

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

14<sup>a</sup> REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

15-19 de mayo de 2023

DOCUMENTO SAC-14-05

ANÁLISIS EXPLORATORIO PARA LA EVALUACIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL

Haikun Xu, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera y Cleridy Lennert-Cody

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO .....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	2
2. MEJORAS REALIZADAS EN ESTE ANÁLISIS EXPLORATORIO.....	4
2.1. Definiciones de pesquerías .....	4
2.1.1. Pesquerías palangreras .....	5
2.1.2. Pesquerías de cerco sobre objetos flotantes.....	6
2.1.3. Pesquerías de cerco sobre cardúmenes libres.....	6
2.1.4. Resumen .....	7
2.2. Características de la flota de estudio: definición .....	7
2.3. Características de la flota de estudio: metodología de estandarización .....	8
2.3.1. El índice de abundancia .....	10
2.3.2. Datos de composición asociados al índice de abundancia .....	11
2.4. Características de las pesquerías: la fuente de los datos de composición de palangre .....	12
2.5. Características de las pesquerías: bloques de tiempo para la selectividad de palangre.....	12
2.6. Características de las pesquerías: la metodología de cálculo de las frecuencias de talla de palangre .....	13
3. IMPACTO DE LAS MEJORAS SOBRE EL NUEVO MODELO "BASE" .....	14
4. DIAGNÓSTICOS DEL NUEVO MODELO "BASE" .....	14
4.1. Perfil de verosimilitud de <b>RO</b> .....	14
4.2. Análisis retrospectivo.....	15
4.3. Modelo de producción estructurado por edad .....	15
4.4. Resumen .....	16
5. EFECTOS DE LAS MEJORAS SOBRE LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN .....	16
5.1. Efectos sobre modelos individuales.....	16
5.2. Efectos sobre los modelos en conjunto .....	17
6. DIRECCIONES FUTURAS.....	17
REFERENCIAS.....	19

## RESUMEN EJECUTIVO

1. El presente documento presenta seis modificaciones importantes propuestas por el personal para mejorar los modelos de evaluación para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental. Estos cambios se dividen en tres categorías: definiciones de pesquerías, características de la flota de estudio y características de las pesquerías.
2. El nuevo modelo de evaluación de referencia "base" para el patudo en el Océano Pacífico oriental se considera superior al modelo de evaluación de referencia "base" de la última evaluación de referencia con base en una variedad de diagnósticos del modelo:
  - a. Mejora el ajuste a los datos de composición por talla;
  - b. Mejora el ajuste al índice de abundancia;
  - c. Incluye una fuente de datos adicional (de Corea) en el cálculo de las composiciones por talla de palangre;
  - d. Estima condiciones iniciales más realistas;
  - e. Reduce el conflicto entre la información proveniente del índice de abundancia y las composiciones por talla sobre la escala de abundancia de la población;
  - f. Reduce la magnitud del cambio de régimen en el reclutamiento (de 2.4 a 1.5);
  - g. Presenta escalas y tendencias muy similares de la abundancia absoluta estimada por el nuevo modelo base y su modelo de producción estructurado por edad.
3. Las mejoras propuestas en este análisis exploratorio muestran potencial para reducir significativamente, o incluso resolver, el patrón bimodal en las distribuciones conjuntas de cantidades de ordenación para los modelos en conjunto. Específicamente, estas mejoras dan como resultado estimaciones más optimistas de la reducción en el año terminal para el grupo pesimista de modelos de evaluación y estimaciones más pesimistas de la reducción en el año terminal para el grupo optimista de modelos de evaluación.
4. Es importante señalar que este análisis exploratorio se considera preliminar y no debe utilizarse como base para proporcionar asesoramiento de ordenación.
5. El personal ha identificado varios proyectos de investigación deseables que pueden llevarse a cabo antes de la evaluación de referencia de 2024 para mejorar aún más la evaluación de la población de patudo en el Océano Pacífico oriental.

## 1. INTRODUCCIÓN

El atún patudo (*Thunnus obesus*) es una especie altamente migratoria que habita aguas tropicales y templadas en los océanos Pacífico, Atlántico e Índico (Collette *et al.* 2001). Se pesca mediante diversos métodos en el Océano Pacífico oriental (OPO). El atún patudo es la principal especie objetivo de las pesquerías palangreras del OPO desde los años 1970 debido a su alto valor comercial en el mercado mundial de *sashimi* (Matsumoto 2008). Antes de 1993, la pesquería palangrera en aguas lejanas era el principal método de extracción de atún patudo en el OPO, con una captura anual promedio de 88,000 toneladas métricas de 1985 a 1992 (CIAT 2021). A diferencia de las pesquerías palangreras, que capturan principalmente patudo grande y maduro, las pesquerías de cerco capturan principalmente patudo pequeño e inmaduro (Okamoto y Bayliff 2003, Xu *et al.* 2020). Los tres principales tipos de pesquerías de cerco en el OPO corresponden a lances realizados sobre atunes en cardúmenes libres, sobre atunes asociados a manadas de delfines (principalmente atún aleta amarilla grande) y sobre atunes asociados a objetos flotantes (Lennert-Cody y Hall 2000, Maunder y Harley 2006). De estos tres tipos, el atún patudo del OPO es más vulnerable a los lances cerqueros sobre objetos flotantes (a continuación referida como la pesquería OBJ); antes de 1993, se trataba de una pesquería costera basada principalmente en objetos naturales como troncos de árboles y agregaciones de algas (Lennert-Cody y Hall 2000). La pesquería de

cerco sobre objetos flotantes durante ese periodo capturó alrededor de 5,000 toneladas métricas de patudo al año, un nivel muy inferior al de las capturas palangreras (CIAT 2021).

Ante el desarrollo rápido de los dispositivos agregadores de peces (plantados) desde 1993, poco a poco la pesquería OBJ fue sustituyendo a la pesquería palangrera como el tipo de pesquería dominante de atún patudo en el OPO (CIAT 2021, Xu *et al.* 2020). Los plantados son objetos flotantes artificiales que se colocan en el agua para atraer a los atunes. Suelen llevar una ecosonda para medir la abundancia de los peces y un GPS para notificar la ubicación geográfica (Hall y Roman 2013). La pesquería OBJ, que captura atún patudo pequeño, se ha expandido de manera considerable y rápida en el OPO tropical, desde las aguas costeras del continente americano hasta más allá del límite de ordenación occidental (150°O) de la CIAT (Lennert-Cody y Hall 2000). Dicha expansión de la pesquería OBJ tiene un fuerte impacto negativo sobre las pesquerías palangreras que capturan atún patudo grande proveniente de la misma población (Matsumoto 2008, Okamoto y Bayliff 2003, Sun *et al.* 2019). Concretamente, la captura palangrera de atún patudo en el OPO ha disminuido considerablemente, desde un 88% en 1993 hasta un nivel mínimo histórico del 23% en 2020 (CIAT 2021).

La última evaluación de referencia del atún patudo en el OPO se realizó en 2020 ([SAC-11-06](#)). Dicha evaluación representa un nuevo enfoque para la provisión de asesoramiento de ordenación y sirve de base para un análisis de riesgos ([SAC-11-08](#)). La nueva metodología de análisis de riesgos recurre a diversos modelos de referencia que representan diferentes estados de naturaleza plausibles (supuestos) sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones o la operación de las pesquerías, con lo que efectivamente se incorpora la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación. En total, para esta evaluación de referencia se desarrollaron 48 modelos de referencia, dentro de un marco jerárquico, para abordar tres grandes incertidumbres de la evaluación anterior, a saber: el aparente cambio de régimen en el reclutamiento; el ajuste inadecuado a datos de composición por talla de la pesquería palangrera, para la cual se supone una selectividad asintótica, y la inclinación de la relación población-reclutamiento. Con este enfoque de análisis de riesgos, el personal puede evaluar explícitamente la probabilidad de traspasar los puntos de referencia definidos en la regla de control de extracción de la CIAT para los atunes tropicales ([C-16-02](#)).

En la última evaluación de referencia del atún patudo en el OPO se señala una preocupación sobre el patrón bimodal observado en las cantidades de ordenación. Los modelos de referencia utilizados para el atún patudo pueden dividirse en dos grupos con base en las cantidades de ordenación relacionadas con el rendimiento máximo sostenible (RMS): pesimistas y optimistas. La gran diferencia entre las cantidades de ordenación relacionadas con el RMS de estos dos grupos hace que las distribuciones conjuntas de cantidades de ordenación, como  $F/F_{RMS}$ , para los modelos en conjunto presenten dos modas distintas y separadas entre sí. Esta distribución bimodal presenta dos posibles estados de naturaleza y puede interpretarse en el sentido de que la mortalidad por pesca del patudo debería aumentar considerablemente o disminuir considerablemente con respecto al nivel reciente para alcanzar el punto de referencia objetivo. Además, el análisis de riesgos indicó que ninguno de los dos escenarios es significativamente más probable que el otro, por lo que resulta difícil brindar asesoramiento de ordenación eficaz.

Este informe presenta los resultados de un análisis exploratorio realizado para mejorar los modelos de referencia para la próxima evaluación de referencia del atún patudo en el OPO. Desde la última evaluación de referencia, se han realizado seis mejoras a los modelos de referencia, que pueden agruparse en tres aspectos: definiciones de pesquerías, características de la flota de estudio (lo que incluye el índice de abundancia y las por tallas asociadas correspondientes) y características de las pesquerías (lo que incluye los supuestos de selectividad y las composiciones por talla). En la Sección 2, se describe cada mejora y su justificación. En la Sección 3, se presenta el impacto de cada mejora sobre las estimaciones de modelos,

por separado y de manera escalonada. En la Sección 4, se realiza una serie de diagnósticos para evaluar exhaustivamente el desempeño del nuevo modelo “base” para el atún patudo en el OPO. En la Sección 5, se presentan los efectos de las seis mejoras sobre los resultados del conjunto de modelos, con el fin de determinar si las seis mejoras presentadas en este análisis exploratorio pueden reducir la bimodalidad en las cantidades de ordenación y de ser así, en qué medida. En la Sección 6, se presenta una lista de proyectos de investigación deseables que pueden traer nuevas mejoras del modelo, que el personal de la CIAT tiene previsto llevar a cabo para preparar la próxima evaluación de referencia de 2024.

## 2. MEJORAS REALIZADAS EN ESTE ANÁLISIS EXPLORATORIO

Esta sección ofrece una descripción detallada de las seis mejoras que hemos aportado a los modelos de referencia del atún patudo en el OPO, que se pueden clasificar en tres categorías: definiciones de pesquerías, características de la flota de estudio y características de las pesquerías. En primer lugar, actualizamos las definiciones de pesquerías para las pesquerías palangrera y cerquera con *FishFreqTree*<sup>1</sup>, un paquete en R de código abierto desarrollado recientemente en la CIAT para automatizar el análisis de árboles de regresión para realizar definiciones de pesquerías. En segundo lugar, mejoramos la metodología aplicada a la estandarización del índice de abundancia y de la composición por talla asociada para la flota de estudio. En tercer lugar, hacemos tres modificaciones a las pesquerías palangreras en el modelo de evaluación, consistentes en 1) la incorporación de los datos de palangre coreanos para calcular las composiciones por talla conjuntas (Japón + Corea) para las pesquerías palangreras; 2) la incorporación de otro bloque de tiempo, que comenzó en 2011, a las curvas de selectividad de la pesquería palangrera y 3) la estandarización de las composiciones por talla de las pesquerías palangreras mediante el desarrollo de un modelo espaciotemporal por talla.

### 2.1. Definiciones de pesquerías

Al igual que los modelos de evaluación considerados en la última evaluación de referencia, los modelos de evaluación exploratorios no están estructurados espacialmente y emplean el enfoque de “áreas como flotas”, en el cual las áreas geográficas están modeladas como flotas separadas con diferentes curvas de selectividad en un modelo de evaluación de una única población. Aunque este enfoque supone implícitamente que la población se distribuye de manera homogénea en toda su zona de distribución y que las diferencias en los datos de composición, si las hubiera, surgen debido a diferencias en la selectividad de contacto (Hurtado-Ferro *et al.* 2014), reconoce que la pesca en diferentes áreas suele provocar la extracción de peces de diferentes edades/tallas de la población debido a la variación espacial en la estructura por edad/ talla. Por ende, las pesquerías deben definirse espacialmente con el fin de lograr una distribución homogénea de peces en cada área. Este enfoque asegura que la composición por talla de cada pesquería no se vea influenciada por la ubicación de las actividades de pesca (Punt 2019).

Empleamos un enfoque de árbol de regresión para el análisis de datos de frecuencia de talla para proporcionar definiciones de pesquerías por arte y por tipo de lance. El algoritmo de árbol de regresión (Lennert-Cody *et al.* 2013, Lennert-Cody *et al.* 2010) emplea una partición recursiva para buscar reglas de decisión binarias jerárquicas que dividan los datos en subgrupos más homogéneos. Las reglas de decisión binarias se seleccionan para proporcionar la mayor disminución en la heterogeneidad de los datos de composición por talla, que se mide con la divergencia Kullback–Leibler. El algoritmo de árbol de regresión se ha incluido recientemente en un paquete en R, *FishFreqTree*, en el cual los datos de frecuencia de talla de las pesquerías, diferenciados por arte (palangre/cerco) y tipo de lance cerquero (objeto flotante/no asociado/delfines), se agrupan por latitud, longitud, trimestre y trimestre cíclico.

---

<sup>1</sup> <https://github.com/HaikunXu/FishFreqTree>

Existen dos diferencias principales entre el análisis de árbol de regresión realizado para la última evaluación de referencia y este análisis exploratorio. El análisis anterior se basa tanto en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como en la frecuencia de talla, con el fin de hallar límites espaciales que representen una solución de compromiso entre artes y tipos de lance. En cambio, el presente análisis se basa únicamente en la frecuencia de talla y se realiza para cada arte y tipo de lance con el fin de proporcionar definiciones de pesquerías específicas por arte y tipo de lance. La preferencia de hábitat del atún patudo depende de la talla, por lo que es probable que los peces capturados por diferentes artes (siendo las capturas palangreras principalmente de patudo adulto y las capturas cerqueras principalmente de patudo juvenil) presenten diferentes patrones espaciales de composición por edad/ talla. Por ende, resulta más apropiado utilizar definiciones de pesquerías independientes para este modelo de evaluación, que emplea el enfoque de “áreas como flotas”.

La segunda diferencia es la fuente de los datos de composición de palangre. El análisis de árbol de regresión realizado para la última evaluación de referencia se basa parcialmente en los datos de composición por talla de palangre remitidos por Japón al dominio público de la CIAT. Esos datos son gruesos y están preagrupados por 5° de latitud, 10° de longitud y 1 trimestre ([WSBET-02-02](#)). En este análisis exploratorio, se utilizan los nuevos datos de composición por talla de palangre remitidos por Japón a la CIAT a través de un memorándum de entendimiento. Estos datos presentan una resolución espacial y temporal mucho más fina (1° de latitud, 1° de longitud y mes) e incluyen información útil adicional, como el tamaño de intervalo asociado a cada medición de talla.

### 2.1.1. Pesquerías palangreras

En este análisis exploratorio, se definen las pesquerías palangreras a partir de datos de composición por talla de palangre de Japón, que cubren el periodo de 1986 a 2020. Antes de su análisis por medio del algoritmo de árbol de regresión, se filtran los datos para que incluyan únicamente datos de buques comerciales recolectados con una resolución espacial de 1° x 1° y tamaño de intervalo de 1 o 2 cm. Se excluyen del conjunto de datos las grillas con muestreo deficiente, con menos de cuatro años de datos entre 1986 y 2020. Los datos restantes se agrupan espacialmente por 5° x 5° y temporalmente por trimestre en 15 intervalos de talla (<70 cm, 70-80 cm, 80-90 cm, ..., >200 cm).

Especificamos el algoritmo de árbol de regresión para definir cuatro divisiones o cinco pesquerías palangreras para el OPO, a excepción de Hawái, donde se define una pesquería palangrera separada, como en el modelo de la evaluación de referencia anterior. El árbol de regresión es jerárquico y es posible que muestre cierto grado de inestabilidad. En lugar de seleccionar únicamente el mejor candidato para cada división, consideramos los mejores cuatro y dos candidatos para la primera y la segunda división, respectivamente, y clasificamos las ocho (4 x 2) combinaciones de 4 divisiones de acuerdo con la proporción de varianza explicada en los datos de frecuencia de talla.

Entre las ocho combinaciones de 4 divisiones, la mejor seleccionada para la pesquería palangrera en el OPO explica el 10.72% de la varianza en los datos de frecuencia de talla (Tabla 1). La primera división (15°S) divide el OPO en una región tropical y una región templada (Figura 1 y Tabla 1). La segunda división (105°O) divide el OPO tropical en una porción oriental y una porción occidental (Figura 1 y Tabla 1). La tercera división (5°S) separa a su vez el OPO tropical occidental en una porción septentrional y una porción meridional (Figura 1 y Tabla 1). La última división (90°O) divide el OPO templado en una porción costera y una porción de alta mar (Figura 1 y Tabla 1). En general, los peces capturados con palangre son más grandes en regiones tropicales que en regiones templadas y también son más grandes en regiones de alta mar que en regiones costeras (Figura 1). Las dos regiones tropicales de alta mar presentan la talla promedio de patudo más alta para el palangre, mientras que la región costera de Perú presenta la talla promedio de patudo más baja para el palangre (Figura 1).

Dado que algunas flotas notifican las capturas de palangre a la CIAT en números, y otras lo hacen en peso, se definen dos flotas palangreras, una en números y otra en peso, para cada una de las seis pesquerías palangreras. Al igual que el modelo de la última evaluación de referencia, el modelo de la evaluación exploratoria incluye doce pesquerías palangreras.

### **2.1.2. Pesquerías de cerco sobre objetos flotantes**

La definición de las pesquerías OBJ se basa en datos de composición por talla recolectados por muestreadores en puerto a partir de lances OBJ realizados por buques de clase 6 (Suter 2010). Los muestreadores en puerto recolectan datos únicamente a partir de bodegas con capturas del mismo tipo de lance, área de muestreo y año-mes. Eliminamos los datos anteriores a 2000 debido a que el protocolo de muestreo empleado por el programa de muestreo en puerto de la CIAT cambió en ese año y la pesquería OBJ no estaba plenamente extendida en el OPO durante los años 1990. Los datos brutos presentan una resolución espacial de  $5^\circ \times 5^\circ$  y un tamaño de intervalo de 1 cm, desde 1 cm hasta 201 cm. Se eliminan del conjunto de datos las grillas con muestreo deficiente, con menos de cuatro años de datos disponibles desde 2000. Se procede a agrupar los datos restantes en 15 intervalos de talla de 10 cm (<30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, ..., >160 cm).

Al igual que en el modelo de la última evaluación de referencia, el modelo de evaluación de este análisis exploratorio incluye cinco pesquerías OBJ y por ende especificamos el algoritmo de árbol de regresión para incluir cuatro divisiones. También consideramos los mejores cuatro y dos candidatos para la primera y la segunda división, respectivamente, y clasificamos las ocho ( $4 \times 2$ ) combinaciones de divisiones de acuerdo con la proporción de varianza explicada en los datos de frecuencia de talla.

Entre las ocho combinaciones de cuatro divisiones, la mejor seleccionada para la pesquería OBJ en el OPO explica el 13.93% de la varianza en los datos de frecuencia de talla (Tabla 2). Las primeras tres divisiones ( $110^\circ\text{O}$ ,  $100^\circ\text{O}$  y  $125^\circ\text{O}$ ) son todas meridionales (Tabla 2), lo cual es coherente con el hecho de que el contraste en la talla promedio del patudo para OBJ es más evidente en dirección este-oeste (Figura 2). Cabe señalar que la primera división ( $110^\circ\text{O}$ ), que es la más importante, es idéntica a la seleccionada en la última evaluación de referencia. La talla promedio del atún patudo para OBJ incrementa de manera continua desde el límite de ordenación ( $150^\circ\text{O}$ ) hasta la costa, casi lo opuesto del patrón espacial de talla promedio para el palangre. La cuarta división ( $15^\circ\text{S}$ ) divide el OPO costero por latitud en una región costera tropical y una región costera templada (Figura 2 y Tabla 2). La región costera templada de Perú presenta la talla promedio de patudo más alta para OBJ, mientras que la región más occidental adyacente al límite de ordenación presenta la talla promedio más baja (Figura 2).

También realizamos un análisis de sensibilidad sobre la definición de pesquería OBJ al ajustar el mismo modelo de árbol de regresión a datos de frecuencia de talla estandarizada. La frecuencia de talla estandarizada se define como la frecuencia de talla agregada dividida por la frecuencia de talla promedio para el año-trimestre, lo cual elimina la influencia de factores distintos a la selectividad y la disponibilidad sobre la distribución de la frecuencia de talla. Por ejemplo, en ocasiones el reclutamiento altamente variable del atún patudo en el OPO da lugar al desplazamiento de fuertes cohortes a través de la población y puede distorsionar las frecuencias de talla observadas en la pesquería OBJ. El árbol de regresión produce una definición idéntica para la pesquería OBJ a partir de los datos estandarizados, lo cual contribuye a validar la credibilidad de la definición de pesquería seleccionada (Tabla 2).

### **2.1.3. Pesquerías de cerco sobre cardúmenes libres**

La definición de pesquerías de cerco no asociadas (NOA), al igual que para las pesquerías OBJ, se basa en datos de composición por talla recolectados por muestreadores en puerto, pero a partir de lances NOA realizados por buques de clase 6 (Suter 2010). Eliminamos los datos anteriores a 2000 debido a que el

protocolo de muestreo empleado por el programa de muestreo en puerto de la CIAT cambió en ese año. Los datos brutos se agrupan en 15 intervalos de talla de 10 cm (<30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, ..., >160 cm).

Los datos de frecuencia de talla para lances NOA son escasos tanto espacial como temporalmente (Figura 3) y los lances NOA representan sólo un pequeño porcentaje de la captura de patudo en el OPO. Por lo tanto, incluimos únicamente dos pesquerías NOA en el modelo de la evaluación exploratorio. Ante la falta de datos de composición por talla y debido a que los lances NOA constituyen un porcentaje insignificante de la captura total de patudo, incluimos tanto la pesca con caña como los lances DEL junto con los lances NOA en el modelo de la evaluación exploratoria para mayor facilidad (pero no en el análisis de árbol). La misma simplificación se realiza en la última evaluación de referencia.

La mejor división seleccionada para la pesquería NOA en el OPO (es decir, 130°O) explica el 9.14% de la varianza en los datos de frecuencia de talla (Tabla 3). La talla promedio del patudo para NOA es generalmente mayor en la región costera que en alta mar, aunque el patrón espacial de la talla promedio es muy variable (Figura 3).

#### **2.1.4. Resumen**

En total, se definen veinte pesquerías para el modelo de la evaluación exploratoria para el atún patudo en el OPO (Tabla 4). Estas pesquerías comprenden doce pesquerías palangreras, seis pesquerías OBJ (entre ellas una pesquería OBJ de descarte) y dos pesquerías NOA. Un problema no resuelto que se identificó en la última evaluación de referencia es que algunas pesquerías de cerco, como NOADEL-1, NOADEL-4 y OBJ-4 (Figura 5) cuentan con múltiples modas en la frecuencia de talla agregada. Esto indica que estas pesquerías no están bien definidas, lo cual no es sorprendente dado que las definiciones de pesquerías realizadas en la última evaluación de referencia corresponden a compromisos entre diferentes artes y tipos de lance. En cambio, en este análisis exploratorio las definiciones de pesquerías se realizan específicamente por arte y tipo de lance. En consecuencia, ninguna de las pesquerías de cerco de la evaluación exploratoria presenta un patrón bimodal notable en la frecuencia de talla agregada (Figura 6), lo cual indica que las definiciones de pesquerías independientes son más aptas para este modelo de evaluación. La tercera pesquería palangrera (sur tropical de alta mar) presenta la mayor proporción de patudo grande entre las seis pesquerías palangreras (Figura 6) y por ende se supone que tiene selectividad asintótica.

#### **2.2. Características de la flota de estudio: definición**

Desde la última evaluación de referencia, las flotas de estudio están desconectadas de la estructura de la pesquería, la captura total y la composición de la captura. En el OPO, no había estudios independientes de la pesca sobre la abundancia de atún y la composición por talla; en este contexto, el término "estudio" se refiere a una flota que tiene datos (por ejemplo, índice de abundancia y composición por talla) pero no realiza capturas (Methot y Wetzel 2013). Para el enfoque de "áreas como flotas", sobre el cual se basa la evaluación, el índice de abundancia y los datos de composición asociados deben reflejar las condiciones de la totalidad de la población de patudo en el OPO (Maunder *et al.* 2020a). Por ende, el índice de abundancia de una flota de estudio debe calcularse mediante un enfoque de ponderación por área para todo el dominio espacial más que para un área definida para la pesquería. Los datos de composición asociados al índice de abundancia de estudio deberían ponderarse espacialmente por la tasa de captura y agruparse también en todo el dominio espacial.

En la evaluación del atún patudo en el OPO, la flota de estudio se basa en la CPUE dependiente de la pesca y en datos de composición por talla recolectados por buques palangreros comerciales japoneses que pescan atún patudo de manera persistente. Entre todos los buques palangreros de aguas lejanas operados en el OPO, los buques palangreros japoneses tienen la mayor cobertura espacial dentro del OPO y el mayor historial de datos de bitácora de alta calidad, brindando así la información necesaria para la

estandarización de un índice de abundancia fiable con un gran contraste en el tiempo. En el modelo de la evaluación exploratoria, ajustamos la definición de la flota de estudio de palangre, así como la metodología utilizada en la estandarización del índice de abundancia y de las composiciones por talla asociadas.

En el modelo de la última evaluación de referencia, se definen dos flotas de estudio de palangre con base en el periodo de operación: 'temprano' (1979-1992) y 'tardío' (1995-2019). La capturabilidad y la selectividad se estiman por separado para las dos flotas de estudio y el coeficiente de variación (CV) del índice de abundancia tardío es fijo, mientras que el del índice temprano es estimado. La razón principal por la que se divide el índice de abundancia de palangre en dos periodos de tiempo es que las configuraciones de arte de los buques palangreros japoneses cambiaron abruptamente en 1993 y 1994. Específicamente, en 1993-1994 se dio un cambio rápido tanto en el número de anzuelos entre flotadores (AEF) como en el material de la línea principal, dos indicadores clave de la distribución por profundidad de los anzuelos en la columna de agua. Debido a que la distribución por profundidad del atún patudo en el OPO se ve influenciada por la talla corporal (Schaefer y Fuller 2010), estos cambios notables en las configuraciones de arte son susceptibles de generar un cambio temporal en la capturabilidad y selectividad de la flota de estudio.

Actualmente, las buenas prácticas del modelado de la CPUE desaconsejan la división del índice de abundancia por tiempo en bloques de tiempo separados y no coincidentes, salvo que existan pruebas claras de que la capturabilidad y la selectividad de estudio no son constantes (Hoyle *et al. en prep.*). La división del índice de abundancia por tiempo supone el desperdicio de una gran cantidad de información en los datos de CPUE, particularmente la tendencia continua de la abundancia de la población durante un periodo largo. Hoyle *et al.* sostienen que, en caso de especificación errónea del modelo de evaluación, la división del índice de abundancia puede introducir sesgo ya que el modelo puede no ser capaz de escalar de manera fiable los índices de abundancia divididos. Por ende, es conveniente que los analistas al menos consideren si el cambio estimado en la capturabilidad en la división tiene sentido. Con respecto a este punto, retomamos la definición de estudio en la evaluación exploratoria al verificar el cambio estimado en la capturabilidad y la selectividad en la división.

Efectivamente, el modelo de la última evaluación de referencia estima una capturabilidad y selectividad similares para las flotas de estudio de los periodos temprano y tardío. La capturabilidad estimada del periodo temprano ( $1.58 \pm 0.39$ ) es ligeramente más alta que la del periodo tardío ( $1.34 \pm 0.13$ ). Las curvas de selectividad estimadas para los dos periodos de tiempo también están estrechamente alineadas (Figura 7). Este resultado es contrario a lo esperado ya que la capturabilidad de la principal especie objetivo (el atún patudo para la pesquería palangrera japonesa en el OPO) tiende a incrementar en el tiempo debido a las constantes mejoras en la tecnología y conocimientos pesqueros. Este resultado ilógico sugiere que el modelo de evaluación está probablemente mal especificado y no es capaz de escalar de manera fiable los dos índices de abundancia. Por lo tanto, se realiza un análisis para evaluar la sensibilidad de los resultados de modelos a la decisión de dividir el índice de abundancia por tiempo.

### **2.3. Características de la flota de estudio: metodología de estandarización**

Los índices de abundancia relativa son un dato sumamente importante para los modelos de evaluación ya que determinan directamente los cambios en la abundancia de la población en el tiempo (Francis 2011). Idealmente, los índices de abundancia deben calcularse a partir de datos de estudio independientes de la pesca, recolectados mediante las mismas artes de pesca y operaciones de pesca a lo largo del tiempo para asegurar una capturabilidad y selectividad constantes, y deben presentar un diseño de muestreo aleatorio o fijo en el espacio. Sin embargo, para la mayoría de las especies de atún en el mundo, entre ellas el atún patudo en el OPO, no se dispone de datos de estudio. Por lo tanto, los índices de abundancia se derivan únicamente de datos de CPUE dependientes de la pesca. Estos datos deben estandarizarse para que el

índice de abundancia resulte aproximadamente proporcional a la abundancia de la población (Maunder y Punt 2004). Para lograr esto, el modelo de estandarización debe eliminar aquella parte de la variación en los datos de CPUE que no se deba a cambios en la abundancia de la población. Además, el modelo de estandarización debe imputar la abundancia de peces en los lugares sin pesca y emplear un enfoque de ponderación por área para calcular el índice de abundancia para la población para todo el dominio espacial de la pesquería (Thorson *et al.* 2015).

Empleamos un modelo VAST delta generalizado espaciotemporal lineal mixto (Thorson y Barnett 2017) para estandarizar los datos de CPUE de palangre de Japón para el atún patudo en el OPO. VAST es un paquete en R de código abierto<sup>2</sup> que ha ganado popularidad recientemente en la estandarización de datos de CPUE dependientes de la pesca para atunes (Ducharme-Barth *et al.* 2022, Maunder *et al.* 2020b, Satoh *et al.* 2021, Xu *et al.* 2019). Los datos de CPUE dependientes de la pesca, incluidos los de atunes, no se distribuyen aleatoriamente en el espacio. Tienden a concentrarse en áreas con alta abundancia de peces o lugares donde es fácil pescar (un fenómeno conocido como muestreo preferencial) y no cubren la totalidad del caladero en un trimestre o incluso en un año. VAST es capaz de estimar correlaciones espaciales y temporales y de utilizar esa información para imputar la abundancia de los peces en lugares sin pesca a partir de datos de CPUE de zonas aledañas.

Para estandarizar la CPUE palangrera de la flota de estudio, VAST modela por separado la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva para tener en cuenta las observaciones infladas en cero de tasa de captura. Concretamente, especificamos VAST para utilizar las funciones de enlace *logit* y *log* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores lineales incluyen un término de intercepción (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo, un término espaciotemporal variable con el tiempo, un término de covariable de capturabilidad (con AEF como *spline* de 3 nudos) y un término de efectos de buque. De estos cinco términos, el término de intercepción y el término de covariable de capturabilidad se estiman como efectos fijos y los otros tres términos se estiman como efectos aleatorios. Este modelo VAST trata los cuatro trimestres por igual (sin componente estacional), de acuerdo con el enfoque de “trimestres como años” que se emplea en el modelo de evaluación.

Además de los datos de CPUE, existe la necesidad de estandarizar los datos de composición asociados al índice de abundancia (Maunder *et al.* 2020a). En general, solamente una pequeña parte de los datos de CPUE cuentan con datos de composición correspondientes, lo cual indica que los datos de composición se distribuyen de manera más dispersa en el espacio que los datos de CPUE. Dado que los datos de composición para la flota de estudio deben representar la condición de toda la población, se requiere un modelo espaciotemporal por talla para imputar la frecuencia de talla para lugares no muestreados y calcular frecuencias de talla ajustadas a la CPUE y ponderadas por área para la flota de estudio.

Para estandarizar la CPUE de palangre por talla para la flota de estudio, VAST modela la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva por separado para tener en cuenta las observaciones infladas en cero de tasa de captura por talla o. Concretamente, especificamos VAST para utilizar las funciones de enlace *logit* y *log* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores lineales incluyen un término de intercepción (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo y un término espaciotemporal variable con el tiempo. De estos tres términos, el término de intercepción se estima como efectos fijos y los otros dos términos se estiman como efectos aleatorios. No se incluye en este modelo ni el término de covariable de capturabilidad (AEF) ni el término de efectos de buque ya que no están disponibles en los datos de composición por talla de

---

<sup>2</sup> <https://github.com/James-Thorson-NOAA/VAST>

palangre de Japón. Este modelo VAST trata los cuatro trimestres por igual (sin componente estacional), de acuerdo con el enfoque de “trimestres como años” que se emplea en el modelo de evaluación.

Los datos de CPUE para la estandarización se recolectan a partir de buques palangreros comerciales japoneses y se agrupan en una resolución de celdas de 1° x mes x buque x AEF a partir de una base de datos operacionales. Los buques palangreros comerciales japoneses también proporcionan datos de composición asociados, que comprenden las composiciones tanto por talla como por peso y se notifican en diversas resoluciones espaciales y tamaños de intervalo. Para la flota de estudio, seleccionamos únicamente los datos de composición por talla con una resolución espacial de 1° x 1° y un tamaño de intervalo de 1 o 2 cm.

### 2.3.1. El índice de abundancia

El primer cambio implementado en la metodología de estandarización para la flota de estudio se refiere al dominio espacial en el que se basan las estandarizaciones del índice de abundancia y frecuencias de talla asociadas. En la última evaluación de referencia, el dominio espacial se restringe al caladero de palangre “principal”, que incluye únicamente las celdas de 1° x 1° con un mínimo de 80 trimestres de datos de CPUE entre 1979 y 2019 (Figura 8), con el objetivo de responder a la preocupación de que la marcada contracción hacia el oeste del caladero de palangre japonés en los últimos diez años pueda provocar un sesgo en el índice en esos años. Al ajustar el modelo de estandarización de CPUE a los datos recolectados únicamente a partir del caladero principal, se redujo el impacto potencial de la imputación espacial sesgada de la abundancia de peces en lugares sin pesca sobre la precisión del índice de abundancia estandarizado.

Los hallazgos de estudios recientes (Xu *et al. en prep.*) sugieren que la restricción de la estandarización de la CPUE al caladero principal, donde la tasa de reducción es relativamente lenta, conduce probablemente a un índice de abundancia hiperestable para el atún patudo en el OPO. En los últimos veinte años, se ha observado una evidente reducción local de la población de atún patudo en el OPO oriental. Las tasas de captura de patudo, tanto en la pesquería palangrera (Xu *et al. en prep.*) como en la pesquería OBJ ([FAD-05 INF-D](#)), han disminuido marcadamente más rápido en el caladero tropical al este de 110°O que al oeste de 110°O. Durante el mismo periodo, los buques palangreros japoneses se han retirado gradualmente del caladero oriental, donde los datos son relativamente escasos y que se ha excluido del caladero principal (Figura 8). Por ende, el índice de abundancia estandarizado para el patudo en el caladero principal, donde los niveles de reducción son menores, no refleja la tendencia de la población en el OPO entero. Es probable que subestime la tasa a la que la población de patudo en el OPO ha disminuido con el tiempo. En esta evaluación exploratoria, ampliamos la definición del caladero principal para incluir las celdas de 1° x 1° con un mínimo de 20 trimestres de datos de CPUE entre 1979 y 2019, lo que permite incluir el OPO oriental en el dominio espacial para la estandarización de la CPUE (Figura 8). Como es de esperarse, el índice de abundancia estimado a partir del nuevo dominio espacial disminuye más rápidamente entre 1979 y 2019 (Figura 9).

El segundo cambio que realizamos en la metodología de estandarización para la flota de estudio se refiere al supuesto en el que se basa la imputación de la abundancia de peces para lugares sin pesca. Dado que el dominio espacial se extiende más allá del caladero principal anterior para abarcar lugares con datos de CPUE relativamente escasos, el índice de abundancia de esta evaluación exploratoria se ve más influenciado por las densidades de peces imputadas para lugares sin pesca. Por ende, es de suma importancia atender los sesgos potenciales asociados al proceso de imputación, particularmente en este caso en el que los datos de CPUE dependientes de la pesca se muestrean de manera preferencial. La mayoría de los modelos de estandarización de CPUE, incluido el que utilizamos en esta evaluación exploratoria, no pueden tomar en cuenta explícitamente el muestreo preferencial en el proceso de imputación. Al no tener en cuenta el muestreo preferencial en los datos de CPUE dependientes de la pesca,

se genera un sesgo positivo en la densidad de peces imputada para lugares sin pesca. A medida que se va ampliando con el tiempo la extensión de los lugares sin pesca, debido a la contracción de la pesquería palangrera japonesa derivada de la reducción de las poblaciones, la imputación con sesgo positivo adquiere un papel cada vez más importante en el índice de abundancia ponderado por área, lo que produce un índice de abundancia hiperestable.

El término espaciotemporal, que describe cómo el patrón espacial de la densidad de peces cambia con el tiempo, debe interpolarse para cada lugar y periodo. En el modelo de estandarización de CPUE desarrollado para la última evaluación de referencia, se supone que el término espaciotemporal es temporalmente independiente pero que está correlacionado espacialmente según la función de Matérn. Así, los términos espaciotemporales para el OPO oriental sin pesca se interpolan únicamente a partir de datos recolectados del OPO occidental con pesca durante el mismo año-trimestre. Este enfoque ignora la concurrencia de la reducción local y muestreo preferencial, lo que genera imputaciones con sesgo positivo de la densidad del patudo en el OPO oriental. Para obtener imputaciones más realistas de la densidad del patudo en el OPO oriental, modificamos el supuesto para que los términos espaciotemporales se correlacionen tanto en el espacio como en el tiempo. Concretamente, ahora se supone que los términos espaciotemporales siguen un proceso de paseo aleatorio en el tiempo para capturar el cambio direccional en la distribución espacial de la abundancia del patudo en el tiempo (el patrón marcado de reducción local). Bajo este supuesto, los términos espaciotemporales para el OPO oriental sin pesca se interpolan a partir de datos recolectados no solamente del OPO occidental con pesca en el mismo año-trimestre sino también del OPO oriental en años adyacentes con pesca. La dinámica espaciotemporal de la densidad del patudo predicha por el modelo de estandarización de CPUE mejorado demuestra la evolución de la reducción del patudo en el OPO (Figura 10). Un reciente estudio de simulación realizado por el personal (Xu *et al. en prep.*) muestra que este supuesto produce para el atún patudo en el OPO un índice de abundancia menos sesgado que el supuesto anterior. Como es de esperarse, el índice de abundancia estimado con base en este supuesto indica una tendencia de la población más pesimista que el índice de abundancia estimado con base en el supuesto anterior (Figura 9).

### **2.3.2. Datos de composición asociados al índice de abundancia**

En este análisis exploratorio, también se mejora la metodología de estandarización para los datos de composición asociados al índice de abundancia. Los datos de composición por talla para la flota de estudio deben ponderarse espacialmente por la CPUE. Para garantizar la coherencia con el modelo de estandarización de CPUE, también se amplía el dominio espacial del modelo espaciotemporal por talla para la estandarización de la composición (Figura 8). Se ha realizado otro cambio importante al cálculo de los datos de composición por talla para la flota de estudio. Anteriormente, el modelo por talla se ajustaba a datos de CPUE por talla que se obtenían emparejando datos de CPUE de palangre de Japón con datos de frecuencia de talla de palangre de Japón. Los datos de frecuencia de talla son mucho más escasos que los datos de CPUE (Figura 11). De hecho, menos del 30% de las grillas de CPUE contienen datos de frecuencia de talla en un año-trimestre determinado, con un promedio histórico inferior al 15% (Figura 12). Este procedimiento de emparejamiento de datos provoca el desperdicio de una gran cantidad de datos de CPUE. Para superar esta limitación, el nuevo modelo espaciotemporal por talla se ajusta únicamente a datos de frecuencia (es decir, proporción) de talla. Posteriormente el campo espaciotemporal predicho de frecuencia de talla de este modelo se empareja con el campo espaciotemporal predicho de densidad de peces del modelo de estandarización de CPUE. Este nuevo enfoque incluye todos los datos de CPUE disponibles, en vez de depender de un promedio inferior al 15% de los datos de CPUE, con el fin de proporcionar una distribución espaciotemporal más exacta y precisa de la densidad del patudo para la ponderación de las frecuencias de talla para la flota de estudio.

## 2.4. Características de las pesquerías: la fuente de los datos de composición de tallas de palangre

En la última evaluación de referencia, el cálculo de los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras dependía únicamente de los datos de composición por talla de los buques palangreros comerciales japoneses. Sin embargo, se han planteado preocupaciones en torno a la representatividad de los datos de composición por talla de palangre de Japón recolectados en años recientes. La contribución de la captura palangrera japonesa a la captura palangrera total ha ido disminuyendo continuamente en el tiempo, de casi el 100% antes de 1985 a menos del 25% desde 2017 (Figura 13). Además, tanto la cobertura espacial (Figura 14) como el tamaño de la muestra (Figura 15) de los datos de composición por talla de palangre de Japón disminuyeron notablemente en los años 2010. Dado que los datos de composición para las pesquerías deben ponderarse espacialmente por la cantidad de captura, resulta razonable ampliar la fuente de los datos de composición para las pesquerías palangreras a otros CPC.

En esta evaluación exploratoria, incluimos datos de composición por talla de palangre de Corea para proporcionar frecuencias de talla conjuntas para las pesquerías palangreras. Existen varias razones por las que se eligió Corea como fuente adicional de datos de composición para las pesquerías palangreras. En primer lugar, recientemente Corea ha reemplazado a Japón como el país palangrero más importante para el atún patudo en el OPO (Figura 13). En segundo lugar, Corea remite habitualmente datos de composición por talla de alta resolución ( $1^\circ \times 1^\circ$ ) a la base de datos de la CIAT. En último lugar, gran parte de las grillas donde se dispone de datos de composición por talla de Corea no están cubiertas por datos de composición por talla de Japón (Figura 14). La ampliación de la fuente de datos a múltiples flotas permite una mayor cobertura espacial del caladero palangrero en el OPO. El tamaño de la muestra de los datos de composición por talla de Corea anteriores a 2011 es insignificante, por lo que se incluyen solamente los datos de 2011 y años posteriores en el cálculo de las frecuencias de talla conjuntas para pesquerías palangreras. Las pesquerías palangreras correspondientes a la segunda y tercera áreas de palangre (ver Figura 4) son las dos pesquerías palangreras más importantes en términos de cantidad de captura. Desde 2011, los datos de composición por talla de Corea que se recolectan corresponden principalmente a estas dos pesquerías palangreras y representan la mayor parte del tamaño de la muestra en la segunda área de palangre y alrededor de la mitad del tamaño de la muestra en la tercera área de palangre (Figura 15).

Se desarrolla un algoritmo<sup>3</sup> para calcular los datos de composición por talla conjunta para las pesquerías palangreras. Primero, filtramos por separado los datos brutos de composición por talla de Japón y Corea, eliminando los estratos de  $5^\circ \times 5^\circ$  x trimestre con un tamaño de muestra menor a 16. Posteriormente, ponderamos las frecuencias de talla por país de acuerdo con la proporción de la captura en el mismo estrato para obtener frecuencias de talla conjuntas por estrato. Por último, estas frecuencias de talla se ponderan espacialmente por la captura total de patudo (la suma de todos los países) en números para cada área de palangre, derivando frecuencias de talla conjuntas ponderadas por la captura para cada pesquería palangrera. Las frecuencias de talla conjuntas son notablemente distintas a las frecuencias de talla de Japón en el caso de las dos pesquerías palangreras más importantes. Esta diferencia podría deberse a que las dos flotas tienen una selectividad de contacto diferente u operan en lugares diferentes. De manera general, las frecuencias de talla conjuntas sugieren una mayor proporción del patudo más grande (Figura 16).

## 2.5. Características de las pesquerías: bloques de tiempo para la selectividad de palangre

Las curvas de selectividad de algunas pesquerías, si no es que todas, son susceptibles de cambiar con el tiempo. El algoritmo de árbol de regresión en el que se basan las definiciones de pesquerías se ha diseñado para hallar la mayor disminución en la heterogeneidad de los datos de composición por talla al dividir los datos en subgrupos más homogéneos. Sin embargo, las composiciones por talla de las pesquerías se

<sup>3</sup> [https://github.com/HaikunXu/IATTCassessment/blob/master/R/II\\_fisheries\\_lf\\_joint.R](https://github.com/HaikunXu/IATTCassessment/blob/master/R/II_fisheries_lf_joint.R)

ponderan espacialmente por la cantidad de captura. Si las distribuciones espaciales de la abundancia de peces y de la intensidad de pesca varían con el tiempo dentro de un área de pesquería, la selectividad de la pesquería de dicha área puede potencialmente variar con el tiempo.

En la última evaluación de referencia, todas las curvas de selectividad del palangre se estiman por separado para dos periodos de tiempo: 1979-1993 y 1994-2019. La razón principal por la que se dividieron todas las curvas de selectividad de palangre en dos bloques de tiempo es el cambio repentino en el arte de pesca de palangre entre 1993 y 1994, que se caracterizó por un aumento de AEF y una mejora del material de la línea principal. En esta evaluación exploratoria, añadimos otro bloque de tiempo, separado por el año 2011, a todas las curvas de selectividad de palangre por las siguientes tres razones: 1) los datos de composición por talla de palangre provienen de una sola fuente (Japón) antes de 2011 y de dos fuentes (Japón y Corea) desde 2011; 2) la composición de la captura de palangre por CPC cambia notablemente desde 2011 y en particular, la contribución de la captura palangrera de Japón disminuyó rápidamente a partir de 2011 y 3) la distribución espacial de la captura palangrera cambió marcadamente a partir de 2011 (Figura 17). De hecho, las frecuencias de talla agrupadas desde 2011 de las pesquerías son marcadamente diferentes de las anteriores a 2011, particularmente para las dos pesquerías palangreras más importantes, 2 y 3 (Figura 18). Lo anterior justifica aún más la división temporal de la selectividad de las pesquerías palangreras en 2011.

## **2.6. Características de las pesquerías: la metodología de cálculo de las frecuencias de talla de palangre**

Se ha mejorado la metodología para el cálculo de datos de composición por talla para pesquerías palangreras. En la última evaluación de referencia, se calculan datos de composición por talla para pesquerías palangreras ajustando espacialmente las composiciones por talla brutas a la cantidad de captura. Dicha metodología presenta una limitación significativa ya que una gran proporción de las capturas palangreras no contribuyen al cálculo de frecuencias de talla para pesquerías debido al carácter disperso de la distribución de los datos de composición por talla de palangre en el espacio (Figura 14). Estos datos cubren solamente un pequeño porcentaje de las grillas con capturas positivas ya que menos del 15% de las grillas con capturas japonesas positivas cuentan con composiciones por talla asociadas, en promedio, tal como lo muestra la Figura 12. Por consiguiente, las frecuencias de talla que se calculan ajustando espacialmente las composiciones por talla brutas a la captura pueden no representar adecuadamente la extracción de las pesquerías.

Para superar este problema, desarrollamos modelos espaciotemporales por talla para imputar la frecuencia de talla para las capturas sin las composiciones por talla correspondientes. Este nuevo enfoque permite calcular frecuencias de talla para pesquerías palangreras que se basan en la totalidad de las capturas palangreras y no en un pequeño porcentaje de las mismas. Las frecuencias de talla de palangre conjuntas se basan en datos recolectados por Japón y Corea, entonces se desarrollan dos modelos espaciotemporales por talla y se ajustan por separado a los datos de composición por talla de Japón y de Corea.

Las frecuencias de talla estandarizadas para los dos países se ajustan a la captura por pabellón y luego se suman para cada área de palangre, derivando frecuencias de talla estandarizadas para pesquerías palangreras. Los dos modelos espaciotemporales por talla tienen las mismas especificaciones que los de las composiciones por talla de estudio y las frecuencias de talla estandarizadas para pesquerías palangreras también tienen un tamaño de intervalo de 10 cm. Las ponderaciones de Francis de las frecuencias de talla estandarizadas de las pesquerías son alrededor del doble de las de las frecuencias de talla de pesquería no estandarizadas. Habida cuenta de que las frecuencias de talla de palangre no estandarizadas ya son muy influyentes en la escala de la población estimada, como lo sugiere el perfil de verosimilitud de  $R_0$ , se aplican  $0.5 \times$  ponderaciones de Francis a las frecuencias de talla estandarizadas de las pesquerías.

### 3. IMPACTO DE LAS MEJORAS SOBRE EL NUEVO MODELO “BASE”

Elegimos un modelo de referencia (Env-Fix; ver Tabla 2 en [SAC-11-06](#) para conocer la definición del modelo) de la evaluación de referencia anterior como plataforma para ilustrar los impactos de las mejoras propuestas sobre los resultados de los modelos. En este modelo de referencia, suponemos que existe un cambio de régimen en el reclutamiento después de 1993, solo una de las pesquerías palangreras durante 1994-2019 tiene selectividad asintótica y tanto el crecimiento como la mortalidad natural son conocidos. Con el fin de evaluar el impacto de cada mejora por separado, las seis mejoras se realizan progresivamente, de manera escalonada. En esta sección se comparan un total de siete modelos: el modelo de referencia elegido SAC11 (Env-Fix) y seis modelos escalonados (Tabla 5). En la siguiente sección se mostrará el impacto de las seis mejoras en conjunto sobre los resultados de otros modelos de referencia.

Se utiliza la trayectoria del nivel de reducción estimado para evaluar el impacto de las seis mejoras sobre resultados de la evaluación (Figura 19). La redefinición de las pesquerías, por sí sola, tiene un impacto insignificante sobre la reducción estimada (M1 vs. M0). La eliminación del bloque de tiempo en el índice de abundancia de estudio y los datos de composición por talla asociados también tiene un efecto menor sobre el nivel de reducción estimado (M2 vs. M1). Este resultado corresponde a lo que esperábamos, basándonos en las similitudes tanto en la capturabilidad como en la selectividad entre los periodos temprano y tardío. El uso de un mejor índice de abundancia de estudio y datos de composición por talla asociados produce un periodo temprano con menos reducción y un periodo tardío con más reducción (M3 vs. M2). Este cambio en la tendencia de reducción estimada se debe principalmente al nuevo índice de abundancia, que sugiere una disminución más rápida de la abundancia de la población a lo largo del tiempo. La incorporación de Corea como fuente adicional de datos de composición para pesquerías palangreras tiene una influencia menor sobre el nivel de reducción estimado (M4 vs. M3). La inclusión de otro bloque de tiempo en 2011 en las curvas de selectividad de la pesquería palangrera produce estimaciones de reducción marcadamente más optimistas (M5 vs. M4) a lo largo del tiempo. En comparación, el uso de frecuencias de talla estandarizadas para pesquerías palangreras ocasiona un aumento notable en el nivel de reducción estimado (M6 vs. M5). En resumen, los resultados de la evaluación son más sensibles a algunos cambios realizados con respecto a la selectividad de palangre y las frecuencias de talla.

### 4. DIAGNÓSTICOS DEL NUEVO MODELO “BASE”

M6 incorpora las seis mejoras aportadas al modelo y es el producto final del proceso de mejora escalonado. Por ende, de los modelos M1 a M6, se selecciona M6 como nuevo modelo “base” para este análisis exploratorio. Para evaluar el desempeño del nuevo modelo “base”, se realizan diversos diagnósticos del modelo, entre ellos el perfil de verosimilitud de  $R_0$ , un análisis retrospectivo y un modelo de producción estructurado por edad.

#### 4.1. Perfil de verosimilitud de $R_0$

El reclutamiento sin pesca ( $R_0$ ), definido como el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca, es un parámetro clave en la relación población-reclutamiento que influye en la escala de abundancia absoluta. El perfil de verosimilitud del modelo (es decir, la verosimilitud logarítmica 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 del modelo se deriva al ejecutar el nuevo modelo “base” varias veces con un rango de  $R_0$  fijos alrededor de la estimación de verosimilitud máxima. 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 estimación de abundancia absoluta.

El perfil de verosimilitud de  $R_0$  para el nuevo modelo “base” sugiere la existencia de un conflicto de datos entre las pesquerías y flotas de estudio (Figura 20). Específicamente, el índice de abundancia y los datos

de composición asociados para la flota de estudio indican una abundancia absoluta más alta que la estimación de verosimilitud máxima (EVM). Sin embargo, no incluyen información sobre cuán alta debe ser la abundancia absoluta. En cambio, los datos de composición de pesquería apuntan a una abundancia absoluta ligeramente menor a la EVM. La penalización de reclutamiento, que es otro componente importante de la verosimilitud total, penaliza sustancialmente una estimación de abundancia absoluta menor a la EVM.

#### **4.2. Análisis retrospectivo**

El análisis retrospectivo es una herramienta diagnóstica usada para evaluar la coherencia de un modelo de evaluación de poblaciones de un año a otro (Mohn 1999). La incoherencia en las estimaciones de modelos de un año a otro, a medida que se incorporan nuevos datos, indica una posible especificación errónea del modelo de evaluación. Habitualmente, este análisis se lleva a cabo eliminando progresivamente los datos del año anterior del modelo de evaluación sin cambiar la estructura del modelo ni los supuestos. De esta manera, el análisis retrospectivo puede mostrar el efecto de la inclusión de nuevos datos sobre las cantidades estimadas.

En el caso del nuevo modelo "base", el análisis retrospectivo se realizó eliminando cuatro veces los datos de los últimos cuatro trimestres. Las estimaciones de biomasa reproductora muestran un patrón retrospectivo notable (Figura 21), lo cual sugiere una probable especificación errónea del nuevo modelo "base". Sospechamos que la razón principal de este patrón es la discrepancia entre la selectividad supuesta y empírica para la tercera pesquería palangrera desde 2011. Se supone que esta selectividad es asintótica, pero la selectividad empírica sugiere que tiene forma de domo (ver F3 en la Figura 22). La escala de la biomasa reproductora estimada se ve fuertemente influenciada por los datos de composición en asociación con una selectividad asintótica supuesta. Dado que la selectividad empírica sugiere una curva en forma de domo marcado, el modelo de evaluación interpreta esta discrepancia como si la población estuviera muy reducida. Es decir, los datos de composición para dicha pesquería desde 2011 tienden a disminuir la escala de la biomasa reproductora estimada. El número de años con una selectividad asintótica supuesta es relativamente bajo, entonces las estimaciones de biomasa reproductora se reducen notablemente con la inclusión de nuevos datos.

#### **4.3. Modelo de producción estructurado por edad**

El modelo de producción estructurado por edad (ASPM, por sus siglas en inglés) es una herramienta diagnóstica utilizada para evaluar si un modelo de evaluación de poblaciones puede proporcionar una función de producción fiable para la población de interés (Maunder y Piner 2014). El ASPM se construye fijando todos los parámetros de selectividad a los valores estimados por el modelo de referencia y eliminando todos los componentes de la verosimilitud referentes a la composición de tallas de la verosimilitud total del modelo. Los resultados del ASPM sin desviaciones de reclutamiento, particularmente la biomasa reproductora, se comparan después con los del modelo de la evaluación de referencia. Si el ASPM sin desviaciones de reclutamiento no es capaz de imitar las tendencias en los índices de abundancia, podría deberse a que la población es impulsada por el reclutamiento, el modelo de referencia no está especificado correctamente o los índices de abundancia no son proporcionales a la abundancia de la población (Carvalho *et al.* 2017, Maunder y Piner 2014).

Las trayectorias de la biomasa reproductora estimada por el nuevo modelo "base" y el correspondiente ASPM sin desviaciones de reclutamiento muestran escalas y tendencias temporales similares (Figura 23). Esto sugiere que el nuevo modelo "base" es capaz de simular la dinámica de producción de la población razonablemente bien. El índice de abundancia predicho por el ASPM sigue de cerca el índice observado (Figura 24), lo que demuestra que el ASPM es capaz de simular precisamente la tendencia decreciente en la abundancia de la población en respuesta a un aumento de la mortalidad por pesca. En resumen, el buen

desempeño según los diagnósticos del ASPM indica que el modelo es capaz de estimar de manera fiable la escala de la abundancia de la población. La mayor biomasa estimada por el ASPM es coherente con el perfil de componentes de verosimilitud de  $R_0$  para el que el índice de abundancia respalda un  $R_0$  más alto.

#### 4.4. Resumen

El perfil de verosimilitud de  $R_0$  para el nuevo modelo “base” indica la presencia de un conflicto de datos entre el índice de abundancia y las composiciones de pesquería. Esta observación guarda coherencia con el modelo base anterior. El nuevo modelo presenta un patrón retrospectivo notable a lo largo de la trayectoria de la biomasa reproductora, lo cual no se observa en el modelo base anterior. El gran sesgo retrospectivo en la biomasa reproductora es un indicio de especificación errónea del modelo, la cual sospechamos que se debe principalmente a la incoherencia entre la selectividad supuesta (asintótica) y esperada (en forma de domo) para la tercera pesquería palangrera desde 2011. El sesgo retrospectivo negativo puede interpretarse como indicio de que el nuevo modelo “base” probablemente sobreestime la biomasa reproductora. Sin embargo, es probablemente producto de información contradictoria sobre la abundancia absoluta en conjuntos de datos diferentes. A medida que se van agregando al modelo más años de datos de composición por talla en el último bloque de tiempo de selectividad, que tiene una selectividad palangrera asintótica, las estimaciones de abundancia absoluta disminuyen y se acercan a la respaldada por los datos de composición por talla. El análisis de ASPM sugiere que el nuevo modelo “base” tiene una función de producción precisa para el atún patudo en el OPO y puede estimar la escala de la abundancia de la población. En cambio, el modelo base anterior carece de una función de producción realista para el atún patudo en el OPO (ver Figura A7 en SAC-08-06). En resumen, el nuevo modelo base es más fiable que el modelo anterior a la hora de estimar la abundancia y tendencia de la población.

### 5. EFECTOS DE LAS MEJORAS SOBRE LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

#### 5.1. Efectos sobre modelos individuales

Aplicamos las seis mejoras propuestas en la sección anterior a los doce modelos de referencia (inclinación=1) incluidos en la última evaluación de referencia del atún patudo en el OPO. Estos modelos poseen una estructura jerárquica basada en varios supuestos, de los cuales el más importante considera si el cambio de reclutamiento es real o se debe a una especificación errónea del modelo. Se utilizó una estadística de cambio de reclutamiento (relación entre la mediana del reclutamiento después de 1993 y la mediana del reclutamiento antes de 1993) en la última evaluación de referencia para probar la hipótesis del cambio de reclutamiento. Primero verificamos la estadística de cambio de reclutamiento para los nuevos modelos de referencia a los que la estadística resulta aplicable (Tabla 6). De los cuatro modelos de referencia en los que se supone que el cambio de reclutamiento es real, tres estiman un cambio de reclutamiento menor al 10%, lo cual contradice el supuesto de un cambio de reclutamiento. Por lo tanto, eliminamos esos tres modelos de la lista de modelos de referencia considerados en este análisis exploratorio (Tabla 7).

Posteriormente comparamos los nueve modelos de referencia seleccionados en este análisis exploratorio con los seleccionados en la última evaluación de referencia (inclinación=1) para evaluar el impacto de las seis mejoras sobre las estimaciones de cada modelo (Figura 25). Para evaluar el impacto de manera cuantitativa, utilizamos el cociente de biomasa reproductora (SBR), que corresponde a la relación entre la biomasa reproductora y la biomasa reproductora sin pesca. En general, las seis mejoras producen un cociente de biomasa reproductora terminal más alto para los cinco modelos de referencia pesimistas (Env-Fix, Srt-Fix, Srt-Gro, Srt-Mrt y Srt-Sel) y un cociente de biomasa reproductora terminal más bajo para los cuatro modelos de referencia optimistas (Gro, Mov, Mrt y Sel). En otras palabras, los nuevos cambios reducen la discrepancia entre los modelos de referencia optimistas y pesimistas (Figura 26).

## 5.2. Efectos sobre los modelos en conjunto

Una de las principales incertidumbres identificadas en la última evaluación de referencia del atún patudo en el OPO es el patrón bimodal en las cantidades de ordenación ([SAC-11-08](#)). Los modelos de referencia pueden dividirse en grupos pesimistas y optimistas de acuerdo con las estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS. El gran contraste en las cantidades de ordenación relacionadas con el RMS hace que los perfiles de verosimilitud conjunta para cantidades de ordenación, para los modelos en conjunto, muestren dos modas distintas. Esta bimodalidad en las cantidades de ordenación sugiere que existen dos posibles estados de naturaleza, lo que implica que la mortalidad por pesca actual del atún patudo en el OPO debería incrementarse o reducirse considerablemente para alcanzar los puntos de referencia objetivo. Además, el análisis de riesgos para el atún patudo indica que ninguno de los dos estados de naturaleza es marcadamente más probable, lo que dificulta aún más la provisión de asesoramiento de ordenación.

Para investigar si el patrón bimodal se ha reducido en este análisis exploratorio, calculamos la distribución conjunta de la reducción en el año terminal (es decir, el cociente de biomasa reproductora) para los modelos en conjunto con base en los nueve modelos de referencia seleccionados para este análisis exploratorio. Sin embargo, cabe notar que esta distribución conjunta no es apta para proporcionar asesoramiento de ordenación ya que no se deriva de un análisis de riesgos formal que pondere las estimaciones de los modelos según hipótesis y diagnósticos de modelos. Para la distribución conjunta, los modelos de referencia se ponderan por igual bajo cada hipótesis de reclutamiento dominante. Presentamos la distribución conjunta con el objetivo principal de demostrar el nivel de divergencia en las estimaciones de los modelos, lo que puede indicarnos si el patrón bimodal se ha reducido debido a las mejoras realizadas a los modelos de evaluación.

En este análisis exploratorio, se ha reducido considerablemente la bimodalidad en la distribución conjunta de la reducción en el año terminal (Figura 27). Este resultado no es sorprendente ya que las mejoras realizadas en este análisis exploratorio han reducido la discrepancia entre los modelos de referencia optimistas y pesimistas (Figura 26). La distribución conjunta de la evaluación de referencia anterior muestra dos modas distintas y distantes, una que se sitúa entre 0.1-0.15 y otra alrededor de 0.3. En cambio, la distribución conjunta de este análisis exploratorio no presenta dos modas distintas y distantes. Aunque existen dos picos notables alrededor de 0.16 y 0.26, la distribución conjunta general es de tipo unimodal.

## 6. DIRECCIONES FUTURAS

El personal de la CIAT está comprometido a seguir mejorando el modelo de evaluación del atún patudo en el OPO antes de la próxima evaluación de referencia, prevista para 2024. Se han identificado varios proyectos de investigación deseables para la próxima evaluación de referencia, incluyendo:

1. Aumentar el número de flotas pesqueras de palangre. Justificación: Este análisis exploratorio sugiere que los resultados de la evaluación son muy sensibles a los datos de composición de palangre, y que la distribución espacial de la captura palangrera ha cambiado de forma pronunciada a lo largo del tiempo: el esfuerzo de pesca se ha concentrado en unos pocos puntos álgidos en los últimos años.
2. Explorar formas alternativas de tratar los datos de composición de palangre de Japón y Corea. Justificación: las frecuencias de talla de estas dos flotas palangreras muestran patrones ligeramente diferentes. Podría deberse a una selectividad de contacto diferente, a distribuciones espaciotemporales diferentes del esfuerzo de pesca o a una combinación de ambas. Si las dos flotas palangreras tienen una selectividad de contacto similar, pueden combinarse en una

pesquería palangrera conjunta. De lo contrario, deben definirse como pesquerías palangreras separadas.

3. Mejorar el índice de abundancia de palangre mediante el uso de datos de CPUE más finos. Fundamento: según la gráfica Q-Q, el modelo espaciotemporal usado en la evaluación ha mostrado un ajuste inadecuado a los datos agregados de CPUE de palangre para el atún patudo en el OPO. El personal de la CIAT explorará si el ajuste del modelo puede mejorarse usando datos de CPUE por lance individual.
4. Mejorar la especificación de la mortalidad natural. Justificación: se dispone de una nueva curva paramétrica de mortalidad natural en Stock Synthesis, la plataforma en la que se basa la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Esta nueva curva puede tomar en cuenta tanto la mortalidad natural disminuida a medida que los juveniles crecen como la mortalidad natural aumentada a medida que las hembras alcanzan la madurez (Maunder *et al.* 2023).
5. Considerar otros cambios recomendados por los resultados del taller de CAPAM sobre buenas prácticas de evaluación de poblaciones de atunes.

## REFERENCIAS

- 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.
- Collette, B.B., Reeb, C., and Block, B.A. 2001. Systematics of the tunas and mackerels (Scombridae). *Fish physiology* 19: 1-33.
- Ducharme-Barth, N.D., Grüss, A., Vincent, M.T., Kiyofuji, H., Aoki, Y., Pilling, G., Hampton, J., and Thorson, J.T. 2022. Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardization: A simulation study and fishery application. *Fisheries Research* 246: 106169.
- 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.
- Hall, M., and Roman, M. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper*(568): I.
- Hurtado-Ferro, F., Punt, A.E., and Hill, K.T. 2014. Use of multiple selectivity patterns as a proxy for spatial structure. *Fisheries Research* 158: 102-115.
- IATTC. 2021. The tuna fisheries in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer.Trop. Tuna Comm., 12th Scient. Adv. Com. Meeting: SAC-12-03*.
- Lennert-Cody, C., and Hall, M. 2000. The development of the purse seine fishery on drifting Fish Aggregating Devices in the eastern Pacific Ocean: 1992-1998.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Minami, M. 2013. Defining population spatial units: Simultaneous analysis of frequency distributions and time series. *Fisheries Research* 139: 85-92.
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., and Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: An example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102(3): 323-326.
- Matsumoto, T. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Bull IATTC* 24: 1-187.
- Maunder, M.N., and Harley, S.J. 2006. Evaluating tuna management in the eastern Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science* 78(3): 593-606.
- Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2014. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* 72(1): 7-18.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries research* 70(2-3): 141-159.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., and Kitakado, T. 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fisheries Research* 229: 105594.
- Maunder, M.N., Xu, H., Lennert-Cody, C., Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., and Minte-Vera, C.V. 2020b. Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. *Inter-Amer.Trop. Tuna Comm., 11th Scient. Adv. Com. Meeting: SAC-11 INF-F*.

- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86-99.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 56(4): 473-488.
- Okamoto, H., and Bayliff, W.H. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-american tropical tuna commission bulletin* 22(4): 221-431.
- Punt, A.E. 2019. Spatial stock assessment methods: a viewpoint on current issues and assumptions. *Fisheries Research* 213: 132-143.
- Satoh, K., Xu, H., Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., and Kitakado, T. 2021. Size-specific spatiotemporal dynamics of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) caught by the longline fishery in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 243: 106065.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2010. Vertical movements, behavior, and habitat of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained from archival tag data. *Marine Biology* 157: 2625-2642.
- Sun, C.-H., Maunder, M.N., Pan, M., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W.H., and Compeán, G.A. 2019. Increasing the economic value of the eastern Pacific Ocean tropical tuna fishery: Tradeoffs between longline and purse-seine fishing. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 169: 104621.
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches.
- 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., Shelton, A.O., Ward, E.J., and Skaug, H.J. 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES Journal of Marine Science* 72(5): 1297-1310.
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 99(2): 106-111.
- Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., and Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries research* 213: 121-131.
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V., Valero, J.L., Lennert-Cody, C., and Aires-da-Silva, A. 2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. *Inter-Amer.Trop. Tuna Comm.*, 11th Scient. Adv. Com. Meeting: SAC-11-06.

**TABLE 1.** The best four-split combination selected by the regression tree algorithm for the longline fishery for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The last column shows the percentage of variance in the length-frequency data being explained.

**TABLA 1.** La mejor combinación de cuatro divisiones seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión para la pesquería palangrera de atún patudo en el Océano Pacífico oriental. La última columna muestra el porcentaje de varianza explicada en los datos de frecuencia de talla.

División	Tipo	Valor	Varianza explicada
División1	Latitud	15°S	5.86%
División2	Longitud	105°O	7.83%
División3	Latitud	5°S	9.79%
División4	Longitud	90°O	10.72%

**TABLE 2.** The best four-split combination selected by the regression tree algorithm for the OBJ fishery for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The last column shows the percentage of variance in the length-frequency data being explained.

**TABLA 2.** La mejor combinación de cuatro divisiones seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión para la pesquería OBJ de atún patudo en el Océano Pacífico oriental. La última columna muestra el porcentaje de varianza explicada en los datos de frecuencia de talla.

División	Tipo	Valor	Varianza explicada
División1	Longitud	110°O	10.53%
División2	Longitud	100°O	11.92%
División3	Longitud	125°O	13.21%
División4	Latitud	15°S	13.93%

**TABLE 3.** The best four-split combination selected by the regression tree algorithm for the NOA fishery for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The last column shows the percentage of variance in the length-frequency data being explained.

**TABLA 3.** La mejor combinación de cuatro divisiones seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión para la pesquería NOA de atún patudo en el Océano Pacífico oriental. La última columna muestra el porcentaje de varianza explicada en los datos de frecuencia de talla.

División	Tipo	Valor	Varianza explicada
División1	Longitud	130°O	9.14%

**TABLE 4.** A summary of the fishery fleets defined for the exploratory assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. Fleet-specific definition of column "Area" can be found in Figure 4.

**TABLA 4.** Un resumen de las flotas pesqueras definidas para la evaluación exploratoria del atún patudo en el OPO. PS = cerco; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances no asociados; DEL = lances sobre delfines. Se presenta una definición de la columna "Área" para cada flota en la Figura 4.

Número de flota	Arte	Tipo de lance	Área	Datos de captura	Unidad
1	LL	-	1	Sólo captura retenida	1,000
2			2		
3			3		
4			4		
5			5		
6			6		
7	LL	-	1	Sólo captura retenida	Toneladas
8			2		
9			3		
10			4		
11			5		
12			6		
13	PS	OBJ	1	Captura retenida + descartes (ineficiencias)	Toneladas
14			2		
15			3		
16			4		
17			5		
18	PS	OBJ	1-5	Descartés (clasificación por talla)	Toneladas
19	PS	NOA+DEL	1	Captura retenida + descartes (todos)	Toneladas
20			2		

**TABLE 5.** Model list for the stepwise analysis of model improvements on assessment results. The stepwise manner means each improvement is made additional to all previous improvements.

**TABLA 5.** Lista de modelos para el análisis escalonado del impacto de las mejoras de los modelos sobre los resultados de la evaluación. El método escalonado consiste en realizar cada mejora de manera adicional a todas las mejoras anteriores.

Modelo	Componente	Mejora
M0		Modelo "base" SAC11 (Env-Fix)
M1	Definición de pesquerías	Mejores definiciones de pesquerías
M2	Flota de estudio	No dividir el índice de abundancia y datos de composición por talla asociados en dos periodos de tiempo
M3		Mejor índice de abundancia y composiciones por talla asociadas
M4	Pesquerías	Composiciones por talla conjuntas (Japón + Corea) para pesquerías palangreras
M5		Incorporación de otro bloque de tiempo en 2011 a las curvas de selectividad de las pesquerías palangreras
M6		Estandarizar las composiciones por talla conjuntas para pesquerías palangreras

**TABLE 6.** Recruitment shift statistic for the eight reference models to which the statistic can be applied. SAC11 and SAC14 represent the models in the last benchmark assessment and this exploratory analysis, respectively.

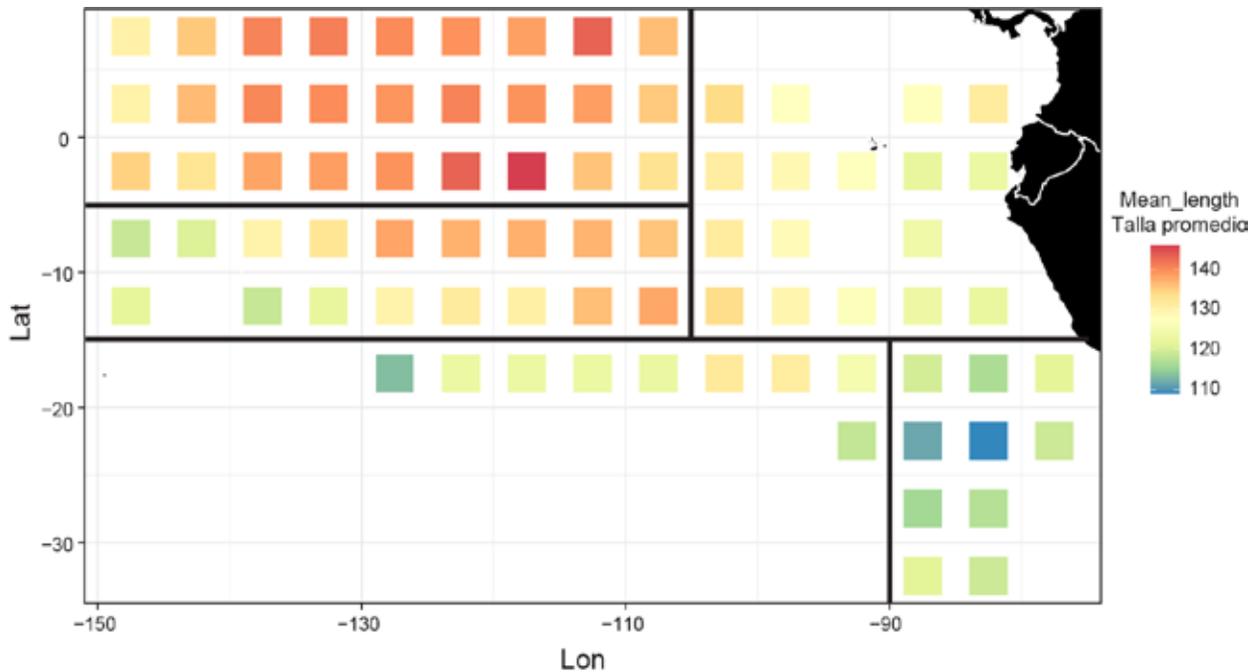
**TABLA 6.** Estadística de cambio de reclutamiento para los ocho modelos de referencia a los que se puede aplicar esta estadística. SAC11 y SAC14 representan los modelos de la última evaluación de referencia y de este análisis exploratorio, respectivamente.

Fuente	El cambio de régimen es real				El cambio de régimen no es real			
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel
SAC11	2.4	1.5	1.8	1.6	1.2	1.3	1.4	1.3
SAC14	1.5	1.0	1.1	1.1	1.0	1.2	1.1	1.1

**TABLE 7.** The list of reference models being considered in this exploratory analysis. Regime means whether a regime parameter for recruitment is estimated in the model, and the selectivity is for Fishery 3 in 2011-2019.

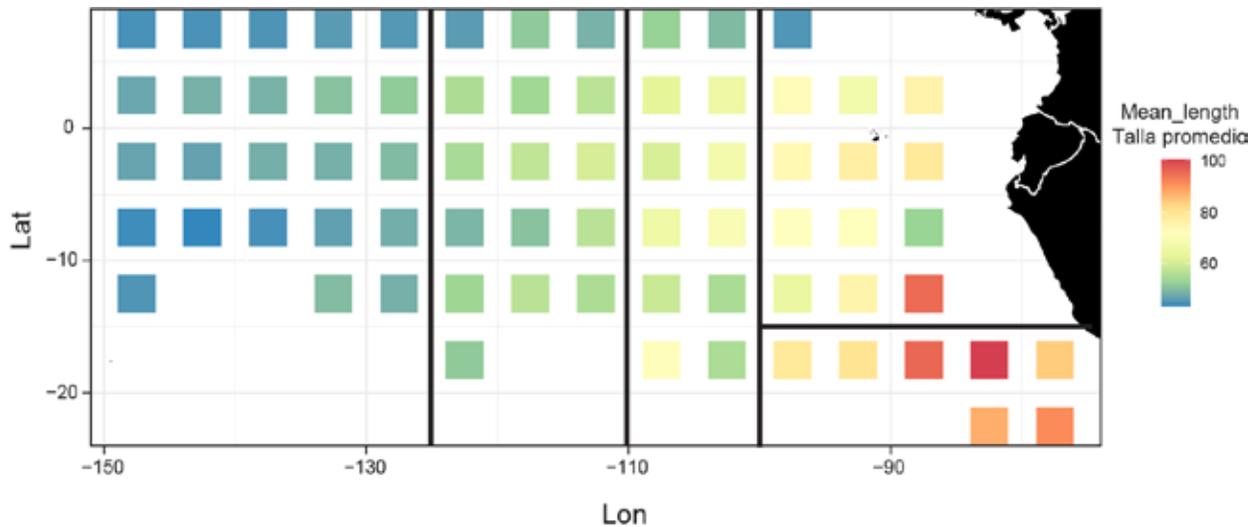
**TABLA 7.** Lista de modelos de referencia considerados en este análisis exploratorio. El rubro “régimen” indica si se estima o no un parámetro de régimen para el reclutamiento en el modelo. La selectividad es la de la pesquería 3 en 2011-2019.

Modelo	Años	Régimen	Crecimiento	Mortalidad natural	Selectividad	Nota
Env-Fix	1979-2019	Sí	std (L1)	Fija	Asintótica	
Gro		No	todos	Fija	Asintótica	Ajustado a datos de edad por talla
Mov		No	std (L1)	Est (13 trimestres)	Asintótica	
Mrt		No	std (L1)	Est (26 trimestres)	Asintótica	
Sel		No	std (L1)	Fija	Forma domo	
Srt-Fix	2000-2019	No	std (L1)	Fija	Asintótica	
Srt-Gro		No	todos	Fija	Asintótica	Ajustado a datos de edad por talla
Srt-Mrt		No	std (L1)	Est (26 trimestres)	Asintótica	
Srt-Sel		No	std (L1)	Fija	Forma domo	



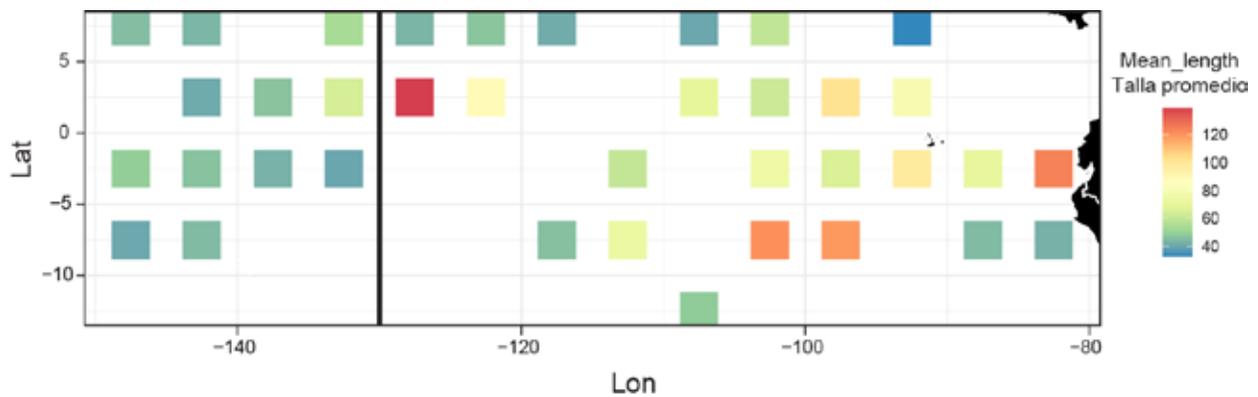
**FIGURE 1.** Map of average length (cm) of bigeye tuna caught by the longline fishery. The four solid lines are the best four-split combination selected by the regression tree algorithm.

**FIGURA 1.** Mapa de la talla promedio (cm) del atún patudo capturado por la pesquería palangrera. Las cuatro líneas sólidas corresponden a la mejor combinación de cuatro divisiones seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión.



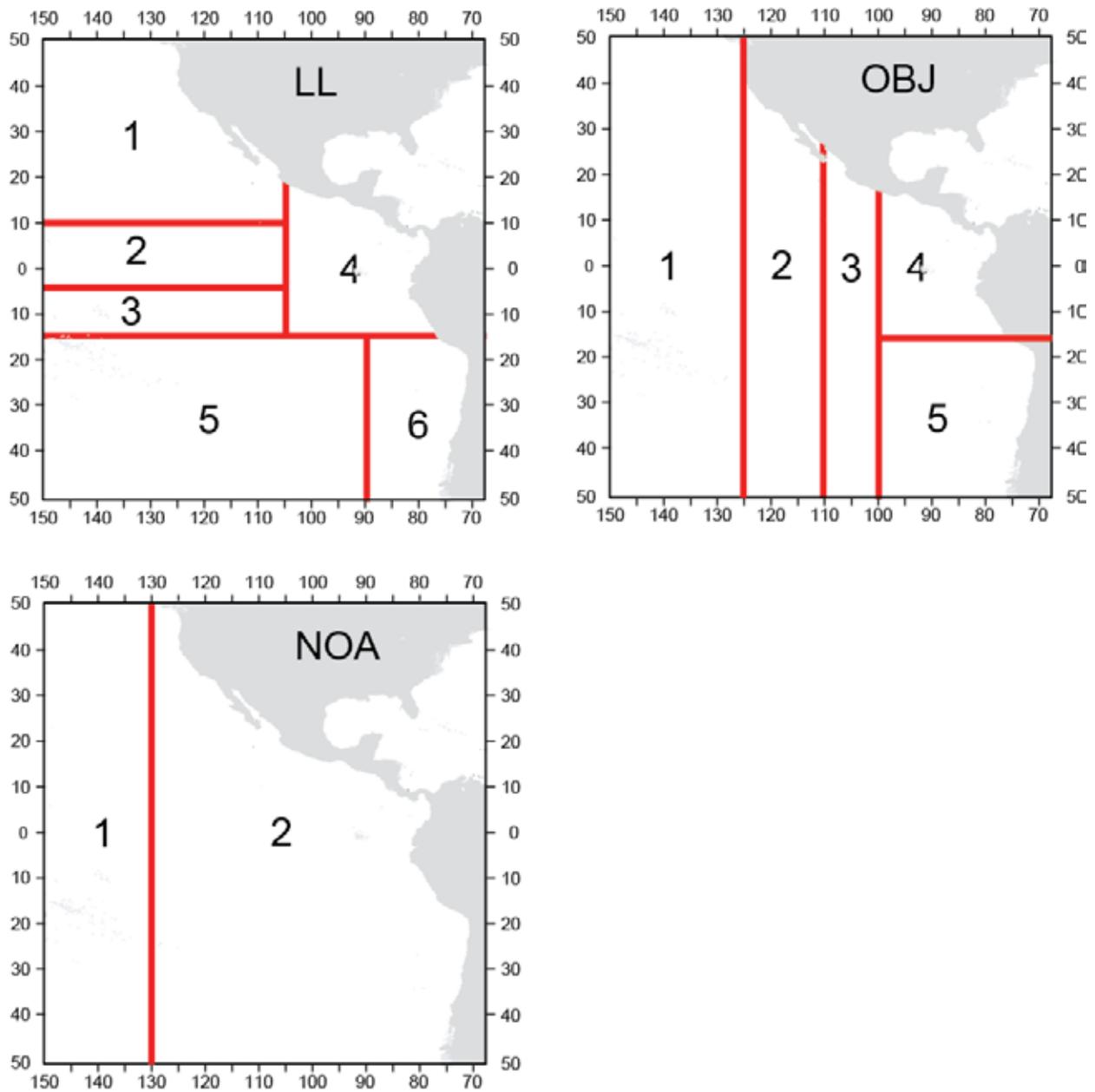
**FIGURE 2.** Map of average length (cm) of bigeye tuna caught by the floating-object fishery. The four solid lines are the best four-split combination selected by the regression tree algorithm.

**FIGURA 2.** Mapa de la talla promedio (cm) del atún patudo capturado por la pesquería sobre objetos flotantes. Las cuatro líneas sólidas corresponden a la mejor combinación de cuatro divisiones seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión.



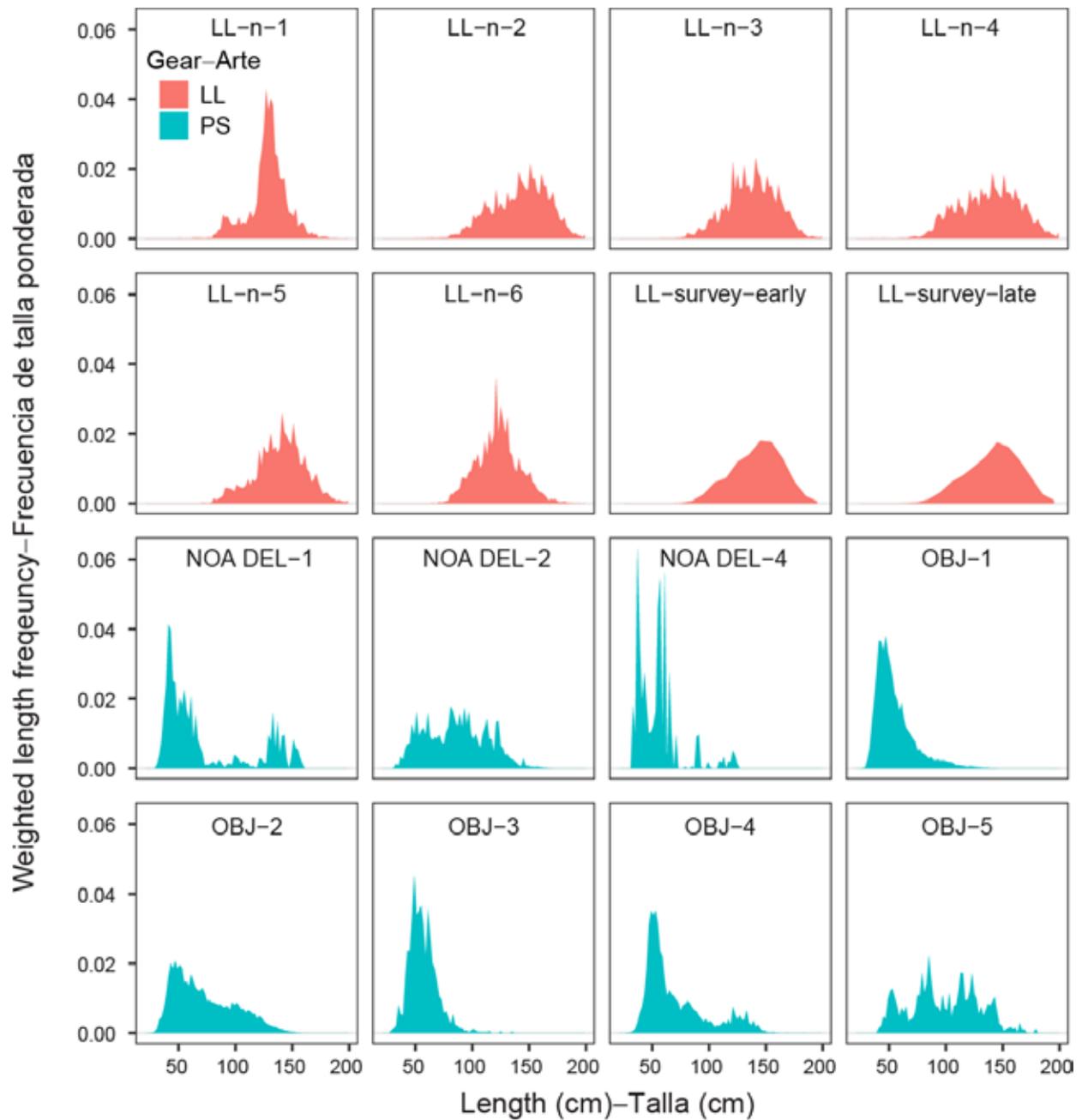
**FIGURE 3.** Map of average length (cm) of bigeye tuna caught by the unassociated fishery. The solid line is the best split selected by the regression tree algorithm.

**FIGURA 3.** Mapa de la talla promedio (cm) del atún patudo capturado por la pesquería no asociada. La línea sólida corresponde a la mejor división seleccionada por el algoritmo de árbol de regresión.



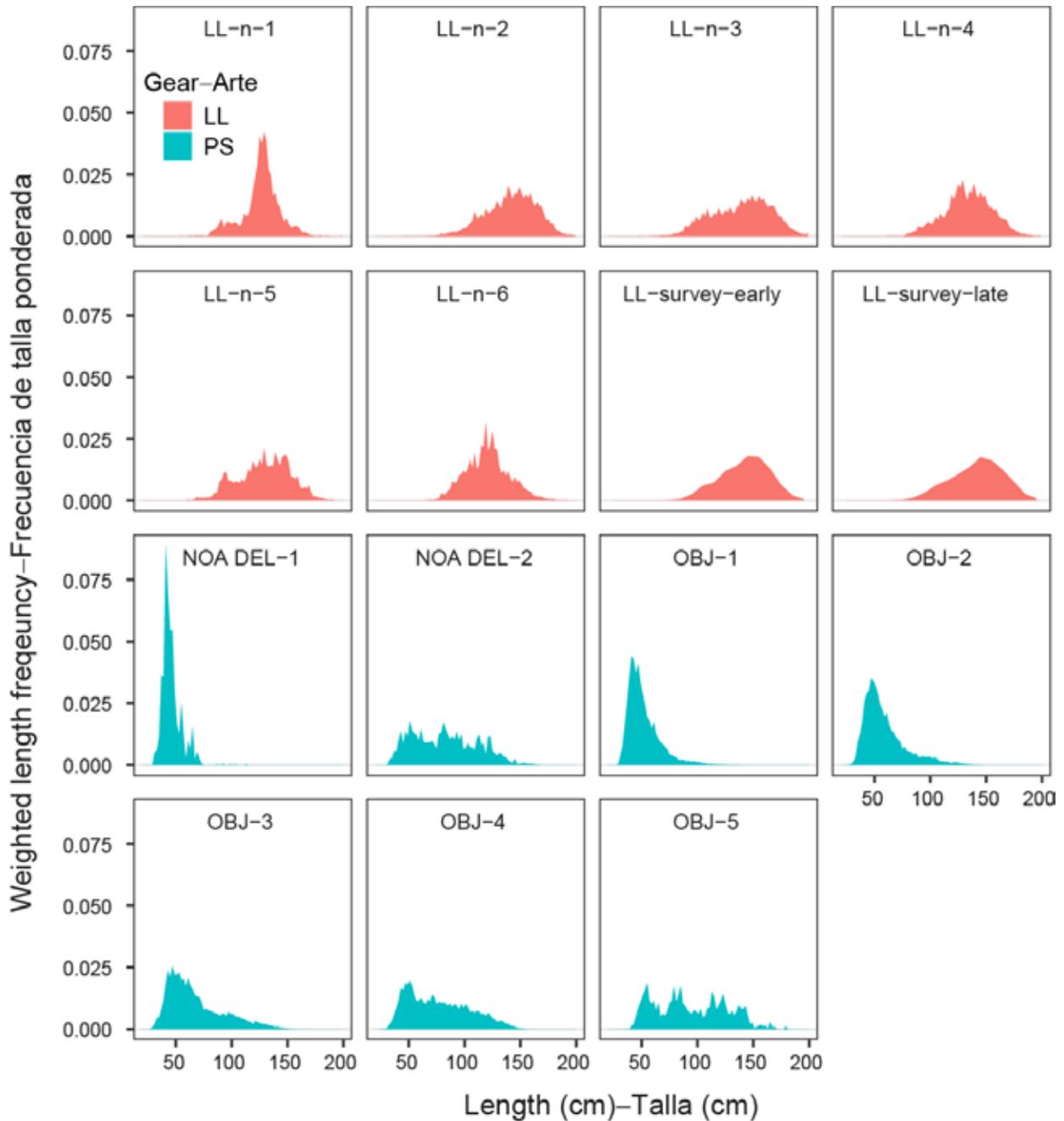
**FIGURE 4.** Summary of area definitions for the longline (LL), floating-object (OBJ), and unassociated (NOA) fishery fleets in the exploratory assessment model.

**FIGURA 4.** Resumen de las definiciones de áreas para las flotas de las pesquerías palangrera (LL), sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociada (NOA) en el modelo de la evaluación exploratoria.



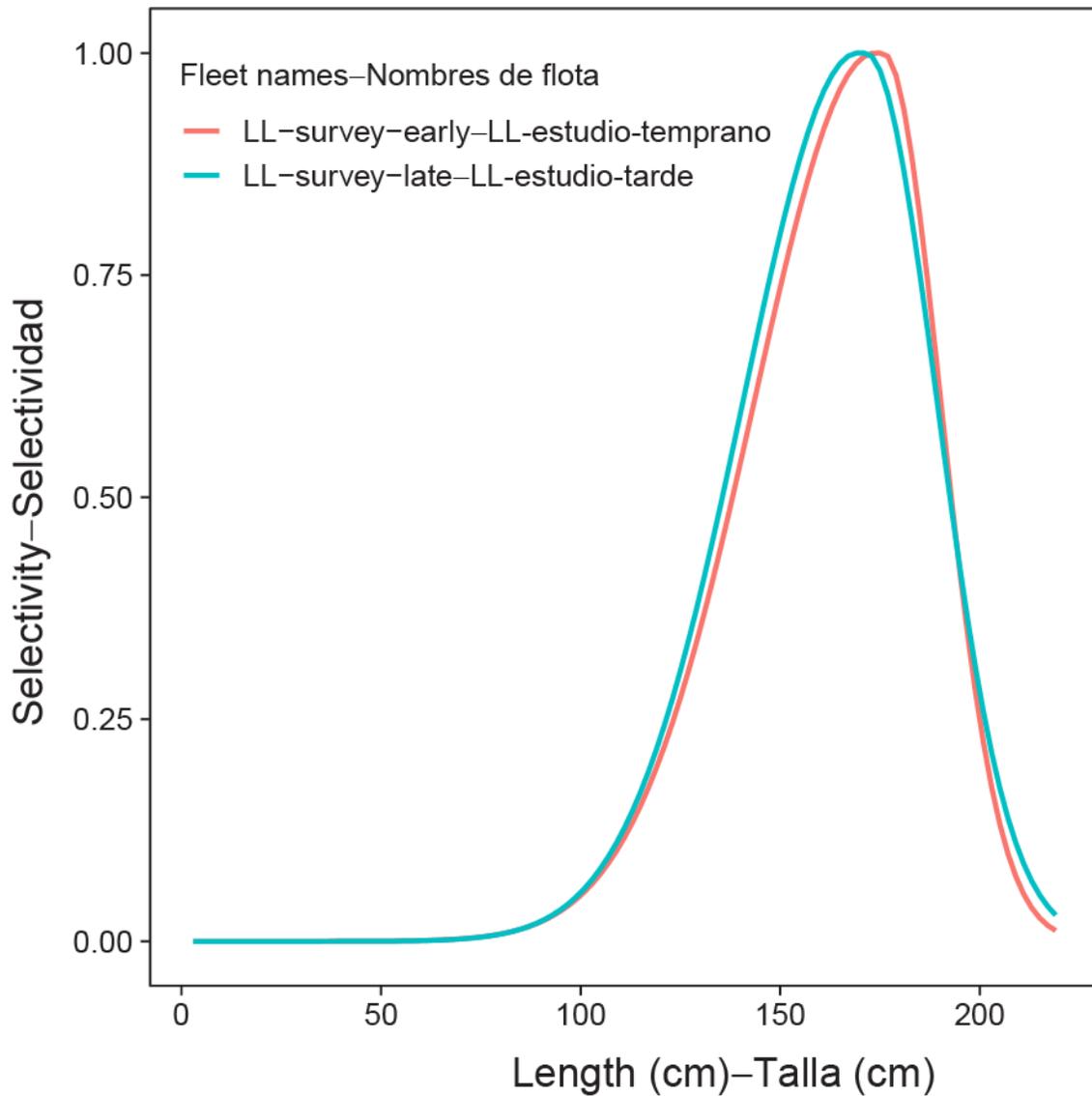
**FIGURE 5.** Sample-size weighted length frequency of bigeye tuna observed by each fishery and survey fleet in the last benchmark assessment model.

**FIGURA 5.** Frecuencia de talla ponderada por tamaño de muestra de atún patudo observada por cada pesquería y flota de estudio en el modelo de la última evaluación de referencia.



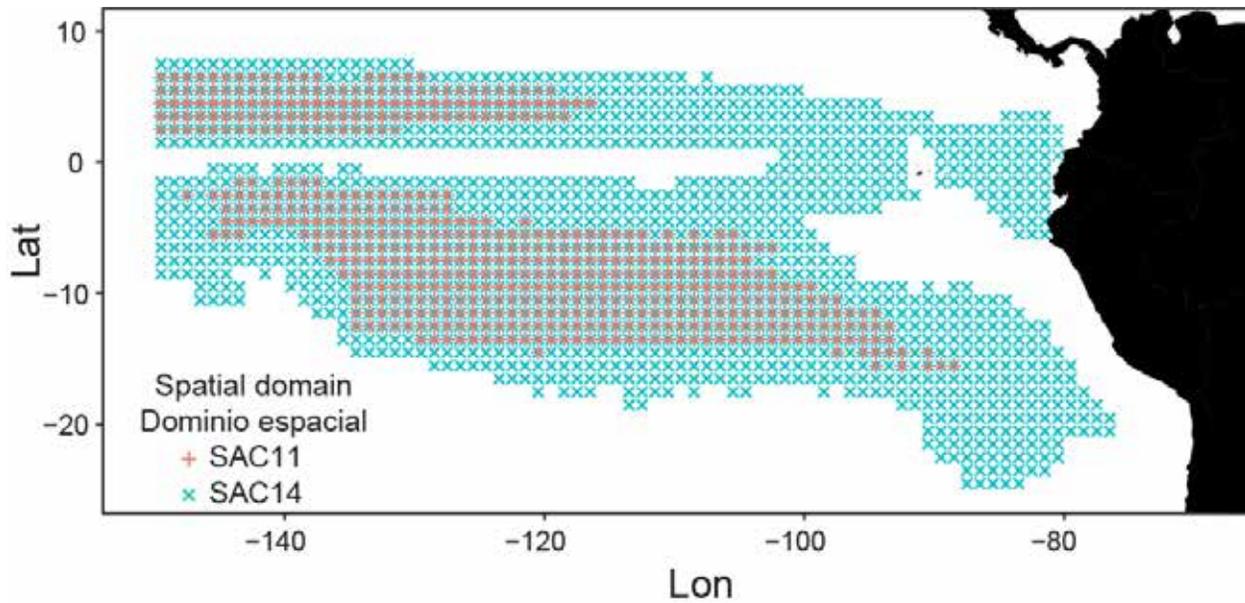
**FIGURE 6.** Sample-size weighted length frequency of bigeye tuna observed by each fishery and survey fleet in the exploratory assessment model.

**FIGURA 6.** Frecuencia de talla ponderada por tamaño de muestra de atún patudo observada por cada pesquería y flota de estudio en el modelo de la evaluación exploratoria.



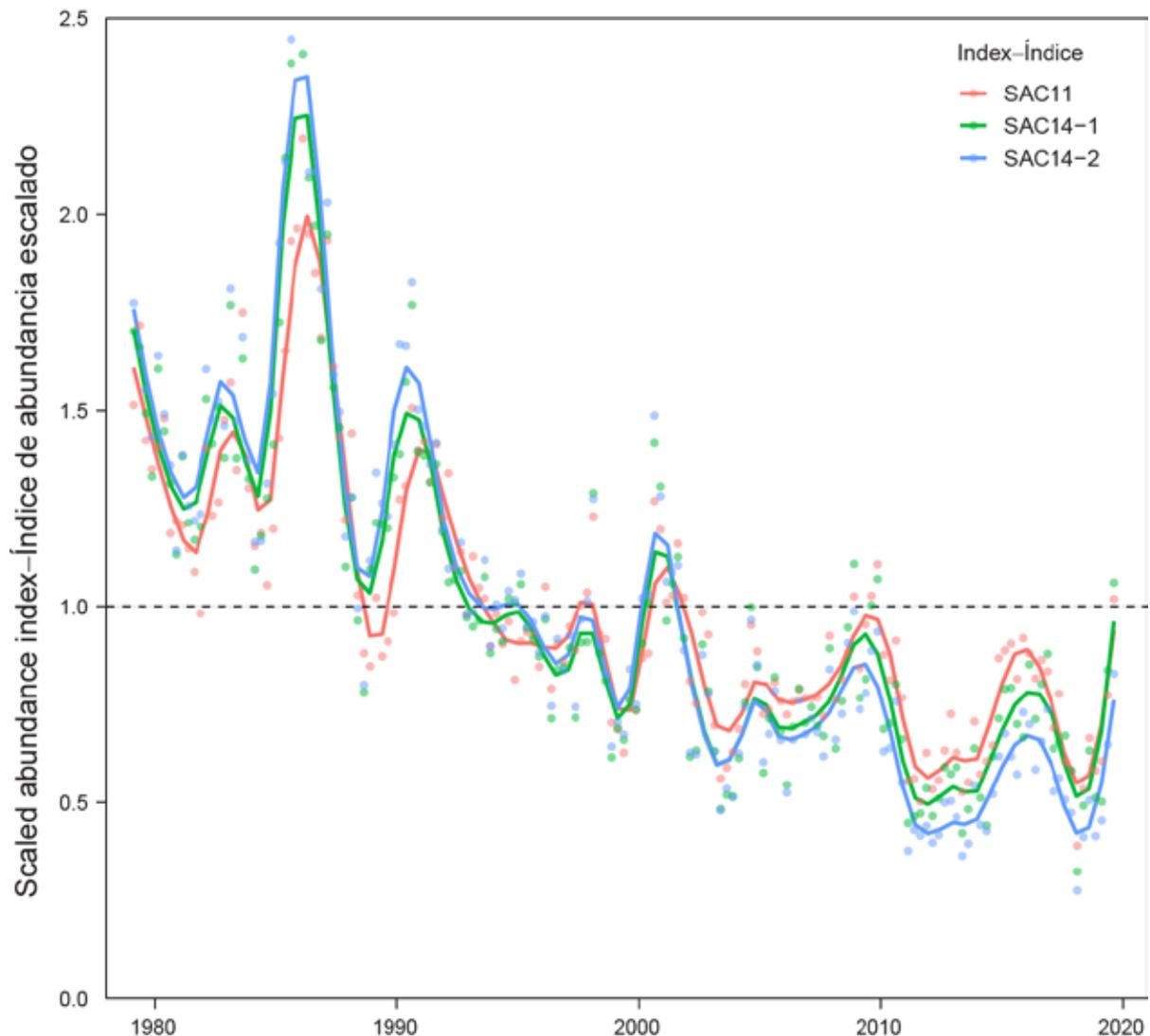
**FIGURE 7.** Estimated selectivity curves for the early and late longline survey fleets in the last benchmark assessment model.

**FIGURA 7.** Curvas de selectividad estimadas para las flotas de estudio de palangre temprana y tardía en el modelo de la última evaluación de referencia.



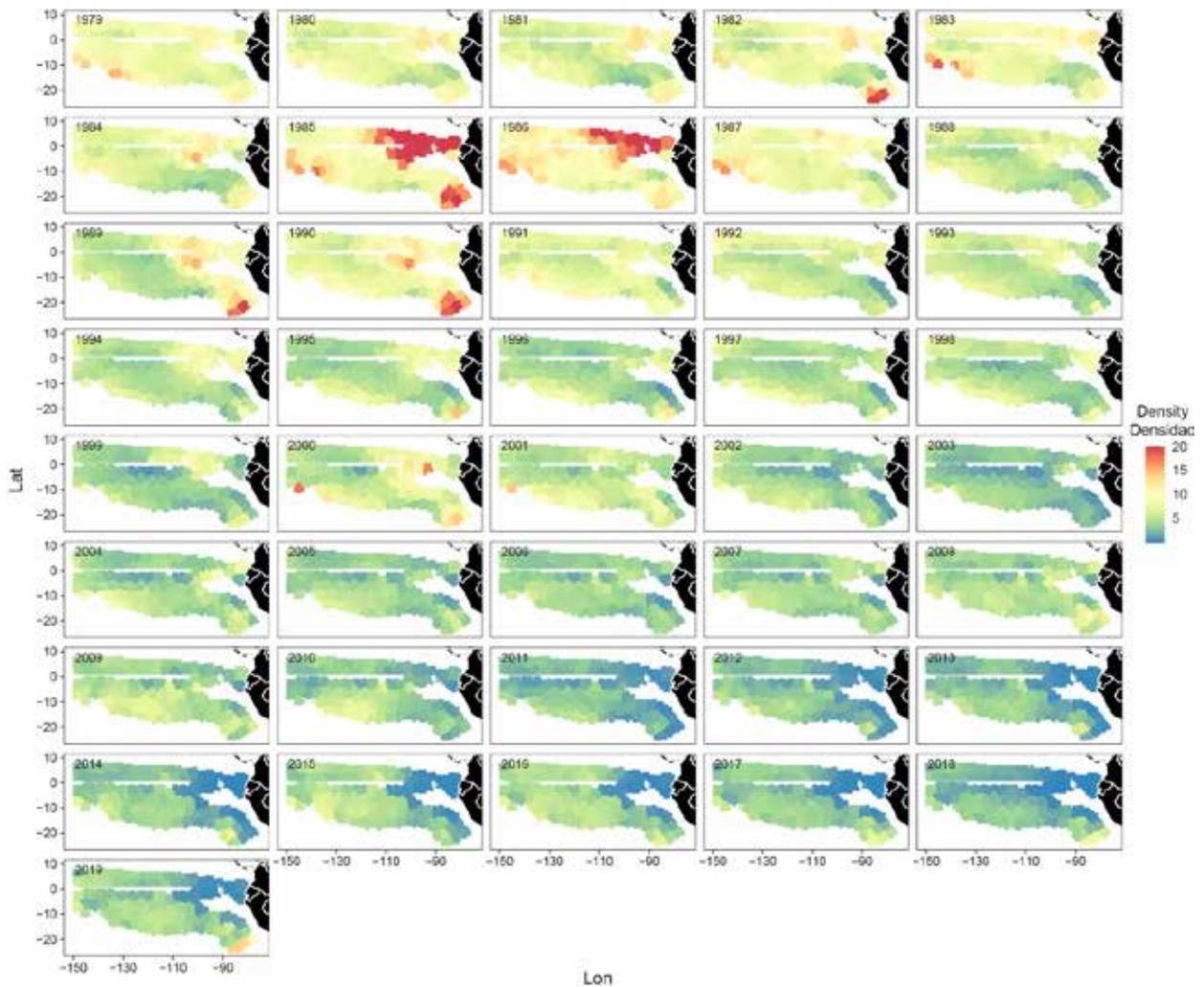
**FIGURE 8.** Comparison of the spatial domain on which the CPUE standardization for the last benchmark assessment (SAC11) and this exploratory assessment (SAC14) is based.

**FIGURA 8.** Comparación del dominio espacial sobre el cual se basa la estandarización de la CPUE para la última evaluación de referencia (SAC11) y esta evaluación exploratoria (SAC14).



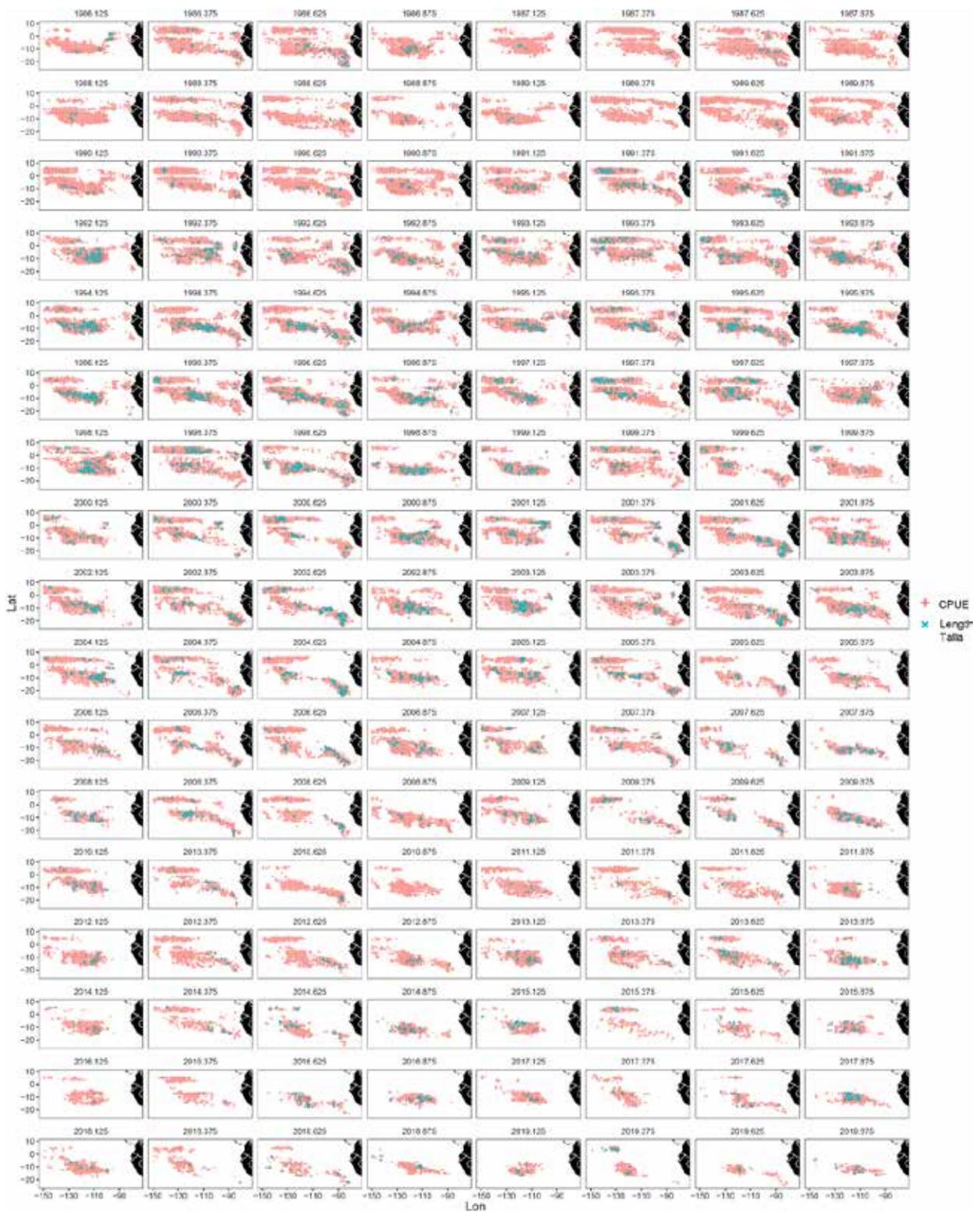
**FIGURE 9.** Comparison of the longline abundance indices standardized for bigeye tuna in the EPO. SAC11 represents the abundance index estimated for the last benchmark assessment; SAC14-1 represents the abundance index estimated for this exploratory assessment based on the assumption that spatiotemporal terms are independent in time but correlated in space; and SAC14-2 represents the abundance index estimated for this exploratory assessment based on the assumption that spatiotemporal terms are correlated in space and follow a random-walk process in time. The color dots and lines are the quarterly estimates and smoothed values, respectively. All three indices are scaled to have a mean of 1 for easy comparison.

**FIGURA 9.** Comparación de los índices de abundancia de palangre estandarizados para el atún patudo en el OPO. SAC11 representa el índice de abundancia estimado para la última evaluación de referencia. SAC14-1 representa el índice de abundancia estimado para esta evaluación exploratoria con base en el supuesto de que los términos espaciotemporales son independientes en el tiempo pero están correlacionados en el espacio. SAC14-2 representa el índice de abundancia estimado para esta evaluación exploratoria con base en el supuesto de que los términos espaciotemporales se correlacionan en el espacio y siguen un proceso de paseo aleatorio en el tiempo. Los puntos y líneas de color corresponden a las estimaciones trimestrales y a los valores suavizados, respectivamente. Se ajusta la escala de los tres índices para que tengan un promedio de 1 para facilitar su comparación.



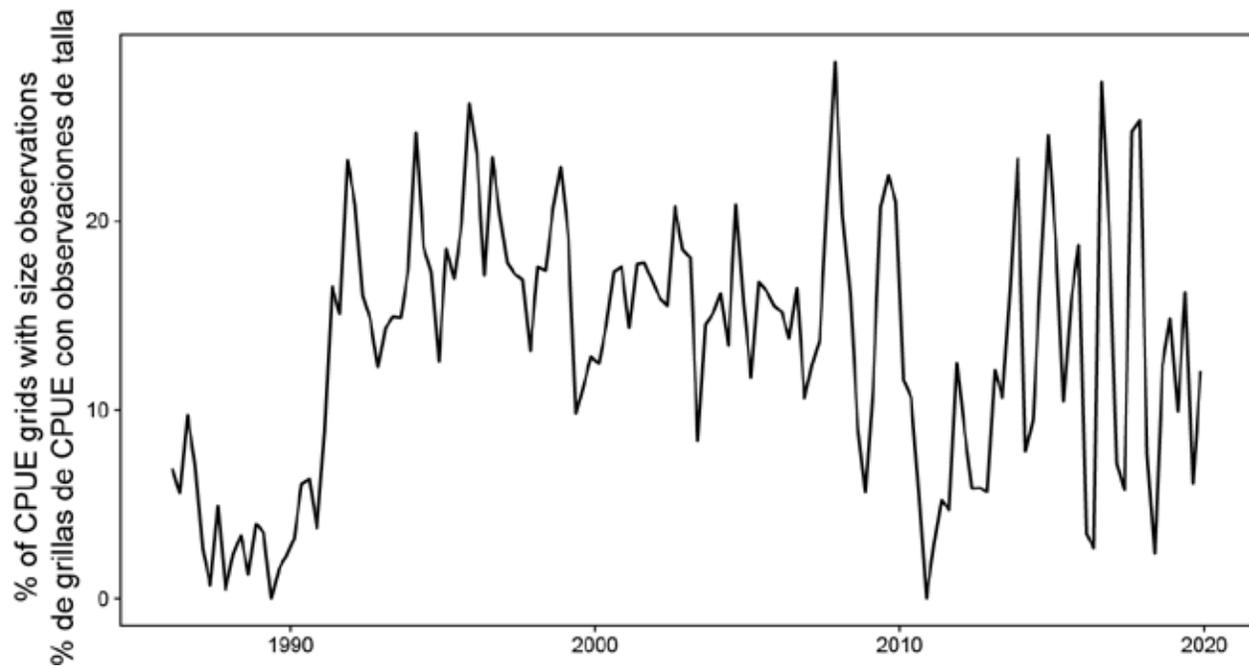
**FIGURE 10.** Maps of predicted bigeye density by year from the CPUE standardization model developed based on Japanese longline data.

**FIGURA 10.** Mapas de la densidad predicha de atún patudo por año a partir del modelo de estandarización de CPUE, desarrollado a partir de datos de palangre de Japón.



**FIGURE 11.** Comparison of the spatial distribution of Japanese longline CPUE data and Japanese length composition data by year-quarter.

**FIGURA 11.** Comparación de la distribución espacial de los datos de CPUE de palangre de Japón y los datos de composición por talla de Japón por año-trimestre.



**FIGURE 12.** The percentage of Japanese longline CPUE grids containing Japanese longline length composition data in the same year-quarter.

**FIGURA 12.** Porcentaje de grillas de CPUE de palangre de Japón que contienen datos de composición por talla de palangre de Japón en el mismo año-trimestre.

LL EPO BET mt catch- Captura LL de BET en el OPO, en mt

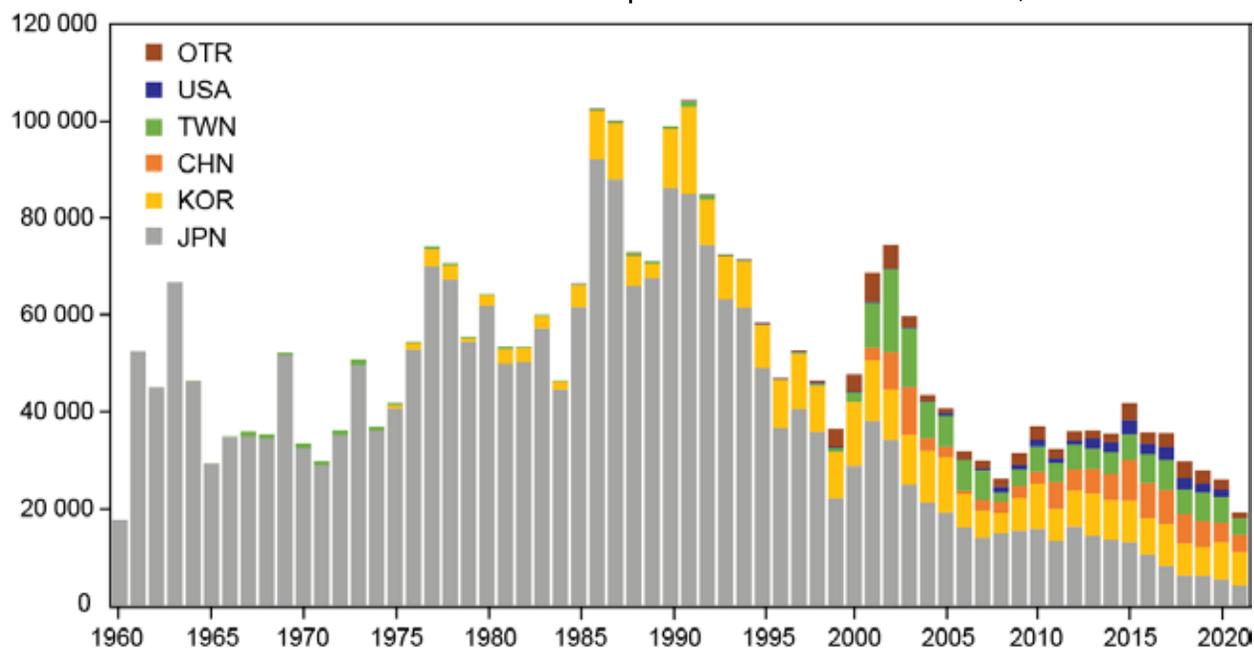
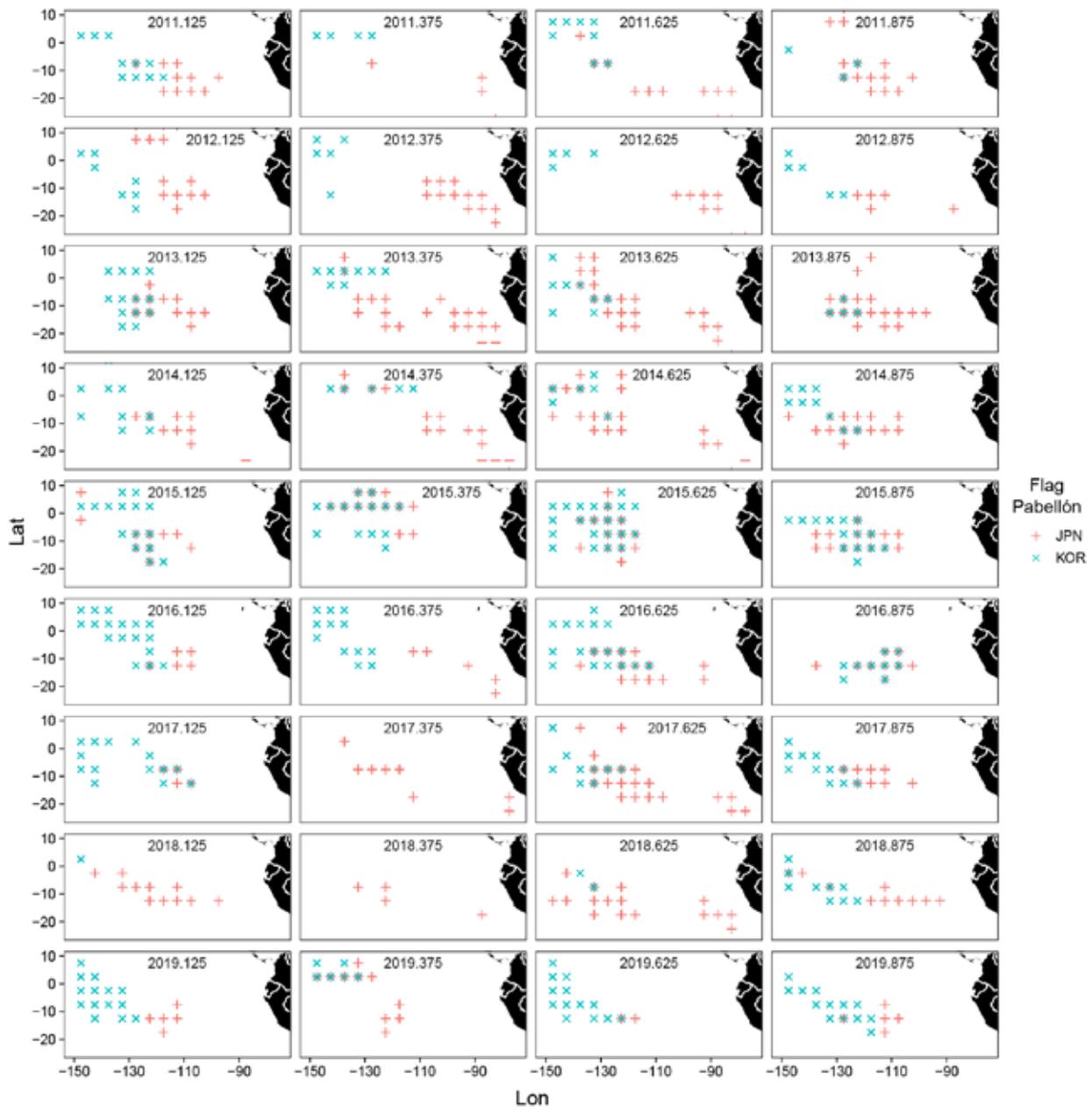


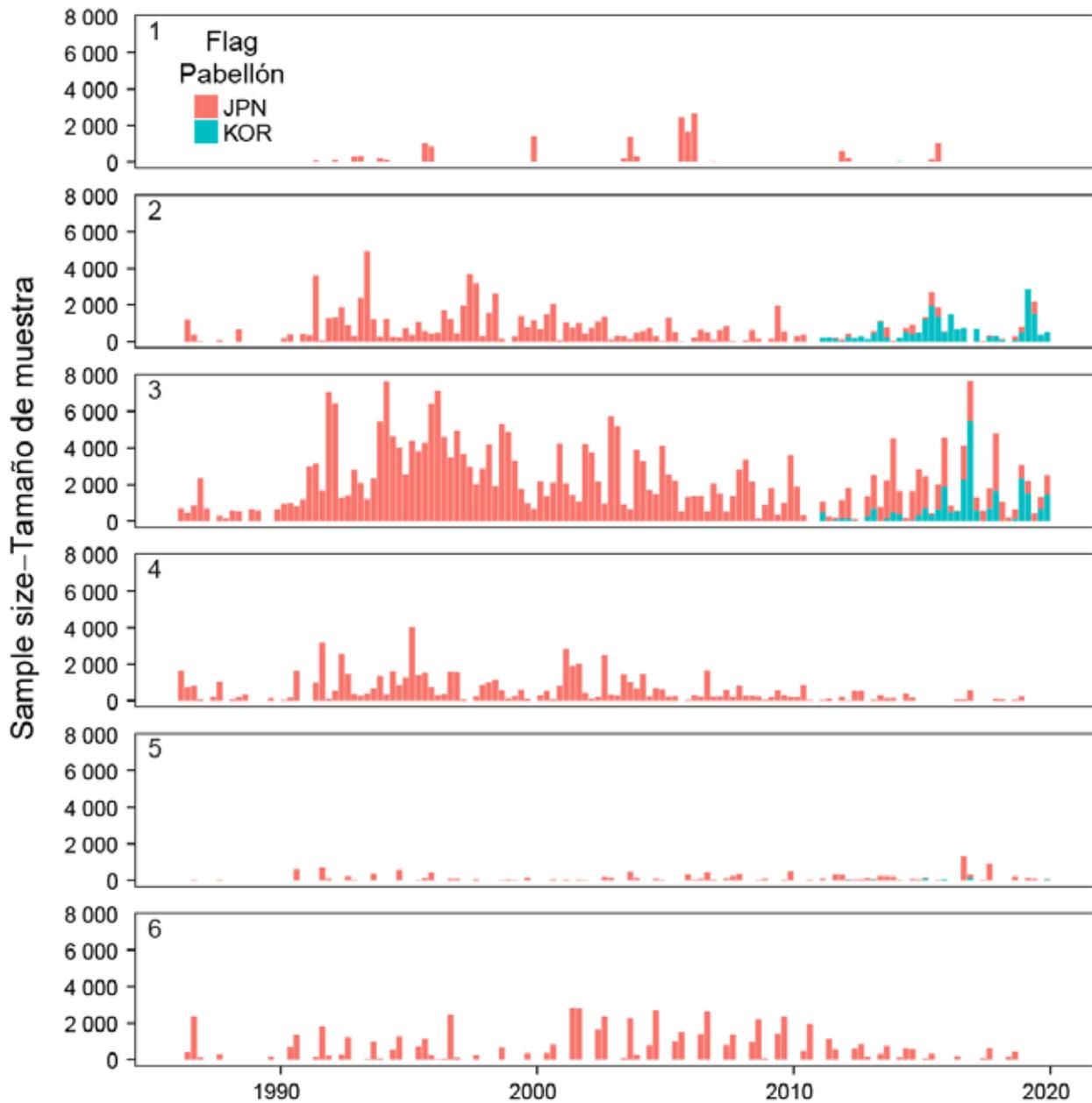
FIGURE 13. Annual longline catch of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by CPC.

FIGURA 13. Captura palangrera anual de atún patudo en el Océano Pacífico oriental por CPC.

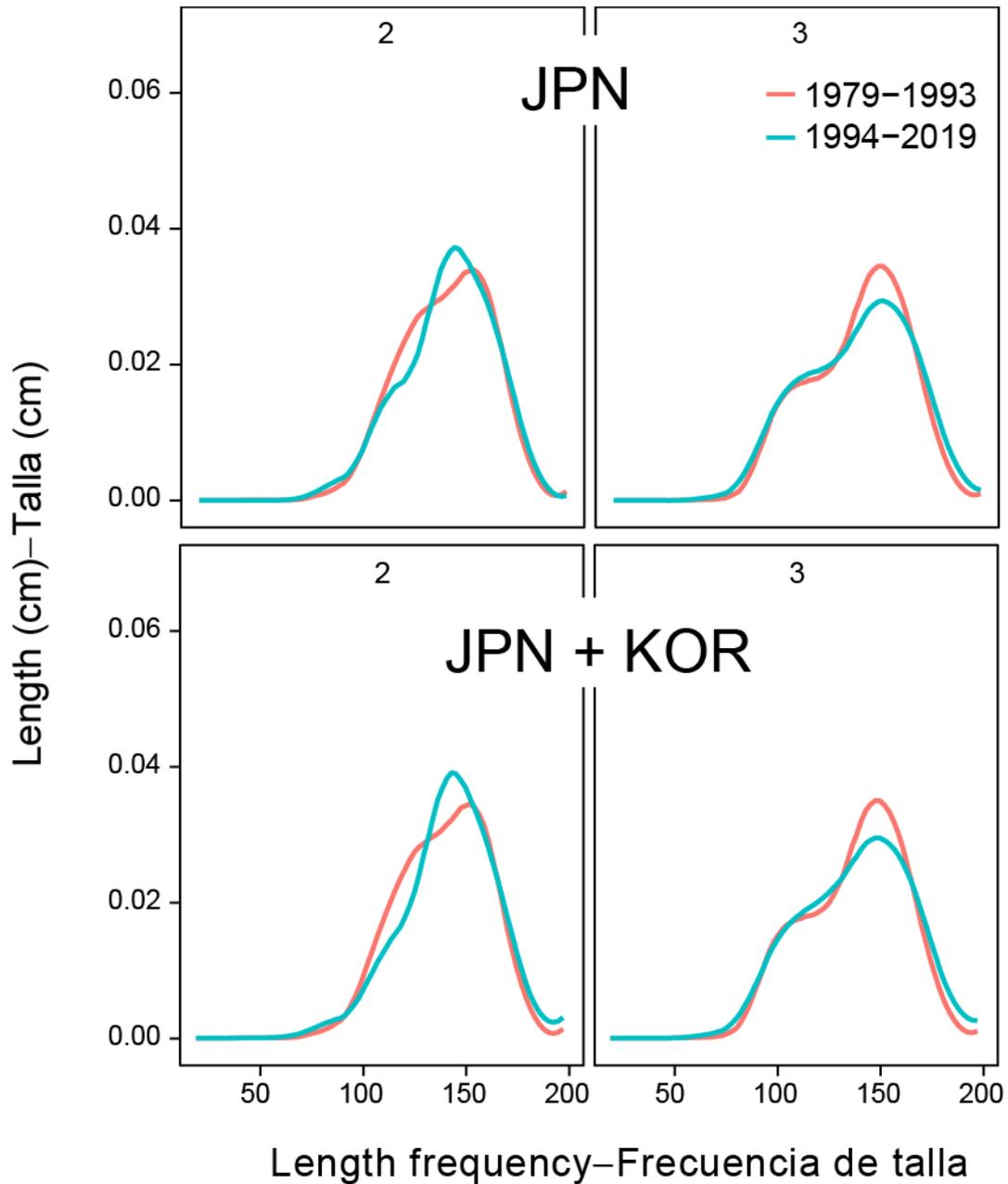


**FIGURE 14.** Comparison of the spatial coverage of Japanese and Korean longline length composition data by year-quarter between 2011 and 2019.

**FIGURA 14.** Comparación de la cobertura espacial de los datos de composición por talla de palangre de Japón y de Corea por año-trimestre entre 2011 y 2019.

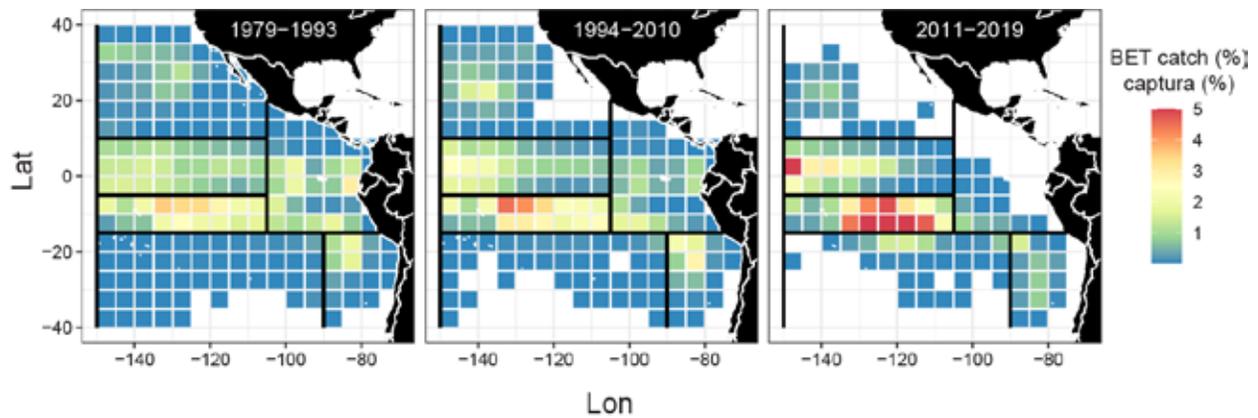


**FIGURE 15.** Quarterly sample size of the joint longline length composition data for fisheries fleets.  
**FIGURA 15.** Tamaño de muestra trimestral de los datos de composición por talla de palangre conjuntos para flotas pesqueras.



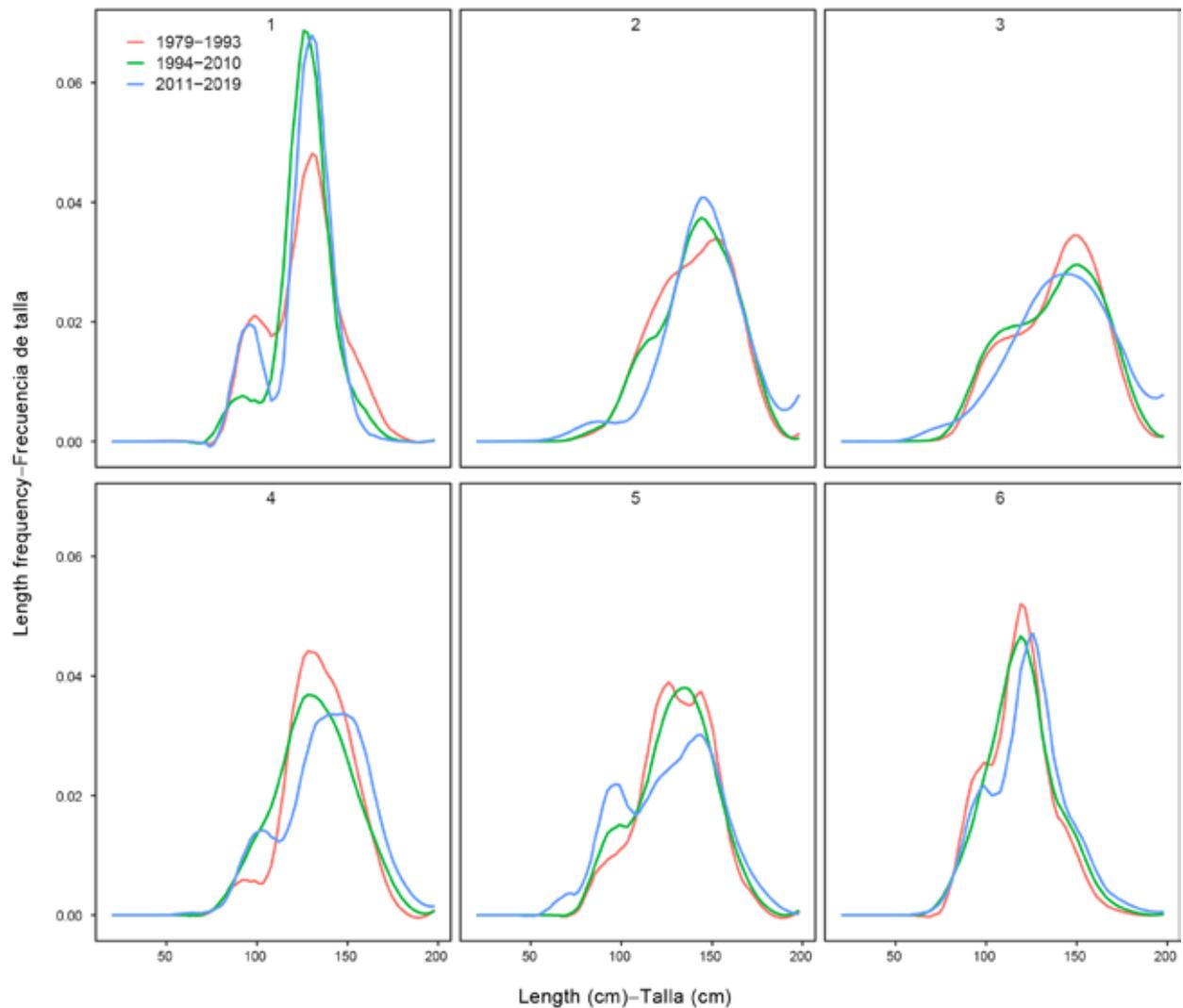
**FIGURE 16.** Comparison of the joint (Japanese and Korean) and Japanese length frequencies of bigeye tuna observed by the second and third longline fishery fleets. The red and blue profiles represent sample size weighted values for the early and late longline periods, respectively.

**FIGURA 16.** Comparación de las frecuencias de talla conjuntas (de Japón y de Corea) y de Japón del atún patudo, observadas por la segunda y tercera flotas pesqueras de palangre. Los perfiles rojo y azul representan valores ponderados por tamaño de muestra para los periodos de palangre temprano y tardío, respectivamente.



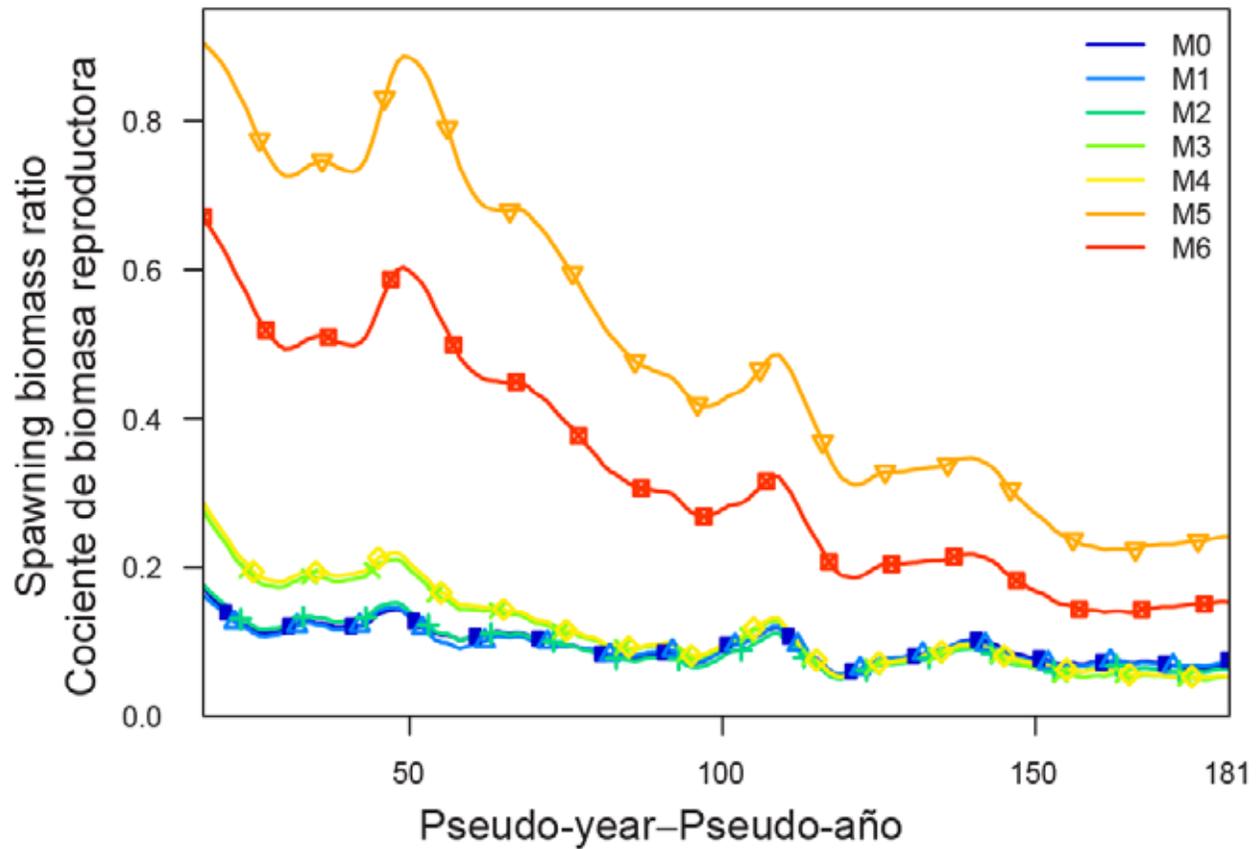
**FIGURE 17.** The spatial distribution (%) of bigeye catch in numbers of fish by Japanese and Korean longline vessels in three different time periods. The black lines are the area boundaries defined for longline fishery fleets.

**FIGURA 17.** Distribución espacial (%) de la captura de patudo, en número de peces, por buques palangreros japoneses y coreanos en tres periodos de tiempo diferentes. Las líneas negras corresponden a los límites de las áreas definidas para las flotas pesqueras de palangre.



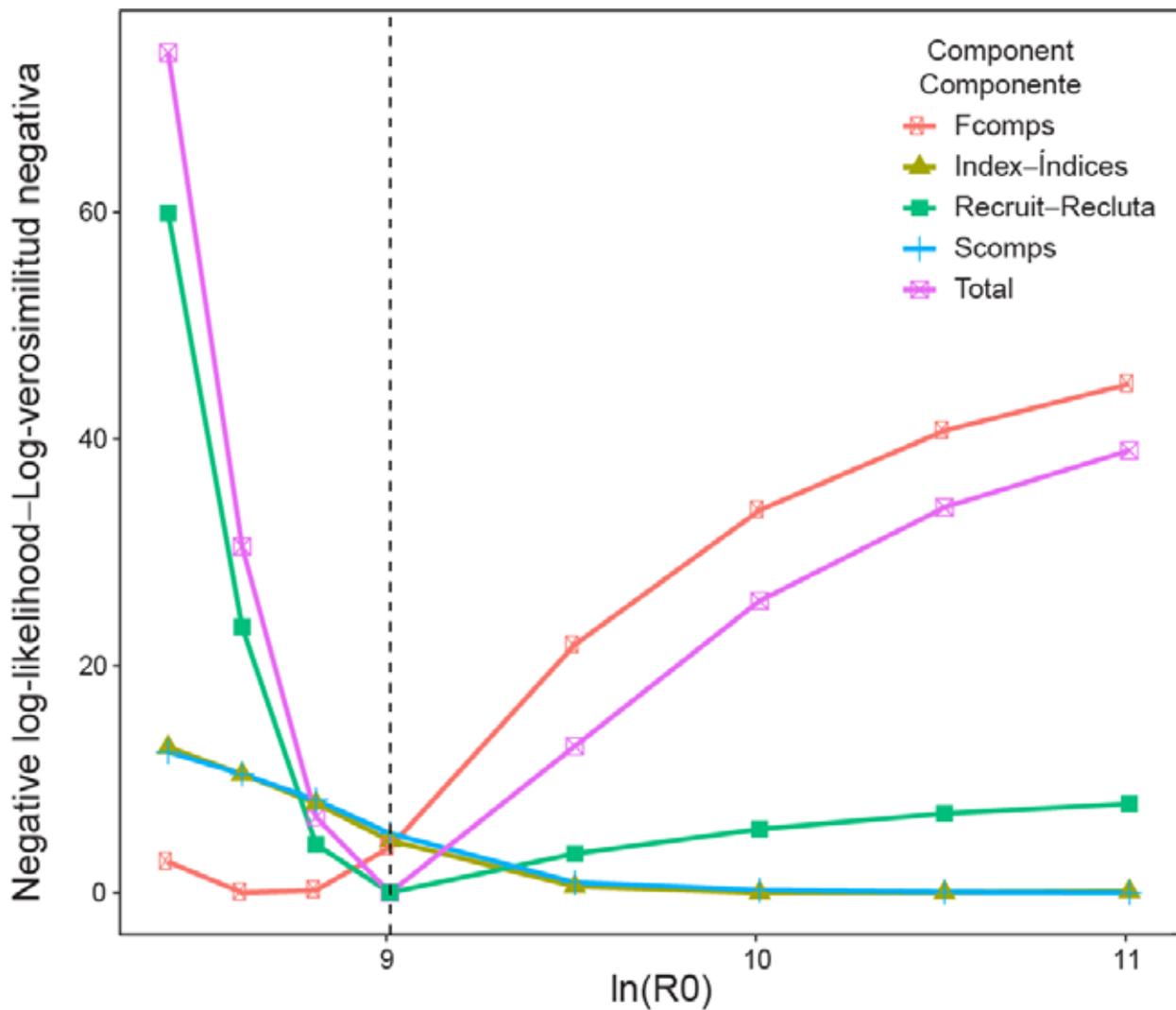
**FIGURE 18.** Comparison of joint length frequencies of bigeye tuna, by longline fishery, in the three time blocks proposed for the selectivity of longline fisheries.

**FIGURA 18.** Comparación de las frecuencias de talla conjuntas del atún patudo, por pesquería palangrera, en los tres bloques de tiempo propuestos para la selectividad de las pesquerías palangreras.



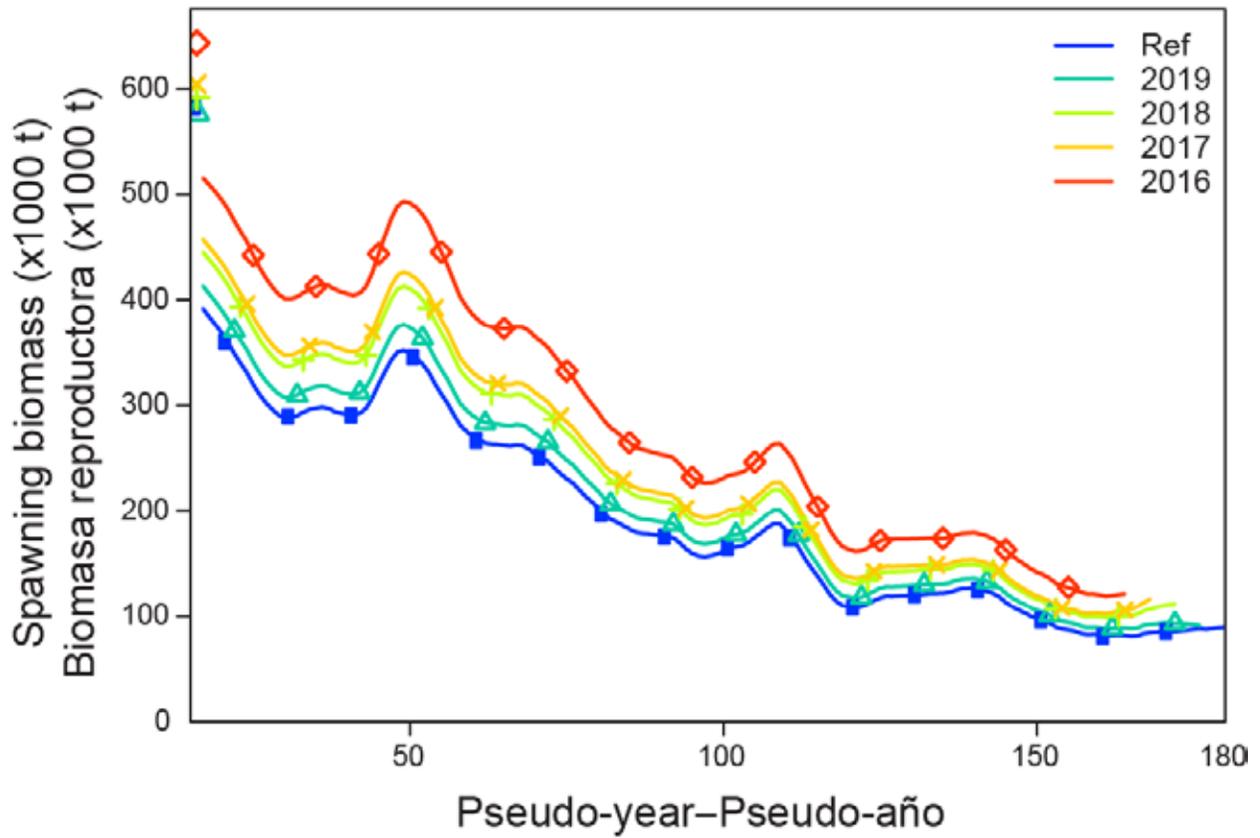
**FIGURE 19.** Comparison of estimated spawning biomass ratio from the seven stepwise assessment models for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (see Table 4 for model definition).

**FIGURA 19.** Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado de los siete modelos de evaluación escalonados para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental (ver la Tabla 4 para conocer las definiciones de los modelos).



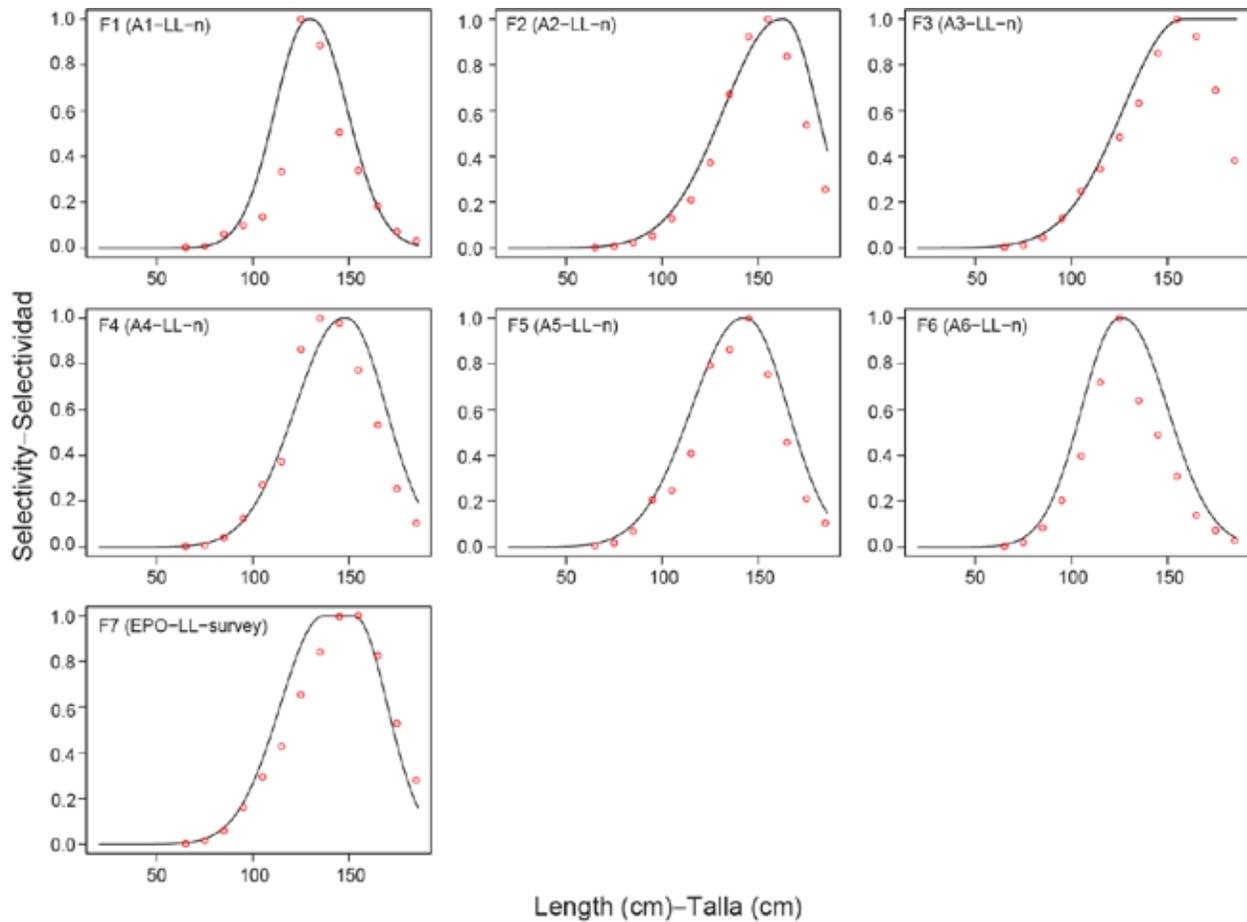
**FIGURE 20.** The  $R_0$  likelihood profile for the new “base” model for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The components of the total negative log-likelihood include fishery compositions (Fcomps), survey compositions (Scomps), survey index of abundance (Index), and recruitment penalty (Recruit).

**FIGURA 20.** Perfil de verosimilitud de  $R_0$  para el nuevo modelo “base” para el patudo en el Océano Pacífico oriental. Los componentes de la verosimilitud logarítmica negativa total comprenden las composiciones pesqueras (“Fcomps”), las composiciones de estudio (“Scomps”), el índice de abundancia de estudio (“Índice”) y la penalización de reclutamiento (“Recluta”).



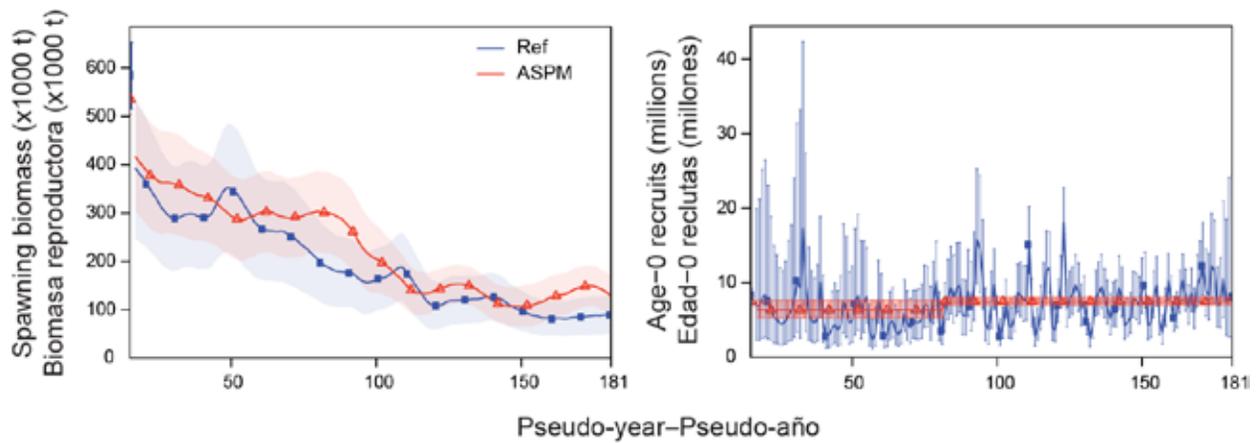
**FIGURE 21.** The retrospective pattern of spawning biomass for the new “base” model for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean.

**FIGURA 21.** Patrón retrospectivo de la biomasa reproductora para el nuevo modelo “base” para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental.



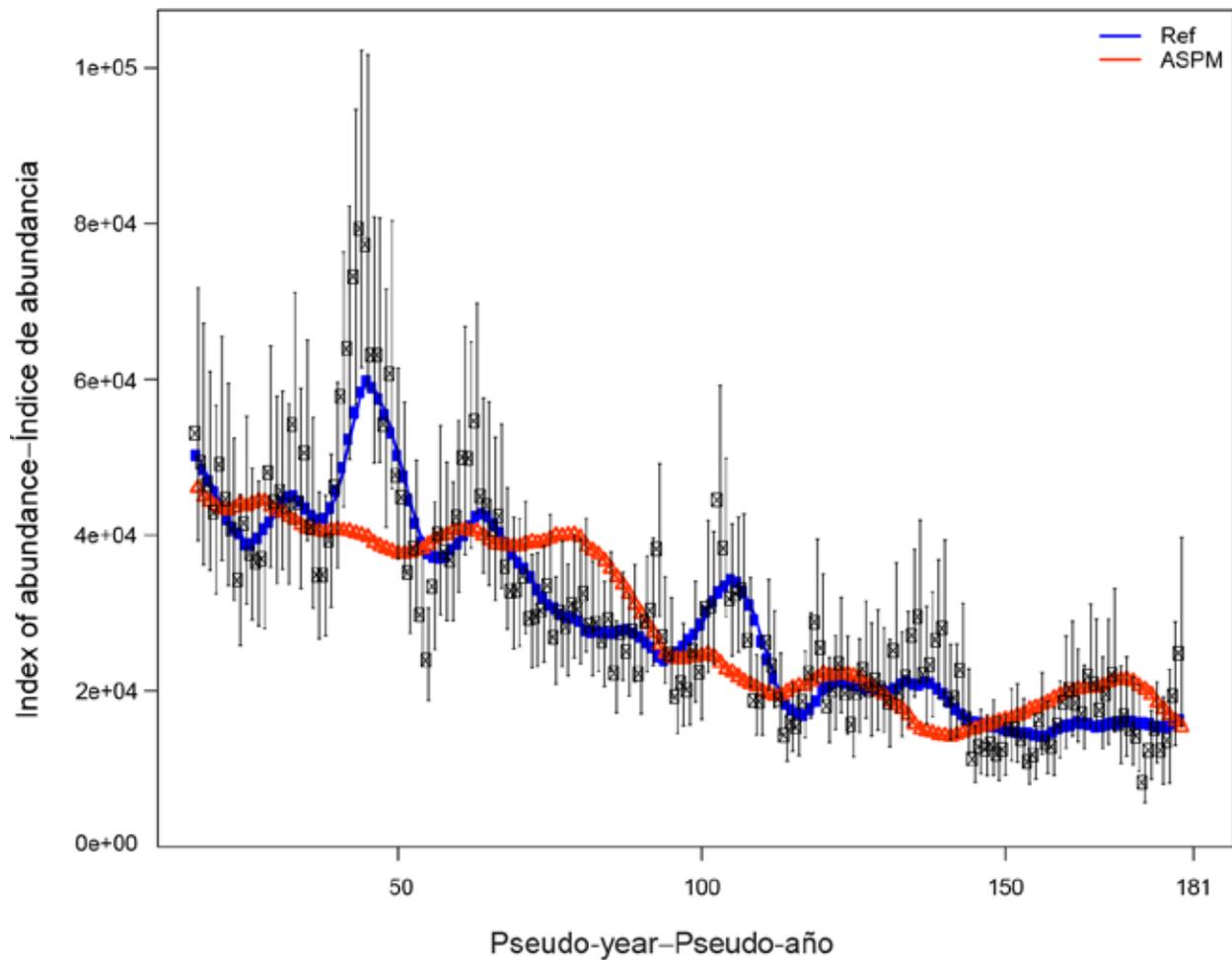
**FIGURE 22.** Comparison of estimated (black lines) and empirical (red dots) selectivity for every longline fishery between 2011 and 2019.

**FIGURA 22.** Comparación de la selectividad estimada (líneas negras) y empírica (puntos rojos) para cada pesquería palangrera entre 2011 y 2019.



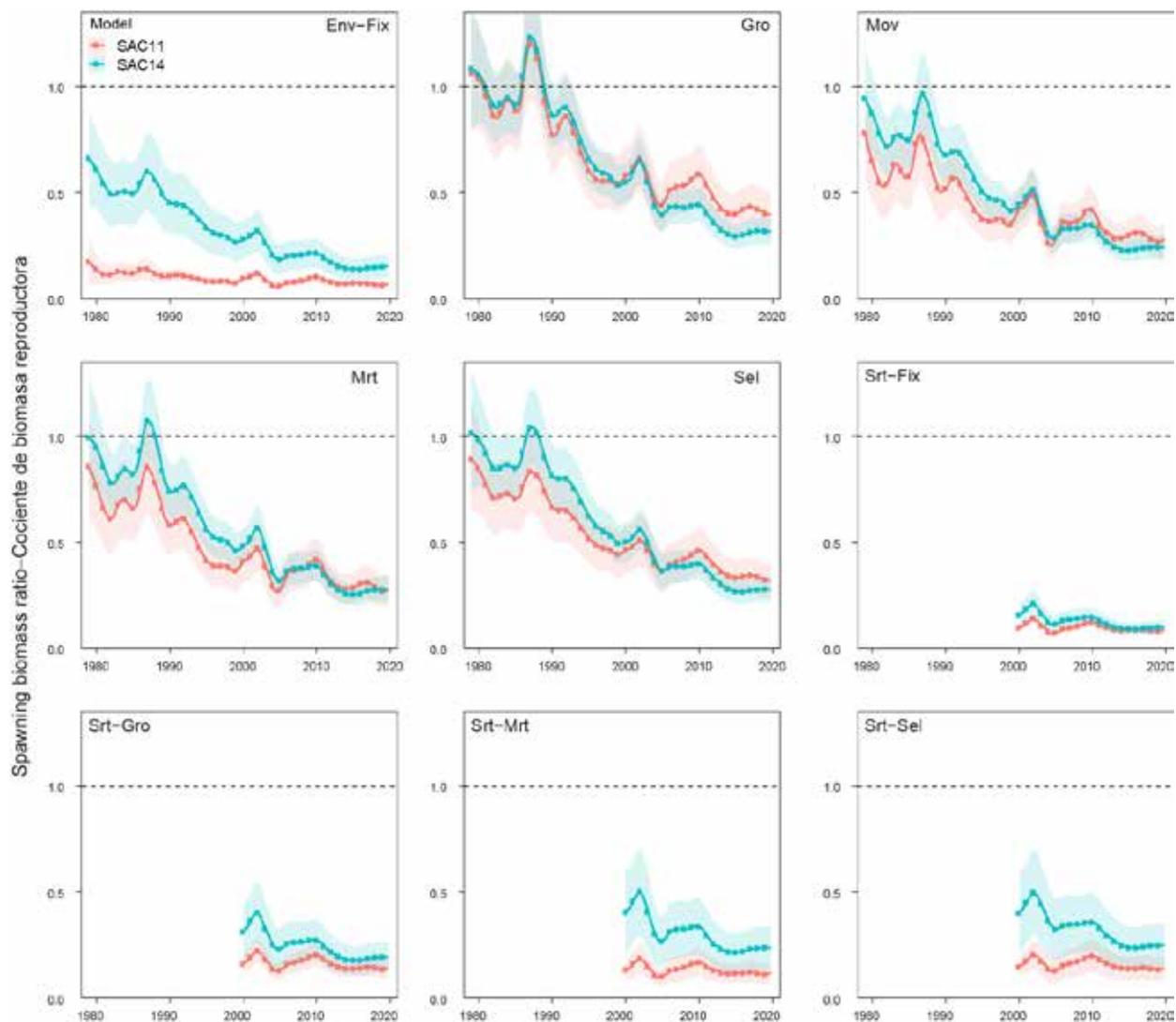
**FIGURE 23.** Age-structured production model (ASPM) diagnostics for the new “base” model for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean.

**FIGURA 23.** Diagnósticos del modelo de producción estructurado por edad (ASPM) para el nuevo modelo “base” para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental.



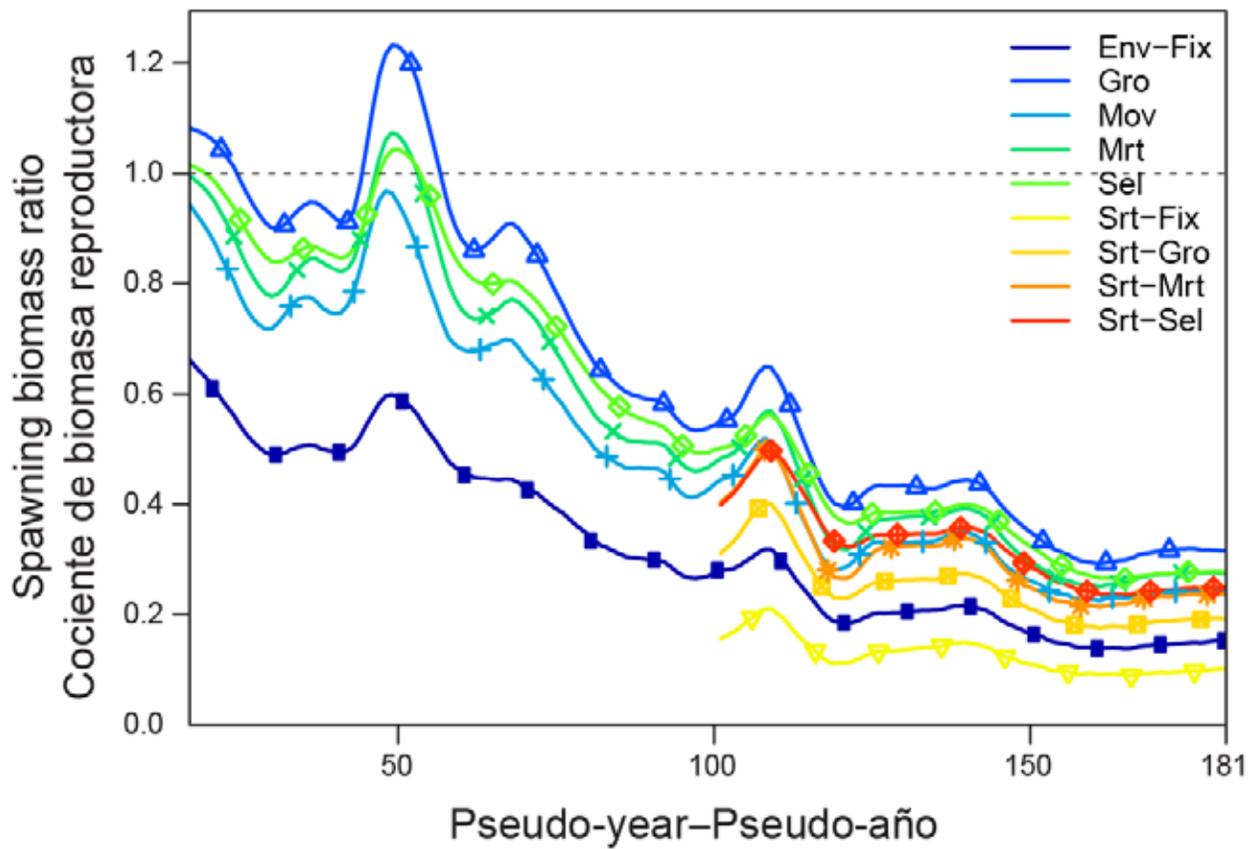
**FIGURE 24.** Comparison of the fit to the survey abundance index between the “base” model and the Age-structured production model (ASPM). Black crosses and error bars are the observed abundance indices and the associated 95% confidence interval.

**FIGURA 24.** Comparación del ajuste al índice de abundancia de estudio entre el modelo “base” y el modelo de producción estructurado por edad (ASPM). Las cruces negras y las barras de error son los índices de abundancia observados y el intervalo de confianza de 95% asociado.



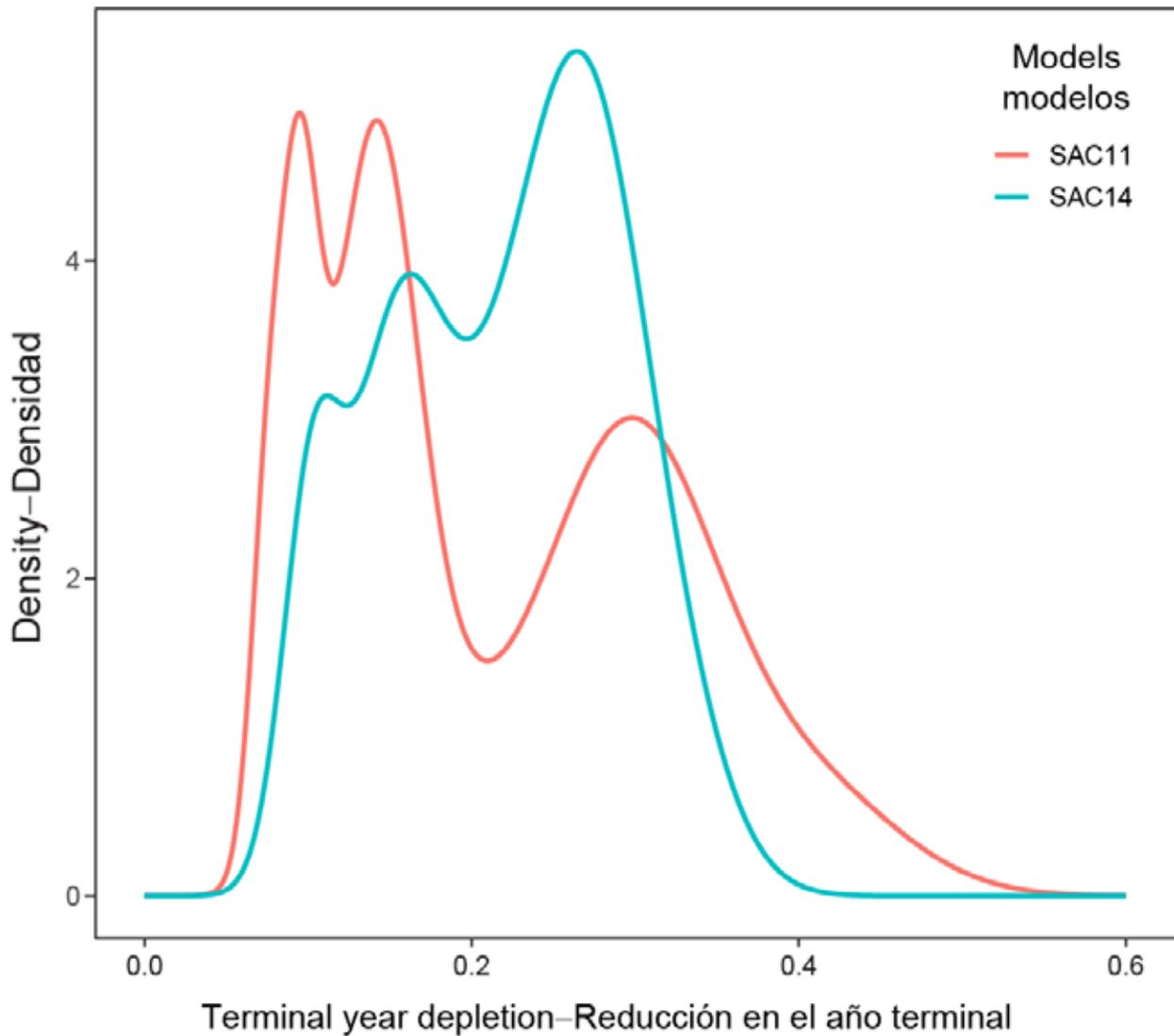
**FIGURE 25.** Comparison of spawning biomass ratio estimated by the nine reference models (steepness=1) from the last benchmark assessment (SAC11) and this exploratory analysis (SAC14). The shaded areas represent the 95% confidence intervals.

**FIGURA 25.** Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado por los nueve modelos de referencia (inclinación=1) de la última evaluación de referencia (SAC11) y en este análisis exploratorio (SAC14). Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza de 95%.



**FIGURE 26.** Comparison of spawning biomass ratio estimated by the nine reference models (steepness=1) considered in this exploratory analysis.

**FIGURA 26.** Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado por los nueve modelos de referencia (inclinación=1) considerados en este análisis exploratorio.



**FIGURE 27.** Comparison of model-combined joint distribution of terminal year depletion (spawning biomass ratio) between the last benchmark assessment (SAC11) and this exploratory analysis (SAC14). The reference models used to compute the joint distribution are equally weighted under each overarching recruitment hypothesis.

**FIGURA 27.** Comparación de la distribución conjunta de la reducción en el año terminal (cociente de biomasa reproductora) para los modelos en conjunto entre la última evaluación de referencia (SAC11) y este análisis exploratorio (SAC14). Los modelos de referencia utilizados para calcular la distribución conjunta se ponderan por igual bajo cada hipótesis de reclutamiento dominante.