

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

SÉPTIMA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)

09 -13 de mayo de 2016

DOCUMENTO SAC-07-05a

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2015 Y
PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera y Mark N. Maunder

ÍNDICE

Resumen ejecutivo	2
1. Introducción	3
2. Datos	3
2.1. Cambios en los datos de composición por tallas de patudo de las pesquerías palangreras japonesas.....	4
3. Configuraciones de la estructura del modelo.....	4
4. Resultados.....	7
4.1. Modelo de caso base.....	7
4.1.1. Reclutamiento y biomasa	7
4.1.2. Mortalidad por pesca (F)	7
4.1.3. Diagnósticos del modelo.....	8
4.1.3.a Ajuste del modelo.....	8
4.1.3.b Perfil R_0	8
4.1.3.c Diagnóstico de producción con estructura por edad	8
4.2. Análisis de sensibilidad.....	9
4.2.1. Inclinación.....	10
4.2.2. Ponderación de los datos	10
4.2.3. Crecimiento	10
4.2.4. Mortalidad natural juvenil	11
4.2.5. Mortalidad natural adulta.....	11
4.3. Cantidades de ordenación.....	11
4.3.1. Modelo de caso base	11
4.3.2. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo	12
5. Direcciones futuras	13
RECONOCIMIENTOS.....	13
REFERENCIAS	13
ANEXOS.....	25

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2015 es similar a la evaluación previa, excepto que ahora se dispone de series separadas de datos de frecuencia de talla para buques palangreros japoneses comerciales y de aprendizaje, y se usaron ambos en la evaluación.
2. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia de recuperación para el patudo en el OPO durante 2005-2009, subsiguiente a resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004. Sin embargo, aunque las resoluciones han continuado desde 2009, esta tendencia no fue sostenida durante 2010-2012, y el cociente de biomasa reproductora (SBR) disminuyó gradualmente a un nivel históricamente bajo de 0.16 al principio de 2013. Esta disminución podría estar relacionada con una serie de reclutamientos recientes inferiores al promedio que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0.16 en 2013 a 0.20 al principio de 2016; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el aumento reciente en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto. Existe incertidumbre acerca de los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuras. Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (F), y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y el reclutamiento sigue medio, se predice que la biomasa reproductora (S) continuará recuperándose y se estabilizará alrededor de 0.22, por encima del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) (0.21).
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel correspondiente al RMS, mientras que se estima que las biombras reproductoras recientes están ligeramente por debajo del ese nivel. Estas interpretaciones son inciertas y altamente sensibles a los supuestos acerca del parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por tallas (en particular a los datos de composición por tallas de palangre), la curva de crecimiento, y las tasas supuestas de mortalidad natural (M) para el patudo.
4. Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de la evaluación de la población de patudo:
 - a. Investigación de las causas de especificación errónea del modelo responsable del patrón de dos regímenes de reclutamiento en la evaluación del patudo (talla promedio de los peces más viejos en el modelo (L_2), mortalidad natural, otros).
 - b. Formulación de una curva de crecimiento que es más representativa de los datos.
 - c. Ponderación de los distintos conjuntos de datos.
 - d. Definiciones de las pesquerías.
 - e. Estructura de la población. El personal de la CIAT continuará colaborando con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación del patudo a escala del Pacífico entero. Incorporará los datos de marcado en un modelo de dinámica de población con estructura espacial, ayudará a evaluar sesgos potenciales que resulten del método actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis* 3.23b). Durante 2015, El personal de la CIAT trabajó en colaboración con científicos japoneses para mejorar los datos de composición por tallas del patudo capturado por las pesquerías palangreras japonesas. Como resultado, la mejora más importante en la presente evaluación consiste en cambios en estos datos y la forma de usarlos en el modelo.

El atún patudo se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene del este y del oeste. Las capturas cerqueras de patudo son sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre 160°O y 180°. El patudo no es capturado a menudo por buques cerqueros en el OPO al norte de 10°N, pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO es tomada al norte de dicho paralelo. Se realiza la evaluación como si existiese una sola población de patudo en el OPO, con desplazamientos netos mínimos de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental (OPCO). Los resultados son consistentes con aquellos de otros análisis del patudo a escala del Pacífico entero. No obstante, recientemente se obtuvo una gran cantidad de datos de marcado convencional y electrónico del *Pacific Tuna Tagging Programme*, que ha enfocado sus esfuerzos de marcado entre 180° y 140°O desde 2008 (Schaefer *et al.* 2015). Las marcas recuperadas muestran claramente que ocurren extensos desplazamientos longitudinales de patudo a través del límite de la CIAT en 150°O, en particular de oeste a este. El personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) construyó un modelo de evaluación para el Pacífico entero para probar la sensibilidad del asesoramiento de ordenación para el OPCO al supuesto que se puede en efecto hacer caso omiso a la dinámica del patudo en el OPO al realizar las evaluaciones de poblaciones para el OPCO (McKechnie *et al.* 2015). Los resultados indican que la dinámica del patudo en el OPO estimada por el modelo del Pacífico entero no son sustancialmente diferentes de aquellos estimados por el modelo del OPCO solamente, y que es por lo tanto razonable seguir haciendo recomendaciones de ordenación a la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) sobre la base de los modelos de evaluación regional para el OPCO. Un reto importante para el modelado reconocido en la investigación de patudo del Pacífico entero es la posible especificación errónea en el modelo que resulta de suponer crecimiento común en todo el Pacífico cuando estudios indican diferencias regionales. Con respecto al OPO, el personal de la CIAT seguirá colaborando con la SPC en la evaluación del patudo del Pacífico entero. Se incorporarán los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura espacial, lo cual ayudará en la evaluación actual de sesgos potenciales que resulten de no incluir intercambio de peces a través del límite OPO-OPCO en el método actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO Y el OPCO.

2. DATOS

Las evaluaciones de poblaciones requieren una cantidad sustancial de información. Se han analizado datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y composición por tallas de las capturas de varias pesquerías diferentes. Se hicieron también varios supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, mortalidad natural (M), y mortalidad por pesca (F). Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie, y se incluyen datos nuevos para 2015. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados para China (2014), Japón (2013-2014), Corea (2006, 2014), Taipei Chino (2012-2014), Estados Unidos (2013-2014), Polinesia Francesa (2013-2014), Vanuatu (2007-2014), y otras naciones (2013-2015). Se dispone de datos de captura palangrera para 2015 de China, Japón, Taipei Chino, a partir de las estadísticas de los informes mensuales. En el caso de las pesquerías palangreras sin datos nuevos de captura para 2015, se supuso que las capturas eran iguales que en 2014. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japo-

nesa para el período entero de la evaluación (1975-2015). Japón ha entregado de nuevo sus datos de captura y esfuerzo (incluyendo información de anzuelos por canasta), para contener solamente datos de buques comerciales (previamente eran una mezcla de datos de buques comerciales y de aprendizaje). Se dispone de datos nuevos para 2015 de frecuencia de talla de la pesquería cerquera. Se dispone también de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera japonesa, descritos a continuación.

2.1. Cambios en los datos de composición por tallas de patudo de las pesquerías palangreras japonesas

Evaluaciones previas de la población de patudo en el OPO señalaron un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a la composición por talla de las pesquerías palangreras. El patrón consistió en un cambio importante de residuales positivos (observaciones más grandes que las predicciones del modelo) para peces de tamaño mediano antes de fines de los años 1980, a un periodo de residuales positivos para peces grandes posteriormente ([Aires-da-Silva et al. 2010](#)). Se han propuesto varias hipótesis para explicar este patrón de residuales: una es que es causado por un cambio importante en la metodología de recolección y procesamiento de los datos de composición por tamaño (por ejemplo, diferentes factores de conversión de tallas, o relaciones talla-peso).

Durante 2015, el personal de la CIAT trabajó estrechamente con científicos pesqueros japoneses para investigar las posibles causas del patrón de residuales (Satoh *et al.* 2015). La conclusión de este estudio colaborativo fue que el patrón parecía ser causado por una combinación de la conversión de medidas crudas de peso de peces desagallados y eviscerados a talla furcal y la combinación de datos de composición por tamaño de las flotas comerciales y los buques aprendizaje. Como resultado de este estudio, se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados para la flota palangrera comercial japonesa (1986-2014). Los datos de frecuencia de talla están ahora disponibles para los buques comerciales y buques de aprendizaje por separado, y por tipo de medición (peso o talla) (Satoh *et al.* 2016) para el período entero de la evaluación (1975-2014). Se dispone también de datos de frecuencia de peso de la flota palangrera comercial, pero no se usan en la presente evaluación debido a incertidumbre en los factores de conversión de peso. Minte-Vera *et al.* (2016) presentan una descripción detallada de estos datos recién recibidos y recomendaciones sobre la mejor forma de usarlos en las evaluaciones del patudo y aleta amarilla (*Thunnus albacares*).

3. CONFIGURACIONES DE LA ESTRUCTURA DEL MODELO

Con pocas excepciones, descritas a continuación, el modelo de caso base usado en la presente evaluación del patudo es el mismo que se usó en la evaluación completa previa, realizada en 2014 ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Ese caso base incluyó varias mejoras. En primer lugar, se introdujo una nueva curva de crecimiento de Richards, estimada externamente a partir de un análisis integrado de datos de edad basados en otolitos y observaciones de marcado y recaptura (Aires-da-Silva *et al.* 2015). Esta nueva curva de crecimiento redujo la incertidumbre acerca del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2); además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron tomados de las nuevas estimaciones de crecimiento derivadas externamente.

Conforme a una recomendación de la [revisión externa de la evaluación del patudo](#), se había supuesto para todas las pesquerías palangreras dos bloques de tiempo (pesquerías tempranas y tardías, divididas en 1990, asociadas al patrón de residuales de la composición por tamaño) con distintos parámetros de capturabilidad. Tal como se comentó en la sección 2.1, es probable que el patrón de residuales en los datos palangreros de composición por tamaño en las evaluaciones previas sea artificial. Por lo tanto, los bloques de tiempo para las pesquerías palangreras ya no son justificadas, y se recomienda que sean eliminadas del modelo (Minte-Vera *et al.* 2016). La CPUE palangrera japonesa debería ser tratada con una serie continua de índices de abundancia, sin divisiones en la capturabilidad. Esto reduciría el número de pesquerías definidas en la evaluación del patudo de 23 a 19 (Tabla 1). En la Figura 1 se ilustra la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las áreas de muestreo de frecuencia de talla. Se definen sobre la base de

tipo de arte (red de cerco, caña y anzuelo, palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y delfines), períodos de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla de la CIAT o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso). Los datos de composición por talla de los buques de aprendizaje japoneses y los datos de composición por peso de los buques comerciales japoneses (no usados en el ajuste del modelo pero incluidos para fines comparativos), son incluidos en el modelo como « estudios », no pesquerías (Minte-Vera *et al.* 2016).

Asimismo en relación con el supuesto de bloques de tiempo temprano y tardío de la capturabilidad, divididos en 1990, para las pesquerías palangreras, en la evaluación completa previa se supusieron los mismos bloques de tiempo para la selectividad de estas pesquerías ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Esa evaluación supuso una selectividad en forma de domo para el período temprano de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 13 y 14) y selectividad logística para su período tardío. Ya que estos bloques de tiempo fueron eliminados en la evaluación actual, se supuso selectividad logística para la historia entera de ambas pesquerías, en las que se observan los patudos de tamaño más grande.

Al igual que en la evaluación previa, el número de series de datos de CPUE usados como índices de abundancia fue reducido, a fin de minimizar tendencias conflictivas entre conjuntos de datos. Se seleccionó un conjunto reducido de índices de abundancia de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 13 y 14) como la mejor representación de las tendencias de la población de patudo.

Análisis diagnósticos con la [configuración previa del modelo del caso base](#) indicaron una influencia dominante de los datos de composición por tamaño (principalmente de las pesquerías palangreras) en la determinación de la productividad (parámetro R_0) de la población de patudo, y se descubrieron también conflictos entre conjuntos de datos. Esto podría ser causado al menos parcialmente por el patrón prominente de residuales en los datos de composición por tamaño de la pesquería palangrera (ver sección 2.1). A fin de minimizar estos problemas, se redujo la ponderación de estos datos de composición por tamaño para todas las pesquerías en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)).

Uno de los resultados esperados de resolver las inconsistencias en los datos palangreros japoneses de composición por tamaño (sección 2.1) fue permitir aumentar la ponderación de estos datos, a fin de informar mejor al modelo de la abundancia de las cohortes y la selectividad por tamaño de los palangres. Desafortunadamente, esto no eliminó la influencia dominante de los datos de composición por tamaño en la determinación de la productividad de la población (R_0 , ver sección 4.1.3b), lo cual no es deseable en los modelos estadísticos de evaluación de poblaciones (Francis 2011). Además de este defecto, aumentar la ponderación de los datos de composición hizo reaparecer el patrón de reclutamiento previo de « dos regímenes » que había sido mayormente resuelto en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Esto podría ser debido a alguna especificación errónea existente en el modelo (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural), y es necesario más trabajo para investigar este problema. Sin embargo, mientras que no se resuelva la especificación errónea del modelo, en la presente evaluación se usa la ponderación de los datos de composición por tamaño supuesta en la evaluación completa previa. Se realizaron análisis de la sensibilidad a ponderaciones y procesos biológicos alternativos que podrían estar contribuyendo en la especificación errónea del modelo (ver anexos).

Los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los cinco análisis de sensibilidad (2-6) son los siguientes:

- 1. Evaluación de caso base** : inclinación (h) de la relación población-reclutamiento = 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento); talla media por edad fija, y parámetros fijos que definen la variabilidad de la talla por edad; ajustado a la serie de tiempo de CPUE de las Pesquerías 13 y 14 (palangre central y del sur; selectividades asintóticas basadas en tamaño para las Pesquerías 13 y 14, que capturan patudo más grande; ponderación reducida de los datos de composición por tamaño para todas las

pesquerías (se aplicó un factor multiplicativo de ponderación - λ (lambda) - de 0.05 a todos los datos de composición por tamaño, al igual que en la evaluación completa previa: [Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)).

2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación de caso base supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación (h) = 1); el análisis de sensibilidad incluyó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de $h = 0.75$.
3. **Sensibilidad a la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño.** Tal como se comentó en lo anterior, en el modelo de caso base se aplicó $\lambda = 0.05$ a los datos de composición por tallas de todas las pesquerías de superficie y palangreras. Se realizaron los análisis de sensibilidad siguientes para explorar el efecto sobre los resultados de la evaluación de asignar distintas ponderaciones a pesquerías o grupos de pesquerías individuales: 1) aumentar la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías a su ponderación original ($\lambda = 1$); 2) aumentar a $\lambda = 1$ la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías excepto Pesquerías 13 y 14 (palangre central y del sur), para las cuales $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, conforme con lo indicado por un perfil de verosimilitud en R_0 (ver sección 4.1.3b).
4. **Sensibilidad a valores más bajos del tamaño medio de los peces más viejos (L_2).** En caso base supone L_2 fijo en 196 cm, valor tomado de la curva de crecimiento del Richards estimada externamente a partir de un análisis integrado de datos de edad basados en otolitos y observaciones de marcado y recaptura (Aires-da-Silva *et al.* 2015). Se actualizó este estudio, usando el método de Francis *et al.* (2015), para incluir tres registros adicionales de recuperación de marcas en patudos, todos con tiempos en libertad de más de 10 años ([Figura D.1](#)). Se realizó un análisis de sensibilidad usando la nueva estimación de L_2 del modelo integrado actualizado (193 cm). Un segundo análisis de sensibilidad consideró un L_2 todavía más bajo de 183 cm. Una inspección más estrecha del ajuste del modelo de crecimiento ([Figura D.1](#)) descubrió residuales negativos para todos los peces más viejos (>8 años de edad), lo cual sugiere que puede ser necesario un modelo más flexible que pueda curvarse más rápidamente hacia un L_2 más bajo. Una inspección de los datos empíricos de recuperación de marcas señaló un L_2 más bajo (en aproximadamente 183 cm) que lo estimado a partir del ajuste de la curva de crecimiento de Richards. Por lo tanto, el segundo análisis de sensibilidad supuso $L_2 = 183$ cm. Se realizaron los análisis de sensibilidad a L_2 con dos configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).
5. **Sensibilidad al supuesto de valores más altos de mortalidad natural (M) juvenil para hembras y machos machos.** Un análisis de sensibilidad a M juvenil investigó el efecto de variaciones en la forma los vectores de M supuestos para machos y hembras juveniles ([Figura E.1](#)). Se realizaron los análisis de sensibilidad suponiendo uno de dos niveles distintos de M para peces de edad 0 (0.25 y 0.50 trimestre-1), y una tendencia lineal decreciente de M entre edad 0 y una de tres posibles edades jóvenes (5, 10, y 13 trimestres). Se realizaron los análisis de sensibilidad al M juvenil con dos configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).
6. **Sensibilidad al supuesto de valores más bajos y más altos de mortalidad natural (M) para hembras y machos adultos.** Al definir los vectores alternativos de M de los adultos, y a fin de mantener las diferencias absolutas por edad de M estimadas a partir de los datos de proporciones de sexos, los valores de M para machos y hembras adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base fueron reducidos o incrementados por el mismo factor multiplicativo ([Figure F.1](#)). Se realizaron los análisis de sensibilidad al M de los adultos con dos configuraciones de ponderación de los datos de

composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).

4. RESULTADOS

4.1. Modelo de caso base

4.1.1. Reclutamiento y biomasa

Una característica prominente en las series de tiempo de reclutamiento estimado de patudo es que los picos más altos del reclutamiento en 1983 y 1998 coinciden con los eventos de El Niño más fuertes del período histórico de la evaluación ([Figura 2](#)). Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio desde 2001 hasta 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, pero superiores al mismo durante 2010-2015. Se estima que el reclutamiento anual más reciente (2015) es superior al promedio. El evento de El Niño en 2015 fue más fuerte que aquellos de 1983 y 1998. En vista de que los picos históricos más altos del reclutamiento coincidieron con esos eventos de El Niño, es de esperar que el reclutamiento sea alto en 2015. El modelo no estimó este reclutamiento alto en 2015, pero el modelo contiene pocos datos de 2015 para informar la estimación. La estimación de 2015 es altamente incierta y debe ser considerada con cautela, ya que de los patudos recientemente reclutados están representados en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

En la gama de biomasa reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de eclosión.

Desde el principio de 2005, el cociente de biomasa reproductora (SBR; el cociente de la biomasa reproductora en ese momento a aquella de la población no explotada) han aumentado paulatinamente, a 0.26 al principio de 2009. Esto puede ser atribuido al efecto combinado de una serie de reclutamientos superiores al promedio desde 2001, las resoluciones de conservación de atún de la CIAT, y un esfuerzo palangrero reducido en el OPO durante 2004-2008. Sin embargo, aunque las resoluciones han continuado desde 2009, la tendencia de recuperación no fue sostenida durante 2010-2013, y el SBR disminuyó paulatinamente a un nivel históricamente bajo de 0.16 al principio de 2013 ([Figura 3](#)). Esta disminución podría estar relacionada con un período dominado por reclutamientos inferiores al promedio que comenzó en 2007 y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0.16 en 2013 a 0.20 al principio de 2016; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el aumento reciente de las CPUE de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto.

4.1.2. Mortalidad por pesca (F)

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, pero en los últimos años ha disminuido. En el caso de peces de más de unos 15 trimestres de edad, F también aumentó inicialmente, pero luego fluctuó alrededor de un nivel constante ([Figura 4](#)). El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías cerqueras que capturan atunes asociados a objetos flotantes. Queda claro que la pesquería palangrera tuvo el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la disminución del esfuerzo palangrero y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería cerquera sobre la población de patudo es mucho mayor que aquel de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño ejercen un impacto pequeño, pero

detectable, sobre la disminución de la población.

4.1.3. Diagnósticos del modelo

4.1.3.a Ajuste del modelo

En general, el modelo de caso base se ajusta muy bien a los índices de abundancia de las pesquerías palangreras central y del sur (13 y 14) ([Figura A.1a](#)). Como es de esperar porque se redujo la ponderación de los datos de composición de tallas, el caso base no se ajusta bien a los datos de composición. El modelo de evaluación *Stock Synthesis* produce una serie extensa de diagnósticos del ajuste del modelo. Están disponibles para el modelo de caso base en formatos [html y pdf](#).

4.1.3.b Perfil R_0

Se aplicaron a la evaluación del patudo perfiles de verosimilitud del reclutamiento virgen, un método para diagnosticar ponderaciones excesivas de datos de composición por tamaño, conflictos de datos, y especificación errónea del modelo. El reclutamiento virgen (R_0 ; el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca) es un parámetro común en las evaluaciones de poblaciones que fija la escala del tamaño de la población. La información sobre el tamaño de una población proviene de dos fuentes principales: 1) cómo la captura cambia los índices de abundancia relativa; y 2) cómo cambia la abundancia relativa en edades consecutivas de datos de composición por edad (o datos de composición por tallas adecuadamente ajustados). Francis (2011) argumenta que la información de abundancia debería provenir principalmente de índices de abundancia, y no de datos de composición. El diagnóstico indica una sobreponderación de los datos de composición o especificación errónea del modelo cuando el componente de composición del perfil de verosimilitud para R_0 proporciona información sustancial sobre R_0 y entra en conflicto con información de los datos del índice de abundancia relativa. Se debería corregir la especificación errónea del modelo (por ejemplo, se debería modificar la curva de selectividad para la pesquería o estudio relacionado con esos datos de composición) o reducir la ponderación de los datos de composición, para que los datos de composición tengan poca información sobre R_0 .

Como resultado de los cambios en los datos de composición por tamaño de las pesquerías palangreras japonesas (ver sección 2.1), la ponderación de los distintos conjuntos de datos en el modelo de evaluación de patudo necesitó ser reevaluada. Con este propósito, se construyó un perfil de R_0 usando del caso base modificado al mantener la ponderación original ($\lambda = 1$) de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías. Un aspecto importante es presentado por el diagnóstico del perfil de verosimilitud de R_0 . ([Figura C.1](#)). La estimación de máxima verosimilitud de R_0 en aproximadamente 8.5 (en espacio logarítmico) es fuertemente impulsada por la pendiente dominante proveniente de los datos de composición por tamaño de las Pesquerías 13 y 14 (palangreras central y del sur), para las cuales se supone una selectividad logística. El cambio en la log-verosimilitud negativa en estas pesquerías es aproximadamente 30 y 90 unidades, respectivamente, más que aquel de los otros componentes de datos. Este diagnóstico es indicativo de una sobreponderación de los datos de composición y/o alguna forma de especificación errónea del modelo que tendrá que ser atendida en el futuro para poder asignar la ponderación adecuada. Al igual que en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)), se aplicó a todos los datos de composición por tamaño en el caso base un factor de ponderación multiplicativo.

4.1.3.c Diagnóstico de producción con estructura por edad

El diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (*age-structured production model*, ASPM) fue propuesto por Maunder y Piner (2015) como forma de: (i) evaluar más a fondo las especificaciones erróneas del modelo, (ii) averiguar la influencia de los datos de composición sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) verificar si la captura puede por sí misma explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico ASPM es calculado de la siguiente

forma: (i) ejecutar el modelo de caso base; (ii) fijar los parámetros de selectividad en las las estimaciones máximo-verosímiles (EMV) del modelo de caso base, (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros excepto los de escala, y fijar los desvíos del reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo a los índices de abundancia solamente; (v) comparar la trayectoria estimada con aquella obtenida en el caso base. Si el ASPM puede ajustar bien los índices de abundancia que tienen buen contraste (o sea, aquellos que tienen tendencias decrecientes y/o crecientes), Maunder y Piner (2015) sugieren que esto es prueba de que existe una función de producción, y los índices probablemente proporcionarán información sobre la abundancia absoluta. Se refieren a esta situación como « la captura explica los índices bien »; en el caso contrario, donde no hay un buen ajuste a los índices, « la captura no puede explicar los índices ». Esto puede tener varias causas: (i) la población es impulsada por el reclutamiento; (ii) la población todavía no ha disminuido al punto en que la captura es un factor principal que afecta la abundancia, (iii) el modelo de caso base es incorrecto, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia. Averiguar si la población es impulsada por el reclutamiento implica simplemente ajustar el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en los valores estimados en el caso base. Si esto todavía no captura la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, se puede concluir que la información sobre escala en el modelo integrado proviene de los datos de composición. Amplios intervalos de confianza alrededor de la abundancia estimada por el ASPM indican asimismo que el índice de abundancia contiene poca información sobre la abundancia absoluta.

El ajuste del diagnóstico ASPM a los índices de abundancia muestra una disminución general a lo largo del tiempo, con una disminución más abrupta a mediados de los años 1990, cuando se expandió la pesquería sobre objetos flotantes ([Figura A.1b](#)). Esta es la tendencia general de los índices de abundancia, pero el modelo no puede ajustar las fluctuaciones de la abundancia causadas por el reclutamiento. Como consecuencia, la trayectoria estimada de la biomasa reproductora no refleja fluctuaciones importantes, excepto aquella causada por la expansión de la las pesquerías sobre objetos flotantes a mediados de los años 1990 ([Figura A.2](#)). Los intervalos de confianza son mucho más pequeños que en el caso base.

Cuando se estiman los desvíos de reclutamiento en el ASPM, el modelo puede ajustar las fluctuaciones de la abundancia causadas por el reclutamiento ([Figura A.1c](#)). De hecho, el ajuste del modelo a los datos de CPUE es casi idéntico a aquel del caso base ([Figura A.1a](#)). No obstante, los intervalos de confianza son mucho más grandes, lo cual indica que la mayoría de la incertidumbre en la evaluación proviene de fluctuaciones en el reclutamiento más que de la estimación de los parámetros. La incertidumbre en la estructura del modelo que no está incluida en la incertidumbre de estimación de parámetros también añade sustancialmente a la incertidumbre en las evaluaciones de las poblaciones (ver análisis de sensibilidad en los Anexos). La serie de tiempo estimada del SBR es muy similar a las estimaciones del caso base ([Figura A.2](#)). Se obtiene el mismo resultado con el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del caso base. Estos resultados indican que la información de abundancia, tanto relativa como absoluta, que contienen los índices de abundancia relativa basados en CPUE no pueden ser interpretados sin explicar las fluctuaciones en el reclutamiento, y que los datos de composición tienen poca influencia sobre las estimaciones de caso base de la abundancia absoluta o las tendencias de la abundancia.

4.2. Análisis de sensibilidad

En los anexos se presentan los resultados de los cuatro análisis de sensibilidad: sensibilidad a (a) la relación población-reclutamiento (Anexo B); (b) asignar una ponderación diferente a los datos de composición por tallas (Anexo C); c) suponer valores más bajos para el tamaño medio de los peces más viejos, L_2 (Anexo D); d) suponer tasas más altas de mortalidad natural (M) juvenil (Anexo E); y e) suponer tasas más bajas y más altas de mortalidad natural (M) adulta (Anexo F). Aquí describimos las diferencias en el ajuste del modelo y la estimación del modelo, y prorrogamos nuestra discusión de las diferencias en la condición de la población hasta la Sección 4.3.

4.2.1. Inclinación

Se fijó la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en 0.75. La serie de tiempo de reclutamiento relativo es similar a aquella del caso base ([Figura B.1](#)). Con respecto a la biomasa reproductora, las tendencias relativas del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una relación población-reclutamiento ([Figura B.2](#)).

4.2.2. Ponderación de los datos

Tal como se comentó anteriormente, uno de los resultados esperados de resolver las inconsistencias en los datos japoneses de palangre de composición por talla (sección 2.1) fue permitir incrementar la ponderación de estos datos, para informar mejor al modelo de la abundancia de las cohortes y la selectividad por tamaño. Desafortunadamente, hacer esto no eliminó la influencia dominante previa de los datos de composición por tallas en la determinación de la productividad de la población (R_0 , ver sección 4.1.3b), lo cual no es deseable en los modelos estadísticos de evaluación de poblaciones (Francis 2011). Aumentar la ponderación de los datos de composición de todas las pesquerías en el modelo ($\lambda = 1$) hizo reaparecer el patrón de reclutamiento previo de « dos regímenes » que había sido mayormente resuelto en la evaluación completa previa ([Figura C.2](#)). Este resultado está probablemente relacionado con la influencia dominante persistente de los datos de composición por tallas en las pesquerías palangreras con selectividad logística (Pesquerías 13 y 14). De hecho, cuando se reduce a la ponderación de los datos de composición de estas pesquerías solamente, manteniendo el tamaño original de muestra de los datos de composición de las otras pesquerías ($\lambda = 0.2$ y 0.3 para las Pesquerías 13 y 14, y $\lambda = 1$ para todas las otras pesquerías), el patrón de « dos regímenes » queda fuertemente minimizado ([Figura C.2](#)). Alguna forma existente de especificación errónea del modelo (crecimiento o mortalidad natural, por ejemplo) podría ser responsable de la influencia dominante de los datos de composición por talla de palangre. Esta especificación errónea necesita ser resuelta antes de reponderar los datos de composición por tamaño.

4.2.3. Crecimiento

Se realizaron análisis de sensibilidad que suponían dos valores más bajos (193 y 183 cm) para el tamaño medio de los peces más viejos (L_2). Cuando se usó la ponderación de los datos de composición por tamaño aplicados en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) en los análisis de sensibilidad, los valores más bajos de L_2 no produjeron grandes diferencias en el reclutamiento relativo: hasta el valor más bajo de L_2 de 183 cm no resolvió el patrón de reclutamiento de dos regímenes ([Figura D.3a](#)). Por contraste, los valores más bajos de L_2 produjeron grandes diferencias en el reclutamiento relativo cuando se aplicó a todas las pesquerías el tamaño original de las muestras de los datos de composición por tamaño ($\lambda = 1$). Con $L_2 = 196$ cm, al igual que en el caso base, el resultado fue el patrón de reclutamiento de dos regímenes, lo cual indica que podría todavía haber alguna forma de especificación errónea en el modelo. Por contraste, usar un valor más bajo de L_2 redujo este patrón ([Figura D.3b](#)). Esto sugiere que el crecimiento podría ser la fuente (o una de varias fuentes) de la especificación errónea del modelo que necesita ser resuelta en la evaluación del patudo.

En términos de la biomasa reproductora, suponer un valor más bajo de L_2 resulta en niveles de SBR más optimistas. Esto es de esperar, ya que un L_2 más bajo implica que el modelo espera encontrar proporciones menores de los peces grandes en los datos, y por ende una población menos reducida. Con $L_2 = 196$ cm, al igual que en el caso base, pero manteniendo los tamaños originales de muestra los datos de composición ($\lambda = 0.05$), produjo estimaciones pesimistas del SBR. No obstante, tal como se comentó, el patrón prominente de reclutamiento de dos regímenes producido por este análisis indica una fuerte especificación errónea del modelo.

4.2.4. Mortalidad natural juvenil

Cuando se aplica la ponderación de la composición por tamaño usada en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías), suponer tasas de mortalidad natural (M) juvenil más altas no mejora mucho el patrón de reclutamiento de los regímenes ([Figura E.2a](#)). Por contraste, sí es mejorado cuando se mantienen los tamaños de muestra originales de los datos de composición por tamaño ($\lambda = 1$) ([Figura E.2b](#)). Sin embargo, estos niveles más altos de M necesitan ser aplicados a un mayor número de grupos de edad juveniles (escenario M5, por ejemplo) para que la mejora sea evidente. Niveles de M juvenil tan altos podrían no ser biológicamente razonables.

4.2.5. Mortalidad natural adulta

Tal como comentan [Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson \(2010\)](#), suponer tasas más altas de M adulta contribuye a minimizar el patrón de reclutamiento de dos regímenes ([Figura F.2](#)). Sin embargo, estas tasas (escenario 5, por ejemplo) parecen inverosímilmente altas para el patudo, debido posiblemente a que se supone en el caso base que la talla media de los peces más viejos es alta. Estos análisis de sensibilidad a un L_2 más bajos deberían ser explorados más a fondo para investigar la fuente restante de especificación errónea del modelo en la evaluación.

Tal como se esperaba, suponer valores más altos de M adulta resulta en niveles de biomasa reproductora demasiado optimistas. Con una M más alta para los adultos, el modelo tiene que generar niveles de reclutamiento más altos para poder explicar las capturas observadas.

4.3. Cantidades de ordenación

4.3.1. Modelo de caso base

Según los resultados del caso base, en principio de 2016 la biomasa reproductora (S) de patudo en el OPO estaba un 4% por debajo de S_{RMS} , y se estima que las capturas recientes han sido un 3% inferiores al RMS. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y persisten los patrones actuales de selectividad por edad, F_{RMS} es un 5% mayor que el nivel actual de esfuerzo ([Tabla 1](#)).

Asimismo según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que la población de patudo en el OPO se encuentra ligeramente sobrepescada ($S < S_{RMS}$), pero que no está ocurriendo sobrepesca ($F < F_{RMS}$) ([Figura 6](#)). Similarmente, el modelo de caso base actual señala que no han sido rebasados los puntos de referencia límite provisionales de $0.38 S_{RMS}$ y $1.6 F_{RMS}$, que corresponden una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio sin explotación con base en un valor precautorio de la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ([Figura 6](#)). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase ([Figura 6](#)), pero no rebasan los puntos de referencia límite. Cabe notar que los intervalos de confianza consideran solamente la incertidumbre en la estimación de los parámetros, y no incluyen incertidumbre en los parámetros fijos o la estructura del modelo (ver los análisis de sensibilidad para este tipo de incertidumbre).

Se podría maximizar el RMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de las pesquerías palangreras, porque capturan individuos más grandes que están cerca del peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca estaba muy por debajo de F_{RMS} ([Figura 7](#)).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes del esfuerzo y capturabilidad y el reclutamiento permanece en niveles cercanos al promedio, se predice que la biomasa reproductora seguirá recuperándose, y se estabilizará en un SBR de 0.22 en aproximadamente 2023, por encima del nivel correspondiente al RMS (0.21) ([Figura 3](#)). Si se supone una relación población-

reclutamiento, se estima que las capturas serán más bajas en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca, particularmente para las pesquerías de superficie ([Figura 8](#)).

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en los objetivos de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

4.3.2. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo

Las interpretaciones de la condición de la población dependen fuertemente de los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño, la curva de crecimiento, y los niveles supuestos de mortalidad natural (M) juvenil y adulta.

El análisis de sensibilidad que incluya una relación población-reclutamiento con $h = 0.75$ estimó el SBR necesario para producir el RMS en 0.30, comparado con 0.21 en la evaluación de caso base ([Tabla B.1](#)). El análisis de sensibilidad para $h = 0.75$ estimó un multiplicador de F de 0.91, considerablemente más bajo que aquel de la evaluación de caso base (1.05). Los resultados del modelo de caso base señalan que el nivel reciente de la biomasa reproductora está ligeramente por debajo de aquel correspondiente al RMS ($S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} = 0.96$); se estima que este valor de disminución relacionado con el RMS es más bajo (0.81) para el análisis de sensibilidad con $h = 0.75$.

Las cantidades de ordenación estimadas en la evaluación de la población son altamente sensibles a la ponderación de los datos de composición por tamaño ([Tabla C.1](#)). El uso de los tamaños de muestra originales para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) en el modelo produce cantidades de ordenación demasiado pesimistas (multiplicador de $F = 0.57$; $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} = 0.41$). Esto se debe a la predominancia de los datos de composición por tamaño de las Pesquerías 13 y 14 (que suponen selectividad logística) en la determinación de escala absoluta (el parámetro R_0) en el modelo (ver sección 4.1.3b). Esto es indicativo de una ponderación excesiva de los datos de composición y o alguna forma de especificación errónea del modelo que tendrá que ser tratada en el futuro para poder asignar la ponderación incorrecta los conjuntos de datos en el modelo del patudo. Una vez compensada esta predominancia por la reducción de la ponderación de estos datos ($\lambda = 0.2$ y 0.3 para las Pesquerías 13 y 14, respectivamente), se permite a otros componentes de datos (principalmente la CPUE palangrera) informar al modelo sobre la escala absoluta (R_0). Como consecuencia, las cantidades de ordenación son menos pesimistas.

Reducir el tamaño medio de los peces más viejos produce una condición más optimista de la población ([Tabla D.1](#)).

El efecto sobre las cantidades de ordenación de suponer tasas más altas de mortalidad natural juvenil depende del número de clases de edad a las cuales se aplican esas tasas más altas. Las estimaciones de la condición de la población se vuelven más optimistas si se aplican valores de M más altos a un mayor número de clases de edad juveniles. Estos aumentos son mayores si se mantienen los tamaños de muestra originales de la composición por talla ([Tabla E.1](#)).

Si se suponen tasas de mortalidad natural adulta más bajas para patudo en ambos sexos, la estimación de la condición de la población es más pesimista que la del caso base (multiplicador de F más bajo) ([Tabla F.1](#)). Suponer tasas de mortalidad natural adulta más altas produce el efecto contrario (multiplicador de F más alto) ([Tabla F.1](#)). No obstante, las tasas más altas consideradas en este análisis de sensibilidad parecen biológicamente inverosímiles para el patudo. Similarmente, la razón $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ es altamente sensible a las tasas supuestas de mortalidad natural adulta: específicamente, disminuye y aumenta, respectivamente, con valores supuestos de M más bajos y más altos.

5. DIRECCIONES FUTURAS

Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de la evaluación de la población de patudo:

- a. Investigación de las causas de especificación errónea del modelo responsable del patrón de dos regímenes de reclutamiento en la evaluación del patudo (talla promedio de los peces más viejos en el modelo (L_2), mortalidad natural, otros).
- b. Formulación de una curva de crecimiento que es más representativa de los datos.
- c. Ponderación de los distintos conjuntos de datos.
- d. Definiciones de las pesquerías.
- e. Estructura de la población (continuar la colaboración con el personal de la SPC en la evaluación del patudo a escala del Pacífico entero).

RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de los países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, miembros del personal de la CIAT, y científicos de países miembros proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación de la población las pesquerías y la biología del atún patudo. Christine Patnode ayudó con las figuras.

REFERENCIAS

- Aires-da Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. (2015). Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: An illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific ocean with implications for management. *Fisheries Research*, 163:119-126.
- Francis, R.I.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124:1138.
- Francis, R.I.C., Aires-da-Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. 2015. Estimating fish growth for stock assessments using both age-length and tagging-increment data. *Fish. Res.* (2015): <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.011>
- Maunder, M.N., Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* (2015), 72(1), 7–18. doi:10.1093/icesjms/fsu015
- McKenchnie, S., Hampton, J., Abascal, F., Davies, N. and Harley, S. J. (2015). Sensitivity of the WCPO bigeye tuna stock assessment results to the inclusion of EPO dynamics within a Pacific-wide model. [WCPFC-SC11-2015/SA-WP-04](#). Western and Central Pacific Commission. Scientific Committee Eleventh Regular Session. Pohnpei, Federated States of Micronesia, 5-13 August 2015.
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, K. Satoh, and M.N. Maunder. 2016. Changes in longline size-frequency data and their effects on the stock assessment models for yellowfin and bigeye tunas. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 7th Scient. Adv. Com. Meeting SAC-07-04a*.
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, T. Ito. 2016. An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-03d*
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., and Itano, D. (2014). Movements, dispersion, and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and released in the equatorial Central Pacific Ocean, with conventional and archival tags. *Fisheries Research*, 161:336-355.

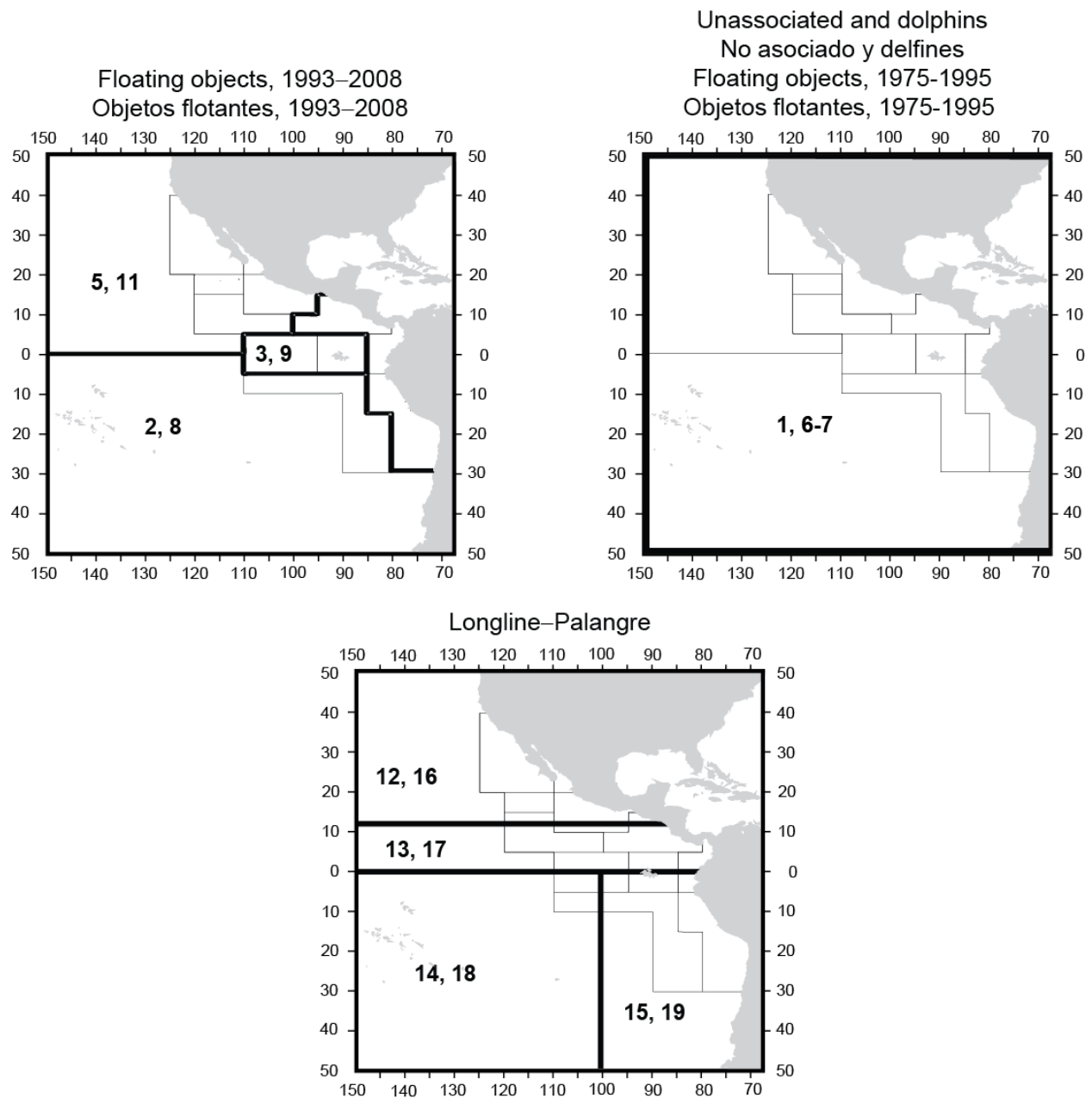


FIGURE 1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 1.

FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 1 se describen las pesquerías.

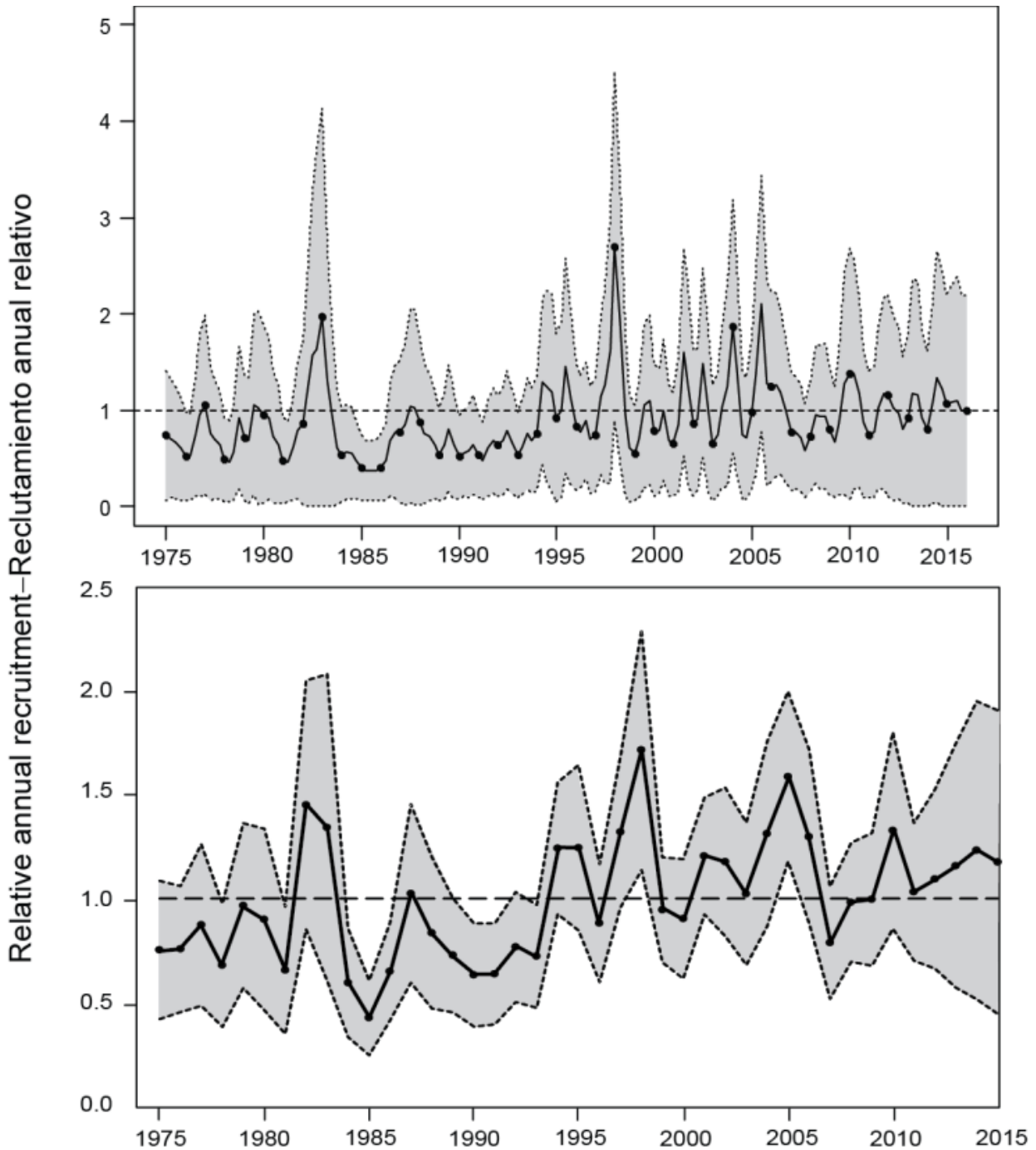


FIGURE 2. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates (MLE) of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% intervals around those estimates.

FIGURA 2. Reclutamiento estimado trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima (EVM) del reclutamiento, y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

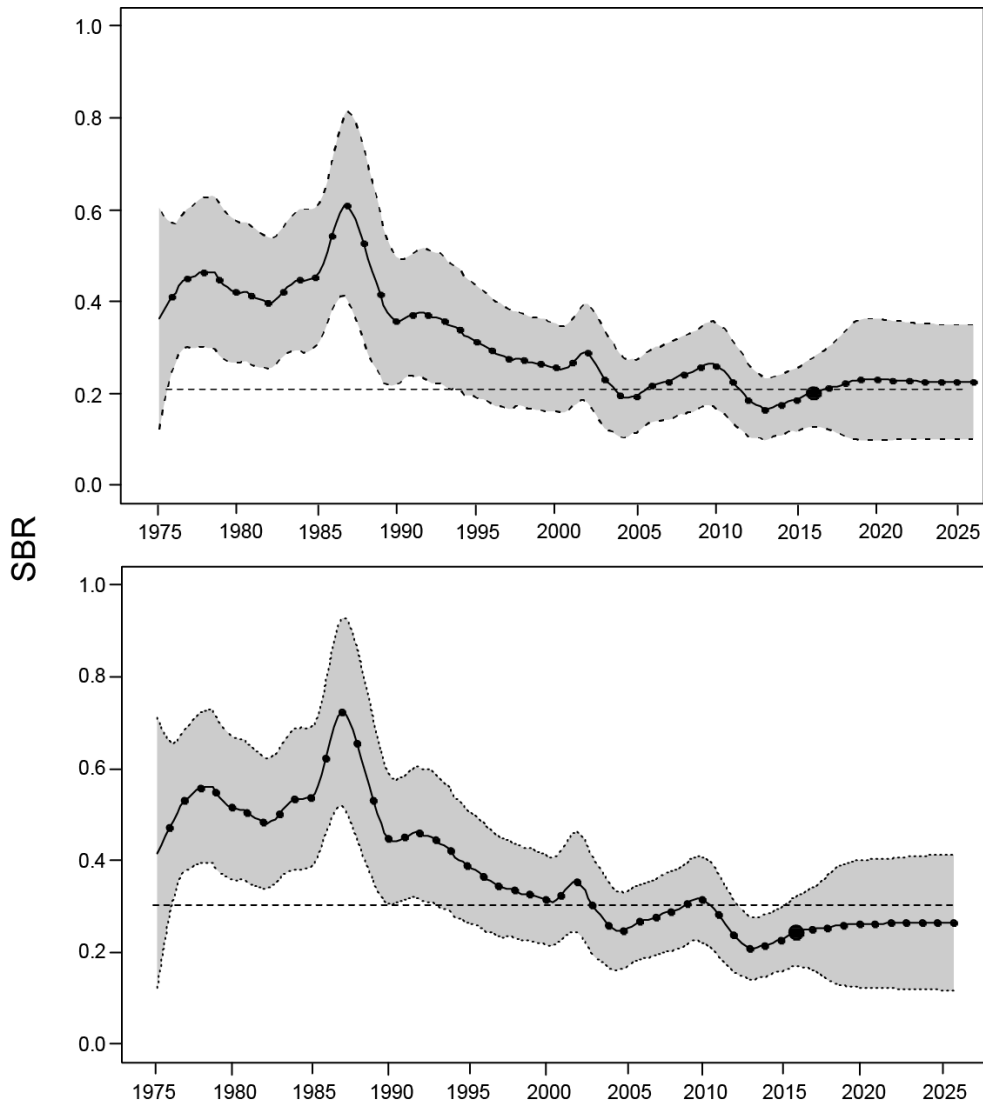


FIGURE 3. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2016-2026 based on average fishing mortality rates during 2013-2015, from the base case (top panel) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom panel). The dashed horizontal line (at 0.21 and 0.30, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2016 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2013-2015, and recruitment is average during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates.

FIGURA 3. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2016-2026 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2013-2015, del caso base (recuadro superior) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$, recuadro inferior). La línea de trazos horizontal (en 0.21 y 0.30, respectivamente) identifica SBR_{RMS} . La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2016 (el punto grande) señalan el SBR que se predice ocurrirá si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2013-2015 y el reclutamiento es promedio durante los 10 años próximos. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

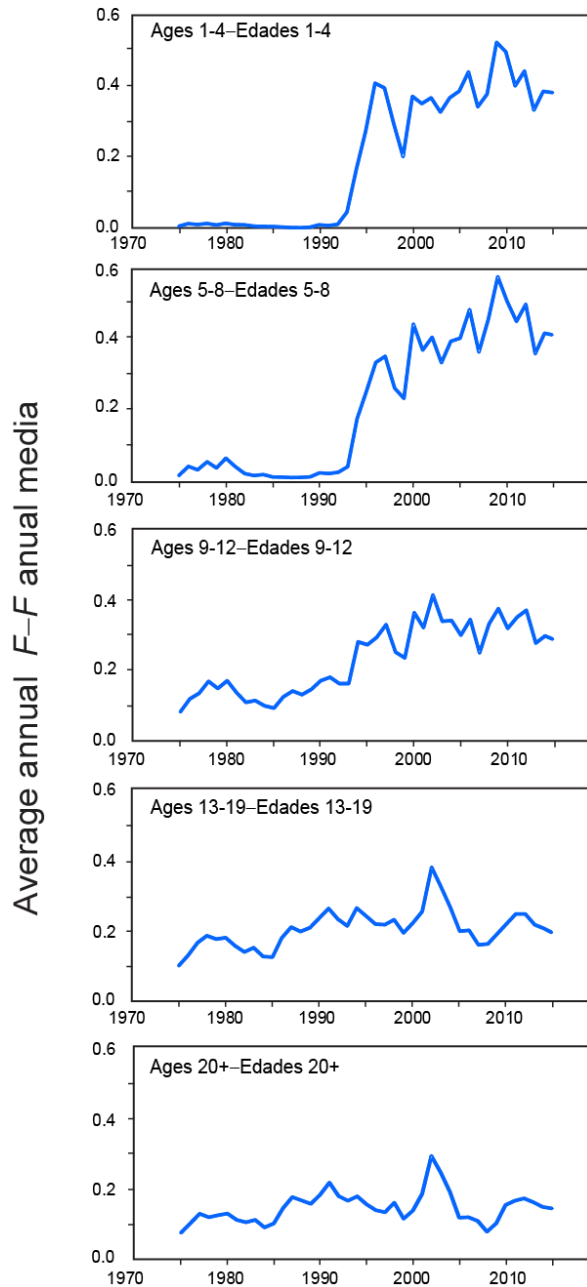


FIGURE 4. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.

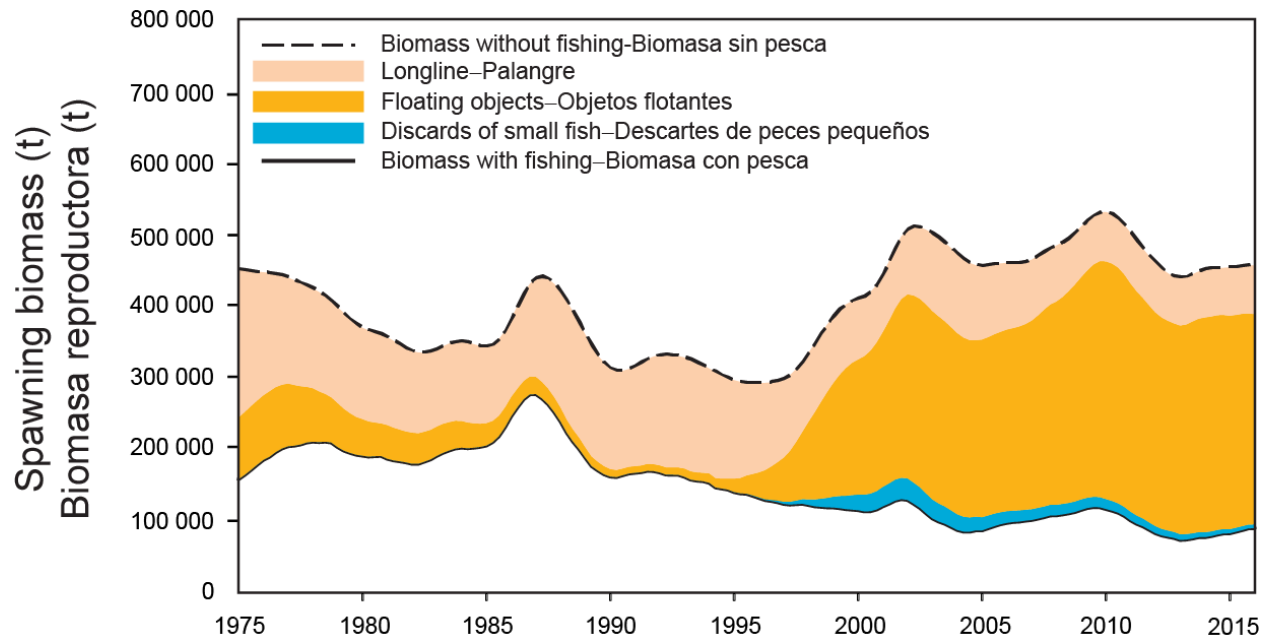


FIGURE 5. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was never exploited (top dashed line) and that predicted by the stock assessment model (bottom solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 5. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo nunca explotada (línea de trazos superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas.

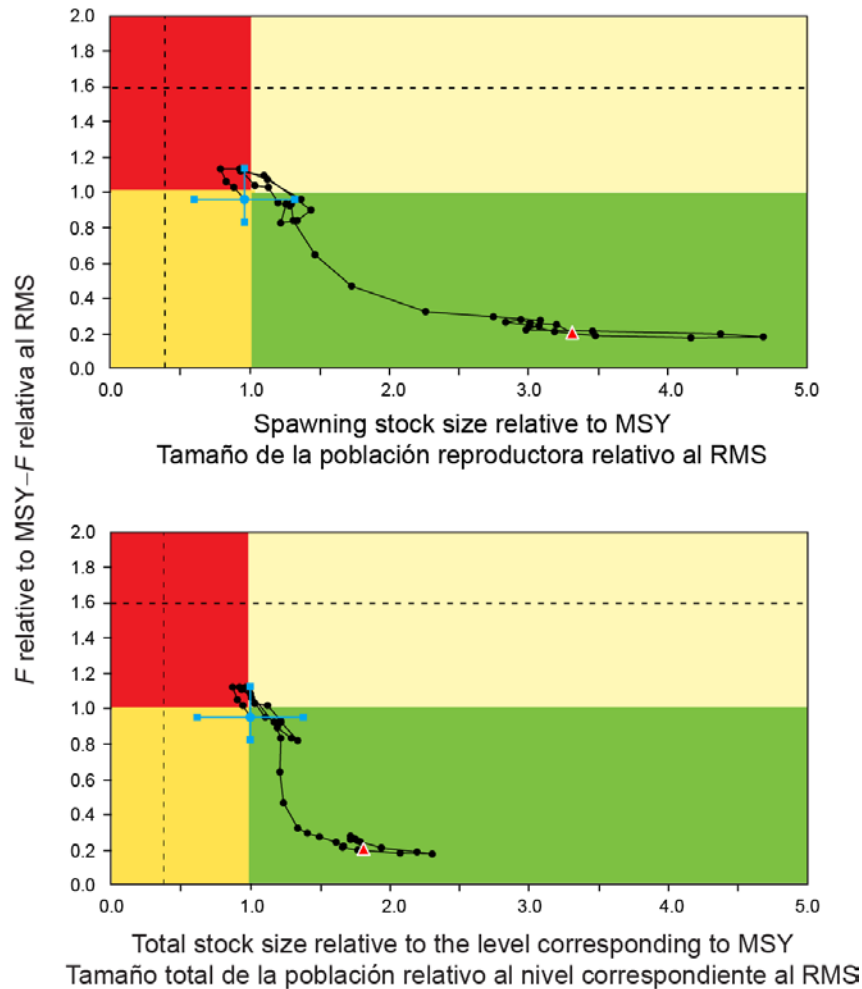


FIGURE 6. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size (top panel: spawning biomass; bottom panel: total biomass aged 3+ quarters) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The colored panels represent interim target reference points (S_{MSY} and F_{MSY} ; solid lines) and limit reference points (dashed lines) of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle represents the first estimate (1975).

FIGURA 6. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (panel superior: biomasa reproductora; panel inferior: biomasa total de edad 3+ trimestres) y la mortalidad por pesca relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros colorados representan los puntos de referencia objetivo provisionales (S_{RMS} y $1F_{RMS}$; líneas sólidas) y los puntos de referencia límite (líneas de trazos) de $0,38 S_{RMS}$ y $1,6 F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso ($h = 0.75$) de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo representa la primera estimación (1975).

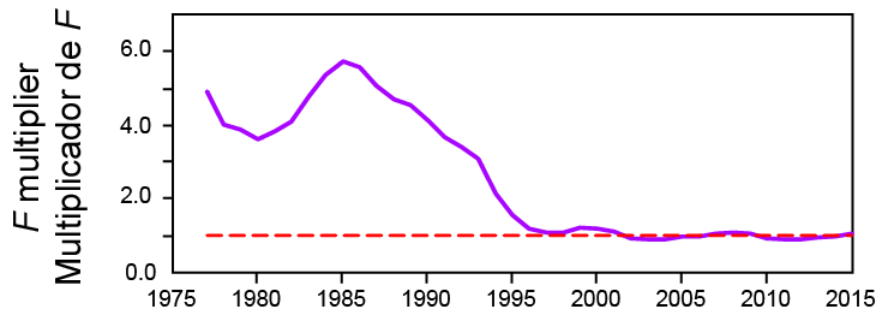
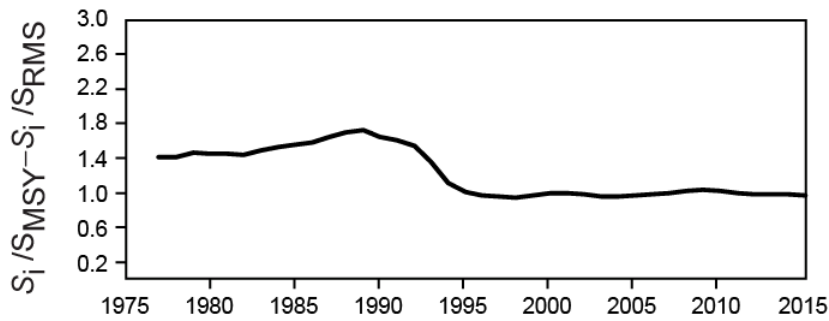
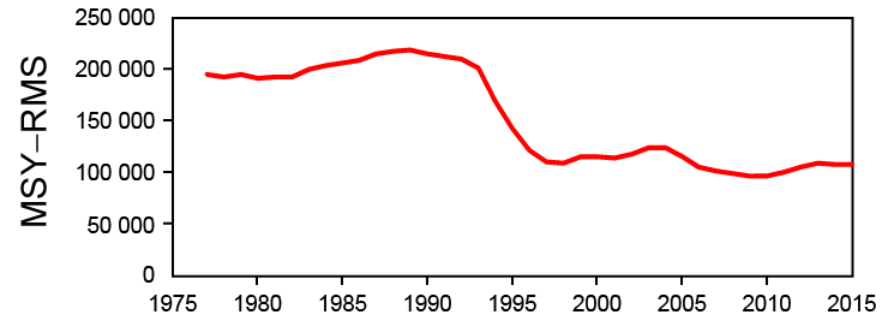
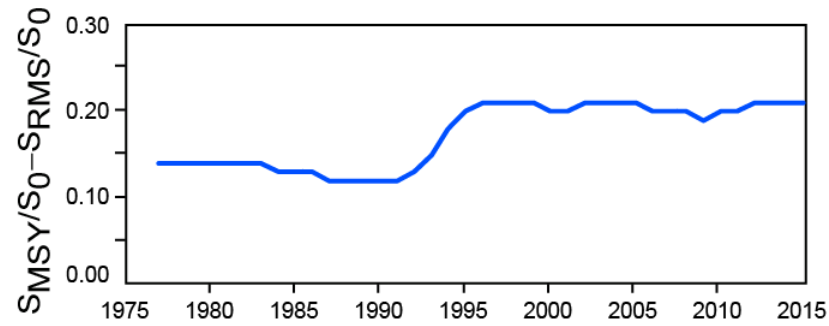


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_i is the spawning biomass at the end of the last year in the assessment.)

FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca media por edad de cada año. (S_i es la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación.)

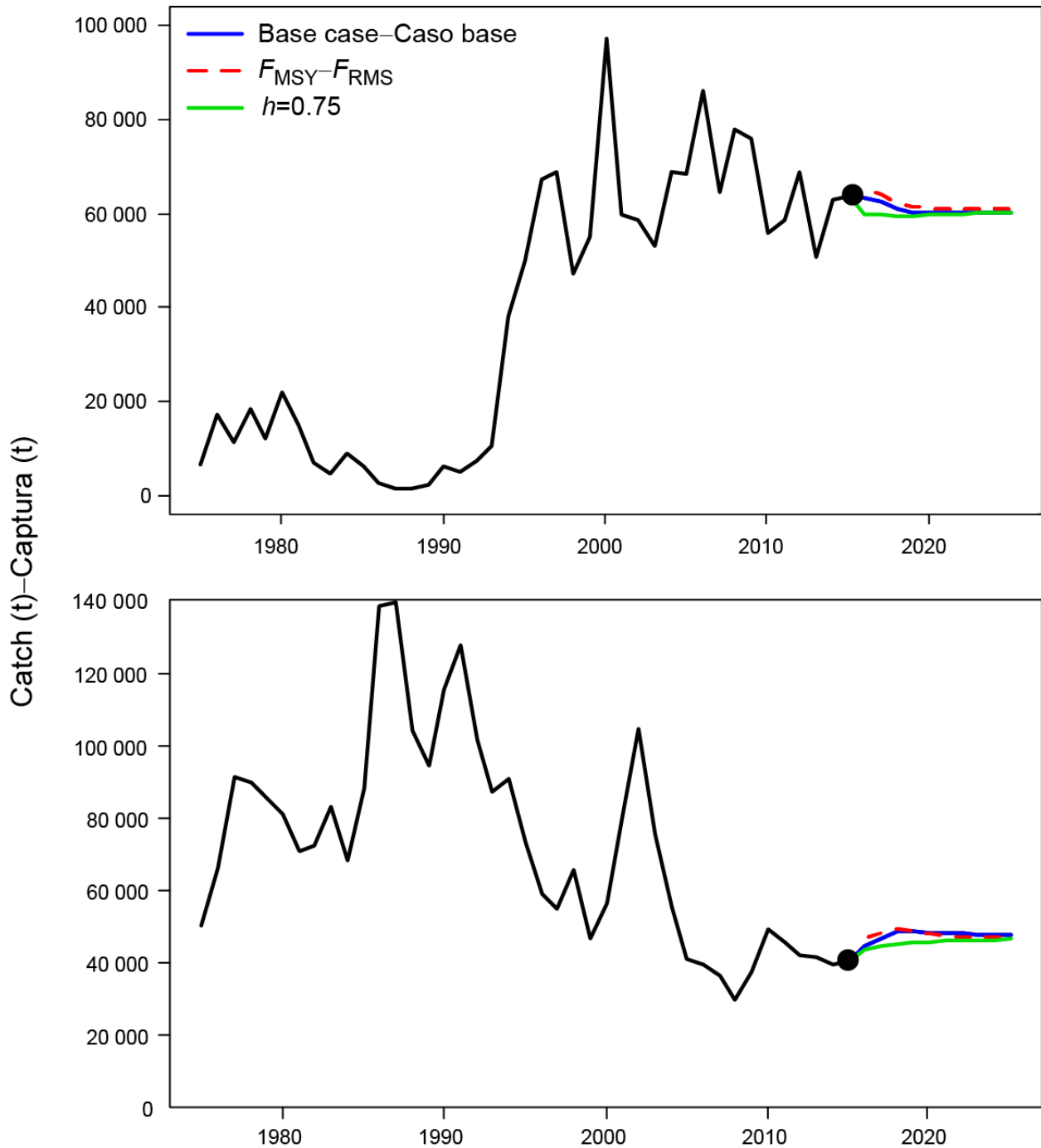


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of bigeye tuna over a period of 10 years by surface (top panel) and longline (bottom panel), based on fishing mortality rates during 2013-2015. Projected catches are compared between the base case, the analysis assuming F_{MSY} , and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 8. Capturas anuales históricas y proyectadas de atún patudo durante un decenio por las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2013-2015. Se comparan las capturas proyectadas entre el caso base, el análisis que supone F_{RMS} , y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). t = toneladas.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; LL-T: longline training vessels; LL-C: commercial longline vessels; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 1.

TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; LL-T: buques palangreros de aprendizaje; LL-C: buques palangreros comerciales; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 1 se ilustran las zonas de muestreo.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
FISHERIES – PESQUERÍAS					
1	PS	OBJ	1975-1992	1-13	Retained catch only—Captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-present	11-12	Retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—
3	PS	OBJ	1993-present	7, 9	Captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
4	PS	OBJ	1993-present	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-present	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1975-1989	1-13	Retained catch only—Captura retenida solamente
7	PS LP	NOA DEL	1990-present	1-13	Retained catch + discards from inefficiencies in fishing process— Captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	PS	OBJ	1993-present	11-12	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
9	PS	OBJ	1993-present	7, 9	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
10	PS	OBJ	1993-present	5-6, 13	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
11	PS	OBJ	1993-present	1-4, 8, 10	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5
12	LL	-	1975-present	N of—de 10°N	Retained catch only (in numbers)—Captura retenida solamente (en número)
13	LL	-	1975-present	N of—de 0° & S of—de 10°N	Retained catch only (in numbers)—Captura retenida solamente (en número)
14	LL	-	1975-present	S of—de 0° & W of—de 100°W	Retained catch only (in numbers)—Captura retenida solamente (en número)
15	LL	-	1975-present	S of—de 0° & E of—de 100°W	Retained catch only (in numbers)—Captura retenida solamente (en número)
16	LL	-	1990-present	N of—de 10°N	Retained catch only (in weight)—Captura retenida solamente (en peso)
17	LL	-	1990-present	N of—de 0° & S of—de 10°N	Retained catch only (in weight)—Captura retenida solamente (en peso)
18	LL	-	1990-present	S of—de 0° & W of—de 100°W	Retained catch only (in weight)—Captura retenida solamente (en peso)
19	LL	-	1990-present	S of—de 0° & E of—de 100°W	Retained catch only (in weight)—Captura retenida solamente (en peso)

TABLE 1. (cont.)

TABLA 1. (continuación)

Survey	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Estudio	Arte	Tipo lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
SURVEYS – ESTUDIOS					
1	LL-T	-	1975-present	N of–de 10°N	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
2	LL-T	-	1975-present	N of–de 0° & S of–de 10°N	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
3	LL-T	-	1975-present	S of–de 0° & W of–de 100°W	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
4	LL-T	-	1975-present	S of–de 0° & E of–de 100°W	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
5	LL-C	-	1975-1994	N of–de 10°N	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
6	LL-C	-	1975-1994	N of–de 0° & S of–de 10°N	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
7	LL-C	-	1975-1994	S of–de 0° & W of–de 100°W	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
8	LL-C	-	1975-1994	S of–de 0° & E of–de 100°W	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)

TABLE 2. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2013-2015. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2016 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2015. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2013-2015.

TABLA 2. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2013-2015. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas) al principio de 2016 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2015. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2013-2015.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	107,864	107,595
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	726,606
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	200,215
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.97
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.83
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.81
F multiplier- Multiplicador de F	1.05	0.91

APPENDIX A: MODEL DIAGNOSTICS
ANEXO A: DIAGNÓSTICOS DEL MODELO

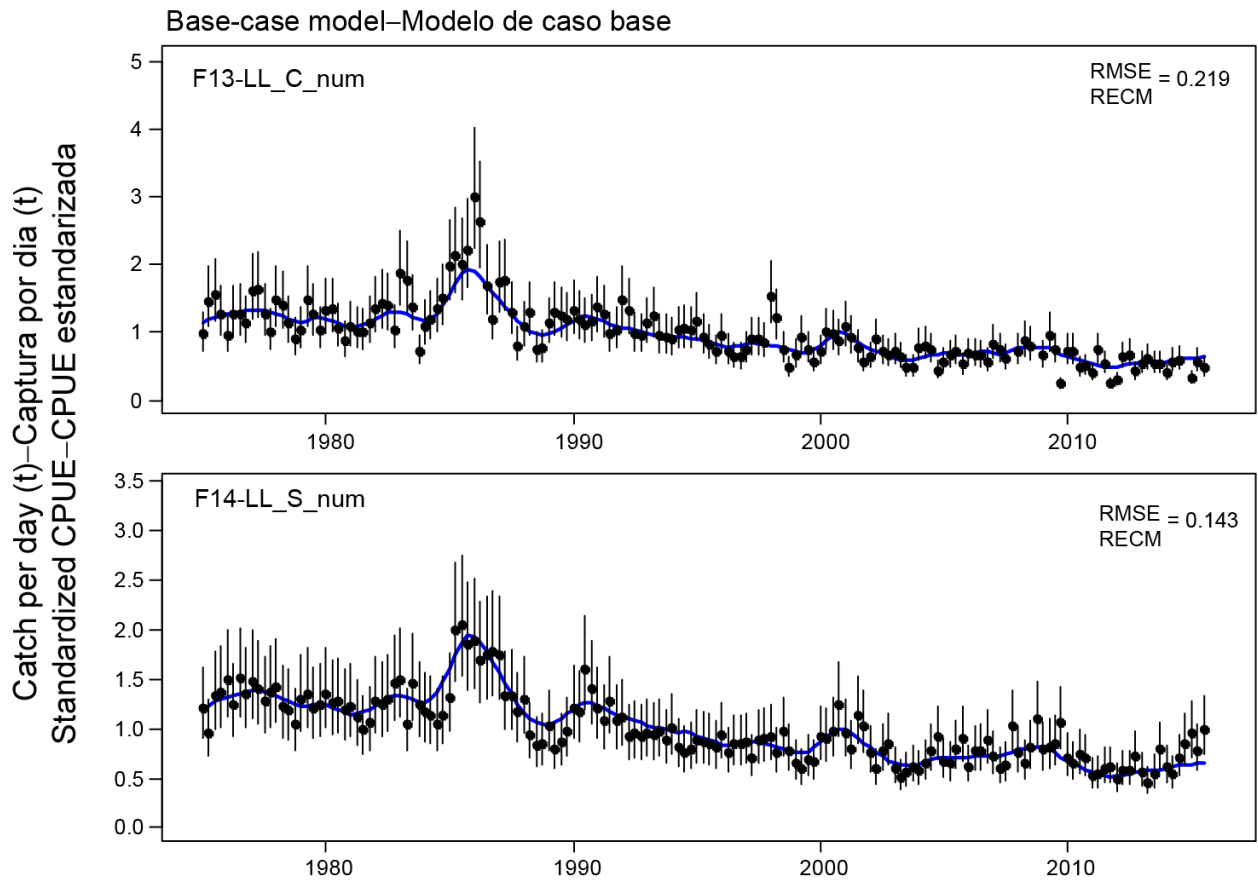


FIGURE A.1a. Base case model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1a. Ajuste del modelo de caso base (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

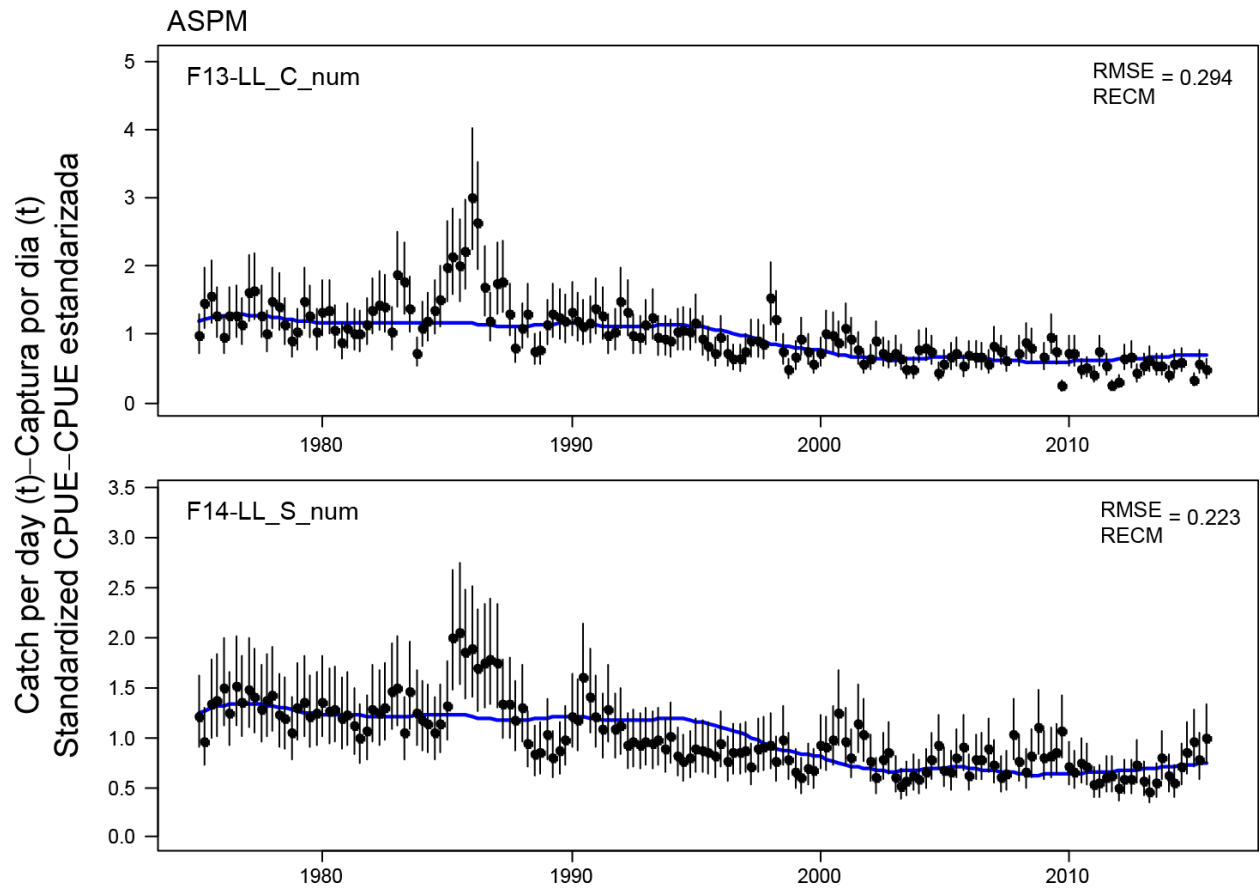


FIGURE A.1b. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with no recruitment deviates estimated. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1b. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), sin desviaciones del reclutamiento estimadas. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

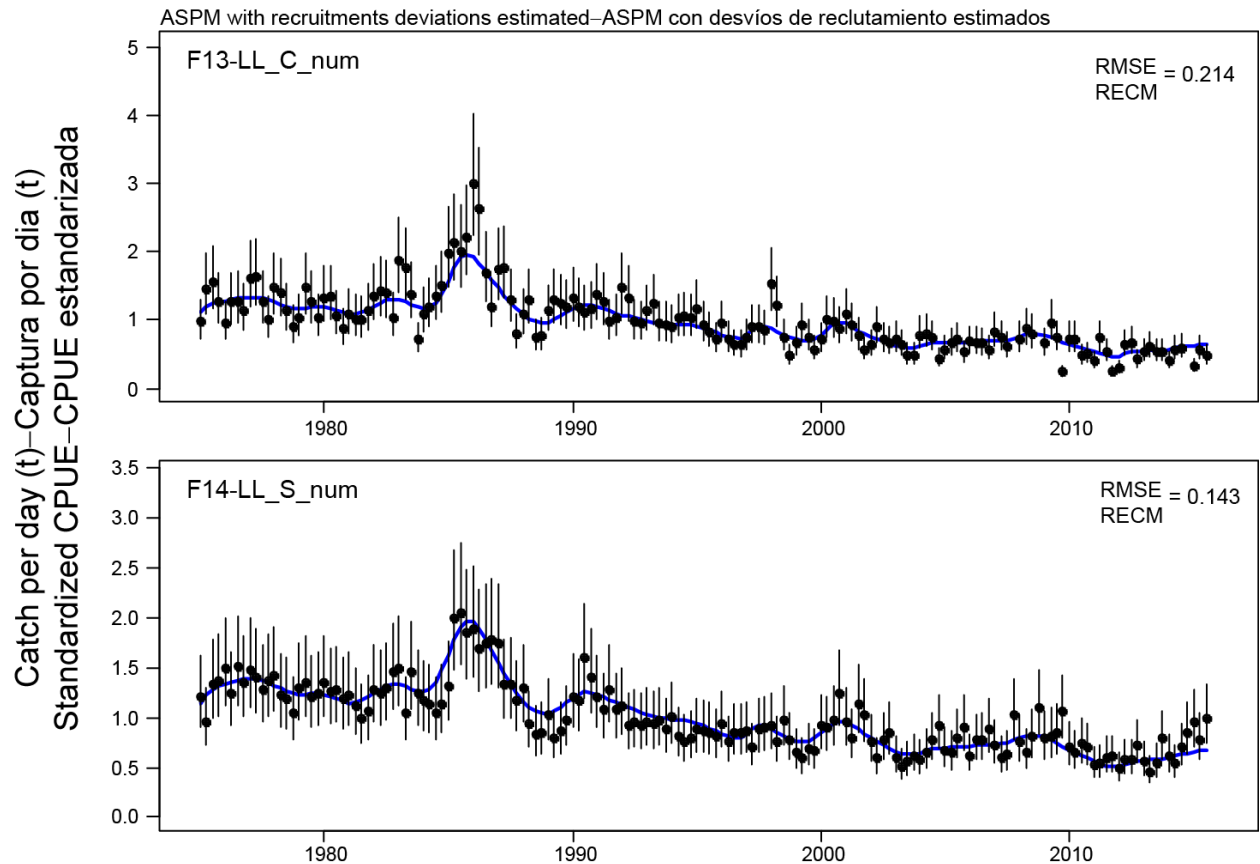


FIGURE A.1c. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with recruitment deviates estimated. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1c. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), con desviaciones del reclutamiento estimadas. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

ASPM with recruitment deviations set to the base-case model estimates
ASPM con desvíos de reclutamiento fijos a los valores estimados por el modelo de caso base

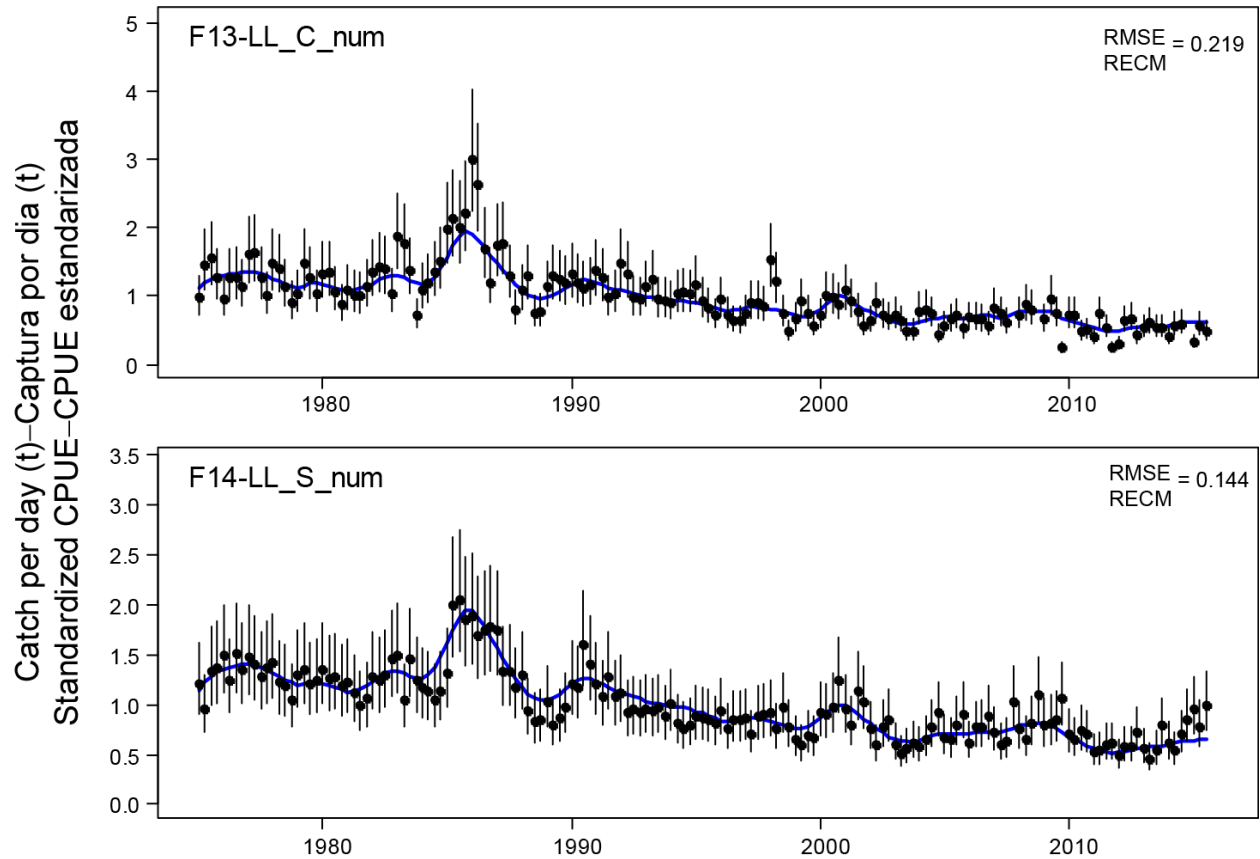


FIGURE A.1d. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with recruitment deviates fixed at the estimates of the base case model. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1d. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), con desviaciones del reclutamiento fijadas en las estimaciones del modelo de caso base. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

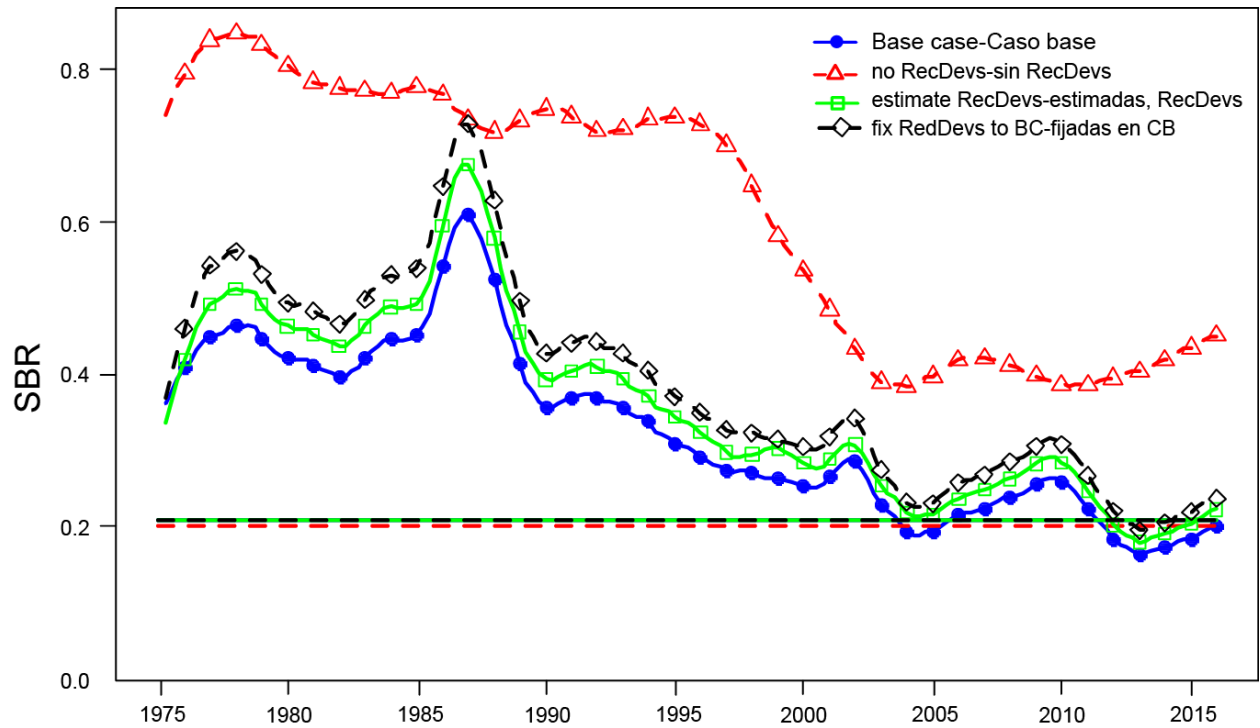


FIGURE A.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for the base case, ASPM with no recruitment deviations estimated, ASPM with recruitment deviations estimated, and ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base case model. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de patudo del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se ilustran las tendencias del SBR correspondientes al caso base, ASPM sin desviaciones del reclutamiento estimadas, ASPM con desviaciones del reclutamiento estimadas, y ASPM con las desviaciones del reclutamiento fijadas en las estimaciones del modelo de caso base. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

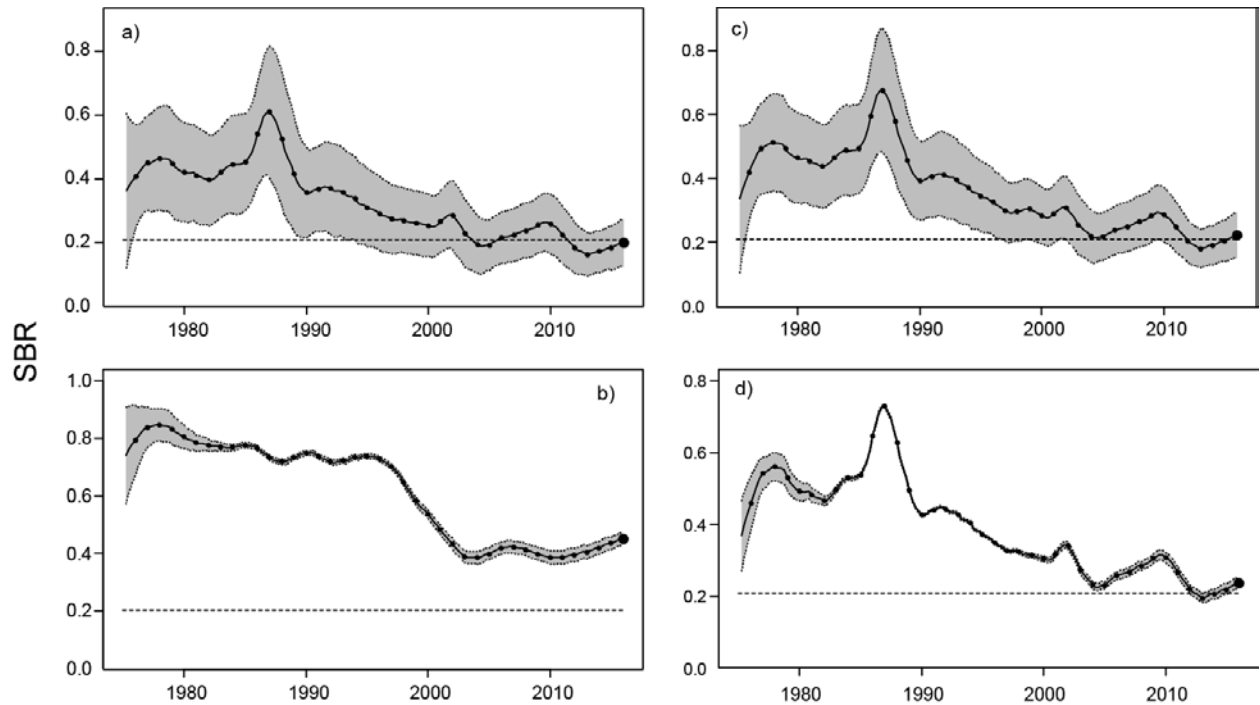


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for: a) base case, b) ASPM with no recruitment deviations estimated, c) ASPM with recruitment deviations estimated, and d) ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base case model. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se señalan las tendencias del SBR correspondientes al a) caso base, b) ASPM sin desvíos del reclutamiento estimados, c) ASPM con desvíos del reclutamiento estimados, y d) ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del modelo de caso base. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS para cada escenario.

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN

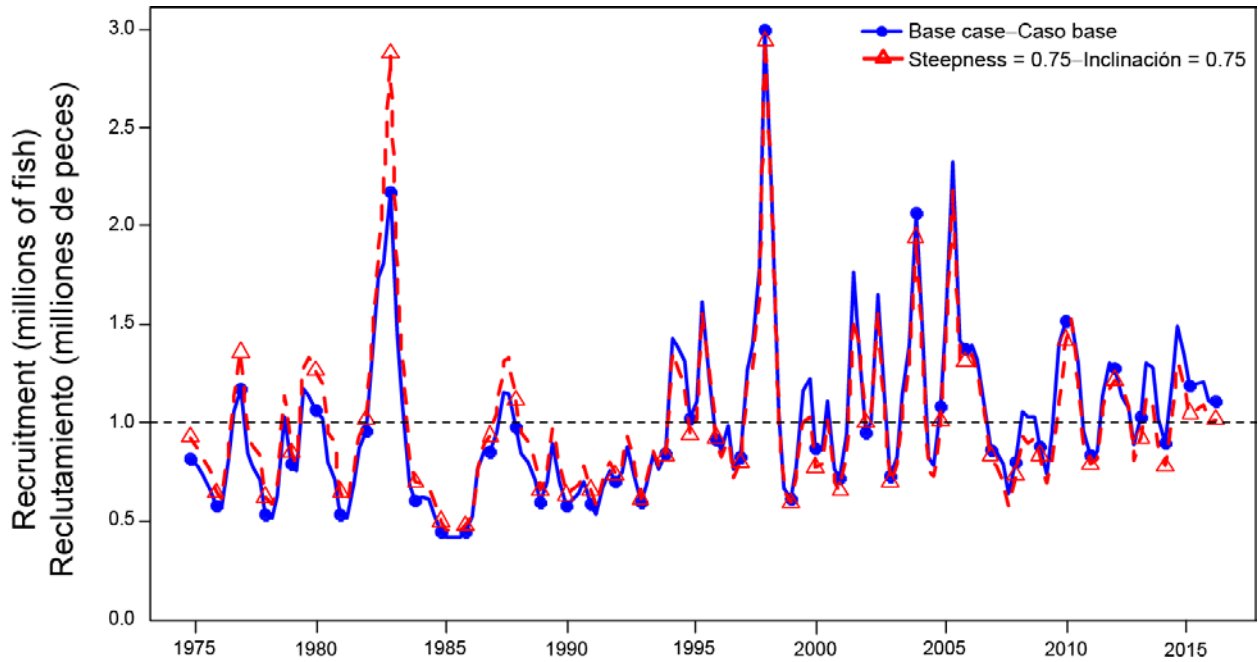


FIGURE B.1. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis con (inclinación = 0.75) y sin (caso base) una relación población-reclutamiento. Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

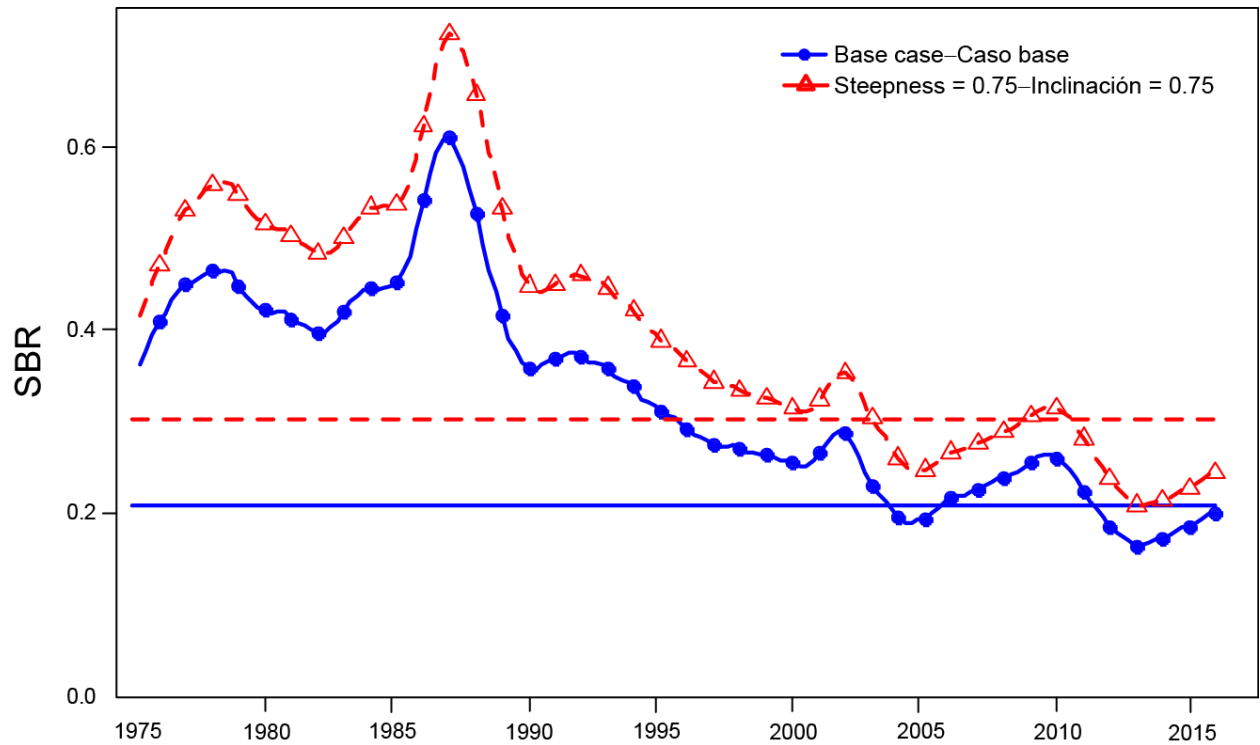


FIGURE B.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis con (inclinación = 0.75) y sin (caso base) una relación población-reclutamiento. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE B.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for different assumptions on steepness (h). All analyses are based on average fishing mortality during 2013-2015. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2016 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2015. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2013-2015.

TABLA B.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo correspondientes a distintos supuestos de la inclinación (h). Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2013-2015. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas) al principio de 2016 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas. C_{recent} es la captura total estimada en 2015. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2013-2015.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	107,864	107,595
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	726,606
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	200,215
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.97
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.83
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.81
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	0.91

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE WEIGHTING ASSIGNED TO THE SIZE-COMPOSITION DATA
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ASIGNADA A LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TALLA

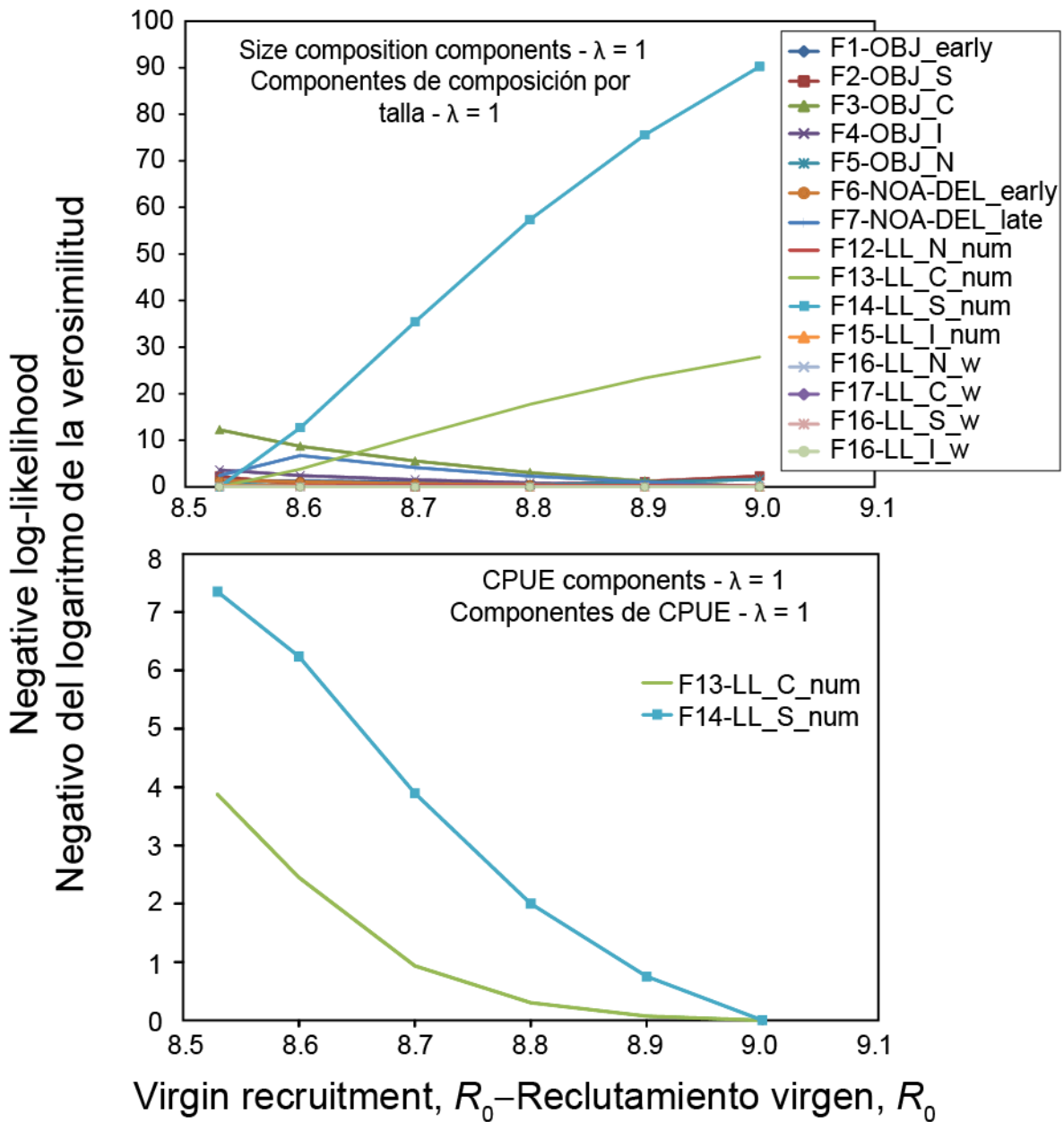


FIGURE C.1. Likelihood profile for the virgin recruitment (R_0) parameter estimated for a model assuming the base case model configuration, except that the original ($\lambda = 1$), rather than down-weighted ($\lambda = 0.05$), input sample sizes of the size composition data are used. Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

FIGURA C.1. Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen (R_0) estimado para un modelo que supone la configuración de caso base, excepto que se usa el tamaño de las muestras originales ($\lambda = 1$) de los datos de composición por talla, no con ponderación reducida ($\lambda = 0.05$). Cada línea representa el perfil de cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.

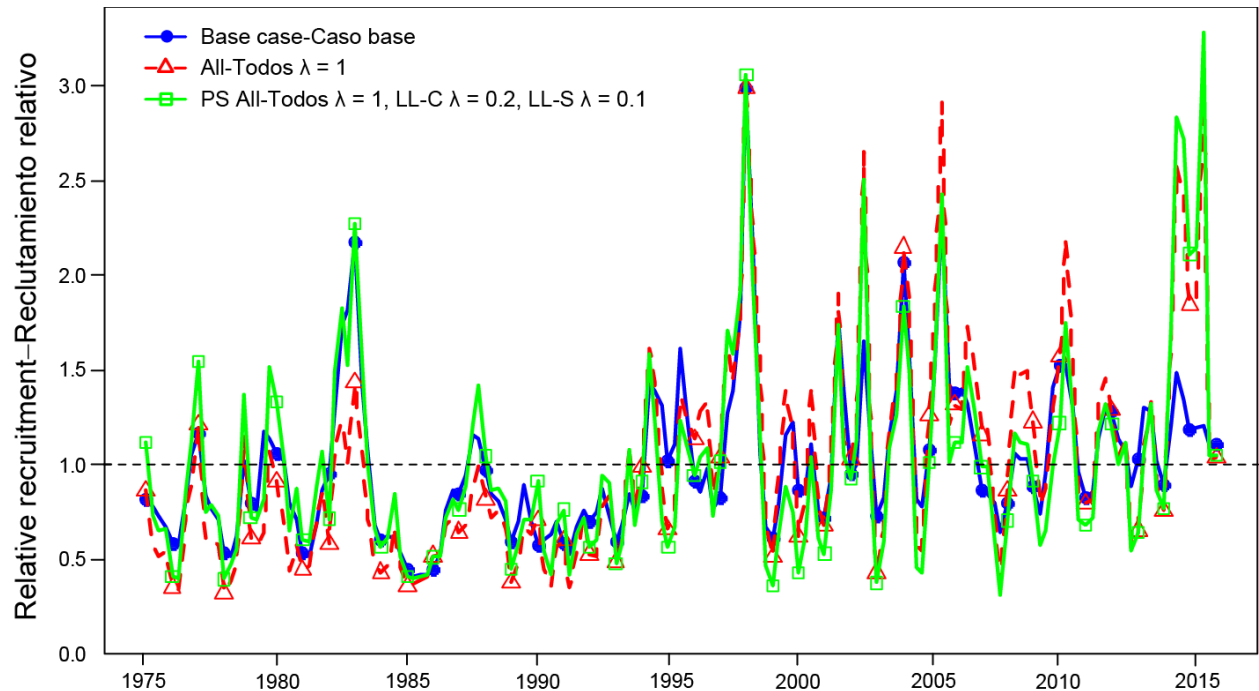


FIGURE C.2. Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; $\lambda = 0.05$ for all fisheries) and two sensitivity analyses: 1) using the original input sample sizes of the size composition data of all fisheries ($\lambda = 1$, red triangles); 2) same as 1, except the logistic longline fisheries, whose size composition data are down-weighted (Fisheries 13-14; $\lambda = 0.2$ and 0.1 , respectively, green squares). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA C.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules; $\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) y dos análisis de sensibilidad: 1) usar el tamaño de muestra original de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 1$, triángulos rojos); 2) igual que 1, excepto las pesquerías palangreras logísticas con datos de composición por talla de ponderación reducida (Pesquerías 13-14; $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, cuadrados verdes). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

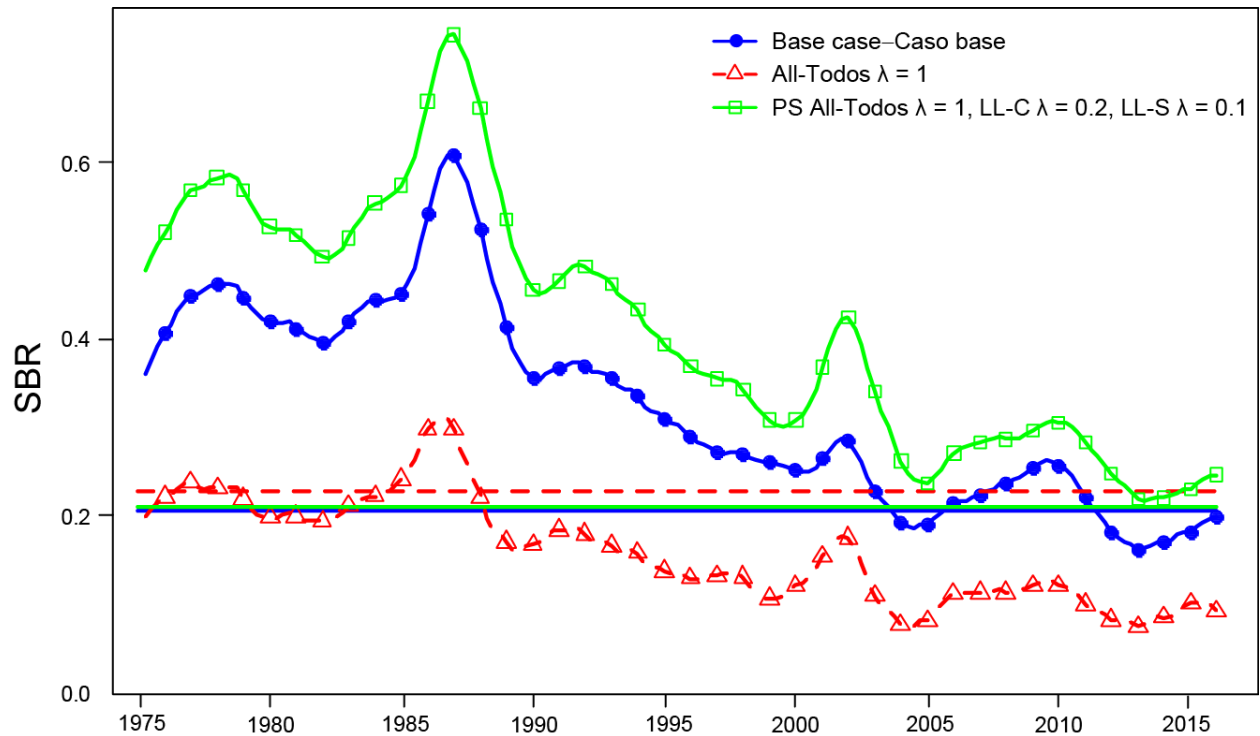


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; $\lambda = 0.05$ for all fisheries) and two sensitivity analyses: 1) using the original input sample sizes of the size composition data of all fisheries ($\lambda = 1$, red triangles); 2) same as 1, except the logistic longline fisheries, whose size composition data are down-weighted (Fisheries 13-14; $\lambda = 0.2$ and 0.1 , respectively, green squares).

FIGURA C.3. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules; $\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) y dos análisis de sensibilidad: 1) con el tamaño de muestra original de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 1$, triángulos rojos); 2) igual que 1, excepto las pesquerías palangreras logísticas con datos de composición por talla de ponderación reducida (Pesquerías 13-14; $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, cuadrados verdes).

TABLE C.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and for sensitivity analyses assigning different weighting factors (λ) to the size-composition data for various fisheries.

TABLA C.1. Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del atún patudo del caso base y de los análisis de sensibilidad que asignan distintos factores de ponderación (λ) a los datos de composición por talla de varias pesquerías.

	Base case- Caso base	$\lambda = 1$	F13: $\lambda = 0.2$ F14: $\lambda = 0.1$ Others/Otros: $\lambda = 1$
MSY-RMS	107,864	95,544	114,954
$B_{MSY} - B_{RMS}$	389,211	340,276	456,082
$S_{MSY} - S_{RMS}$	95,101	82,911	115,464
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.26	0.29	0.26
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.21	0.23	0.21
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.97	1.09	0.91
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	1.00	0.59	1.35
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.96	0.41	1.16
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	0.57	1.30

**APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS TO LOWER VALUES OF AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH
PARAMETER, L_2**

**ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A VALORES MENORES DEL PARÁMETRO DE TAMAÑO MEDIO DE LOS
PECES MÁS VIEJOS, L_2**

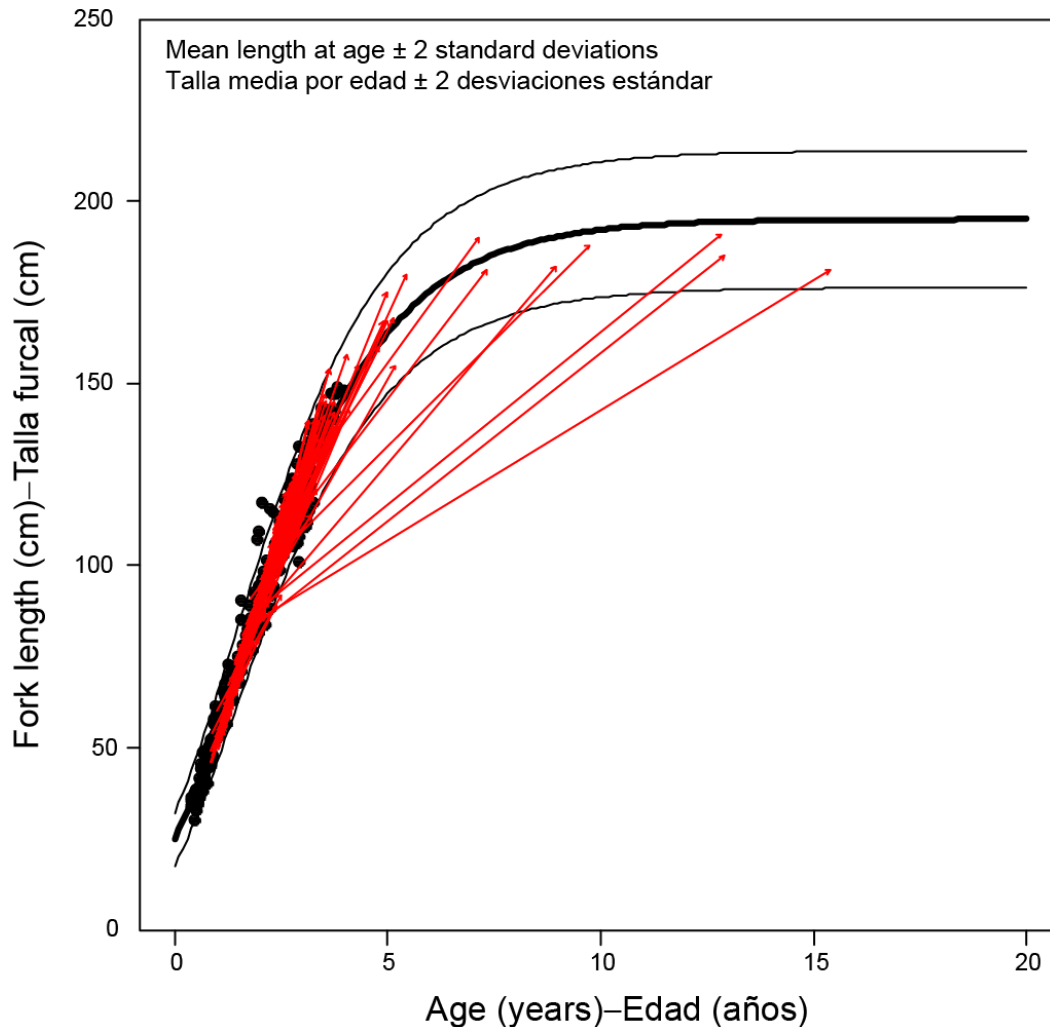


FIGURE D.1. Integrated growth model fitted to the two data components available for bigeye: black dots are age-at-length observations from otolith readings; red vectors link lengths at tag-release and tag-recapture. The growth curve is an update of Aires-da-Silva *et al.* (2015) to include three new observations, all with lengths at liberty above 10 years.

FIGURA D.1. Modelo integrado de crecimiento ajustado a los dos componentes de datos disponibles para el patudo: los puntos negros son observaciones de edad por talla de lecturas de otolitos; los vectores rojos conectan tallas de liberación y recaptura de marcas. La curva de crecimiento es una actualización de Aires-da-Silva *et al.* (2015) para incluir tres observaciones nuevas, todas con tiempos en libertad de más de 10 años

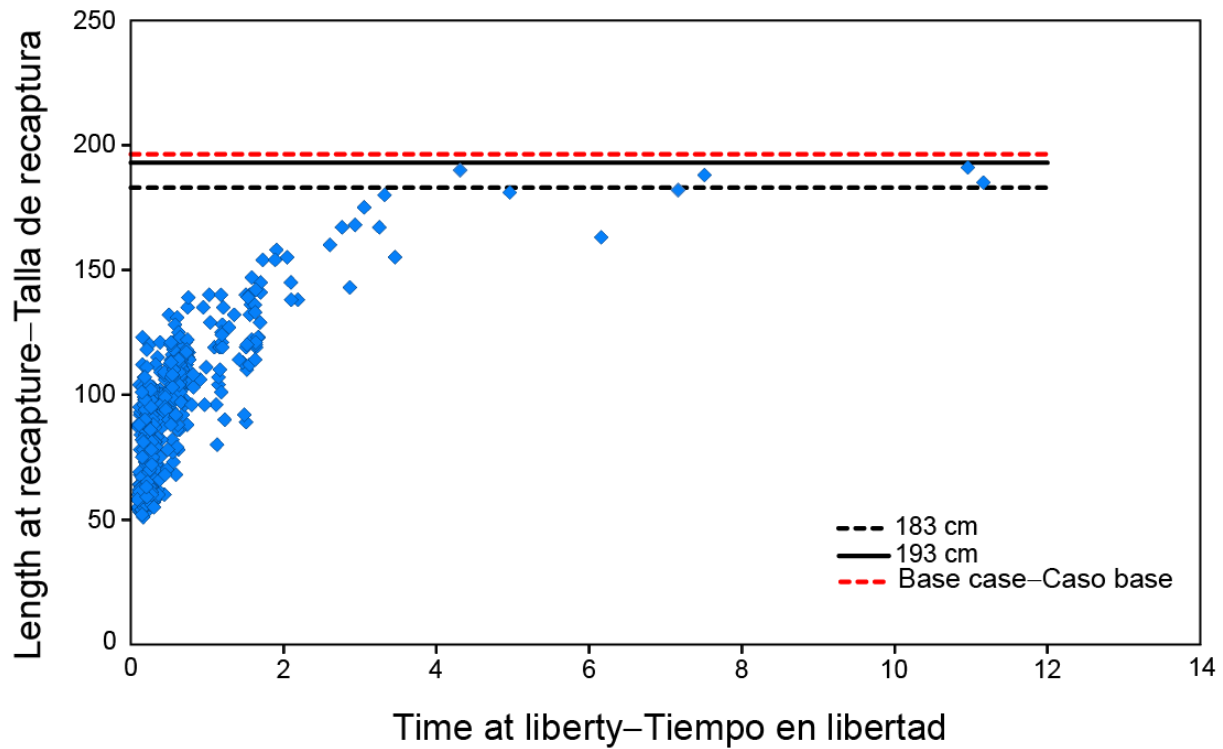


FIGURE D.2. Length at recapture of tagged bigeye against time at liberty. The horizontal dashed red line represents the L_2 value fixed in the base case (196 cm, Aires-da-Silva *et al.* 2010). The solid and dashed black lines represent the lower L_2 values assumed in two sensitivity analyses (196 and 183 cm).

FIGURA D.2. Talla de recaptura de patudos marcados como función de tiempo en libertad. La línea de trazos roja horizontal representa el valor de L_2 fijado en el caso base (196 cm, Aires-da-Silva *et al.* 2010). Las líneas negras sólida y de trazos representan los valores de L_2 más bajos supuestos en dos análisis de sensibilidad (196 y 183 cm).

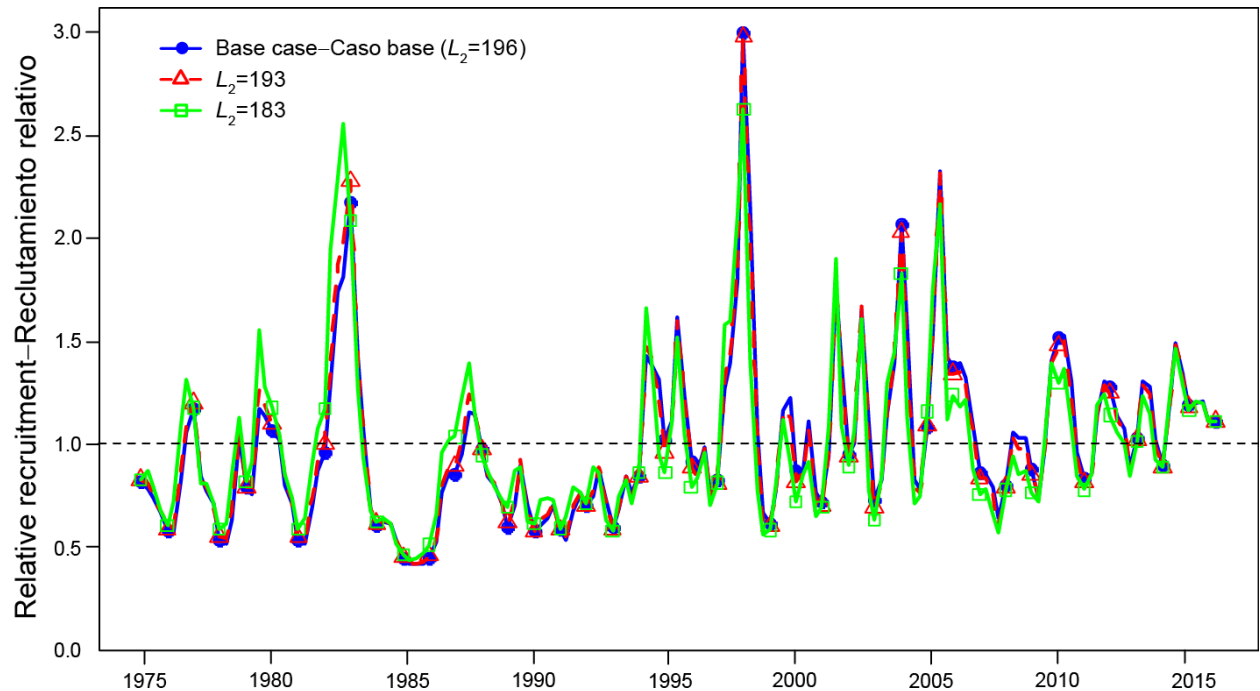


FIGURE D.3a. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA D.3a. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

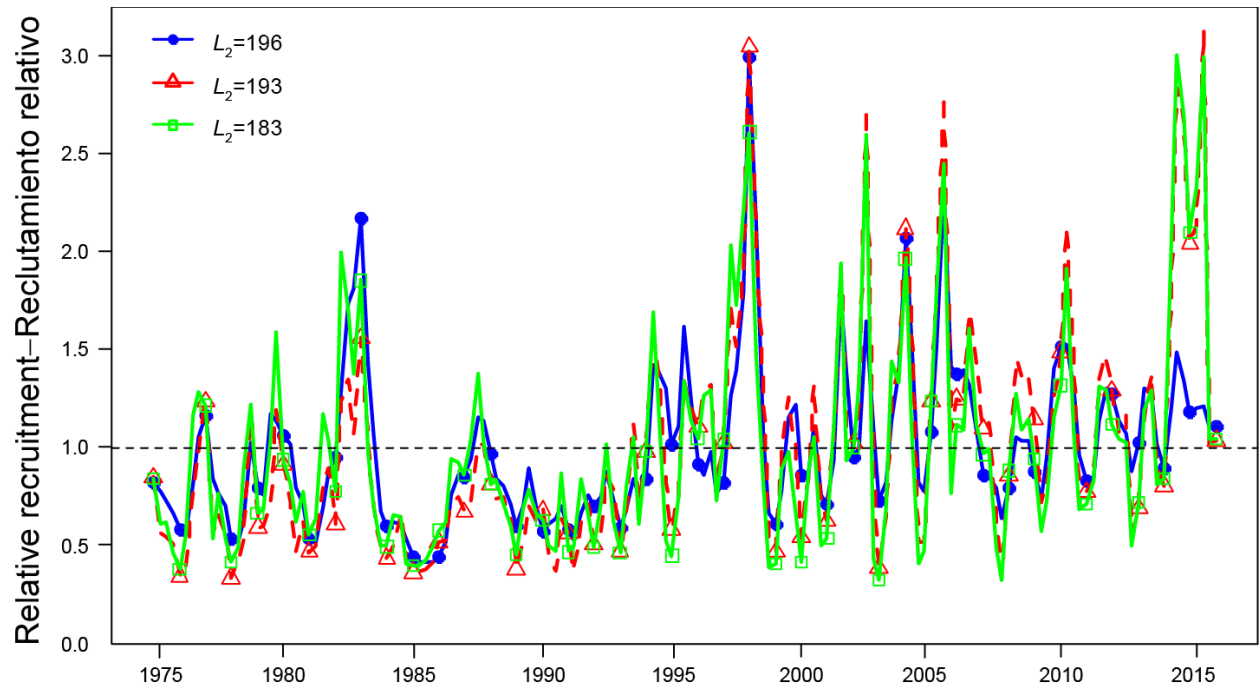


FIGURE D.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). Unlike the base case, in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in these sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA D.3b. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). A diferencia del caso base, en el que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), en estos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación a sus tamaños de muestra originales ($\lambda = 1$). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

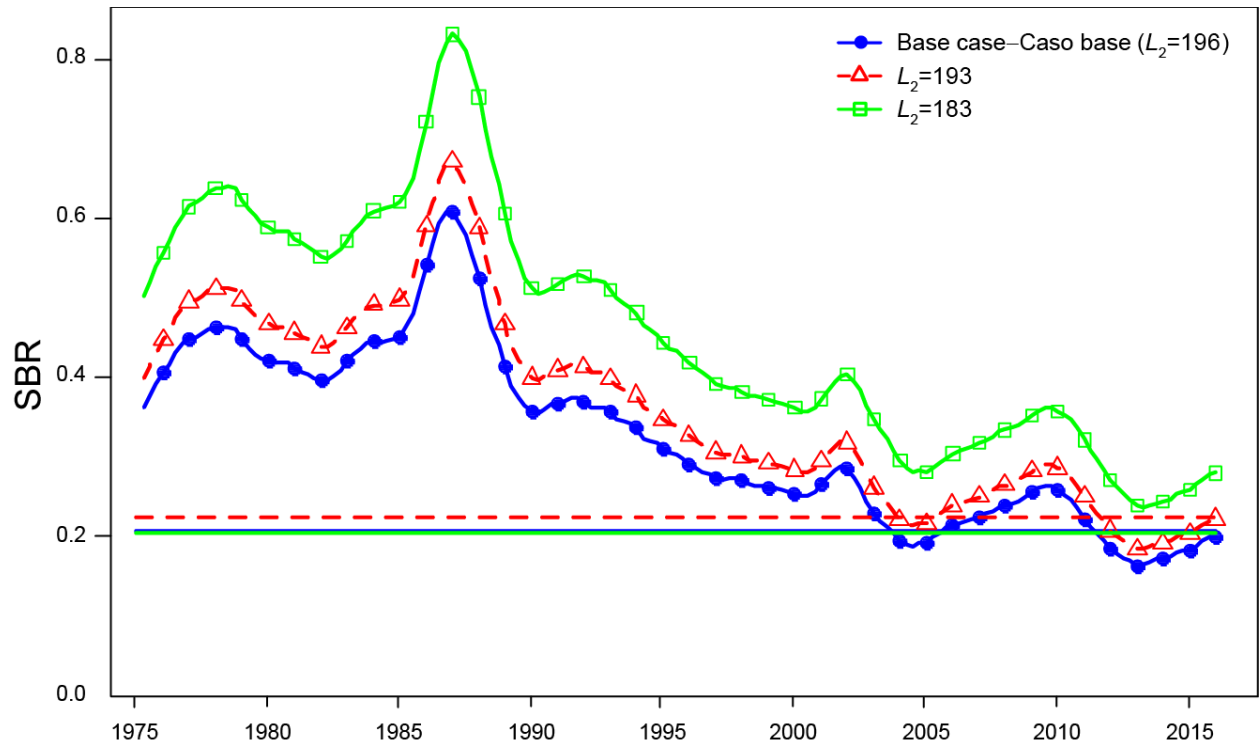


FIGURE D.4a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA D.4a. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

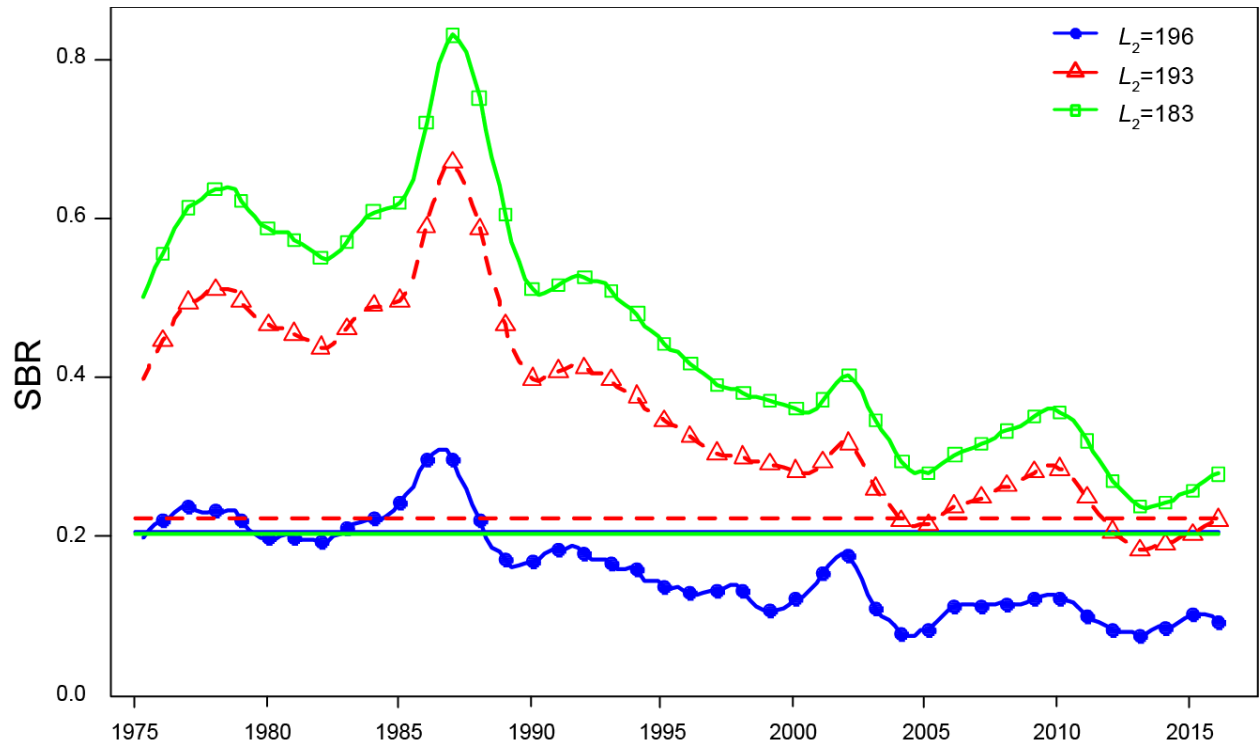


FIGURE D.4b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). Unlike in the base case, in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in these sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA D.4b. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo de un modelo que, al igual que el caso base, usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). A diferencia del caso base, en el que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), en estos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación a sus tamaños de muestra originales ($\lambda = 1$). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE D.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and the sensitivity analysis to the average size of the oldest fish (L_2). Unlike in the base case and the first two analyses of sensitivity to lower values of L_2 (193 and 183 cm), in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in the last three sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$).

TABLA D.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad al tamaño medio de los peces más viejos (L_2). A diferencia del caso base y los dos primeros análisis de sensibilidad a valores menores de L_2 (193 y 183 cm), en los que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), en los tres últimos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación al tamaño original de muestra ($\lambda = 1$).

	Base case- Caso base	$\lambda = 0.05$	$\lambda = 0.05$	$\lambda = 1$	$\lambda = 1$	$\lambda = 1$
L_2	196	193	183	196	193	183
MSY-RMS	107,864	110,115	120,434	95,544	100,872	107,620
$B_{MSY} - B_{RMS}$	389,211	399,907	432,280	340,276	352,365	382,856
$S_{MSY} - S_{RMS}$	95,101	94,726	90,508	82,911	81,834	79,086
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.26	0.26	0.25	0.29	0.29	0.27
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.21	0.21	0.19	0.23	0.22	0.2
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.97	0.95	0.87	1.09	1.03	0.97
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	1.00	1.11	1.39	0.59	0.77	1.29
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.96	1.08	1.45	0.41	0.53	1.06
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	1.16	1.53	0.57	0.69	1.16

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS TO HIGHER RATES OF JUVENILE NATURAL MORTALITY
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES DE MORTALIDAD NATURAL DE JUVENILES

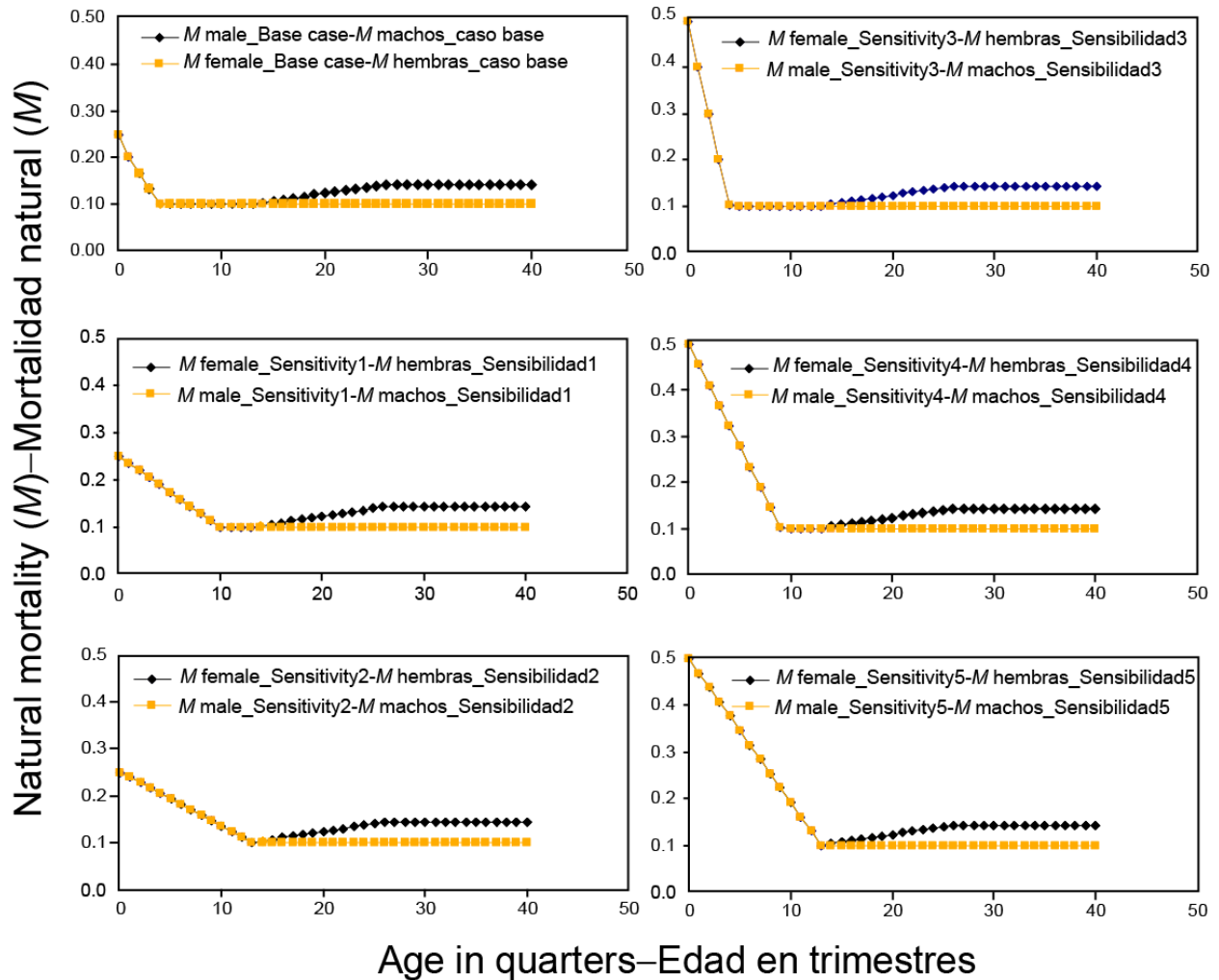


FIGURE E.1. Natural mortality (M) curves for female and male bigeye tuna investigated in the analyses of sensitivity to higher rates of juvenile natural mortality.

FIGURA E.1. Curvas de mortalidad natural (M) de atunes patudo macho y hembra investigadas en los análisis de sensibilidad a tasas mayores de mortalidad natural juvenil.

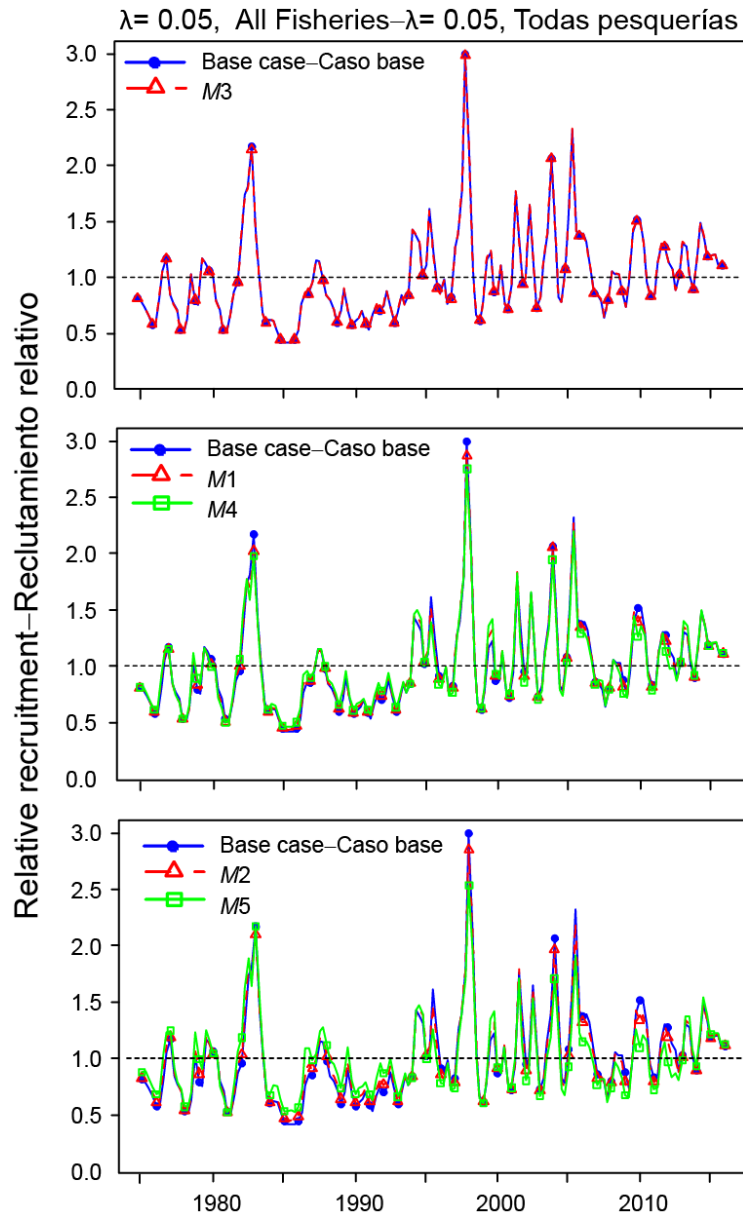


FIGURE E.2a. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from sensitivity analyses assuming rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses assumed the same weighting of the size-composition data as in the base case ($\lambda = 0.05$). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA E.2a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de los análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Los análisis de sensibilidad suponen la misma ponderación de los datos de composición por talla que en el caso base ($\lambda = 0.05$). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

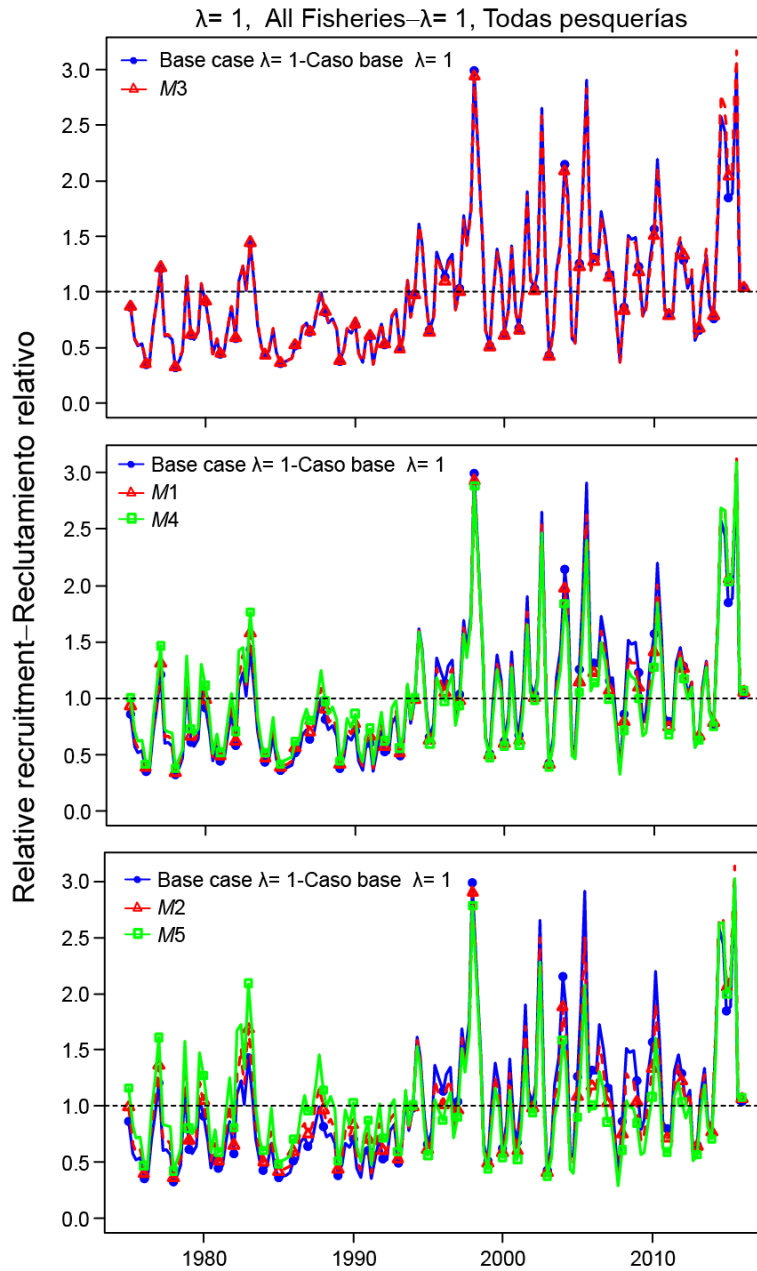


FIGURE E.2b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from a base case configuration model (except $\lambda = 1$ for all size-composition data) and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA E.2b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo de un modelo con configuración de caso base (excepto que $\lambda = 1$ para todos los datos de composición por talla) y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

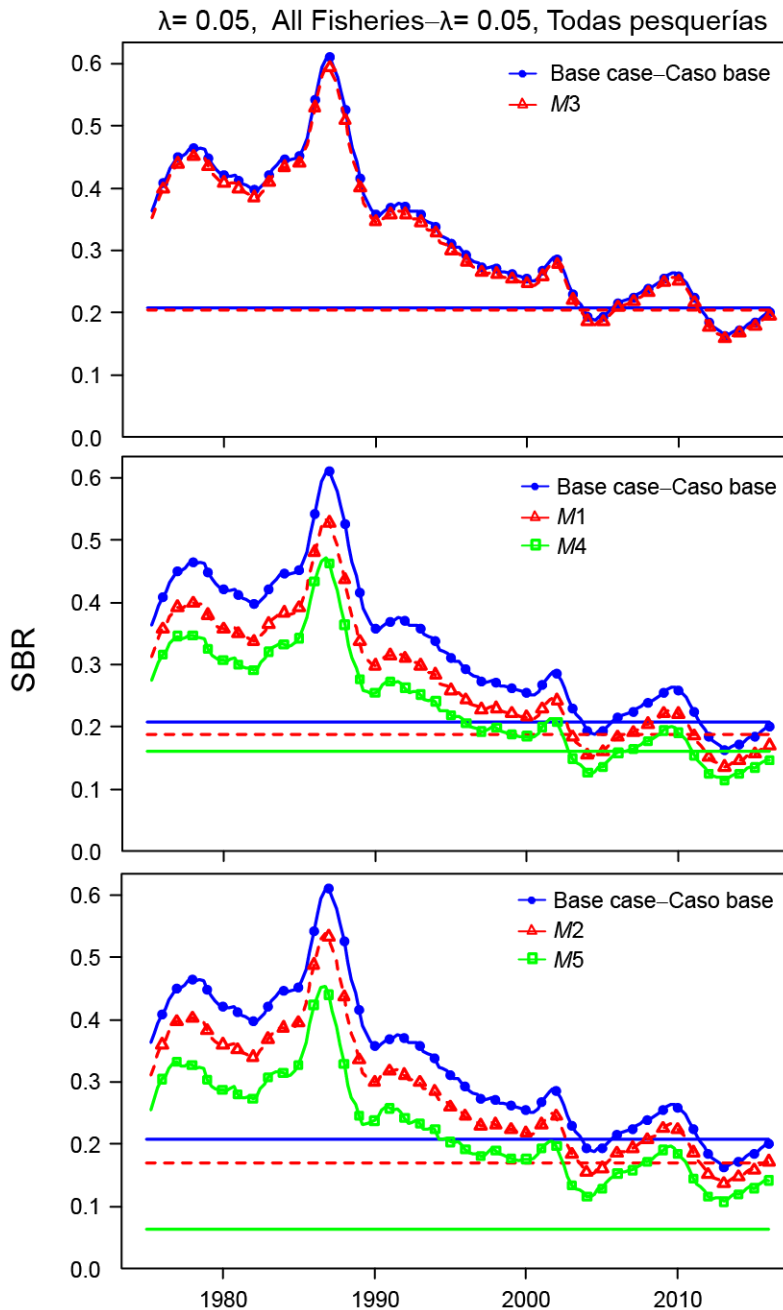


FIGURE E.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) for bigeye tuna from the base case analysis and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses assumed the same weighting of the size composition data as in the base case ($\lambda = 0.05$). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA E.3a. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis de caso base y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Los análisis de sensibilidad suponen la misma ponderación de los datos de composición por talla que en el caso base ($\lambda = 0.05$). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

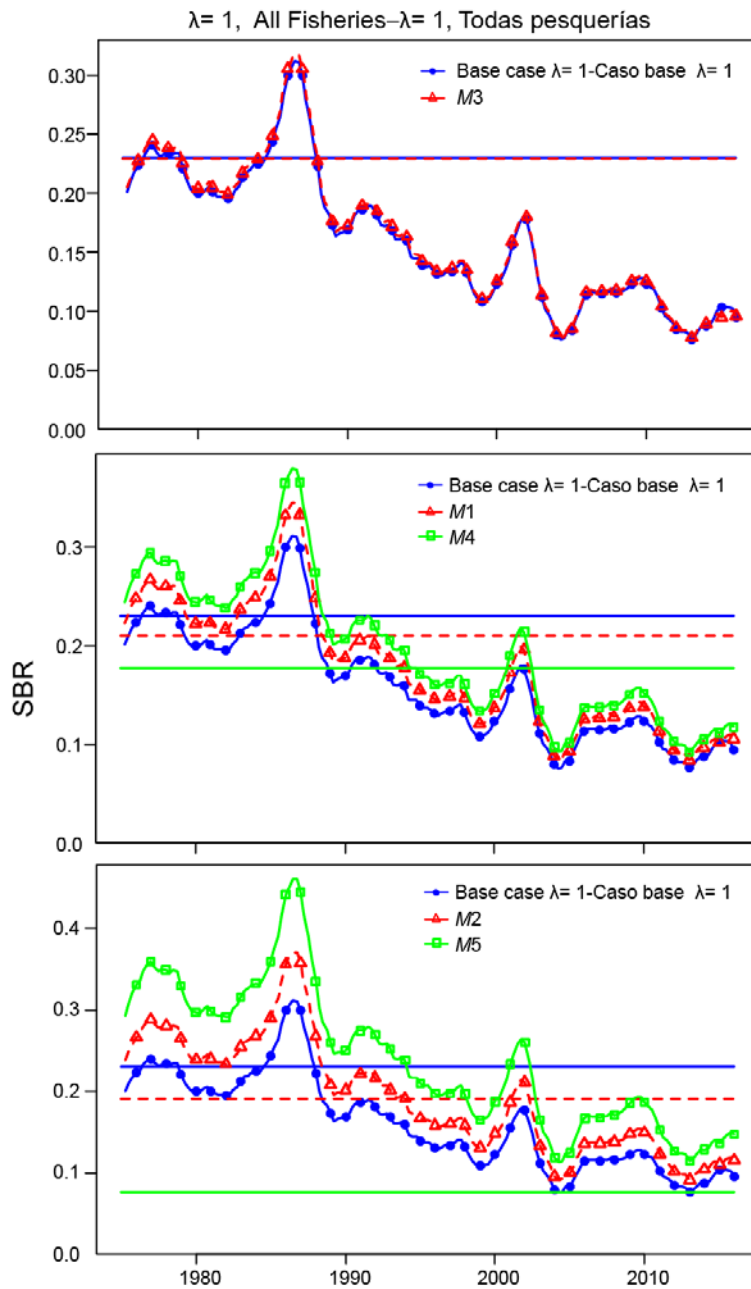


FIGURE E.3b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) for bigeye tuna from a base case configuration model (except $\lambda = 1$ for all size composition data) and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules).. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA E.3b. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de un modelo con configuración de caso base (excepto que $\lambda = 1$ para todos los datos de composición por talla) y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE E.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and the sensitiv-

ity analysis to higher values of juvenile natural mortality (M_0). The sensitivity analyses were conducted assuming one of two values of M_0 (0.25 and 0.50 quarter⁻¹), and a linear decreasing trend of M between age-0 and one of three possible young ages (5, 10 and 13 quarters) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses were done for both data-weighting configurations of the size-composition data ($\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the base case, and with the original sample sizes for all fisheries, $\lambda = 1$).

TABLA E.1. Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del patudo correspondientes al caso base y al análisis de sensibilidad a valores mayores de mortalidad natural M_0) juvenil. Se realizaron los análisis de sensibilidad con uno de dos valores de M_0 (0.25 y 0.50 trimestre⁻¹), y una tendencia lineal decreciente de M entre edad 0 y una de tres edades jóvenes posibles (5, 10 y 13 trimestres) (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Se realizaron los análisis de sensibilidad para ambas configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y con el tamaño de muestra original para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).

$\lambda = 0.05$, all fisheries— todas pesquerías	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$
Age (quarters) Edad (trimestres)	5	5	10	10	13	13
MSY-RMS	107,864	107,692	108,830	111,450	112,312	126,262
$B_{MSY} - B_{RMS}$	389,211	374,742	326,723	281,092	305,120	211,981
$S_{MSY} - S_{RMS}$	95,101	90,427	71,794	52,902	60,632	16,596
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.26	0.26	0.26	0.26	0.25	0.22
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.21	0.21	0.19	0.16	0.17	0.064
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.97	0.97	0.96	0.94	0.93	0.83
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	1.00	0.99	0.97	1.00	1.06	1.55
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.96	0.95	0.9	0.91	1.01	2.22
F multiplier- Multiplicador de F	1.05	1.04	1.01	1.03	1.11	1.77
$\lambda = 1$, all fisheries— todas pesquerías	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$
Age (quarters) Edad (trimestres)	5	5	10	10	13	13
MSY-RMS	95,544	102,822	105,136	109,484	107,477	126,703
$B_{MSY} - B_{RMS}$	340,276	345,811	319,633	286,226	301,285	225,595
$S_{MSY} - S_{RMS}$	82,911	82,195	70,235	54,692	60,012	19,854
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.29	0.3	0.29	0.28	0.28	0.23
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.23	0.23	0.21	0.18	0.19	0.076
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	1.09	1.01	0.99	0.95	0.97	0.82
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.59	0.66	0.81	1.03	0.94	1.88
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.41	0.42	0.51	0.66	0.6	1.93
F multiplier- Multiplicador de F	0.57	0.59	0.68	0.84	0.78	1.7

APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS TO LOWER AND HIGHER RATES OF ADULT NATURAL MORTALITY
ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES Y MENORES DE MORTALIDAD NATURAL DE ADULTOS

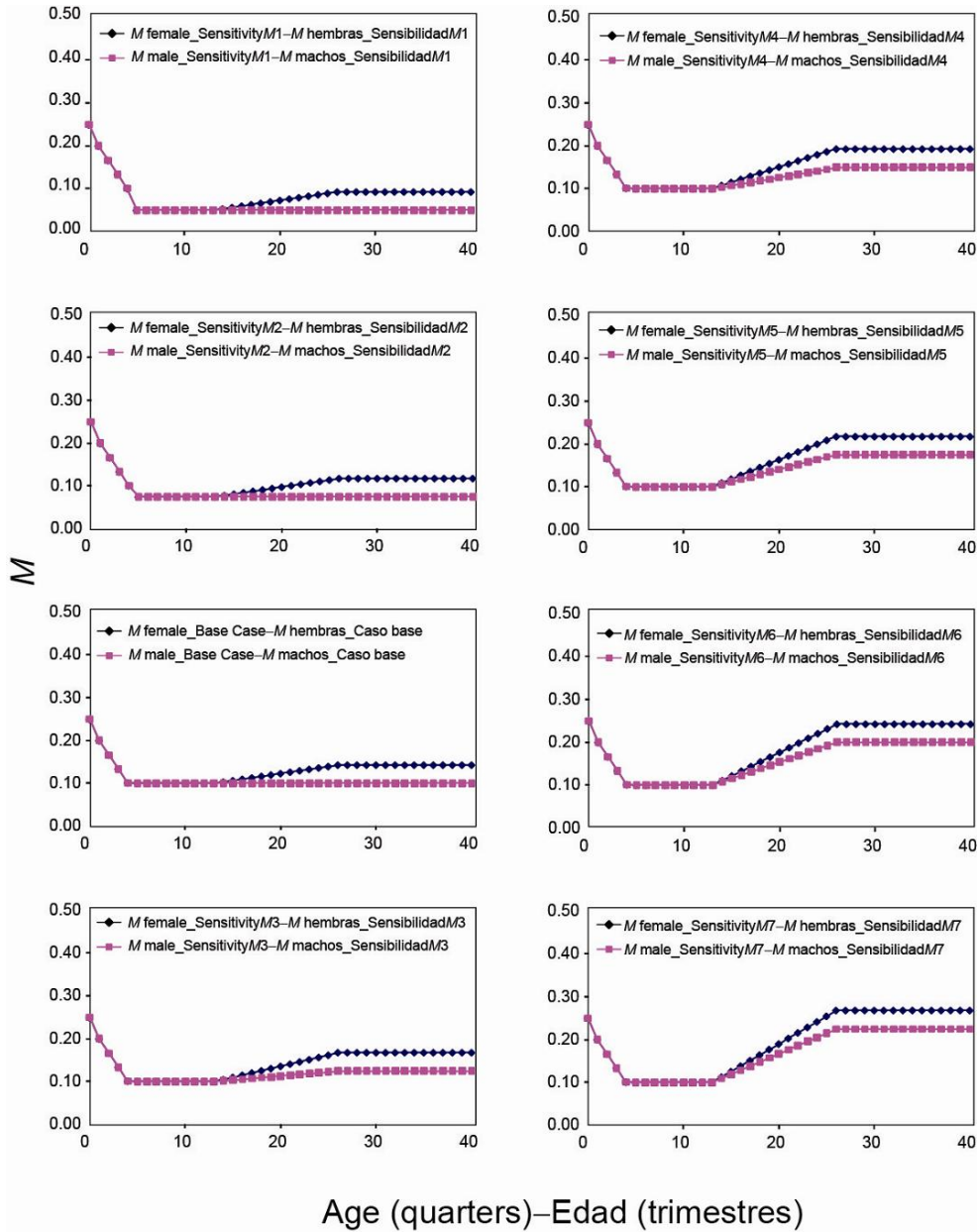


FIGURE F.1. Natural mortality (M) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to lower and higher M values for adults.

FIGURA F.1. Vectores de mortalidad natural (M) de patudos hembra y macho investigados en el análisis de sensibilidad a valores mayores y menores de M para los adultos.

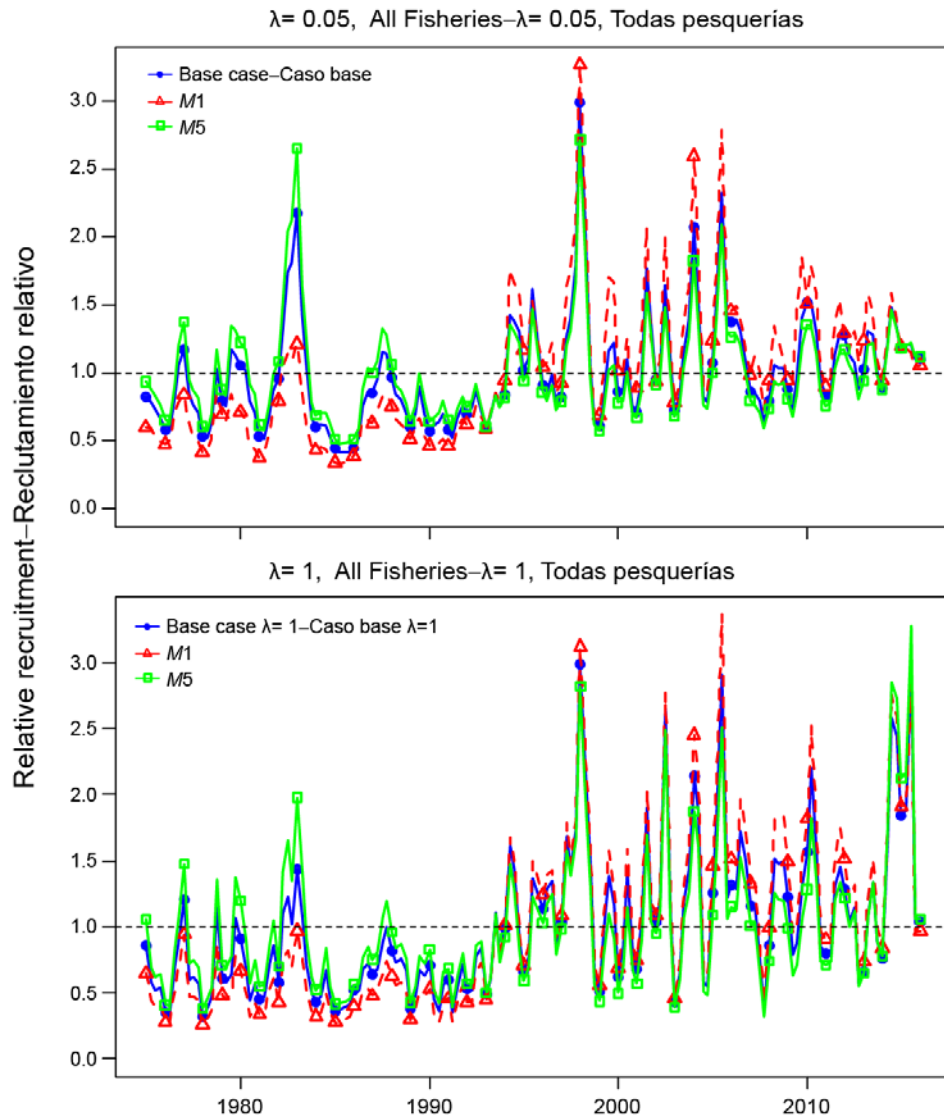


FIGURE F.2. Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (*M1*) and higher (*M5*) rates of adult natural mortality (*M*) (see Figure F.1 to compare *M* schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The sensitivity analyses were conducted for two weighting scenarios for the size-composition data: a) same weighting as in the base case ($\lambda = 0.05$ for all fisheries) (upper panel); b) original sample sizes for all fisheries ($\lambda = 1$) (lower panel).

FIGURA F.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) adulta más bajas (*M1*) y más altas (*M5*) (ver Figura F.1 para comparar vectores de *M*). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). Se realizaron análisis de sensibilidad con dos escenarios de ponderación para los datos de composición por tamaño: a) misma ponderación que en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) (recuadro superior); b) tamaño de muestra original para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) (recuadro inferior).

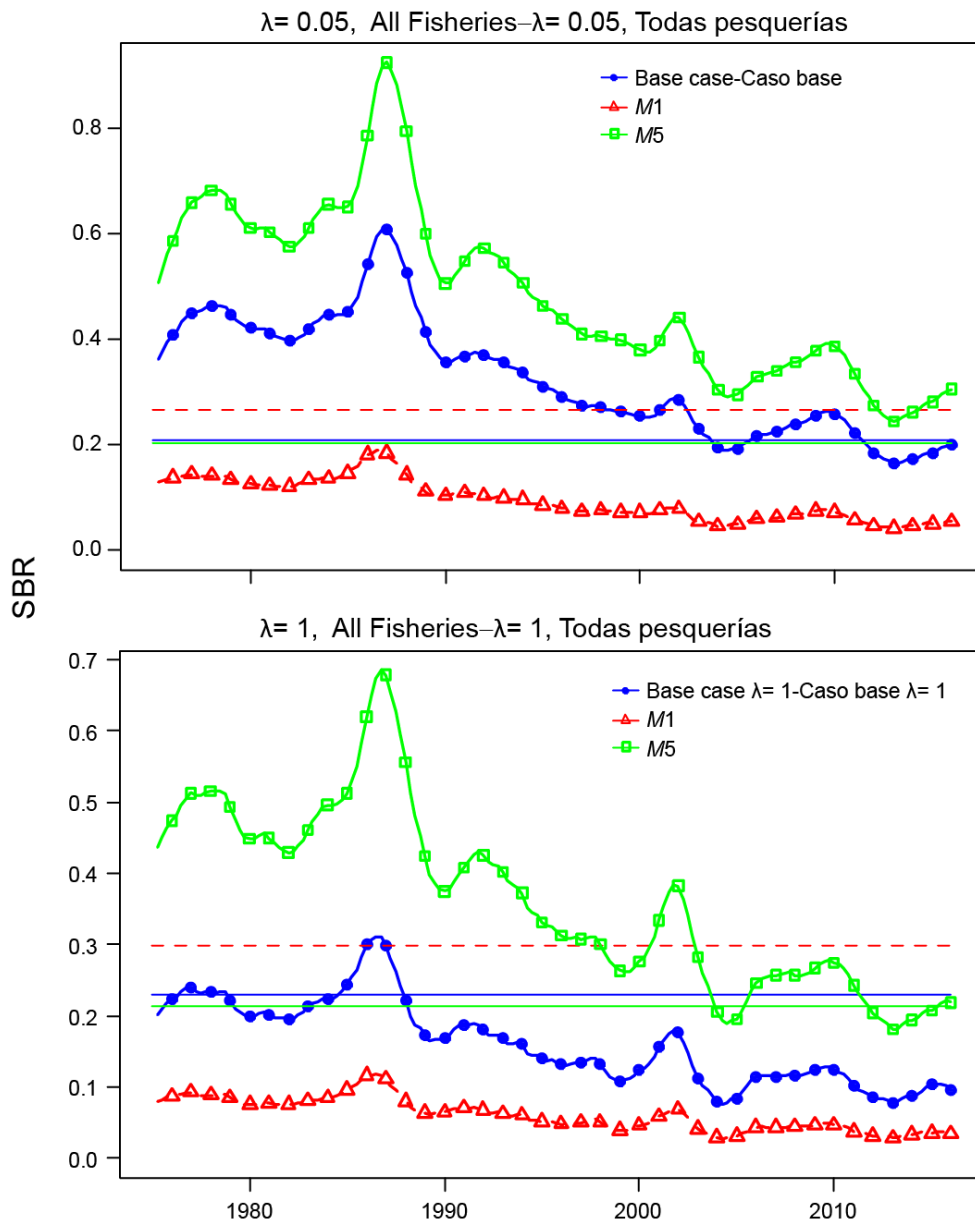


FIGURE F.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (*M1*) and higher (*M5*) rates of adult natural mortality (*M*) (see Figure F.1 to compare *M* schedules). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario. The sensitivity analyses were conducted for two weighting scenarios for the size-composition data: a) same weighting as in the base case ($\lambda = 0.05$ for all fisheries) (upper panel); b) original sample sizes for all fisheries ($\lambda = 1$) (lower panel).

FIGURA F.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis de caso base y de análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) adulta más bajas (*M1*) y más altas (*M5*) (ver Figura F.1 para comparar vectores de *M*). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario. Se realizaron los análisis de sensibilidad con dos escenarios de ponderación para los datos de composición por tamaño: a) misma ponderación que en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) (recuadro superior); b) tamaño de muestra original para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) (recuadro inferior).

TABLE F.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and adult natural mortality (M) sensitivity analysis (see Figure F.1 to compare M schedules).

TABLA F.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad a la mortalidad natural (M) de adultos (ver Figura F.1 para comparar vectores de M).

$\lambda = 0.05$, all fisheries— todas pesquerías	Mad- sens1	Mad- sens2	Base case Caso base	Mad- sens3	Mad- sens4	Mad- sens5	Mad- sens6	Mad- sens7
MSY-RMS	123,379	105,537	107,864	114,673	121,037	126,395	130,515	134,010
$B_{MSY} - B_{RMS}$	565,617	425,993	389,211	406,529	416,454	421,992	424,606	426,046
$S_{MSY} - S_{RMS}$	169,233	115,829	95,101	97,768	97,168	96,336	94,607	92,750
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.28	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	0.27
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.27	0.23	0.21	0.21	0.2	0.2	0.2	0.2
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.84	0.99	0.97	0.91	0.86	0.82	0.8	0.78
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.31	0.58	1.00	1.21	1.35	1.44	1.5	1.55
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.2	0.47	0.96	1.22	1.39	1.5	1.58	1.63
F multiplier- Multiplicador de F	0.4	0.64	1.05	1.29	1.48	1.62	1.72	1.81
$\lambda = 1$, all fisheries— todas pesquerías	Mad- sens1	Mad- sens2	$\lambda = 1$	Mad- sens3	Mad- sens4	Mad- sens5	Mad- sens6	Mad- sens7
MSY-RMS	133,834	111,103	95,544	100,851	102,766	108,296	115,942	122,755
$B_{MSY} - B_{RMS}$	663,082	454,769	340,276	338,034	337,600	350,831	371,995	388,208
$S_{MSY} - S_{RMS}$	205,439	126,585	82,911	78,926	76,612	78,414	81,777	83,760
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.3	0.3	0.29	0.29	0.29	0.28	0.28	0.28
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.3	0.26	0.23	0.22	0.22	0.21	0.21	0.21
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.78	0.94	1.09	1.03	1.01	0.96	0.9	0.85
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.21	0.39	0.59	0.83	1.03	1.24	1.43	1.56
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.11	0.22	0.41	0.59	0.8	1.02	1.22	1.36
F multiplier- Multiplicador de F	0.27	0.4	0.57	0.73	0.91	1.12	1.34	1.52