

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

SEGUNDA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)

9-12 de mayo de 2011

DOCUMENTO SAC-02-06

**CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO
PACÍFICO ORIENTAL EN 2010 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO**

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen.....	1
2. Datos.....	3
3. Supuestos y parámetros.....	6
4. Evaluación de la población.....	8
5. Condición de la población.....	16
6. Impacto de las condiciones ambientales.....	18
7. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	19
8. Direcciones futuras.....	20
Reconocimientos.....	21
Figuras.....	22
Tablas.....	71
Referencias.....	89

1. RESUMEN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo estadístico integrado por edad (*Stock Synthesis*, versión 3.2b) para la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, y es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. La mayor parte de la captura proviene de las regiones oriental y occidental, aunque las capturas cerqueras son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°. Los desplazamientos de aletas amarillas marcados suelen cubrir centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto es consistente con las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera, que varían entre áreas. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de marcado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca (F), y estructura de poblaciones. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2010. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura de las pesquerías palangreras de Polinesia Francesa

(2008), Japón (2008-2010), Corea (2009), y Estados Unidos (2008-2009). Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie, y se añadieron datos nuevos de CPUE de 2010. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados para la flota palangrera japonesa (2008 -2010). Se añadieron datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie de 2010. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2007-2009).

En general, el reclutamiento del atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. Este análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o tal vez tres, regímenes distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2010). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa; los regímenes de productividad mayor producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero la evidencia es débil, y esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes. Una reciente disminución marcada de los niveles de biomasa reproductora desde 2009 sigue una serie de reclutamientos inferiores al promedio desde el segundo trimestre de 2007 hasta el último trimestre de 2008.

El peso promedio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociadas del norte, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociadas del sur, asociadas con delfines, y de palangre. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada con delfines en la región sur capturan aletas amarillas de mayor tamaño y edad que las pesquerías asociadas con delfines del norte y costera.

Han sido estimados niveles importantes de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Son máximos para el aleta amarilla de edad mediana. Las pesquerías asociada con delfines y no asociada ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías palangrera y de descarte es mucho menor.

Existe asimismo un gran patrón retrospectivo de sobreestimar el reclutamiento reciente. Este patrón, en combinación con los intervalos de confianza anchos de las estimaciones del reclutamiento reciente, indican que estas estimaciones y aquellas de la biomasa reciente son inciertas.

Históricamente, el SBR (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada, *spawning biomass ratio* en inglés) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1975-1983 coincidente con el régimen de productividad baja, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2004-2007 y 2010). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión a un régimen de reclutamiento intermedio. Es posible que los dos distintos regímenes de reclutamiento soporten dos distintos niveles de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2011 es 0,18, por debajo del nivel correspondiente al RMS (0,25). Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de aquéllos que soportarían el RMS (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), y las capturas recientes han sido inferiores al RMS.

Es importante notar que la curva que relaciona el RMS con la mortalidad por pesca a largo plazo es muy plana alrededor del nivel de RMS. Por lo tanto, cambios en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, mientras que cambian la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel en RMS resultaría en una disminución tan sólo marginal del rendimiento medio a largo plazo, con la ventaja de un incremento relativamente grande de la biomasa reproductora. Además, si la ordenación se basa en la evaluación del caso base (que supone que no existe una relación población-reclutamiento), cuando en realidad sí existe esa relación, ocurriría una pérdida de rendimiento mayor que si la ordenación se basara en el supuesto que existe la relación cuando en realidad no existe.

Los cálculos de RMS indican que, al menos teóricamente, las capturas podrían ser incrementadas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia el palangre y los lances de cerco sobre aleta amarilla asociados con delfines. Esto incrementaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación (1975-2010), lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, las perspectivas son más pesimistas, y se estima que el esfuerzo actual está por encima del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor supuesto para la talla media de los peces de mayor edad. Si se supone que la CPUE de la pesquería asociada a delfines del norte, y no aquella de la pesquería de palangre del sur, es el índice de abundancia más fiable, se estima que la biomasa actual de la población reproductora está en aproximadamente el nivel correspondiente al RMS.

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2008-2010), se predice que la biomasa reproductora se recuperará, y permanecer por encima del nivel correspondiente al RMS. No obstante, los intervalos de confianza son anchos, existe un patrón retrospectivo en el reclutamiento reciente, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente de aquella con el esfuerzo actual y produce capturas ligeramente mayores.

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa, y existen patrones retrospectivos de sobrestimación del reclutamiento reciente.
2. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son inferiores a aquellas correspondientes al RMS.
3. Los niveles recientes de biomasa reproductora están por debajo de aquellos correspondientes al RMS.
4. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
5. Hubo dos, o posiblemente tres, distintos regímenes de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente de un régimen de productividad alta a uno de productividad intermedia.
6. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.
7. Los resultados son sensibles a la talla media supuesta para los peces de mayor edad.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, índices de abundancia, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2010, más datos biológicos, para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2010, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 15 de abril de 2011. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación del aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre atunes asociados con objetos flotantes, no asociados, y asociados con delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra su extensión espacial y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías para que, a lo largo del tiempo, ocurran pocos cambios en la composición por tamaño de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 13-14, y 16) y lances sobre mezclas de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y plantados (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Capturas

Para realizar la evaluación del aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías descritas en la Sección 2.1 y presentadas en la Tabla 2.1. « Descargas » significa captura descargada en un año dado, aun si el pescado no fue capturado en ese año, y la « captura retenida » es la captura obtenida en un año dado que no es descartada en el mar. Se usa el término « captura » para la captura total (descartes más captura retenida) o la captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los tres tipos de datos para evaluar la población de aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-9 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 13-16 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Tabla 2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos de captura nuevos y actualizados de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se usaron para las pesquerías de superficie datos de captura nuevos de 2010, y datos actualizados de años anteriores.

Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Comparaciones de las estimaciones de captura de diferentes fuentes señalan diferencias consistentes entre los datos de las enlatadoras y las descargas y los resultados del muestreo de composición por especies. La comparación de los dos conjuntos de datos es compleja, ya que los datos de enlatadoras y descargas son tomados a nivel de viaje, mientras que las muestras de composición por especie son tomadas a nivel de bodega, y representan solamente un pequeño subconjunto de los datos. Las diferencias en las estimaciones de captura podrían ser debidas a las proporciones de atunes pequeños en la captura, diferencias en la identificación del pescado en las enlatadoras, o hasta a sesgos introducidos en el algoritmo de composición por especies al determinar la composición por especies en estratos para los cuales no se dispone de muestras de composición por especie. Se incorporaron también en la evaluación actual datos de captura actualizados y nuevos de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12). En particular, se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Polinesia Francesa (2008), Japón (2008-2010), Corea (2009), y Estados Unidos (2008-2009).

No se dispuso de una proporción sustancial de los datos de captura palangrera en 2010, por lo que se fijaron las capturas de las pesquerías de palangre en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos iguales, por pabellón, a las capturas del último año para el cual se dispuso de datos.

En las Figuras 2.2a y 2.2b se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2010. Cabe destacar que existían pesquerías sustanciales de superficie y palangreras de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957; Matsumoto y Bayliff 2008). La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2001. Una característica principal de las tendencias de la captura es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros sobre objetos flotantes, especialmente los plantados en las Pesquerías 1 y 2,

pero esto es una porción relativamente pequeña de la captura total.

Aunque los datos de captura en la Figura 2.2 están expresados en peso, la mayoría de las capturas palangreras de aleta amarilla en la evaluación fueron expresadas en número de peces.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a ineficacias en el proceso de pesca (cuando la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de aleta amarilla descartada con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003a). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla.

Se añaden a las capturas retenidas estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes debidos a ineficacias antes de ese año. Hay períodos para los cuales los datos de observadores son insuficientes para estimar los descartes, en cual caso se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar las capturas como pesquerías separadas (Pesquerías 13-16), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad. Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

En la Figura 2.3 se presentan series de tiempo de los descartes anuales como proporción de las capturas totales (retenidas más descartadas) de las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes. La figura señala una reducción de las tasas de captura incidental a partir de aproximadamente 2001, posiblemente como consecuencia de una serie de resoluciones adoptadas por la CIAT durante 2001-2007 que prohíben descartar las capturas de atunes pequeños. Durante 2008 no hubo una resolución sobre retención en vigor, pero las tasas de captura incidental siguen bajas. Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12).

2.3. Índices de abundancia

Se derivaron índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de las pesquerías de cerco y palangres. Se añadieron datos de esfuerzo de pesca y captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-9) nuevos para 2010 y actualizados de años anteriores. Se dispone de datos de captura y esfuerzo nuevos o actualizados de las pesquerías de palangre japonesas (2008-2010). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias de la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por 11 de las 16 pesquerías definidas para la evaluación del aleta amarilla en el OPO; se excluyen de la figura las pesquerías de caña y cuatro de las pesquerías de descarte.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco fue calculada como la captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca con el número de lances por tipo de lance (Maunder y Watters 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2010) de las pesquerías de palangre (Pesquerías 11 y 12), usando un modelo lineal generalizado logarítmico delta (Hoyle y Maunder 2006), en el que las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta.

En la Figura 2.5 se presenta la serie de tiempo de CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia que fueron considerados apropiados para uso en la evaluación fueron aquéllos de las Pesquerías 5 y 6 (lances de cerco sobre atunes no asociados), 7 y 8 (lances de cerco sobre atunes aleta amarilla asociados con delfines), y 12 (la pesquería de palangre del sur). Las pesquerías excluidas fueron considerados inapropiadas porque el esfuerzo de pesca o las tasas de captura fueron extremadamente bajas, altamente variables, o tuvieron datos de frecuencia de talla variables y no son considerados representativos de la abundancia del aleta amarilla.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se incluyeron nuevos datos de frecuencia de talla de 2010 de la pesquería de cerco. Se incluyeron datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de 2007-2009 de la flota palangrera japonesa. No se usaron en la evaluación de los datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños, descritas por Maunder y Watters (2001). En general, los aletas amarillos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquéllos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. En las Figuras 2.6a-2.6e se ilustra la variación temporal de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1.

2.5. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación estimaciones de talla por edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media por edad y la variabilidad de la talla por edad. Los datos de Wild consisten en las edades, basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y tallas de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

En la presente evaluación se usa la curva de crecimiento de Richards para modelar el crecimiento (Figura 3.1). Se toman los parámetros del modelo de Maunder y Aires-da-Silva (2009), y se basan en el ajuste a los datos de Wild (1986).

La talla asintótica esperada (L_{∞}) no puede ser estimada de forma fiable a partir de datos, tales como aquéllos de Wild (1986), que no incluyan muchos peces viejos.

Se supone que el coeficiente de variación de la talla por edad es constante, y es tomado de Maunder y Aires-da-Silva (2009).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Wild (1986), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación:

$$w = 1.387 \times 10^{-5} \cdot l^{3.086}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

Un conjunto inédito más extenso de datos de talla y peso produce una relación ligeramente diferente, pero la inclusión de este conjunto alternativo de datos en el modelo de evaluación produce resultados esencialmente idénticos.

3.1.2. Mortalidad natural

Para la presente evaluación se supone que, a medida que crece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que se hizo en evaluaciones previas, en las cuales se supuso que la M de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo,

Anónimo 1999: 233). Se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y M es diferente para los dos sexos. En la Figura 3.2 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación. Se estimaron estos valores mediante la aplicación de los supuestos arriba descritos, un ajuste a los datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998), y una comparación de los valores con aquellos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2001). Maunder y Watters (2001) describen en detalle la forma de estimar el calendario de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

El programa *Stock Synthesis* permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación. Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño de la población reproductora al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño de la población reproductora. Al igual que en las evaluaciones previas, la evaluación del caso base supone que no existe ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. Se investiga la influencia de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Hennemuth (1961) reportó que hay dos picos de desove de aleta amarilla en el OPO, pero en la presente evaluación se supone que el reclutamiento puede ocurrir más de dos veces al año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998).

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación población-reclutamiento. Se usa este supuesto para penalizar los desvíos temporales del reclutamiento. Se supone que el logaritmo de los desvíos trimestrales del reclutamiento está distribuido normalmente, con una desviación estándar de 0,6.

El reclutamiento es modelado a edad cero en *Stock Synthesis*. Se usa la edad cero para comodidad y la intención no es que la mortalidad natural supuesta para las edades no vulnerables a las pesquerías represente la mortalidad natural real y escala el reclutamiento en edad cero de forma solamente arbitraria. Por lo tanto, el nivel supuesto de mortalidad natural para esas edades no impacta los resultados de la evaluación.

Se estima el potencial de desove de la población a partir del número de hembras maduras, ajustado por la fecundidad por camada y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada; SBR, de *reproductora biomasa ratio*). En la Figura 3.3 se ilustra la fecundidad relativa por edad.

3.1.4. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla dentro del OPO es resumida por Maunder y Watters (2001) y Schaefer *et al.* (2007) presentan los resultados de investigaciones más recientes. Descubrieron que los desplazamientos de atunes aleta amarilla liberados frente al sur de Baja California, incluyendo aquéllos en libertad más de un año, están confinados geográficamente. Por lo tanto, se espera que el nivel de mezcla entre esta zona y otras en el OPO sea muy bajo. Este resultado es consistente con los resultados de varios estudios de marcado, con marcas convencionales y archivadoras, de atunes tropicales en el Pacífico. Esto indica que controles de esfuerzo o captura aplicados pesquerías enteras probablemente no serán efectivos para prevenir mermas locales de estas poblaciones (Schaefer *et al.* 2007). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no afectan los resultados, pero en vista de los resultados de Schaefer *et al.* (2007), se debería considerar una

investigación a escala espacial más fina o de subpoblaciones separadas.

3.1.5. Estructura de la población

Se ha estudiado el intercambio de aleta amarilla entre el OPO y el Pacífico central y occidental mediante el análisis de datos sobre marcado, características morfométricas, capturas por unidad de esfuerzo, tamaño del pescado capturado, etc. (Suzuki *et al.* 1978), y parece que ocurre una mezcla de peces limitada entre el OPO y las zonas más al oeste. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación, se supone que existe una sola población, con poca o ninguna mezcla con las poblaciones del Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

El reclutamiento del aleta amarilla en el OPO suele ser mayor después de eventos de El Niño (Joseph y Miller 1989). Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder y Watters 2001, 2002; ver descripción de la metodología en Maunder y Watters 2003b). Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en modelos de evaluación previos, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales. Maunder (2002a) correlacionó el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación; como candidatos de variable, usó la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1° x 1° con TSM media $\geq 24^{\circ}\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al periodo de cría. Sin embargo, no se descubrió ninguna relación con estas variables. No se efectuó una investigación usando variables ambientales en la presente evaluación.

En evaluaciones previas se supuso también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. No obstante, se descubrió que solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur fue significativa. Por lo tanto, debido al uso de CPUE palangrera estandarizada, no se investigaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usa el programa *Stock Synthesis* (Methot 2005, 2009) para evaluar la condición del atún aleta amarilla en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos distintos de datos) estructurado por edad, y usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población.

Se ajusta el modelo a los datos observados (índices de abundancia relativa basados en CPUE y composiciones por tamaño) mediante el uso de un conjunto de dinámica poblacional y parámetros de pesca que maximice una verosimilitud penalizada (para los desvíos temporales del reclutamiento), dada la cantidad de captura realizada por cada pesquería. En la Sección 3 se describen muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) un trimestre después del desove, y estas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que crecen los aletas amarillas, se hacen más vulnerables a las Pesquerías 6, 9, y 12, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes (o sea, se supone una selectividad

asintótica).

3. Los datos de las pesquerías que capturan aleta amarilla sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), asociados con delfines en el sur (Pesquería 9), la pesquería de caña (Pesquería 10), la pesquería de palangre del norte (Pesquería 11), y las pesquerías cuya captura está compuesta por los descartes de la clasificación (Pesquerías 13-16) brindan relativamente poca información sobre los niveles de biomasa, ya sea porque no dirigen su esfuerzo al aleta amarilla o porque hay demasiada variabilidad en la pesquería. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia. Las series de tiempo de CPUE ajustadas en la evaluación son series de las Pesquerías 5, 6, 7, 8, y 12.
4. Los datos de la pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9), son considerados demasiado variables, por lo que se supone que su curva de selectividad es igual a aquella de la Pesquería 12, y sus datos de composición por tamaño no son ajustados en el modelo.

Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de aleta amarilla en el OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre del año desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2011 (desvíos del reclutamiento medio y reclutamiento trimestral);
2. coeficientes de capturabilidad de las cinco series de tiempo de CPUE que son usadas como índices de abundancia (Pesquerías 5-8 y 12);
3. coeficientes de variación (CVs) para cuatro de los índices de CPUE usados como índices de abundancia (Pesquerías 5-8). Conforme a la recomendación de una revisión externa de la evaluación de atún patudo por el personal de la CIAT, se fijó el CV de un índice de CPUE en lugar de estimarlo, en este caso el CV de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12), que se supuso ser el índice de abundancia más fiable.
4. curvas de selectividad para 11 de las 16 pesquerías (la Pesquería 9 refleja la selectividad de la Pesquería 12, y las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
5. tamaño y estructura por edad iniciales de la población (reclutamiento con retrasos, mortalidad por pesca inicial, y desvíos de las edades de 1 a 16 trimestres);

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual del aleta amarilla en el OPO:

1. talla media por edad (Sección 3.1.1, Figura 3.1);
2. los parámetros de un modelo lineal que relaciona el coeficiente de variación de la talla por edad con la edad;
3. mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
4. fecundidad de hembras por edad (Figura 3.3);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
6. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base);

Las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones fueron computadas con base en las tasas de mortalidad por pesca (F) medias de tres años, por arte, de 2008-2010. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del año más reciente (2010) en la estimación de F media de tres años. Para este propósito, se usó en los cálculos una F media de dos años (2008-2009).

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación no representa perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las

pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre como intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza y CV fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, estos valores podrían subestimar el nivel de incertidumbre en los resultados de la evaluación. Se investigan fuentes adicionales de incertidumbre en varios análisis de sensibilidad.

En lo siguiente se resume los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad:

Evaluación del caso base:

1. **Inclinación de la relación población-reclutamiento = 1** (ninguna relación entre población y reclutamiento); parámetros de crecimiento fijados a las estimaciones obtenidas en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009); ajustada a la serie de tiempo de las pesquerías de cerco 5-8 y la pesquería palangrera 12; refleja las curvas de selectividad de las pesquerías 9 y 12, supuestas asintóticas; curvas de selectividad de todas las demás pesquerías supuestas con forma de domo.
2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento:** La evaluación de caso base incluyó el supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad. Además, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación de entre 0,6 y 1, con incrementos de 0,1).
3. **Sensibilidad el tamaño medio de los peces de mayor edad** (parámetro L_2 de la función del crecimiento de Richards). Se fija L_2 en 182,3 cm en el modelo de caso base, una estimación de L_2 que se obtuvo de una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009). Se consideraron dos valores fijos alternativos de L_2 para el análisis de sensibilidad, uno menor (170 cm) y el otro mayor (190 cm).
4. **Sensibilidad al ajuste a la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte** (Pesquería 9) como índice de abundancia principal, en lugar de la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12). Para este propósito, se fijó el CV de la pesquería 9 en 0,2, y se estiman los CV de las demás pesquerías.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación se describen los resultados de la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, el reclutamiento en los últimos años, y la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Existe variación en la mortalidad por pesca (F) causada por las pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO (Figura 4.1). F cambia con la edad (Figura 4.2a); es máxima para los peces de edad media. Ocurre un pico alrededor de las edades de 14-15 trimestres (Figuras 4.2a y 4.2b), que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con delfines y no asociado (Figura 4.3). La F de peces jóvenes no ha aumentado mucho, a pesar del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figuras 4.1 y 4.2a).

Las tasas de mortalidad por pesca varían con el tiempo porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan aleta amarilla de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de

capturabilidad). Se trató el primer efecto (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.3 (ver también Figura 2.4).

Se estiman curvas de selectividad para 11 de las 16 pesquerías definidas en la evaluación del aleta amarilla (Figura 2.1), y se ilustran en la Figura 4.3. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) suelen seleccionar aletas amarillas pequeños, excepto en las pesquerías del sur y costera, que capturan peces más grandes (Figura 4.3). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados en el norte seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (Figura 4.3, Pesquería 5). Los lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla no asociados en el sur y sobre aletas amarillas asociados con delfines seleccionan principalmente peces grandes (Figura 4.3, Pesquerías 6-8).

La curva de selectividad de la pesquería cañera selecciona principalmente aleta amarilla pequeño (Figura 4.3, Pesquería 10). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente individuos más grandes, particularmente en la pesquería del sur (Figura 4.3, Pesquerías 11 y 12). Ya que se hizo difícil estimar la curva de selectividad de la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9), no se estimó esta curva, y reflejó la Pesquería 12, que captura peces de tamaño similar (Figura 4.3). En el futuro, podría ser necesario tomar en cuenta una selectividad que varía a lo largo del tiempo para estimar mejor la curva de selectividad de esta pesquería.

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de peces de edad 2-4 trimestres (Pesquerías 13-16).

4.1.2. Reclutamiento

Dentro del rango de las biomásas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.4). La relación aparente entre la biomasa reproductora y el reclutamiento se debe a un cambio aparente de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa reproductora. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento superior al promedio está relacionado con biomasa reproductora superior al promedio y reclutamiento inferior al promedio con biomasa reproductora inferior al promedio.

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt (1957) en 0,75 (Anexo A). Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado. Con la información actualmente disponible, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos cuanto menos igual de verosímil que un efecto del tamaño de población sobre el reclutamiento. En la Sección 4.4 se describen los resultados cuando se incluye una relación población-reclutamiento.

En la Figura 4.5 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 los reclutamientos totales anuales estimados. Se estimó que la cohorte grande puesta en el primer trimestre de 1998 es la cohorte más fuerte del período de 1975-2010. Se estimó un período sostenido de reclutamiento alto desde 1999 hasta el comienzo de 2002.

Se estimó un reclutamiento grande para el primer trimestre de 2007, seguido por una serie continua de reclutamientos inferiores al promedio hasta el fin de 2008. La estimación del reclutamiento del primer trimestre de 2010 es particularmente alta; no obstante, es muy incierta, y debe ser considerada con cautela debido a que los aletas amarillas recientemente reclutados están representados en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla, y existe un patrón retrospectivo (ver sección 4.3.2).

Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas, es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del segundo trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en

promedio, consistentemente mayor después de 1983 que antes, y produjo un cambio similar en la biomasa (Figura 4.6). Hay una indicación que los reclutamientos de 2003-2009 fueron bajos, en niveles similares a aquéllos anteriores a 1983, indicando tal un régimen de productividad más bajo (Figura 4.5).

Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.5). Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.11). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

4.1.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de tres trimestres o más de edad. En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias en la biomasa de aleta amarilla en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Entre 1975 y 1983 la biomasa estuvo en niveles bajos; luego aumentó rápidamente durante 1983-1985, permaneció relativamente constante durante 1986-1999, volvió a aumentar rápidamente, alcanzando un pico en 2001, pero para 2005 disminuyó a niveles similares a aquéllos antes de 1984. La biomasa ha permanecido en los últimos años en niveles inferiores a aquellos de 1985-1998.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos de todos los peces en la población. En la Figura 4.7 se ilustra la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones del SBR (definido en la Sección 3.1.3) al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican que son bastante precisas.

La disminución marcada reciente de la biomasa reproductora observada de 2009 es atribuida parcialmente a una serie de reclutamientos continuos inferiores al promedio desde el segundo trimestre de 2007 hasta el fin de 2008.

Parece que las tendencias en la biomasa reproductora del aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Se usa un análisis de simulación para ilustrar la influencia de la pesca y el reclutamiento sobre las tendencias de la biomasa reproductora (Maunder y Watters 2001). En la Figura 4.8b se ilustran las trayectorias del índice de biomasa reproductora simulada con y sin pesca. La gran diferencia entre las dos trayectorias indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO (Figura 4.8a). El gran aumento de la biomasa reproductora durante 1983-1984 fue causado inicialmente por un aumento en el tamaño medio (Anónimo 1999), seguido por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.5), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa reproductora aumentar más durante 1986-1990.

En la Figura 4.8b se ilustra el impacto de cada tipo de pesquería principal sobre la población de aleta amarilla. Las estimaciones del índice de biomasa reproductora en ausencia de pesca fueron computadas de la forma descrita, y luego se estimó la trayectoria de la biomasa fijando la captura de cada grupo de pesquerías a su vez a cero (Wang *et al.* 2010). Se deriva el impacto sobre la biomasa reproductora de cada grupo de pesquerías en cada intervalo de tiempo como esta trayectoria del índice de biomasa reproductora menos la trayectoria del índice de biomasa reproductora cuando todas las pesquerías están activas. Cuando se suman los impactos de las pesquerías individuales calculados con este método, son mayores que el impacto combinado calculado para cuando todas las pesquerías están activas, por lo que se escalan los impactos de tal forma que la suma de los impactos individuales equivalga al impacto estimado cuando todas las pesquerías están activas. La pesquería asociada con delfines y las pesquerías de cerco no asociadas ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías de palangre y de descartes es mucho menor.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10 a 15 kg durante la mayor parte del período de 1975-2010, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figura 4.9). El peso medio fue alto durante los períodos de 1975-1977, 1985-1992, 2001-2004, y 2008-2010, cuando las capturas de las pesquerías sobre delfines fueron mayores (Figura 2.2). El peso medio l aleta amarilla capturado por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.9). El peso medio más bajo es producido por las pesquerías sobre objetos flotantes y de caña, seguidas por las pesquerías no asociadas, luego las pesquerías asociadas con delfines, y por último las pesquerías de palangre. El peso medio capturado también varía dentro de estos grupos de pesquerías, tal como lo indican las curvas de selectividad (Figura 4.3).

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

La talla media por edad supuesta en el modelo corresponde bien con los datos de edad por talla de los otolitos, pero la variación supuesta de la talla por edad es mucho más amplia que lo indicado por los datos de otolitos (Figura 3.1). La variación más estrecha de la talla por edad observada en los datos de otolitos podría deberse a las características temporal y espacial limitadas de los datos.

4.3. Diagnósticos

Se presentan los diagnósticos del modelo como gráficos de residuales y análisis retrospectivo.

4.3.1. Gráficos de residuales

En la Figura 4.10 se presentan los ajustes del modelo a los datos de CPUE de diferentes pesquerías. El modelo se ajusta razonablemente bien a las observaciones de CPUE de las pesquerías de cerco asociada con delfines y de palangre del sur (Figuras 4.10c y 4.10d, respectivamente). Sin embargo, el pico en 2001 es predicho demasiado temprano en la primera y demasiado tarde en la segunda. Además, el modelo no se ajusta tan bien a la CPUE temprana de la pesquería palangrera del sur (Figura 4.10.d). Los ajustes a la serie de datos de CPUE de las pesquerías de cerco no asociadas son menos satisfactorios (Figura 4.10.b). El modelo no es ajustado explícitamente a la CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes; no obstante, corresponde bien con la CPUE de estas pesquerías en el periodo tardío (después de 1995), pero mal en el período temprano (antes de 1995) de CPUE altamente variable (Figura 4.10a). El ajuste a los datos de CPUE, medido por el error cuadrado medio, indica que los mejores ajustes son a las CPUE de la pesquería palangrera del sur ($CV = 0,36$) y de las pesquerías de cerco asociadas con delfines (CV de 0,39 y 0,38 para las pesquerías 7 y 8, respectivamente) (Tabla 4.3).

Se presentan gráficos de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-d). Los círculos grises y negros representan observaciones que son menores y mayores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales. Los residuales muestran varias características importantes. El modelo subestima (círculos negros) las proporciones de los peces grandes y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes; a la inversa, subestima los peces medianos en la pesquería de palangre del sur. Existe un patrón sustancial de residuales en el caso de la pesquería de cerco asociada con delfines del sur (Pesquería 9), pero se espera esto porque la curva de selectividad es reflejada con otra pesquería (palangre del sur, Pesquería 12), por lo que el modelo no está ajustado a la captura por talla de la Pesquería 9. Existe también un patrón notorio de residuales para ambas pesquerías no asociadas, con un período temprano de unos cinco años (1975-1980) con residuales positivos (círculos negros) principalmente en el caso de los peces pequeños, a diferencia de los años subsiguientes.

Para todas las pesquerías, el modelo se ajusta a los datos de frecuencia de talla mejor (tal como indica el tamaño de la muestra efectivo estimado) que el tamaño de muestra supuesto usado en el modelo (Tabla 4.4). En la Figura 4.11e se ilustran los ajustes medios a las composiciones por tamaño observadas de las

capturas tomadas por cada pesquería. En las Figuras 4.11f-i se presentan los ajustes del modelo a la composición por tamaño y las capturas recientes de aleta amarilla en las distintas pesquerías.

La aparición, desaparición, y reaparición subsiguiente de cohortes fuertes en los datos de frecuencia de talla es un fenómeno común para el aleta amarilla en el OPO. Podría indicar un desplazamiento espacial de las cohortes o del esfuerzo de pesca, limitaciones en el muestreo de la frecuencia de talla, o fluctuaciones en la capturabilidad y/o selectividad de las pesquerías. Bayliff (1971) observó que grupos de peces marcados también han desaparecido y luego han reaparecido en esta pesquería, y lo atribuyó a fluctuaciones de la capturabilidad y/o selectividad.

4.3.2. Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo descubrir insuficiencias en el método. Normalmente se realizan los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método de evaluación de población ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. Se puede usar el análisis retrospectivo para determinar si existen patrones consistentes en las estimaciones. Estos patrones son a menudo considerados como sesgos al suponer que las estimaciones son más precisas si se incluyen más años de datos en el análisis, pero en realidad señalan solamente una especificación errónea en el modelo, ya que es posible que las estimaciones estén sesgadas cuando se añaden años adicionales de datos a los análisis, según la especificación errónea en el modelo. El análisis retrospectivo indica una tendencia a sobreestimar la fuerza de los reclutamiento recientes (Figura 4.13), y por consiguiente sobrestima los niveles de biomasa sumaria (peces de 3+ trimestres de edad), que incluye las cohortes más recientes (Figuras 4.12). No obstante, los niveles recientes del SBR (definido en la sección 3.1.3) no quedan aparentemente sujetos al mismo patrón retrospectivo, ya que son menos afectados por las estimaciones del reclutamiento reciente. Un análisis de sensibilidad realizado en una evaluación temprana (Maunder y Aires-da-Silva 2010) sugiere que la exclusión de los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4) elimina este patrón retrospectivo. Esto indica que los datos de composición por tamaño de estas pesquerías son inconsistentes con los datos de composición por tamaño de las otras pesquerías a edades mayores. La Resolución C-00-08, adoptada en 2000, prohibió los descartes de atún aleta amarilla por motivo de tamaño, lo cual cambió las curvas de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes en 2001, y podría potencialmente causar el patrón retrospectivo. No obstante, otro análisis de sensibilidad, que incorpora esto en la evaluación de la población, no eliminó el patrón retrospectivo (Maunder y Aires-da-Silva 2010).

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se realizaron tres análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (Anexo A), el tamaño medio de los peces de mayor edad (Anexo B), y un ajuste a los datos de CPUE de pesquería asociada con delfines del arte (Pesquería 9) como índice de abundancia principal (Anexo C). A continuación se describen las diferencias en el ajuste del modelo y las predicciones del mismo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la construcción de la población hasta la sección 5. En la Tabla 4.5 se presenta una comparación de verosimilitudes correspondientes al caso base y a los análisis de sensibilidad.

1. La evaluación del caso base no supuso una relación población-reclutamiento, y un análisis alternativo con la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% de aquél de una población no explotada. Al igual que en evaluaciones previas, el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación. No obstante, tal como se comentó, el cambio de régimen podría también explicar el resultado, ya que el período de reclutamiento alto está asociado con una biomasa reproductora alta, y

viceversa. Con la inclusión de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación (h) = 0,75), la biomasa estimada (Figura A1.1) y el reclutamiento (Figura A1.2) son casi idénticos a los de la evaluación del caso base. Un perfil de verosimilitud de la inclinación confirma que el modelo se ajusta mejor con valores fijos bajos de este parámetro, con una verosimilitud máxima que ocurre aparentemente alrededor de 0,7.

2. El modelo de caso base supone una función de crecimiento de Richards (1959). La selección del tamaño medio de los peces de mayor edad – el parámetro L_2 – es algo arbitraria, ya que no se dispone de lecturas de los otolitos para los peces más grandes (de mayor edad). En el caso base, se fija L_2 en 182,3 cm, valor estimado en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009). Se realizó un análisis de sensibilidad para estudiar el efecto de fijar L_2 en valores diferentes, uno más bajo (170 cm) y el otro más alto (190 cm), respectivamente (Figura B.1). La biomasa estimada y las series de tiempo de reclutamiento son muy sensibles al valor supuesto de L_2 (Figuras B.2 y B.3): son mayores con un valor menor del parámetro.
3. El modelo de caso base supone que la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) es el índice de abundancia más fiable (CV = 0,2), pero esta pesquería está dirigida principalmente al atún patudo, no al aleta amarilla. Si en su lugar se ajustara el modelo más estrechamente a la pesquería asociada con delfines del norte (Pesquería 9, CV = 0,2), las trayectorias de la biomasa y el reclutamiento son todavía muy similares a aquellas del caso base (Figuras C1 y C2, respectivamente). Esto sugiere que la información provista por los dos índices de CPUE es consistente. No obstante, la disminución reciente de los niveles de biomasa estimada por el caso base es menos fuerte en los análisis de sensibilidad, particularmente en el caso de la biomasa reproductora (Figura C.3). Este resultado se debe principalmente a que el modelo se ajuste más estrechamente a las tendencias recientes de la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte (C.4a) que a la pesquería palangrera del sur (Figura C.4b). El ajuste del modelo a la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte no es tan indicativo de la disminución notoria reciente que indica el modelo de caso base, que se ajusta mejor a la CPUE de la pesquería palangrera del sur (Figura 4.10c y 4.10d).

Varios otros análisis de sensibilidad han sido realizados en evaluaciones previas del atún aleta amarilla. Un aumento del tamaño de la muestra de las frecuencias de talla basado en una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo produjo resultados similares, pero con intervalos de confianza más estrechos (Maunder y Harley 2004). El uso de datos de enlatadora y descargas para estimar la captura de la pesquería de superficie y un tamaño diferente de las penas de suavidad de selectividad (si se fijan en valores realistas) produjeron resultados similares (Maunder y Harley 2004). Los resultados no fueron sensibles a la función de vínculo usada en la estandarización por el modelo lineal general (MLG) de los datos de esfuerzo palangrero (Hoyle y Maunder 2007).

Otros análisis de sensibilidad realizados en las primeras evaluaciones incluyen: ajustara a todos los datos (datos de composición por tamaño y de CPUE para todas las pesquerías excepto las de descarte y la cañera); estimar la mortalidad natural de los peces maduros y al mismo tiempo ajustar a los datos de proporción de sexos; excluir del análisis los datos de composición por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes; e incluir un cambio de selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes a partir de 2001 debido a la resolución C-00-08. Se describen los resultados de estos análisis de sensibilidad en Maunder y Aires-da-Silva (2010).

4.5. Comparación con la evaluación previa

Las estimaciones de la biomasa (Figura 4.15) y el índice de biomasa reproductora (Figura 4.16) de la presente evaluación son muy similares a aquellas de la evaluación previa. Las estimaciones del reclutamiento son también muy similares, excepto en 2009, el último año de la evaluación previa en el cual se estima que el reclutamiento fue muy alto (Figuras 4.17a y b). Esto no es sorprendente, considerando la tendencia retrospectiva de sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes, descrita en la Sección 4.3.2. A medida que se fue incluyendo datos actualizados de 2009 y datos nuevos de 2010,

las estimaciones del reclutamiento en 2009 estimadas en la presente evaluación se redujeron mucho. Las estimaciones históricas del SBR (definido en la Sección 3.1.3) son asimismo muy similares a aquellas de la evaluación previa (Figura 4.18).

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

En general, el reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad del reclutamiento (1975-1982, 1984-2002, y 2003-2010). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de productividad alto producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y es probablemente un artefacto de los cambios aparentes de régimen. La disminución notoria observada recientemente de los niveles de biomasa reproductora desde 2009 sigue una serie de reclutamientos inferiores al promedio a partir del segundo trimestre de 2007 hasta fines de 2008.

El peso medio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y cañera capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías de cerco no asociada del sur y asociada con delfines y palangreras. Las pesquerías de palangre y de cerco asociada con delfines en la región del sur capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías de cerco asociadas con delfines del norte y costera.

Han sido estimados niveles significativos de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO, con los niveles más altos correspondientes a peces de edad mediana. Las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas ejercen el mayor impacto mayor sobre la biomasa reproductora de aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. El impacto de las pesquerías de palangre y de descarte es mucho menor (Figura 4.8).

Existe también un patrón retrospectivo grande de sobreestimar el reclutamiento reciente en la evaluación del aleta amarilla. Una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2010) indicó que este patrón se debe a los datos de composición por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes. Estos, en combinación con los amplios intervalos de confianza de las estimaciones del reclutamiento reciente, indica que las estimaciones del reclutamiento y la biomasa recientes biomasa son inciertas. Las biomasa y los reclutamientos estimados son muy similares a aquellos producidos en la evaluación más reciente ([Maunder y Aires-da-Silva 2011](#)).

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún aleta amarilla en el OPO a partir de cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la captura o rendimiento medio máximo a largo plazo que se puede extraer de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes y con la distribución actual de los tipos de arte y del uso de los mismos.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles de permitan el RMS es el objetivo de la ordenación especificado por la convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado un objetivo de puntos de referencia límite para las poblaciones que gestiona, pero en las siguientes secciones se describen algunos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El SBR (definido en la Sección 3.1.3) es comparado con una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones del SBR_t trimestral del aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2011). En

la Sección 4.1.3 se presentan estimaciones del índice de biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t), ilustradas en las Figura 4.7. Se estimó el índice de biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el SBR_{RMS} en aproximadamente 0,25. Esto es menos que lo estimado en la evaluación previa (0,27), debido principalmente al uso de curvas de selectividad diferentes.

La biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO ha disminuido desde 2009, cuando alcanzó un pico de 0,35. El SBR estimado al principio de 2011 fue aproximadamente 0,18, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,15 y 0,22, respectivamente (Figura 5.1). En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2003 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue mayor que S_{RMS} (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,25 en la Figura 5.1. No obstante, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), 2005-2007, y durante el año más reciente (2010), la biomasa reproductora fue menos que S_{RMS} . Se estima que la biomasa reproductora al principio de 2011 estuvo en 0,18, un 28% por debajo del nivel correspondiente al RMS.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el RMS

Para calcular el RMS, la tasa actual de mortalidad por pesca es escalada para que maximice la captura. El valor multiplicador de F escala la mortalidad por pesca “actual”, considerada el promedio de 2008-2010.

Al principio de 2011, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por debajo del nivel correspondiente al RMS, y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al nivel de RMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.2), el nivel de esfuerzo de pesca actual (promedio de 2008-2010) es inferior a aquél que se estima produciría el RMS. El esfuerzo en RMS es 113% del nivel de esfuerzo actual. Debido a la mortalidad por pesca reducida en 2008, una repetición de los cálculos basados en una mortalidad por pesca promediada para 2008-2009 indica que el esfuerzo en RMS es 129% del nivel actual. Es importante notar que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RMS (Figura 5.2). Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una reducción tan sólo marginal del rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora. Además, pescar en los niveles correspondientes al RMS estimados a partir del caso base, que supone que el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora, cuando la dinámica verdadera incluye una relación población-reclutamiento, causa una mayor reducción del rendimiento que pescar en niveles correspondientes al RMS estimados a partir del análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento cuando el reclutamiento es en realidad independiente de la biomasa reproductora (Figura 5.2).

En la Figura 5.3a se presentan las series de tiempo histórica de las tasas de explotación, la biomasa reproductora, y la biomasa sumaria relativa a los puntos de referencia de RMS. La mortalidad por pesca ha estado generalmente por debajo de aquélla correspondientes al RMS, excepto durante el período antes de 1982 y durante 2004-2007 (Figura 5.4a). La biomasa reproductora ha estado generalmente por encima del nivel correspondiente al RMS, excepto durante el régimen de baja productividad antes de 1984, y los años desde 2004, excepto 2008 y 2009. Según la evaluación del caso base, la estimación más reciente indica que la población de aleta amarilla en el OPO se encuentra sobrepescada ($S < S_{RMS}$), pero no está ocurriendo sobrepesca ($F > F_{RMS}$). La alta precisión de esta estimación más reciente, tal como indican sus estrechos intervalos de confianza aproximados (Figura 5.3a), no permite otras interpretaciones de la condición de la población bajo los supuestos del caso base. No obstante, la interpretación de la condición de la población es sensible a los supuestos formulados con respecto a la inclinación del parámetro la

relación población-reclutamiento y el tamaño medio de los peces de mayor edad (Tabla 5.1).

5.3. Comparaciones con evaluaciones previas

En la Figura 5.4b se comparan las estimaciones de cantidades de ordenación con las estimaciones de evaluaciones previas. Esta figura simplemente toma las estimaciones de cada cantidad de ordenación de cada evaluación previa de la población y las grafica. Las estimaciones difieren porque cada año consecutivo tiene datos adicionales, porque la mezcla de esfuerzo de pesca por arte y los cambios totales con el tiempo, porque el reclutamiento cambia con el tiempo, y porque los supuestos usados en las evaluaciones pueden diferir de año en año a medida que mejoran los conocimientos de la dinámica de la población. Las estimaciones de RMS y el SBR correspondiente al RMS (Figura 5.4b) son similares a aquellos producidos en la evaluación previa. Las estimaciones del multiplicador de F y el nivel reciente del SBR con respecto a aquél de RMS son más bajas que aquellas de la evaluación previa.

5.4. Impacto de los métodos de pesca

La estimación del RMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan aleta amarilla en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para grupos de pesquerías. Si el objetivo de la ordenación es maximizar el RMS, la selectividad por edad de las pesquerías de palangre tendrá el mejor desempeño, seguida por aquélla de las pesquerías de cerco asociadas con delfines, las pesquerías no asociadas, y finalmente las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RMS} al máximo, el orden es similar, pero con las pesquerías de cerco asociadas con delfines ligeramente mejores que la pesquería de palangre. Sin embargo, no es verosímil que las pesquerías de palangre, que producirían los RMS máximos, serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMS predichos. Por sí sólo, el esfuerzo de la pesquería de cerco de aleta amarilla asociado con delfines tendría que ser más que duplicado para lograr el RMS.

El RMS y S_{RMS} han sido muy estables durante el período del modelo (Figura 4.12b). Esto sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al esfuerzo de pesca correspondiente al RMS.

6. IMPACTO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES

El cambio aparente de régimen de productividad que comenzó en 1984 y el nivel más bajo reciente de la productividad sugieren enfoques alternativos a la estimación del RMS, ya que regímenes diferentes causarán valores diferentes del RMS (Maunder y Watters 2001). El RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS son directamente proporcionales al reclutamiento medio usado, pero la mortalidad por pesca correspondiente al RMS no es afectado. Por ejemplo, si se usara el reclutamiento medio durante 1985-2010 en lugar durante el período de tiempo entero, se incrementarían el RMS y la biomasa reproductora correspondientes al RMS. Esto significaría que serían posibles rendimientos mayores, pero que la pesquería se encontraría sobrexplotada (la biomasa actual no cambia, mientras que la biomasa reproductora correspondiente al RMS aumenta). Si se usara el reclutamiento medio bajo más reciente, ocurriría lo contrario. Un método alternativo es calcular el SBR dinámico (dSBR) mediante una comparación del índice de biomasa reproductora con el índice de biomasa reproductora simulada con el tiempo en ausencia de pesca (Figura 4.8a). Este método toma en consideración las fluctuaciones del reclutamiento.

6.1. Análisis de sensibilidad

Tal como se indica en la Tabla 5.1, la inclusión de una relación población-reclutamiento en la evaluación arroja resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora por debajo de aquélla correspondiente al RMS y el esfuerzo de pesca por encima de aquél correspondiente al RMS. No obstante, incrementa el

nivel de RMS que se puede lograr. Fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja en un valor menor que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 170 cm) arroja resultados más optimistas, con la biomasa reproductora alrededor del nivel correspondiente al RMS, y el esfuerzo actual sustancialmente por debajo del mismo, pero el nivel de RMS que se puede obtener es aproximadamente el mismo. Por contraste, fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja en un valor más alto que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 190 cm) arroja resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora por debajo de aquella correspondiente al RMS, pero el nivel de RMS que se puede obtener cambia poco. Los análisis de sensibilidad señalaron que ajustar más estrechamente a los datos de CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte (CV fijado en 0,2), en lugar de usar la CPUE de la pesquería palangrera del sur como índice principal de abundancia, produce una evaluación más optimista de la condición de la población. Mientras que se estima que la biomasa reproductora reciente está alrededor del nivel correspondiente al RMS, se estima que los niveles de esfuerzo de pesca recientes están muy por debajo de aquellos correspondientes al RMS.

6.2. Resumen de la condición de la población

El SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS durante el régimen de productividad baja de 1975-1983, pero por encima del mismo durante la mayor parte de los años siguientes, excepto el período reciente (2004-2007 y 2010). Se atribuye el aumento en el SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión al régimen de reclutamiento bajo. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMS y de SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2011 fue 0,18, debajo del nivel correspondiente al RMS (0,25). Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los que soportarían el RMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Los cálculos de RMS indican que, en teoría al menos, las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. No obstante, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel correspondiente al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que el esfuerzo actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es también sensible al valor supuesto del tamaño medio de los peces de mayor edad. Si se supone que la CPUE de la pesquería asociada con delfines del norte constituye el índice de abundancia más fiable, en lugar de la CPUE de la pesquería palangrera del sur, se estima que la biomasa actual de la población reproductora se encuentra alrededor del nivel correspondiente al RMS.

7. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar la población de atún aleta amarilla en el OPO y las capturas de aleta amarilla por las distintas pesquerías.

7.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

7.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa y la captura. La mortalidad por pesca proyectada se basó en los promedios durante 2008-2010.

Los escenarios investigados fueron:

1. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al promedio de 2008-2010;
2. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fijada igual a aquella correspondiente al RMS.

7.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros del SBR, la biomasa total, y la captura total tomada por las pesquerías de superficie (red de cerco). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.3. El nivel de incertidumbre es probablemente subestimado porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, y porque no se toma en cuenta la variación en la capturabilidad.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio durante 1975-2010. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio durante 1984-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio durante 2002-2010, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

7.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2008-2010), se predice que la biomasa reproductora se reconstruirá, y permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.1). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR esté sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que las capturas serán mayores a plazo corto que en 2010, pero que disminuirán ligeramente en el futuro (Figura 6.3).

7.2.2. Pesca en F_{RMS}

Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquella con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores (Figura 6.3).

7.3. Resumen de los resultados de la simulación

Con los niveles actuales (2008-2010) de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa reproductora se reconstruirá, y permanecerá por encima del nivel correspondiente al RMS. No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima de este nivel, o debajo del mismo. Se predice que pescar en F_{RMS} reducirá la biomasa reproductora ligeramente con respecto a aquella con el esfuerzo actual (Figura 6.2) y produce capturas ligeramente mayores, particularmente en el caso de la pesquería palangrera.

8. DIRECCIONES FUTURAS

8.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos nuevos y actualizados.

8.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando el modelo de evaluación *Stock Synthesis* para el atún aleta amarilla en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique el programa en el futuro. Se investigarán las mejoras siguientes en las evaluaciones futuras:

1. Determinar una ponderación apropiada de los distintos conjuntos de datos;
2. Explorar supuestos alternativos acerca de la estructura de la población (análisis espacial);

3. Selectividad que varía a lo largo del tiempo para las pesquerías de cerco sobre objetos flotantes.
4. Curvas de selectividad más robustas.

RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de los países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, miembros del personal de la CIAT, y científicos de los países miembros brindaron consejos sobre la evaluación, las pesquerías, y la biología del atún aleta amarilla. William Bayliff y Nicholas Webb ayudaron con la redacción, y Nicholas Webb tradujo el informe al español. Christine Patnode ayudó con las gráficas.

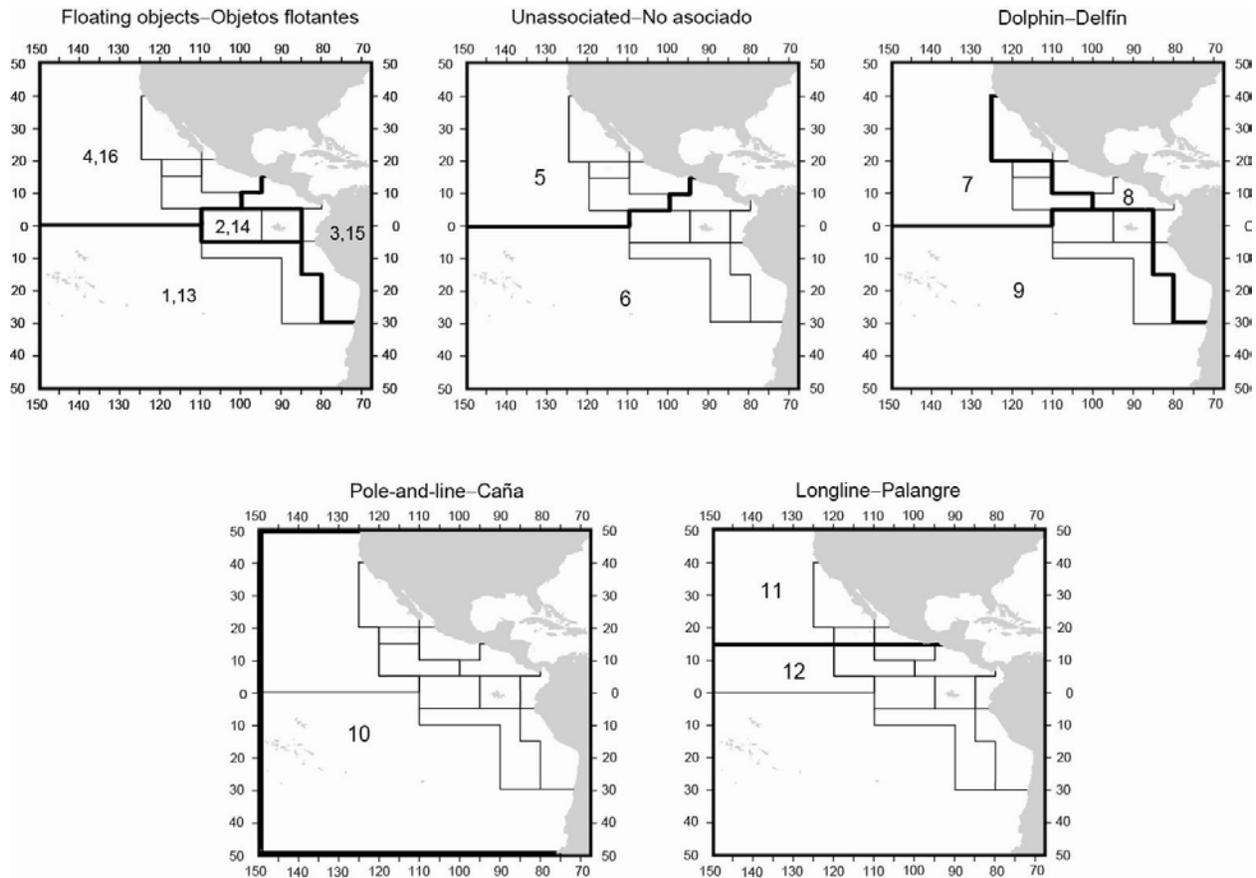


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla 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 en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

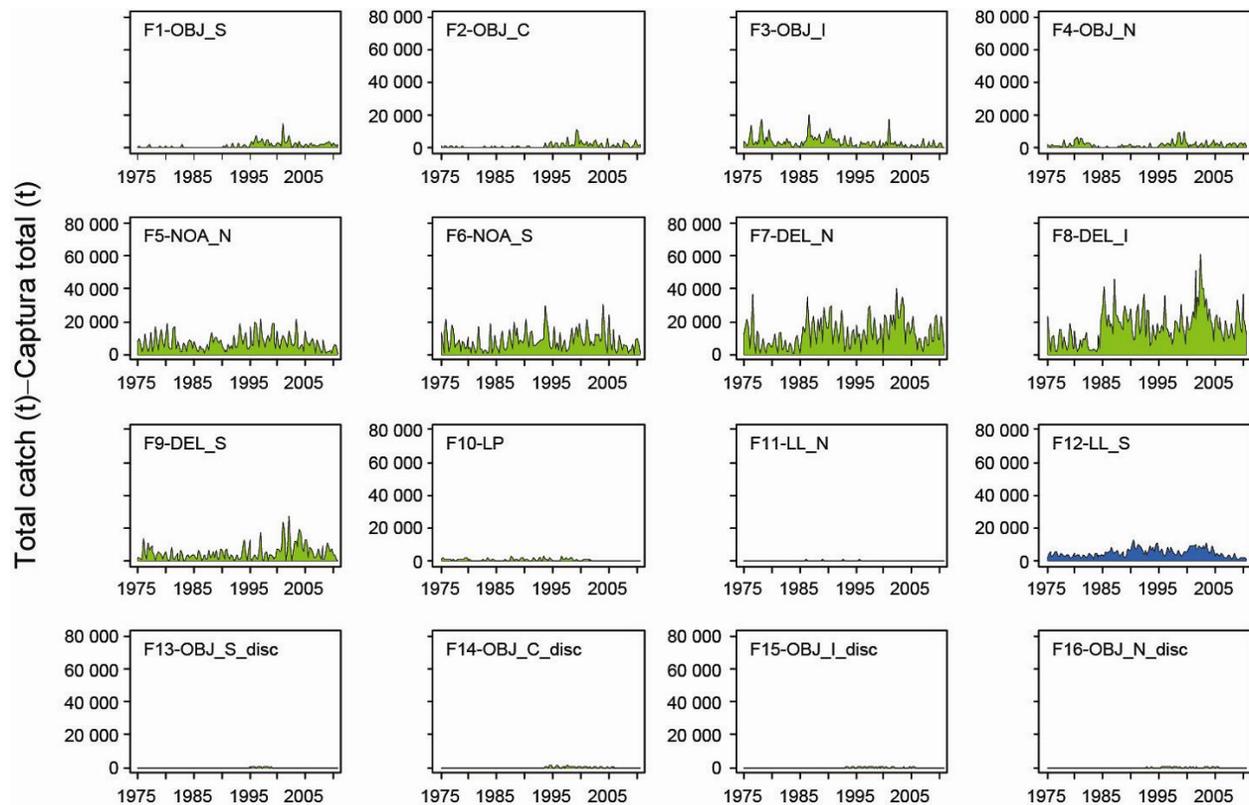


FIGURE 2.2a. Quarterly catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated internally by Stock Synthesis by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2a. Capturas trimestrales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación de la población usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Las capturas en peso de las Pesquerías 11 y 12 son estimadas internamente por *Stock Synthesis*, multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

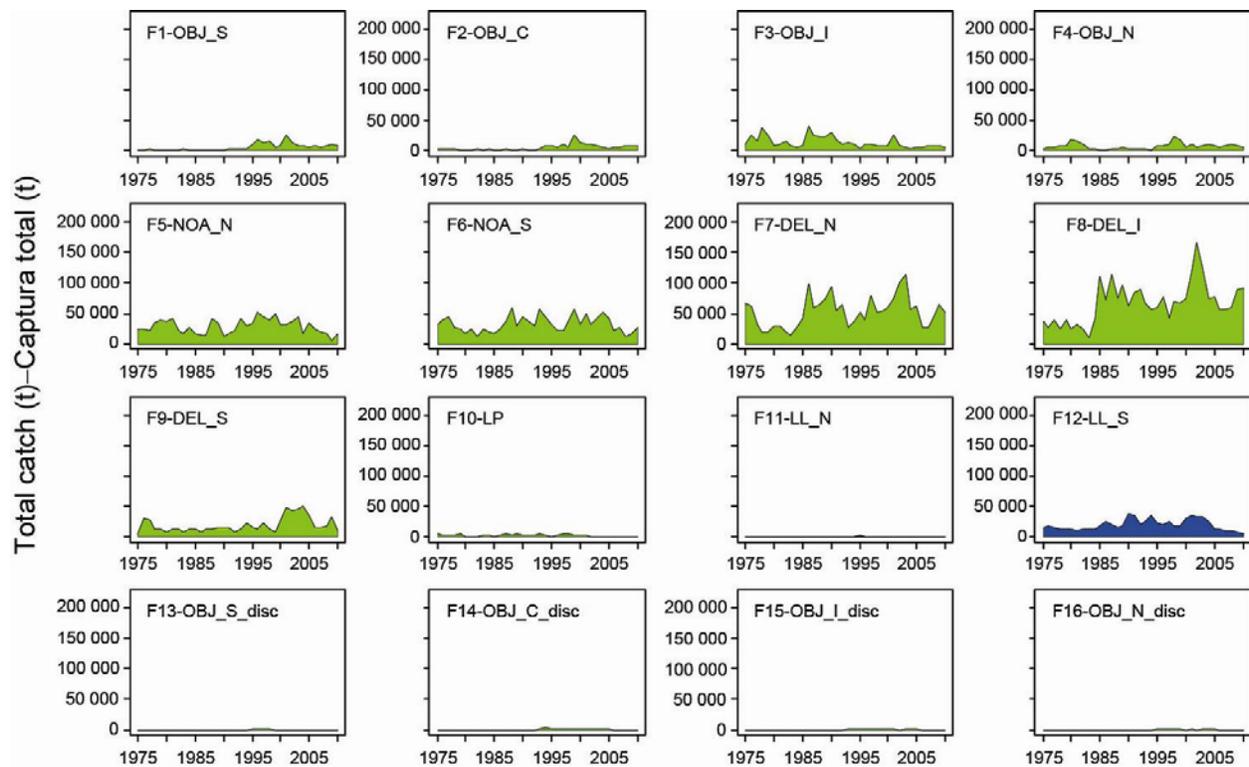


FIGURE 2.2b. Annual catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated internally by Stock Synthesis by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2b. Capturas anuales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población del atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Aunque se expresan todas las capturas en peso, el modelo de evaluación de poblaciones usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Las capturas en peso de las Pesquerías 11 y 12 son estimadas internamente por *Stock Synthesis*, multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

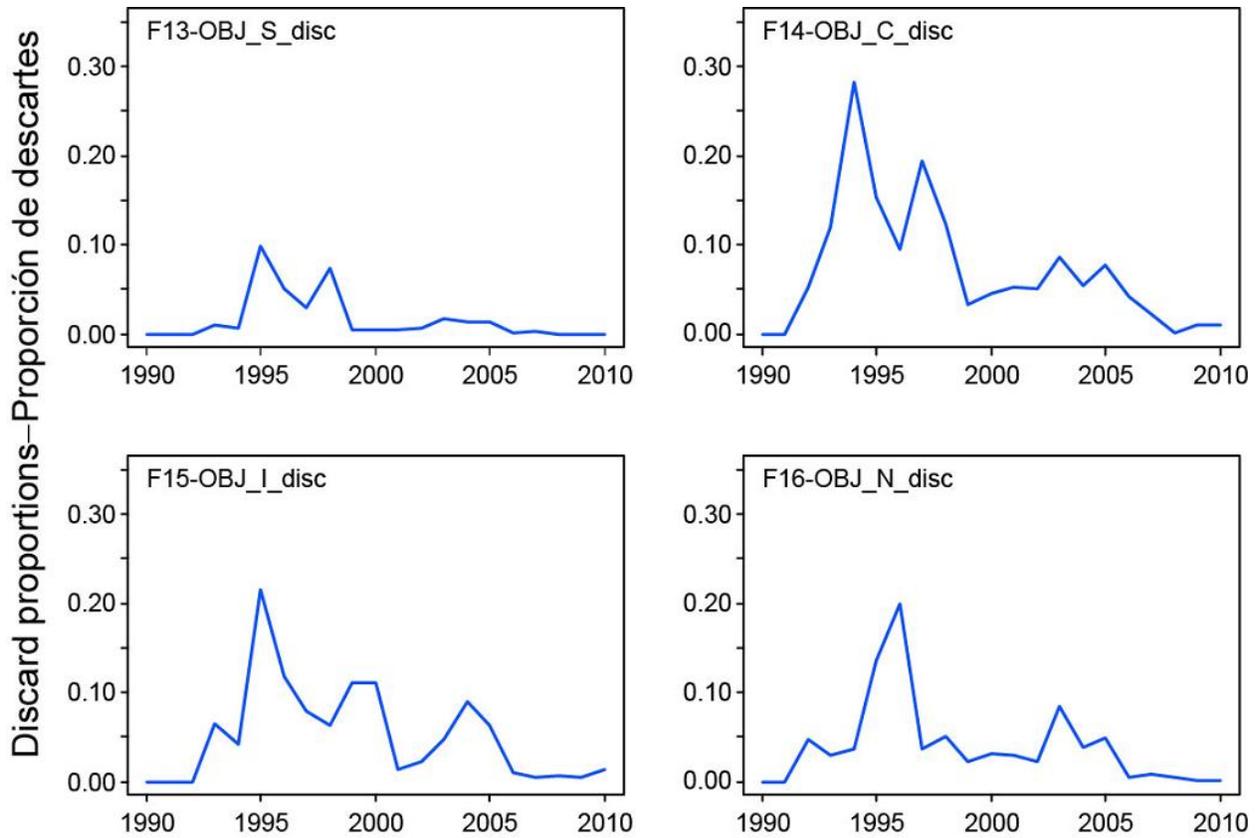


FIGURE 2.3. Weights of discarded yellowfin tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 1-4 are the ‘real’ fisheries, and Fisheries 13-16 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.3. Pesos de atún aleta amarilla descartado como proporciones de las capturas anuales totales (retenidas más descartadas) de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las Pesquerías 1-4 son las pesquerías ‘reales’, y las Pesquerías 13-16 son las pesquerías de descarte correspondientes. Los números en los paneles corresponden a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

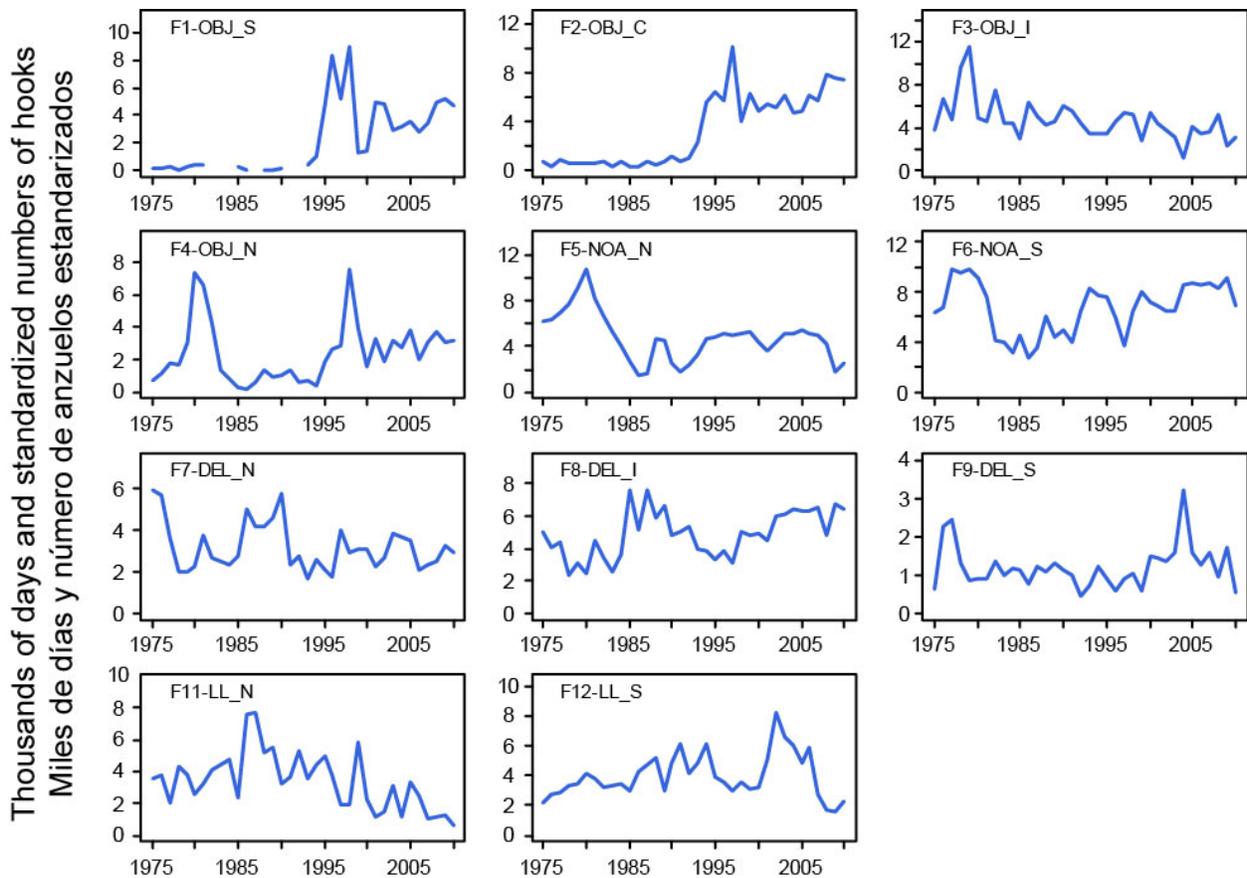


FIGURE 2.4. Annual fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in standardized numbers of hooks. Fishing effort for the discard fisheries (13-16) is that of their corresponding ‘real’ fisheries’ (1-4). Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca anual ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en días de pesca, y el de las Pesquerías 11 y 12 en número de anzuelos estandarizados. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. Los números de los paneles corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

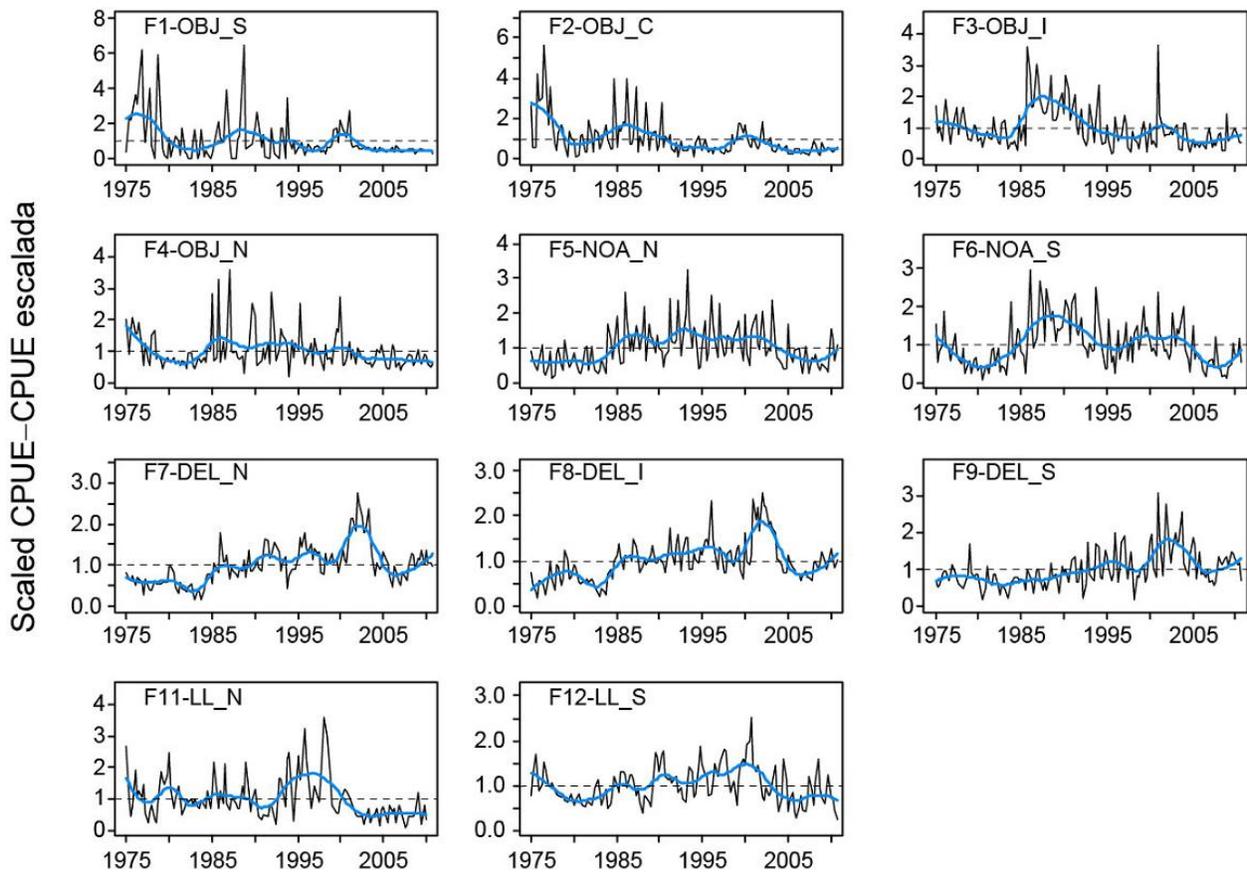


FIGURE 2.5. Quarterly CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-9 are in tons per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are standardized units based on numbers of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different. The thick line is a smoother to illustrate the general CPUE trend.

FIGURA 2.5. CPUE trimestrales de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1 a 9 en toneladas por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en unidades estandarizadas basadas en el número de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. La línea gruesa representa un suavizador para ilustrar la tendencia general de la CPUE.

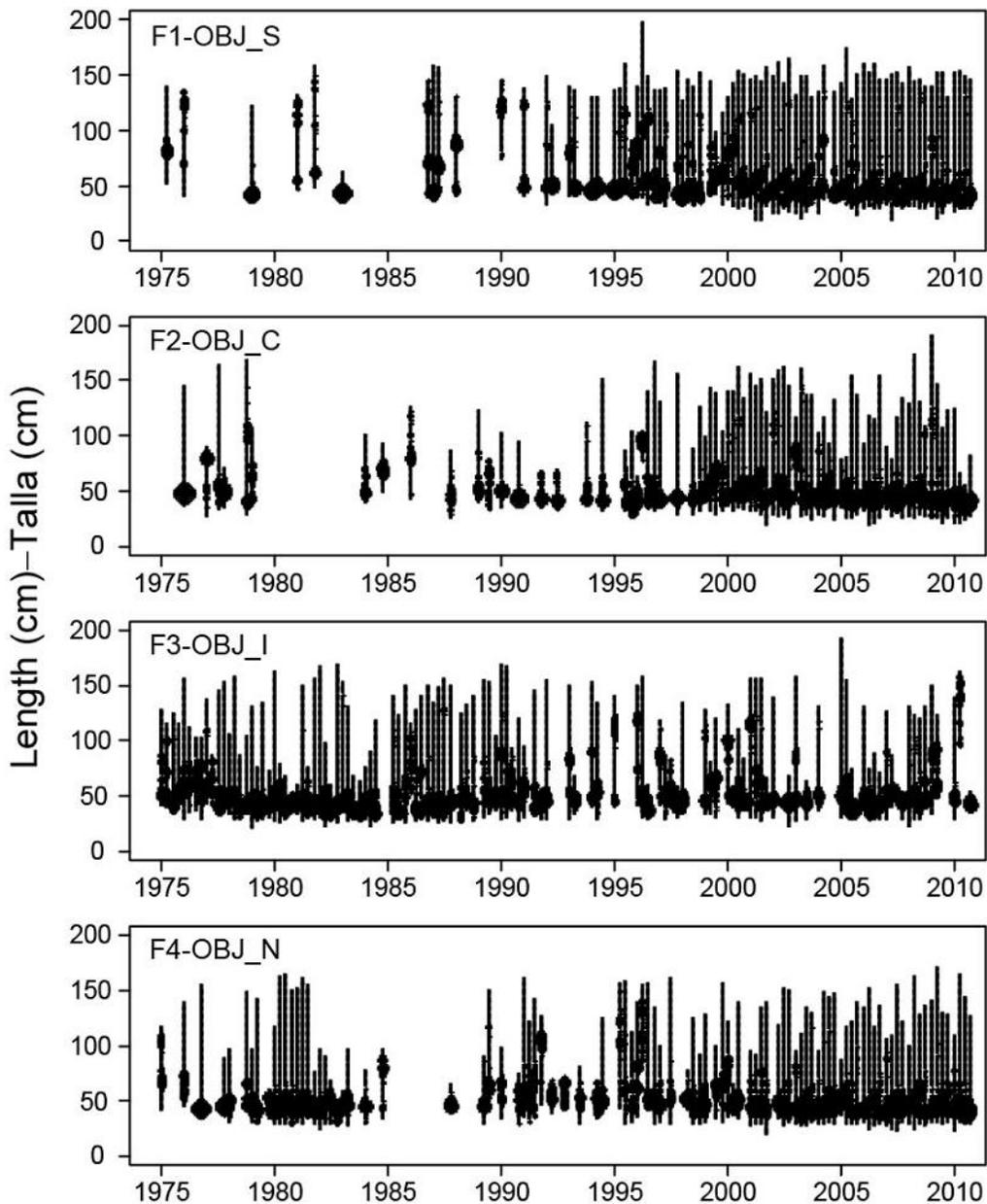


FIGURE 2.6a. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the floating-object fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.
FIGURA 2.6a. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías sobre objetos flotantes, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

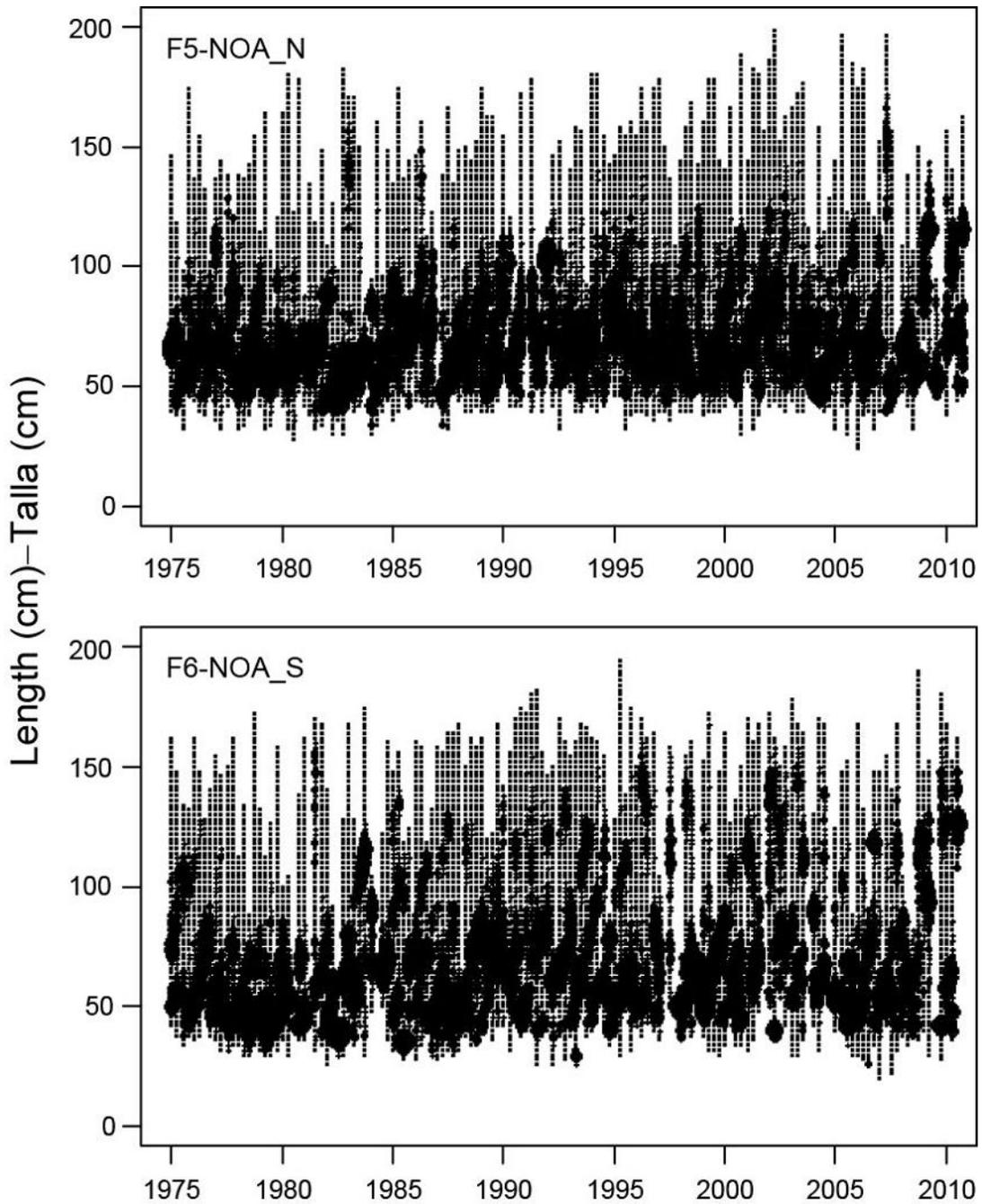


FIGURE 2.6b. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the unassociated fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6b. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías no asociadas, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

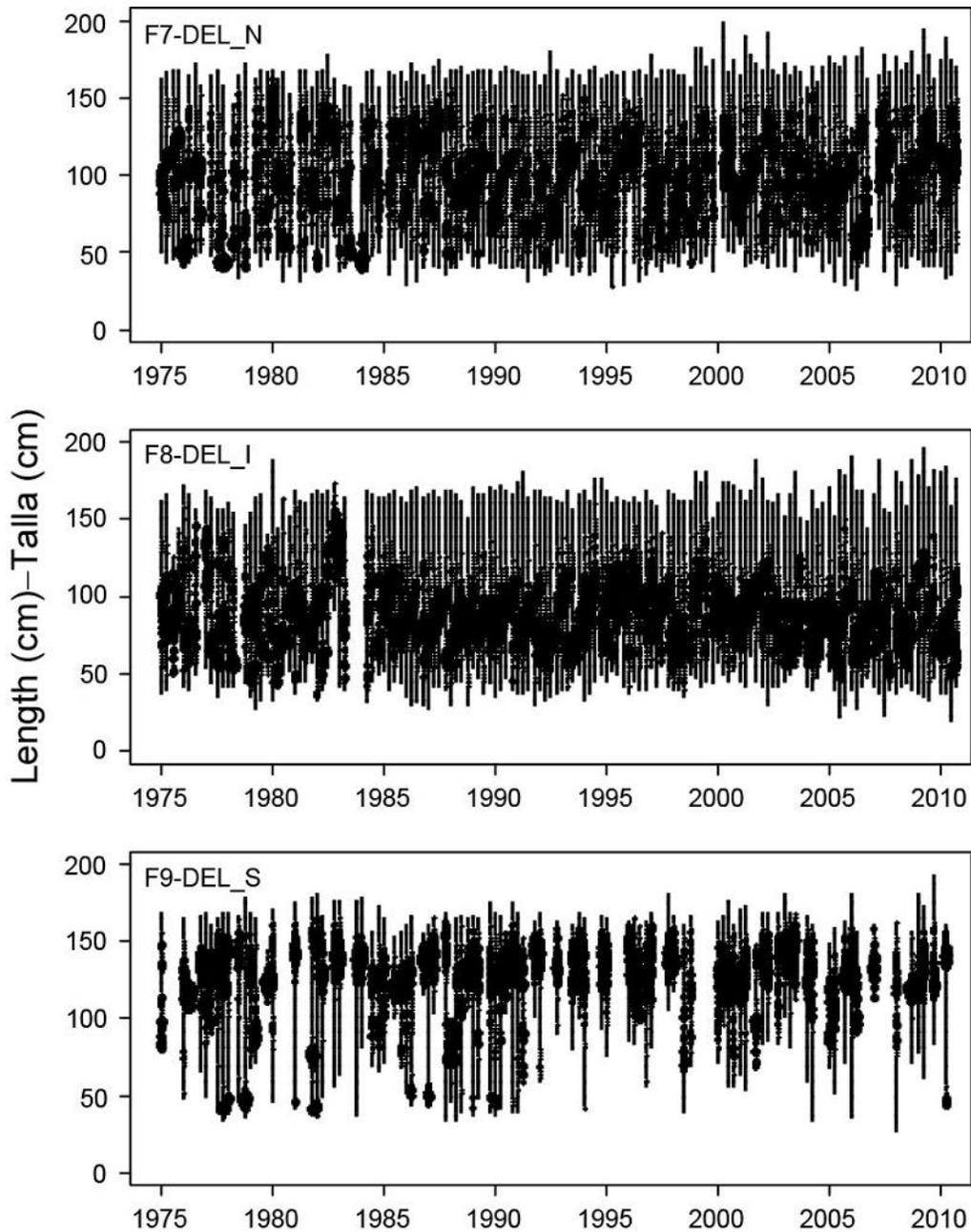


FIGURE 2.6c. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the dolphin-associated purse-seine fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6c. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías de cerco asociadas con delfines, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

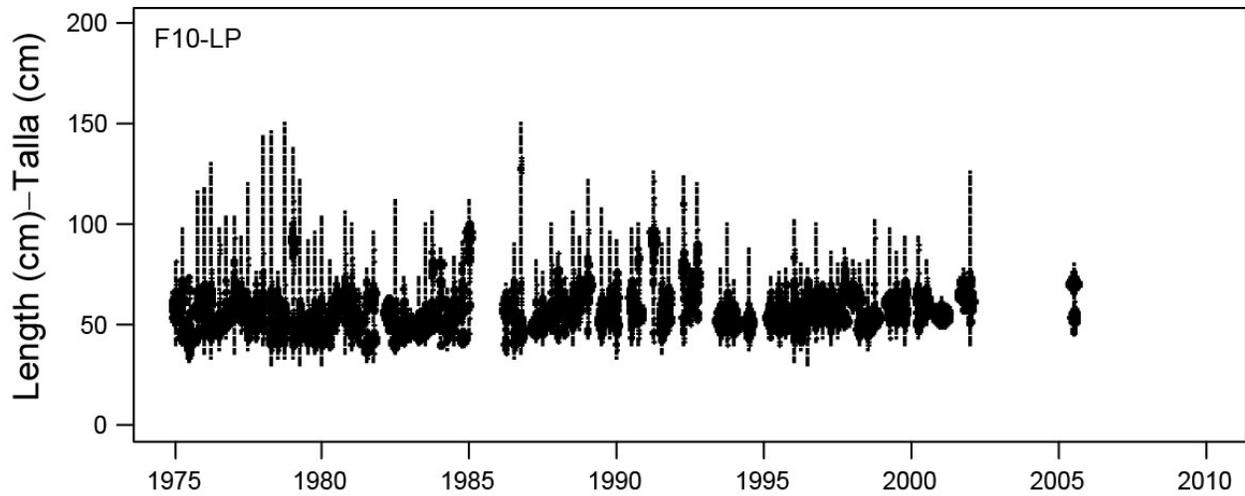


FIGURE 2.6d. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the pole-and-line fishery, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6d. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por la pesquería cañera, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

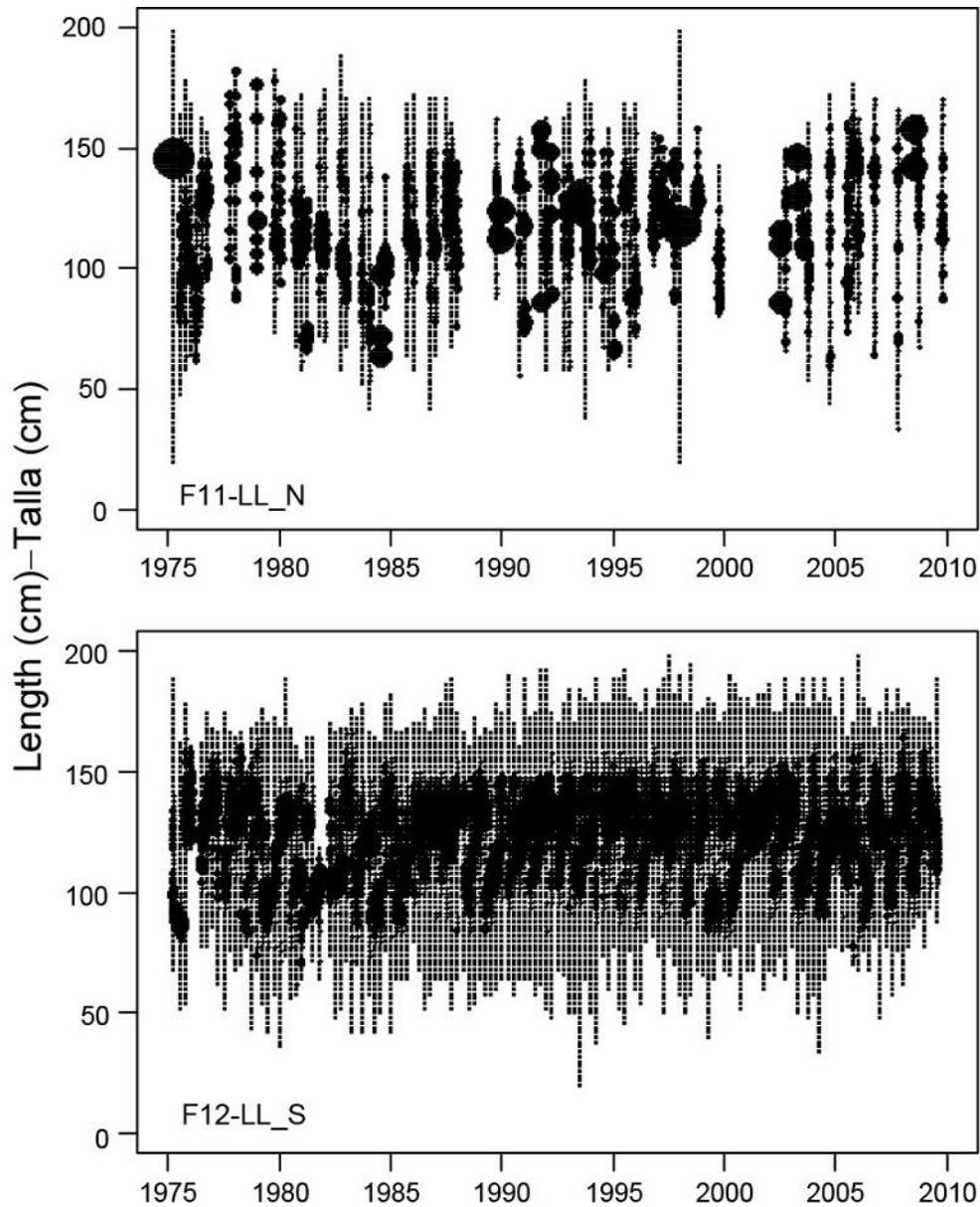


FIGURE 2.6e. Observed length compositions of the catches of yellowfin tuna taken by the longline fisheries, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6e. Composición por talla observada de las capturas de atún aleta amarilla por las pesquerías de palangre, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a las capturas.

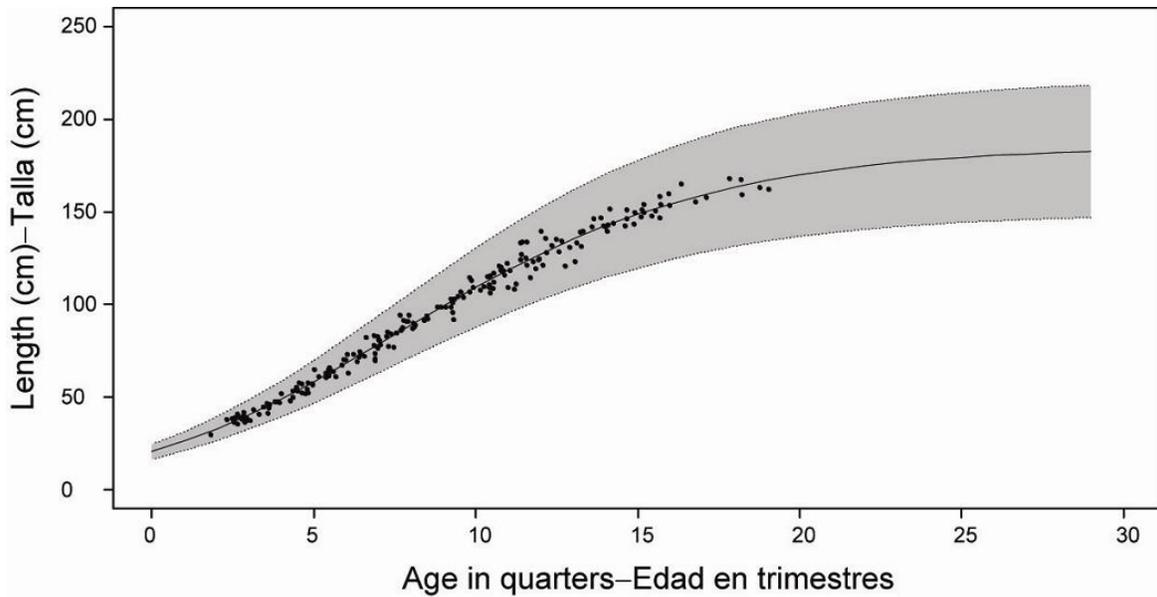


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. The points represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the assumed variation in length at age (± 2 standard deviations).

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento estimada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Los puntos representan los datos de talla por edad de otolitos (Wild 1986). La región sombreada representa la variación supuesta de la talla por edad (± 2 desviaciones estándar).

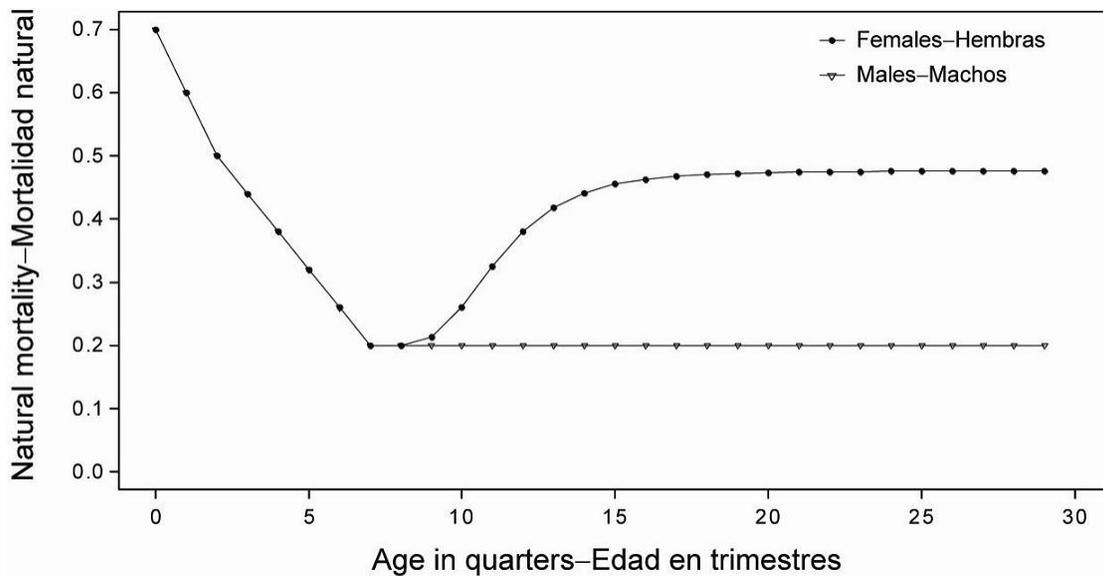


FIGURE 3.2. Rates of natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.2.

FIGURA 3.2. Tasas de mortalidad natural (M), por intervalo trimestral, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.2 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.



FIGURE 3.3. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.3. Curva de fecundidad relativa por edad (de Schaefer 1998) usada para estimar el índice de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO.

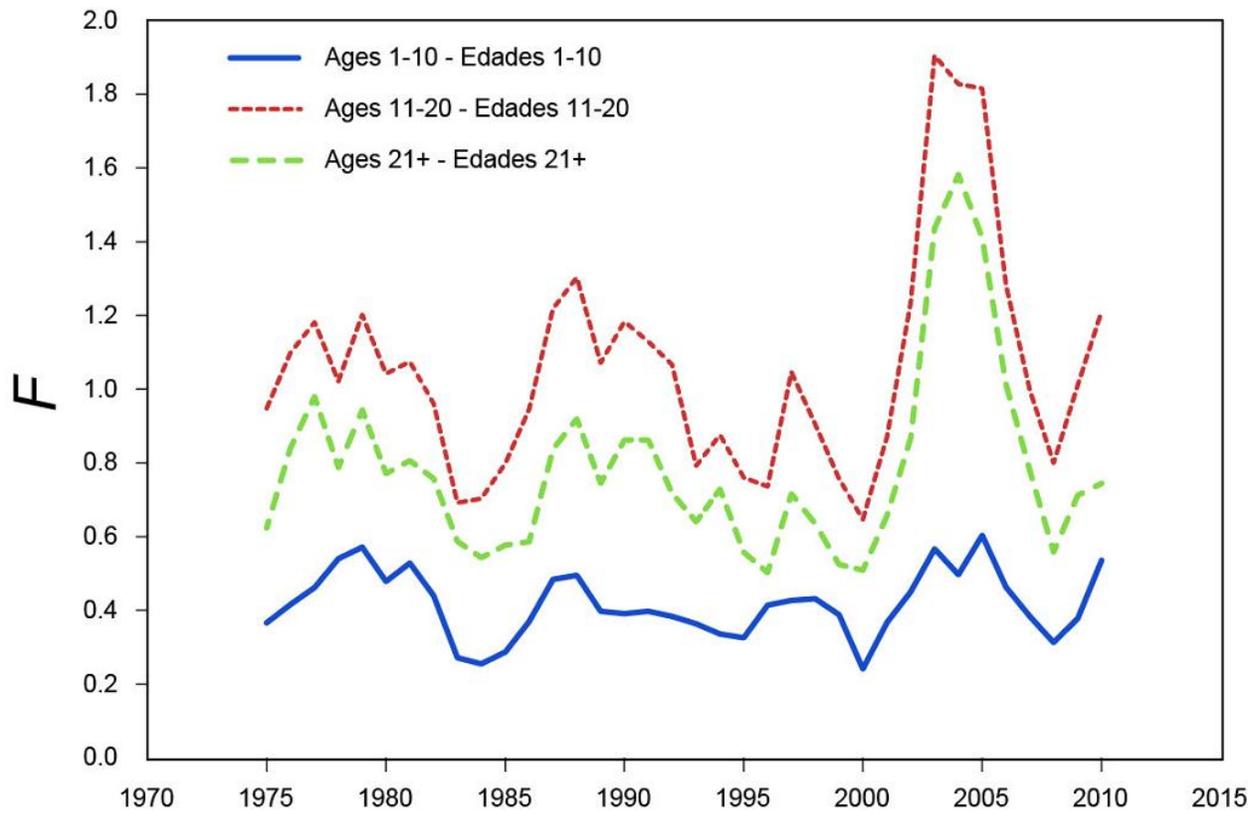


FIGURE 4.1. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca (F) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.

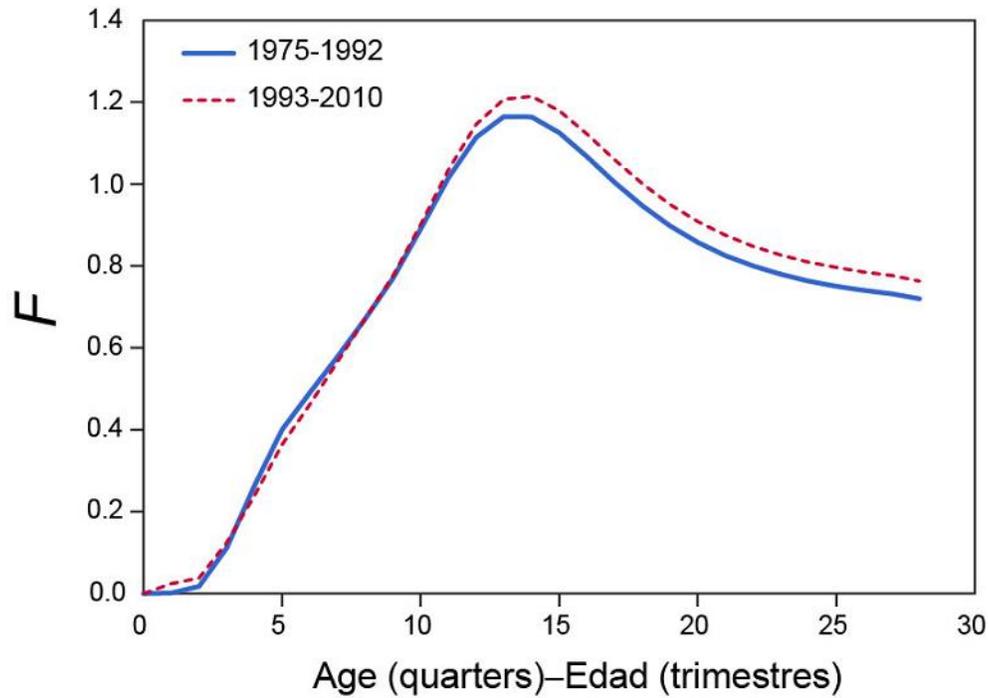


FIGURE 4.2a. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for two periods, before and after the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.2a. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para dos períodos, antes y después del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.

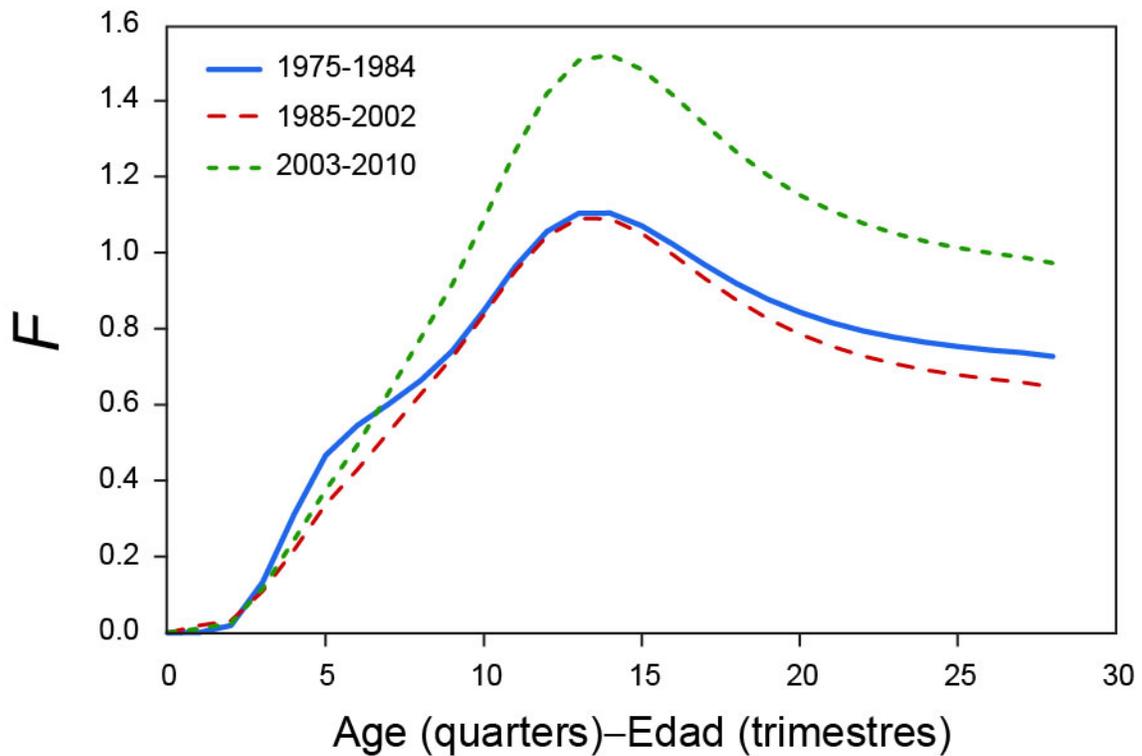


FIGURE 4.2b. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for three periods corresponding to possible productivity regimes.

FIGURA 4.2b. Mortalidad por pesca (F) anual media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para tres períodos correspondientes a posibles regímenes de productividad.

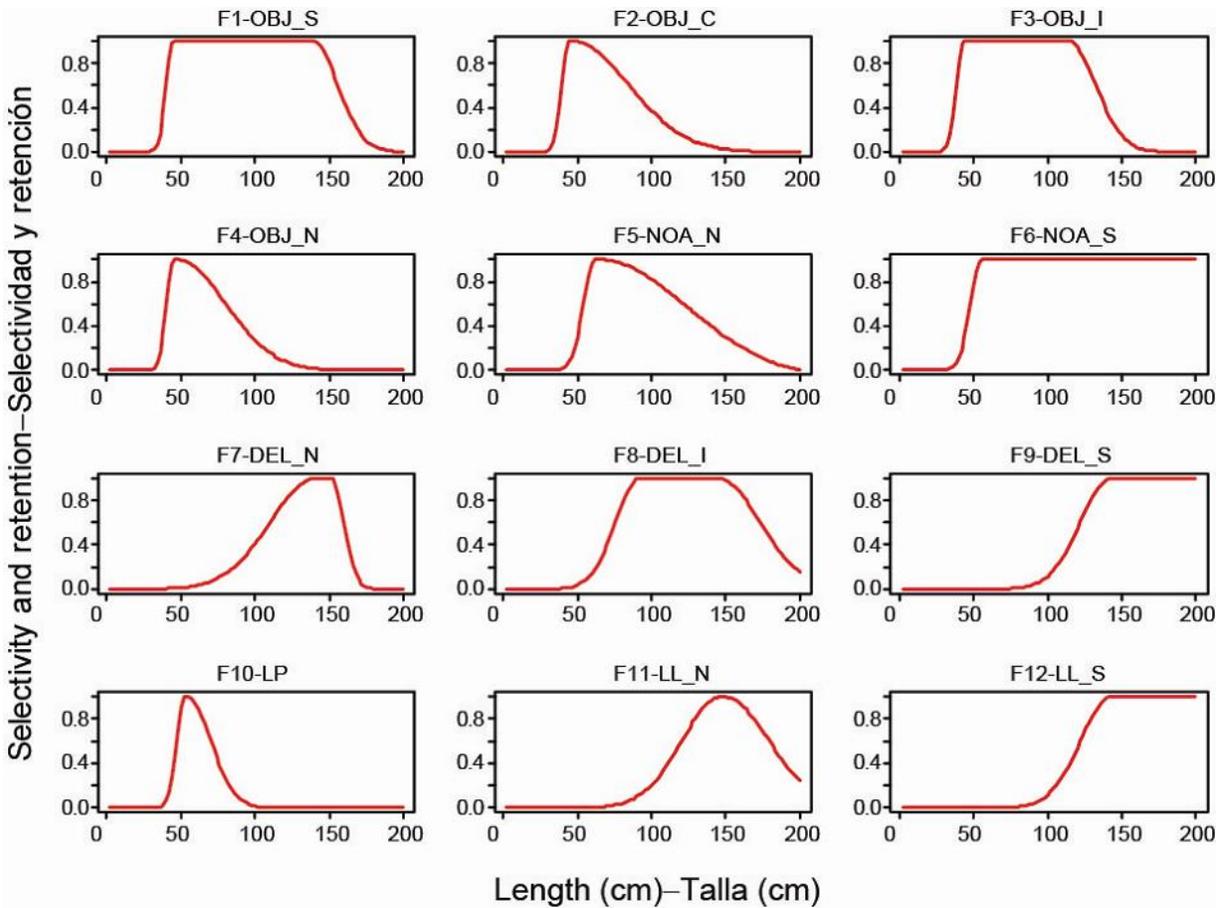


FIGURE 4.3. Selectivity curves for 12 of the 16 fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO. The selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16) are fixed at assumed values.

FIGURA 4.3. Curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se fijan las curvas de selectividad de las pesquerías de descartes (Pesquerías 13-16) en valores supuestos.

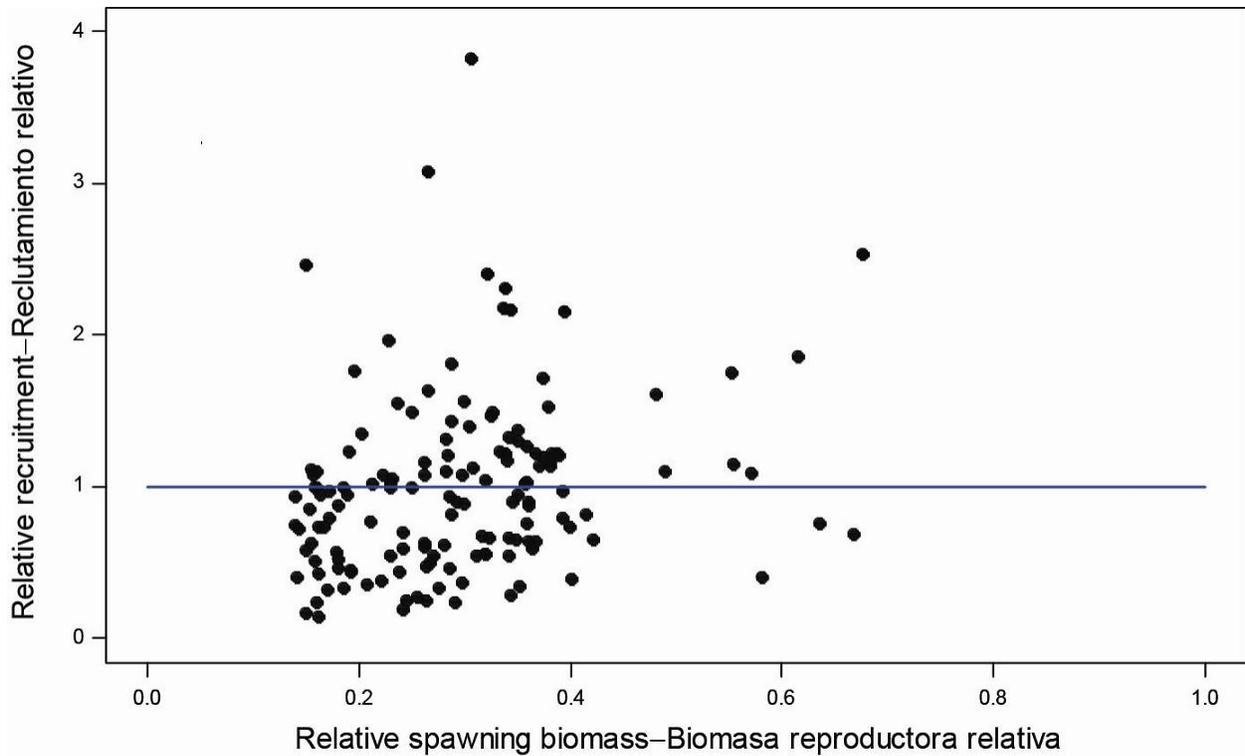


FIGURE 4.4. Estimated relationship between recruitment and spawning biomass of yellowfin tuna. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.4. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún aleta amarilla. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.

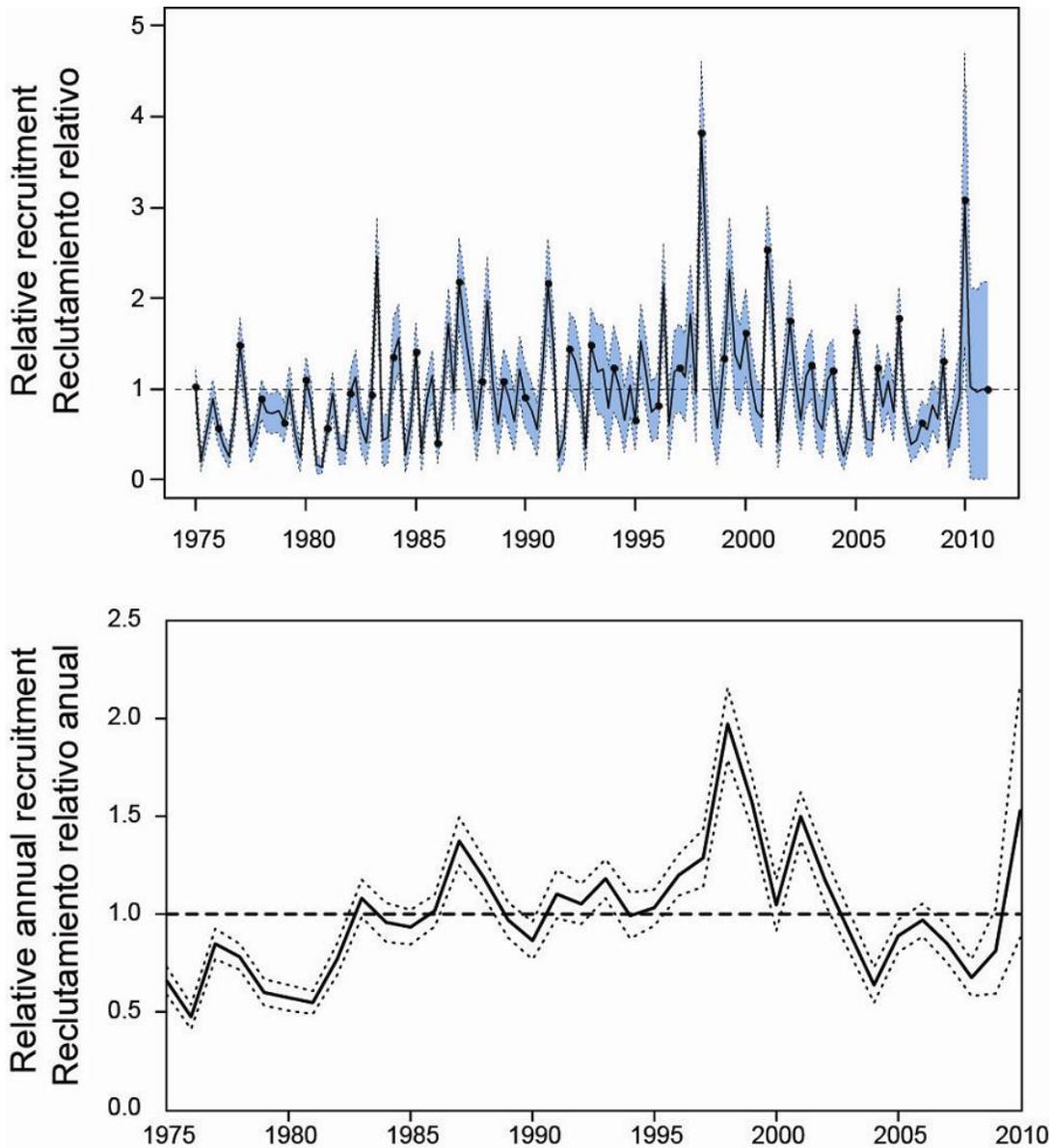


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year in the quarterly recruitment figure a).

FIGURA 4.5. Reclutamiento (a) trimestral y (b) anual estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

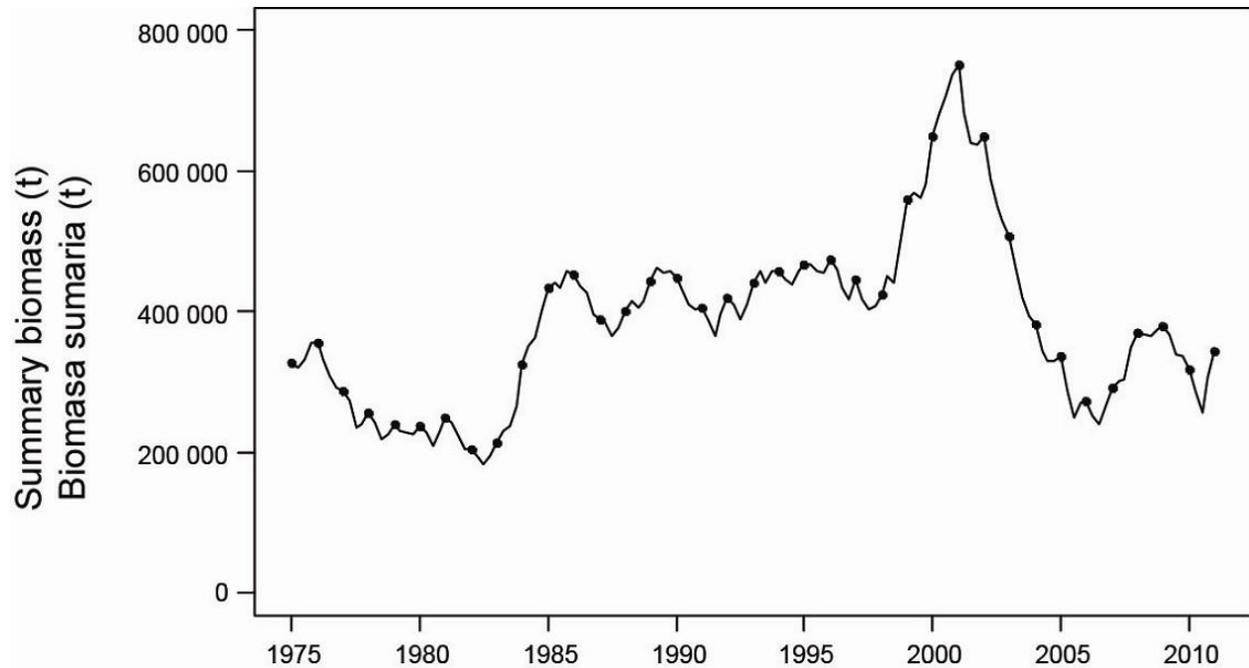


FIGURE 4.6. Estimated biomass of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO. The line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.6. Biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO. La línea ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

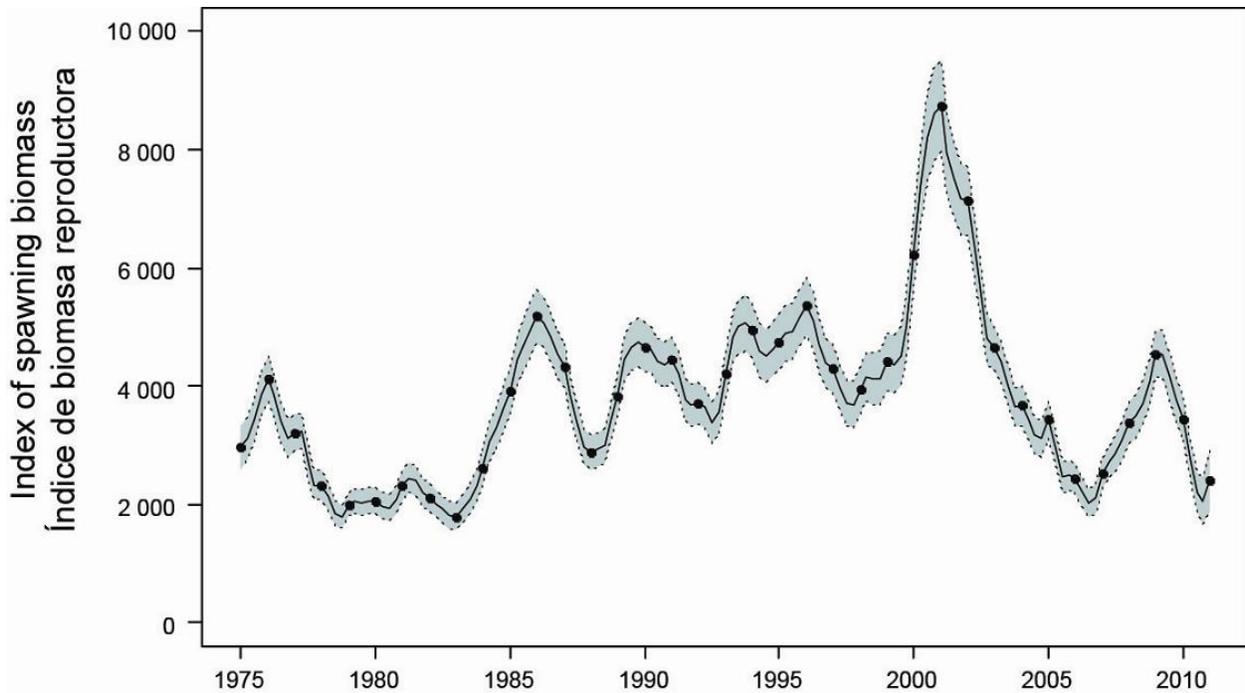


FIGURE 4.7. Estimated index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.7. Índice estimado de la biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

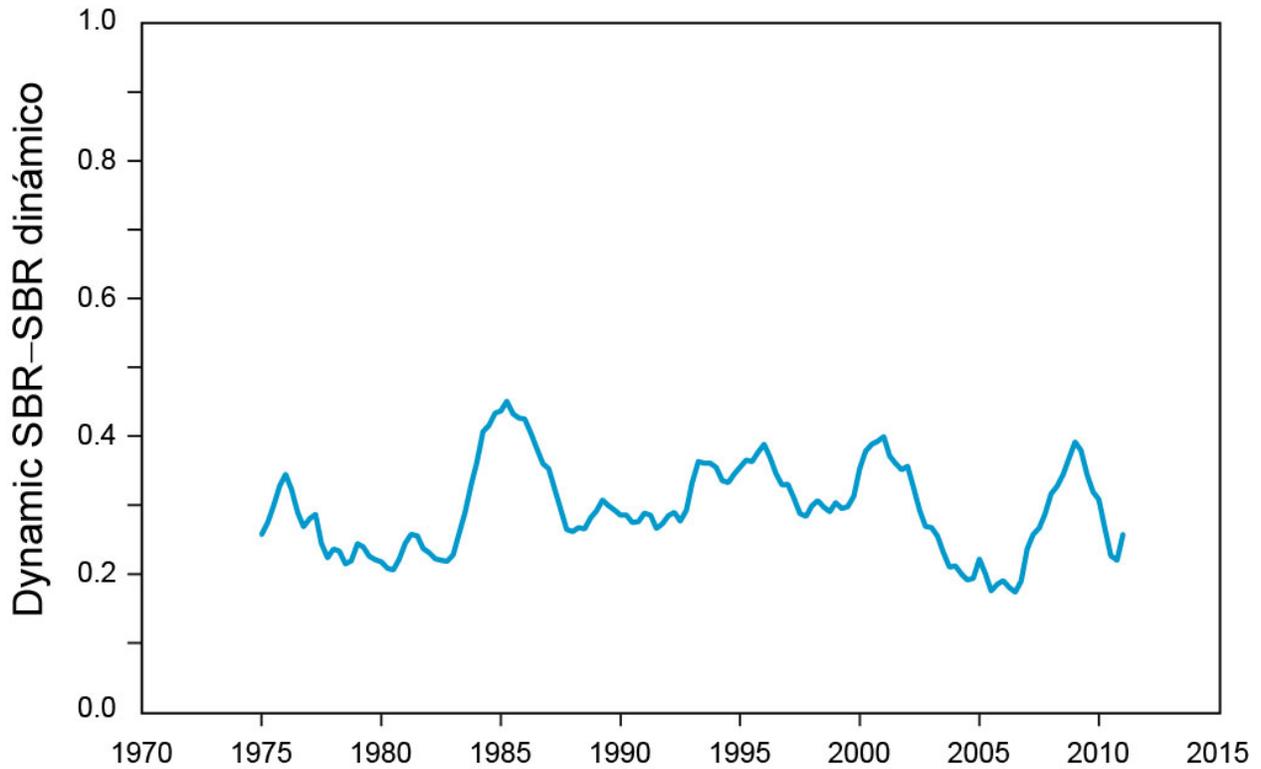


FIGURE 4.8a. Spawning biomass as a ratio of the trajectory of spawning biomass simulated from a population of yellowfin tuna that was never exploited. Dynamic SBR is the spawning biomass as a ratio of the unfished spawning biomass calculated by modeling the population over time in the absence of fishing.

FIGURA 4.8a. Biomasa reproductora como cociente de la trayectoria de la biomasa reproductora simulada de una población de atún aleta amarilla que nunca fue explotada. El SBR dinámico es la biomasa reproductora como cociente de la biomasa reproductora no explotada calculada mediante el modelado de la población a lo largo del tiempo en la ausencia de pesca.

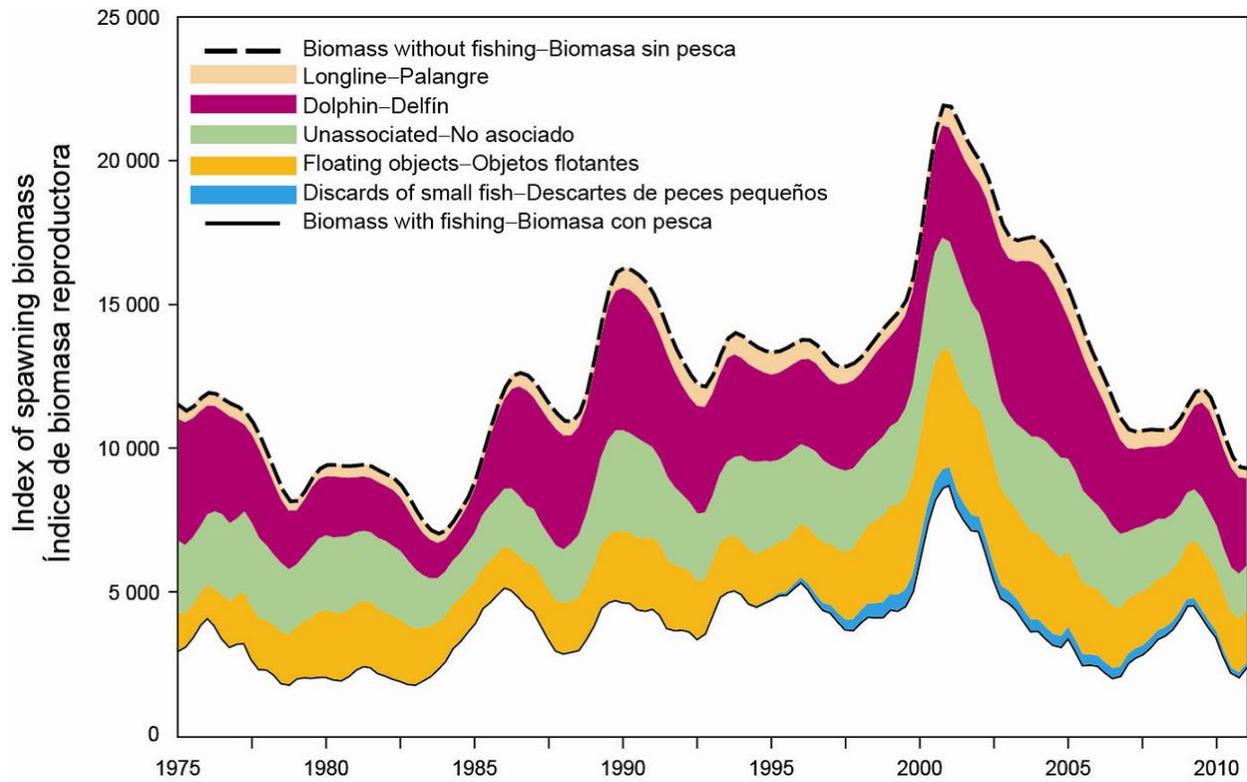


FIGURE 4.8b. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4.8b. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca.

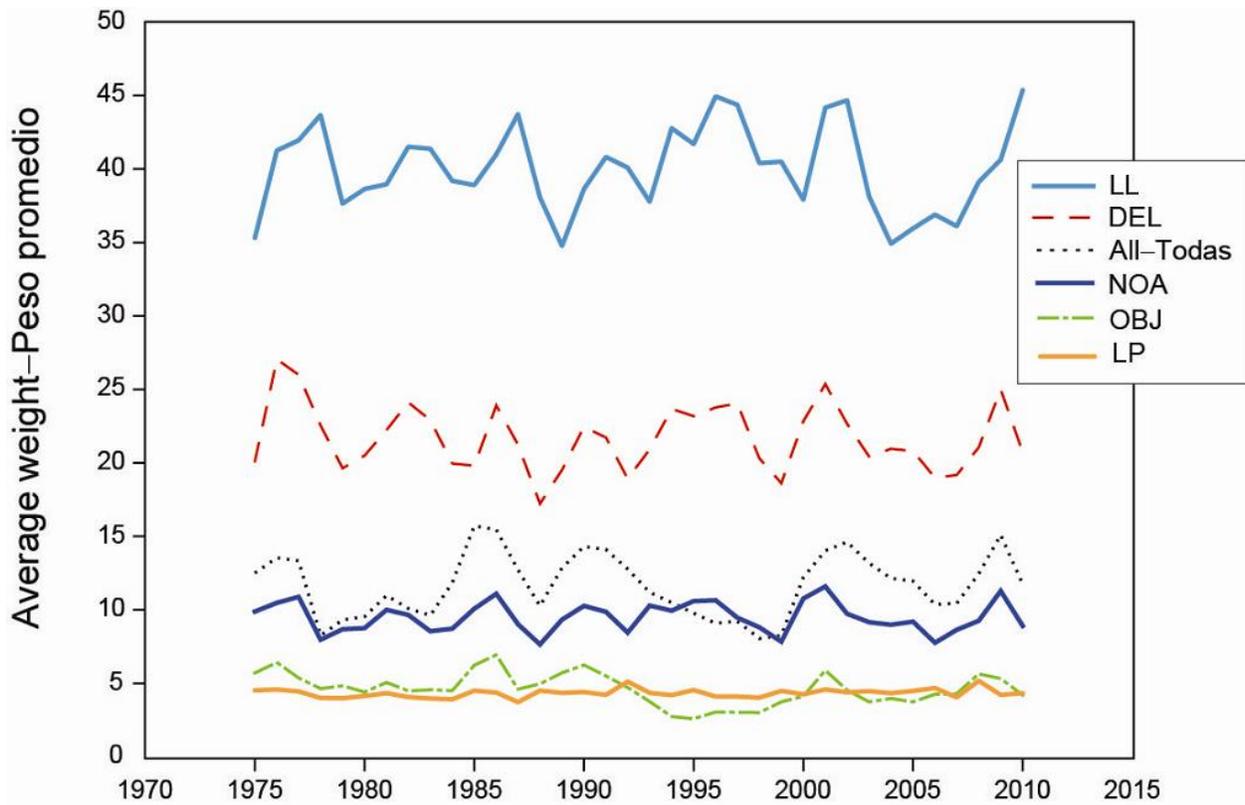


FIGURE 4.9. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO (OBJ = purse-seine sets on floating objects; NOA = purse-seine sets on unassociated schools; DEL = purse-seine sets on schools associated with dolphins; LL = longline; All = all fisheries combined).

FIGURA 4.9. Peso promedio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. (OBJ = lances cerqueros sobre objetos flotantes; NOA = lances cerqueros sobre atunes no asociados; DEL = lances cerqueros sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre; Todas = todas las pesquerías combinadas).

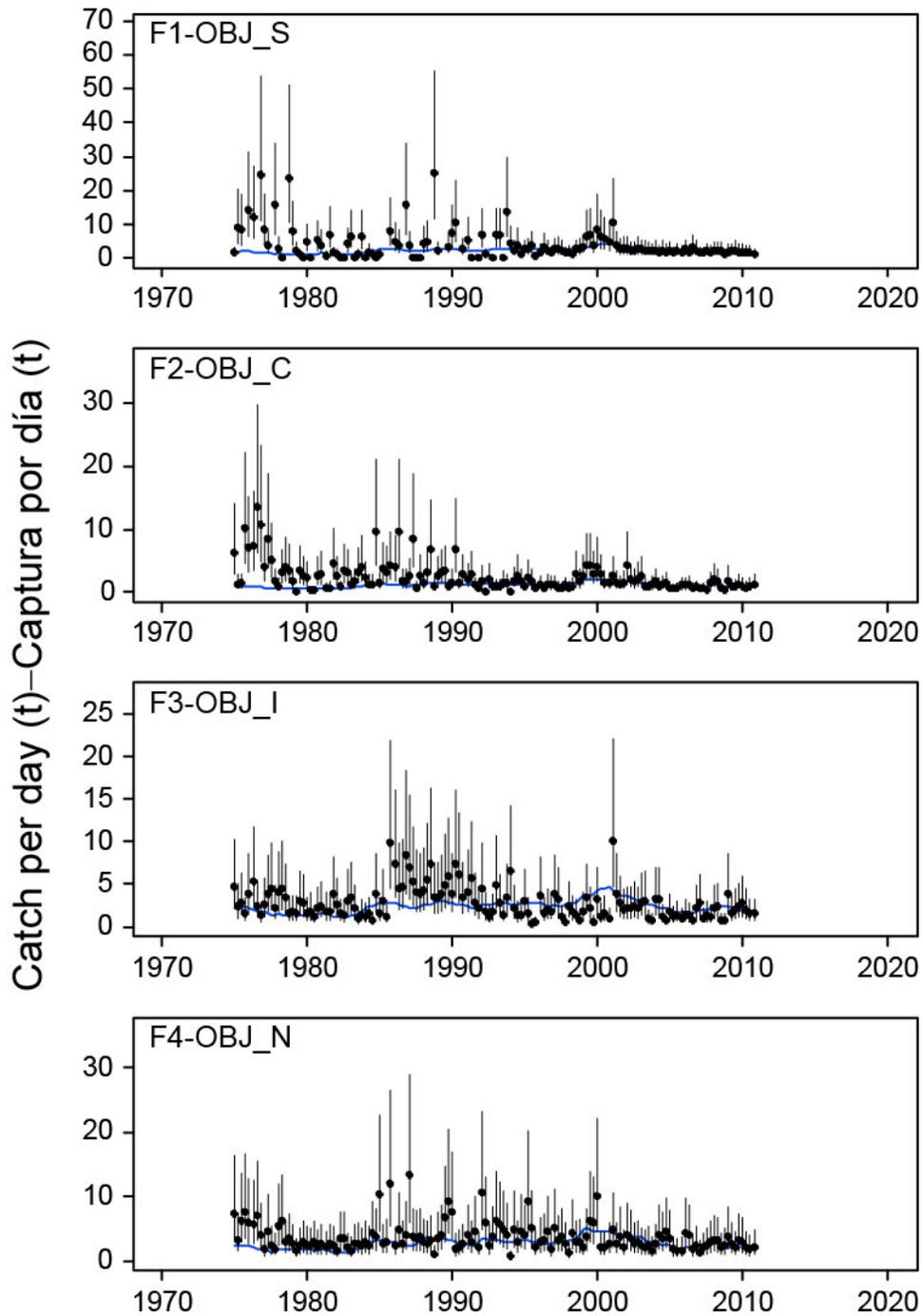


FIGURE 4.10a. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the floating-object fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10a. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías sobre objetos flotantes. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

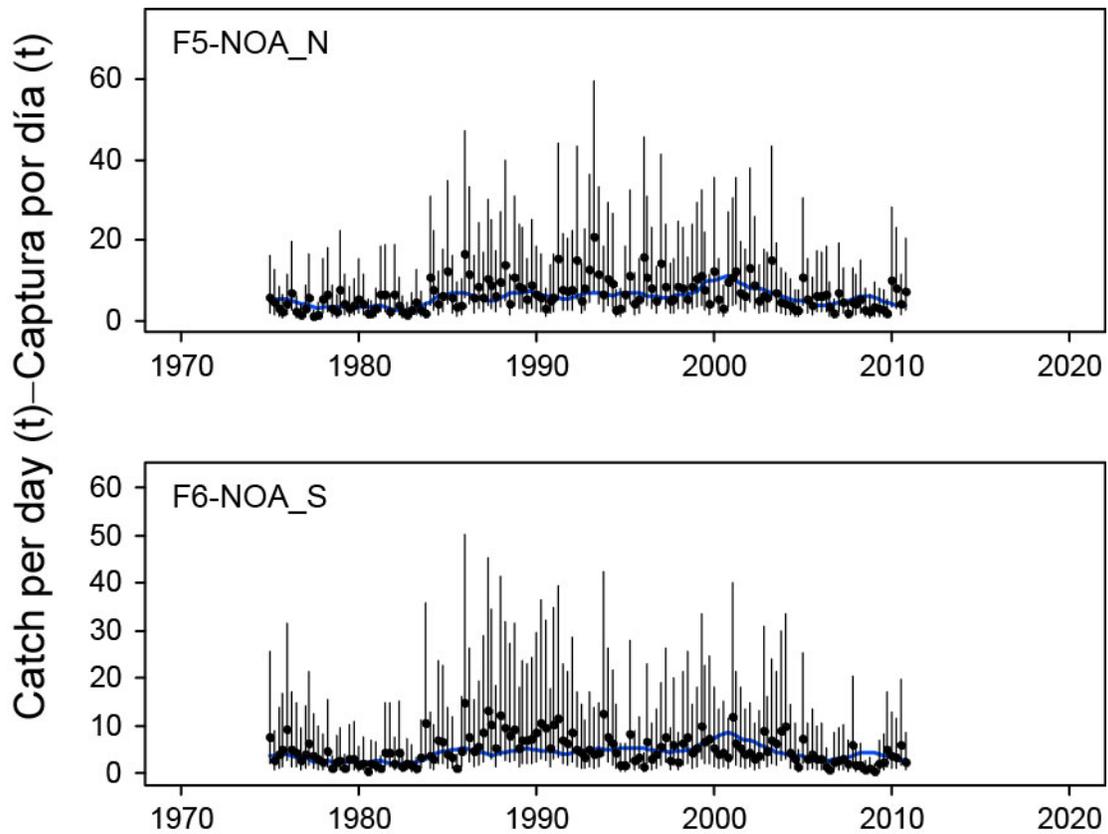


FIGURE 4.10b. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the unassociated fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10b. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías no asociadas. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

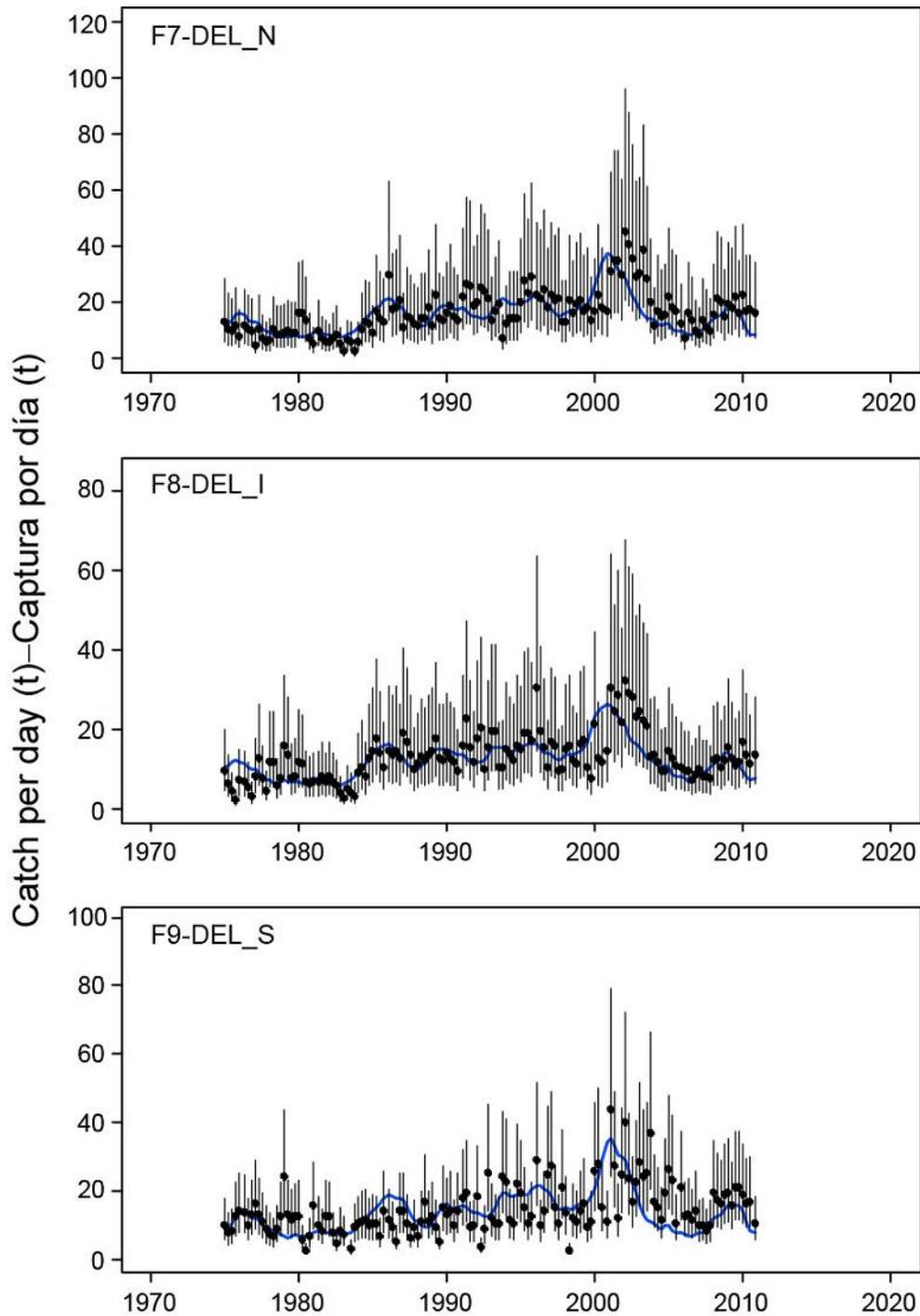


FIGURE 4.10c. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the dolphin fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10c. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías sobre delfines. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

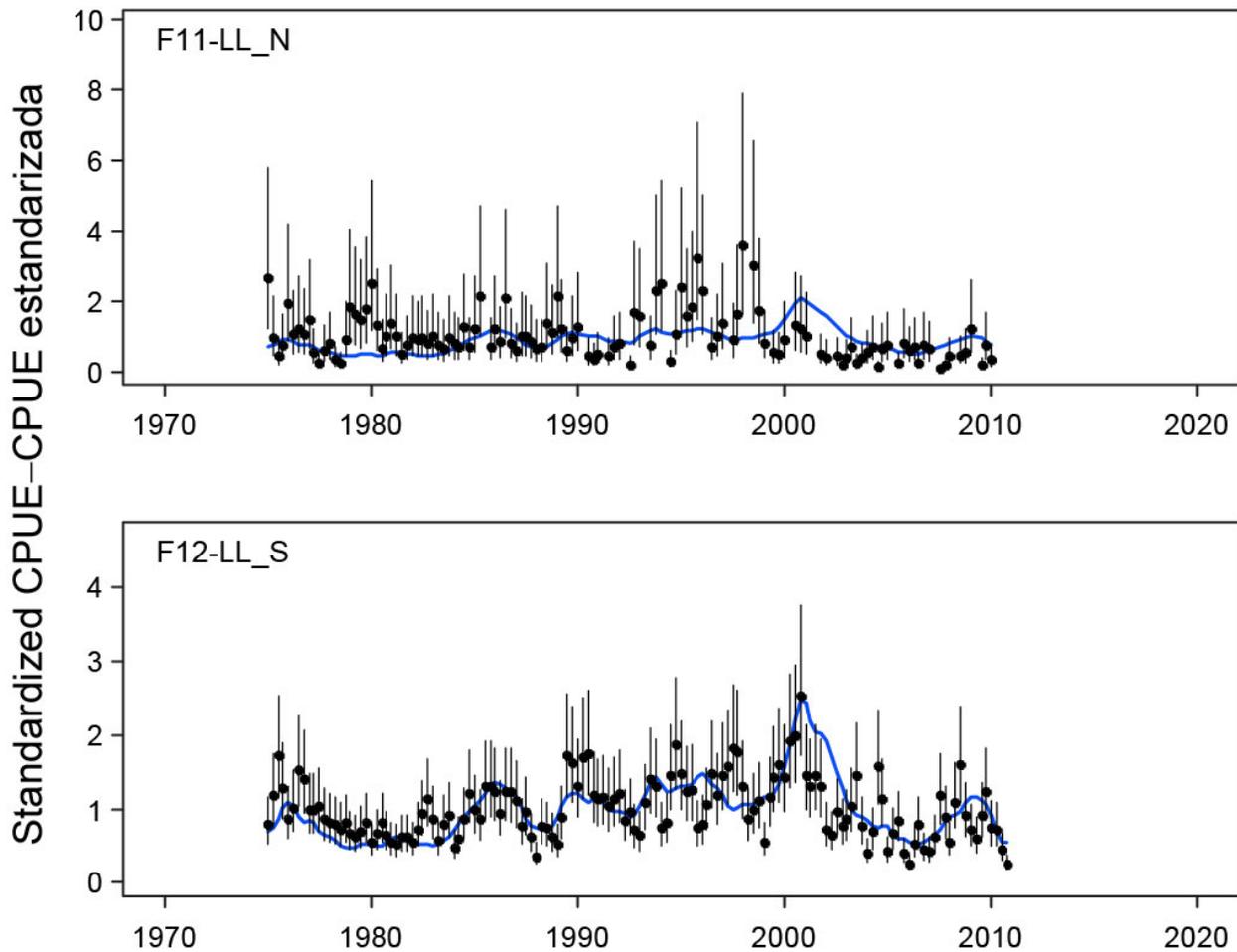


FIGURE 4.10d. Model fits to the CPUE based indices of abundance for the longline fisheries. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA 4.10d. Ajustes a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías de palangre. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

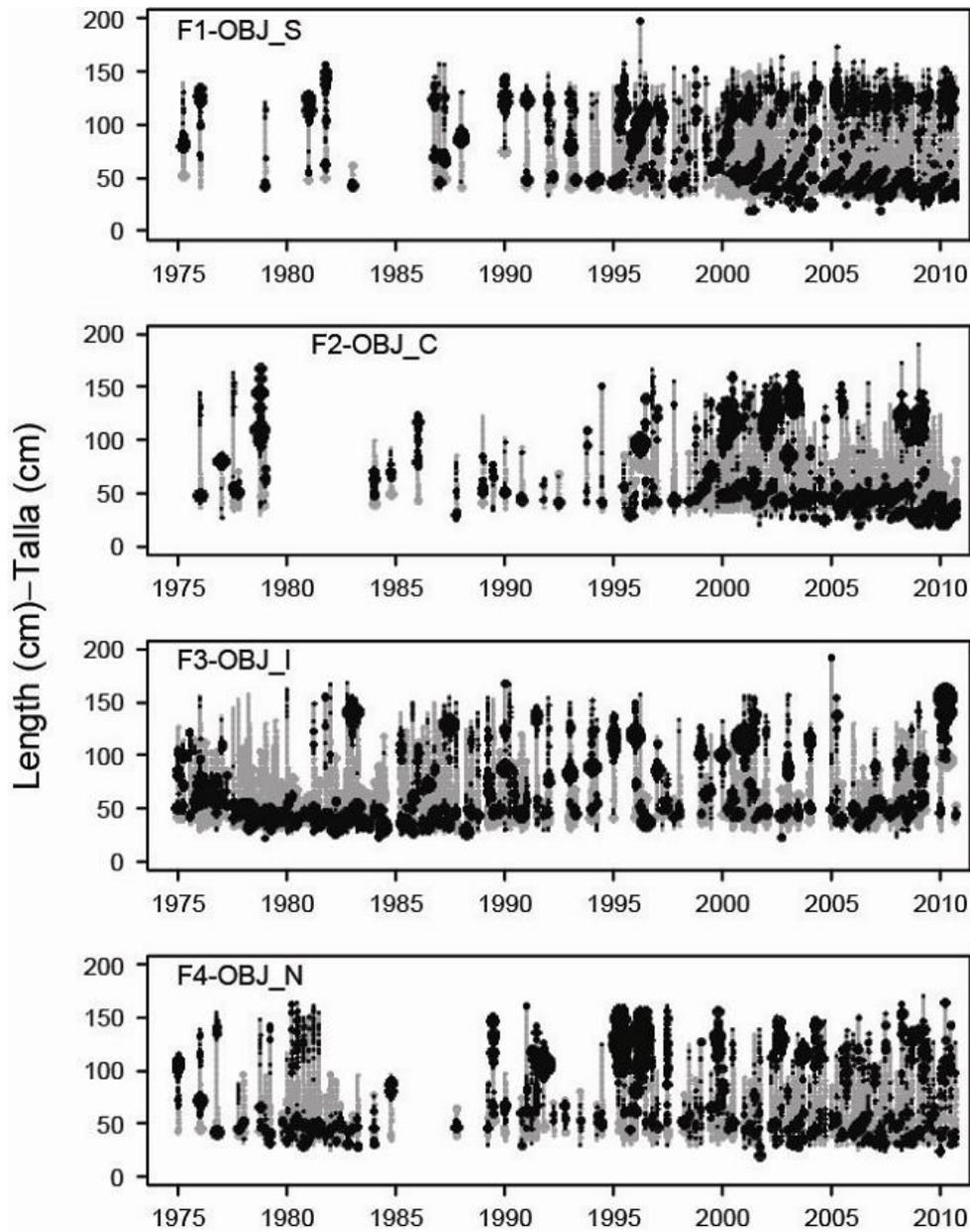


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the floating-object fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

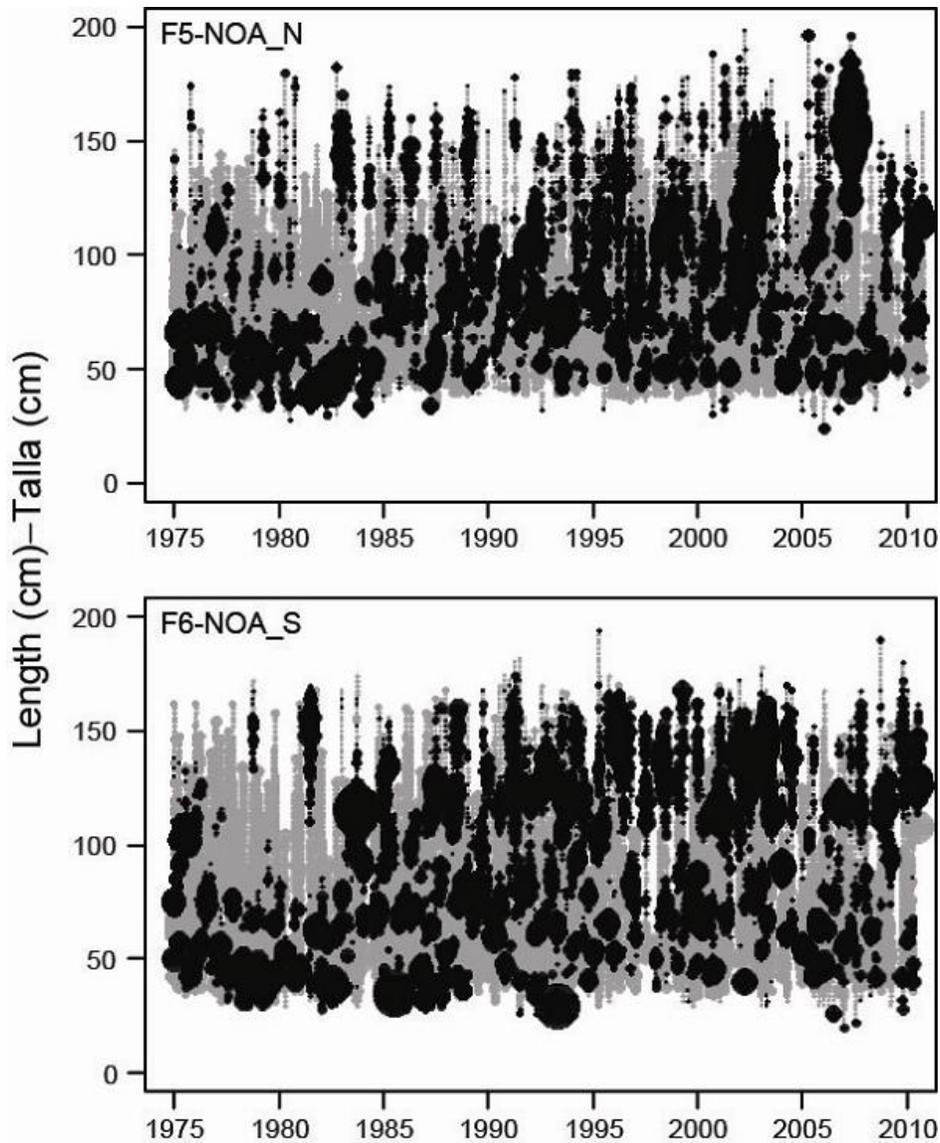


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the unassociated fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías no asociadas. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

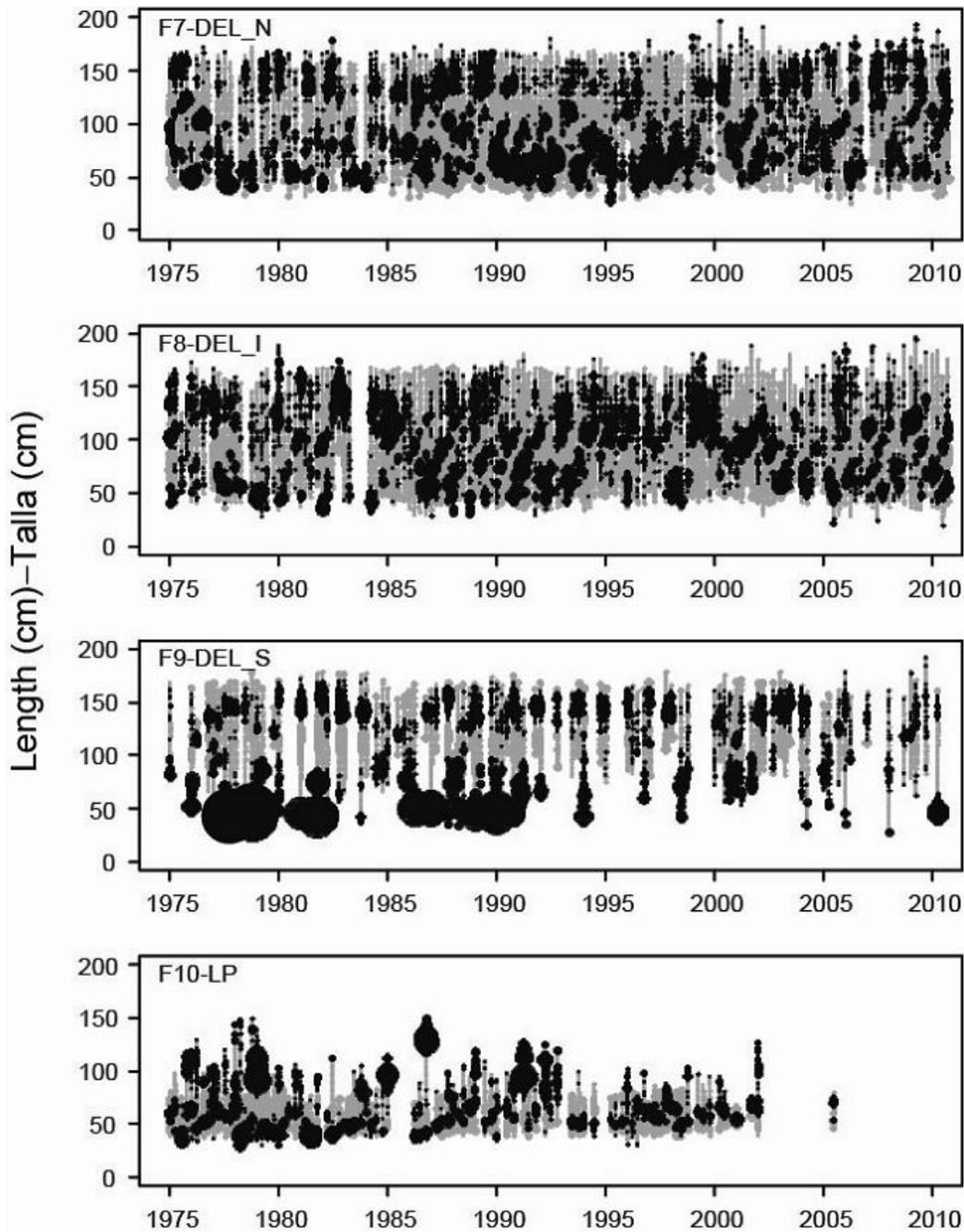


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the dolphin-associated purse-seine fisheries and the pole-and-line fishery. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías asociadas con delfines y la pesquería de caña. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

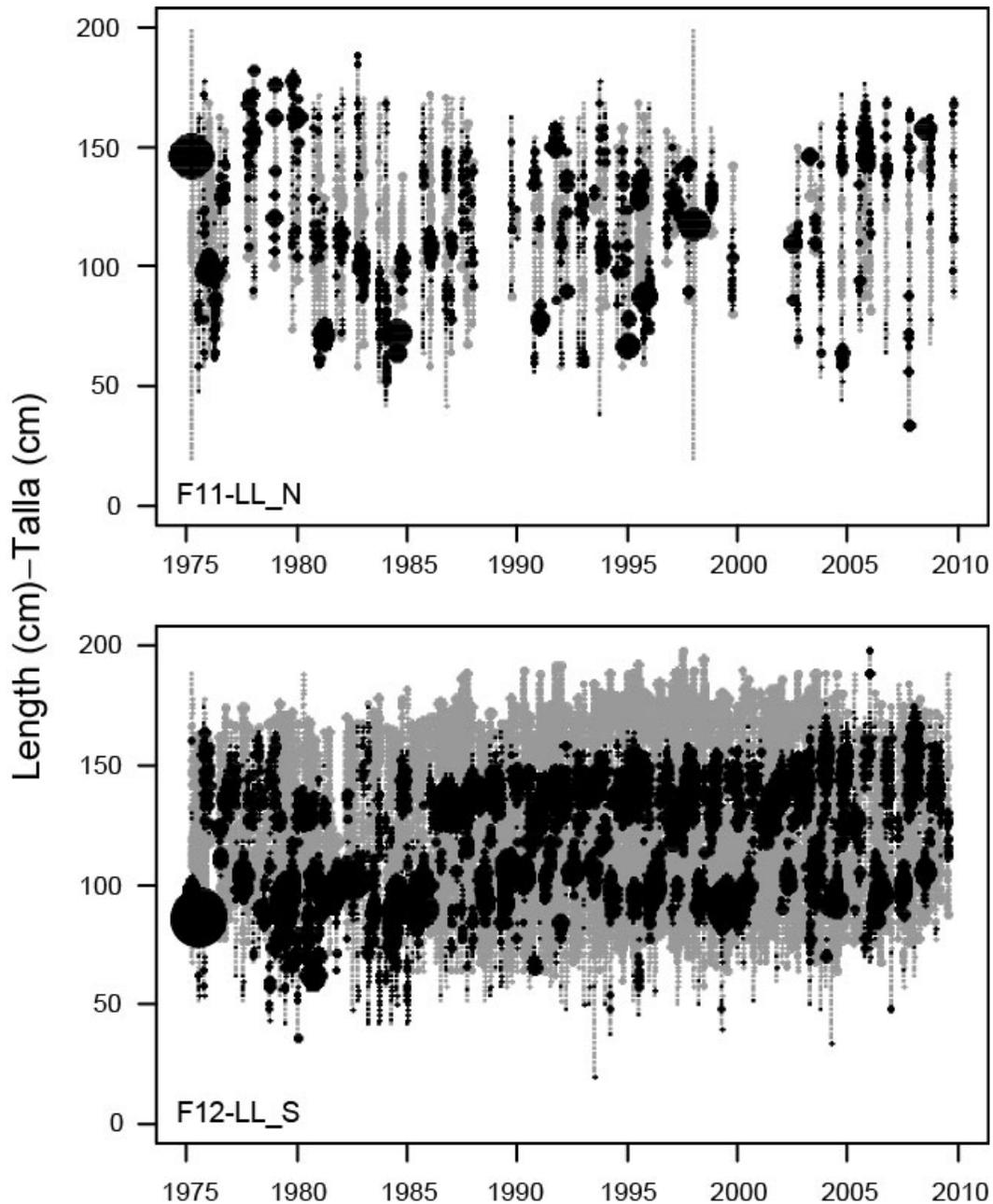


FIGURE 4.11d. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for the longline fisheries. The black and grey circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11d. Gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre. Los círculos negros y grises representan observaciones que son mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de los residuales.

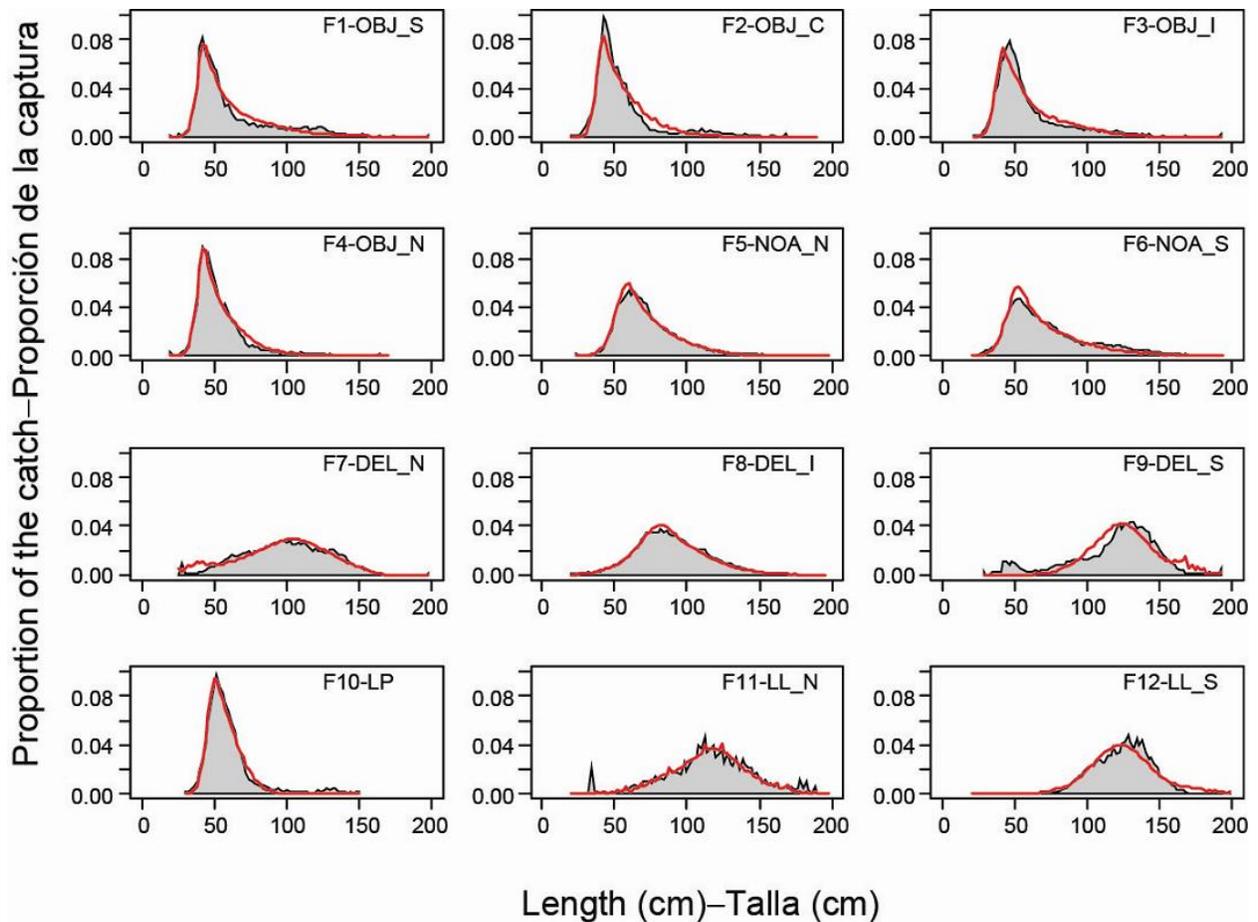


FIGURE 4.11e. Average observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.11e. Composición por talla media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO.

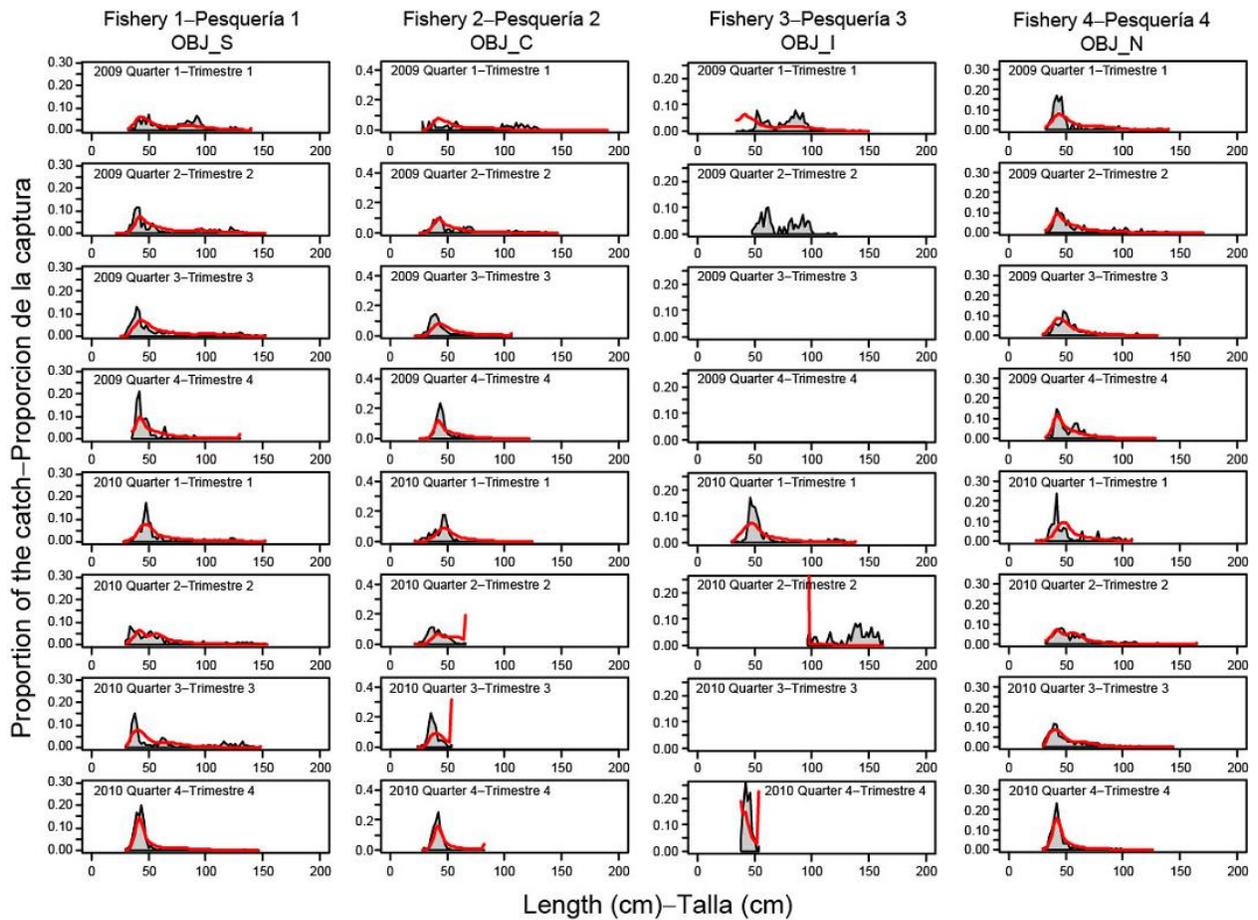


FIGURE 4.11f. Observed (shaded area) and predicted (curvas) length compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

FIGURA 4.11f. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).

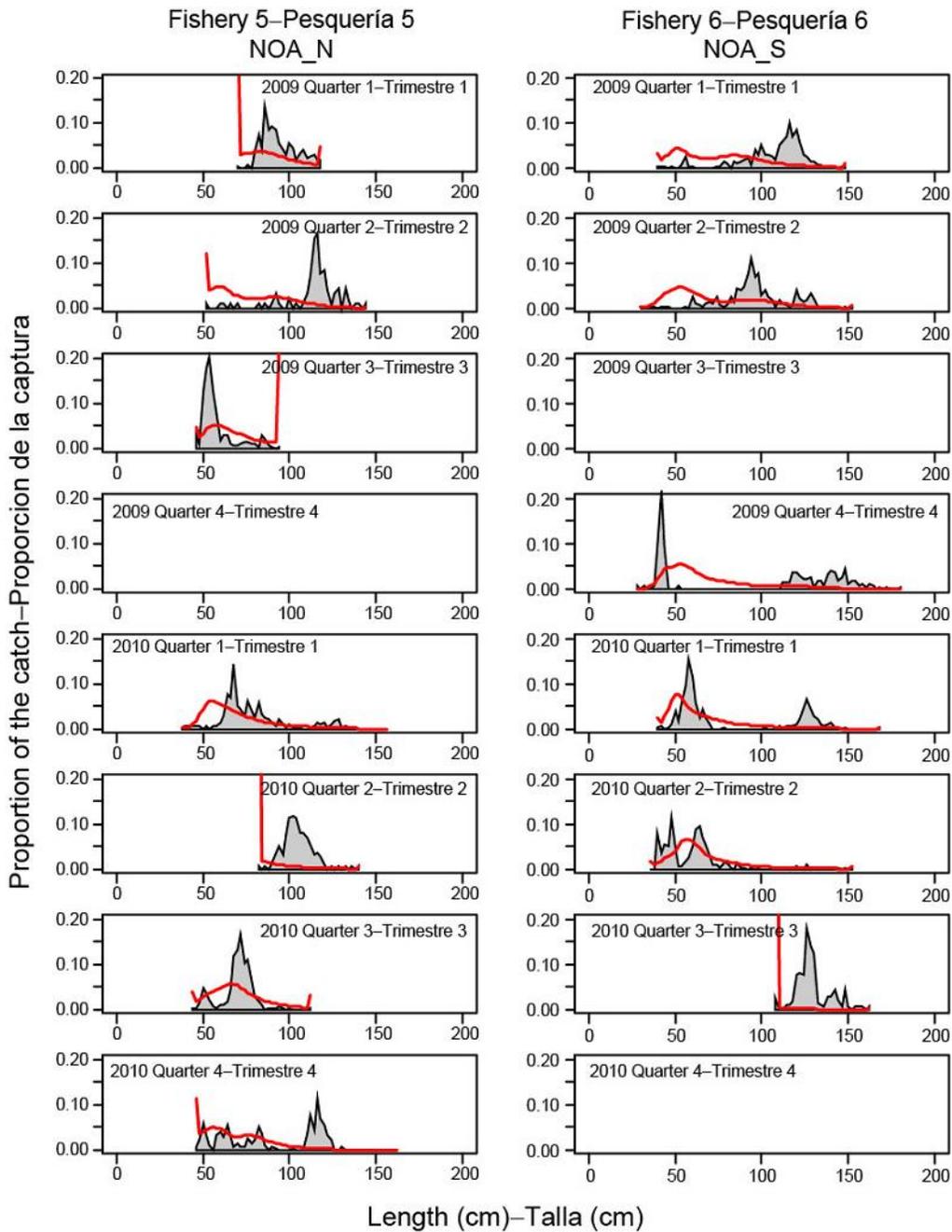


FIGURE 4.11g. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

FIGURA 4.11g. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6).

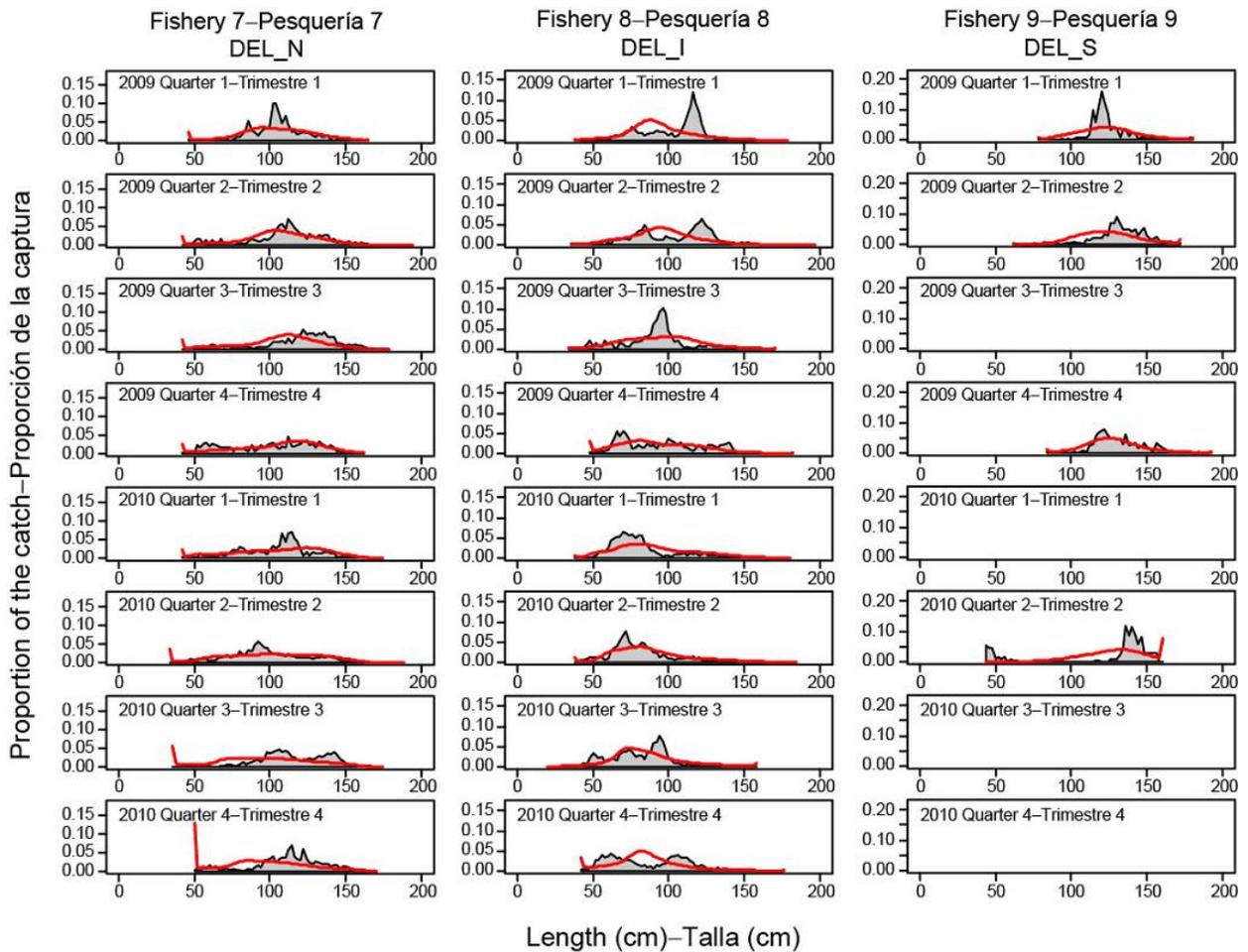


FIGURE 4.11h. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

FIGURA 4.11h. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).

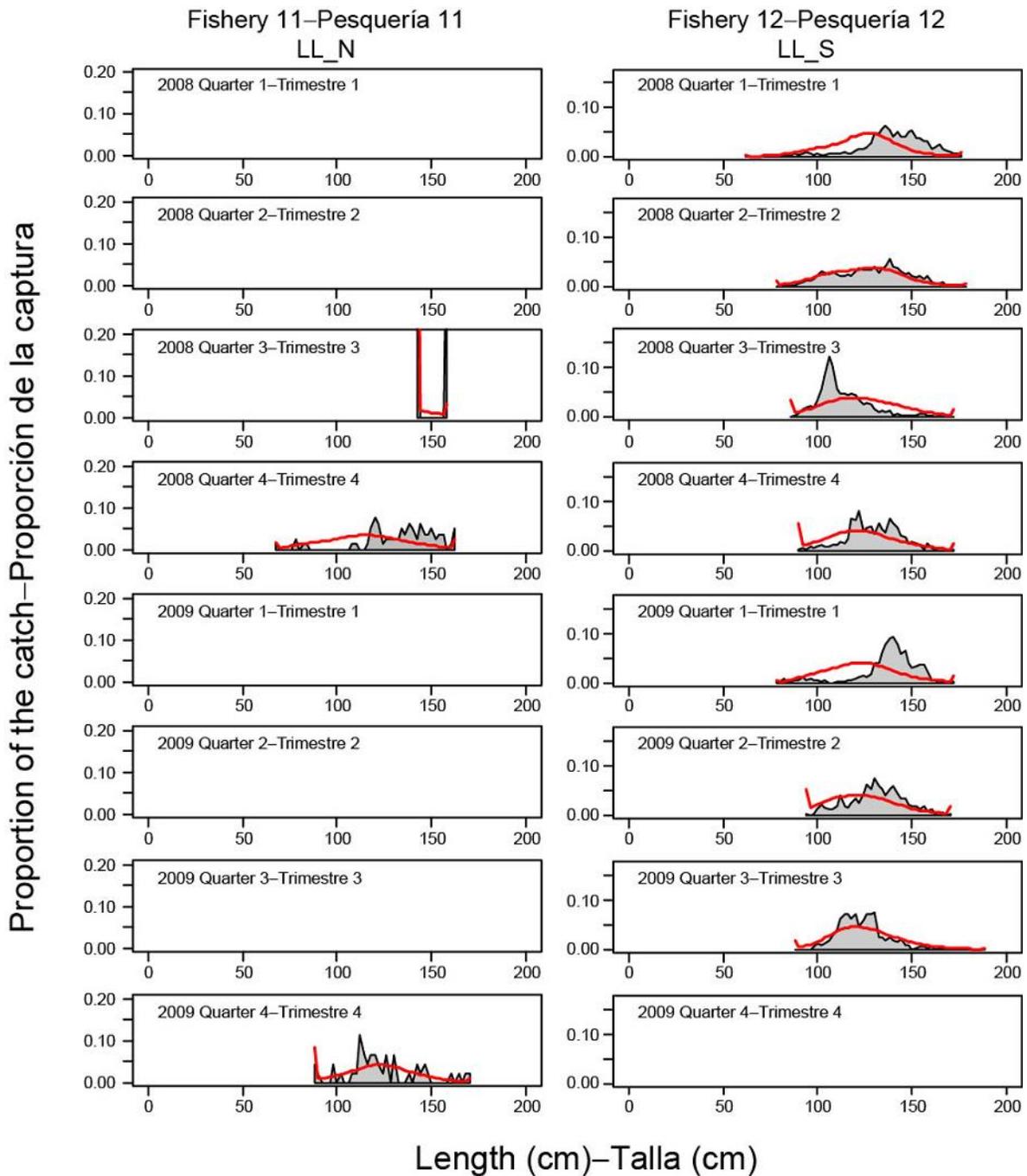


FIGURE 4.11i. Observed (shaded area) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the southern longline fishery (Fishery 12). There are no recent size composition data for the northern longline fishery.

FIGURA 4.11i. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por la pesquería de palangre del sur (Pesquería 12). No se cuenta con datos recientes de composición por talla de la pesquería de palangre del norte.

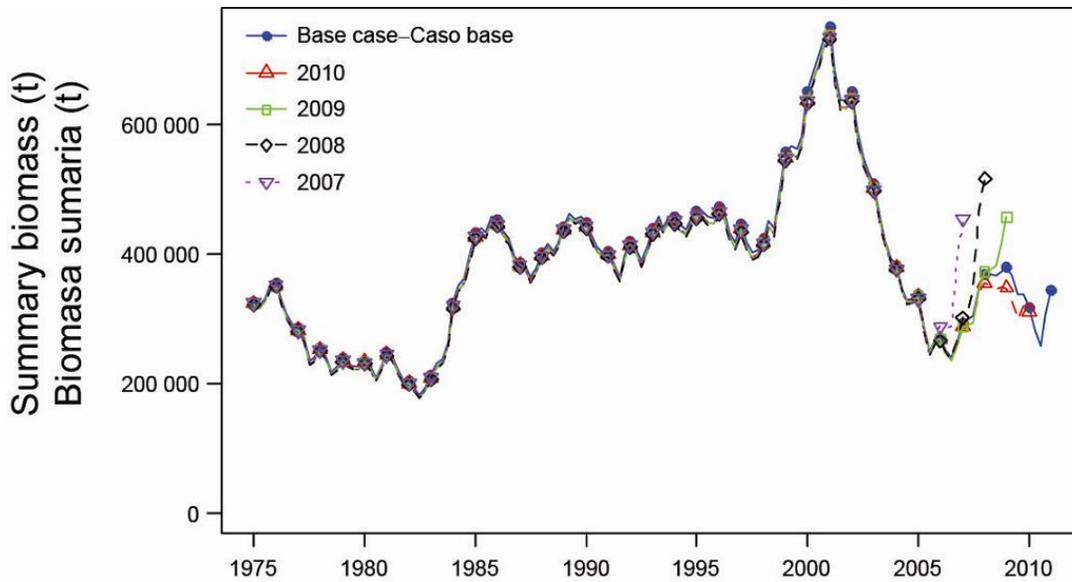


FIGURE 4.12. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data.

FIGURA 4.14a. Comparación de las biomasa estimadas de atunes aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

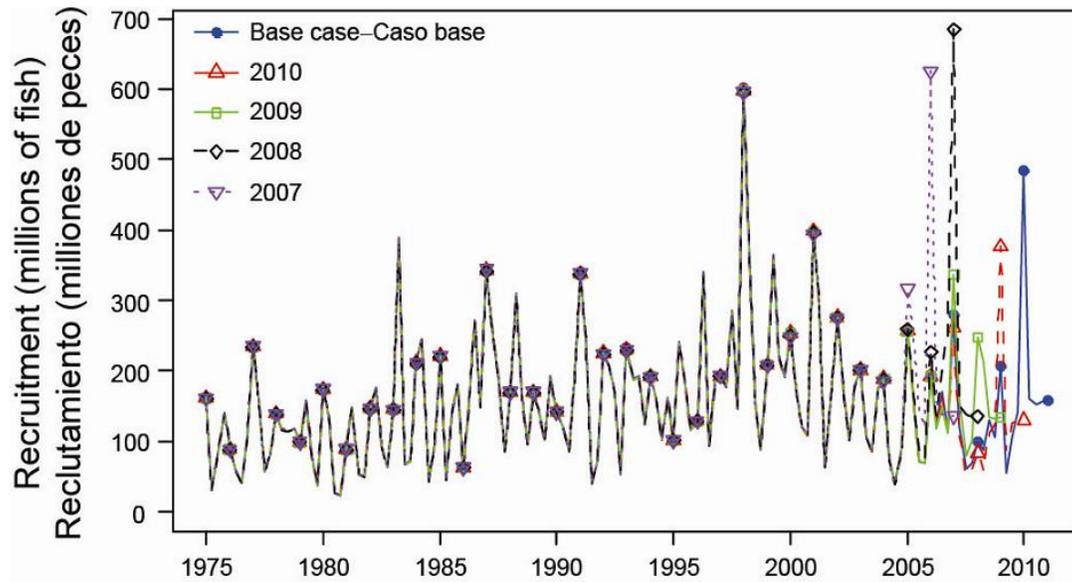


FIGURE 4.13. Comparison of estimated recruitment of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data

FIGURA 4.13. Comparación del reclutamiento estimado de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes.

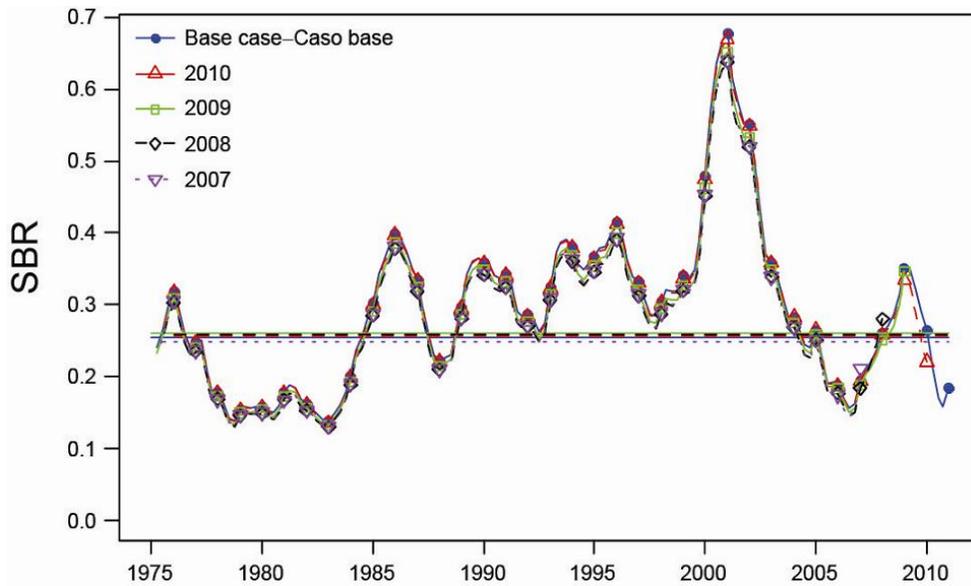


FIGURE 4.14. Comparison of estimated spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO from the current assessment and from retrospective analyses that remove recent data. The horizontal line represents the SBR that corresponds to MSY estimated in the current assessment.

FIGURA 4.14. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación actual y de los análisis retrospectivos que eliminan los datos recientes. La línea horizontal representa el SBR que corresponde al RMS estimado en la evaluación actual.

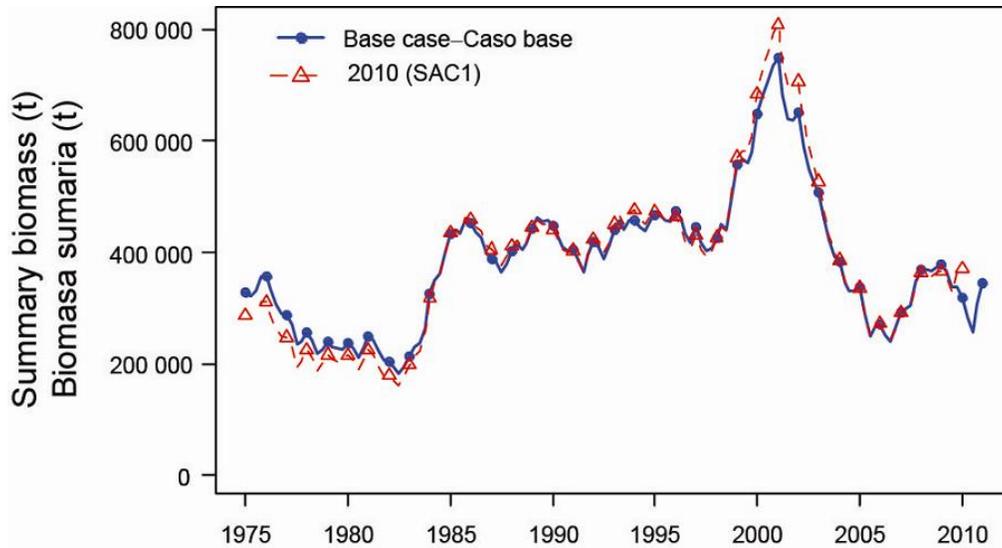


FIGURE 4.15. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna aged three quarters and older in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.15. Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla de tres trimestres y más de edad en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual.

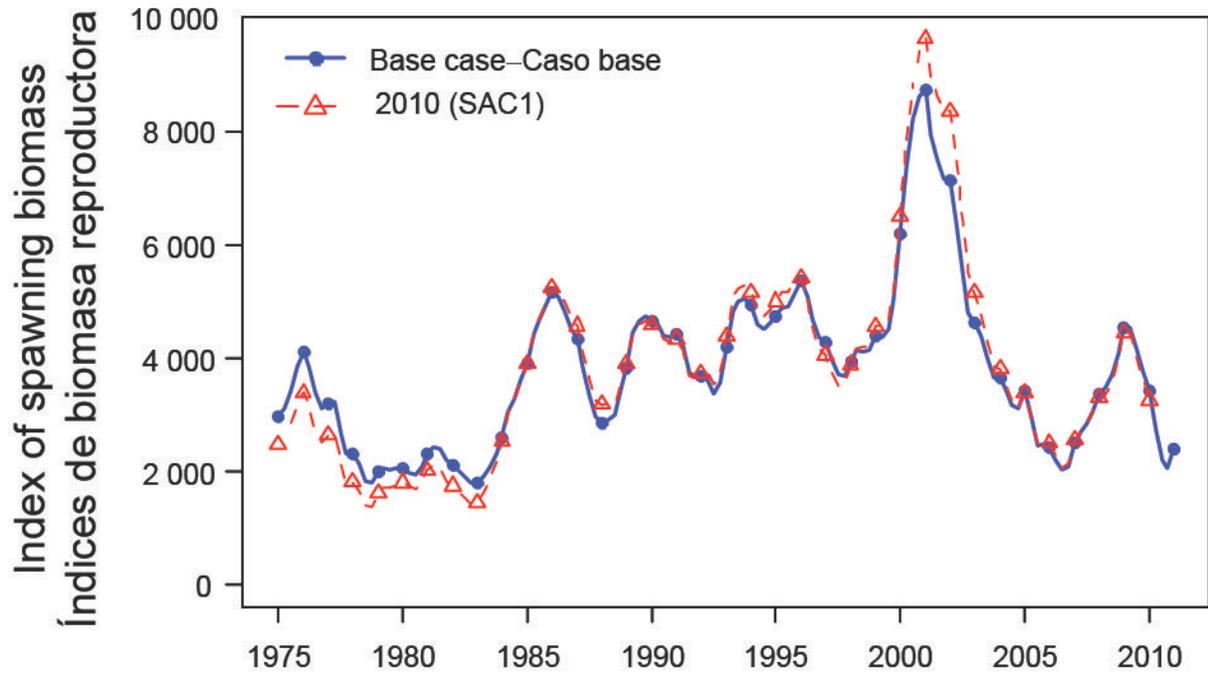


FIGURE 4.16. Comparison of estimated indices of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.16. Comparación de los índices estimados de biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

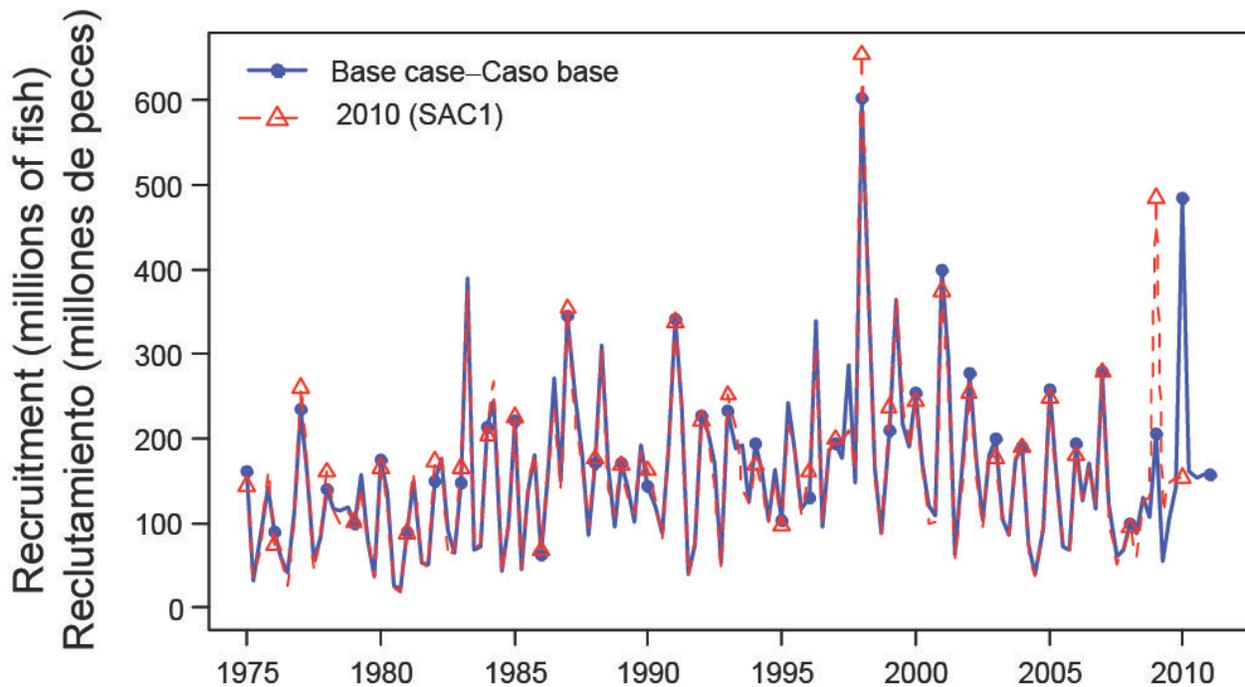


FIGURE 4.17a. Comparison of estimated recruitment of yellowfin in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.17a. Comparación del reclutamiento estimado de aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

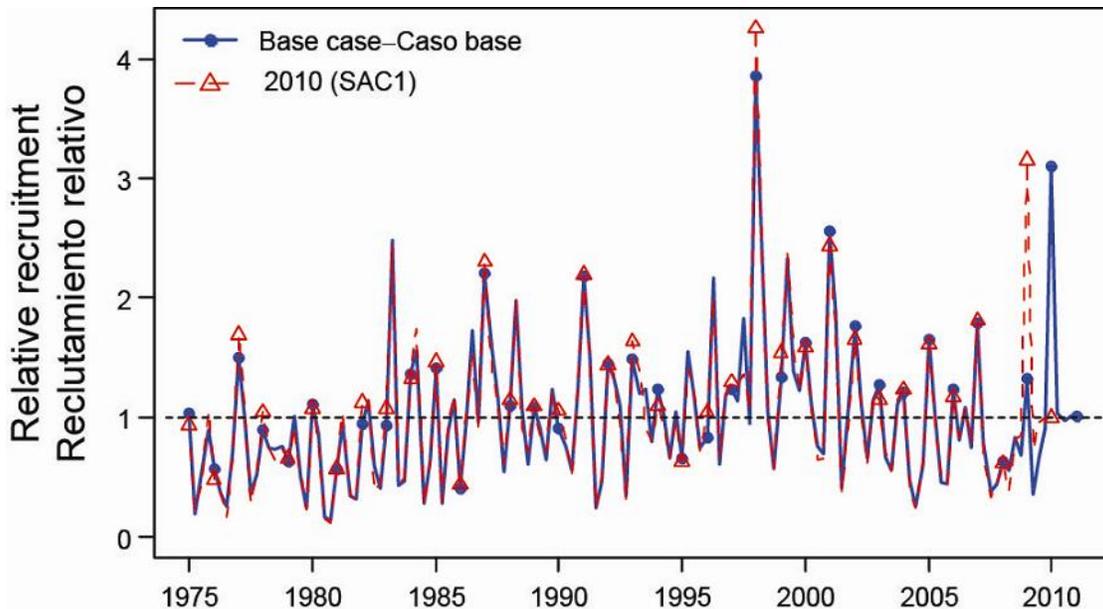


FIGURE 4.17b. Comparison of estimated relative recruitment of yellowfin in the EPO from the most recent previous assessment (dashed line) and from the current assessment (solid line).

FIGURA 4.17b. Comparación del reclutamiento relativo estimado de aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente (línea de trazos) y de la evaluación actual (línea sólida).

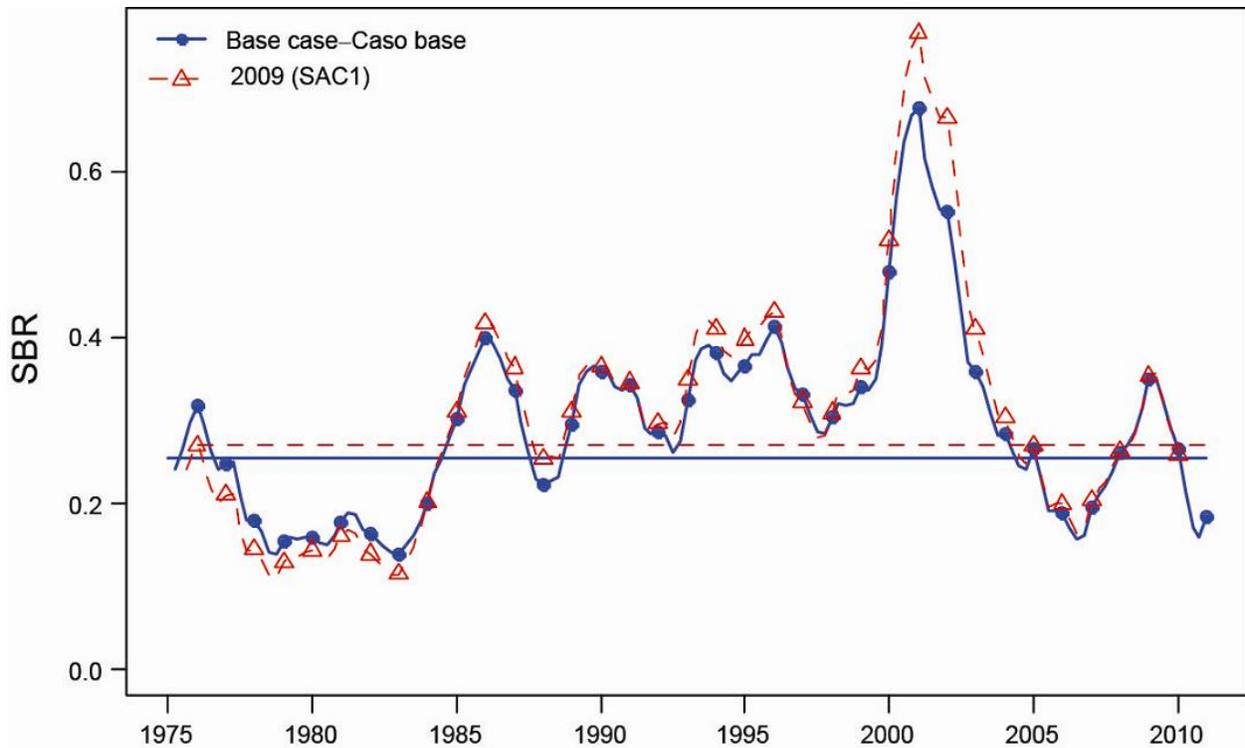


FIGURE 4.18. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment (solid line) and from the most recent previous assessment (dashed line). The horizontal lines identify the SBRs at MSY.

FIGURA 4.18. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún aleta amarilla de la evaluación actual (línea sólida) y las evaluaciones previas más recientes (línea de trazos). Las líneas horizontales identifican los SBR en RMS.

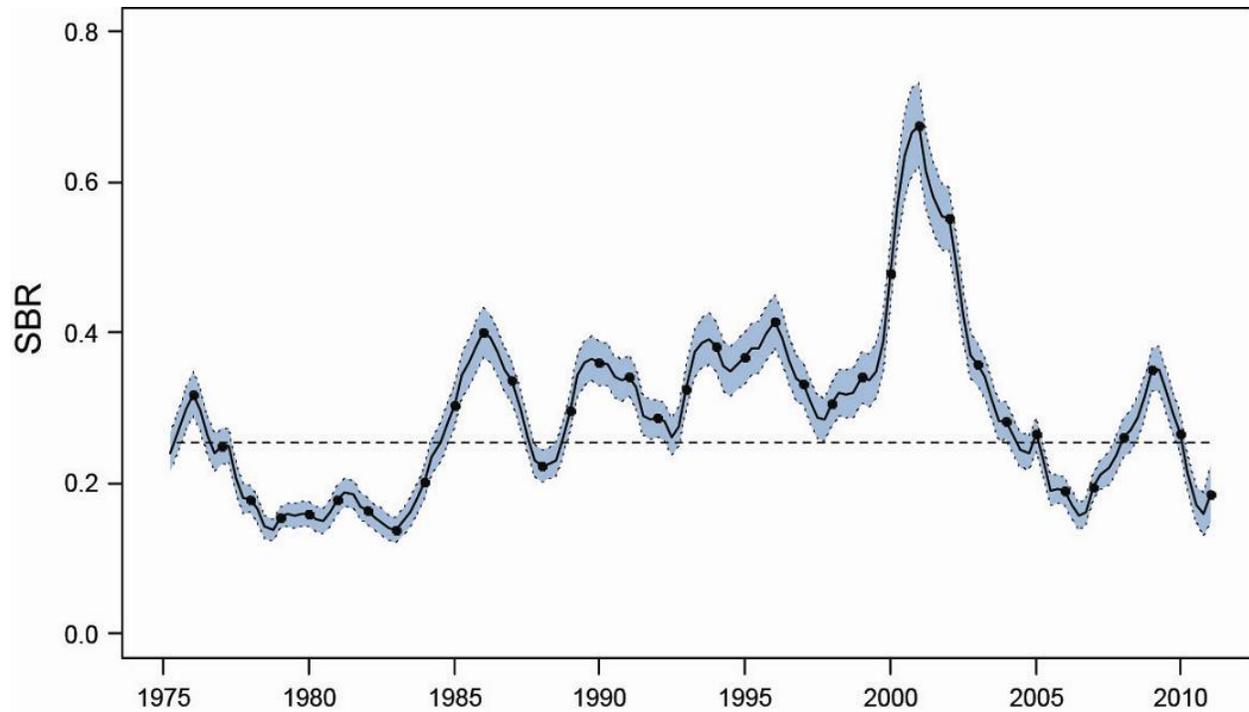


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line identifies the SBR at MSY.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal identifica el SBR en RMS.

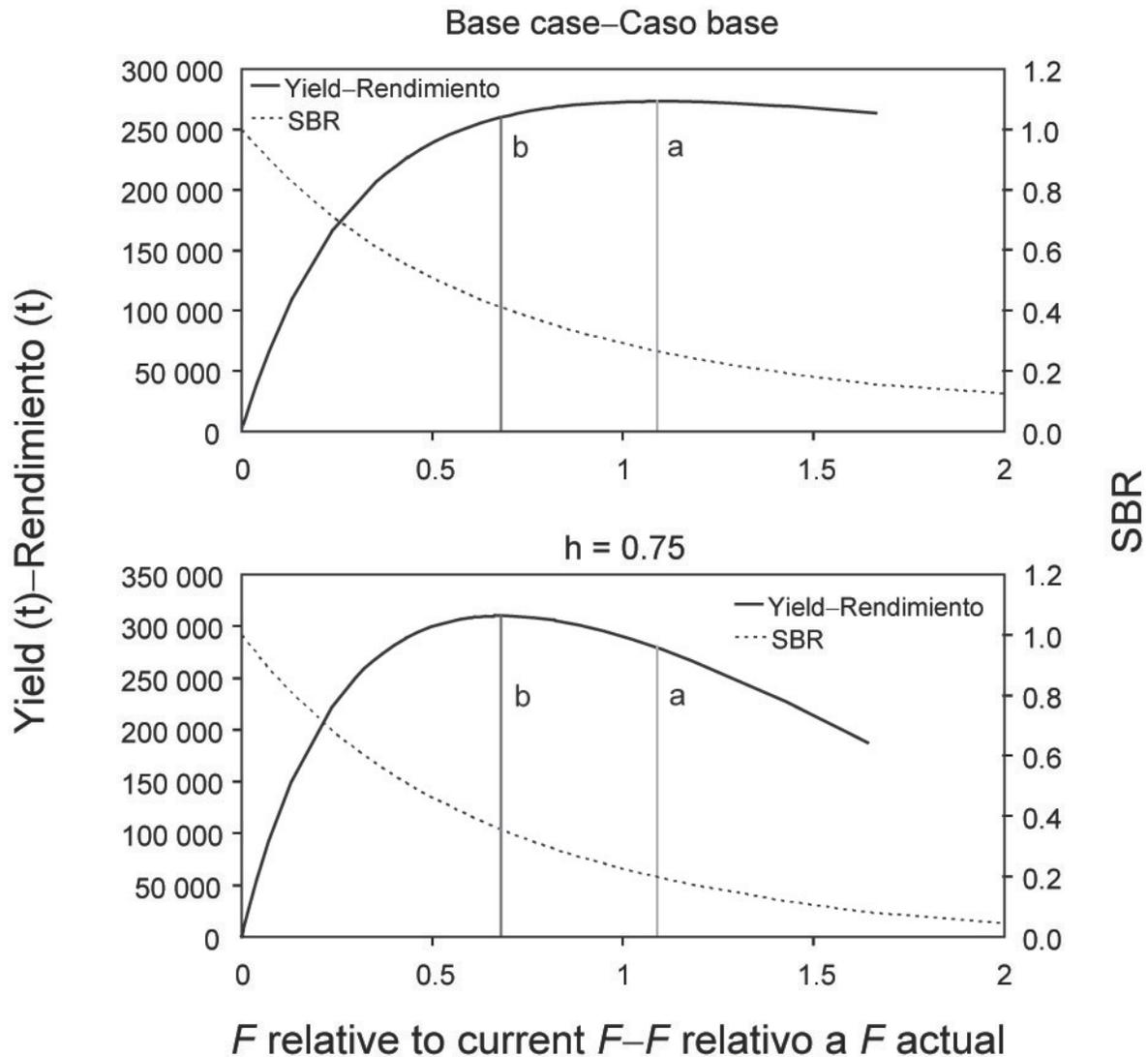


FIGURE 5.2. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that uses a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$).

FIGURA 5.2. Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y del análisis de sensibilidad que usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$).

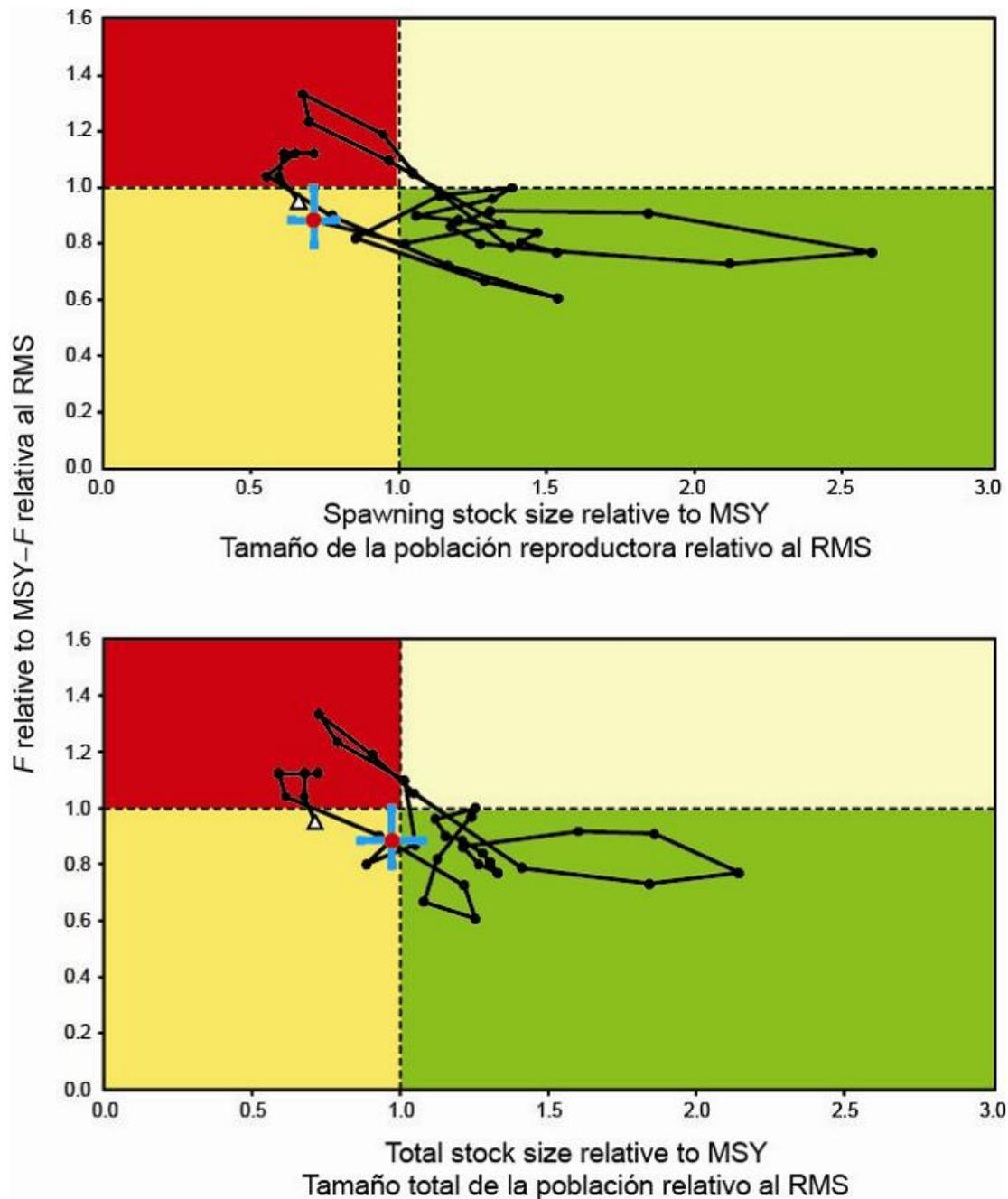


FIGURE 5.3. Phase (Kobe) plot of the time series of estimates for stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large triangle and the red dot indicate the earliest and most recent estimates, respectively. The squares represent approximate 95% confidence intervals around the most recent estimate.

FIGURA 5.3. Gráfica de fase (Kobe) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el triángulo grande y el punto rojo indican las estimaciones más antiguas y más recientes, respectivamente. Los cuadrados representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.

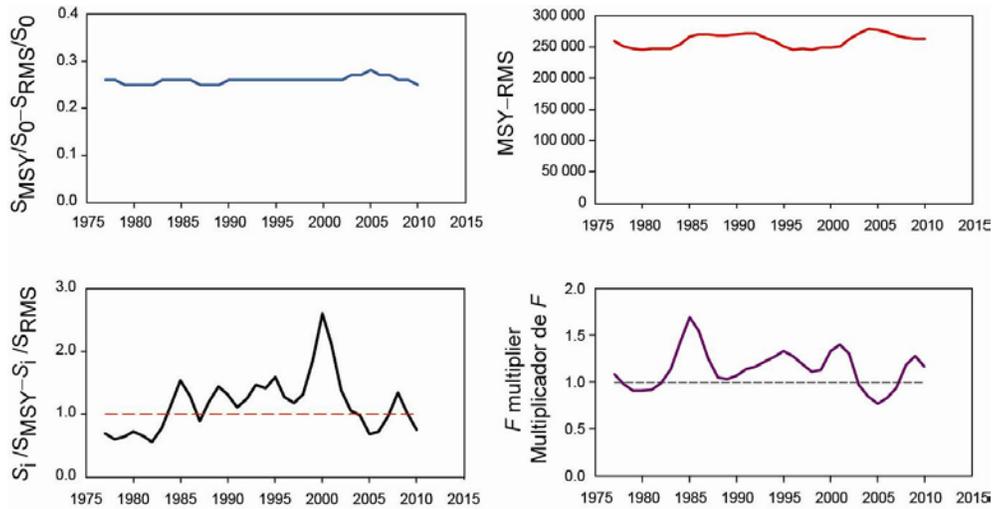


FIGURE 5.4a. Estimates of MSY-related quantities calculated using the three-year average age-specific fishing mortality for each year on the x-axis, including its two previous years. (S_i is the index of spawning biomass at the start of the year on the x-axis.) See the text for definitions.

FIGURA 5.4a. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año en el eje x, incluyendo los dos años previos. (S_i es el índice de la biomasa reproductora al principio del año en el eje x.) Ver definiciones en el texto.

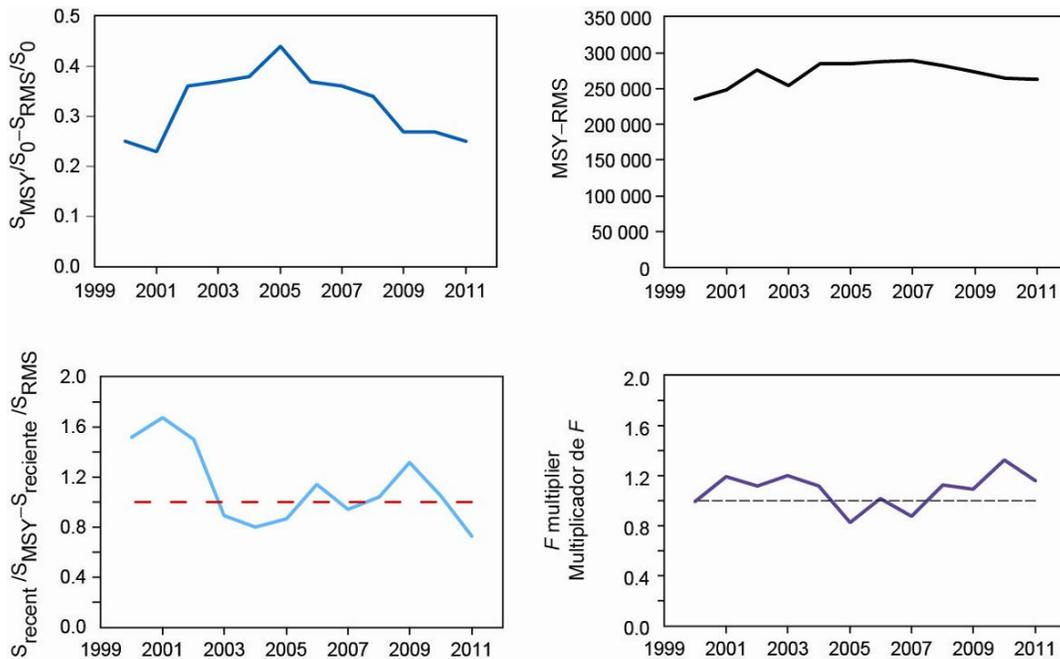


FIGURE 5.4b. Estimates of MSY-related quantities from the current assessment compared to those estimated in previous assessments. (S_{recent} is the index of spawning biomass at the latest year in the assessment). See the text for definitions.

FIGURA 5.4b. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS de la evaluación actual comparadas con aquellas estimadas en evaluaciones previas. (S_{reciente} es el índice de la biomasa reproductora en el último año en la evaluación). Ver definiciones en el texto.

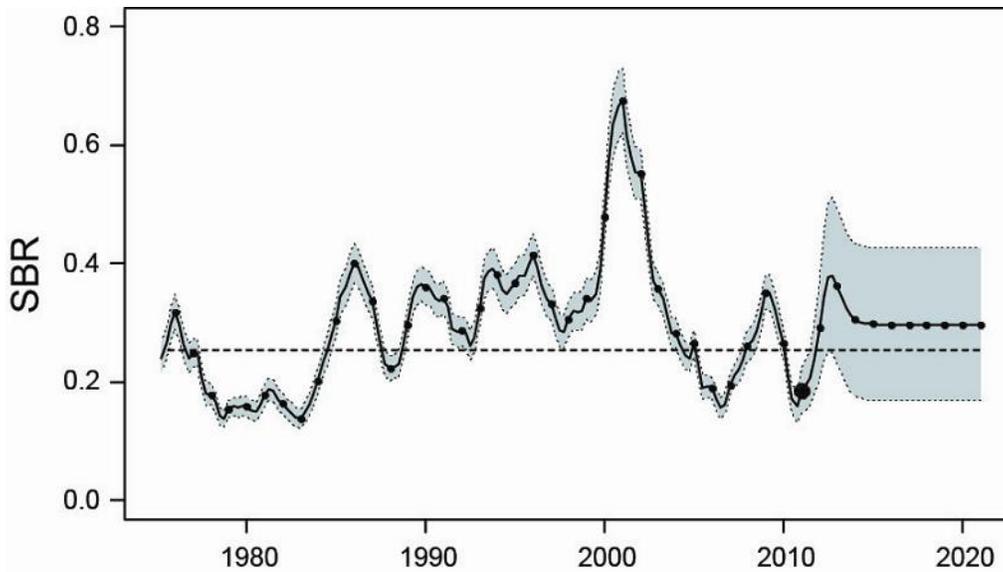


FIGURE 6.1. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2010 and SBRs projected during 2011-2020 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line identifies SBR_{MSY} (Section 5.1), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2010 indicate the SBR predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2006-2008, and average environmental conditions occur during the next 10 years.

FIGURA 6.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2010 y SBR proyectados durante 2011-2020 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal identifica el SBR_{RMS} (Sección 5.1), y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2010 señalan el SBR predicho si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2006-2008 y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

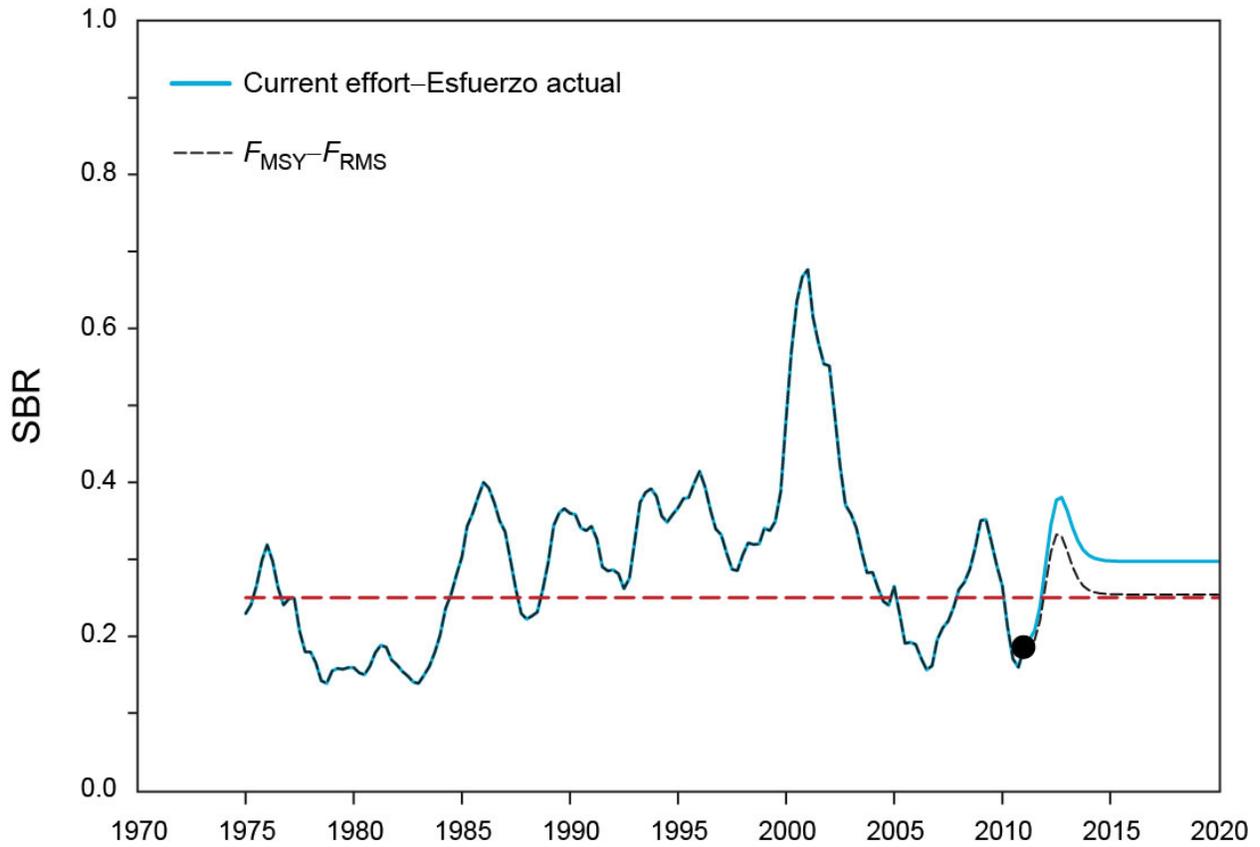


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2011-2020 under current effort and under effort corresponding to MSY. The horizontal line (at 0.25) identifies SBR_{MSY} (Section 5.1).

FIGURA 6.2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2011-2020, con el esfuerzo actual y con el esfuerzo correspondiente al RMS. La línea horizontal (en 0.25) identifica SBR_{RMS} (Sección 5.1).

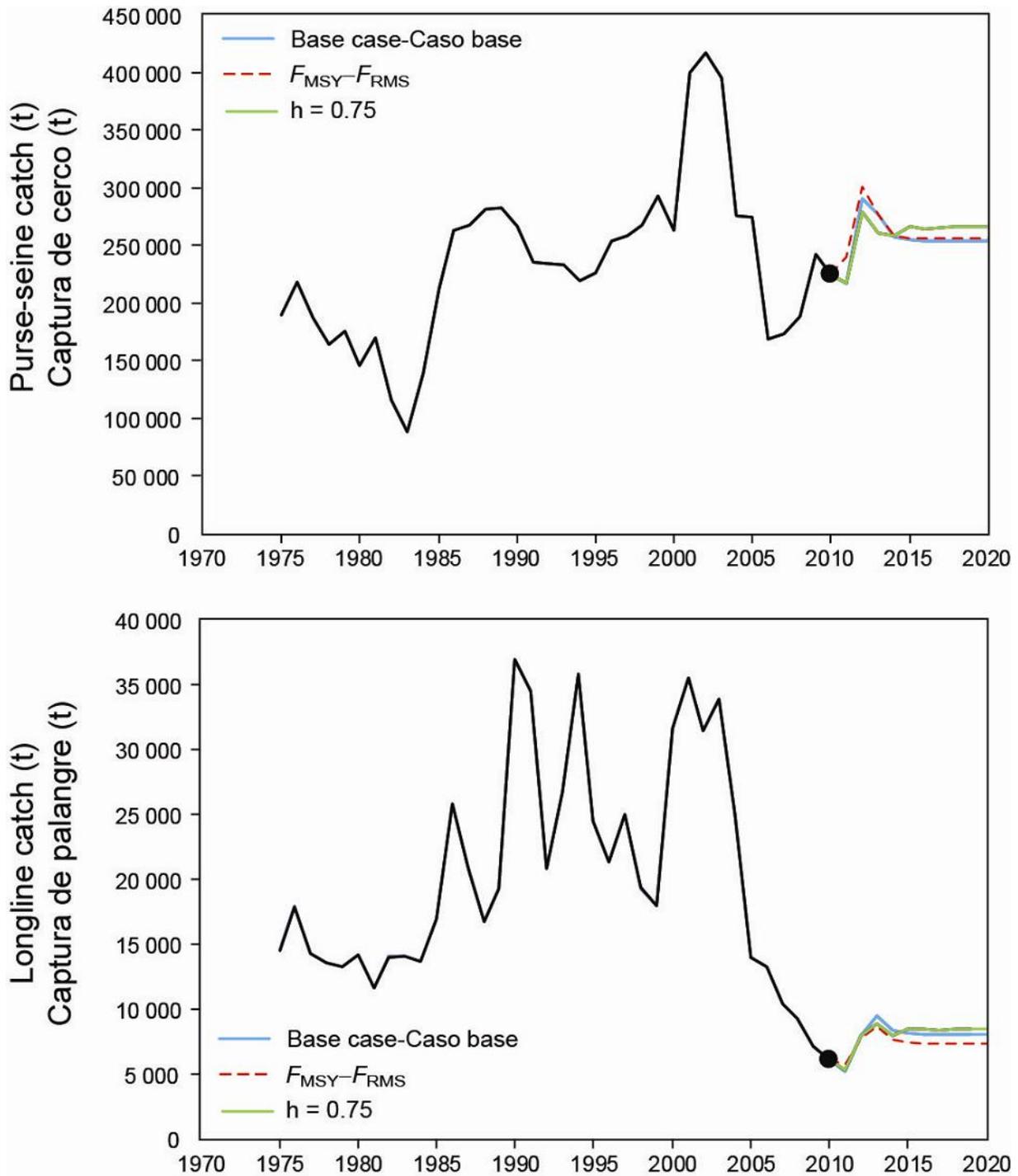


FIGURE 6.3. Historic and projected purse-seine and longline catch from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness of the stock-recruitment relationship (h) while fishing with the current effort.

FIGURA 6.3. Capturas de cerco y de palangre históricas y proyectadas del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento (h) al pescar con el esfuerzo actual.

TABLE 2.1. Fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated schools. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and the discards are described in Section 2.2.1.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-2010	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes por ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2010	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2010	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-2010	1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-2010	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
6	PS	NOA	1975-2010	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2010	2-3, 10	
8	PS	DEL	1975-2010	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2010	7, 9, 11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
10	LP		1975-2010	1-13	
11	LL		1975-2010	N of-de 15°N	
12	LL		1975-2010	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2010	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
14	PS	OBJ	1993-2010	7, 9	
15	PS	OBJ	1993-2010	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
16	PS	OBJ	1993-2010	1-4, 8, 10	
					discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment to the fishery at the time of spawning (thousands of fish), biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna in the EPO at the beginning of the year. Biomass is defined as the total weight of yellowfin aged three quarters or more.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería en el momento de desove (en miles de peces), biomasa (toneladas métricas presentes al principio de año), y cociente de biomasa reproductora (SBR) del atún aleta amarilla en el OPO. Se define la biomasa como el peso total de aleta amarilla de tres trimestres o más de edad.

Year	Total recruitment	Biomass of 3 quarters+ fish	
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 3 trimestres+	SBR
1975	412,283	327,929	0.23
1976	296,433	355,987	0.32
1977	529,966	286,818	0.25
1978	488,572	256,642	0.18
1979	374,687	239,564	0.15
1980	357,419	236,638	0.16
1981	342,036	248,880	0.18
1982	481,308	204,445	0.16
1983	675,799	213,116	0.14
1984	598,555	325,181	0.20
1985	583,703	433,989	0.30
1986	636,024	452,537	0.40
1987	858,688	387,864	0.34
1988	742,582	401,717	0.22
1989	606,005	442,857	0.30
1990	540,831	448,359	0.36
1991	689,146	404,739	0.34
1992	657,546	420,047	0.29
1993	738,519	440,724	0.32
1994	620,151	458,514	0.38
1995	645,929	467,751	0.37
1996	750,099	474,309	0.41
1997	804,810	446,297	0.33
1998	1,234,582	425,355	0.31
1999	981,989	558,744	0.34
2000	654,466	650,190	0.48
2001	938,097	750,325	0.68
2002	733,082	650,417	0.55
2003	565,763	508,006	0.36
2004	398,717	382,538	0.28
2005	555,754	337,682	0.27
2006	606,024	272,015	0.19
2007	530,555	292,794	0.20
2008	421,575	369,409	0.26
2009	508,284	379,526	0.35
2010	956,492	318,930	0.27
2011		344,999	0.19

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of yellowfin tuna. The ages are expressed in quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún aleta amarilla. Se expresan las edades en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	26.42	0.35	16	154.31	81.12
2	33.04	0.70	17	159.16	89.20
3	40.64	1.32	18	163.33	96.52
4	49.17	2.38	19	166.91	103.00
5	58.48	4.06	20	169.95	108.63
6	68.38	6.58	21	172.52	113.45
7	78.66	10.14	22	174.69	117.51
8	89.05	14.87	23	176.51	120.91
9	99.31	20.82	24	178.04	123.73
10	109.22	27.92	25	179.31	126.07
11	118.59	36.00	26	180.37	128.00
12	127.30	44.80	27	181.26	129.58
13	135.24	54.00	28	181.99	130.89
14	142.39	63.31	29	182.60	131.97
15	148.74	72.43			

TABLE 4.3. Measure of the goodness of fit (root mean square error, RMSE) to the CPUE data of different fisheries.

TABLA 4.3. Medida de la bondad del ajuste (raíz del error cuadrado medio, RECM) a los datos de CPUE de distintas pesquerías.

Fishery	RMSE	Used
Pesquería	RECM	Usado
F1-OBJ_S	0.35	No
F2-OBJ_C	0.41	No
F3-OBJ_I	0.69	No
F4-OBJ_N	0.41	No
F5-NOA_N	0.54	Yes/Sí
F6-NOA_S	0.62	Yes/Sí
F7-DEL_N	0.39	Yes/Sí
F8-DEL_I	0.38	Yes/Sí
F9-DEL_S	0.51	No
F10-BB	N/A	No
F11-LL_N	0.75	No
F12-LL_S	0.36	Yes/Sí

TABLE 4.4. Mean input and effective sample sizes of the size composition of different fisheries.**TABLA 4.4.** Tamaño de muestra medio de insumo y efectivo de la composición por talla de distintas pesquerías.

Fishery	Mean input sample size	Mean effective sample size	Used
Pesquería	Tamaño de muestra medio de insumo	Tamaño de muestra medio efectivo	Usado
F1-OBJ_S	14	33	Yes/Sí
F2-OBJ_C	14	28	Yes/Sí
F3-OBJ_I	13	23	Yes/Sí
F4-OBJ_N	11	57	Yes/Sí
F5-NOA_N	23	56	Yes/Sí
F6-NOA_S	21	34	Yes/Sí
F7-DEL_N	32	120	Yes/Sí
F8-DEL_I	30	129	Yes/Sí
F9-DEL_S	9	53	No
F10-LP	12	36	Yes/Sí
F11-LL_N	2	31	Yes/Sí
F12-LL_S	30	104	Yes/Sí

TABLE 4.5. Likelihood components obtained for the base case and sensitivity analyses.**TABLA 4.5.** Componentes de verosimilitud obtenidos para el caso base y los análisis de sensibilidad.

Data	Base case	L_2			
		$h = 0.75$	170 cm	190 cm	CPUE DEL-N
Datos	Caso base				
CPUE	-140.54	-140.23	-143.58	-138.48	-177.80
Size compositions –					
Composiciones por talla	8300.04	8299.45	8260.65	8336.89	8272.20
Age at length – Talla por edad	100.87	100.99	122.68	107.05	104.76
Recruitment - Reclutamiento	-2.37	-7.39	0.53	-5.36	-0.74
Total	8257.99	8252.83	8240.27	8300.10	8198.41

TABLE 5.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for yellowfin tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2008-2010. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2011 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2010. 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 2008-2010.

TABLA 5.1. 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 2008-2010. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2011 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2010. 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 2008-2010.

Data – Datos	Base case Caso base	F (avg.-prom. 2008-2009)	$h = 0.75$	L_2		CPUE DEL-N
				170 cm	190 cm	
MSY-RMS	262,857	263,310	291,790	275,310	264,704	266,470
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	354,958	360,024	559,967	370,334	359,144	362,808
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,305	3,407	5,993	3,777	3,169	3,413
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.31	0.32	0.37	0.31	0.31	0.32
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.26	0.27	0.35	0.24	0.27	0.26
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.88	0.88	0.79	0.84	0.87	0.87
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.96	0.95	0.61	1.20	0.85	1.23
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.71	0.69	0.39	1.03	0.59	0.98
F multiplier-Multiplicador de F	1.13	1.29	0.71	1.65	0.94	1.29

TABLE 5.2a. Estimates of the MSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery is the only fishery operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). The estimates of the MSY and B_{MSY} are expressed in metric tons. OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2a. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería es la única que opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.4). Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines; LL = palangre.

Data -Datos	All - Todas	OBJ	NOA	DEL	LL
MSY-RMS	262,857	166,349	221,759	307,523	407,748
B_{MSY} - B_{RMS}	354,958	208,259	295,992	363,447	380,574
S_{MSY} - S_{RMS}	3,305	1,607	2,485	3,139	3,137
B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0	0.31	0.18	0.26	0.32	0.33
S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0	0.26	0.13	0.19	0.24	0.24
C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS	0.88	1.39	1.04	0.75	0.57
B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}	0.96	1.64	1.15	0.94	0.89
S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}	0.71	1.47	0.95	0.75	0.75
F multiplier-Multiplicador de F	1.13	8.11	7.79	2.20	138.30

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP
ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-RECLUTAMIENTO

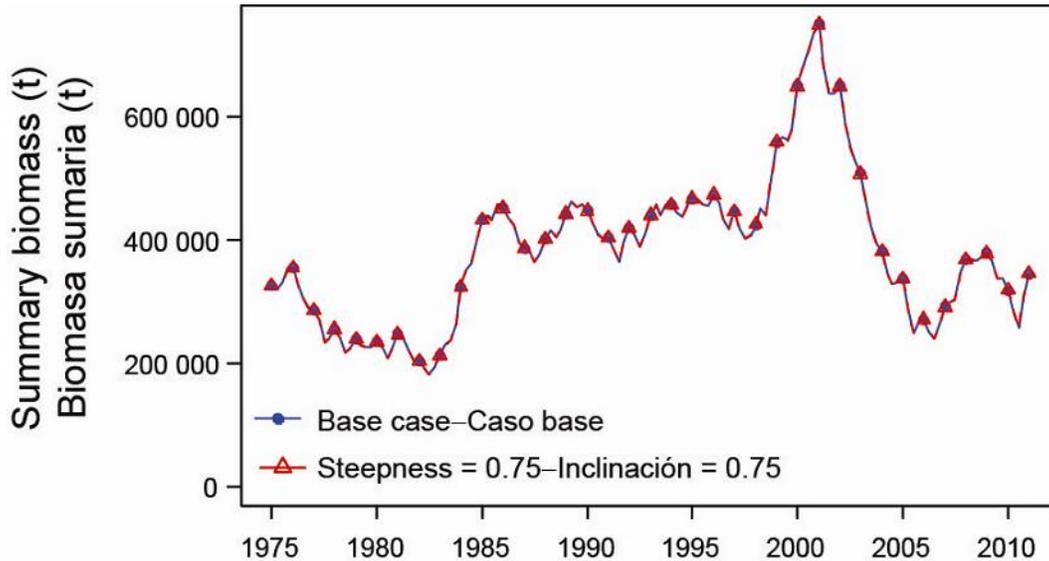


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

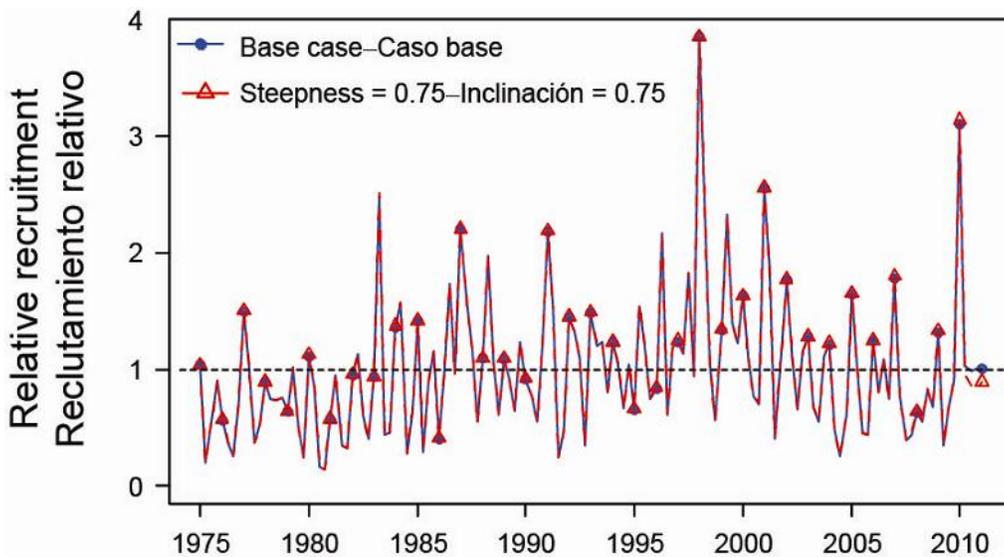


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

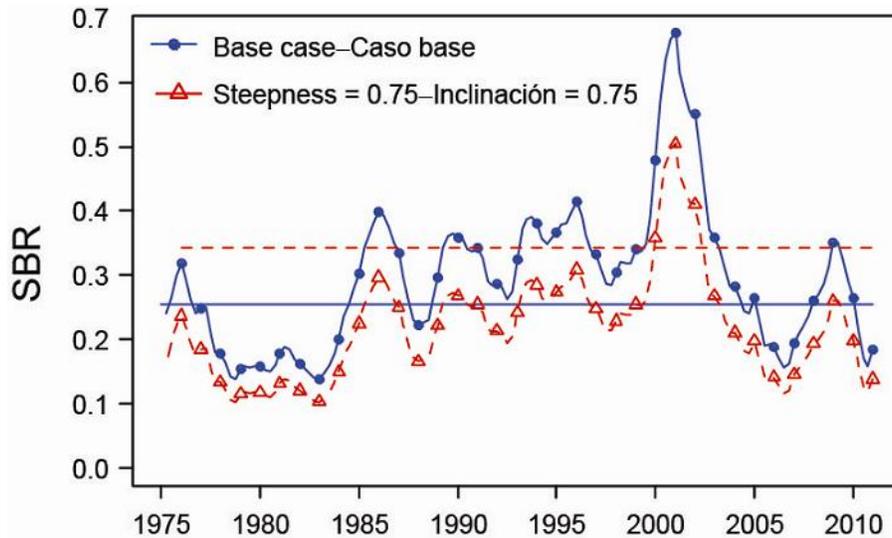


FIGURE A.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA A.3a. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

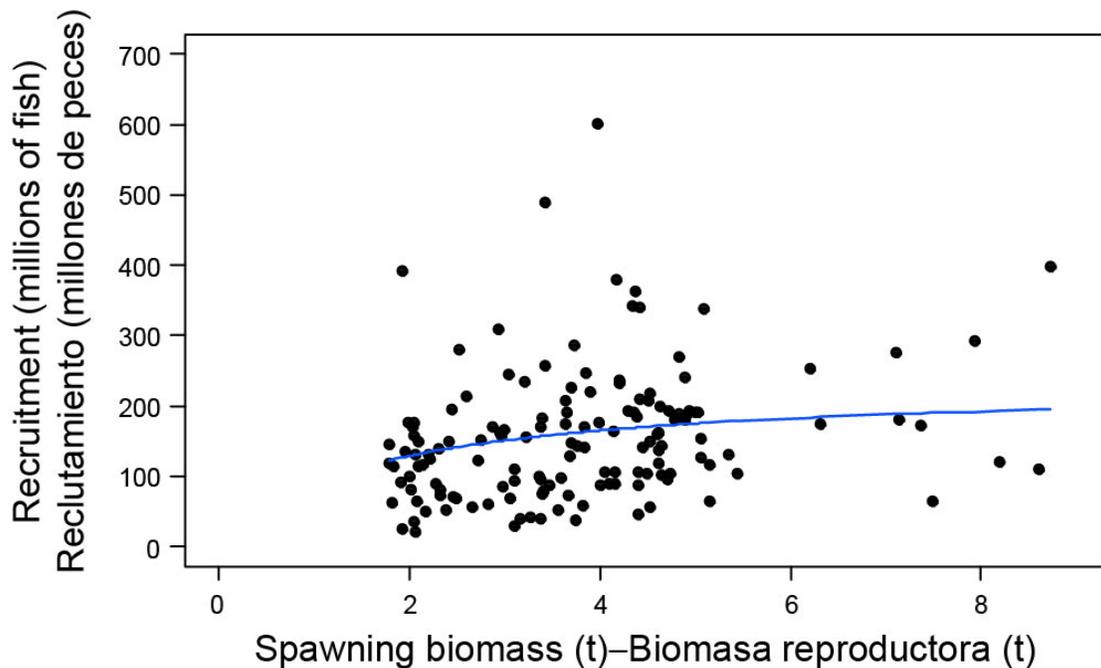


FIGURE A.4. Recruitment plotted against the index of spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento graficado como función de la biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

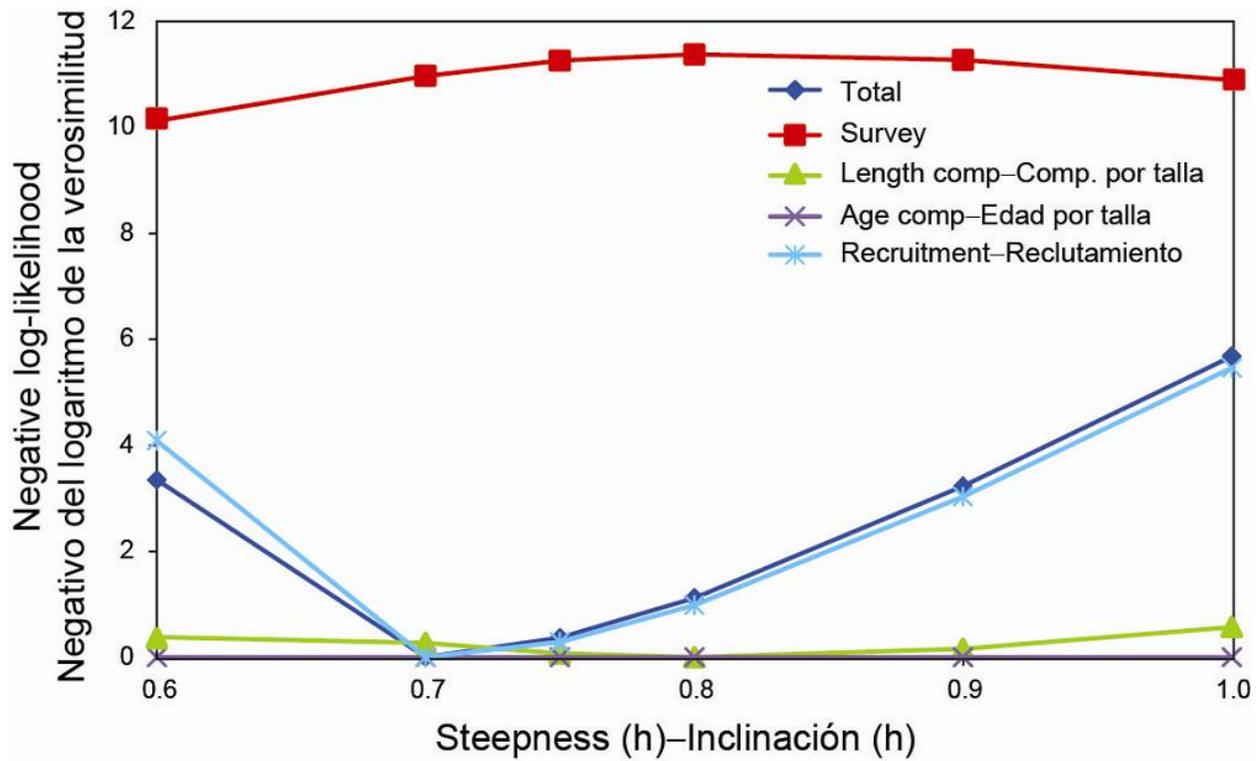


FIGURE A.5. Likelihood profile on steepness.
 FIGURA A.5. Perfil de verosimilitud en inclinación.

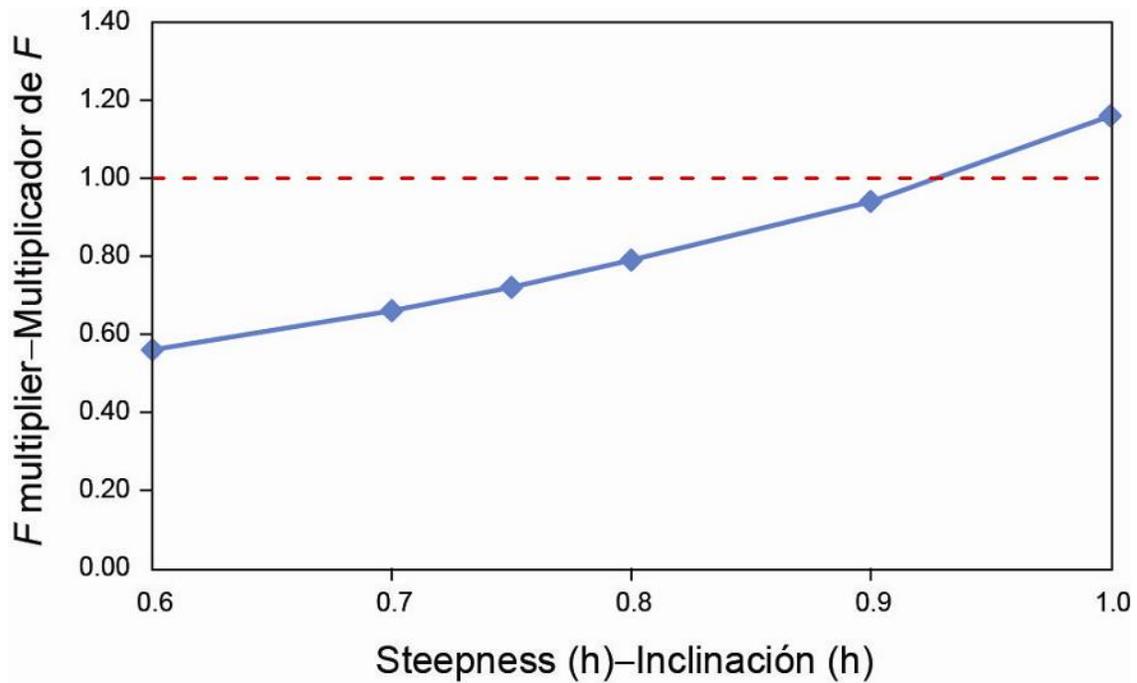


FIGURE A.6. F multiplier as a function of steepness.
 FIGURA A.6. Multiplicador de F como función de la inclinación.

**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH
PARAMETER, L_2**

**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL PARÁMETRO DE LA TALLA MEDIA DE LOS
PECES DE MAYOR EDAD, L_2**

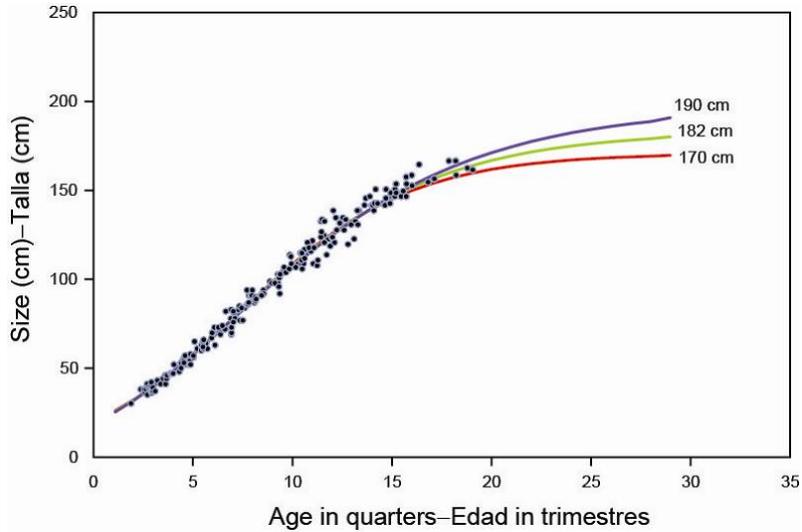


FIGURE B.1. Comparison of the Richards growth curves (sensitivity) for yellowfin tuna, assuming different fixed values for the average size of the oldest fish (L_2) parameter.

FIGURA B.1. Comparación de las curvas de crecimiento de Richards (sensibilidad) del atún alleta amarilla, con diferentes supuestos de valor fijo del parámetro de talla media de los peces de mayor edad (L_2).

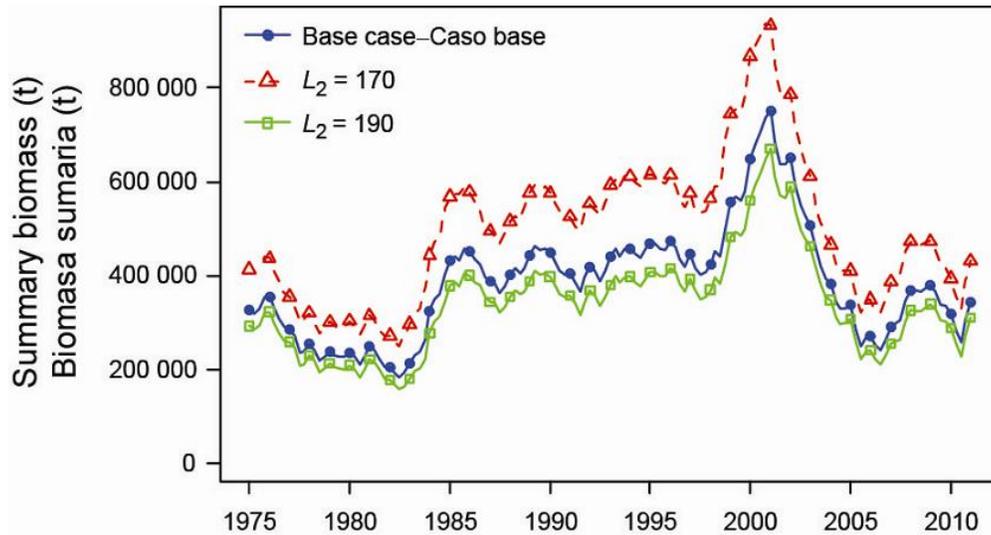


FIGURE B.2. Comparison of estimates of biomass of yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). t = metric tons.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). t = toneladas métricas.

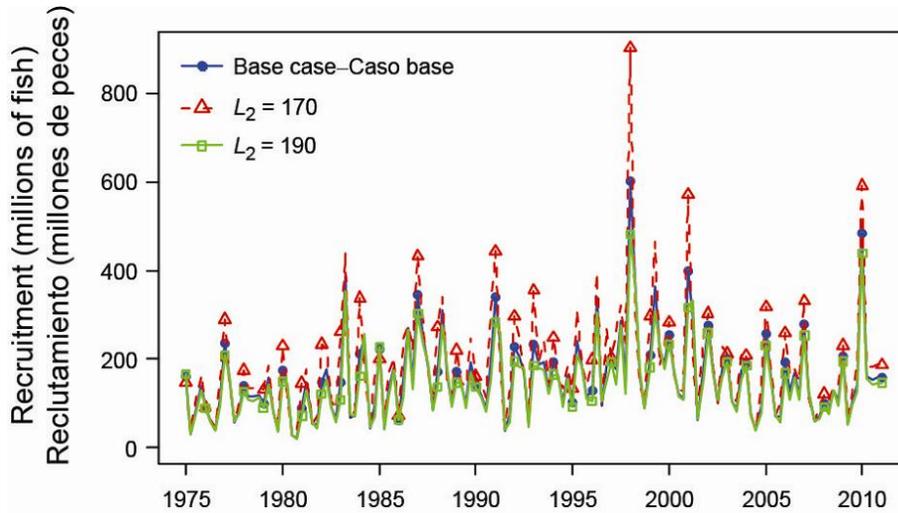


FIGURE B.3a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm).

FIGURA B.3a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con la talla promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm).

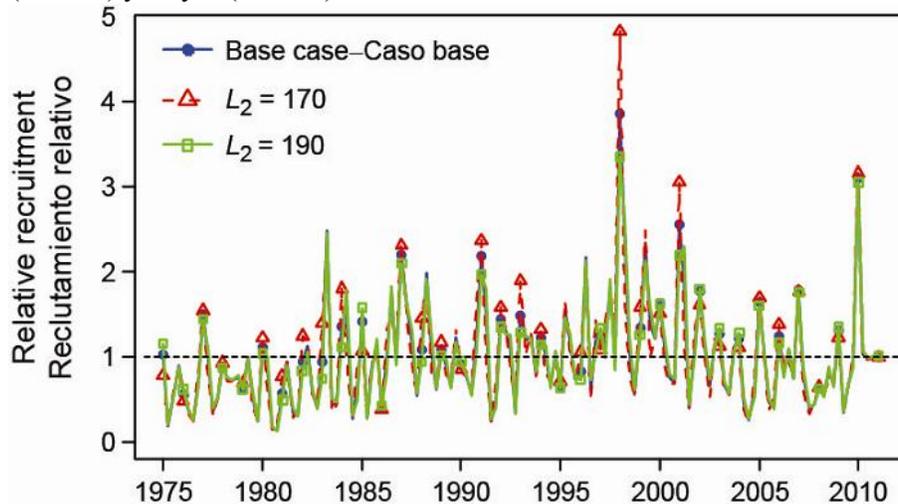


FIGURE B.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA B.3b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

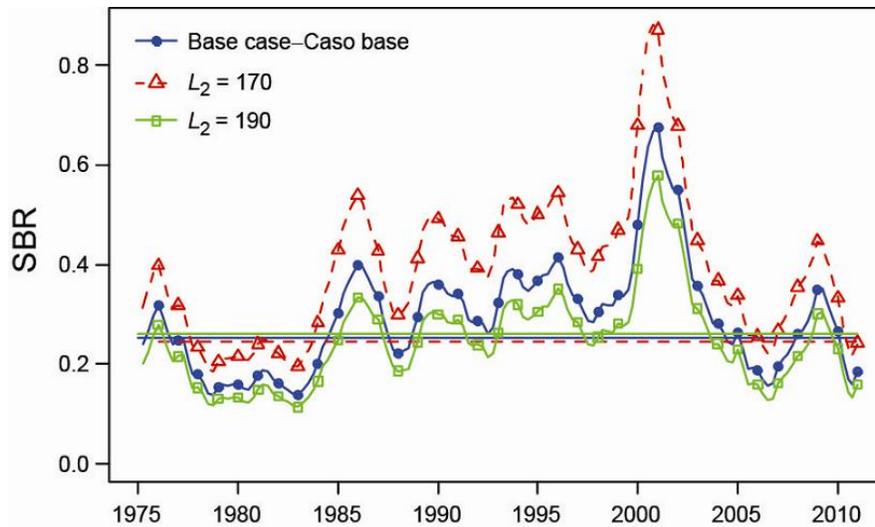


FIGURE B.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA B.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO FITTING THE CPUE OF THE NORTHERN DOLPHIN ASSOCIATED FISHERY AS THE MAIN INDEX OF ABUNDANCE
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL AJUSTE DE LA CPUE DE LA PESQUERÍA ASOCIADA CON DELFINES DEL NORTE COMO ÍNDICE PRINCIPAL DE LA ABUNDANCIA

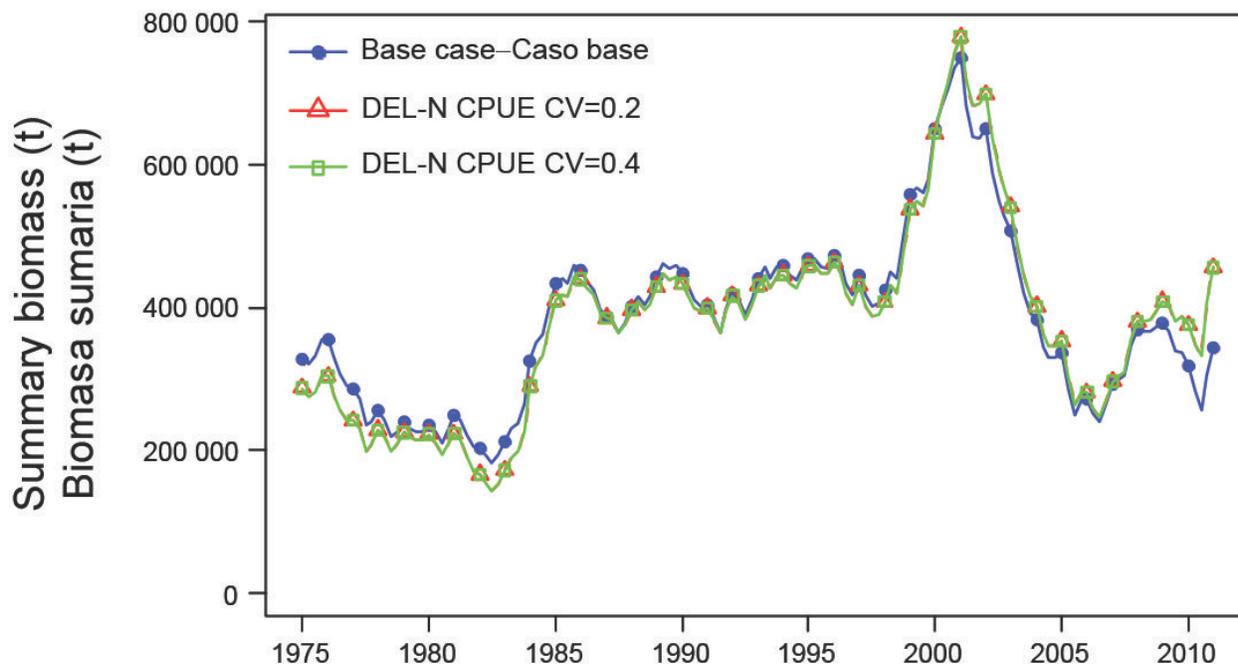


FIGURE C.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery.

FIGURA C.1. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte.

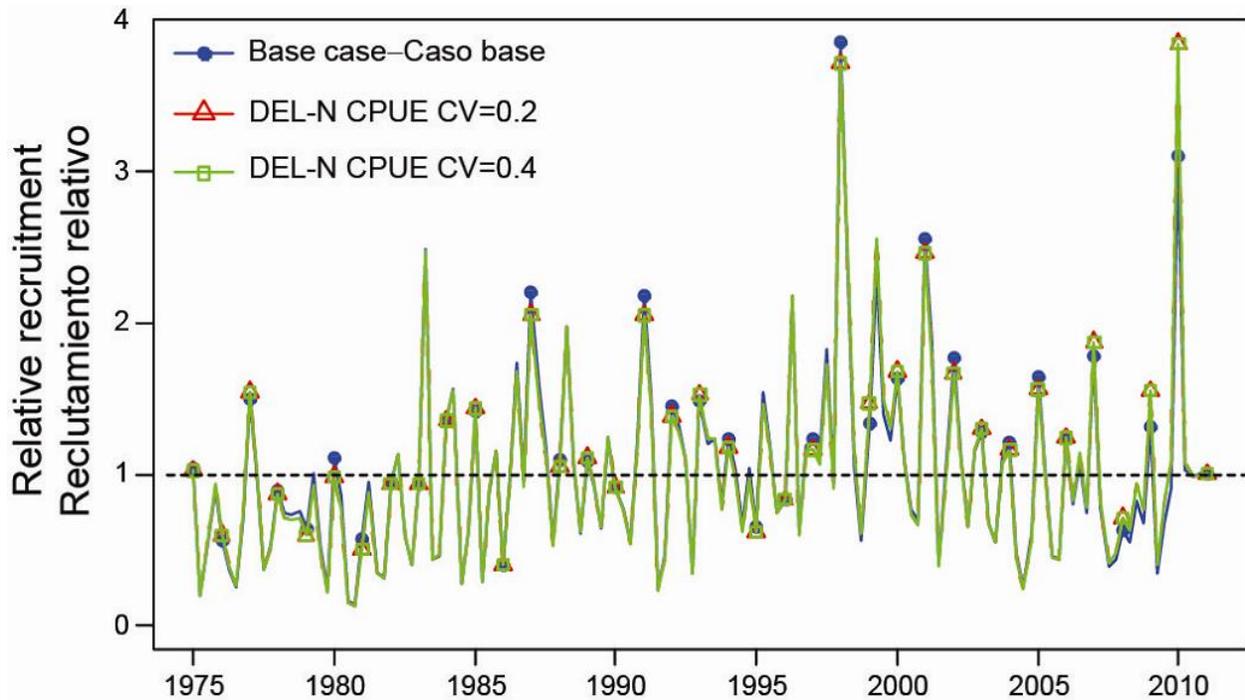


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte.

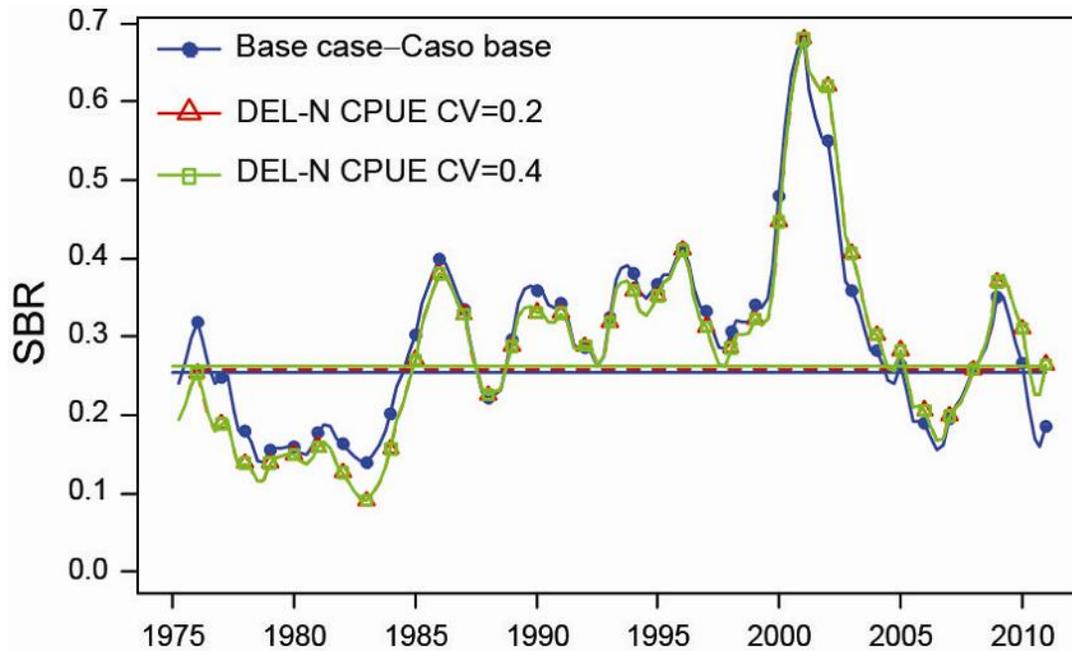


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS correspondiente a cada escenarios.

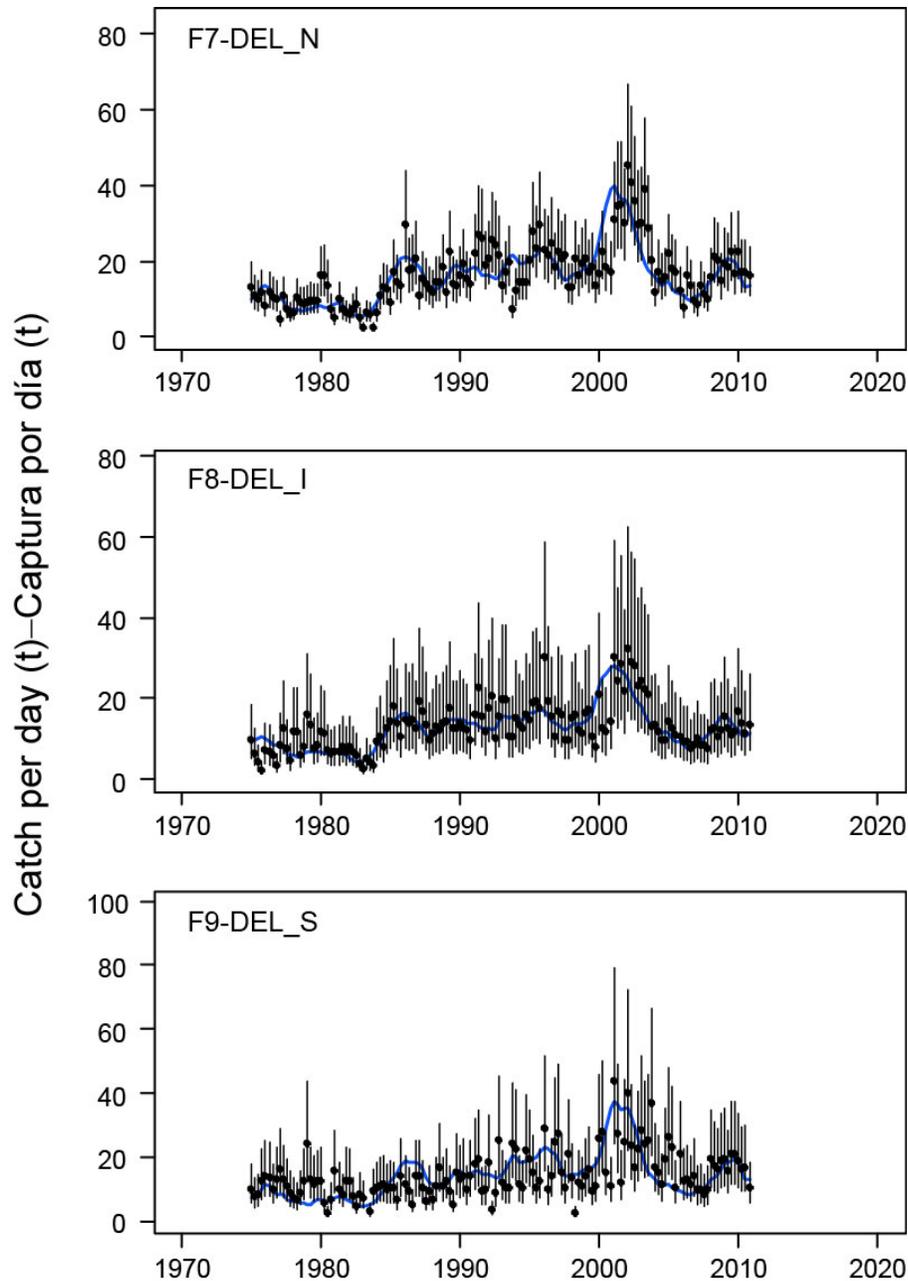


FIGURE C.4a. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the dolphin-associated fisheries, from the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The vertical lines represent the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA C.4a. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías asociadas con delfines del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE del pesquería sobre delfines del norte. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

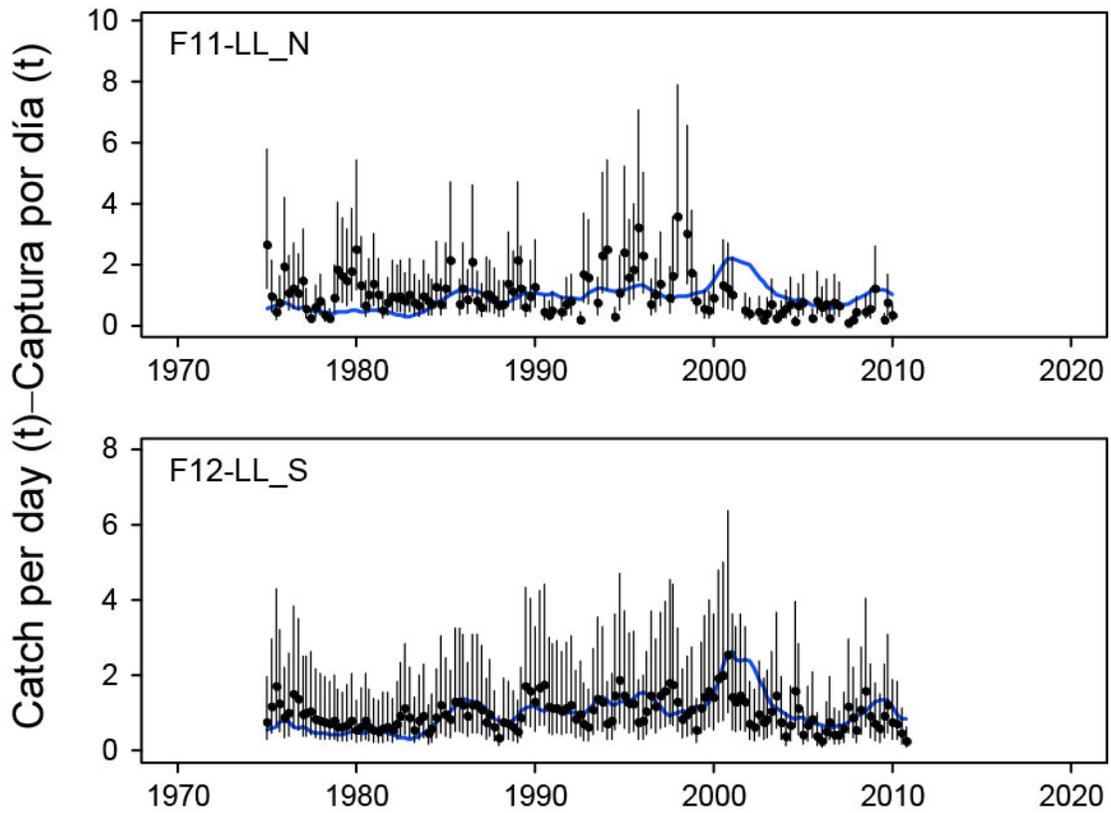


FIGURE C.4b. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the longline fisheries, from the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery. The vertical lines are the 95% confidence intervals for the observed data based on the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function.

FIGURA C.4b. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en CPUE correspondientes a las pesquerías de palangre del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE del pesquería sobre delfines del norte. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados basados en las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud basada en logaritmos normales.

APPENDIX H: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of yellowfin tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO H: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún aleta amarilla en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

TABLE H.1. Average annual fishing mortality rates for yellowfin tuna in the EPO.

TABLA H.1. Tasas de mortalidad por pesca anual media del atún aleta amarilla en el OPO.

	Age in quarters - Edad en trimestres		
	1-10	11-20	21+
1975	0.37	0.95	0.62
1976	0.42	1.10	0.84
1977	0.46	1.18	0.98
1978	0.54	1.02	0.79
1979	0.57	1.20	0.94
1980	0.48	1.04	0.77
1981	0.53	1.07	0.81
1982	0.44	0.96	0.76
1983	0.27	0.69	0.59
1984	0.26	0.70	0.54
1985	0.29	0.80	0.58
1986	0.37	0.95	0.59
1987	0.48	1.22	0.84
1988	0.50	1.30	0.92
1989	0.40	1.07	0.74
1990	0.39	1.18	0.86
1991	0.40	1.13	0.86
1992	0.38	1.07	0.72
1993	0.36	0.79	0.64
1994	0.34	0.88	0.73
1995	0.33	0.76	0.56
1996	0.41	0.74	0.50
1997	0.43	1.05	0.72
1998	0.43	0.90	0.64
1999	0.39	0.76	0.52
2000	0.24	0.65	0.51
2001	0.37	0.87	0.66
2002	0.45	1.24	0.87
2003	0.57	1.90	1.44
2004	0.50	1.83	1.58
2005	0.60	1.82	1.41
2006	0.46	1.28	1.01
2007	0.38	1.00	0.78
2008	0.31	0.80	0.56
2009	0.38	1.01	0.71
2010	0.54	1.21	0.74

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 379-436.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 16: 1-64.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. Biometrics 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Ocean. 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. Calif. Fish Game 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. Fish. Res. 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. Mathematical Bioscience 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hennemuth, R.C. 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 1-112.
- Hilborn, R., and C.J. Walters. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York and London: xv, 570 pp.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and

- outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 6: 5-102.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006b. Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 7: 3-115.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.
- Ishii, T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. Inves. Pesq. 43: 301-317.
- Joseph, J., and F. R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53: 77-80.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. Bull. Amer. Meteor. Soc. 77: 437-471.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 3-104.
- Maunder M.N. and A. Aires-da-Silva. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 9: 3-100.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 4: 5-119.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley 2005. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 5-108.
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63: 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N., and A.D. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res. 70: 141-159.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2000 and outlook for 2001. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003a. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. IATTC Bull. 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. Fish. Bull. 101:

89-99.

- McAllister, M. K., and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/Importance Resampling Algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 284-300.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 34: 1-24.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 205-272.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block, B. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Mar. Biol.*, 105: 503-525.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 2: 245-285.
- Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5: 341-455.
- Shimada, B.M. and M.B. Schaefer. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 1: 347-469.
- Stefansson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Jour. Mar. Sci.* 53: 577-588.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 320-340.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 339-365.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 18: 421-482.