

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

11<sup>a</sup> REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

11-15 de mayo de 2020<sup>1</sup>

DOCUMENTO SAC-11-06 REV

EL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, 2019:  
EVALUACIÓN DE REFERENCIA

Haikun Xu, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, Cleridy Lennert-Cody, y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

Resumen ejecutivo.....	2
1. Introducción.....	2
1.1. Antecedentes.....	3
1.2. El nuevo enfoque.....	4
2. Datos.....	4
2.1. Pesquerías y ‘estudios’ .....	4
2.2. Captura .....	7
2.3. Índices de abundancia .....	9
2.4. Datos de composición por talla .....	11
2.5. Datos de edad por talla.....	13
3. Supuestos y parámetros .....	13
3.1. Información biológica y demográfica .....	13
4. Modelos de referencia.....	17
4.1. Resultados de la evaluación .....	19
4.2. Diagnósticos.....	21
4.3. Comparación con la evaluación anterior.....	23
4.4. Resumen de los resultados de los modelos de evaluación .....	24
5. Condición de la población.....	24
5.1. Definición de los puntos de referencia.....	24
5.2. Estimaciones de la condición de la población .....	25
6. Direcciones futuras .....	26
6.1. Recolección de información nueva y actualizada.....	26
6.2. Mejoras a los métodos y el modelo de evaluación .....	26
Agradecimientos .....	27
Referencias.....	27

<sup>1</sup> Aplazada hasta fecha posterior por decidir

## RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación de referencia de este año del atún patudo en el Océano Pacífico oriental es la base para un análisis de riesgos usado para brindar asesoramiento de ordenación (SAC-11-08). El análisis de riesgos abarca hipótesis alternativas sobre los estados de naturaleza. Las hipótesis fueron desarrolladas en un marco jerárquico que abordó incertidumbres y problemas con las evaluaciones anteriores.
2. A diferencia de las evaluaciones anteriores que se basaban en un modelo de caso base con una inclinación supuesta de 1.0 para la relación población-reclutamiento, esta evaluación de referencia integra un total de 14 modelos de referencia, cada uno con cuatro supuestos de inclinación (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0).
3. Los 14 modelos de referencia incluidos en esta evaluación están desarrollados dentro de un marco de trabajo jerárquico, y combinan componentes que abordan tres incertidumbres importantes de la evaluación pasada: a) el aparente cambio de régimen de reclutamiento (*R shift*), b) la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta, y c) la inclinación de la relación población-reclutamiento.
4. Las 44 ejecuciones convergentes de los modelos para esta evaluación indican que:
  - a. A principios de 2020, la biomasa reproductora (*S*) del patudo osciló entre 14 y 212% del nivel en el rendimiento máximo sostenible (RMS) dinámico ( $S_{RMS\_d}$ ); 26 sugieren que estuvo por debajo de ese nivel.
  - b. Durante 2017-2019, la mortalidad por pesca (*F*) del patudo osciló entre 51 y 223% del nivel en RMS ( $F_{RMS}$ ); 26 ejecuciones sugieren que estuvo por encima de ese nivel.
  - c. A principios de 2020, la biomasa reproductora (*S*) del patudo osciló entre 51% y 532% del nivel de referencia límite ( $S_{LÍMITE}$ ); cinco ejecuciones sugieren que estuvo por debajo de ese límite.
  - d. Durante 2017-2019, la mortalidad por pesca del patudo osciló entre 32% y 114% del nivel de referencia límite ( $F_{LÍMITE}$ ); tres ejecuciones sugieren que estuvo por encima de ese límite.
5. Todos los modelos de referencia sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población: *S* menor y *F* mayor con respecto a los puntos de referencia. Sin embargo, todos los modelos a corto plazo y dos modelos ambientales (modelos *Env-Fix* y *Env-Mrt*) estiman que, independientemente del valor supuesto para la inclinación, *S* está por debajo de  $S_{RMS\_d}$  y *F* por encima de  $F_{RMS}$ , a principios de 2020, mientras que los modelos *Gro* y *Sel* estiman lo contrario. Los modelos de referencia restantes estiman una condición de la población diferente a principios de 2020 dependiendo del valor supuesto para la inclinación.
6. Los resultados de los modelos de referencia se combinan en un análisis de riesgos para proporcionar asesoramiento de ordenación (SAC-11-08).

## 1. INTRODUCCIÓN

En este informe se presentan los resultados de una evaluación de referencia<sup>2</sup> del atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizada en una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad (*Stock Synthesis* 3.30.15). Es la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la Comisión en el marco del [plan de trabajo de 2018 para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) y, aunque usa la misma plataforma de modelado, la metodología es muy diferente. La evaluación ahora constituye la base de un análisis de riesgos,

---

<sup>2</sup> Las evaluaciones 'de referencia' son análisis completos de los supuestos, las metodologías y/o las fuentes de datos del modelo, mientras que en una evaluación 'actualizada' solo se actualizan los datos usados en la evaluación.

que toma en cuenta la incertidumbre explícitamente al determinar la condición de la población y formular el asesoramiento de ordenación. Todos los archivos de entrada y salida del modelo para esta evaluación de referencia están disponibles en [formato html y pdf](#).

### 1.1. Antecedentes

En años recientes, habían surgido algunos problemas y fuentes de incertidumbre en la evaluación del patudo realizada por el personal, que culminaron en la suspensión del anterior enfoque de ‘mejor evaluación’ del personal y la adopción del [plan de trabajo](#) para mejorar sus evaluaciones. El principal problema fue el aparente ‘cambio de régimen’ (*R shift*) a mediados de la década de 1990, cuando la evaluación estimó que el reclutamiento promedio se duplicó al mismo tiempo que las capturas cerqueras de patudo, en su mayoría de peces pequeños, [aumentaron de 10,000 a casi 50,000 toneladas \(t\) en tres años](#) con la rápida expansión de la pesquería sobre plantados en el OPO ecuatorial, mientras que las capturas palangreras de patudo grande se redujeron a la mitad. Aunque es posible que el reclutamiento sí haya aumentado, este resultado parece anómalo, y se han propuesto [varias hipótesis](#) para explicarlo (ver más detalles en Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero \*et al.\* \(2019\)](#) y [Punt \*et al.\* \(2019\)](#)).

Otro problema en la evaluación del patudo han sido los ajustes sistemáticamente deficientes del modelo a los datos de composición por talla de palangre. En particular, el modelo predice proporciones más altas de patudo más grande (más viejo) que las observadas en los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta. Si bien esto podría deberse a un error de observación, también podría ser el resultado de supuestos especificados incorrectamente en el modelo sobre parámetros tales como crecimiento, mortalidad natural y/o selectividad.

Una fuente importante de incertidumbre, y potencialmente también la explicación de otros problemas identificados en el modelo, es la posibilidad de que la población tenga una estructura espacial que no está capturada en el modelo. Sin embargo, el trabajo preliminar de modelado no encontró que la estructura de la población en el OPO pudiera explicar el *R shift*, y no había datos suficientes para modelar las interacciones con el Océano Pacífico central (OPC) (Valero *et al.* 2019). Por lo tanto, la evaluación supone, al igual que antes, que existe una sola población de patudo en el OPO, con un desplazamiento neto mínimo de peces entre el OPO y el OPC.

También existe incertidumbre sobre la naturaleza de la relación población-reclutamiento (una medida del grado en que el reclutamiento de una población está determinado por su biomasa reproductora, expresada como inclinación ( $h$ )). Las evaluaciones anteriores del patudo realizadas por el personal han presentado consistentemente análisis de la sensibilidad de los resultados a diferentes supuestos sobre este parámetro  $h$ , pero solo para mostrar el impacto de estos supuestos sobre las cantidades estimadas de ordenación, y la incertidumbre en torno a  $h$  no fue incorporada explícitamente en el asesoramiento de ordenación.

Más recientemente, los resultados de la evaluación se volvieron demasiado sensibles a la inclusión de datos nuevos, en particular observaciones recientes para los índices de abundancia relativa de la pesquería de palangre ([SAC-09 INF-B](#)). Esto puede deberse en parte a la contracción tanto de la extensión espacial como del esfuerzo de pesca de la pesquería de palangre japonesa (cuyos datos se usaron para estimar el índice de abundancia relativa de palangre), lo que ha resultado en índices de abundancia relativa menos precisos y exactos en los últimos años.

Como resultado de estos problemas e incertidumbres, en 2018 el personal concluyó que los resultados de su evaluación del patudo no eran suficientemente fiables para ser usados como base para el asesoramiento de ordenación a la Comisión ([IATTC-94-03](#)), y por lo tanto implementó el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#). Esta evaluación de referencia no solo abordó los problemas existentes, sino que también incluyó revisiones por expertos externos de las evaluaciones de los

atunes [patudo](#) y [aleta amarilla](#) y el desarrollo de un nuevo enfoque para estandarizar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera y los datos de composición por talla asociados, usando modelos espacio-temporales. Ninguna de las revisiones externas identificó un sustituto particular para los modelos de caso base actuales, pero ambas sugirieron una serie de alternativas para consideración del personal relativas a cronogramas de mortalidad natural, modelos de crecimiento, curvas de selectividad y procedimientos de estimación.

El enfoque del personal a la evaluación de los atunes tropicales podría mejorarse con la incorporación de la incertidumbre del modelo para derivar información para el asesoramiento de ordenación.

## 1.2. El nuevo enfoque

Esta evaluación de referencia de 2020 del patudo en el OPO, y la evaluación del aleta amarilla correspondiente ([SAC-11-07](#)), representan un nuevo enfoque a las evaluaciones realizadas por el personal. Anteriormente, usaba un enfoque de ‘mejor evaluación’, que basa la evaluación de la condición de la población en un solo modelo de ‘caso base’: las nuevas evaluaciones están basadas en la metodología de ‘*análisis de riesgos*’, que usa varios *modelos de referencia* para representar varios *estados de naturaleza* (supuestos) plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, y toma en cuenta diferentes resultados, incorporando así efectivamente la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula<sup>3</sup>. Este cambio, que representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales, también permite al personal evaluar explícitamente las declaraciones de probabilidad en la regla de control de extracción para los atunes tropicales de la CIAT establecida en la resolución [C-16-02](#).

Este nuevo enfoque a la formulación del asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales incluye los siguientes cuatro componentes:

- Dos **informes de evaluación de población**, para el patudo (el presente documento) y el aleta amarilla ([SAC-11-07](#)), que presentan los resultados de todos los modelos de referencia para cada especie (ajustes del modelo, diagnósticos, condición de la población);
- Un **análisis de riesgos** ([SAC-11 INF-F](#)), que evalúa las consecuencias de usar cada modelo como base para la ordenación de la pesquería de atunes tropicales mediante la cuantificación de la probabilidad de alcanzar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la regla de control de extracción de la CIAT;
- **Indicadores de condición de población** ([SAC-11-05](#)) para las tres especies de atunes tropicales (patudo, barrilete, aleta amarilla); y
- Las **recomendaciones del personal** ([SAC-11-15](#)) para la conservación de los atunes tropicales, basadas en el análisis de riesgos anterior.

## 2. DATOS

### 2.1. Pesquerías y ‘estudios’

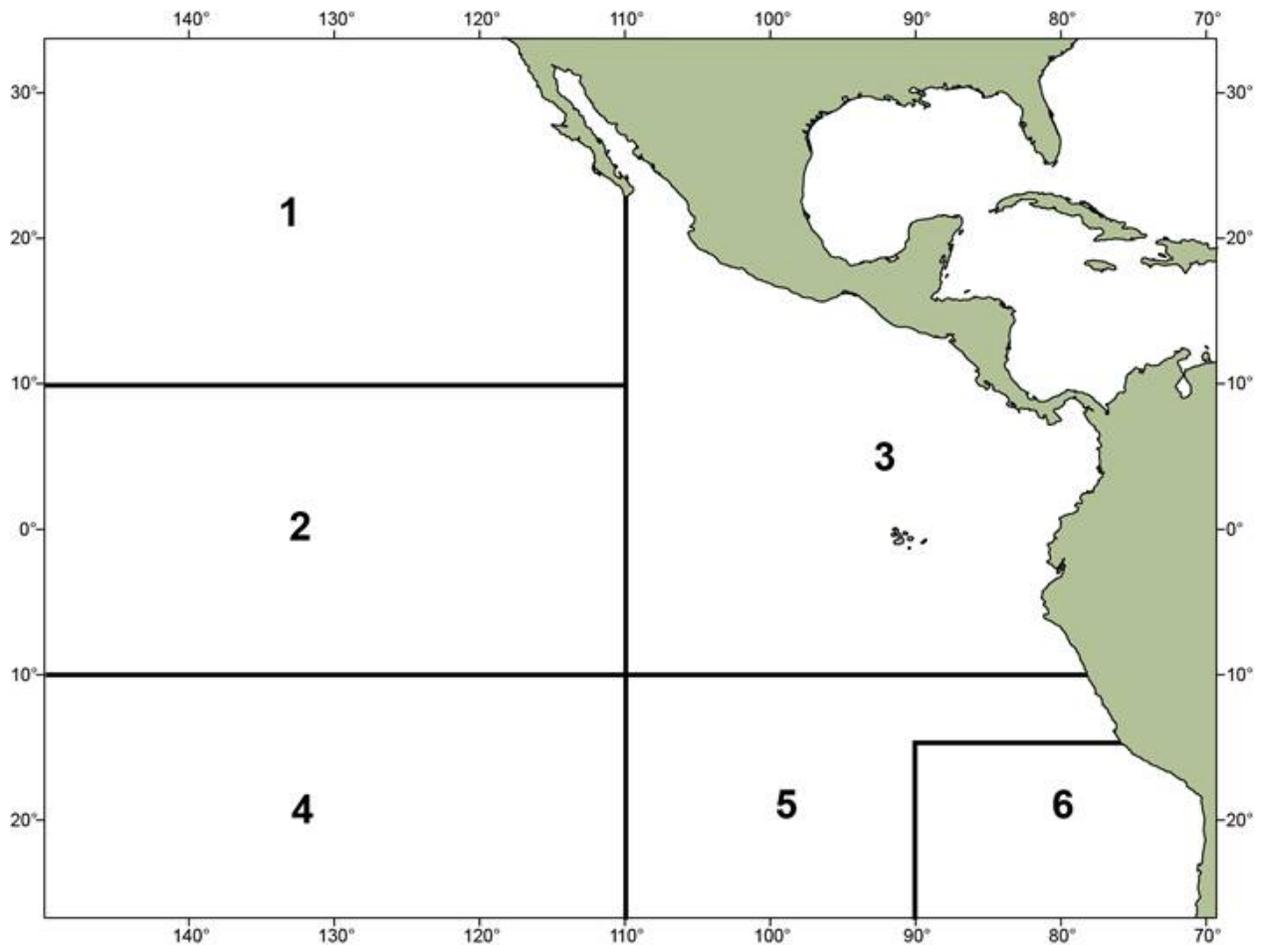
La [segunda revisión externa de la evaluación del patudo](#) no consideró el desarrollo de un modelo espacial para el OPO como una alta prioridad a corto plazo. Por consiguiente, la presente evaluación usa un enfoque de ‘áreas como flotas’, en el cual las áreas geográficas (Figura 1) están modeladas implícitamente como flotas separadas en un modelo de un área.

---

<sup>3</sup> Ver [SAC-11 INF-F](#) (Maunder *et al.* 2020) para una descripción de los detalles técnicos del análisis de riesgos, usando el patudo como estudio de caso.

No existen estudios independientes de la pesquería sobre la abundancia y la composición por talla de los atunes en el OPO: todos los datos disponibles se obtienen de la pesquería, directa o indirectamente. Sin embargo, la filosofía de cómo tratar los índices de abundancia derivados de la pesquería ha cambiado para esta evaluación. Aunque siguen basándose en datos de CPUE, están desconectados de la estructura de la pesquería, la captura total y la composición de la captura y son, por lo tanto, más como estudios reales. Se llaman 'estudios' a fin de ser consistentes con la terminología de *Stock Synthesis*, y también porque se modelan como si tuvieran datos, como índices de abundancia y composición por talla, pero no captura, como lo haría un estudio real.

En la Figura 1 se ilustran las pesquerías y estudios definidos para la evaluación del patudo, se resumen en la Tabla 1, y se describen en detalle a continuación.



**FIGURE 1.** Spatial extent of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The fisheries are summarized in Table 1.

**FIGURA 1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación del atún patudo en el OPO. En la Tabla 1 se resumen las pesquerías.

**TABLA 1.** Pesquerías y ‘estudios’ definidos para la evaluación del atún patudo en el OPO. PS = cerco; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances no asociados; DEL = lances sobre delfines. Ver la Figura 1 para el mapa de las áreas.

Número de flota	Arte	Tipo de lance	Años	Área	Datos de captura	Unidad
<b>PESQUERÍAS</b>						
1	LL	-	1979-presente	1	Solo captura retenida	1,000
2			Bloque 1: 1979-1993	2		
3				3		
4			Bloque 2: 1994-presente	4		
5				5		
6				6		
7	LL	-	1979-presente	1	Solo captura retenida	Toneladas
8			Bloque 1: 1979-1993	2		
9				3		
10			Bloque 2: 1994-presente	4		
11				5		
12				6		
13	PS	OBJ	1979-presente	2	Captura retenida + descartes (ineficiencias)	Toneladas
14				3		
15				4		
16				5		
17				6		
18	PS	OBJ	1979-presente	2-6	Descartes (clasificación por talla)	Toneladas
19	PS	NOA+DEL	1979-presente	2	Captura retenida + descartes (todos)	Toneladas
20				3		
21				4		
22				5		
23				6		
<b>ESTUDIOS</b>						
24	LL	-	1979-1992	2-6	Sin capturas	-
25			1995-presente			

### 2.1.1. Pesquerías

Se definen 23 pesquerías para la evaluación del atún patudo en el OPO, clasificadas por arte de pesca (cerco/palangre/caña), tipo de lance de cerco (objeto flotante/no asociado/delfín), área de operación (Figura 1), y unidad de captura (número/peso) (Tabla 1).

Estas nuevas definiciones espaciales están basadas en los resultados de un análisis de árbol de regresión que usa datos tanto de CPUE como de frecuencia de talla para investigar la estructura poblacional del patudo en el OPO (Lennert-Cody *et al.* 2010; Documento [WSBET-02-02](#)). El análisis sintetiza la estructura espacial en estos tipos de datos de diferentes arte de pesca para proporcionar un conjunto de límites espaciales para todas las pesquerías en la evaluación, que necesariamente representa un balance entre los que serían óptimos para cada tipo de arte. Debido a que las capturas palangreras son reportadas en número por algunas flotas y en peso por otras, se definen dos pesquerías palangreras para cada área, una en número y otra en peso. Al igual que en la evaluación anterior (Xu *et al.* 2018), dado que las capturas de patudo por buques cañeros (LP) y por buques cerqueros que realizan lances sobre delfines (DEL) y atunes no asociados (NOA) son pequeñas en comparación con otras pesquerías, se agrupan por conveniencia (pesquerías 19-23).

Para la pesquería palangrera, un aumento abrupto del número de anzuelos entre flotadores (AEF) alrededor de 1993-1994 resultó en lances palangreros más profundos, lo que implica diferentes curvas de selectividad después de 1993; por lo tanto, las diez pesquerías palangreras en las áreas 2-6<sup>4</sup> fueron divididas en dos bloques de tiempo (1979-1993 y 1994-2019; Tabla 1) con diferentes parámetros de selectividad.

### 2.1.2. Estudios

En *Stock Synthesis*, un 'estudio' se modela como una flota que tiene datos, como índices de abundancia y composiciones por talla/edad, pero no captura. Se definen dos 'estudios' de palangre para esta evaluación del patudo en el OPO basados en el periodo de operación: 'temprano' (1979-1992) y 'tardío' (1995-2019) (Tabla 1). No se asigna ningún estudio al Área 1 porque es probable que los índices de abundancia y los datos de composición de esta área no sean representativos de la región ecuatorial 'central' de la distribución del patudo, que se encuentra en su totalidad fuera del Área 1 (Figura 1). La capturabilidad y la selectividad se estiman por separado para los dos estudios; el coeficiente de variación (CV) del índice de abundancia tardío es fijo, mientras que el del índice temprano es estimado. Ver la Sección 2.3 para información sobre cómo se especifican los CV para los índices de abundancia de los estudios.

## 2.2. Captura

Para esta evaluación se definen los siguientes tipos de datos de captura:

- **Retenida:** captura retenida a bordo del buque;
- **Descartada:** captura no retenida a bordo del buque;
- **Total:** captura retenida + descartes;
- **Descarga:** captura retenida descargada del buque.

### 2.2.1. Cerco

La información usada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales, en orden de importancia: enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques, y muestreo en puerto realizado por personal de la CIAT. 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. Las bases de datos de los observadores y las bitácoras también contienen otra

---

<sup>4</sup> En el Área 1, el muestreo de composición por talla antes de 1993 era demasiado limitado para permitir la estimación de selectividades diferentes para los dos bloques de tiempo.

información sobre las capturas, como el lugar y fecha de la captura, tipo de lance (sobre atunes asociados a delfines (DEL), sobre objetos flotantes (OBJ), y sobre atunes no asociados (NOA), y capacidad de acarreo del buque (<364 t (clases 1-5) y ≥364 t (clase 6)); ‘año’ es la única información auxiliar disponible en la base de datos de descarga. 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 (ver Sección 2.3.4).

Para esta evaluación, las capturas totales por especie del OPO 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. El método usado para estimar la composición por especie de la captura depende de las fuentes de información disponibles. Las estimaciones anteriores a 2000 se basan en los totales registrados por especie en los datos de descarga o de observadores o de bitácora, según corresponda. Para corregir por capturas subestimadas de patudo, se aplica un factor de ajuste que ajusta las capturas para las tres especies, con base en datos de muestreo en puerto de 2000-2004. Los totales por especie ajustados se prorratean a los estratos de captura usando la información en las bases de datos de observadores y bitácoras. 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 el Anexo de Suter (2010) y en el Documento [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar explicaciones detalladas del muestreo y los estimadores.

### **2.2.2. Palangre**

El personal de la CIAT no recolecta directamente datos sobre las capturas palangreras; éstas son reportadas anualmente a la CIAT por cada Miembro y no Miembro Cooperante (CPC), de conformidad con la resolución C-03-05 sobre provisión de datos. Las capturas son reportadas por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varía entre las flotas: las flotas principales reportan la captura y el esfuerzo agrupados por celdas de 5° por mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras en el OPO por las flotas de CPC de aguas lejanas (China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, y Corea) y CPC costeros (principalmente México y Estados Unidos).

Para esta evaluación, estos datos son agregados conforme a las nuevas definiciones de pesquerías basadas en el área de operación (Figura 1 y Tabla 1). Dado que se definen dos pesquerías palangreras para cada área, las capturas se registran en su unidad original (número o peso), y la conversión entre número y peso se hace internamente en el modelo de evaluación.

En la evaluación actual se incorporaron los datos de captura actualizados y nuevos para las pesquerías palangreras (pesquerías 1-12), a disposición del personal de la CIAT el 10 de abril de 2020. Se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Vanuatu (2018-2019), Taipéi Chino (2016-2019), Polinesia Francesa (2018-2019), China (2018-2019), Japón (2016-2019), Corea (2018-2019), Estados Unidos (2014-2018) y Panamá (2019). Los datos de 2019 provienen de los informes mensuales. Si no se disponía de datos de captura para un año o años recientes, las capturas se fijaron iguales al último año para el que había datos disponibles. En el caso de las flotas que reportaron la captura agrupada por año y celda de 5°, los datos se desagruparon usando la proporción de capturas por trimestre y área para el año más cercano para el que se disponía de datos. Las capturas de un CPC costero que reportó capturas agrupadas fueron añadidas al área que contenía la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de ese CPC. El algoritmo para calcular la captura por pesquería se describe en [WSBET-02-03](#).

### **2.2.3. Descartes**

Se consideran dos tipos de descartes: los que resultan de ineficiencias en el proceso de pesca y los relacionados con la clasificación de las capturas. Ejemplos de ineficiencia son la captura de un lance que

rebasa la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero o la descarga de especies de captura incidental no deseadas, mientras que la clasificación de las capturas se supone que ocurre cuando los pescadores descartan atunes que están por debajo de una talla determinada.

Para la pesquería cerquera, la cantidad de patudo descartado, independientemente de la razón, se estima con información recolectada por los observadores del APICD, usando los métodos en Maunder y Watters (2003). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes antes de ese año. Además, hay periodos para los que los datos de observadores no son suficientes para estimar los descartes, en cuyo caso se supone que la tasa de descartes (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descartes del mismo trimestre del año anterior o, si no se dispone de datos trimestrales, de un año cercano. La captura total por las pesquerías 13-17 (OBJ) representa la captura retenida más los descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca. La Pesquería 18 representa los descartes resultantes de la clasificación de las capturas en las pesquerías 13-17, que son tratadas por separado, siguiendo el razonamiento de Maunder y Watters (2001), y se supone que están compuestos únicamente de peces de entre 2 y 4 trimestres de edad. En las pesquerías 19-23 (NOA y DEL), la captura total representa la captura retenida más algunos descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca y de la clasificación de la captura, aunque esto último es poco frecuente en estas pesquerías.

Los descartes por las pesquerías palangreras no pueden estimarse con los mínimos datos disponibles, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total (Tabla 1).

#### **2.2.4. Tendencias de las capturas**

A fin de comparar las tendencias de las capturas de las pesquerías palangreras y cerqueras (Figura 2), las capturas palangreras en número se convierten a peso dentro del modelo de evaluación. Las tendencias de las capturas de patudo tienen varias características importantes:

1. Las pesquerías palangreras dominan las capturas de patudo antes de 1993; desde entonces, la pesquería OBJ se ha convertido en la pesquería principal de patudo.
2. La captura anual total se ha mantenido relativamente estable desde 1997.
3. Las dos áreas tropicales en el OPO, las áreas 2 y 3, son los caladeros más importantes para las pesquerías de palangre y de cerco.
4. Las capturas palangreras en las áreas 2 y 3 han disminuido desde 1979. En el Área 2, la captura cerquera aumentó continuamente desde que comenzó la expansión en 1993, mientras que en el Área 3 aumentó durante 1993-2000 y disminuyó notablemente a partir de entonces.
5. Las capturas palangreras en el Área 1 son mucho menores que en las otras áreas del OPO, lo que apoya la exclusión del Área 1 de los estudios.

#### **2.3. Índices de abundancia**

Si bien se dispone de índices de abundancia tanto de cerco como de palangre para el patudo en el OPO, esta evaluación incluye únicamente los índices de palangre, que informan principalmente la tendencia de la abundancia de adultos. La estandarización de los índices de abundancia cerqueros es notoriamente difícil porque la relación entre la abundancia y el esfuerzo de pesca, y cómo ésta evoluciona con los avances tecnológicos a lo largo del tiempo, no es clara, y al menos algunas de las covariables que afectan la capturabilidad de la pesquería cerquera (por ejemplo, tiempo de inmersión, densidad de plantados, presencia de ecosonda) no están disponibles para el periodo de interés completo. El personal está investigando nuevos métodos para producir índices de abundancia de cerco fiables usando datos de plantados, que podrían informar potencialmente la tendencia de la abundancia de juveniles en evaluaciones futuras del patudo.

### 2.3.1. Selección de datos

Los índices de abundancia de palangre desarrollados para esta evaluación están basados en datos agrupados de captura y esfuerzo recientemente disponibles de la flota comercial japonesa, con una resolución de celda de 1° x mes x buque. Se usaron únicamente los datos de 1979-1992 ('tempranos') y 1995-2019<sup>5</sup> ('tardíos') para estandarizar estos índices, por dos razones: identificación de buque, una covariable de capturabilidad incluida en el procedimiento de estandarización de los índices, no estaba disponible antes de 1979; 2) el aumento pronunciado de AEF en 1993-1994 puede causar cambios tanto en la selectividad como en la capturabilidad del estudio.

El caladero 'central', definido como todas las celdas de 1° x 1° en el OPO con al menos 80 trimestres de observaciones durante 1979-2019 (Figura A1), fue usado para la estandarización de los índices. Esta selección se debe principalmente a la preocupación de que la marcada contracción de la pesquería palangrera japonesa en los últimos años, en términos de esfuerzo de pesca (Figura 3a) y área de operación (Figura 3b), pueda sesgar los índices para esos años. El uso del conjunto de datos de captura y esfuerzo para el caladero central solo cuando se ajusta un modelo espaciotemporal reduce el impacto potencial de la imputación espacial de las tasas de captura para lugares no pescados en la exactitud de los índices estandarizados de esos modelos. A fin de que el modelo de estandarización pueda estimar con exactitud los efectos de los buques en la capturabilidad durante un periodo de tiempo prolongado, se excluyen del conjunto de datos los buques sin identificación o con menos de 40 trimestres de observaciones. El número de buques seleccionados por este criterio aumentó aproximadamente de forma lineal de 20 en 1979 a un nivel alto histórico (150) en 1992 antes de caer también aproximadamente de forma lineal a menos de 20, el nivel más bajo, en 2019 (Figura 3c).

### 2.3.2. Procedimiento de estandarización

Se usa un modelo delta generalizado espaciotemporal lineal mixto (VAST; Thorson y Barnett 2017) para estimar los índices de abundancia palangreros para el patudo en el OPO. Este enfoque modela la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva por separado para tratar observaciones de captura con cero inflado, usa ponderación de áreas, y puede imputar tasas de captura en lugares no pescados a partir de patrones de correlación espacial estimados, que se supone que son constantes en el espacio y en el tiempo. Los índices de abundancia tempranos y tardíos usados en la evaluación están estandarizados por dos modelos de VAST separados que usan las funciones *logit* y *log link* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores incluyen un término de intercepción (efecto año-trimestre), término espacial, término espaciotemporal, y dos covariables de capturabilidad (identificación del buque como término de factor y AEF como término lineal) para tomar en cuenta los efectos de buque y arte en la eficacia pesquera (ver detalles en Xu *et al.* 2019). Los dos modelos de VAST agrupan todas las celdas de 1° en el caladero central en 200 nudos espaciales para mejorar la eficacia computacional y estimar el índice de abundancia estandarizado y el CV asociado para cada trimestre en el periodo temprano y en el tardío (Figura 3). El código usado para estandarizar los dos índices de abundancia se puede encontrar [aquí](#).

Los CV de los índices se estiman en VAST con base en la calidad de los datos de tasa de captura en cada trimestre, incluyendo la cobertura espacial y el tamaño de la muestra. La baja cobertura espacial y el tamaño de la muestra en los últimos años (Figura 3) resultan en estimaciones de CV elevados para esos años (Figura 4). En las evaluaciones anteriores del patudo (Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Xu *et al.* 2018), se usó un CV de 0.15 invariable con el tiempo para los índices de abundancia de palangre. Sin embargo, en

---

<sup>5</sup> Dado que la información de captura y esfuerzo para el cuarto trimestre del año terminal (2019) está incompleta, se eliminó del conjunto de datos, como en las evaluaciones anteriores.

esta evaluación, el CV del índice del estudio temprano es la suma del CV estimado por VAST y una constante estimada por el modelo de evaluación dependiendo del grado de consistencia entre este índice y otras entradas de datos; mientras que el CV del índice del estudio tardío se fija en la suma del CV estimado por VAST y una constante que ajusta la escala del CV promedio en 1995-2014 a 0.15 (Figura 4).

Cabe señalar que el índice palangrero tardío aumentó notablemente después del primer trimestre de 2018, lo que probablemente se debe al fuerte evento de El Niño en 2016 (Figura 4). Los dos eventos anteriores de El Niño de magnitud similar (1983 y 1998) indujeron reclutamiento elevado concurrente y valores más altos del índice de abundancia; este último alcanzó un pico alrededor de tres años después (Figura 4). También existe la posibilidad de un impacto positivo de El Niño en la capturabilidad de palangre, lo que merece investigarse más a fondo en futuras evaluaciones.

## **2.4. Datos de composición por talla**

### **2.4.1. Pesquerías**

#### **2.4.1.a 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 (DEL, NOA, OBJ), mes y área de captura (13 áreas; ver Figura 1 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 sobre plantados. 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.

### **2.4.1.b Palangre**

Los datos de composición por talla para las pesquerías palangreras en esta evaluación se basan en: 1) nuevos datos mensuales de frecuencia de talla de 1° x 1° para la flota comercial japonesa; 2) nuevos datos mensuales de captura y esfuerzo de 1° x 1° para buques comerciales japoneses individuales; y 3) datos trimestrales de captura de palangre de 5° x 5° reportados por los CPC. Los datos de composición por talla deberían ser representativos de las capturas palangreras, por lo que las observaciones crudas de frecuencia de talla, filtradas para eliminar cualquier observación no precisa con un margen de 2 cm, se ajustan a la captura de la pesquería correspondiente en los mismos estratos de ubicación y tiempo, como sigue:

1. Ajustar los datos mensuales de frecuencia de talla de 1° x 1° de Japón a la captura total japonesa en los mismos estratos;
2. Agrupar los datos ajustados del paso anterior a captura trimestral de 5° x 5°;
3. Ajustar las frecuencias por talla agrupadas del paso anterior a la captura total de todos los CPC en los mismos estratos;
4. Agrupar las frecuencias por talla ajustadas del paso anterior para cada pesquería palangrera (pesquerías 1-12).

Las composiciones por talla se agrupan por intervalos de 2 cm desde 20 cm a 198 cm, y sus tamaños de muestra de entrada se calculan como el número total de peces muestreados dividido entre 100. Los tamaños de muestra de entrada para cada pesquería palangrera han disminuido constantemente desde mediados de la década de 1990, hasta llegar a valores muy bajos en los trimestres más recientes (Figura 5). La escala de los tamaños de la muestra se ajusta en la evaluación usando el método de Francis (2011) (Tabla 2). La pesquería palangrera en el Área 2 (Pesquería 2) captura la mayor proporción de patudo grande (más de 150 cm) en el periodo tardío y, por lo tanto, se supone en la mayoría de los modelos de referencia que tiene una selectividad asintótica (ver Sección 4).

### **2.4.1.c Tendencias en el tamaño de muestra y la talla promedio**

Desde la expansión de las pesquerías OBJ, sus tamaños de muestra, especialmente los de las áreas 2 y 3, han aumentado pronunciadamente (Figura 5, arriba), a tal punto que la mayoría de los datos de composición por talla para esas pesquerías en los últimos años son de esas dos áreas. Las pesquerías palangreras muestran una tendencia diferente: antes de la expansión de las pesquerías OBJ, los datos de composición por talla de palangre provenían principalmente del Área 2, pero desde entonces los tamaños de muestra para todas las pesquerías palangreras, incluyendo en esa área, han disminuido a un nivel muy bajo en los últimos años (Figura 5, abajo).

La talla promedio del patudo capturado en la mayoría de las pesquerías OBJ y palangreras en el OPO no muestra un patrón temporal fuerte (Figura 6, arriba). Una excepción es la pesquería OBJ en el Área 6, donde la talla promedio del patudo capturado se triplicó antes de 2000 y se redujo a la mitad a partir de entonces. Sin embargo, los tamaños de muestra tan bajos para esta pesquería (Figura 5, arriba) sugieren que esta gran variación temporal podría ser principalmente un artefacto de error de muestreo. En general, la composición por talla promedio a largo plazo de cada pesquería palangrera principal (en las áreas 2-5) cambió a patudo más grande desde el periodo temprano hasta el tardío (Figura 7), lo que podría ser causado por el aumento de AEF a lo largo del tiempo.

## **2.4.2. Estudios**

### **2.4.2.a Selección de datos**

Los datos de composición por talla para los índices de abundancia relativa de palangre en esta evaluación se basan en: 1) nuevos datos mensuales de frecuencia de talla de 1° x 1°, en intervalos de 1 o 2 cm, para la flota comercial japonesa; y 2) nuevos datos mensuales de captura y esfuerzo de 1° x 1° para buques

comerciales japoneses individuales. A diferencia de los datos de composición por talla de las pesquerías, que son representativos de las capturas, las composiciones por talla de los estudios son representativos de la abundancia (Maunder *et al.* 2020), por lo que las observaciones crudas de frecuencia de talla se ajustan a la tasa de captura obtenida de los datos de captura y esfuerzo en los mismos estratos de ubicación y tiempo. A fin de que los índices de abundancia a los que corresponden las composiciones por talla de los estudios coincidan, se seleccionan las observaciones crudas de frecuencia de talla solo en el caladero central (Figura A1) para la estandarización de las composiciones por talla de los estudios.

#### **2.4.2.b Procedimiento de estandarización**

En esta evaluación se supone que la selectividad de los estudios es invariable con el tiempo. Para asegurar que este supuesto es aproximadamente exacto, también se usó VAST para estandarizar los datos de composición por talla para los estudios, conforme al procedimiento descrito en Thorson y Haltuch (2018). La estandarización de los datos de tasa de captura por talla usando modelos espaciotemporales como VAST es intensiva computacionalmente y consume mucho tiempo, por lo que los datos de composición de entrada se agruparon en intervalos de 10 cm, de 20 cm a 190 cm. Las composiciones por talla de palangre tardías y tempranas están estandarizadas por dos modelos de VAST separados que usan las funciones *logit* y *log link* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores para cada intervalo de talla incluyen un término de intercepción (efecto año-trimestre), término espacial, y término espaciotemporal, los cuales se supone que son independientes entre los intervalos de talla. VAST agrupa todas las celdas de 5° x 5° en el caladero central en 50 nudos espaciales para mejorar aún más la eficacia computacional. Los dos modelos de VAST proporcionan composiciones por talla estandarizadas para cada trimestre en el periodo temprano y en el tardío. El tamaño de muestra de entrada de las composiciones por talla de los estudios se calcula como el número total de peces muestreados divididos por 100. La escala de los tamaños de la muestra se ajusta en el modelo de evaluación usando el método de Francis (2011).

#### **2.5. Datos de edad por talla**

Los datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos (Schaefer and Fuller 2006) se integraron en algunos modelos de referencia, mas no todos, para proporcionar información sobre la talla por edad promedio y la variación de la talla por edad. Estos datos consisten en estimaciones de edad a partir de conteos de incrementos diarios en otolitos, y medidas de talla de 254 patudos capturados en 2002 por las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 8). Los otolitos fueron recolectados por muestreo estratificado por talla y, por lo tanto, fueron incluidos en el modelo como edad condicionada a la talla. Los datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos están disponibles para peces de hasta cuatro años de edad únicamente porque los incrementos diarios en otolitos de peces grandes (más viejos) son muy difíciles de interpretar (Schaefer y Fuller 2006).

### **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

#### **3.1. Información biológica y demográfica**

##### **3.1.1. Crecimiento**

Al igual que con muchas especies de atún, la especificación del crecimiento en la evaluación del patudo para el OPO presenta algunos retos. Se dispone de datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos para peces de hasta cuatro años de edad únicamente (Schaefer y Fuller 2006). Éste es un espectro estrecho de edades de la longevidad de al menos 15-16 años estimada a partir de estudios de marcado (Langley *et al.* 2008). Los incrementos diarios en otolitos de peces grandes (viejos) son muy difíciles de interpretar. Se dispone de estimaciones de crecimiento del patudo a partir de estudios de marcado, pero también se limitan principalmente a las edades juveniles (Schaefer y Fuller 2006). La adquisición de

información de marcado y recaptura de peces más viejos es problemática, ya que son difíciles de capturar para el marcado, y se dispone de pocas recuperaciones de marcas de peces más grandes en las pesquerías de palangre.

Siguiendo las recomendaciones de la primera [revisión externa de la evaluación del patudo realizada por el personal de la CIAT](#) en 2010, se realizó una transición del tradicional modelo de crecimiento de von Bertalanffy al modelo de Richards (1959), un modelo de crecimiento más flexible. En *Stock Synthesis*, la curva de crecimiento de Richards para la talla ( $L$ ) por edad ( $a$ ) promedio es reparametrizada según Schnute (1981):

$$L(a) = L_1 + (L_2 - L_1) \left( \frac{1 - \exp(-K(a - a_1))}{1 - \exp(-K(a_2 - a_1))} \right)^{\frac{1}{b}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde  $a_1$  y  $a_2$ , la primera y la última edad en la que los peces siguen la curva de Richards, se especifican como 0 y 40 trimestres, respectivamente. Por lo tanto,  $L_1$  y  $L_2$  son la talla promedio a edad 0 y 40 trimestres, respectivamente.  $K$  representa la tasa de crecimiento, y  $b$  influye en la forma de la curva de crecimiento de Richards. Análisis de sensibilidad anteriores (Aires-da-Silva y Maunder 2010, Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Hampton y Maunder 2005) han mostrado que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles a  $L_2$ . Con base en un conjunto de datos de marcado de incremento de talla recientemente disponible que incluye el patudo grande en el OPO, Aires-da-Silva *et al.* (2015b) desarrollaron un modelo integrado que incorpora en la estimación de los parámetros de crecimiento datos tanto de edad por talla derivados de otolitos como de marcado de incremento de talla. El modelo integrado mejoró las estimaciones de los parámetros de crecimiento, especialmente  $L_2$ , con respecto al modelo basado en edad por talla derivada de otolitos únicamente. Aires-da-Silva *et al.* (2015b) estimaron que, para el patudo en el OPO,  $L_1$  y  $L_2$  son 21.88 cm y 196.34 cm, respectivamente;  $K$  es 0.11 trimestre<sup>-1</sup>, y  $b$  es 0.23.

Otro componente importante del crecimiento usado en modelos de captura por talla estructurados por edad es la variación de la talla por edad, que puede ser tan influyente como la talla promedio por edad. Para el patudo en el OPO, se supone que la desviación estándar de la talla por edad es proporcional a la talla promedio por edad. Se puede obtener información sobre la variabilidad de la talla por edad de los datos de otolitos con el método de Aires-da-Silva *et al.* (2015), o integrando los datos de otolitos en la evaluación. En esta evaluación, las desviaciones estándar de la talla a edad 0 y 40 trimestres son, respectivamente, estimadas internamente por el modelo de evaluación y fijadas en el valor (8.878 cm) estimado externamente por Aires-da-Silva *et al.* (2015b). La razón para estimar la desviación estándar de la talla a edad 0 internamente por el modelo de evaluación es que el valor estimado externamente (2.962 cm) parece ser demasiado pequeño, como lo sugiere el ajuste deficiente de los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes en tallas pequeñas (no se muestra la figura).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir talla en peso en la evaluación actual:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \times l^{2.90182} \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde  $w$  es el peso en kilogramos y  $l$  es la talla en centímetros.

### 3.1.2. Mortalidad natural ( $M$ )

Se suponen vectores de mortalidad natural ( $M$ ) por edad para el patudo en el OPO. En esta evaluación se usan modelos por sexo, y se proporcionan cronogramas de  $M$  para cada sexo (Figura 3.2 en SAC-01-08a). Se supone que  $M$  a edad 0 es 0.25 para ambos sexos, y se supone que disminuye a 0.1 a los 5 trimestres de edad. Al igual que en las evaluaciones anteriores, se supone que la  $M$  de las hembras aumenta después

de la madurez. Estos vectores de  $M$  por edad se basan en el ajuste a las estimaciones de las proporciones por edad de las hembras, la edad de madurez y la  $M$  de Hampton (2000).

Los diferentes niveles de  $M$  tuvieron una gran influencia en el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población con respecto al rendimiento máximo sostenible (RMS) correspondiente (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto del aumento de  $M$  para el patudo de menos de 10 trimestres. Además, se ha evaluado el efecto en la evaluación del patudo de suponer escenarios alternativos de  $M$  juvenil (Documento [SARM-9-INF-B](#)). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad cuando se supusieron niveles más altos de  $M$  para peces de 0-5 trimestres de edad, pero una mayor sensibilidad al supuesto basado en las edades tempranas mayores (5-12 trimestres) incluidas en los altos niveles tempranos de  $M$ . No obstante, los niveles altos de  $M$  supuestos para el patudo de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) no parecen realistas.

Una investigación en curso sobre la  $M$  del patudo, basada en un análisis integrado que incluye datos de marcado y de proporción de sexos, indica niveles de  $M$  para el patudo adulto superiores a los supuestos anteriormente (Maunder y Aires-da-Silva 2010). Sin embargo, estas estimaciones son altamente inciertas y dependen en gran medida de los supuestos sobre las tasas de notificación de marcas por parte de los palangreros.

### 3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. El reclutamiento puede ocurrir continuamente a lo largo del año porque los peces individuales pueden desovar casi a diario si la temperatura ambiente del agua está en el rango apropiado (Kume 1967, Schaefer 2006).

*Stock Synthesis* permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton y Holt (1957). La curva de Beverton-Holt se parametriza de manera que la relación entre la biomasa reproductora ( $S$ , biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento (modelado en *Stock Synthesis* como el número de peces de edad 0) se determina estimando el reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y  $h$ , definida como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si la biomasa reproductora se reduce al 20% de su nivel no explotado. Controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora y puede variar entre 0.2 (el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1.0 (el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, suele ser difícil estimar  $h$  debido a la falta de contraste en la biomasa reproductora y porque otros factores, como las influencias ambientales, pueden causar una variabilidad extrema del reclutamiento. Evaluaciones anteriores supusieron que  $h$  es 1 ya que no hay pruebas de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora de patudo en el OPO. Si se estima la inclinación como un parámetro libre en el modelo, se estima que es 1. No obstante, los análisis de simulación han demostrado que con frecuencia se estima que  $h$  es 1 aun cuando la inclinación verdadera es menor (Lee *et al.* 2012). En esta evaluación se evalúan cuatro valores de inclinación (0.7, 0.8, 0.9 y 1.0). Además de los supuestos necesarios para la relación población-reclutamiento, se aplica una restricción a las desviaciones trimestrales del reclutamiento con una desviación estándar de 0.6. También es importante señalar que el método propuesto por Methot y Taylor se usó para proporcionar un ajuste de sesgo para el reclutamiento

Los insumos reproductivos se basan en los resultados de Schaefer (2006) y en datos proporcionados por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad por talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un cronograma de edad de madurez (SAC-01-08a, Figura 3.3 y Tabla 3.1).

### 3.1.4. Desplazamiento

Los patrones de desplazamiento de patudo marcado en el OPO y áreas adyacentes están disponibles en Schaefer y Fuller (2009) y Schaefer *et al.* (2015). Con respecto a los peces juveniles, Minte-Vera *et al.* (2019) reportaron desplazamiento hacia el este a tasas entre 16% y 23% por trimestre, usando recuperaciones de marcas convencionales y análisis de advección-difusión de datos de marcas archivadoras. La información sobre el desplazamiento de los peces más viejos es muy limitada. Valero *et al.* (2019b) implementaron una serie de modelos exploratorios estructurados espacialmente con y sin desplazamiento para el patudo en el OPO y áreas adyacentes. Aunque algunas configuraciones espaciales con desplazamiento redujeron el *R shift*, existen incertidumbres en las tasas de desplazamiento del patudo juvenil (que parecen demasiado altas, según los resultados del modelo de evaluación), y se desconocen las de los adultos, tanto en dirección como en velocidad. Si bien algunas combinaciones de tasas estimadas de juveniles y velocidades y direcciones supuestas de desplazamiento de adultos reducen el *R shift*, resultaron en la acumulación de peces en las zonas costeras, y llevaron a diferencias poco realistas en la capturabilidad con palangre entre zonas, o a la falta de convergencia del modelo al reflejar la capturabilidad entre zonas (Valero *et al.*, 2019a, b).

La evaluación actual no considera el desplazamiento explícitamente; más bien se supone que la población se mezcla aleatoriamente al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando el desplazamiento del patudo en el OPO usando datos recientemente recolectados de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican desplazamiento de patudos juveniles al OPO desde el OPC. Los estudios podrían a la larga proveer información útil para las evaluaciones. La definición espacial de las pesquerías toma en cuenta implícitamente algunas formas de desplazamiento a través de diferentes selectividades. Cabe señalar que la mortalidad natural en este modelo de evaluación de poblaciones cerradas puede también tomar en cuenta el desplazamiento este-oeste a través del límite de ordenación en 150°O. El desplazamiento hacia el oeste (este) a través del límite de ordenación es interpretado por el modelo como un aumento (disminución) de *M*.

### 3.1.5. Estructura poblacional

Minte-Vera *et al.* (2019) ofrecen una revisión de la información disponible para identificar la estructura poblacional del patudo en el OPO. Se han usado análisis de marcado y análisis de árbol de regresión multivariable de la distribución de tallas y tendencias de CPUE (Lennert-Cody *et al.*, 2010; Minte-Vera *et al.*, 2019) para investigar la estructura espacial en el OPO. La información sobre la estructura de la población es limitada, en parte porque la identidad de la población proviene de fuentes dependientes de la pesca y la información de otras disciplinas es limitada o no está disponible (ver Punt *et al.* 2019). La información y los análisis actualmente disponibles sugieren una sola población genética de atún patudo en todo el Océano Pacífico, con cierta estructura de subpoblaciones regionales, con considerable conectividad entre la unidad de ordenación del OPO y el OPC (Schaefer 2009; WPFMC 2014; Schaefer *et al.* 2015; Minte-Vera *et al.* 2019; Punt *et al.* 2019). Se han realizado varias evaluaciones de la estructura espacial potencial en la evaluación del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010b; Valero *et al.* 2018, 2019b). Los modelos exploratorios de evaluación para el área central del OPO eliminaron el *R shift* e indicaron una población más reducida (Valero *et al.* 2018). No obstante, el desagrupar espacialmente el OPO entero no eliminó el *R shift*, que permaneció en todas las evaluaciones exploratorias con estructura espacial del OPO entero que no tuvieron problemas de diagnóstico importantes (Aires-da-Silva y Maunder 2010; Valero *et al.* 2018; Valero *et al.* 2019a; Valero *et al.* 2019b), lo que sugiere que la estructura espacial por sí sola no resolverá los problemas asociados con el *R shift*. En las futuras evaluaciones se considerarán otros esquemas con estructura espacial.

A pesar de que los datos de marcado muestran desplazamientos de patudos juveniles desde el OPC hacia el OPO, para esta evaluación se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO (el objetivo de la

evaluación) y la otra en el OPC, y que no hay intercambio neto de peces entre estas regiones. El personal de la CIAT realiza periódicamente una evaluación del patudo en el Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesca Oceánica de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico y del NRIFS. Es posible que este trabajo ayude a indicar cómo es probable que el supuesto de una sola población en el OPO afecte la interpretación de los resultados obtenidos de *Stock Synthesis*.

#### 4. MODELOS DE REFERENCIA

En el presente informe, se usó la versión más reciente (3.30.15) de *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013) para evaluar la condición del patudo en el OPO. *Stock Synthesis* es un marco de modelo estadístico de evaluación de poblaciones estructurado por edad que permite implementar modelos de complejidad variable y ajustarlos a muchos tipos diferentes de datos. Las evaluaciones anteriores del patudo se han basado en los resultados de una sola configuración del modelo (caso base) para evaluar la condición de la población. Como se describe en la Sección 3, en la evaluación han persistido incertidumbres sobre varios supuestos y el personal ha desarrollado un marco de análisis de riesgos para incluirlos explícitamente en la evaluación de la condición de la población y la formulación de asesoramiento de ordenación.

El primer paso en la implementación del análisis de riesgos es establecer las hipótesis plausibles (modelos de referencia) que definen los estados de naturaleza asociados a las principales fuentes de incertidumbre existentes. Estos modelos están diseñados para abordar tres grandes incertidumbres en la evaluación anterior: (1) el cambio aparente de régimen de reclutamiento (*R shift*); (2) la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta (Pesquería 2); y (3) la inclinación de la relación población-reclutamiento (*h*). Los modelos de referencia fueron desarrollados dentro de un marco jerárquico y combinan componentes que abordan los tres problemas. Los modelos que abordan el *R shift* supusieron que el cambio era (i) real, o (ii) un artefacto de una especificación errónea del modelo. Varios modelos se descartaron con base en trabajos anteriores, y otros después de las ejecuciones iniciales. Los modelos restantes se dividen en los que suponen que: (1) el *R shift* es real y es estimado como un parámetro de régimen de reclutamiento (para 1979-1993) en el modelo (**Medio Ambiente (Env)**); (2) el *R shift* es un artefacto de una especificación errónea del modelo, pero la causa es desconocida, por lo que se excluyen los datos tempranos iniciando el modelo en 2000 (**Corto (Srt)**); y (3) el *R shift* es un artefacto de una especificación errónea del modelo, y se conoce el proceso. Este último grupo incluye modelos que estiman: (a) *M* preadulto (13 trimestres de edad) como un sustituto del desplazamiento preadulto (**Desplazamiento (Mov)**); (b) la curva de crecimiento y la variación de la talla por edad (**Crecimiento (Gro)**); (c) una curva de selectividad en forma de domo para la Pesquería 2 (**Selectividad (Sel)**); y (d) *M* adulta (26 trimestres de edad) (**Mortalidad (Mrt)**).

Los modelos *Env* y *Srt* se combinan con componentes que abordan la falta de ajuste a los datos de composición por talla para la Pesquería 2. Estos incluyen modelos que: (1) ignoran el problema (**Fijo (Fix)**); (2) estiman la curva de crecimiento y la variación de la talla por edad (**Crecimiento (Gro)**); (3) estiman una curva de selectividad en forma de domo para la Pesquería 2 (**Selectividad (Sel)**); y (4) estiman la *M* adulta (26 trimestres de edad) (**Mortalidad (Mrt)**). El resto de los modelos que usan otros procesos (desplazamiento, crecimiento, selectividad, y *M*) para explicar el *R shift* también usan esos procesos para abordar la falta de ajuste a los datos de composición por talla de palangre.

Se investigaron otros dos modelos, pero posteriormente se eliminaron para uso en el asesoramiento de ordenación con base en diagnósticos. El primero (**Curva de captura (Ind)**) supuso que el índice de abundancia no era representativo de la población, por lo que no se usó en la evaluación; el segundo (**Ponderación reducida (Cmp)**) supuso que los datos de composición por talla de palangre no eran representativos, y por lo tanto se reduce su ponderación por un factor de 10 en el modelo. Ninguno se ejecutó en combinación con los componentes que abordaban el *R shift* y la falta de ajuste a los datos de composición.

Esta evaluación de referencia para el patudo se basa en 14 modelos de referencia (Tabla 2), de los cuales se seleccionan 12 modelos basados en diagnósticos de los modelos. Cada modelo se ejecutó con cuatro valores diferentes de  $h$  (0.7, 0.8, 0.9, y 1.0); sin embargo, a fin de reducir el número de análisis y figuras subsiguientes, la mayoría de los resultados y diagnósticos en este informe se presentan solo para  $h = 1.0$ .

La convención de nomenclatura usa el nombre del modelo usado para abordar el *R shift*, seguido por el nombre del modelo usado para abordar la falta de ajuste a los datos de composición. Por ejemplo, el modelo que usa el modelo de corto plazo para abordar el *R shift* y la curva de crecimiento para abordar la falta de ajuste a los datos de composición es **Corto-Crecimiento (Srt-Gro)**, mientras que el modelo que usa el crecimiento para abordar el *R shift* es simplemente **Crecimiento (Gro)**.

Todos los modelos de referencia del patudo cuentan con un intervalo temporal desde el primer trimestre de 1979/2000 (específico por modelo) hasta el último trimestre de 2019 (Tabla 2). Incluyen 40 intervalos de edad de la población de 0 a 39+ trimestres y 111 intervalos de talla de la población de 2 a 220+ cm con un intervalo de 2 cm. Además, son modelos estructurados por sexo con mortalidad natural por sexo. Se ajustan a los índices de abundancia relativa y a las composiciones por talla (y también a las composiciones por edad para los tres modelos que estiman el crecimiento; ver Tabla 2 para más detalles) encontrando un conjunto de dinámicas poblacionales y estimaciones de parámetros de pesca que maximice la log-verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura de cada pesquería. La log-verosimilitud penalizada es la suma de la log-verosimilitud de las capturas (no capturas de equilibrio iniciales), los índices de abundancia, las composiciones por talla, y las desviaciones de reclutamiento. Se supone que las capturas observadas no están sesgadas y son relativamente precisas, siguiendo una distribución de error lognormal con un error estándar de 0.01. En la Sección 3 se han descrito muchos aspectos de los supuestos subyacentes, pero los modelos de referencia incluyen los siguientes supuestos importantes, a menos que se indique lo contrario:

1. El patudo es reclutado a la pesquería de descarte (Pesquería 18) un trimestre después de la eclosión, y la pesquería de descarte captura peces de las primeras clases de edad solamente (totalmente seleccionados entre 1 y 3 trimestres de edad);
2. En el segundo bloque de tiempo (1994-2019), la curva de selectividad basada en talla de las pesquerías palangreras asociadas al Área 2 (pesquerías 2 y 8) es asintótica;
3. Las pesquerías que muestran más de un pico evidente en las composiciones por talla agrupadas (pesquerías 1, 16 y 19, ver Figura 9) tienen selectividad de *splines* de 5 nudos (Tabla 3);
4. Una pesquería no asociada con capturas insignificantes (Pesquería 22) comparte la selectividad con otra pesquería no asociada (Pesquería 19) que tiene composiciones por talla agrupadas (Figura 9) porque la selectividad de esta pesquería no puede estimarse en el modelo debido a la falta de datos de composición asociados (Figura 5). Por consiguiente, las composiciones por talla de la Pesquería 22 no se ajustan al modelo de evaluación (Tabla 2). Además, dos pesquerías no asociadas con captura insignificante y sin información de la composición por talla (pesquerías 21 y 23) también comparten la selectividad con la Pesquería 19.

En la presente evaluación se estimaron los siguientes parámetros, a menos que se indique lo contrario:

1. Variabilidad de la talla a edad 0.
2. Reclutamiento en todos los trimestre desde el primer trimestre de 1979/2000 hasta el cuarto trimestre de 2019.
3. Reclutamiento virgen
4. Coeficientes de capturabilidad de los dos estudios, que se supone que son diferentes.
5. Una desviación estándar adicional del índice de abundancia temprano de palangre.
6. Parámetros de selectividad para las pesquerías y los estudios. En esta evaluación, se elige la opción de selectividad doble-normal para todas las curvas de selectividad asintótica y en forma de

domo, y la opción de selectividad de *splines* de 5 nudos para todas las curvas de selectividad de *splines*. El número de parámetros estimados para las curvas de selectividad asintótica, en forma de domo, y de *splines* es 2, 4, y 5, respectivamente (Tabla 3).

7. Tamaño inicial de la población y estructura por edad. Se estima un parámetro inicial de régimen de reclutamiento y dos parámetros iniciales de mortalidad por pesca: uno para las pesquerías cerqueras combinadas y otro para las pesquerías palangreras combinadas. También se estiman desviaciones para las 16 clases de edad menores.

Se supone que se conocen los siguientes parámetros, a menos que se indique lo contrario:

1. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3 en SAC-01-08<sup>a</sup>);
2. Curvas de selectividad para la pesquería de descarte;
3. Crecimiento individual excepto para la variabilidad de la talla a edad 0;
4.  $M$ .

#### 4.1. Resultados de la evaluación

##### 4.1.1. Convergencia de las ejecuciones del modelo

De las 48 ejecuciones del modelo para el patudo, 44 convergieron con gradientes máximos pequeños (la mayoría menores de 0.001) y matrices Hessianas positivas definidas (Tabla 4). Los resultados de las cuatro ejecuciones que no convergieron ni produjeron matrices Hessianas positivas definidas (Modelo *Env-Fix* con  $h = 0.9, 0.8, \text{ o } 0.7$ , y Modelo *Srt* con  $h = 0.7$ ) no se muestran en esta sección.

##### 4.1.2. Estimaciones de parámetros

En la Figura 10 se muestran la  $M$  estimada, la curva de crecimiento de Richards, y la selectividad en forma de domo para la Pesquería 2. La diferencia en la curva de crecimiento es mayor para el patudo viejo (Figura 10a). Los modelos *Gro* y *Env-Gro* estiman que  $L_2$  es ligeramente inferior a 170 cm, que es menor que el valor estimado por el Modelo *Srt-Gro* (184.5 cm) y especialmente el valor fijado en otros modelos (196.3 cm). Además, las desviaciones estándar de la talla a los 40 trimestres de edad estimadas por los modelos *Gro* y *Env-Gro* (alrededor de 13 cm) son mucho mayores que el valor estimado por el Modelo *Srt-Gro* (10 cm) o el fijado en otros modelos (8.9 cm).

La diferencia en la selectividad de la Pesquería 2 es mayor para las tallas grandes (>170 cm; Figura 10b). Cuando se supone selectividad asintótica, la selectividad en tallas grandes se estima en 1. En comparación, cuando se supone selectividad en forma de domo, se estima que la selectividad alcanza el pico (es decir, 1) alrededor de los 160 cm antes de caer a un nivel final (en  $L_2$ ) de menos de 0.1 para los modelos *Env-Sel* y *Sel* y 0.24 para el Modelo *Srt-Sel*. En concreto, la selectividad en forma de domo estimada en  $L_2$  es menos del 25% de la selectividad asintótica estimada en  $L_2$ .

Los modelos que estiman  $M$  sugieren valores mucho mayores que los fijados en otros modelos (Figura 10c). Específicamente, la  $M$  para las hembras mayores de 25 trimestres está fijada en 0.14, mientras que el Modelo *Srt-Mrt* la estimó en 0.19, el Modelo *Env-Mrt* en 0.28, y el Modelo *Mrt* en 0.33. La  $M$  para las hembras de 12 trimestres de edad está fijada en 0.1, mientras que la estimada por el Modelo *Mov* fue de 0.25. Es importante señalar que la  $M$  elevada estimada puede ser interpretada por esos modelos de referencia como patudo saliendo del OPO hacia el OPC (hacia el oeste a través del límite de ordenación en 150°).

##### 4.1.3. Reclutamiento

Las series de tiempo del reclutamiento anual (Figura 11) y trimestral (Figura A2) estimado del patudo de las 44 ejecuciones convergentes del modelo tienen varias características importantes: (1) las estimaciones de reclutamiento son similares dentro del rango de inclinación investigado en esta evaluación; (2) las

estimaciones de reclutamiento antes de 1993 son más inciertas, ya que los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes que capturan patudo de talla pequeña y mediana eran muy limitados (Figura 6); (3) un cambio pronunciado de régimen de reclutamiento se puede identificar en el Modelo *Env-Fix*. El cambio de régimen, que coincidió con la expansión de las pesquerías asociadas a objetos flotantes, está caracterizado por reclutamientos bajos durante el periodo temprano (1975-1993) seguido de reclutamientos relativamente altos durante el periodo tardío (1994-2019). A fin de cuantificar la magnitud del *R shift*, se calculó la razón del reclutamiento mediano en 1994-2019 al de 1979-1993 (Tabla 5); fue  $>2$  en los modelos *Env-Fix* e *Ind*, lo que significa que el reclutamiento mediano en el periodo tardío es más del doble que en el periodo temprano. Si bien el *R shift* también está presente en los otros modelos de referencia, está notablemente reducido, sin que ninguna de las razones de los dos reclutamientos medianos sea superior a 1.5 (Tabla 5). Dado que el Modelo *Ind* no redujo el *R shift*, fue eliminado del asesoramiento de ordenación.

#### 4.1.4. Biomasa reproductora

En general, las estimaciones de la biomasa reproductora y del cociente de biomasa reproductora (la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca; *spawning biomass ratio*, SBR) son similares dentro del rango de valores de inclinación investigado en esta evaluación (Figuras 12 y 13). Sin embargo, las estimaciones de las dos cantidades son notablemente más sensibles a la inclinación supuesta que la estimación del reclutamiento. Las series de tiempo de SBR de los 12 modelos de referencia muestran grandes diferencias entre los modelos. El Modelo *Env-Fix* estima el nivel más bajo de SBR terminal (0.075), mientras que los otros tres modelos *Env* estiman niveles mucho más altos de SBR terminal (0.170 a 0.291). En comparación, los cuatro modelos *Srt* también estiman un SBR relativamente bajo en el año terminal, que oscila entre 0.094 (*Srt-Fix*) y 0.146 (*Srt-Gro*). Los modelos restantes tienen el SBR más optimista de los 12 modelos, estimando un SBR terminal de 0.279 (*Mrt*) a 0.201 (*Gro*).

Se estima que las incertidumbres asociadas tanto a la biomasa reproductora (Figura 12) como al SBR (Figura 13) son relativamente grandes antes de 1990, debido principalmente a la falta de datos de composición por talla de las pesquerías de cerco y de palangre (Figura 5). En los resultados es evidente que permitir una mayor flexibilidad resulta en una mayor incertidumbre en las estimaciones. Los modelos que estiman el crecimiento, la selectividad, o la mortalidad natural muestran mayor incertidumbre en las estimaciones de biomasa reproductora y SBR que los modelos equivalentes en los que los parámetros de esos procesos son fijos.

#### 4.1.5. Mortalidad por pesca (*F*)

Han ocurrido cambios importantes en los niveles de mortalidad por pesca (*F*) causados por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. Todos los modelos de referencia muestran que la *F* del patudo de menos de nueve trimestres aumentó considerablemente, de alrededor de 0 antes de 1993 al nivel históricamente alto de los últimos años, como resultado de la continua expansión de la pesquería de cerco sobre plantados (Figura 14). En comparación, la *F* del patudo de más de 12 trimestres se mantuvo generalmente estable desde 1993. Todos los modelos, excepto el Modelo *Mov*, sugieren que la *F* del patudo de menos de nueve trimestres es notablemente más baja que la del patudo de más edad.

La pesca ha reducido la biomasa reproductora del patudo en el OPO. Esta conclusión se deriva del resultado de una simulación en la que se proyecta la biomasa reproductora del patudo en el OPO, en ausencia de pesca, a lo largo del periodo histórico de la evaluación, utilizando la serie de tiempo de las desviaciones estimadas del reclutamiento. Para comparar el impacto de las diferentes pesquerías en la población, se ejecutaron las simulaciones con cada arte de pesca excluida sucesivamente (en Wang *et al.* (2009) se detalla la metodología de simulación). La gráfica de impacto de la pesca en la que se basan las simulaciones mostró que la pesquería palangrera tuvo el mayor impacto en la población antes de 1997, pero con

la disminución del esfuerzo palangrero y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, el impacto de la pesquería de cerco en la población reproductora de patudo es actualmente mucho mayor que el de la pesquería palangrera (Figura 15). Los descartes de patudo pequeño en la pesquería sobre objetos flotantes tienen un impacto pequeño, pero detectable, en la reducción de la población.

Los 12 modelos de referencia cuentan historias muy diferentes sobre el impacto relativo de las pesquerías de palangre y de cerco en la población de patudo en el OPO. El Modelo *Env-Fix* sugiere que las pesquerías palangreras redujeron drásticamente la población de patudo antes de 1997, mientras que otros modelos de referencia que cubren el periodo de 1979-2019 sugieren que las pesquerías palangreras solo causaron una leve reducción de la biomasa reproductora (Figura 15). El Modelo *Env-Fix* también sugiere el mayor impacto de las pesquerías cerqueras en la población: la población actual sería más de siete veces mayor en ausencia de las pesquerías cerqueras (principalmente sobre objetos flotantes) (Figura 15).

## 4.2. Diagnósticos

### 4.2.1. Ajuste a los índices de abundancia de palangre

El ajuste a los índices de abundancia de palangre es similar entre los modelos de referencia (Figura A3). El índice predicho no sigue de cerca al observado desde 2015. En particular, la pesquería palangrera observó grandes variaciones interanuales en la abundancia de la población desde 2015, pero la tendencia de abundancia predicha es muy plana. Ésta es una de las principales preocupaciones de esta evaluación, que, sin embargo, no es sorprendente si se tiene en cuenta que el intervalo de confianza de los índices palangreros desde 2015 es amplio debido a la contracción de la pesquería palangrera japonesa (Figura 3). En otras palabras, desde 2015 los índices de abundancia de palangre tienen una ponderación relativamente reducida y, por lo tanto, tienen menos influencia en los resultados y ajustes de las evaluaciones.

La raíz del error cuadrático medio (RECM) del residual de Pearson del índice de abundancia de palangre tardío se usa para evaluar qué tan bien se ajustan los modelos de referencia a los índices de abundancia de palangre (Tabla 6). Como más pequeña la RECM, mejor se ajusta el modelo de evaluación al índice de abundancia. El Modelo *Env* tiene el peor ajuste al índice de abundancia de palangre tardío (RECM = 1.18). Los dos modelos de mediano plazo que estiman el crecimiento (*Env-Gro* y *Gro*) son los que mejor se ajustan al índice de abundancia de palangre tardío (RECM = 1.05). La RECM es  $>1$  para todos los modelos de referencia, lo que indica que se espera que los CV del índice de abundancia de palangre tardío sean mayores que los especificados actualmente.

### 4.2.2. Ajuste a los datos de composición de las pesquerías

Para visualizar qué tan bien se ajusta cada modelo de referencia a los datos de composición de las pesquerías, se compararon las curvas de selectividad predicha y empírica para cada pesquería que cuenta con datos de composición. La selectividad empírica de una pesquería se define como la captura promedio por talla observada de la pesquería dividida por el número promedio predicho de la población por talla del modelo de evaluación. Para facilitar la comparación, se suaviza la selectividad empírica con un suavizador *lowess* antes de ajustar su escala para tener un valor máximo de 1. Si el modelo de evaluación se ajusta bien a la composición de una pesquería, las dos curvas de selectividad deberían seguirlo de cerca. En general, el Modelo *Env-Fix* se ajusta bien a los datos de composición de la mayoría de las pesquerías, con la notable excepción de la pesquería palangrera en el Área 2 (Pesquería 2), que en este modelo de referencia se supone asintótica desde 1994 (Figura A4).

También se compararon los modelos de referencia con respecto al ajuste a los datos de composición agrupados de la Pesquería 2 desde 2000 (Figura A5). Todos los modelos, excepto *Env-Gro* y *Gro*, sugieren que la selectividad de la Pesquería 2 debería tener forma de domo en lugar de ser asintótica. De hecho, los modelos *Env-Gro* y *Gro* sugieren que la selectividad de esta pesquería podría no ser asintótica

tampoco: se espera que aumente hacia el intervalo de talla máxima sin una planicie asintótica. El Modelo *Cmp* tiene la mayor discrepancia entre las curvas de selectividad predicha y empírica. Dado que el Modelo *Ind* no redujo la falta de ajuste a estos datos de composición de palangre más que el Modelo *Env-Fix*, se eliminó del asesoramiento de ordenación.

#### **4.2.3. Análisis retrospectivo**

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar qué tan consistente es 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, mostrando así el efecto en las cantidades estimadas resultantes de incluir más datos. Las estimaciones de los atributos de la población y las cantidades de ordenación de los años más recientes a menudo son inciertas y sesgadas. Como se ha señalado en evaluaciones anteriores, el sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y la dirección del sesgo en la evaluación actual, solo que el modelo puede estar erróneamente especificado.

En este informe, el análisis retrospectivo se realizó eliminando cinco veces los datos del año pasado. En general, la mayoría de los modelos de referencia no muestran patrones retrospectivos pronunciados de SBR, ya que las cinco estimaciones retrospectivas del año pasado están distribuidas cerca, o en ambos lados, de las estimaciones de la evaluación actual (Figura A6). Entre los 12 modelos de referencia, los modelos *Env-Fix*, *Env-Mrt*, y *Env-Sel* tienen los patrones retrospectivos más evidentes de SBR, que sin embargo son mayores en las estimaciones de los años tempranos. Estos resultados sugieren que se ha reducido la sensibilidad de los resultados a la inclusión de nuevos datos del índice de abundancia basado en datos de CPUE de palangre, que fue la razón principal por la que la evaluación anterior no se consideró lo suficientemente fiable para el asesoramiento de ordenación.

#### **4.2.4. 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 sin desviaciones de reclutamiento 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 SBR de cada modelo de referencia se compara con los estimados por el ASPM correspondiente con y sin estimaciones de desviaciones de reclutamiento. En términos de SBR, el ASPM que no estima desviaciones de reclutamiento es considerablemente diferente al modelo de referencia, mientras que el ASPM que estima desviaciones de reclutamiento (ASPM-R) es más similar al modelo de referencia (Figura A6). La comparación subraya la importancia de considerar la variación del reclutamiento para comprender la dinámica poblacional del patudo en el OPO. Para los modelos de referencia en los que el ASPM-R converge con la matriz Hessiana positiva definida, su intervalo de confianza estimado de 95% del SBR del año pasado se traslapa con el estimado por el ASPM-R correspondiente. Esto sugiere que el SBR estimado más reciente por esos modelos de referencia está determinado principalmente por los índices de abundancia o que la información es similar entre el índice y la composición, lo cual, como argumenta Francis (2011), es un indicador clave del buen desempeño del modelo.

#### 4.2.5. Análisis de curva de captura

El análisis de curva de captura (ACC) se usa en la evaluación como herramienta diagnóstica para verificar si la tendencia temporal en los datos de composición es consistente con la de los índices de abundancia (Carvalho *et al.* 2017). Si las dos tendencias son similares, entonces hay mayor confianza de que la tendencia de la abundancia estimada es exacta. Este método fue introducido por primera vez por Carvalho *et al.* (2017) para evaluar la relación entre los datos de composición y la mortalidad por pesca.

En general, las tendencias del SBR estimadas por el modelo de referencia y el análisis de curva de captura correspondiente son similares durante 1990-2010, pero muy diferentes antes de 1990 y después de 2010 (Figura A7). Ya que los datos de composición de las pesquerías de cerco y de palangre son muy limitados antes de 1990 (Figura 5), se espera que la calidad de los datos de composición sea demasiado baja para informar con exactitud la tendencia de la abundancia de la población en ese periodo. Las tendencias similares de la abundancia durante 1990-2010 implican que los datos de composición y los índices de abundancia son, hasta cierto punto, consistentes entre sí. Las tendencias de la abundancia cada vez más divergentes después de 2010 implican que la selectividad de algunas pesquerías que capturan patudo en el OPO cambió, que el crecimiento cambió, o que el índice de abundancia ya no es representativo.

#### 4.2.6. 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 relativa.

El perfil de verosimilitud de  $R_0$  sugiere que, en la mayoría de los modelos de referencia, los datos de composición de las pesquerías tienen más influencia en  $R_0$  que los índices de abundancia (Figura A8). Una comparación del perfil de verosimilitud de  $R_0$  para los datos de composición de todas las flotas muestra claramente que su forma está principalmente determinada por información contradictoria de  $R_0$  de las pesquerías de palangre (Pesquería 2) y sobre objetos flotantes (Pesquería 13) en el Área 2 (no se muestra).

### 4.3. Comparación con la evaluación anterior

En el documento SAC-11 INF-C se describe en detalle la transición de los modelos de evaluación anteriores a los actuales, siguiendo las recomendaciones de la [segunda revisión externa](#).

Existen diferencias considerables entre las series de tiempo de reclutamiento (Figura 16) y SBR (Figura 17) estimadas por esta evaluación y la anterior (Xu *et al.* 2018). Estas diferencias se deben principalmente a supuestos corregidos (principalmente las definiciones de las pesquerías y los estudios, la ponderación de datos para los índices de abundancia y composiciones por talla, el modelado de la capturabilidad y la selectividad, y la estimación del crecimiento o  $M$  en algunos modelos), datos de captura y esfuerzo de palangre mejorados (resolución de  $1^\circ \times 1^\circ \times$  mes con identificación de buque), y metodología mejorada (cómo calcular los índices de abundancia y composiciones por talla de los estudios tanto para los estudios como para las pesquerías), siguiendo la recomendación de la [segunda revisión externa](#). Los resultados de SBR de los 12 modelos de referencia actuales encierran los de la evaluación anterior: específicamente, la mitad de los modelos de referencia (*Gro*, *Env-Gro*, *Sel*, *Mov*, *Mrt*, y *Env-Sel*) son más optimistas, y la otra mitad (*Env-Fix*, *Env-Mrt*, *Srt-Fix*, *Srt-Mrt*, *Srt-Gro*, y *Srt-Sel*) son más pesimistas, que el modelo de caso base anterior.

#### 4.4. Resumen de los resultados de los modelos de evaluación

Existen varias características importantes en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo. Primeramente, las estimaciones de reclutamiento no son sensibles a la inclinación supuesta de la relación población-reclutamiento, por lo menos dentro del rango de 0.7-1.0. En segundo lugar, las estimaciones de reclutamiento son más inciertas antes de 1993, cuando las pesquerías sobre objetos flotantes tenían datos de composición muy limitados. En tercer lugar, la mayoría de los modelos de referencia, especialmente el Modelo *Env-Fix*, indican un cambio de régimen de reclutamiento: el reclutamiento estimado por esos modelos suele ser mayor después de 1993 que antes. Por último, la mayoría de los modelos de referencia estiman reclutamientos anuales superiores al promedio durante 2017-2019, especialmente en 2017, independientemente de la inclinación supuesta. No obstante, estas estimaciones de reclutamiento son muy inciertas, ya que el patudo recientemente reclutado está representado solo en unas pocas muestras de frecuencia de talla.

Las series de tiempo de SBR estimado de los 12 modelos de referencia son similares con respecto a las variaciones interanuales y a las tendencias a largo plazo, pero difieren notablemente con respecto a la escala absoluta. La mayoría de los modelos de referencia estiman que la población reproductora ha disminuido en general desde 1979, y ha alcanzado uno de sus niveles más bajos en 2019 debido a la pesca. Algunos modelos de referencia sugieren que en 2019 la biomasa reproductora se redujo a menos del 10% del nivel en ausencia de pesca, mientras que otros sugieren que fue superior a 30% de ese nivel. El SBR es más sensible que el reclutamiento al valor supuesto de  $h$  en el rango de 0.7-1.0.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca del patudo juvenil (de menos de nueve trimestres de edad) ha aumentado considerablemente desde 1993, como resultado de la expansión de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes, y ha alcanzado un nivel históricamente alto en los últimos años, mientras que la del patudo adulto (de más de 12 trimestres de edad) ha aumentado en medida mucho menor. Para 2019, todos los modelos de referencia, excepto el Modelo *Mov*, estiman que la mortalidad por pesca de patudo juvenil es notablemente mayor que la del patudo adulto.

### 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La condición de la población de patudo en el OPO se evalúa considerando cálculos basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Mantener las poblaciones de atún en niveles capaces de producir RMS es el objetivo de ordenación especificado por la Convención de Antigua.

#### 5.1. Definición de los puntos de referencia

La [resolución C-16-02](#) define los puntos de referencia objetivo y límite, expresados en términos de biomasa reproductora ( $S$ ) y mortalidad por pesca ( $F$ ), para las especies de atunes tropicales: patudo, aleta amarilla y barrilete. A continuación, se definen esos puntos de referencia, y el método empleado para calcularlos en el presente documento, así como la regla de control de extracción (RCE) que los implementa.

##### 5.1.1. Puntos de referencia límite

El punto de referencia límite de la biomasa reproductora ( $S_{\text{LÍMITE}}$ ) es el umbral de  $S$  que debe ser evitado, pues cualquier reducción mayor podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La  $S_{\text{LÍMITE}}$  provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la  $S$  que produce 50% del reclutamiento virgen si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen de equilibrio (Maunder y Deriso 2014). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad ( $p$ ) de que la biomasa reproductora a principios de 2020 ( $S_{\text{actual}}$ ) esté por debajo de  $S_{\text{LÍMITE}}$  es  $< 10\%$ . Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de

ordenación,  $S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$  y la probabilidad de que esta razón sea  $< 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal) se incluyen en la tabla de ordenación.

El punto de referencia límite de la mortalidad por pesca ( $F_{\text{LÍMITE}}$ ) es el umbral de mortalidad por pesca que debe evitarse porque una pesca más intensa podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La  $F_{\text{LÍMITE}}$  provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la tasa de mortalidad por pesca que, en condiciones de equilibrio, mantiene la  $S$  en  $S_{\text{LÍMITE}}$ . La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad de que la  $F$  promedio en 2017-2019 ( $F_{\text{actual}}$ ) esté por encima de  $F_{\text{LÍMITE}}$  es  $< 10\%$ . Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$  y la probabilidad de que esta razón sea  $< 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal) se incluyen en la tabla de ordenación.

### 5.1.2. Puntos de referencia objetivo

El punto de referencia objetivo de la biomasa reproductora es el nivel de biomasa reproductora que se debería alcanzar y mantener. En 2014, la CIAT adoptó  $S_{\text{RMS}}$  (la biomasa reproductora que produce el RMS) como el punto de referencia objetivo. La RCE requiere que las acciones para lograr  $S_{\text{RMS}}$  tengan al menos un 50% de probabilidad de reconstruir la biomasa reproductora al nivel actual de RMS dinámico ( $S_{\text{RMS}_d}$ ) en cinco años o dos generaciones. Aquí,  $S_{\text{RMS}_d}$  se deriva proyectando la población a futuro con reclutamiento histórico (sesgo ajustado) y una tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) que produce el RMS. El valor actual de  $S_{\text{RMS}_d}$  usado para calcular los puntos de referencia para el patudo es la  $S$  del último trimestre del periodo de proyección. Con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$ , y la probabilidad de que esta razón sea  $< 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal con un CV igual al de  $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ ), se incluyen en la tabla de ordenación.

El punto de referencia objetivo de la mortalidad por pesca es el nivel de mortalidad por pesca que se debería alcanzar y mantener. En 2014, la CIAT adoptó  $F_{\text{RMS}}$  (la tasa de mortalidad natural que produce el RMS) como el punto de referencia objetivo. Por lo tanto, a fin de proporcionar asesoramiento de ordenación,  $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ , y la probabilidad de que esta razón sea  $> 1$  (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen en la tabla de ordenación, al igual que el inverso de  $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ , (multiplicador de  $F$ ).

En la gráfica de trayectoria de Kobe, la serie de tiempo de  $S_{\text{RMS}_d}$  se calcula con base en dos aproximaciones: (1)  $S_{\text{RMS}_d1} = S_{0_d} (S_{\text{RMS}}/S_0)$ , donde  $S_{0_d}$  es la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, y  $S_{\text{RMS}}/S_0$  es el nivel de reducción que, en equilibrio, produce el RMS; (2)  $S_{\text{RMS}_d2}$ , que se deriva proyectando la población hacia el futuro, con reclutamiento histórico (sesgo ajustado) y  $F = F_{\text{RMS}}$ . Las dos aproximaciones se ponderan de la siguiente manera para obtener la trayectoria de  $S_{\text{RMS}_d}(t)$  en la gráfica de Kobe:

$$S_{\text{MSY}_d}(t) = p(t) S_{\text{MSY}_d1}(t) + (1 - p(t)) S_{\text{MSY}_d2}(t) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde  $p$  aumenta linealmente en función del año ( $t$ ) de 0 en el año inicial a 1 en el año final.

El RMS dinámico ( $S_{\text{RMS}_d}$ ; las capturas totales de la pesquería en los últimos cuatro trimestres de la proyección) en la tabla de ordenación también se deriva de la proyección para  $S_{\text{RMS}_d}$ .

## 5.2. Estimaciones de la condición de la población

Según las 44 ejecuciones convergentes de los modelos incluidas en esta evaluación, la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 osciló entre el 14% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) y el 212% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) de la biomasa reproductora en RMS dinámico (Figura 18 y Tabla 7). De las 44 ejecuciones, 26 sugieren que la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 está por debajo del nivel de RMS. La mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 osciló entre el 51% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) al 223% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) de la mortalidad por pesca en RMS. De las 44 ejecuciones, 26 sugieren que la mortalidad por pesca del patudo en

2017-2019 está por encima del nivel de RMS (Figura 18 y Tabla 7). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a una gran incertidumbre, como lo indican los amplios intervalos de confianza en torno a la estimación más reciente en la gráfica de Kobe (Figura 18).

Según las 44 ejecuciones convergentes de los modelos incluidas en esta evaluación, la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 osciló entre el 51% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) y el 532% (Modelo *Gro* con una inclinación de 0.7) de la biomasa reproductora en el nivel límite (Tabla 7). De las 44 ejecuciones, cinco sugieren que la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 estuvo por debajo del nivel de referencia límite. La mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 osciló entre el 32% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) y el 114% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) de la mortalidad por pesca en el nivel límite. De las 44 ejecuciones, tres sugieren que la mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 es mayor que el nivel de referencia límite (Figura 18 y Tabla 7).

Todos los modelos de referencia incluidos en esta evaluación sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población:  $S$  menor y  $F$  mayor con respecto a los puntos de referencia (Figura 19). Sin embargo, todos los modelos *Srt* y dos modelos ambientales (*Env-Fix* y *Env-Mrt*) estiman que, independientemente del valor supuesto para la inclinación,  $S$  está por debajo de  $S_{RMSY,d}$  y  $F$  está por encima de  $F_{RMS}$  a principios de 2020. Por el contrario, los modelos *Gro* y *Sel* estiman lo opuesto. La condición de la población a principios de 2020 estimada por los modelos restantes depende del valor supuesto para la inclinación.

El RMS del patudo en el OPO podría maximizarse si el patrón de selectividad por edad fuera similar al de las pesquerías palangreras porque capturan individuos más grandes que están cerca del peso crítico (el peso al que idealmente se debería capturar para maximizar el rendimiento por recluta). Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el nivel actual (Figura 20, arriba). Además,  $S_{RMS}$  era más bajo antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes en comparación con el nivel actual (Figura 20, abajo).

## 6. DIRECCIONES FUTURAS

### 6.1. Recolección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT tiene la intención de continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo y composición por talla de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación se incorporarán datos nuevos y actualizados. En particular, el personal seguirá colaborando con los CPC de Asia para compilar datos de captura, esfuerzo y composición por talla de palangre, que tienen una gran influencia en los resultados de la evaluación.

El personal también continuará con los estudios de marcado para mejorar los conocimientos de la biología del patudo en el OPO, especialmente el crecimiento y desplazamiento del patudo adulto que impactan significativamente los resultados de la evaluación, tal como se indica en el presente informe.

### 6.2. Mejoras a los métodos y el modelo de evaluación

El personal de la CIAT continuará desarrollando el modelo de evaluación para el atún patudo en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique *Stock Synthesis* en el futuro y de la disponibilidad de datos. Los siguientes cambios serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Explorar la selectividad que varía con el tiempo para algunas pesquerías;
2. Realizar una evaluación a escala del Pacífico entero;
3. Explorar los índices de abundancia cerqueros;
4. Explorar los modelos de evaluación espaciales;

5. Explorar supuestos alternativos sobre la estructura de la población, especialmente para las pesquerías que usan selectividad de *splines*;
6. Integrar los datos de marcado de incrementos de crecimiento en el modelo de evaluación;
7. Explorar condiciones iniciales y periodos de tiempo alternativos del modelo.

## AGRADECIMIENTOS

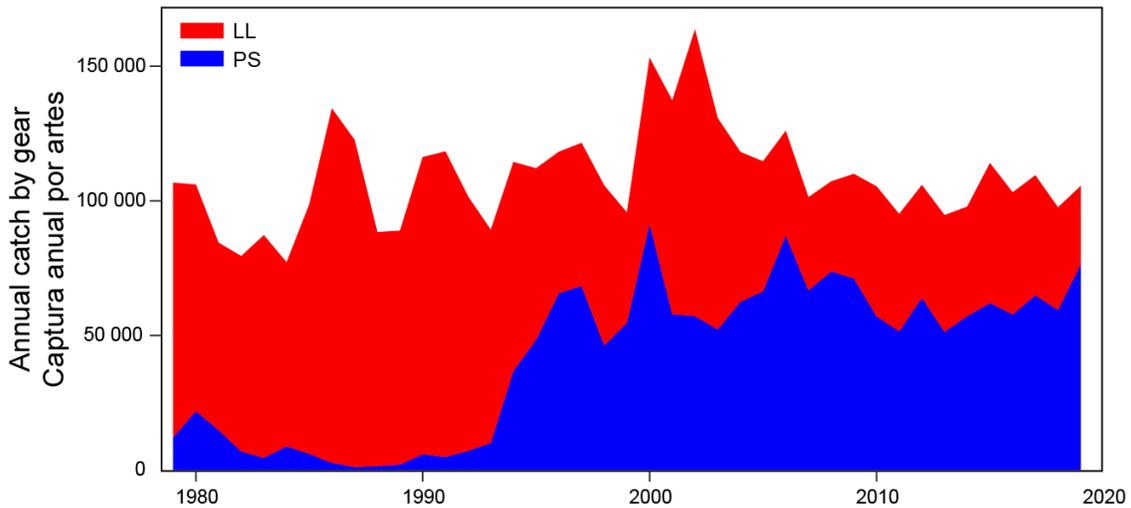
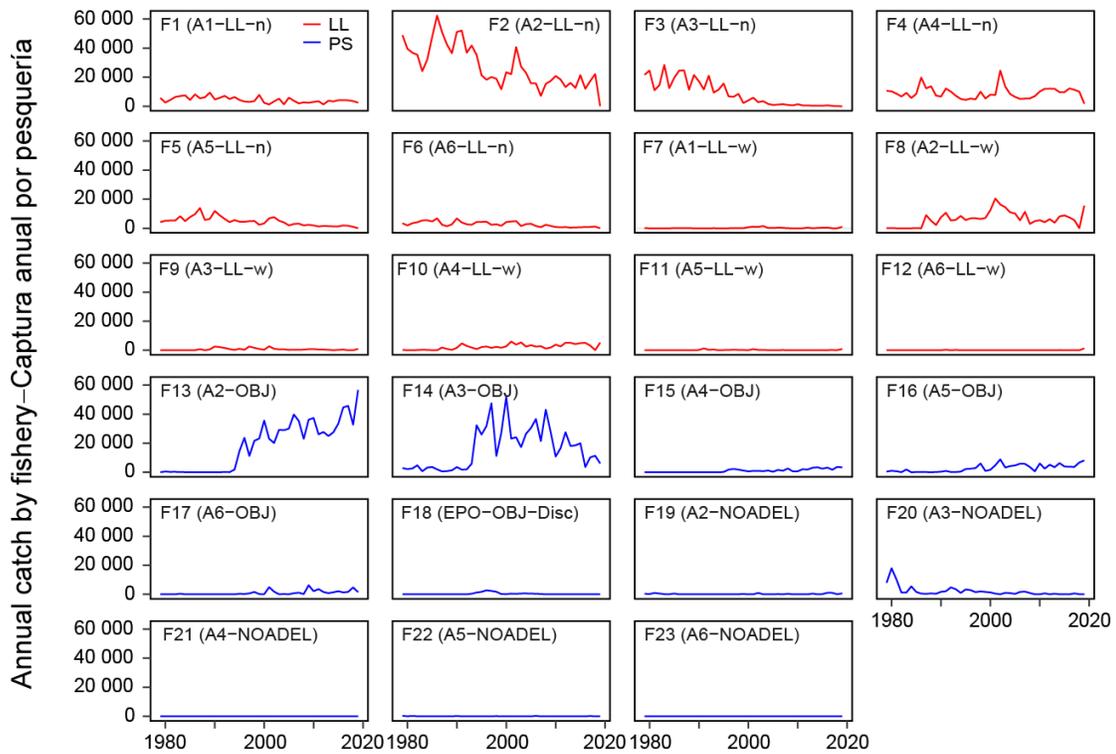
Muchos miembros del personal de la CIAT y los CPC proporcionaron datos para la evaluación. Los miembros del personal de la CIAT y los científicos de los CPC proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación, las pesquerías y la biología del atún patudo. Nick Webb brindó asistencia editorial, Christine Patnode colaboró con las figuras, y Paulina Llano tradujo el texto.

## REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., and Maunder, M. 2010. Sensitivity analysis of bigeye stock assessment to alternative growth assumptions. Document BET-01-03, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, CA.
- Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C., and Maunder, M.N. 2015a. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.
- Aires-da-Silva, A.M., Maunder, M.N., Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2015b. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: an illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fisheries research* 163: 119-126.
- Beverton, R.J., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigation Series 2, volume 19, UK Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food, London, UK.
- 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.
- 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.
- Hampton, J., and Maunder, M. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna.
- IATTC 2010. The IATTC program for in-port sampling of tuna catches. IATTC Document SAC-01-11.
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rept. of Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Langley, A., Hampton, J., Kleiber, P., and Hoyle, S. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC SC3 SA WP-1. Port Moresby, Papua New Guinea 11: 22.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125: 254-261.
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: An example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102: 323-326
- Lennert-Cody, C.E., and Tomlinson, P.K. 2010. Evaluation of aspects of the IATTC port sampling design and estimation procedures for tuna catches. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 10: 279-309.

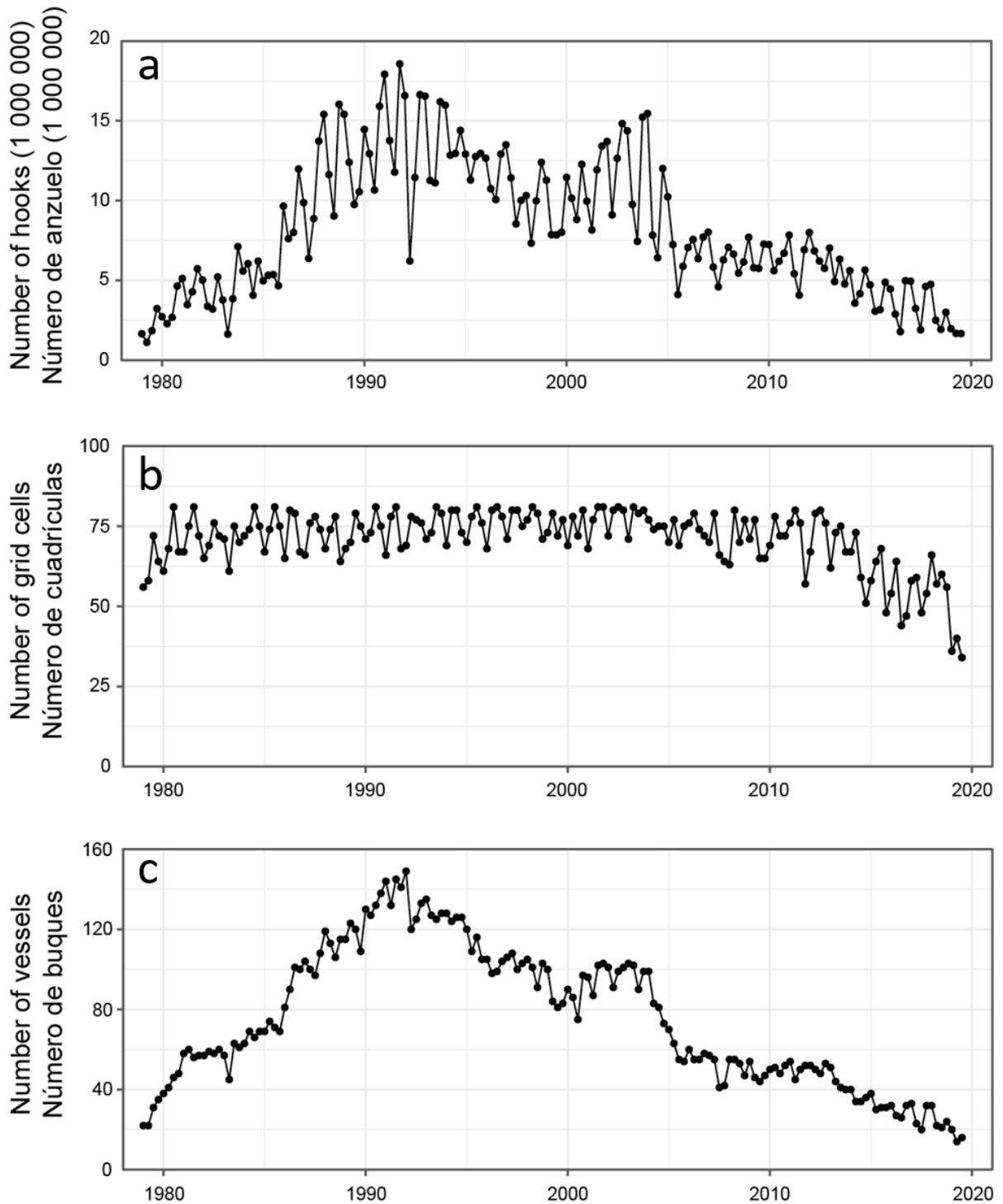
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Tomlinson, P.K., Aires-da-Silva, A., Pérez, A. 2012. Progress report on the development of post-stratified estimators of total catch for the purse-seine fishery port-sampling data. IATTC Document SAC-03-10.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. IATTC Bull. 22: 433-582.
- Maunder, M., and Aires-da-Silva, A. 2010. Investigation of catch-per-unit-of-effort data used in the eastern Pacific Ocean bigeye assessment model. Document BET-01-04, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, CA.
- Maunder, M.N., and R.B. Deriso. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 5<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-05-14.
- 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., 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. 2020. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. Fisheries Research 229: 105594.
- Methot, R.D., and Taylor, I.G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68(10): 1744-1760.
- 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.
- Richards, F. 1959. A flexible growth function for empirical use. Journal of experimental Botany 10(2): 290-301.
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., and Itano, D. 2015. Movements, dispersion, and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and released in the equatorial Central Pacific Ocean, with conventional and archival tags. Fisheries research 161: 336-355.
- Schaefer, K.M. 2006. Reproductive biology of bigeye tuna *Thunnus obesus* in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 23: 3-31.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments and tagging data. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38(9): 1128-1140.
- 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(999): 1-14.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm, Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Valero, J. L., Aires-da-Silva, A. and Maunder, M. N. 2018. Exploratory spatial stock assessment of Bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the EPO. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 9<sup>th</sup> Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-09.

- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Summary of modeling work on evaluating bigeye tuna recruitment shift hypotheses. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 10th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-10 INF-G.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Spatial stock assessment model options for bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the EPO and beyond. Review of the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. La Jolla, California (USA), 11-15 March 2019. WSBET-02-09.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Investigating potential causes of misspecification-induced regime shift in recruitment in the EPO bigeye tuna (*Thunnus obesus*) assessment. Review of the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. La Jolla, California (USA), 11-15 March 2019. WSBET-02-08.
- 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.
- Watters, G.M., and Maunder, M.N. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 109-211.
- Xu, H., Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2018. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 and outlook for the future. Inter-Amer.Trop. Tuna Comm., 9th Scient. Adv. Com. Meeting: SAC-09-05.
- Xu, H., et al. (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.



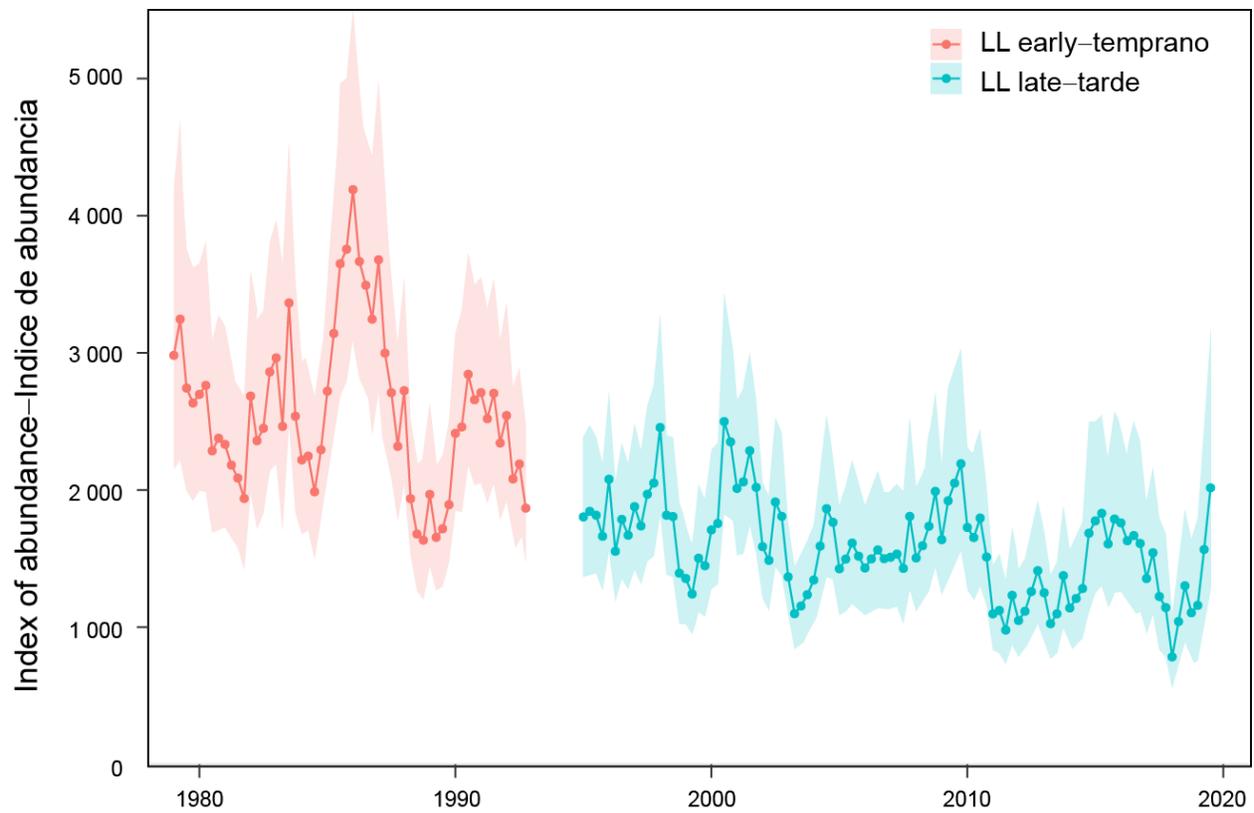
**FIGURE 2.** Annual catches (metric tons) of bigeye in the eastern Pacific Ocean by fishery (top) and gear (bottom) in 1979-2019. Red: longline; blue: purse seine. To facilitate the comparison, the catches of Fisheries 1-6 are converted by the stock assessment model from number to weight.

**FIGURA 2.** Capturas anuales (toneladas) de patudo en el Océano Pacífico por pesquería (arriba) y por arte de pesca (abajo) en 1979-2019. Rojo: palangre; azul: cerco. Para facilitar la comparación, las capturas de las pesquerías 1-6 son convertidas por el modelo de evaluación de número a peso.



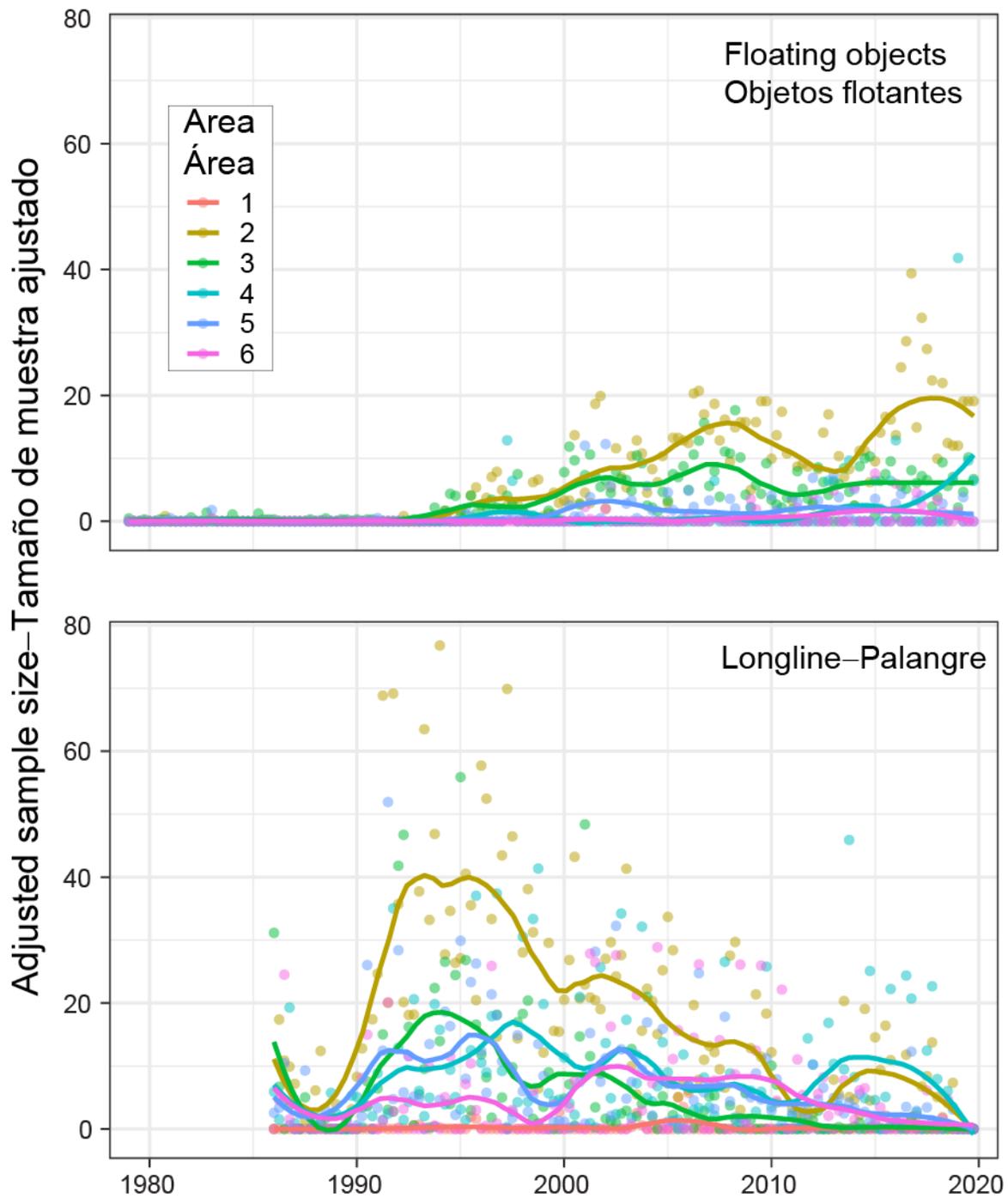
**FIGURE 3.** Total number of hooks (a),  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  grid cells (b), and vessels (c) covered by the Japanese longline catch and effort dataset used in the standardization of survey indices of abundance.

**FIGURA 3.** Número total de anzuelos (a), de cuadrículas de  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  (b), y buques (c) cubiertos por el conjunto de datos de captura y esfuerzo de palangre de Japón usado en la estandarización de los índices de abundancia de los estudios.



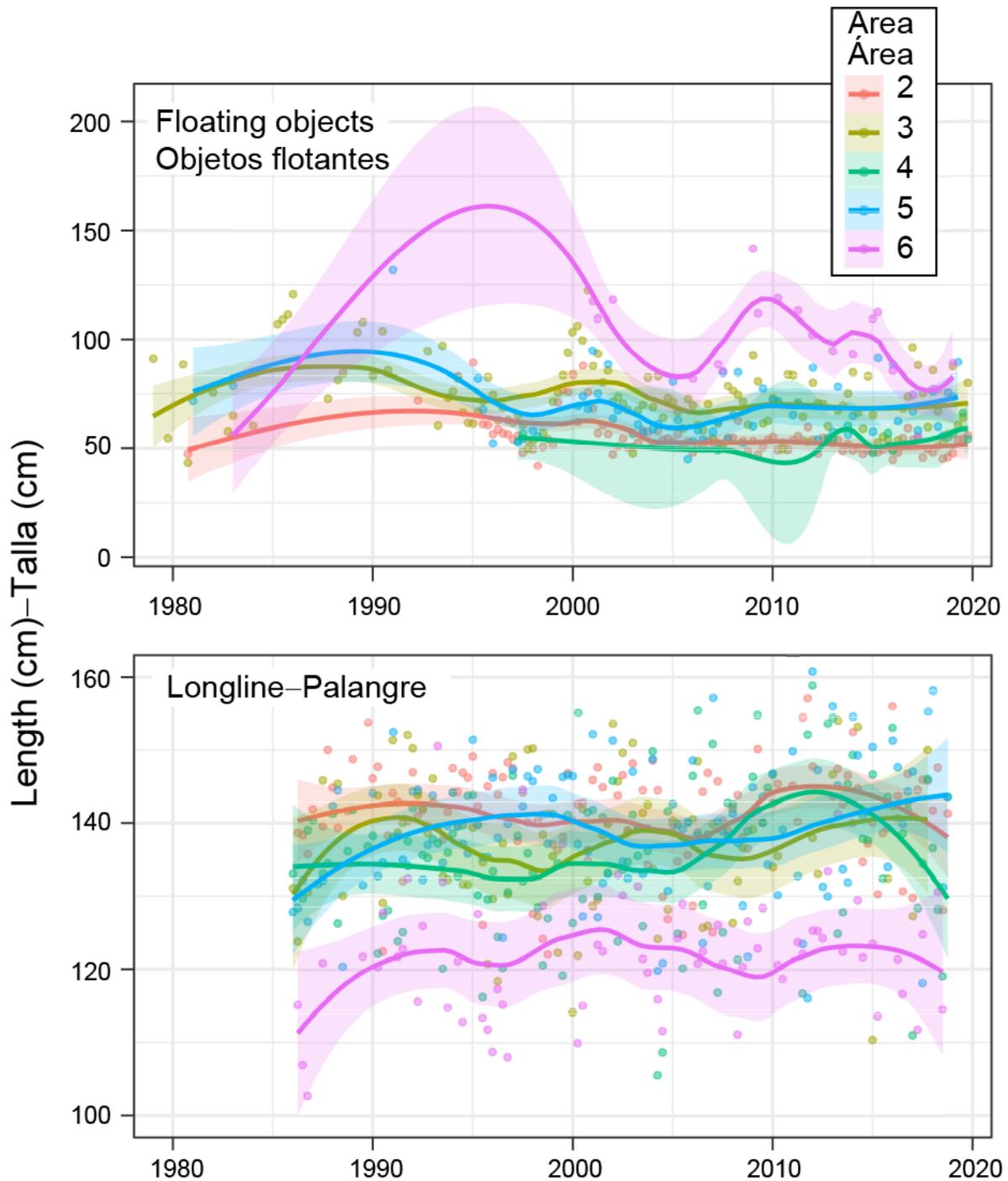
**FIGURE 4.** The standardized longline indices of abundance and the associated 95% confidence interval used for the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean.

**FIGURA 4.** Los índices de abundancia de palangre estandarizados y el intervalo de confianza de 95% asociado usados para la evaluación del patudo en el Océano Pacífico oriental.



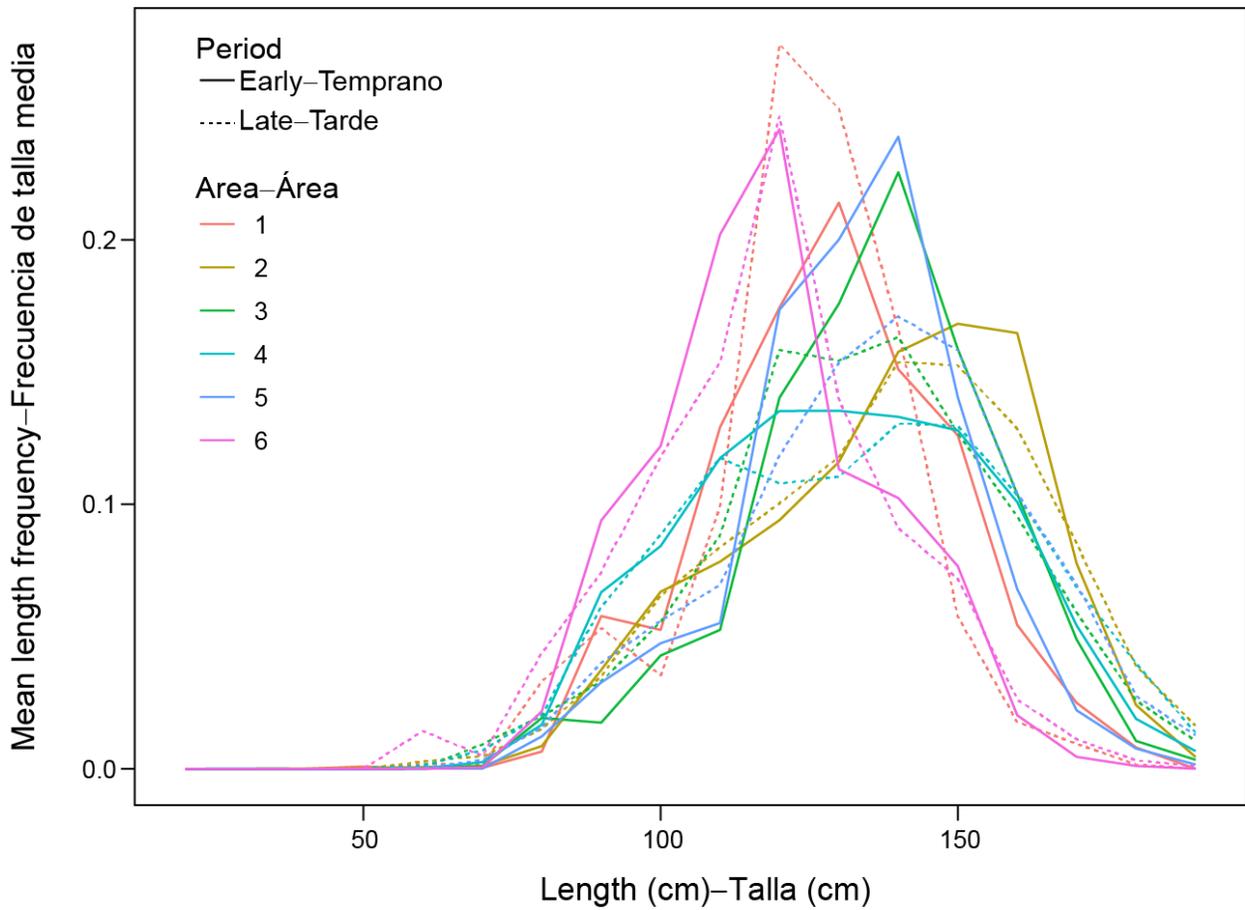
**FIGURE 5.** The adjusted (based on the Francis weighting method) sample sizes of floating-object (top) and longline (bottom) compositions used in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The color lines are the Lowess smoothed (span=0.25) values. See Figure 1 for map of areas.

**FIGURA 5.** Los tamaños de muestra ajustados (basados en el método de ponderación de Francis) de las composiciones de objetos flotantes (arriba) y palangre (abajo) usados en la evaluación del patudo en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de colores son los valores suavizados con *lowess* (lapso = 0.25). Ver la Figura 1 para consultar el mapa de las áreas.



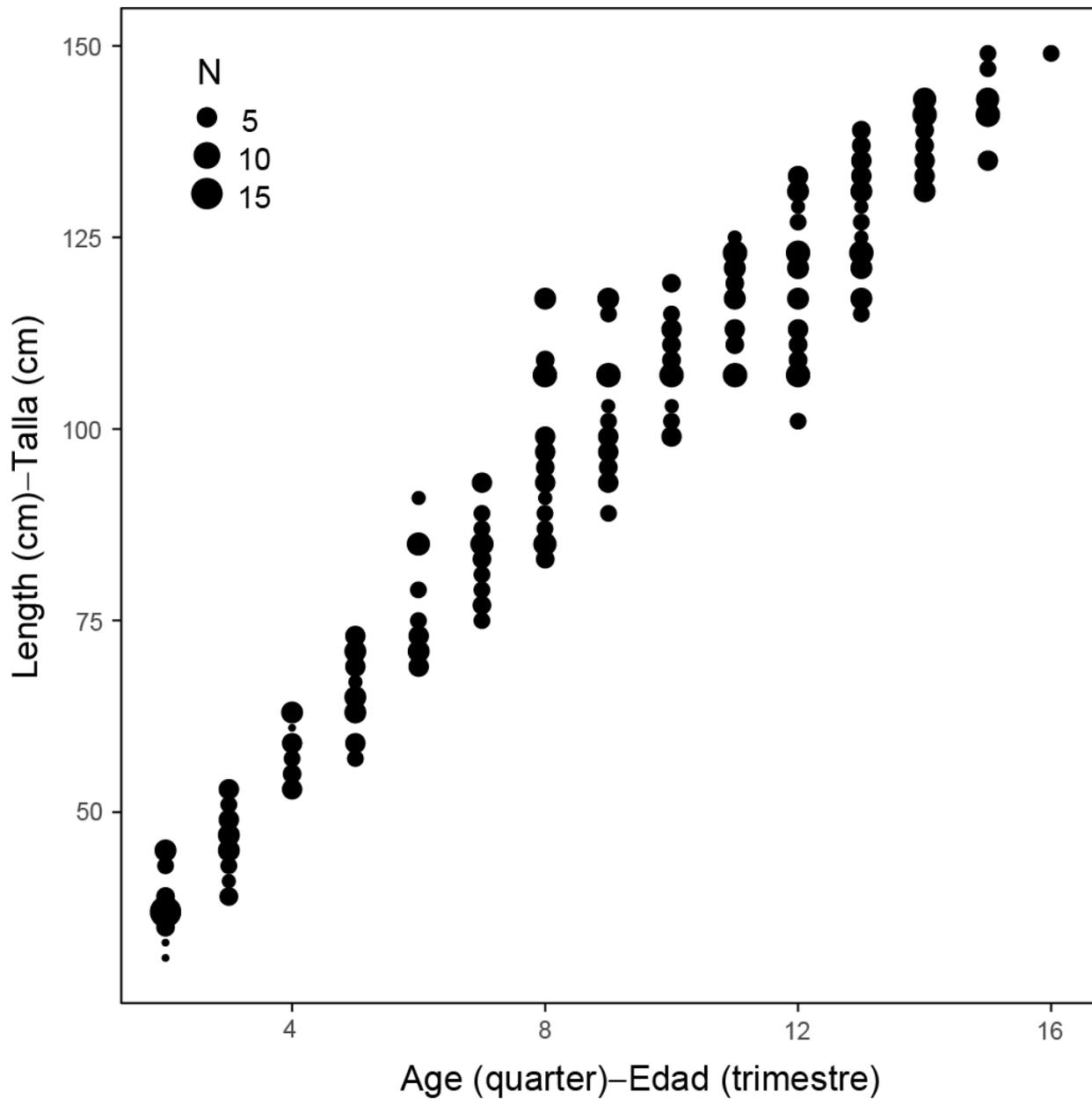
**FIGURE 6.** The mean length of bigeye caught in purse-seine (top) and longline (bottom) fisheries in the eastern Pacific Ocean. The color lines are the Lowess smoothed (span=0.5) values. See Figure 1 for map of areas.

**FIGURA 6.** Talla promedio del patudo capturado en las pesquerías de cerco (arriba) y de palangre (abajo) en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de colores son los valores suavizados con *lowess* (lapso=0.5). Ver la Figura 1 para consultar el mapa de las áreas.



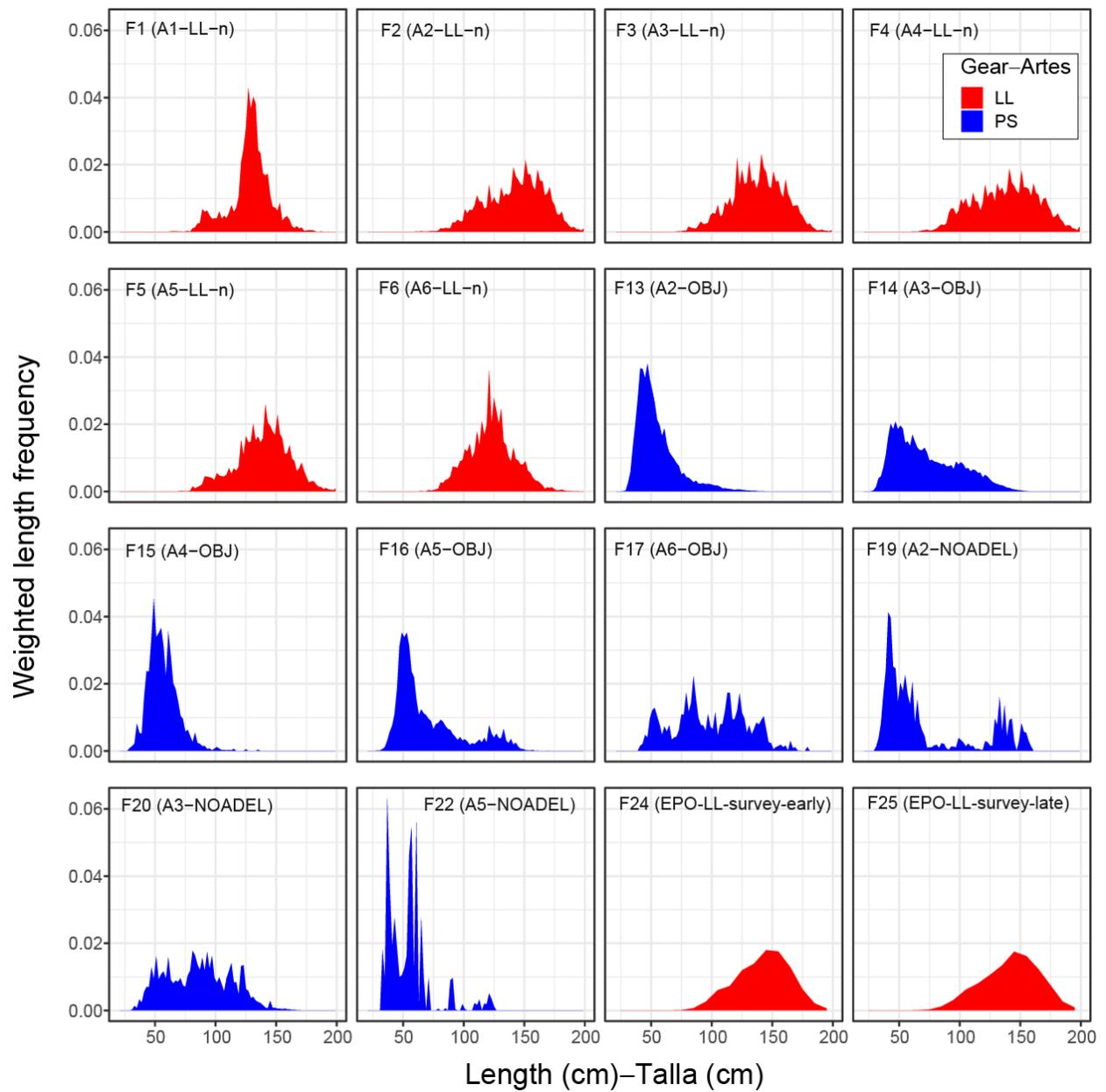
**FIGURE 7.** Comparison of the mean length compositions of bigeye tuna in longline fisheries by area (defined in Figure 1) and time block (1979-1993 (early) and 1994-2019 (late)).

**FIGURA 7.** Comparación de las composiciones por talla promedio del patudo en las pesquerías palangreras por área (definidas en la Figura 1) y bloque de tiempo (1979-1993 (temprano) and 1994-2019 (tardío)).



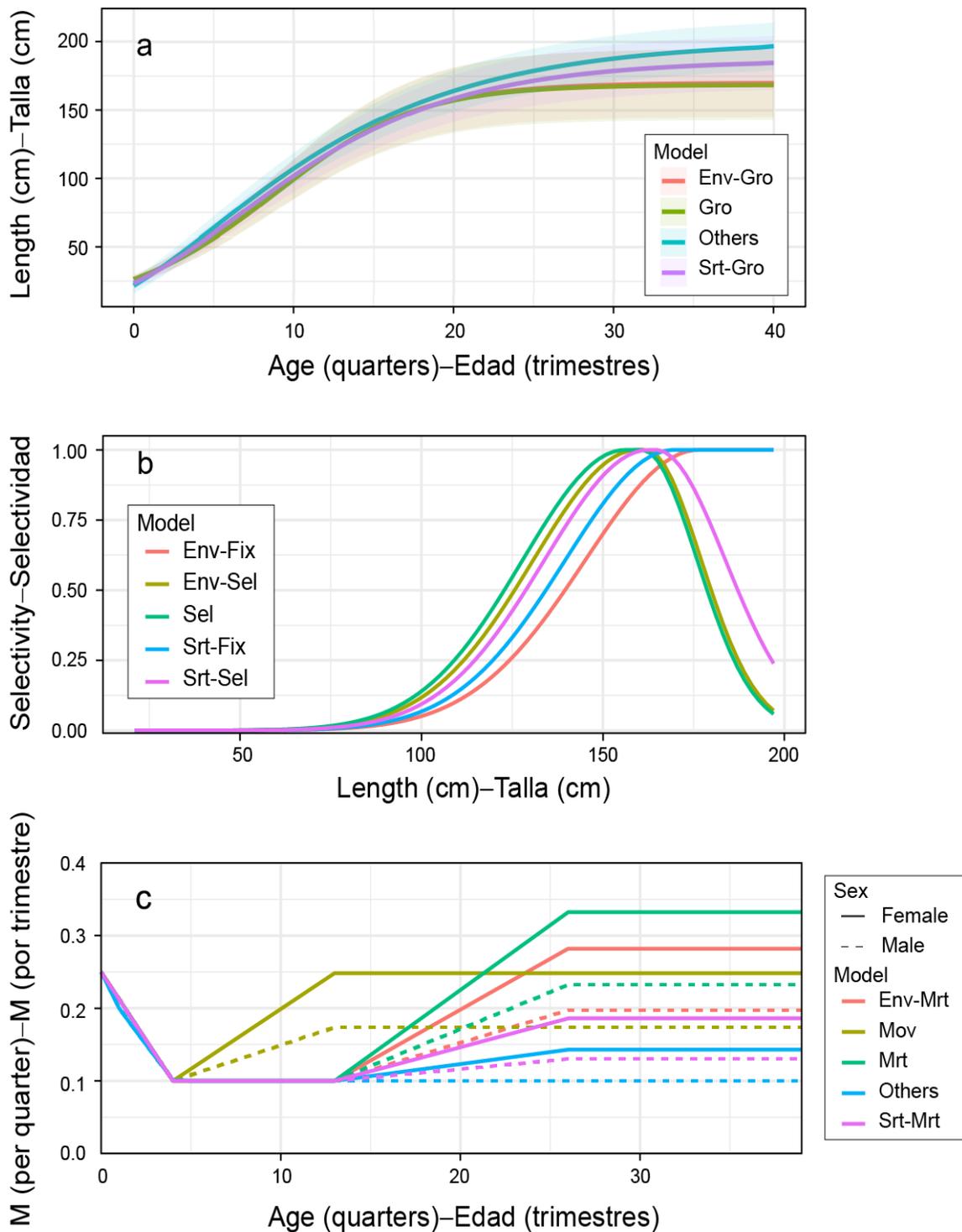
**FIGURE 8.** Age conditional on length for bigeye tuna in the EPO. The size of black dots represents the number of fish (N) for each age by 10 cm intervals.

**FIGURA 8.** Edad condicionada a la talla para el patudo en el OPO. El tamaño de los puntos negros representa el número de peces (N) para cada edad a intervalos de 10 cm.



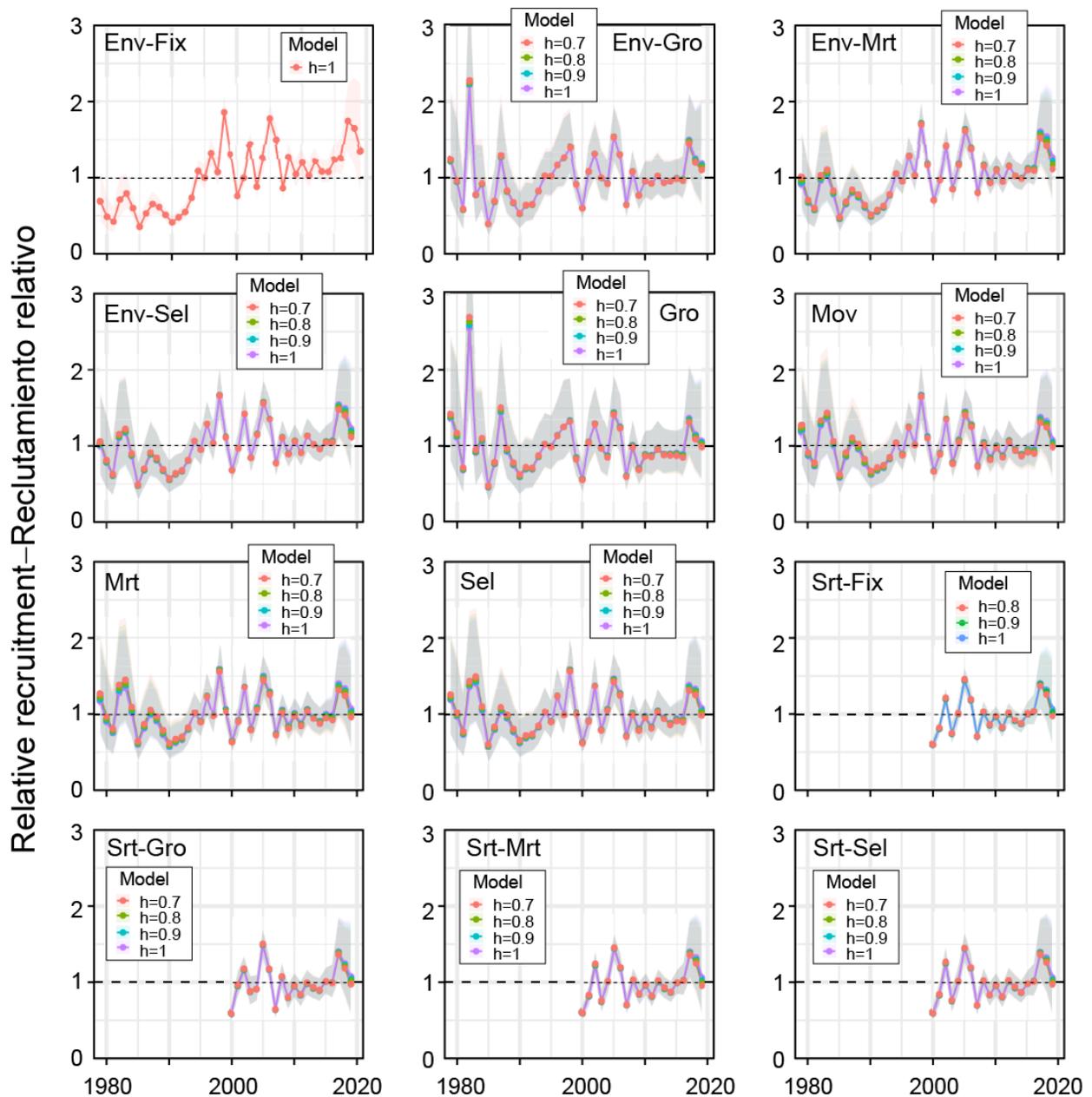
**FIGURE 9.** Sample-size weighted length frequency of bigeye observed by each fishery and survey. Red: longline; blue: purse seine.

**FIGURA 9.** Frecuencia de talla ponderada por tamaño de muestra del patudo observada por cada pesquería y estudio. Rojo: palangre; azul: cerco.



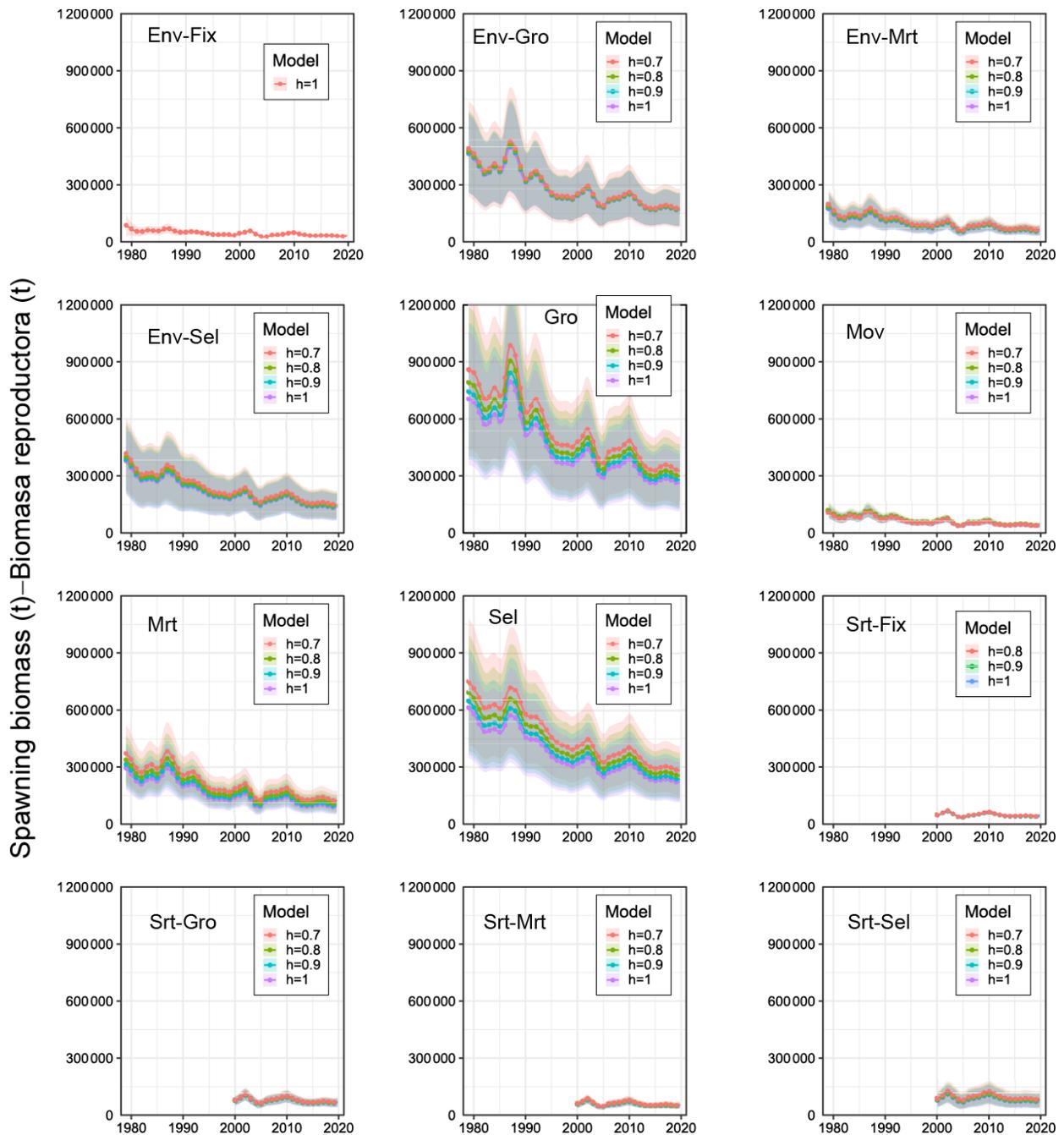
**FIGURE 10.** Comparison of estimated growth curve and the associated variability (a), selectivity of Fishery 2 in the second time block (b), and sex-specific natural mortality (c) by reference models. The meaning of model name can be found in Table 2.

**FIGURA 10.** Comparación de la curva de crecimiento estimada y la variabilidad asociada (a), la selectividad de la Pesquería 2 en el segundo bloque de tiempo (b), y la mortalidad natural por sexo (c) por modelo de referencia. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



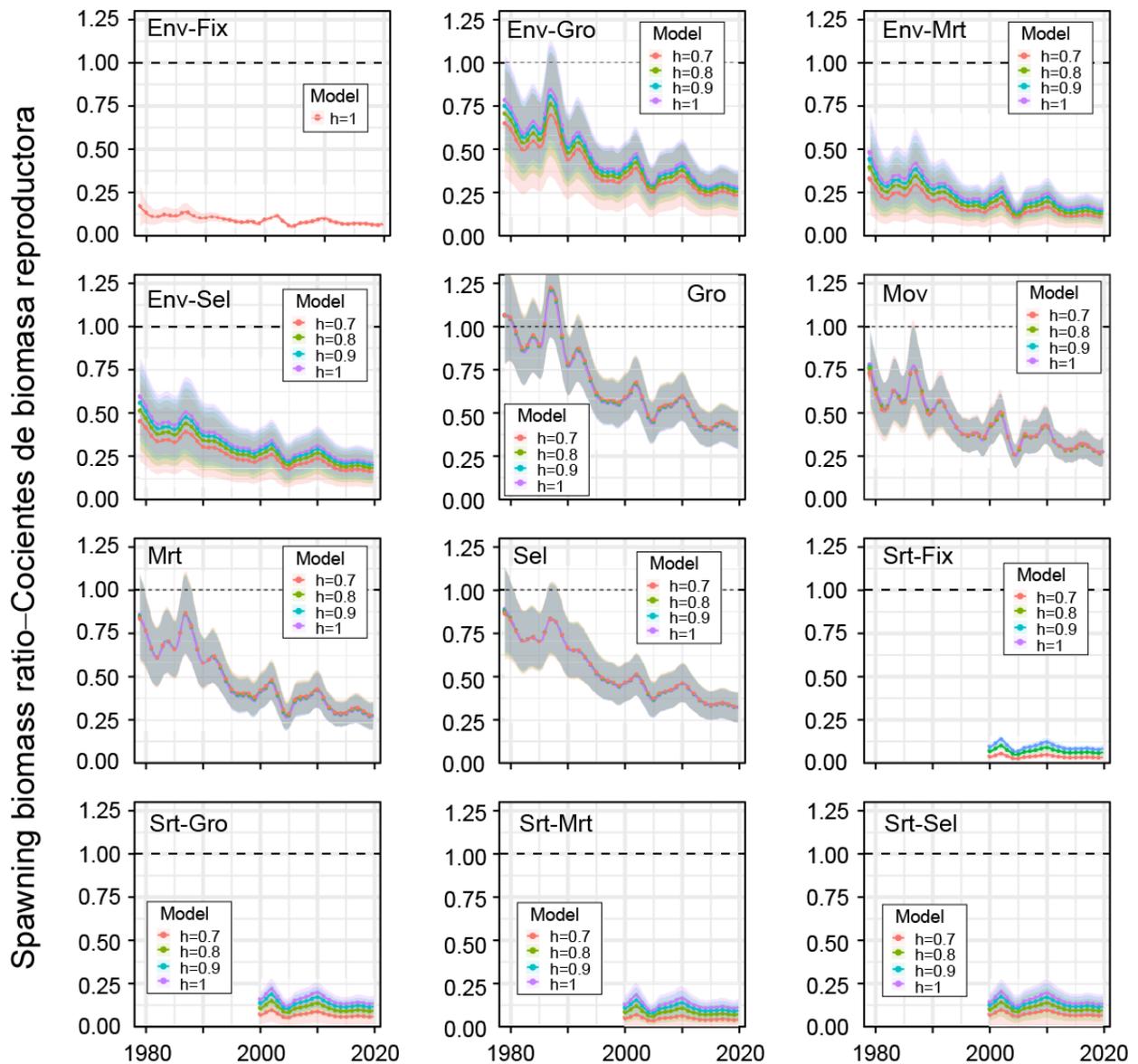
**FIGURE 11.** Comparison of estimated relative annual recruitment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship ( $h$ ). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 11.** Comparación del reclutamiento anual relativo estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ( $h$ ). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



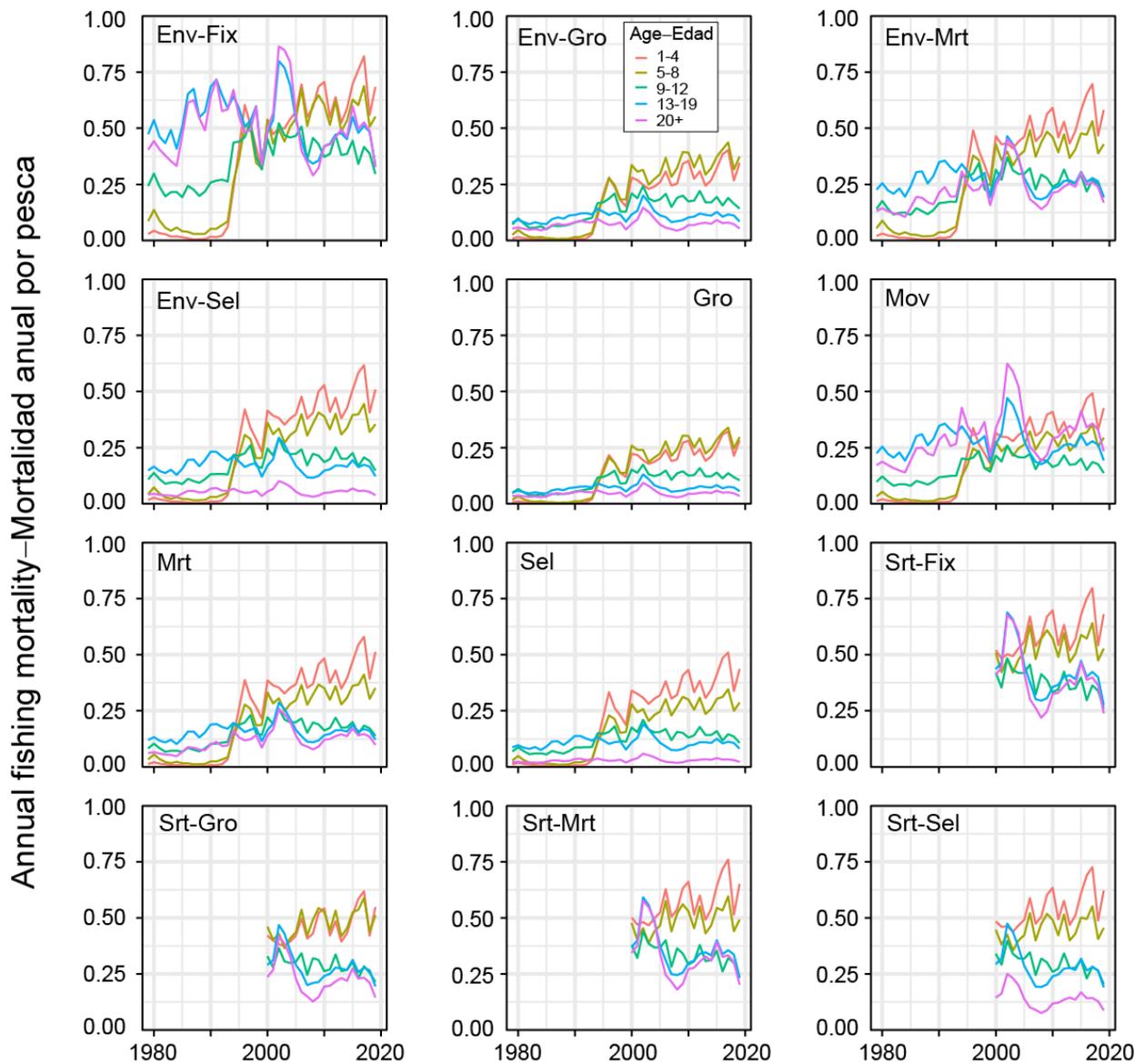
**FIGURE 12.** Comparison of estimated spawning biomass of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under four different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship ( $h$ ). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 12.** Comparación de la biomasa reproductora estimada del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo cuatro diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ( $h$ ). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



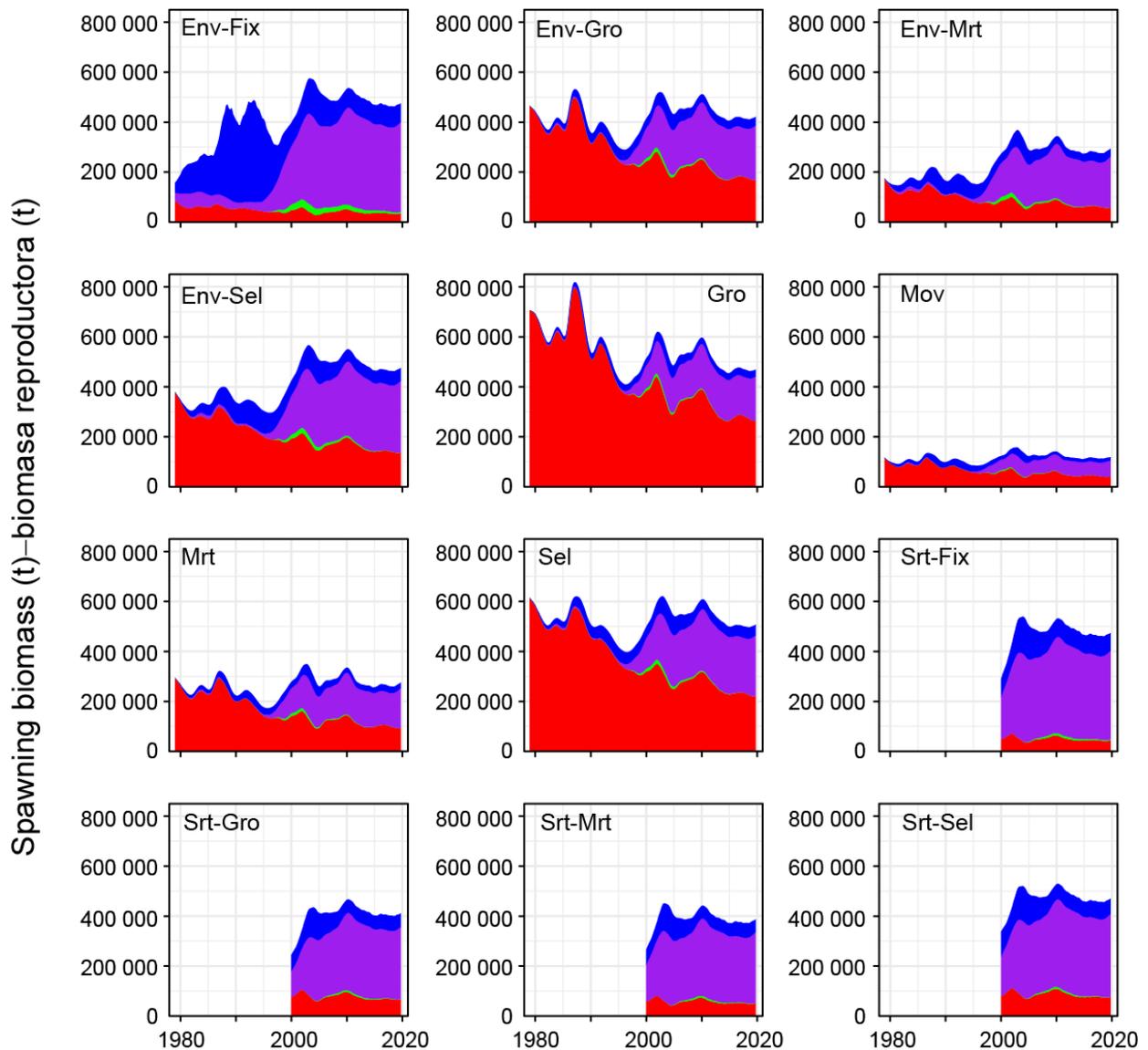
**FIGURE 13.** Comparison of estimated spawning biomass ratio of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship ( $h$ ). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 13.** Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ( $h$ ). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



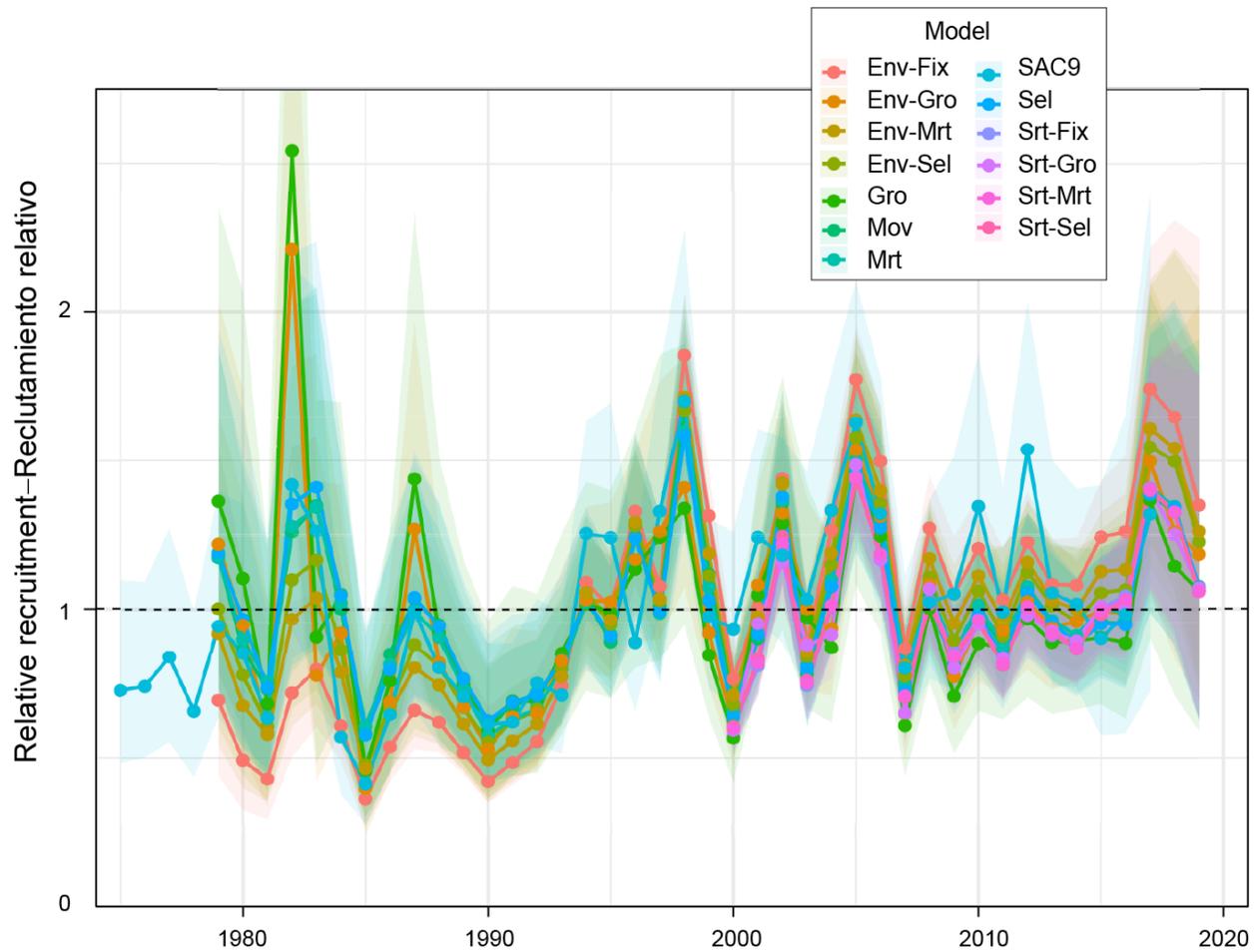
**FIGURE 14.** Comparison of average annual fishing mortality, by age groups (quarters), of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 14.** Comparación de la mortalidad anual por pesca promedio, por grupo de edad (trimestres), del patudo en el Océano Pacífico oriental. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



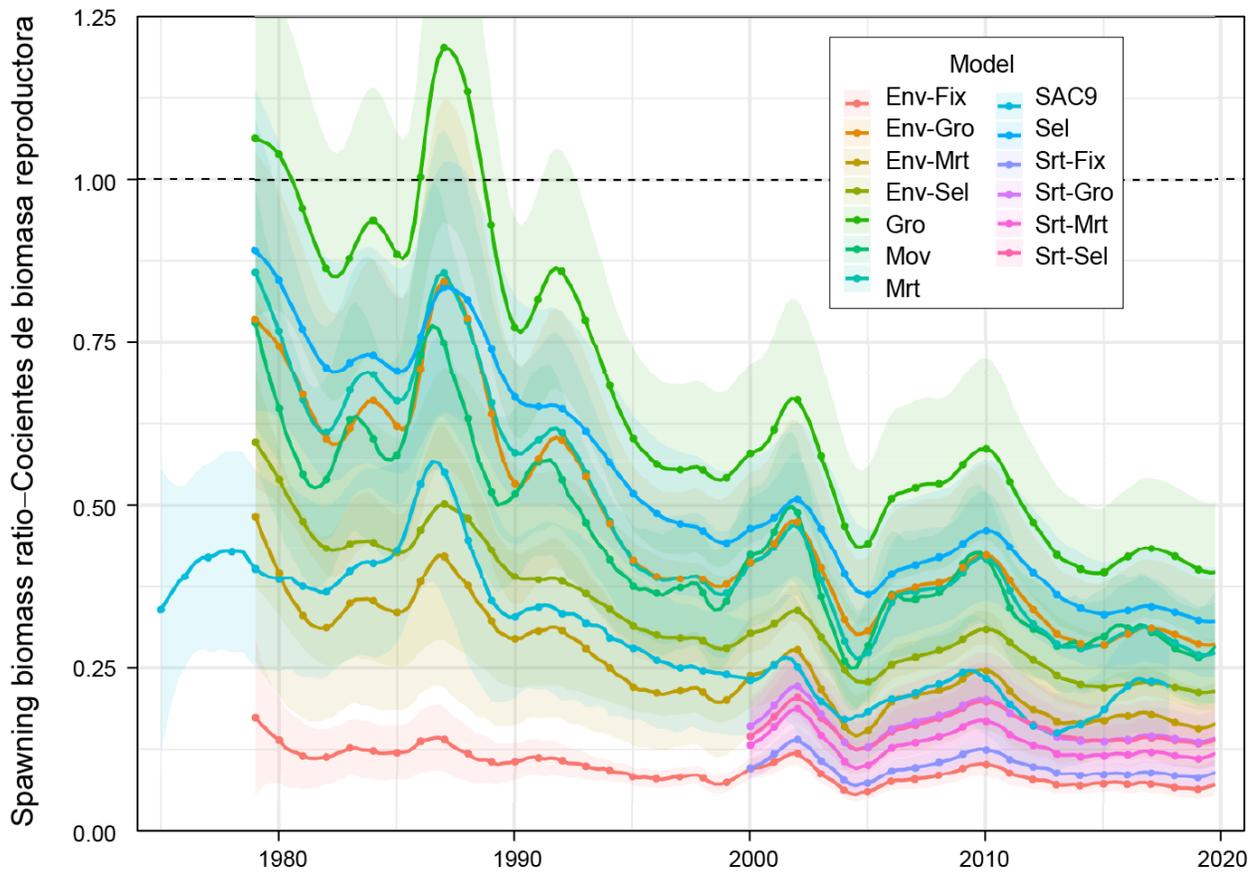
**FIGURE 15.** Comparison of spawning biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean that was never exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded green, purple, and blue areas between the two lines show the portions of the impact attributed to the discard fishery, purse-seine fisheries, and longline fisheries, respectively. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 15.** Comparación de la trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de patudo en el Océano Pacífico oriental que nunca fue explotada (línea superior) y la trayectoria predicha por el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas en verde, morado y azul entre las dos líneas muestran las porciones del impacto atribuido a la pesquería de descarte, las pesquerías cerqueras, y las pesquerías palangreras, respectivamente. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



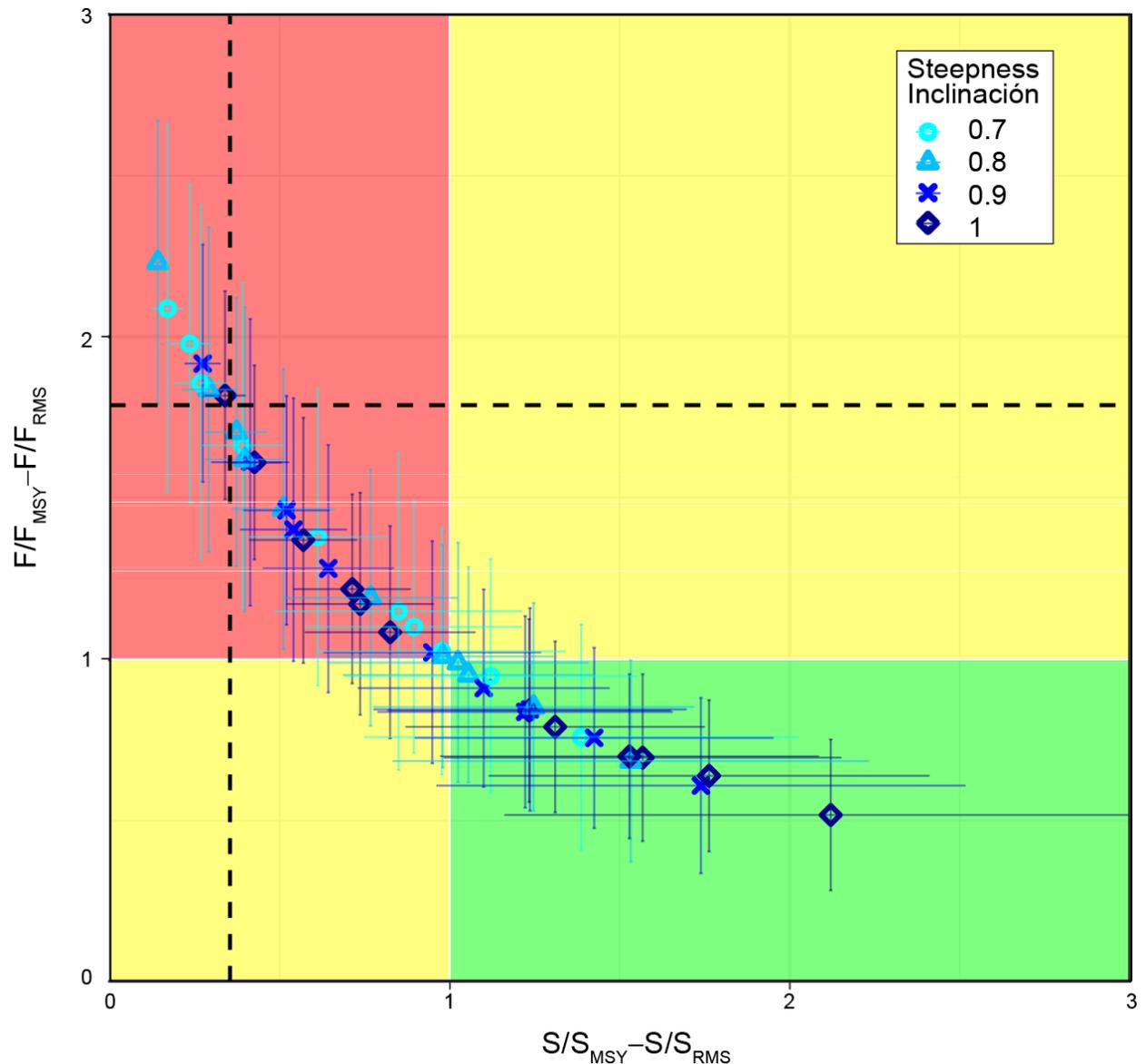
**FIGURE 16.** Comparison of annual relative recruitment estimates for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from the twelve SAC-11 reference models (only the estimates that correspond to steepness = 1.0 are shown) and the SAC-9 base-case model. The shaded areas represent the 95% confidence intervals. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 16.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento anual relativo del patudo en el Océano Pacífico oriental de los 12 modelos de referencia de SAC-11 (solo se muestran las estimaciones correspondientes a la inclinación = 1.0) y el modelo de caso base de SAC-9. Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



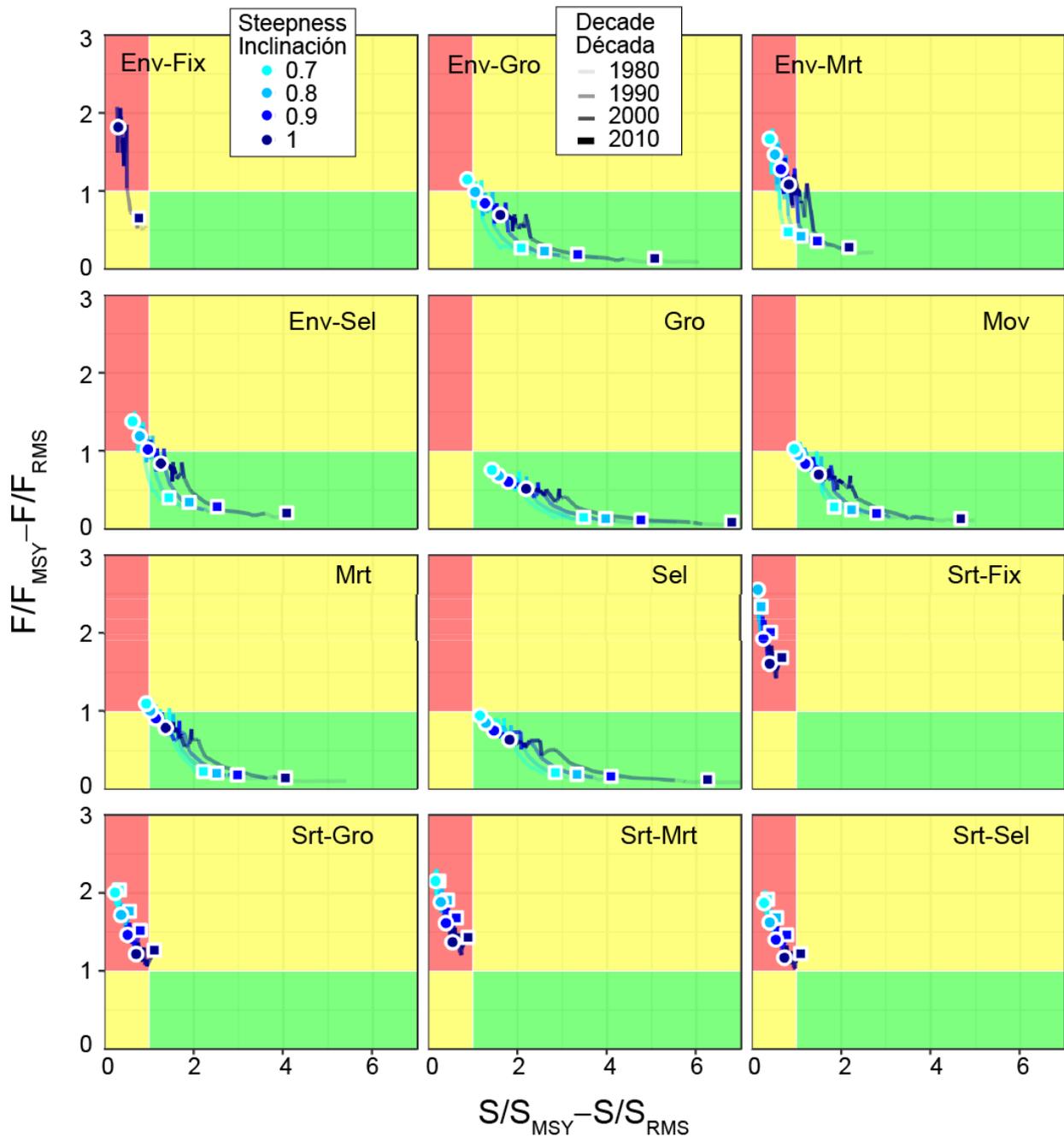
**FIGURE 17.** Comparison of estimated spawning biomass ratio for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, from the twelve SAC-11 reference models (only the estimates that correspond to steepness = 1.0 are shown) and the SAC-9 base case model. The shaded areas represent the 95% confidence intervals. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 17.** Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado para el patudo en el Océano Pacífico oriental de los 12 modelos de referencia de SAC-11 (solo se muestran las estimaciones correspondientes a la inclinación = 1.0) y el modelo de caso base de SAC-9. Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



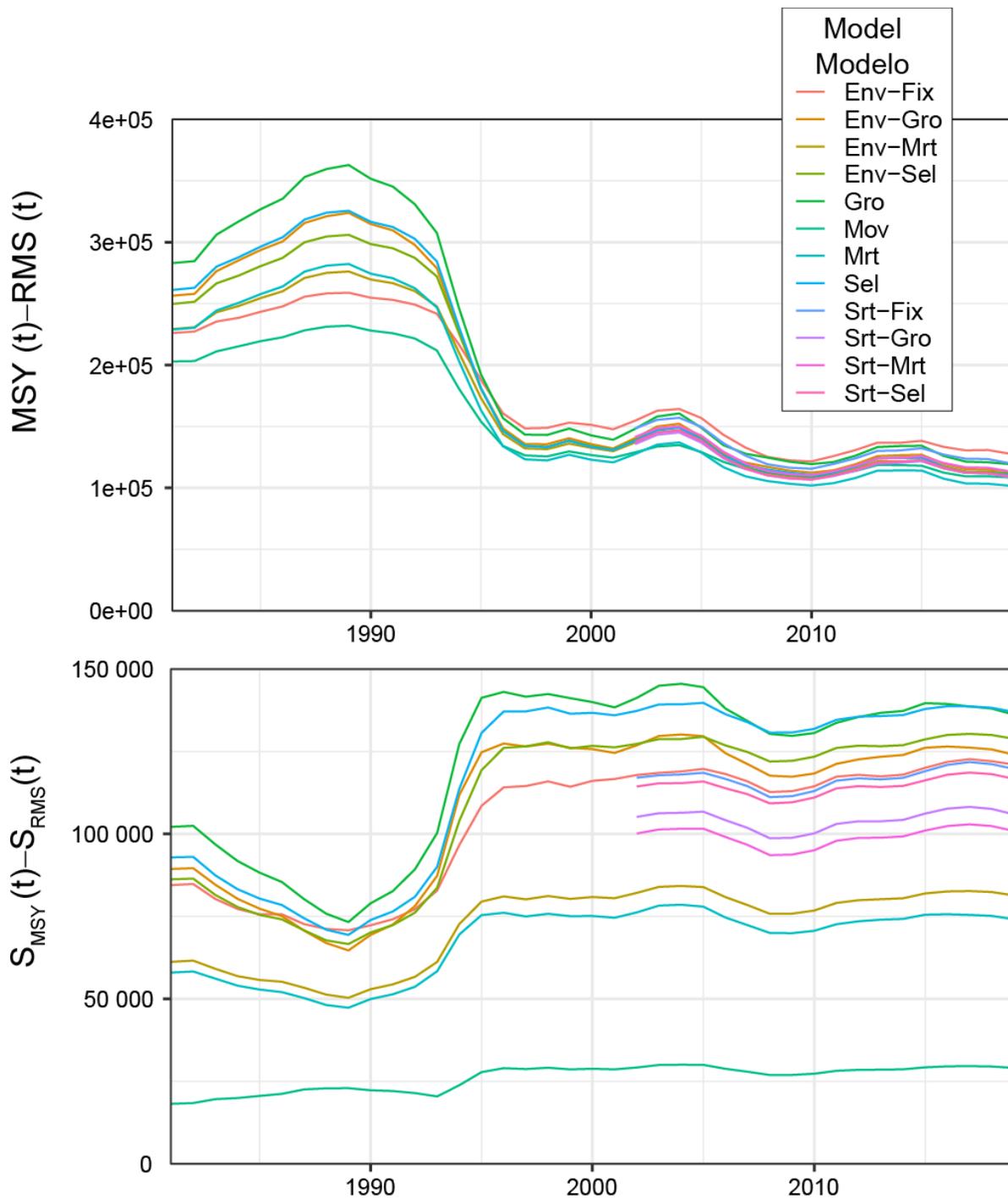
**FIGURE 18.** Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass ( $S$ ) and fishing mortality ( $F$ ) relative to their MSY reference points ( $S_{MSY,d}$  and  $F_{MSY}$ ) estimated by the 44 converged reference model runs (see Table 4). Each dot is based on the average  $F$  over the most recent three years. The dashed lines represent the limit reference points averaged for the 44 converged reference model runs. The error bars represent the 95% confidence interval of the estimates.

**FIGURA 18.** Gráfica de Kobe de las estimaciones más recientes de biomasa reproductora ( $S$ ) y mortalidad por pesca ( $F$ ) con respecto a sus puntos de referencia de RMS ( $S_{RMS,d}$  y  $F_{RMS}$ ) estimados por las 44 ejecuciones convergentes de los modelos de referencia (ver Tabla 4). Cada punto se basa en la  $F$  promedio de los últimos tres años. Las líneas punteadas representan los puntos de referencia límite promediados para las 44 ejecuciones convergentes de los modelos de referencia. Las barras de error representan el intervalo de confianza de 95% de las estimaciones.



**FIGURE 19.** Kobe plot of the time series of estimated spawning biomass ( $S$ ) and fishing mortality ( $F$ ) relative to their MSY reference points, for each combination of reference model and steepness assumption. Each dot is based on the average  $F$  over three years. The colored dots and squares represent the most recent and initial estimates, respectively. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 19.** Gráfica de Kobe de las series de tiempo de la biomasa reproductora ( $S$ ) y mortalidad por pesca ( $F$ ) estimadas con respecto a sus puntos de referencia de RMS, para cada combinación de modelo de referencia y supuesto de inclinación. Cada punto se basa en la  $F$  promedio en tres años. Los puntos y cuadrados coloreados representan las estimaciones más recientes y las iniciales, respectivamente. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



**FIGURE 20.** Estimates of maximum sustainable yield (MSY) and the associated spawning biomass level ( $S_{MSY}$ ) using the average age-specific fishing mortality for each year. Only estimates for a steepness assumption of 1.0 are shown. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA 20.** Estimaciones del rendimiento máximo sostenible (RMS) y el nivel de biomasa reproductora asociado ( $S_{RMS}$ ) usando el promedio de la mortalidad por pesca por edad para cada año. Solo se muestran las estimaciones para un supuesto de inclinación de 1.0. En la Tabla 2 se explican los nombres de los model

**TABLA 2.** Los 14 modelos de referencia incluidos en la evaluación del patudo en el OPO en 2019. Régimen: si se incluye un parámetro de régimen para el reclutamiento en el modelo; Crecimiento: parámetros de crecimiento estimados en el modelo; *M*: tasa de mortalidad natural fija/estimada para algunas edades; Índices: si se incluyen índices de abundancia de palangre en el modelo; Pond comps LL: ponderación de los datos de composición de palangre; Selectividad: curva de selectividad supuesta para la Pesquería 2 en el segundo bloque de tiempo (1994-2019); Datos adicionales: datos adicionales ajustados en el modelo. Todos los archivos de entrada y salida para esta evaluación de referencia están disponibles en [formato html y pdf](#).

	Modelo	Años	Régimen	Crecimiento	<i>M</i>	Índices	Pond comps LL	Selectividad	Datos ad.
1.	Env-Fix	1979-2019	Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Asintótica	
2.	Env-Gro		Sí	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
3.	Env-Mrt		Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
4.	Env-Sel		Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
5.	Gro		No	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
6.	Mov		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (13 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
7.	Mrt		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
8.	Sel		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
9.	Srt-Fix	2000-2019	No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Asintótica	
10.	Srt-Gro		No	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
11.	Srt-Mrt		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
12.	Srt-Sel		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
13.	Ind	1979-2019	No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	No	Francis	Asintótica	
14.	Cmp		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis/10	Asintótica	

**TABLA 3.** Perfiles de selectividad y ponderación de los datos de composición especificados para las pesquerías y estudios en la evaluación.

<b>Pesquería</b>	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>F3</b>	<b>F4</b>	<b>F5</b>	<b>F6</b>
Selectividad	<i>Splines</i> de 5 nudos	Domo/asintótica	Domo	Domo	Domo	Domo
Ponderación de datos	Francis/10	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis
<b>Pesquería</b>	<b>F7</b>	<b>F8</b>	<b>F9</b>	<b>F10</b>	<b>F11</b>	<b>F12</b>
Selectividad	Espejo F1	Espejo F2	Espejo F3	Espejo F4	Espejo F5	Espejo F6
Ponderación de datos	-	-	-	-	-	-
<b>Pesquería</b>	<b>F13</b>	<b>F14</b>	<b>F15</b>	<b>F16</b>	<b>F17</b>	<b>F18</b>
Selectividad	Domo	Domo	Domo	Domo	<i>Splines</i> de 5 nudos	<i>Specified ramp</i>
Ponderación de datos	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis/2	-
<b>Pesquería</b>	<b>F19</b>	<b>F20</b>	<b>F21</b>	<b>F22</b>	<b>F23</b>	
Selectividad	<i>Splines</i> de 5 nudos	Domo	Espejo F19	Espejo F19	Espejo F19	
Ponderación de datos	Francis/2	Francis	-	0	-	
<b>Estudio</b>	<b>S24</b>	<b>S25</b>				
Selectividad	Domo	Domo				
Ponderación de datos	Francis	Francis				

**TABLA 4.** Gradiente máximo de los modelos de referencia con diferentes supuestos de inclinación ( $h$ ). En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

<b>Inclinación (<math>h</math>)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>
	<b>Env-Fix</b>	<b>Env-Gro</b>	<b>Env-Mrt</b>	<b>Env-Sel</b>	<b>Gro</b>	<b>Mov</b>	<b>Mrt</b>	<b>Sel</b>	<b>Srt-Fix</b>	<b>Srt-Gro</b>	<b>Srt-Mrt</b>	<b>Srt-Sel</b>
1.0	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0010	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
0.9	NA	0.0000	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0009	0.0001	0.0003	0.0001	0.0000
0.8	NA	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0012	0.0011	0.0056	0.0012	0.0097	0.0000
0.7	NA	0.0021	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	NA	0.0024	0.0025	0.0000

**TABLA 5** Razón del reclutamiento mediano en 1994-2019 al de 1979-1993. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel	Ind
2.4	1.5	1.8	1.6	1.2	1.3	1.4	1.3	NA	NA	NA	NA	2.1

**TABLA 6.** La raíz del error cuadrático medio (RECM) del residual de Pearson del índice de abundancia de palangre tardío. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

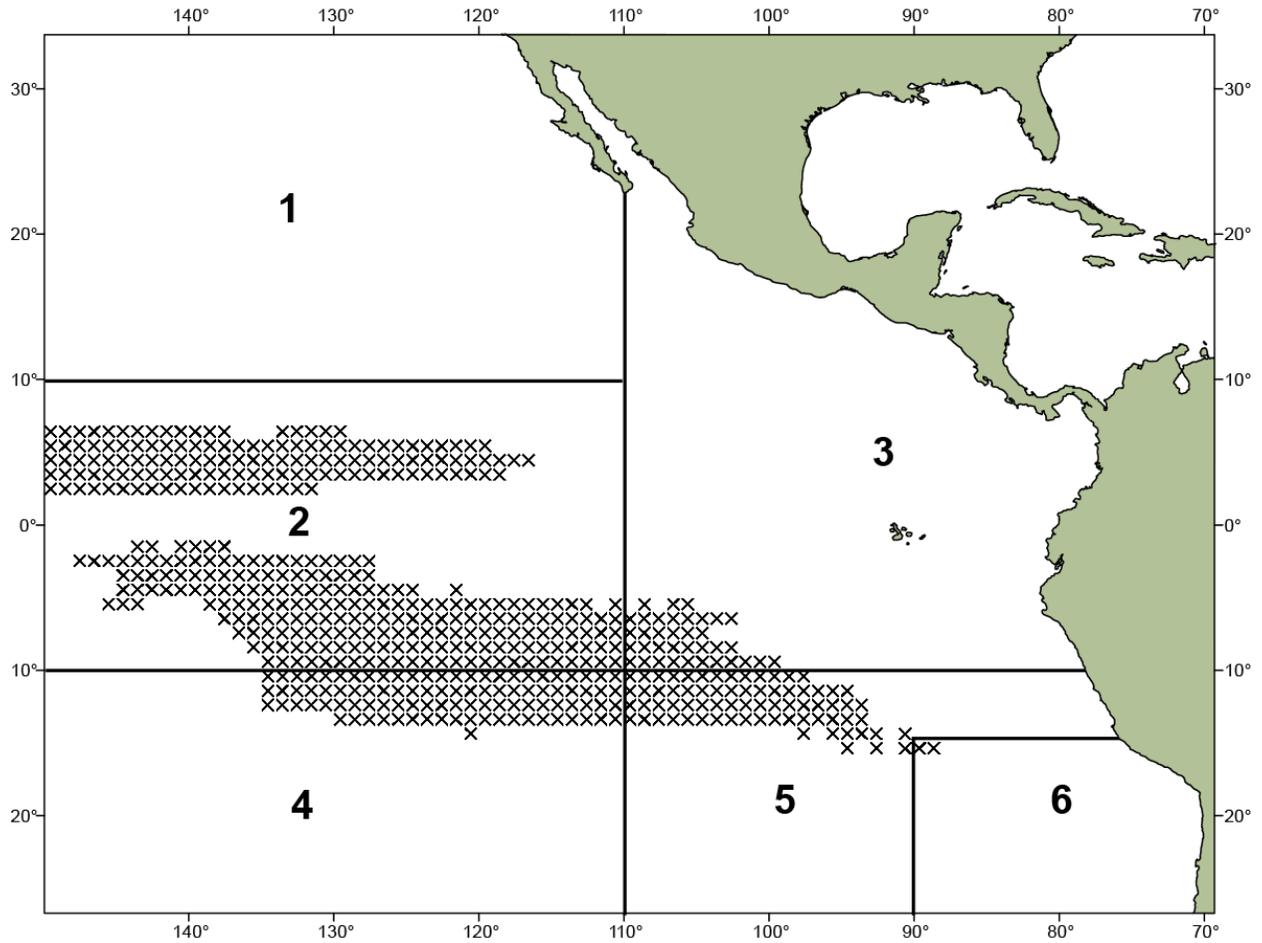
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel
1.18	1.05	1.10	1.07	1.05	1.10	1.08	1.07	1.13	1.07	1.11	1.08

**TABLE 7.** Tabla de ordenación para el patudo en el OPO.  $S_{\text{actual}}$  y  $S_{\text{RMS}_d}$ : biomasa reproductora, en toneladas, a principios de 2020 y en RMS dinámico;  $F_{\text{actual}}$  y  $F_{\text{RMS}}$ : mortalidad por pesca durante 2017-2019 y en RMS;  $S_{\text{LÍMITE}}$  y  $F_{\text{LÍMITE}}$ : puntos de referencia límite de biomasa reproductora y mortalidad por pesca;  $C_{\text{actual}}$ : captura total de patudo en 2019, en toneladas; RMS\_d: RMS dinámico. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
<b>h = 1.0</b>												
RMS	127799	113455	110552	111846	119351	108523	101765	110682	120059	108865	113475	109538
RMS_d	129052	121604	116490	119092	133713	121906	115944	124758	124983	114926	119835	117053
$C_{\text{actual}}/RMS\_d$	0.98	0.81	0.92	0.86	0.67	0.78	0.80	0.74	0.95	0.92	0.93	0.91
$S_{\text{RMS}}/S_0$	0.24	0.21	0.23	0.20	0.21	0.20	0.22	0.20	0.24	0.22	0.23	0.21
$S_{\text{actual}}/S_0$	0.07	0.29	0.17	0.22	0.40	0.30	0.28	0.32	0.09	0.15	0.12	0.14
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	0.97	3.77	2.21	2.83	5.21	3.85	3.62	4.20	1.22	1.89	1.62	1.87
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.03	0.01
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	0.96	0.42	0.62	0.52	0.32	0.43	0.47	0.40	0.87	0.70	0.76	0.70
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.01	0.00
$S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$	0.34	1.57	0.82	1.23	2.12	1.53	1.31	1.76	0.43	0.71	0.57	0.74
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{RMS}_d})$	1.00	0.03	0.91	0.14	0.01	0.03	0.08	0.01	1.00	1.00	1.00	0.99
$F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$	1.82	0.70	1.08	0.84	0.52	0.70	0.79	0.64	1.61	1.22	1.37	1.17
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{RMS}})$	1.00	0.01	0.69	0.14	0.00	0.01	0.06	0.00	1.00	0.93	0.97	0.84
<b>h = 0.9</b>												
RMS	NA	108924	113270	109872	113442	104656	98568	105546	148278	116160	125985	116490
RMS_d	NA	114717	117480	114770	125898	115780	111485	117756	153133	121070	131548	122610
$C_{\text{actual}}/RMS\_d$	NA	0.87	0.96	0.92	0.71	0.83	0.83	0.78	0.95	0.96	0.95	0.94
$S_{\text{RMS}}/S_0$	NA	0.25	0.27	0.25	0.25	0.25	0.26	0.25	0.27	0.26	0.27	0.26
$S_{\text{actual}}/S_0$	NA	0.28	0.16	0.20	0.40	0.30	0.28	0.32	0.07	0.13	0.10	0.13
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	NA	3.60	2.02	2.66	5.24	3.85	3.63	4.21	0.91	1.63	1.36	1.64
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.02	0.14	0.05
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	NA	0.47	0.70	0.58	0.35	0.47	0.51	0.44	1.00	0.79	0.85	0.78
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.02	0.10	0.02
$S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$	NA	1.24	0.64	0.95	1.74	1.22	1.10	1.42	0.27	0.52	0.41	0.54
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{RMS}_d})$	NA	0.16	1.00	0.62	0.03	0.16	0.30	0.06	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$	NA	0.84	1.28	1.02	0.61	0.84	0.91	0.76	1.92	1.46	1.61	1.40
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{RMS}})$	NA	0.17	0.92	0.55	0.00	0.14	0.28	0.04	1.00	0.99	1.00	0.97
<b>h = 0.8</b>												

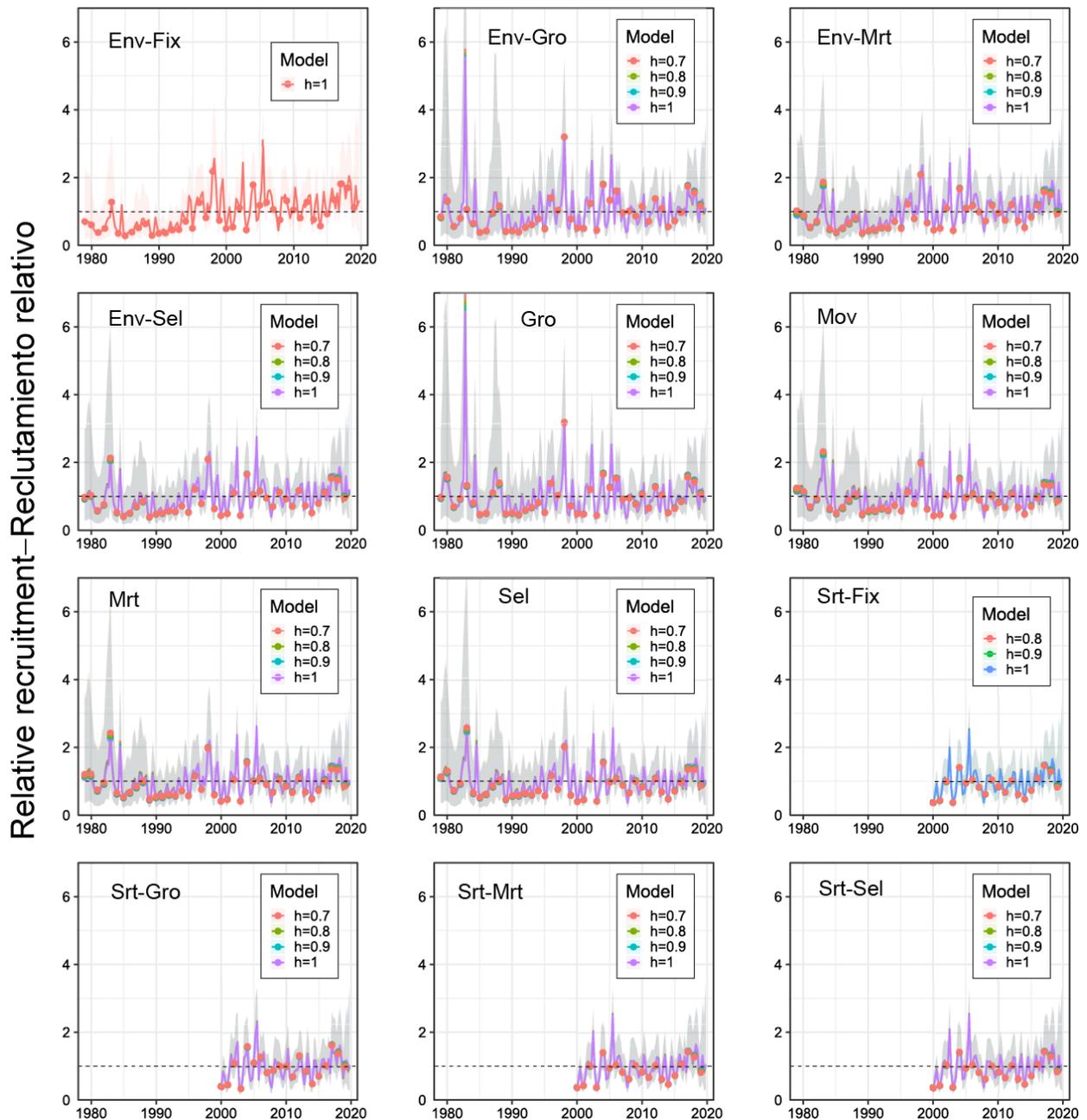
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
RMS	NA	106154	120141	110677	108327	101648	96061	101490	241701	133839	152708	132739
RMS_d	NA	110601	123572	114334	119873	111876	108504	112833	243925	137731	157935	137613
$C_{actual}/RMS\_d$	NA	0.91	0.97	0.95	0.74	0.86	0.85	0.81	0.95	0.96	0.96	0.96
$S_{RMS}/S_0$	NA	0.29	0.30	0.28	0.29	0.28	0.29	0.28	0.30	0.30	0.30	0.29
$S_{actual}/S_0$	NA	0.26	0.14	0.19	0.41	0.29	0.28	0.33	0.04	0.10	0.08	0.10
$S_{actual}/S_{LÍMITE}$	NA	3.38	1.79	2.44	5.27	3.80	3.65	4.23	0.51	1.31	1.06	1.34
$p(S_{actual} < S_{LÍMITE})$	NA	0.00	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.15	0.43	0.20
$F_{actual}/F_{LÍMITE}$	NA	0.54	0.78	0.66	0.38	0.52	0.55	0.47	1.14	0.90	0.96	0.88
$p(F_{actual} > F_{LÍMITE})$	NA	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.19	0.37	0.17
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	NA	1.02	0.51	0.77	1.53	1.06	0.98	1.25	0.14	0.37	0.29	0.40
$p(S_{actual} < S_{RMS\_d})$	NA	0.45	1.00	0.96	0.07	0.38	0.55	0.15	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{actual}/F_{RMS}$	NA	0.99	1.47	1.19	0.68	0.95	1.01	0.85	2.23	1.70	1.84	1.62
$p(F_{actual} > F_{RMS})$	NA	0.48	0.98	0.83	0.02	0.39	0.52	0.18	1.00	1.00	1.00	1.00
<b>h = 0.7</b>												
RMS	NA	105345	134746	115476	103461	101146	93917	97757	NA	183663	232971	174695
RMS_d	NA	108968	137903	118340	114615	110076	106251	108659	NA	181896	231763	174218
$C_{actual}/RMS\_d$	NA	0.94	0.97	0.96	0.77	0.88	0.86	0.84	NA	0.97	0.96	0.97
$S_{RMS}/S_0$	NA	0.32	0.32	0.31	0.32	0.32	0.32	0.31	NA	0.32	0.33	0.32
$S_{actual}/S_0$	NA	0.24	0.12	0.17	0.41	0.30	0.28	0.33	NA	0.07	0.05	0.07
$S_{actual}/S_{LÍMITE}$	NA	3.10	1.50	2.15	5.32	3.90	3.68	4.24	NA	0.87	0.65	0.95
$p(S_{actual} < S_{LÍMITE})$	NA	0.01	0.14	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.66	0.84	0.55
$F_{actual}/F_{LÍMITE}$	NA	0.62	0.88	0.75	0.41	0.54	0.59	0.52	NA	1.04	1.08	0.99
$p(F_{actual} > F_{LÍMITE})$	NA	0.00	0.18	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.61	0.71	0.48
$S_{actual}/S_{RMS\_d}$	NA	0.85	0.39	0.61	1.39	0.98	0.89	1.12	NA	0.24	0.17	0.27
$p(S_{actual} < S_{RMS\_d})$	NA	0.79	1.00	1.00	0.12	0.55	0.74	0.29	NA	1.00	1.00	1.00
$F_{actual}/F_{RMS}$	NA	1.15	1.66	1.38	0.76	1.02	1.10	0.95	NA	1.98	2.09	1.86
$p(F_{actual} > F_{RMS})$	NA	0.72	1.00	0.95	0.09	0.55	0.69	0.39	NA	1.00	1.00	1.00

**ANEXO**



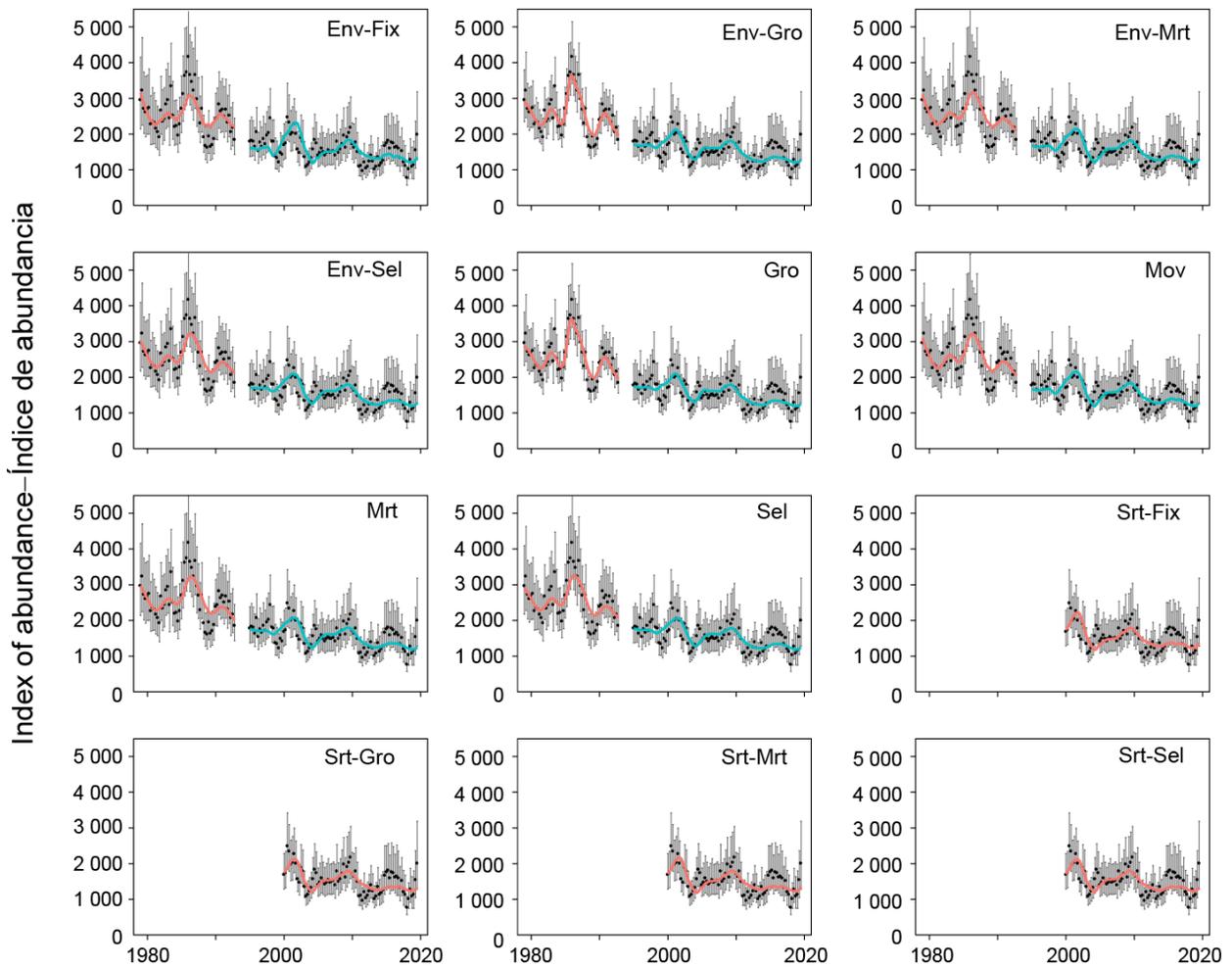
**FIGURE A1.** The core fishing ground defined for the Japanese commercial longline fleet in the EPO.

**FIGURA A1.** El caladero central definido para la flota palangrera comercial japonesa en el OPO.



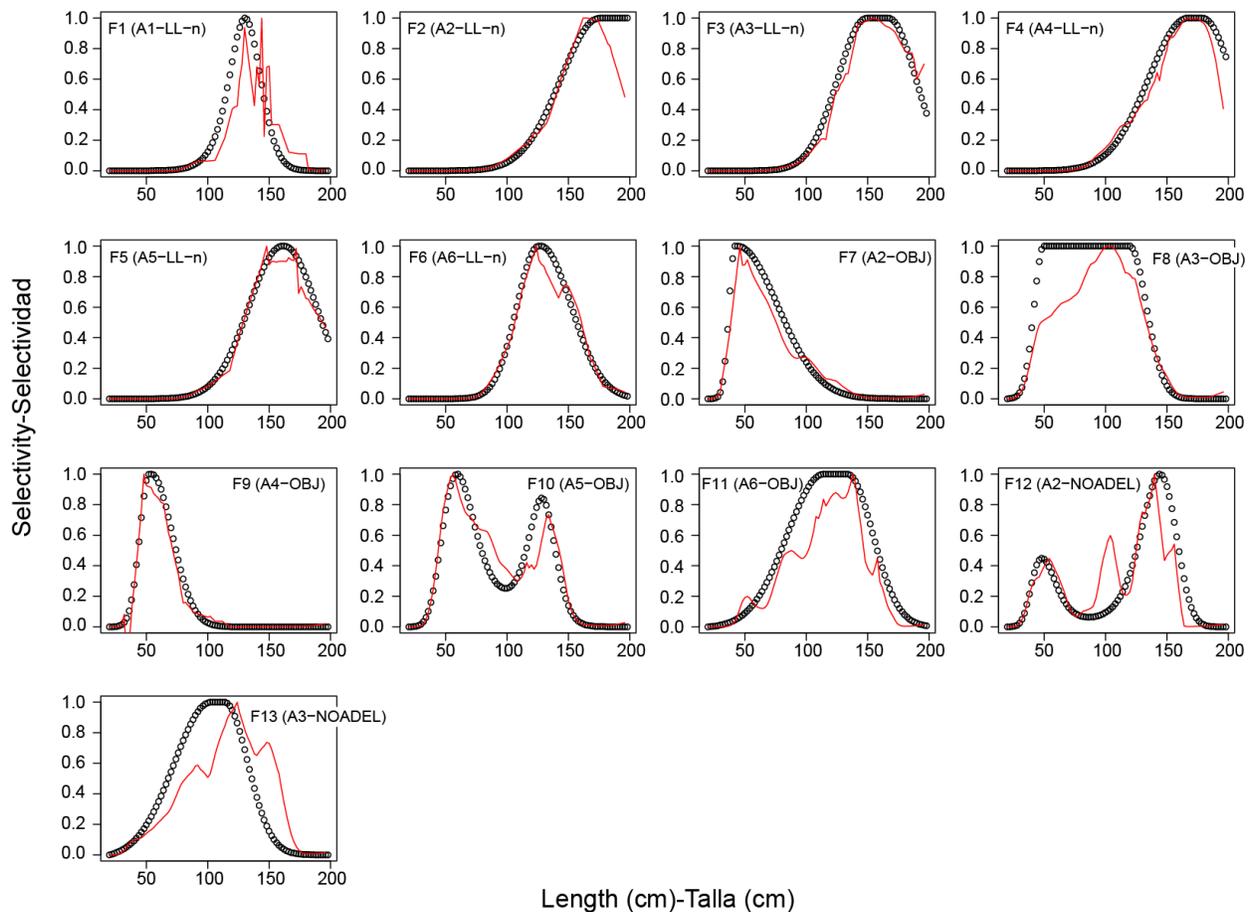
**FIGURE A2.** Comparison of estimated relative quarterly recruitment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship ( $h$ ). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A2.** Comparación del reclutamiento trimestral relativo estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ( $h$ ). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



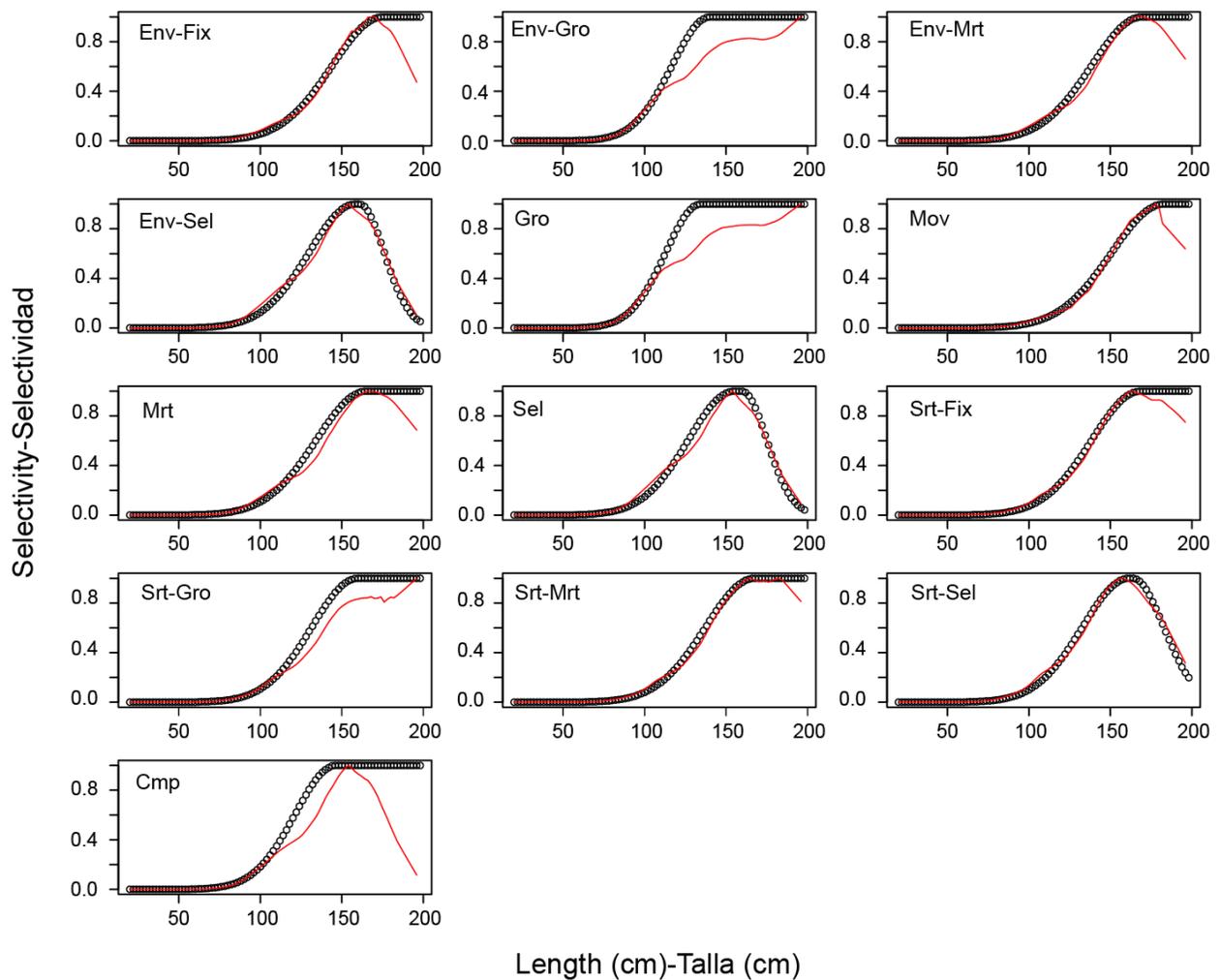
**FIGURE A3.** Fit of the reference models to longline indices of abundance. The black dots and error bars represent the observed indices and their 95% confidence interval. The solid color lines are the values predicted by the reference model. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A3.** Ajuste de los modelos de referencia a los índices de abundancia de palangre. Los puntos negros y las barras de error representan los índices observados y su intervalo de confianza de 95%. Las líneas sólidas son los valores predichos por el modelo de referencia. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



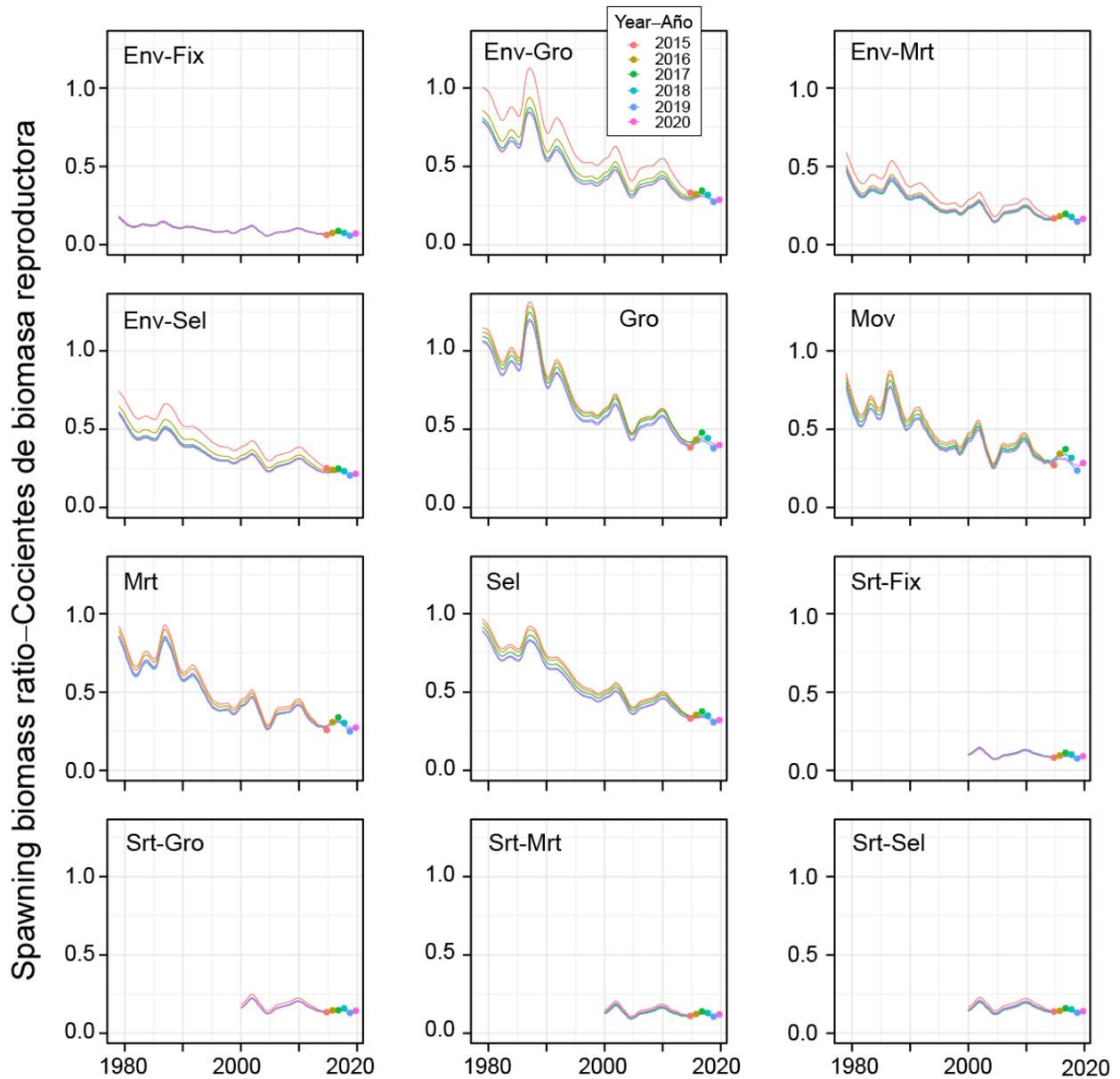
**FIGURE A4.** Comparison of estimated (black dots) and empirical (red lines) selectivity for every fishery in model *Env-Fix* that has length-composition data. The Lowess smoother is applied to the empirical selectivity. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A4.** Comparación de la selectividad estimada (puntos negros) y empírica (líneas rojas) para cada pesquería en el Modelo *Env-Fix* que tiene datos de composición por talla. El suavizador *lowess* se aplica a la selectividad empírica. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



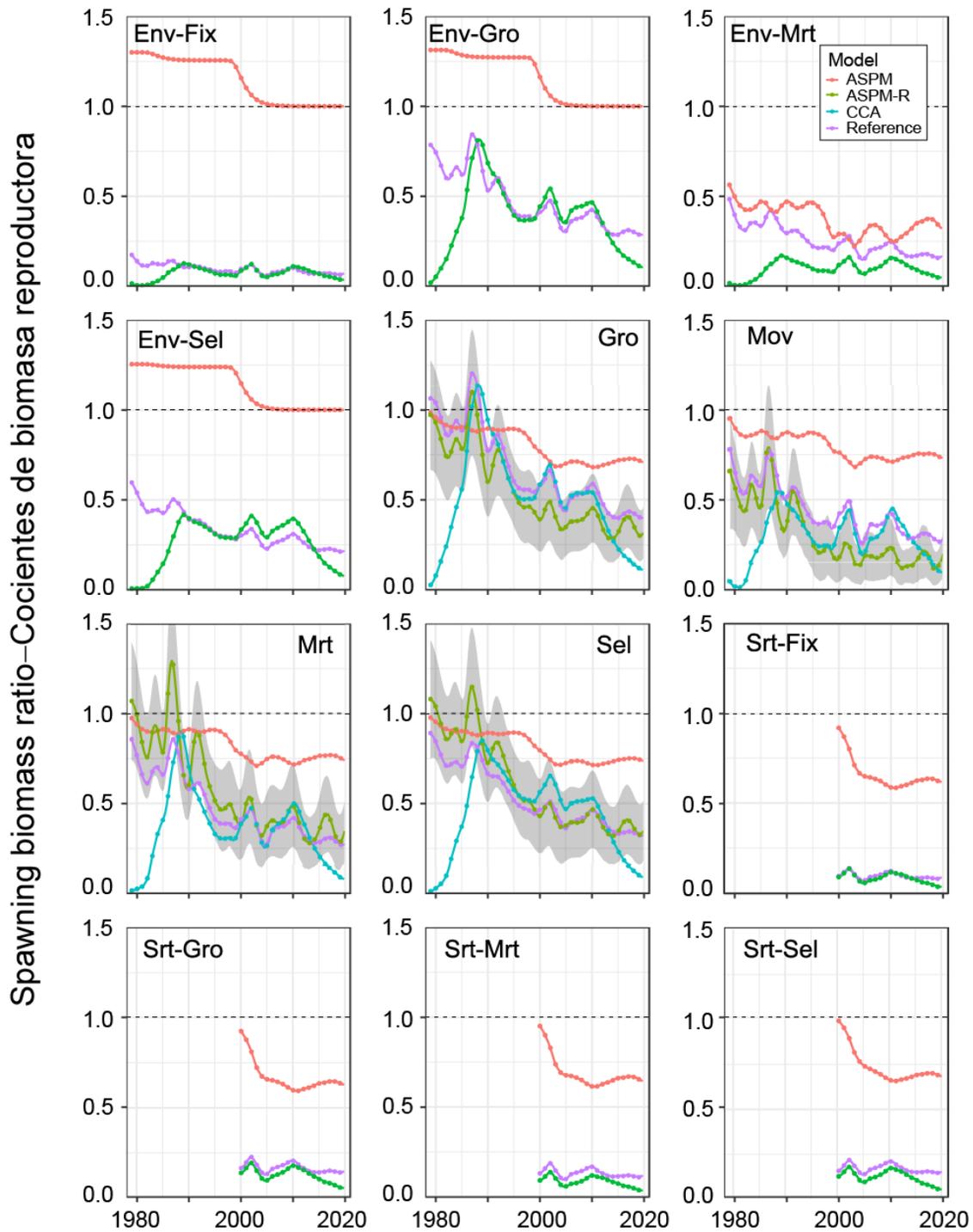
**FIGURE A5.** Comparison of estimated (black dots) and empirical (red lines) selectivity for Fishery 2 among reference models. The Lowess smoother is applied to the empirical selectivity. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A5.** Comparación de la selectividad estimada (puntos negros) y empírica (líneas rojas) para la Pesquería 2 entre los modelos de referencia. El suavizador *lowess* se aplica a la selectividad empírica. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



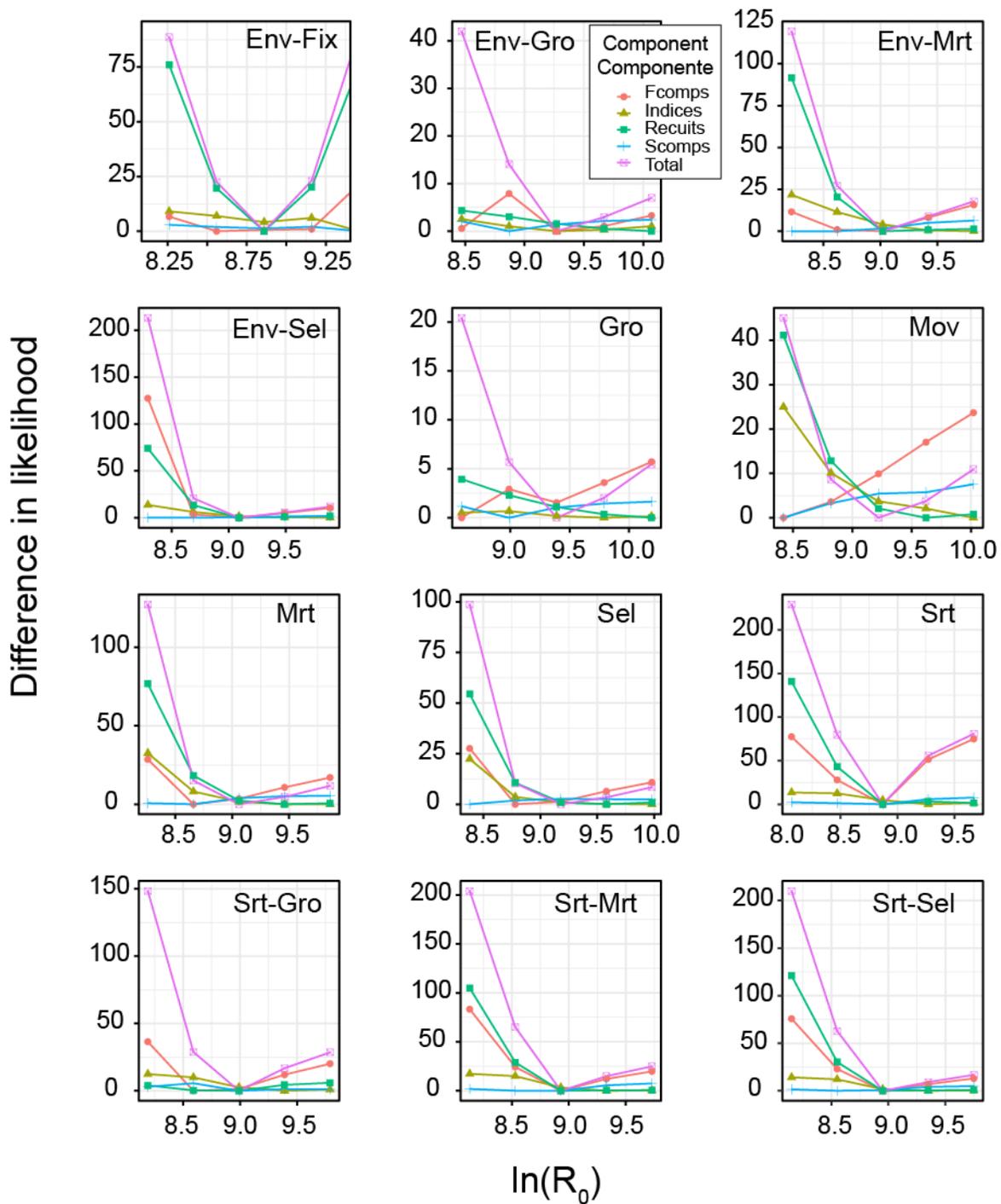
**FIGURE A6.** Retrospective patterns of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. Year on the x-axis is the year in which the assessment was conducted. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A6.** Patrones retrospectivos del cociente de biomasa reproductora (SBR) del patudo en el OPO. El año en el eje x es el año en el que se realizó la evaluación. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



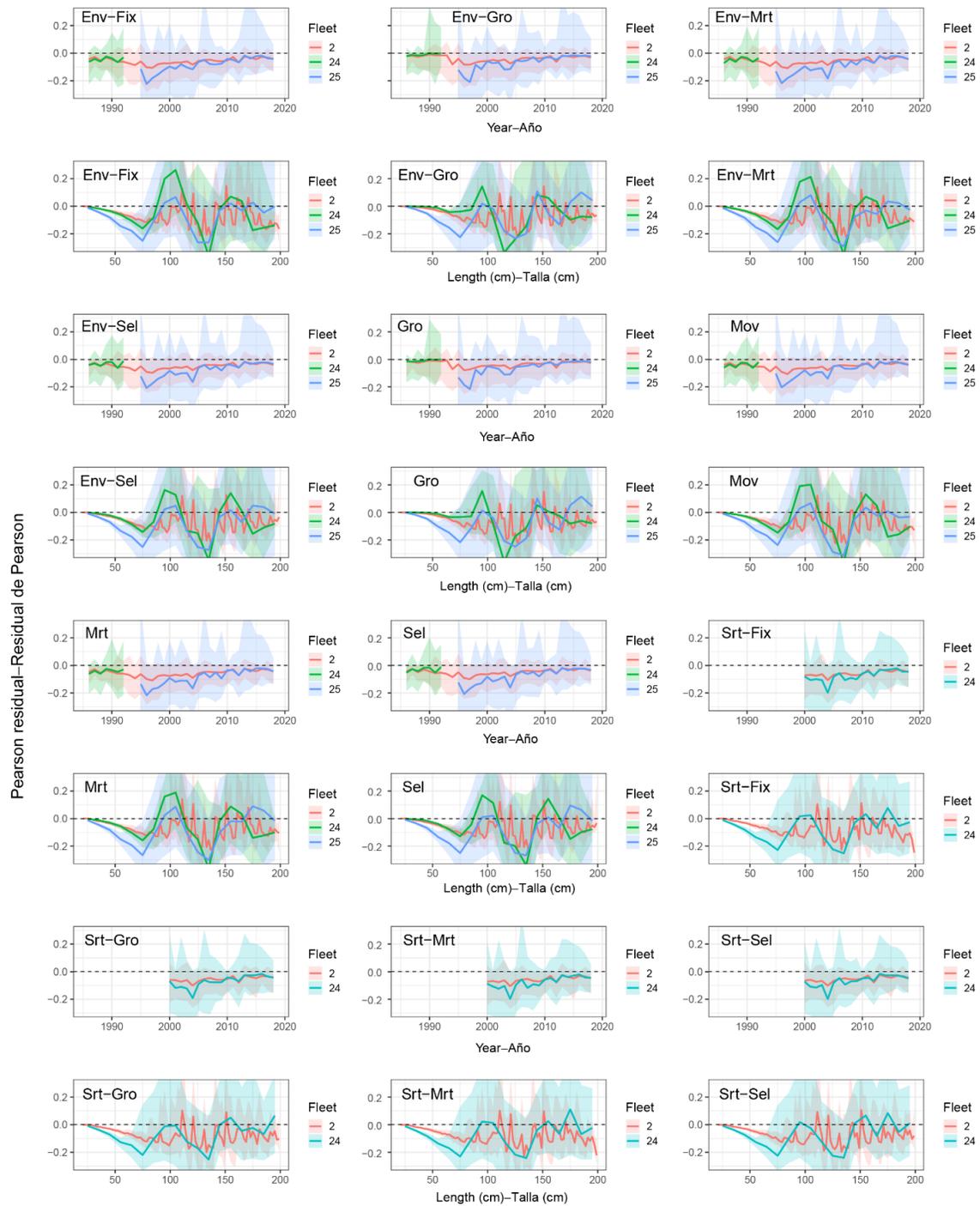
**FIGURE A7.** Comparison of estimated spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO among reference models and the corresponding ASPM, ASPM-R, and CCA models. The shaded area represents the 95% confidence interval of SBR estimated by ASPM-R. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A7.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del patudo en el OPO entre los modelos de referencia y los modelos ASPM, ASPM-R, y ACC correspondientes. El área sombreada representa el intervalo de confianza de 95% del SBR estimado por ASPM-R. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



**FIGURE A8.** Comparison of  $R_0$  likelihood profiles for the 12 reference models for bigeye tuna in the EPO. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A8.** Comparación de los perfiles de verosimilitud de  $R_0$  para los 12 modelos de referencia para el patudo en el OPO. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.



**FIGURE A9.** Pearson residual plot for the length compositions of Fishery 2 and Surveys 24 and 25 against time and length. The solid lines represent the median and the shaded areas cover the 25-75 percentile range. See Table 2 for explanation of model names.

**FIGURA A9.** Gráfica del residual de Pearson para las composiciones por talla de la Pesquería 2 y los estudios 24 y 25 contra tiempo y talla. Las líneas sólidas representan la mediana y las áreas sombreadas cubren el rango del percentil 25-75. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

**TABLA A1.** Los AIC de los modelos de referencia con diferentes supuestos de inclinación ( $h$ ). Los tres AIC comparados en esta tabla son los AIC del modelo ejecutado sin incluir la edad por talla (AIC), los índices de abundancia de palangre (No índices LL), y las composiciones de palangre (No comps LL). En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
<b>AIC</b>												
h=1	5245.92	5145.80	5226.02	4748.77	5149.12	5251.30	5238.62	5185.30	3890.20	3873.46	3889.82	3876.74
h=0.9	NA	5145.28	5226.96	4749.01	5149.86	5253.16	5240.76	5186.64	3891.98	3874.30	3890.94	3877.42
h=0.8	NA	5146.10	5228.36	4749.41	5150.82	5255.14	5243.40	5188.32	3894.98	3875.52	3892.82	3878.42
h=0.7	NA	5145.48	5230.50	4750.09	5152.10	5258.70	5246.70	5190.44	NA	3877.56	3895.28	3879.84
<b>No índices LL</b>												
h=1	5633.48	5603.85	5631.36	5595.18	5604.71	5662.87	5649.14	5604.02	4079.49	4072.22	4082.31	4074.51
h=0.9	NA	5603.60	5633.40	5596.12	5605.52	5665.47	5651.91	5605.57	4082.16	4073.54	4084.19	4075.69
h=0.8	NA	5604.78	5636.18	5597.37	5606.49	5668.64	5655.18	5607.49	4086.40	4075.42	4087.01	4077.30
h=0.7	NA	5604.56	5639.73	5599.04	5607.78	5670.85	5659.15	5609.88	NA	4078.22	4090.60	4079.42
<b>No comps LL)</b>												
h=1	1681.70	1654.35	1661.04	1654.84	1662.38	1677.85	1665.14	1661.84	1315.63	1314.66	1314.50	1311.28
h=0.9	NA	1653.69	1660.89	1655.06	1663.40	1679.47	1666.37	1663.28	1316.18	1314.88	1314.70	1311.41
h=0.8	NA	1654.27	1660.89	1655.52	1664.72	1680.36	1668.03	1665.10	1317.30	1315.23	1315.18	1311.69
h=0.7	NA	1653.45	1661.47	1656.33	1666.43	1686.90	1670.25	1667.41	NA	1316.09	1316.06	1312.19