0.43	0.49	0.94	0.86	0.85	0.41
a6	$L_{cv} = 0.09$	16612	0.42	0.46	0.97	0.84	0.84	0.44
a7	Estimación del parámetro de forma del crecimiento	17814	0.43	0.48	0.95	0.85	0.85	0.42
b1	Selectividad de palangre constante después de 78 cm	17873	0.43	0.48	0.95	0.85	0.85	0.42
b2	Selectividad de palangre constante después de 83 cm	17818	0.43	0.48	0.95	0.85	0.85	0.42
b3	Selectividad de palangre constante después de 88 cm	17826	0.43	0.48	0.95	0.85	0.85	0.42
b4	Selectividad asintótica F9, selectividad de palangre fija y sin ajuste para la composición por talla de palangre	17263	0.42	0.47	0.96	0.85	0.85	0.44
c1	Uso del índice absoluto basado en marcado más preciso e incremento de diez veces en ponderación	13357	0.37	0.41	0.95	0.90	0.87	0.54
c2	Uso de cuatro índices absolutos basados en marcado con CV bajos y ponderación por uno	20018	0.46	0.50	0.96	0.83	0.83	0.38
d1	Sin índice absoluto basado en marcado	21849	0.47	0.53	0.96	0.83	0.83	0.36
d2	Sin índice de boyas con ecosonda	8543	0.22	0.31	0.96	1.00	1.07	0.55
d3	Incluye el índice de la flota de estudio de palangre y la composición por talla	24444	0.50	0.56	0.95	0.80	0.85	0.30
e1	Inclinación = 0.75	18420	0.39	0.43	0.92	0.85	0.84	0.53