

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL
COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR
SEGUNDA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)
9-12 de mayo de 2011

DOCUMENTO SAC-02-09

**CONDICIÓN DEL PEZ ESPADA EN EL OCÉANO PACÍFICO
ORIENTAL EN 2010 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO**

Michael G. Hinton y Mark N. Maunder

1. Resumen	1
2. Datos.....	2
3. Supuestos y parámetros.....	6
4. Evaluación de la población	7
5. Condición de la población.....	11
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	12
7. Direcciones futuras	12
Figuras	14
Tablas	30
Referencias	33

1. RESUMEN

El presente informe describe la condición y las tendencias del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) al sur del paralelo de 5°S. La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis*, usando datos actualizados al 22 de abril de 2011.

No se conoce bien la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico. Se sabe de varias regiones específicas de desove, y los análisis de datos de pesca y genéticos indican que existe un intercambio tan solo limitado de pez espada entre áreas geográficas, incluyendo entre el Océano Pacífico oriental y occidental, y norte y sur, por lo que se considera que estudios de mermas locales y evaluaciones independientes del pez espada del Océano Pacífico oriental (OPO) tienen valor. Aunque la presente evaluación no incluye parámetros para desplazamientos transregionales de esta u otras poblaciones, reconoce que podría existir un intercambio limitado de peces entre el OPO sur y las poblaciones en regiones adyacentes.

Los datos genéticos y de la pesca indican que el pez espada del OPO sur constituye una población separada.

Resultados clave

1. La población del pez espada en el Océano Pacífico oriental sur no está experimentando sobrepesca ni tampoco se encuentra sobrepescado.
2. El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*; SBR¹) es aproximadamente 1,45, lo cual indica que la biomasa reproductora se encuentra un 50% por encima de la capacidad de carga, y sustancialmente por encima del nivel que se espera produzca capturas al nivel del rendi-

¹ La relación entre la biomasa reproductora actual y la biomasa reproductora de la población no explotada

miento máximo sostenible (RMS).

3. Los niveles recientes de captura anual (~14.300 toneladas (t)) son significativamente inferiores al RMS estimado (~25.000 t).
4. Ha ocurrido recientemente una serie de reclutamientos elevados a la población del pez espada.
5. Las tasas de captura y las capturas con los niveles de esfuerzo de pesca y configuraciones de la flota actuales disminuirán durante la próxima década, suponiendo que el reclutamiento medio vuelva a los niveles anteriores al reclutamiento alto, a medida que esos reclutas pasan por la pesquería.

2. DATOS

Las principales pesquerías que capturan pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO) fueron detalladas en Hinton *et al.* (2005). En el OPO sur, las pesquerías principales son las de Chile (Barbieri *et al.*, 1998; Yáñez *et al.*, 2003), Japón (Okamoto y Bayliff 2003; Yokawa 2005) y España (Mejuto y García-Cortés 2005). La captura anual media combinada de las pesquerías chilenas fue aproximadamente 5.200 t durante los años 1990, y unas 2.300 t desde entonces. La captura anual de las pesquerías japonesas aumentó de unas 1.500 a 2.000 t a fines de los años 1990 a unas 5.000 t a principios de los 2000, y subsecuentemente ha disminuido a unas 2.000 t. La pesquería española ha dominado las capturas realizadas por las flotas nacionales en los últimos años, con descargas anuales de unas 5.700 t durante 2002-2009.

En la Figura 2 se presenta un resumen de los datos disponibles de captura, esfuerzo, y composición por talla desde 1945 hasta diciembre de 2010, por pesquería (ver a continuación) que se usaron en los análisis.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definieron seis pesquerías para la presente evaluación. Las definiciones se basan en el tipo de arte, país, y/o la distribución espacial de las pesquerías de tal forma que, en general, se espera que cambie poco la selectividad por talla (Hinton y Maunder 2007).

Las pesquerías de palangre fueron separadas en pesquerías costera y de alta mar (Figura 2.1), al este y oeste, respectivamente, del meridiano de 90°O. Estas regiones corresponden generalmente con regiones de desove y cría de juveniles (alta mar) y de adultos (costera) identificadas en estudios de las pesquerías chilenas (Anónimo 2005). Las capturas de las pesquerías de palangre que se consideraron ser similares en operación y objetivo a las pesquerías japonesas fueron compiladas con aquellas de Japón. Estas incluyeron las capturas en varios años de Belice, China, Corea, Ecuador, Polinesia Francesa, Uruguay, y Vanuatu.

La flota española cambió de su arte tradicional al arte americano en aproximadamente 2000-2001, lo cual cambió las características de la pesquería (Mejuto y García-Cortés 2005). Por lo tanto, se modeló la pesquería costera española con un bloque de tiempo que separa las pesquerías en dos, antes y después de 2000.

Las pesquerías artesanal y palangrera de Chile capturan peces de edades significativamente diferentes y faenan en distintas zonas (Yáñez *et al.* 2003), por lo que fueron modeladas individualmente para tomar en cuenta las diferencias en sus selectividades, usando las categorías establecidas por el Servicio Nacional de

Pesquería	Descripción	Área principal de operación
F1	Chile, palangre industrial	Alta mar – al oeste de 90°O
F2	Chile, artesanal, y Perú	Costera – al este de 90°O
F3	Japón y similar, palangre	Alta mar
F4	Japón y similar, palangre atunero	Costera
F5	España, palangre	Alta mar
F6	España, palangre	Costera

Pesca (SERNAP) de Chile. La pesquería artesanal suele capturar peces más grandes, principalmente con arpón y red de transmalle, y la pesquería palangrera industrial peces algo más jóvenes y pequeños. Generalmente, la pesquería palangrera faena en aguas al oeste de aquellas explotadas por las pesquerías artesanales, pero se solapan en cierto grado las pesquerías palangreras industriales y las artesanales. Las capturas reportadas de Perú fueron agrupadas con aquellas de la pesquería artesanal chilena en los análisis.

2.2. Captura

En la Tabla 2.2 se presentan las capturas totales, por pabellón, y en la Figura 2.2 se ilustran las capturas por pesquería usadas en el modelo.

Se dispuso de datos de captura de Corea, España, Japón, y Taipei Chino, en número de peces. Se dispuso de datos de la mayoría de los años en número y peso para Corea, España, Japón, y Taipei Chino. Se dispuso de datos de Chile en peso solamente.

Se dispuso de datos de captura² (número de peces y peso) de la pesquería palangrera española de 1990-2009. Se supuso que la captura total de la pesquería española en 2010 fue igual a la de 2009, y distribuida de la misma forma.

En la Tabla 2.2.1c de Hinton *et al.* (2005) se presentan los datos de captura de las pesquerías chilenas. Esta serie fue incrementada con datos de Perú (Weidner y Serrano 1997, Anexo B2a, Columnas “Smith” y “FAO”, pág. 401) y extendida hasta 1945 en el caso de Chile (Weidner y Serrano 1997, Anexo E2a1, pág. 776). Los datos de los años más recientes fueron obtenidos de informes de captura publicados en línea por SERNAP.

Se compilaron los datos de cada pesquería por trimestre para la evaluación. Generalmente se hizo esto usando las proporciones de captura por trimestre observadas en los datos de captura y esfuerzo agregados con una resolución de mes por 5° latitud por 5° longitud, o de tablas de datos de captura por mes. Si no se dispuso de estos datos, se repartieron las capturas usando las distribuciones medias de los datos disponibles.

Las pesquerías chilena y española muestran estacionalidad en la captura anual, generalmente con capturas máximas en los trimestres segundo y tercero. En el caso de las pesquerías chilenas, se usó la distribución de la captura por trimestre de años recientes (artesanal: 2002-2008; industrial: 2002-2009) para repartir por trimestre la serie de capturas anuales reportadas para las pesquerías artesanales e industriales de los años antes de 2002, para las pesquerías artesanales en 2009-2010, y para las pesquerías industriales en 2010. En el caso de las pesquerías españolas, se usó la distribución de la captura por trimestre durante 1998-2006 para asignar la captura por trimestre durante 1990-1997.

Pesquería	Proporción de captura anual por trimestre			
	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4
Chile, artesanal	0,0154	0,439	0,484	0,062
Chile, industrial	0,0255	0,397	0,366	0,212
España	0,0720	0,382	0,363	0,183

2.3. Descartes

Las pesquerías españolas reportaron que no tuvieron descartes de pez espada. No se dispuso de datos de descartes de las otras pesquerías.

2.4. Índices de abundancia

Se obtuvieron índices de abundancia usando modelos delta-lognormales (Pennington 1983) ajustados en

² Instituto Español de Oceanografía (IEO) (A Coruña, España)

TIBCO Spotfire S+ 8.1³. Se realizó la identificación inicial de los parámetros del modelo con las funciones “step.glm” y “stepAIC”, y la selección final mediante una comparación de la disminución del Criterio de Información de Akaike (AIC) que resultó de añadir los parámetros individuales sugeridos por los ajustes iniciales, e incluir solamente aquellos que resultaron en una reducción del AIC de O(100) (Burnham y Anderson 1998). El alcance inicial del modelo incluyó parámetros oceanográficos que se podría esperar estén correlacionados con la presencia y vulnerabilidad del pez espada (ver, por ejemplo, *et al.* 2009). La forma general ajustada para ambos componentes del modelo delta-lognormal:

$$F(\text{CPUE}) = \text{Año} + \text{Mes} + \text{Latitud} + \text{Longitud} + \text{Ambiente} + \text{Interacciones}$$

Se consideraron interacciones solamente para los efectos principales significativos, y al fin, no se identificó ninguna interacción significativa para ningún modelo. Los modelos ajustados a los datos de captura y esfuerzo de Japón que incluyeron información sobre el número de anzuelos calados entre flotadores (APC) en el reinal fueron compilados en cuatro categorías de configuración de arte: $\text{APC} < 8$; $8 < \text{APC} < 12$; $12 < \text{APC} < 16$; y $\text{APC} \geq 16$. En el caso del período antes de 1975, cuando se introdujo la pesca con palangre profundo en el OPO, se supuso que $\text{APC} < 8$ (Hinton 2003).

Escalar los parámetros oceanográficos a los niveles de los datos de captura y esfuerzo disponibles es problemático, y no todos los parámetros oceanográficos o ambientales parámetros son adecuados para inclusión en todos los modelos. Se dispuso de, o se pudo estimar, varios parámetros en la escala de los datos de captura y esfuerzo de un grado, que es aproximadamente la dimensión lineal de un lance de palangre (longitud del reinal ~ 100 km). Estos fueron la temperatura superficial del mar⁴ (sst: IGOSS); altura de la superficie del mar (ssh), salinidad, y velocidades superficiales meridional (τ_{uy}) y zonal (τ_{ux})⁵ (SODA 2.1.6); temperatura de la profundidad de la capa de mezcla y profundidad del isóbaro de 20°C⁶; y la probabilidad de encontrar un frente de temperatura en el área (FPI: índice de probabilidad frontal)⁷. Se pueden hacer estimaciones de estos parámetros en una escala de cuadrículas de cinco grados, pero a esa escala no representan las condiciones locales en el área de las operaciones de pesca, y no se esperaría que contuviesen información significativa sobre la relación entre las tasas de captura y las condiciones oceanográficas.

Los parámetros ambientales que abarcan la cuenca entera y con escalas temporales largas brindan información sobre forzamientos físicos y las distribuciones generales de los parámetros oceanográficos físicos, y por lo tanto se podría esperar que se correlacionara en esas escalas con la distribución de las pesquerías y el pez espada. Los parámetros que fueron incluidos en los análisis de estandarización fueron los Índices de Oscilación extratropicales del Norte (NOIx)⁸ y del Sur (SOIx); el Índice de Oscilación del Sur (SOI); y el Índice Multivariable de ENSO (MEI)⁹. Como indicadores de forzamiento físico y propiedades del océano a mayor plazo y gran escala, se podría esperar que las correlaciones con las tasas de captura a estas escalas grandes podrían ser realizadas mediante influencia sobre los niveles futuros de reclutamiento, por lo que se incluyeron estimaciones de estos parámetros en el alcance inicial de los modelos de estandarización con retrasos de entre cero y seis meses.

Se dispuso de datos de captura y esfuerzo de las pesquerías de Taipei Chino, Corea, y España solamente con una resolución geográfica de 5 grados de latitud x 5 grados de longitud (datos 5x5) y no incluyeron

³ <http://spotfire.tibco.com/products/s-plus/statistical-analysis-software.aspx>

⁴ Integrated Global Ocean Services System, Reyn_SmithOlv2 monthly sst; 1981-11 a 2010-; consultado 2011-04-09: http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/IGOSS/nmc/Reyn_SmithOlv2/monthly/sst/.

⁵ Simple Ocean Data Assimilation: soda pop 2.1.6; 1971-01 a 1981-10 (sst), 1971-2010; consultado 2011-04-08: <http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁶ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Ocean Reanalysis, S3: consultado 2011-04-07: <http://apdrc.soest.hawaii.edu/dchart/>

⁷ Pelagic Habitat Analysis Module:1971-01 a 2010: consultado 2011-04-07: <http://phamlite.com/>

⁸ NOAA Pacific Fisheries Environmental Laboratory; 1971-01 a 2010: <http://www.pfeg.noaa.gov/products/PFEL/modeled/indices/NOIx/noix.html>

⁹ NOAA/Earth Systems Research Laboratory. Wolter, K.: 1950 a 2010: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/people/klaus.wolter/MEI/>

datos sobre la configuración del arte. Las estandarizaciones basadas en datos 5x5 generalmente reflejan fielmente la serie de tasas de captura nominal. Los parámetros correspondientes a las condiciones ambientales locales que podrían afectar las operaciones de pesca, entre ellos las decisiones con respecto a dónde y cuándo iniciar la operación del arte, no se escalan de forma significativa a los datos de pesca 5x5 agregados de dominio público, por lo que no se incluyeron en los intentos de estandarizar los datos parámetros tales como la temperatura y nivel superficial del mar, velocidad de las corrientes, corte del viento, y salinidad. Al fin, no se descubrió una serie de serie de captura por unidad estandarizada satisfactoria para las pesquerías de Taipei Chino, Corea, o España. En la Figura 2.4.1 se ilustran series de tiempo de CPUE nominal de estas pesquerías y la de Japón basadas en datos 5x5.

En una Figura 2.4.2 se ilustran las tasas de captura nominal de las pesquerías chilenas (Serra *et al.* 2009: Tablas 6 y 7). No se dispuso de datos para desarrollar índices de captura estandarizados para estas pesquerías, pero Serra *et al.* (2009) presentan índices estandarizados para las pesquerías palangreras chilenas que son generalmente consistentes con, y mayores que, las tasas nominales, particularmente en la región de alta mar.

La pesquería de alta mar de Japón comenzó en el OPO en aproximadamente 1952, pero su expansión geográfica no alcanzó las regiones costeras del OPO sur (Hinton 2003, Figura 2, Área 4) hasta aproximadamente 1967 (Joseph *et al.* 1974, Figura 1). En el caso de esas pesquerías, se dispuso de series de datos que comenzaron a principios de los años 1950, con una resolución geográfica de 5° de latitud por 5° de longitud (datos 5x5). Se dispuso también para esas pesquerías de series de datos que comenzaron en 1971 con una resolución más alta, y series con y sin información de la configuración del arte. La primera de éstas fue una serie de datos 1x1, comenzando en 1971, de las pesquerías japonesas. Se dispuso también de series de datos de estas pesquerías con información de la configuración de las artes en formato 5x5 a partir de 1975 y 1x1 a partir de 1999. Se generaron series de tiempo de CPUE para las pesquerías japonesas tanto costera como de alta mar (ver Sección 2.1, Pesquerías).

2.5. Datos de composición por talla

Se dispuso de datos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera española, medidas de la mandíbula inferior a la cauda furcal (MICF), y de las pesquerías japonesas, medidas del ojo a la cauda furcal (OCF). Ya que el modelo de crecimiento usado en la evaluación fue desarrollado con medidas de MICF, y se descubrió que las tasas de crecimiento del pez espada en el Pacífico sudeste y norte central (región de Hawai) son muy similares (Cerna 2009), los datos de OCF fueron convertidos en MICF, usando el método de Uchiyama *et al.* (1999: Tabla 1, pág. 19: $MICF = 8.0084 + 1.07064 \times OCF$).

Las medidas de frecuencia de talla fueron agregadas en intervalos de talla de 5 cm por trimestre para las pesquerías F3, F4, F5, y F6. Estas agregaciones contaban con tamaños de muestra de entre uno y decenas de miles. Las agregaciones con 10 observaciones o menos fueron excluidas del modelo. En el proceso de desarrollar el modelo de evaluación, el tamaño efectivo de la muestra para los datos de frecuencia de talla estimado a partir de las ejecuciones iniciales del modelo fue usado para reponderar (Maunder 2011) los tamaños de muestra observados usados en un ajuste subsecuente del modelo. Más adelante se presentan las distribuciones de las frecuencias de talla, con los resultados de la evaluación.

2.6. Datos de composición por edad

Se incluyeron en la presente evaluación los datos de composición por edad de las pesquerías chilenas que fueron compilados para la evaluación previa (Hinton y Maunder 2007). WIncluyen datos de las pesquerías industriales y artesanales de Chile. No se dispuso de datos de composición por edad actualizados o adicionales.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

El pez espada crece en talla muy rápidamente: tanto los machos como las hembras que crecen más rápidamente alcanzan tallas (medidas de la mandíbula inferior a la cauda furcal) de más de 1 metro durante su primer año (DeMartini *et al.* 2007, Cerna 2009, Chong y Aguayo 2009).

Cerna (2009) y Chong y Aguayo (2009) presentan análisis recientes de las tasas de crecimiento del pez espada en el OPO sur. Los resultados de sus análisis independientes son consistentes, aunque las estimaciones de la talla máxima asintótica (L_{inf}) de modelos de crecimiento de von Bertalanffy por Cerna (2009) para tanto machos (279 cm) como hembras (321 cm) fueron ligeramente mayores que aquellas de Chong y Aguayo (2009) (machos, 275 cm; hembras, 305 cm). Las estimaciones de la K anual de von Bertalanffy por Cerna (2009) fueron menores (machos, 0,158; hembras, 0,133) que aquellas de Chong y Aguayo (2009) (machos, 0,177; hembras, 0,153).

Considerando la proporción relativamente alta de peces de talla de más de 350 cm en los datos, se usaron en la evaluación los parámetros del modelo de von Bertalanffy de Cerna (2009).

El parámetro L_{inf} puede ser estimado o especificado, y en la evaluación fue fijado para hembras en 321 cm, lo cual equivale a 290 cm a edad 15, la edad máxima en el modelo; y para los machos en 279 cm.

La ecuación de von Bertalanffy en *Stock Synthesis* no usa la parametrización estándar t_0 , sino que fue parametrizada con la talla por edad uno igual a 118cm y 122 cm para hembras y machos respectivamente.

No se cuenta con información acerca de la variación de la talla por edad, y se usó en la evaluación un coeficiente constante de variación fijado en 0,1.

La selección de la relación talla-peso para la evaluación fue importante, ya que fue usada en el cálculo de la biomasa y al hacer comparable la captura y los datos de frecuencia de talla. Las relaciones usadas en la evaluación fueron aquellas de Cerna (2009), para que fuesen consistentes con el modelo de crecimiento usado en la evaluación:

$$\begin{array}{ll} \text{Hembras} & \text{Peso (kg)} = 3.7 \times 10^{-6} \times [\text{talla mandíbula inferior-cauda furcal (cm)}]^{3.26}; \text{ y} \\ \text{Machos} & \text{Peso (kg)} = 4.5 \times 10^{-6} \times [\text{tallas mandíbula inferior-cauda furcal (cm)}]^{3.21} \end{array}$$

3.1.2. Mortalidad natural

Se ignora la tasa instantánea de mortalidad natural (M) del pez espada. Se ha supuesto frecuentemente que, debido al gran tamaño que alcanza el pez espada, M podría ser tan baja como 0,2 (Hinton *et al.* 2005). Con el desarrollo de técnicas para determinar la edad del pez espada, se ha descubierto que la mayoría de los peces espada no viven más de unos 12 años (DeMartini *et al.* 2007, Chong y Aguayo 2009), lo cual sugiere que M es mayor que los valores supuestos en varios estudios previos. En la presente evaluación usamos una M de 0,4.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

En Anónimo (2005) se presenta un resumen de las distribuciones de los peces espada adultos y juveniles y las zonas de desove en el OPO sur.

El pez espada en el OPO sur desova durante el verano austral, principalmente durante enero y febrero (Claramunt *et al.* 2009). Se estima que la talla de 50% de madurez de los machos es aproximadamente 115-120 cm MICF, y la de las hembras aproximadamente 165-175 cm (DeMartini *et al.* 2007, Claramunt *et al.* 2009), lo cual, según estudios de edad y madurez, corresponde a una edad de dos a tres.

Se supuso que la edad de primera madurez fue dos. El calendario de madurez en la evaluación fue fijado por medio de un vector de proporción de hembras maduras por edad, con proporciones correspondientes a

los años cero a tres de 0,0, 0,0, 0,6, y 0,8, respectivamente, y un valor de 1 para las edades de más de tres.

El modelo de evaluación estima el desove en las temporadas 1 y 2, con la estimación de la temporada 2 relativa al nivel estimado para la temporada 1.

Se considera generalmente que las condiciones ambientales constituyen la influencia principal sobre los niveles de reclutamiento de los atunes pelágicos y especies afines, incluyendo el pez espada, y que el reclutamiento no queda reducido sustancialmente como resultado del nivel de la biomasa reproductora. Por lo tanto, se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Beverton y Holt 1957) en la evaluación. En el modelo *Stock Synthesis*, la relación de Beverton-Holt ha sido parametrizada para incluir la inclinación (h) (Francis 1992, Anexo 1). La inclinación equivale a aquella fracción del reclutamiento a una población no explotada (R_0) que produciría una biomasa reproductora que ha sido reducida al 20% de la biomasa reproductora no explotada (S_0), o sea, $hR_0 = F(0,2S_0)$, donde F es la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a una falta de contraste en las observaciones de la biomasa reproductora y porque otros factores (ambientales, por ejemplo) pueden causar una variabilidad extrema en los reclutamientos de una biomasa reproductora dada. Análisis de simulación han demostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con una gran incertidumbre y estimaciones frecuentes equivalentes a uno, aun cuando la inclinación verdadera es moderadamente menos que uno (Conn *et al.* 2010).

No existieron pruebas de que el reclutamiento estuviese relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del pez espada en el OPO sur, por lo que $h = 1$ en la evaluación. Se realizó un análisis de sensibilidad con $h = 0,75$ para investigar el efecto de incluir una relación población-reclutamiento.

3.1.4. Desplazamientos

La evaluación no incluyó parámetros explícitos para el desplazamiento. Existe muy poca información sobre los desplazamientos del pez espada. Se supuso que la población está mezclada al azar al principio de cada año y, aunque no fueron modelados explícitamente, algunos aspectos de los desplazamientos en el OPO sur fueron acomodados mediante diferencias en la selectividad y capturabilidad en la definición espacial de las pesquerías. Pese a que la evaluación no incluyó parámetros para los desplazamientos transregionales de esta población u otras, ser reconocido que de tiempo en tiempo podría ocurrir un intercambio limitado de peces entre la población del pez espada en el OPO sur y aquellas en regiones adyacentes.

3.1.5. Estructura de la población

No se sabe mucho acerca de la estructura de la población del pez espada en el Pacífico. El tema ha sido objeto de varios estudios, y ciertos elementos de la distribución de las poblaciones parecen más claros que otros. Se conocen varias regiones específicas de desove, y los análisis de datos de pesca y genéticos indican que ocurre un intercambio tan sólo limitado de pez espada entre áreas geográficas, incluyendo entre el Pacífico oriental y occidental, y norte y sur, por lo que se consideran significativas los estudios de normas locales y evaluaciones independientes del pez espada en el OPO. Aunque en la presente evaluación no incluye parámetros para desplazamientos transregionales de esta población u otras, reconoce que podría ocurrir un intercambio limitado de peces entre Océano Pacífico sudeste y las poblaciones en las regiones adyacentes. Se considera que en el OPO existe una sola población en el OPO sur (Alvarado Bremer *et al.* 2006), y se espera que la zona seleccionada para la evaluación, al sur de 5°S y al este de 150°O, cubra la distribución principal de la población.

3.2. Influencias ambientales

Se usaron datos ambientales en la estandarización de las tasas de captura (Sección 2.4).

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se realizó la evaluación con *Stock Synthesis* (Methot 2009), un modelo de evaluación de poblaciones es-

tadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) por sexo y por edad. Los datos incluidos en la evaluación son aquellos disponibles al 22 de abril de 2011. Los datos disponibles determinaron, en grado importante, la estructura del modelo de evaluación. Además de los datos, se obtuvieron de estudios estimaciones de varias características de la población, tales como la tasa de mortalidad natural, las tasas de crecimiento, y la edad de primera madurez, y fueron incluidos en la evaluación como parámetros supuestos o fijos. *Stock Synthesis* fue ajustado a una serie de escenarios, usando el método de verosimilitud máxima. El valor del negativo del logaritmo de la probabilidad de cada uno de los escenarios fue usado para la evaluación y la comparación de los resultados.

4.1. Estructura del modelo de evaluación

Los datos más antiguos incluidos en la evaluación son las capturas estimadas de 1945. Durante el período entre 1945 y 1965 la captura anual media fue unas 1.000 t. Durante la década siguiente, a medida que las pesquerías de palangre de Japón, dirigidas principalmente a los atunes, extendieron sus operaciones al OPO, la captura anual media de pez espada del OPO aumentó a unas 1.600 t. Estas operaciones siguieron creciendo en intensidad, y para mediados a fines de los años 1970 respondían de las capturas predominantes de pez espada en la región. A fines de los años 1980 las pesquerías de pez espada en el OPO aumentaron significativamente con el desarrollo de las pesquerías palangreras industriales de Chile, seguidas estrechamente por el ingreso de una flota palangrera española a la región. A medida que se expandieron las pesquerías, se identificaron zonas y condiciones deseables para la captura del pez espada. Durante la década que terminó en 2009, la captura anual media de pez espada del OPO fue unas 12.000 t.

Varios supuestos básicos compartidos por la mayoría de las evaluaciones se vuelven dudosos en situaciones tales como aquellas descritas anteriormente; por ejemplo, el supuesto que las tasas de captura estandarizadas son proporcionales a la abundancia durante el período entero, o que la distribución geográfica de la población ha sido identificada y bien muestreada a lo largo del tiempo por las pesquerías.

Los pasos tomados para enfrentar estos problemas fueron estructurar la evaluación en estratos temporales y espaciales para los que estos supuestos básicos fueron considerados razonables, y extraer la mayor cantidad de información posible de los estratos para los cuales los supuestos eran menos sostenibles. Este método fue consistente con aquel usado en las evaluaciones de las poblaciones de marlín rayado, y de los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO.

El modelo de evaluación comienza en 1945. En vista del bajo nivel de captura durante los años iniciales de la serie de datos, y de la improbabilidad de que las capturas fueron más altas o significativamente diferentes durante los años de la Segunda Guerra Mundial inmediatamente anteriores, se supuso que la población se encontraba en condición virgen sin pesca al principio del modelo.

El modelo distingue entre los sexos, lo cual significa que los parámetros del mismo pueden ser diferentes para machos y para hembras, tal como se señala en las secciones anteriores sobre el crecimiento de la madurez. La evaluación incluye también las siguientes condiciones iniciales, supuestos, y valores de los parámetros fijos:

1. El modelo es estacional, con cuatro estaciones cada año, y con una sola zona.
2. Las desviaciones del reclutamiento comenzaron en 1964, seis años antes de disponer de datos de frecuencia de talla, que incluyen información sobre las cohortes que ingresaron a la pesquería antes del comienzo de la serie de datos.
3. El reclutamiento ocurrió en las estaciones 1 y 2, con aquel de la estación 2 estimado relativo al reclutamiento en la estación 1. I
4. Mortalidad natural (M) = 0,4.
5. Inclinación (h) = 1,0
6. Parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para hembras: $K = 0,113$ y $L_{inf} = 321$; y

para machos: $K = 0,158$ y $L_{inf} = 279$.

7. Se fijó la talla de edad uno en 118 cm y 122 cm para hembras y machos, respectivamente, porque la función de crecimiento describió bien el pez espada adulto, pero no el crecimiento alométrico rápido de los juveniles. Esto causó problemas con los ajustes del modelo debido al número bastante alto de peces pequeños (< 100 cm) capturadas en algunas pesquerías.
8. Coeficiente de variación de la talla por edad = 1,0
9. Se modeló la edad 15 como grupo plus en el que se acumulan todos los peces de 15 años o más de edad.
10. Los coeficientes de variación (CV) de que las observaciones de tasas de captura estandarizadas de las pesquerías F3 y F4, usadas como índices de abundancia, fueron fijados en 0,2.
11. Se estimaron las selectividades de las pesquerías F3, F4, F5, y F6 usando una función de distribución normal doble, lo cual permitió estimar la selectividad en forma de domo (asintótica).
12. Se supuso que la selectividad de F2 es asintótica, y se estimó usando la distribución normal doble con parámetros para (1) la selectividad del primer intervalo de talla, (2) la tasa de incremento en el tubo de inflexión, y (3) la edad en la que la selectividad equivale a uno. En el ajuste preliminar del modelo de evaluación, la selectividad de F1 puede ser asintótica, por lo que, en el ajuste final, se hizo asintótica la selectividad de F1, tal como se comenta en el caso de F2. Además, el tamaño al cual la selectividad se vuelve asintótica fue fijado en el tamaño máximo en el modelo, para así reducir el número de parámetros estimados en el modelo final.
13. La evaluación incluyó bloques de tiempo para la selectividad de F6. Alrededor de 2000, la configuración y operación del arte de pesca usado en estas pesquerías fueron cambiadas por completo. Un análisis de los residuales en los datos de frecuencia de talla de los análisis preliminares indicó claramente cambio de selectividad, lo cual implica la necesidad de esta estructura adicional en el modelo.
14. Datos correspondientes a períodos anuales, a diferencia de estacionales, fueron asignados a la estación 2. Éstos incluyeron índices anuales de abundancia y la frecuencia de talla de las pesquerías chilenas.

4.2. Resultados de la evaluación

La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis*¹⁰ (SS-V3.20b-safe), usando datos e información disponibles al 22 de abril de 2011. El modelo fue ajustado a los índices estandarizados de abundancia de F3 y F4; a los datos de frecuencia de talla de F3, F4, F5, y F6; y a los datos de frecuencia de edad de F1 y F2. El modelo de evaluación fue bastante inestable, con problemas de convergencia debido a mínimos locales. Esta inestabilidad probablemente debido a la parametrización de la selectividad. Se usaron varios valores iniciales y fases de optimización para verificar que el resultado final no era un mínimo local. No obstante no es nunca seguro que una solución mejor no sea posible.

4.2.1. Mortalidad por pesca

En la Figura 4.2.1 se ilustra la selectividad por tamaño estimada por pesquería. Las pesquerías 5 y 6, las pesquerías de palangre de España, mostraron la mayor selectividad para peces pequeños, con peces plenamente seleccionados con tallas mandíbula inferior-cauda furcal (MICF) cercanas a 75 cm. El pez espada permaneció plenamente seleccionado en todos los tamaños en la pesquería 5, pese a poder ser asintótica, mientras que la selectividad de la pesquería 6 tuvo forma de domo, con la selección disminuyendo a menos de 10% en tamaños de aproximadamente 275 cm o más. Las pesquerías 3 y 4, las pesquerías palangreras japonesas, mostraron selección de pez espada al nivel de 10% o más con tamaños de aproxima-

¹⁰ <http://nft.nefsc.noaa.gov/SS3.html>

damente 100 cm. La pesquería 4, la pesquería japonesa en la región costera, mostró una selectividad asintótica, pese a poder ser asintótica. Las pesquerías 1 y 2, las pesquerías de Chile, fueron modeladas con una selectividad asintótica, y mostraron selectividad de peces espada grandes.

4.2.2. Reclutamiento

En la Figura 4.2.2 se ilustra la tendencia del reclutamiento anual estimado. Las estimaciones del nivel de reclutamiento comenzaron en 1964, y disminuyeron inmediatamente después. Permanecieron relativamente estables hasta aproximadamente 1999-2000, cuando aumentaron por un factor de casi dos durante un período de capturas crecientes. Continuaron con un patrón general de aumento hasta alcanzar un pico de unas seis veces los niveles observados en los años 1960 y 1970. Se considera que este aumento es resultado de las condiciones ambientales, ya que las capturas anuales de pez espada permanecieron relativamente constantes en unas 12.000 t durante este periodo.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.2.3.1 se ilustra la tendencia de la biomasa reproductora estimada de la evaluación, junto con las estimaciones anuales de la biomasa reproductora en ausencia de pesca. Queda claro que la pesca ha ejercido un impacto ligero sobre el nivel de la biomasa reproductora durante el periodo. El nivel de biomasa reproductora que se espera produzca capturas a nivel de RMS (S_{RMS}) es aproximadamente 11.000 t, nivel significativamente menor que la biomasa reproductora más baja observada desde 1945, 43.000 t en 1993. La biomasa reproductora ha aumentado paulatinamente desde 1993, y se estima que en 2010 fue aproximadamente 135.000 t.

El cociente estimado de la biomasa reproductora en 2010 y la biomasa reproductora en la población no explotada (*spawning biomass ratio*, o SBR) fue aproximadamente 1,45 (Figura 4.2.3.2), muy por encima del nivel estimado que se espera produzca capturas a nivel del RMS ($SBR_{RMS} = 0,11$).

4.3. Comparaciones con fuentes de datos externos

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

4.4. Diagnósticos

4.4.1. Análisis de residuales

La evaluación fue ajustada a los índices estandarizados de abundancia de las pesquerías 3 y 4, las pesquerías palangreras japonesas de altamar y las zonas costeras (Figura 2.1). Las tendencias estimadas de la abundancia se ajustaron bien al índice de abundancia del primero, pero mal a aquel del segundo (Figura 4.4.1.1)

En la Figura 4.4.1.2 se ilustran las estimaciones de la evaluación de los datos de tallas de las pesquerías palangreras japonesas y española, y se presentan gráficas de residuales de Pearson para las mismas en las figuras 4.4.1.3. (pesquerías japonesas de alta mar y costera) y 4.4.1.4. (pesquerías españolas de alta mar y costera). Las estimaciones de la frecuencia de talla solían subestimar el número de peces de menos de unos 100 cm en varios años en ambas pesquerías costeras, aunque en general las estimaciones de la evaluación se ajustaron bastante bien a los datos observados.

En la Figura 4.4.1.5 se ilustran las estimaciones de la evaluación de la captura en las pesquerías de Chile. En general, al igual que con los datos de frecuencia de talla, las estimaciones basadas en la evaluación se ajustaron bien a las frecuencias de edad observadas en el caso de la pesquería artesanal, pero en la pesquería industrial se observa un patrón de residuales sustancial (Figura 4.4.1.6).

4.4.2. Análisis de sensibilidad

La incertidumbre en los resultados de la evaluación, que puede ser difícil de cuantificar, ocurre debido a errores de muestreo y de proceso. En la primera instancia, los datos de muestreo no pueden representar perfectamente los parámetros de la población de pez espada en el OPO sur, o más generalmente, aquellos

de cualquier población. En la segunda instancia, la estructura del modelo usada para la evaluación brinda tan sólo una aproximación de la dinámica de las poblaciones y de las pesquerías que las explotan. Estas aproximaciones pueden resultar en errores de proceso o de especificación incorrecta del modelo. Los intervalos de confianza de las estimaciones de los parámetros que resultan de la solución basada en verosimilitud obtenida para la evaluación fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de dinámica de poblaciones representaba « perfectamente » (o al menos adecuadamente) la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se pueda satisfacer este supuesto, las estimaciones de la incertidumbre obtenidas de la evaluación probablemente subestiman las incertidumbres « verdaderas ».

Una preocupación principal en la presente evaluación fue los errores potenciales que resulten del fracaso del supuesto que los índices de abundancia estandarizados usados en el modelo no fueron proporcionales a la abundancia de la población de pez espada en el OPO sur. A fin de examinar este potencial, se ajustó el modelo a los índices de abundancia con los cuatro últimos años (2007-2010), los años de aumento rápido, excluidos del análisis. Quedaron así solamente los datos de frecuencia de talla de esos años para informar sobre la abundancia de la población durante este período.

Se presentan los resultados de este análisis en términos del cociente de biomasa reproductora (Figura 4.4.2.1). Queda claro que el aumento de la abundancia relativa fue apoyado por los datos de frecuencia de talla observada. Se señaló también que el aumento indicado de la abundancia relativa en los índices de tasa de captura estandarizada fue consistente con los aumentos observados en las tasas de captura nominal de otras pesquerías, particularmente en el caso de las naciones de aguas lejanas y las zonas de alta mar (Figuras 2.4.1 y 2.4.2).

La evaluación fue realizada con una inclinación supuesta de 1. Se realizó un análisis de sensibilidad con una inclinación de 0,75, a pesar de que la cooperación no sido reducida a un nivel inferior al SBR de aproximadamente 0,46, y como resultado no se esperaría que los datos contendrían información para estimar el impacto de una inclinación incorrecta. En la Figura 4.2.2.2 se ilustran los resultados de este análisis de sensibilidad, en comparaciones del rendimiento, en toneladas, y el SBR en niveles de esfuerzo de pesca (F) relativos al esfuerzo de pesca actual para la evaluación y para el modelo con una inclinación de 0,75.

4.5. Comparación con la evaluación previa

La evaluación previa del pez espada en el Océano Pacífico sudeste (Hinton y Maunder 2007) fue realizada con datos de hasta 2003 inclusive. Dicha evaluación señaló que la biomasa reproductora habían disminuido de forma significativa durante 1945-2003, y que y que estaba entonces en alrededor del doble del nivel que sostendría un RMS de 13.000-14.000 t. Las capturas han aumentado sustancialmente desde 2001, y las capturas recientes han sido aproximadamente 14.000-15.000 t.

La presente evaluación fue realizada con datos de hasta 2010 inclusive. Descubrimos que la biomasa reproductora habían disminuido a una mínima de unas 43.000 t en 1993 y que venía en aumento desde entonces, alcanzando unas 135.000 t en 2010, nivel al cual el SBR = 1,45. Al mismo tiempo que ocurría una biomasa reproductora creciente, la captura anual de todas las pesquerías se mantuvo en un promedio de 12.000 t durante la década que terminó en 2010.

En la Figura 4.5 se presenta una comparación del SBR estimado de la evaluación previa y de la presente evaluación.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

El objetivo de la [Convención de Antigua](#) es « ...asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por [la] Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional », e insta a los Miembros de la Comisión a « ...determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces específica ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de

pesca pondría en peligro la conservación de esa población. »

La Comisión no ha establecido puntos de referencia biológicos o de ordenación específicos, por lo que la condición de la población del pez espada en el Océano Pacífico noreste ha sido, al igual que en el pasado, presentada en términos de parámetros de ordenación basados en RMS comúnmente citados (Tabla 5). Se realizaron estas estimaciones usando las tasas de mortalidad por pesca medias de cada pesquería durante 2008-2010, y por ende representan las condiciones y prácticas de operación actuales en estas pesquerías.

El nivel de las capturas recientes (~14.300 t) es menos de la mitad de la captura de RMS estimada (~25.000 t); el nivel reciente de la biomasa (~424.300 t) es un factor de 10 mayor que la biomasa (~40.800 t) que se espera soporte capturas al nivel de RMS, y el nivel reciente de la biomasa reproductora (~158.000 t) es casi 15 veces el nivel que se espera soporte capturas al nivel de RMS.

El multiplicador de F , el factor por el cual se cambiaría la mortalidad por pesca actual para llegar al esfuerzo de pesca que se espera produciría capturas a nivel de RMS, es aproximadamente 18 en la evaluación y aproximadamente 7 en el ajuste del modelo con una inclinación igual a 0,75. Es aparente que, si la inclinación es 1, un aumento de F por un múltiplo de 7 lograría una captura cercana al nivel de RMS, y que si F es 0,75, un aumento de F de más de 7 resultaría en capturas menores que aquéllas esperadas en RMS.

En la Figura 5 se comparan las tendencias de la biomasa relativa de la población reproductora relativas al RMS con F relativa al RMS durante la veintena más reciente. La figura indica claramente que el pez espada en el OPO sur no está padeciendo sobrepesca y tampoco está siendo sobrepescado.

La población del pez espada en el Océano Pacífico sudeste están en buena condición, con la biomasa reproductora en niveles muy por encima (SBR~1.45) de los que se espera produzcan captura a nivel de RMS (~25.000 t). La evaluación sugiere que el esfuerzo de pesca necesitaría aumentar de forma importante para lograr una captura al nivel de RMS (Figura 4.2.2.2).

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

La evaluación indica que ocurrió un período reciente de reclutamiento muy alto a la población del pez espada en el Océano Pacífico sudeste. Sería de esperar que este reclutamiento alto resultaría en capturas en niveles en exceso de lo que se esperaría de las pesquerías actuales que operan con las tasas de mortalidad por pesca actuales estimadas. No obstante, se esperaría que estos niveles de captura incrementados disminuirían a lo largo del tiempo a medida que se debilita el impacto de su presencia en la población.

Se usaron estimaciones del esfuerzo de pesca actual para predecir el SBR, y la captura esperada por pesquería para el período de 2011-2020 (Figura 6) si los niveles actuales persistieran durante dicho período. La tendencia del SBR indica claramente la disminución esperada de la biomasa reproductora a medida que el reclutamiento alto pasa por la población. Las tendencias de la captura esperada demuestra asimismo la disminución esperada de la captura que resulta de las tasas de captura decrecientes con el esfuerzo constante supuesto a lo largo del período.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Recolección de información nueva y actualizada

No se espera que la población de pez espada en el Océano Pacífico sudeste sea explotada en niveles de RMS sin un aumento importante del esfuerzo de pesca. No contamos con ninguna indicación que un aumento tal esté planeado o que ocurra, pero las capturas y las tasas de captura deberían ser vigiladas estrechamente para asegurar que cualquier aumento que ocurra sea reconocido a tiempo, para que se puedan realizar análisis de impactos y evaluaciones antes de que la población pueda ser sobrepescada.

La evaluación se hubiera beneficiado de series de tasas de captura estandarizadas para las pesquerías de Chile y España, y de datos detallados de frecuencia de talla y de edad en el caso de las pesquerías de Chi-

le (Serra *et al.* 2009). Se debería intentar obtener estos datos antes de la próxima evaluación.

Se dispuso de estimaciones de descartes de sólo las pesquerías de España, en las que no se reportaron descartes. Es necesaria para una evaluación exacta una estimación exacta de las extracciones totales de una población. Se debería hacer esfuerzos para obtener información de descartes de otras pesquerías.

7.2. Refinamiento del modelo y los métodos de evaluación

El personal científico de la CIAT continuará el desarrollo de la evaluación del pez espada. Gran parte de los avances depende de cómo se modifica el programa *Stock Synthesis* en el futuro. Sería útil poder hacer lo siguiente:

1. Determinar una ponderación apropiada entre los conjuntos de datos;
2. Incluir datos de mercado convencional y satelital.

Continúan las investigaciones de la estructura de la población de pez espada en el Pacífico, y se incorporará en las evaluaciones futuras la información pertinente que pueda resultar. Estos estudios también podrían informar acerca de si la pesquería de pez espada en la región occidental del OPO sur aprovecha la misma población que aquella identificada para la presente evaluación. Es posible que se realice un esfuerzo colaborativo para explorar de forma más explícita este elemento de las pesquerías de pez espada en el Pacífico sur.

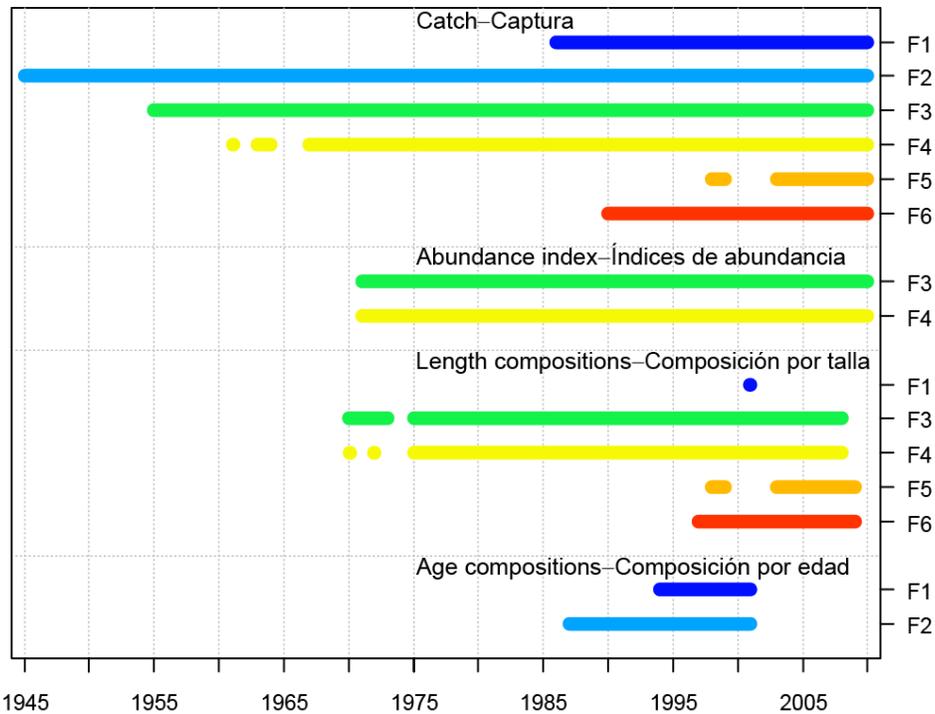


FIGURE 2. Temporal coverage of data used in the assessment, by type and fishery, 1945-2010. Note that the length composition data for Fishery 1 were not used in the assessment.

FIGURA 2. Cobertura temporal de los datos usados en la evaluación, por tipo y pesquería, 1945-2010. Nótese que los datos de composición por talla de la pesquería 1 no fueron usados en la evaluación.

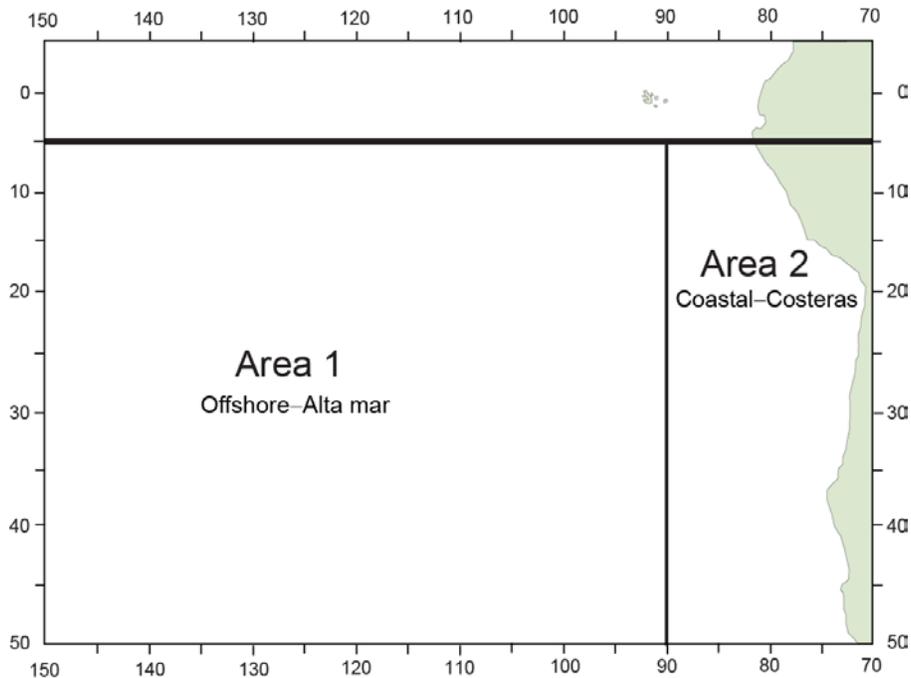


FIGURE 2.1. Area stratification for analysis of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 2.1. Estratificación de áreas para el análisis de las poblaciones de pez espada en el Océano Pacífico oriental.

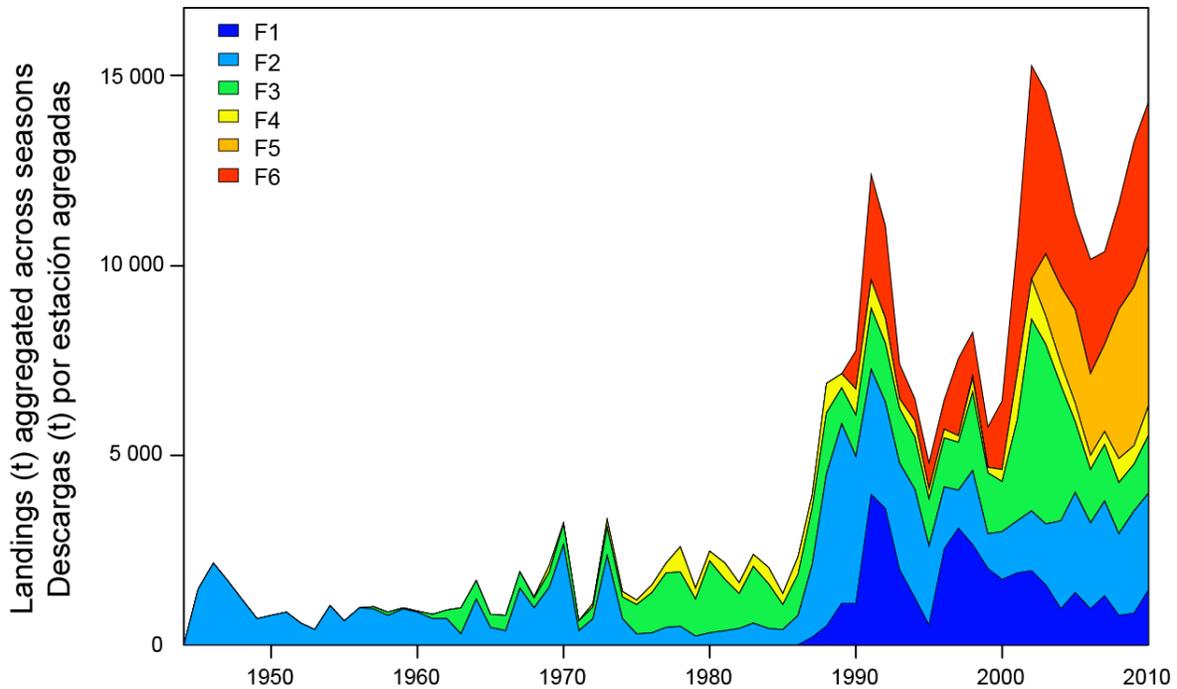


FIGURE 2.2. Annual catches (t), by fishery (see text for definitions), 1945-2010.

FIGURA 2.2. Capturas anuales (t), por pesquería (ver definiciones en el texto), 1945-2010 .

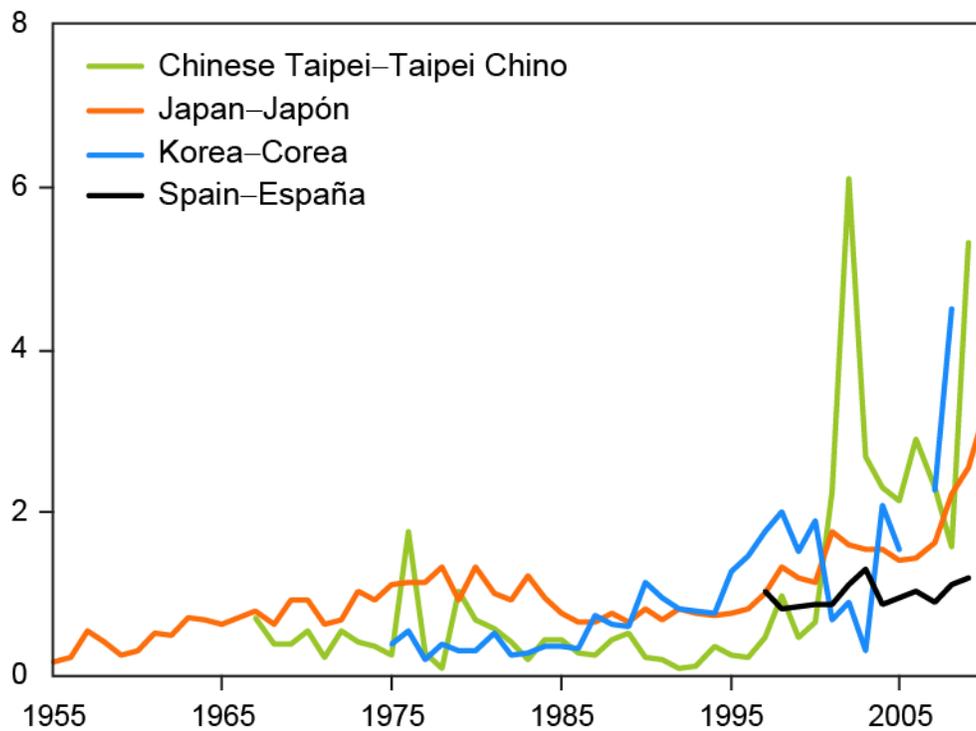


FIGURE 2.4.1. Annual nominal catch rates, by flag, scaled by the respective average catch rate.

FIGURA 2.4.1. Tasas anuales de captura nominal, por bandera, escalados por la tasa de captura media respectiva.

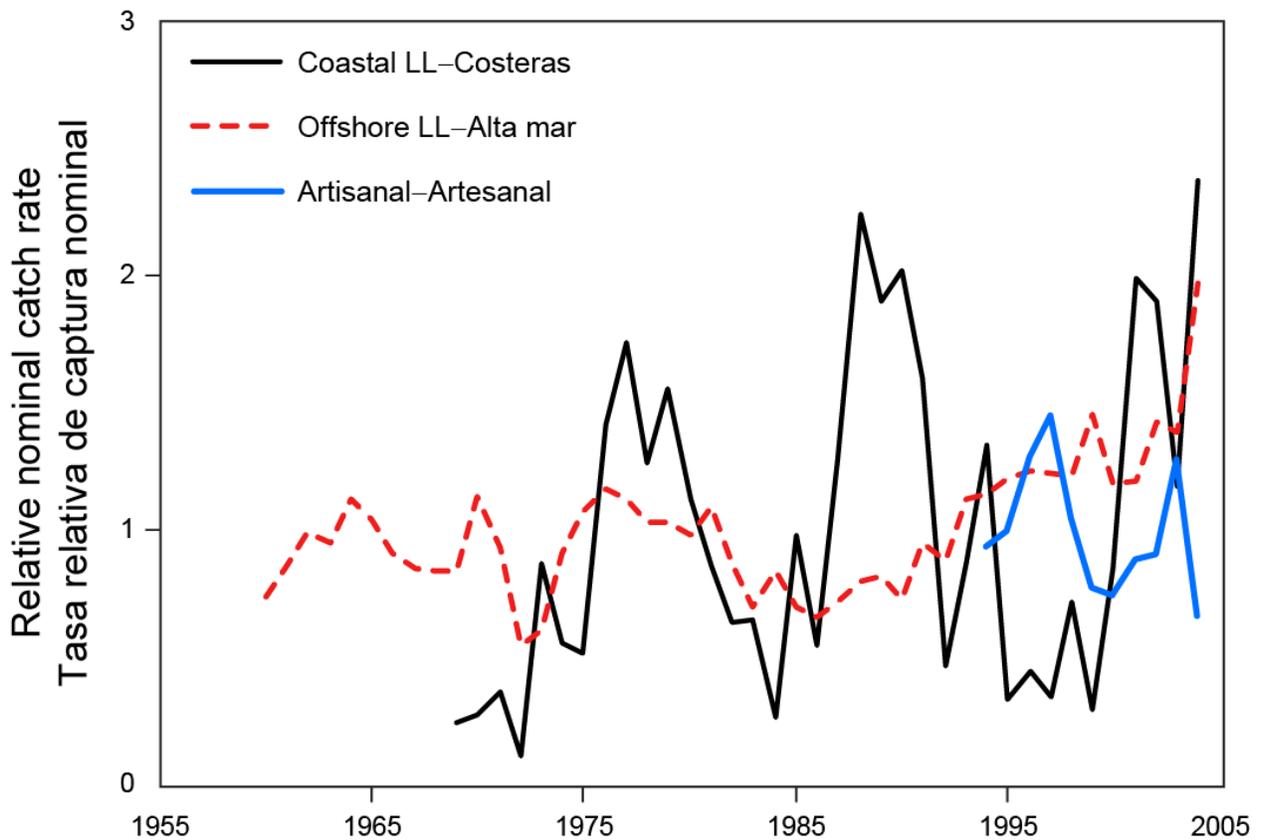


FIGURE 2.4.2. Nominal catch rates of Chilean longline and artisanal fisheries, scaled by the respective average catch rate (source: Serra *et al.* 2009).

FIGURA 2.4.2. Tasas de captura nominal de las pesquerías chilenas palangreras y artesanales, escaladas por la tasa de captura media respectiva (fuente: Serra *et al.* 2009).

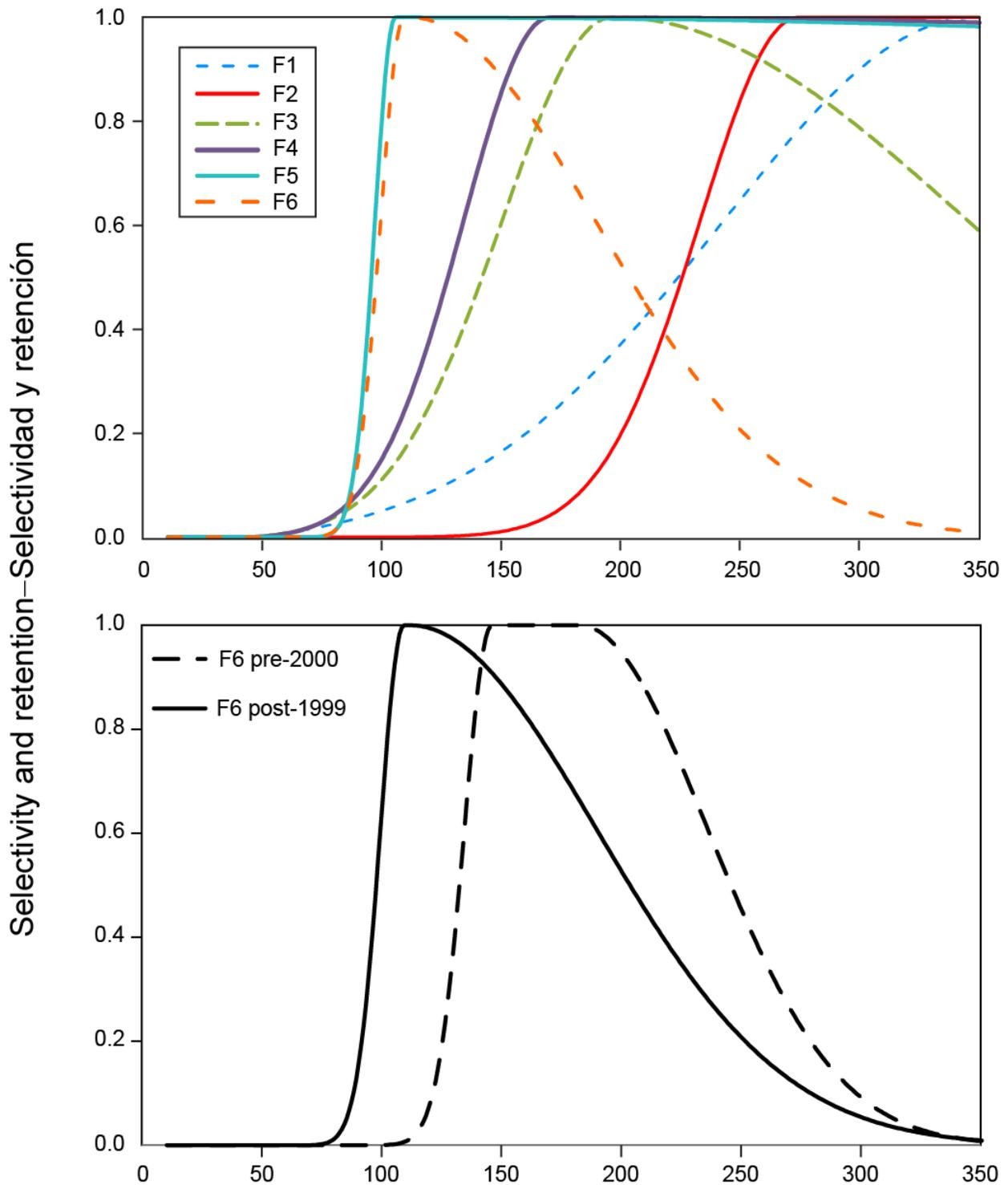


FIGURE 4.2.1. Selectivity for swordfish, by lower-jaw-fork length, for Fisheries 1-5 (upper panel), and for Fishery 6 prior to 2000 and after 1999 (lower panel) (see text for description of fisheries).

FIGURA 4.2.1. Selectividad de pez espada, por talla mandíbula inferior-cauda furcal, en las pesquerías 1-5 (panel superior), y en las pesquería 6 antes de 2000 y después de 1999 (panel inferior) (ver descripciones de las pesquerías en el texto).

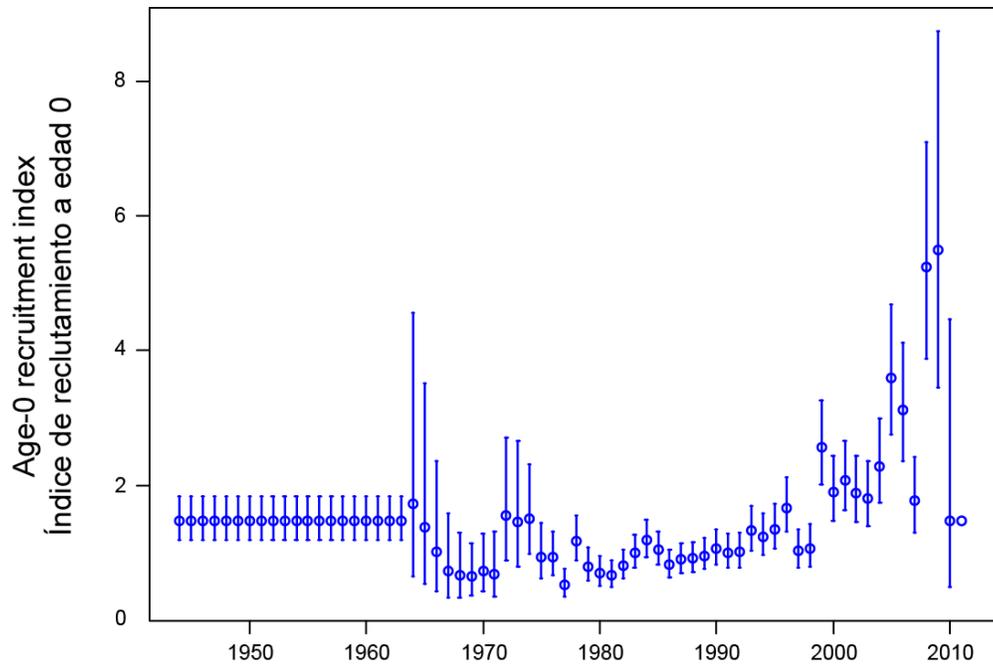


FIGURE 4.2.2. Relative annual estimated level of age-zero recruits and the approximate 95-percent confidence intervals.

FIGURA 4.2.2. Nivel anual relativo estimado de reclutas de edad cero, con los intervalos de confianza de 95% aproximados.

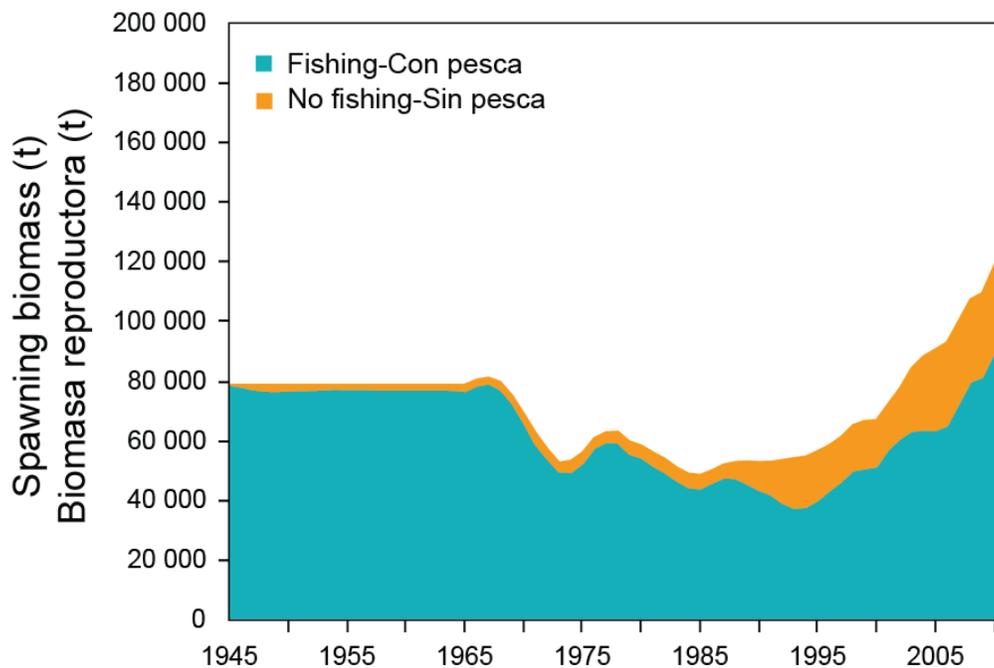


FIGURE 4.2.3.1. Estimated annual spawning biomass of swordfish, with and without fishing, 1945-2011. The yellow shaded area represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

FIGURA 4.2.3.1. Biomasa reproductora anual estimada de pez espada, con y sin pesca, 1945-2011. La zona sombreada en amarillo representa el impacto de la pesca sobre la biomasa reproductora.

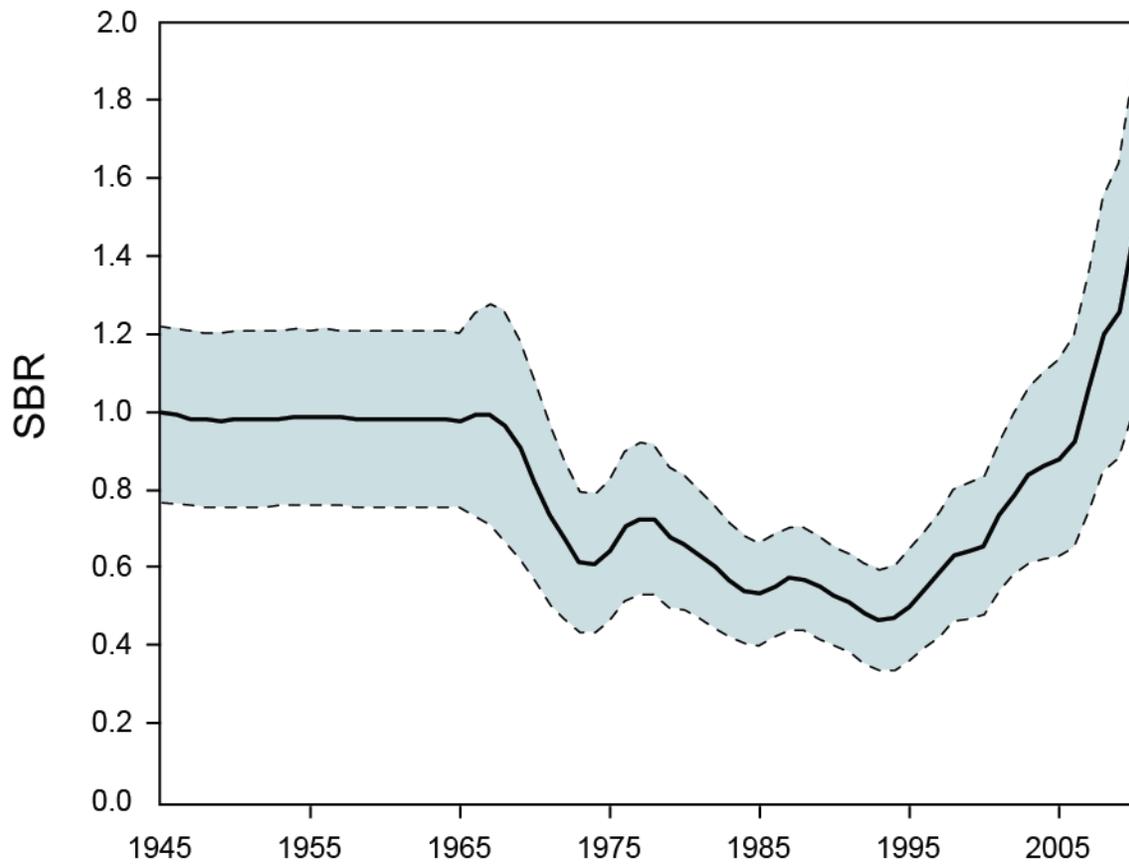


FIGURE 4.2.3.2. Estimated annual spawning biomass ratio (SBR), 1945-2010, and the approximate 95 percent confidence intervals.

FIGURA 4.2.3.2. Cociente de biomasa reproductora (SBR) anual estimado, 1945-2010, y los intervalos de confianza de 95% aproximados.

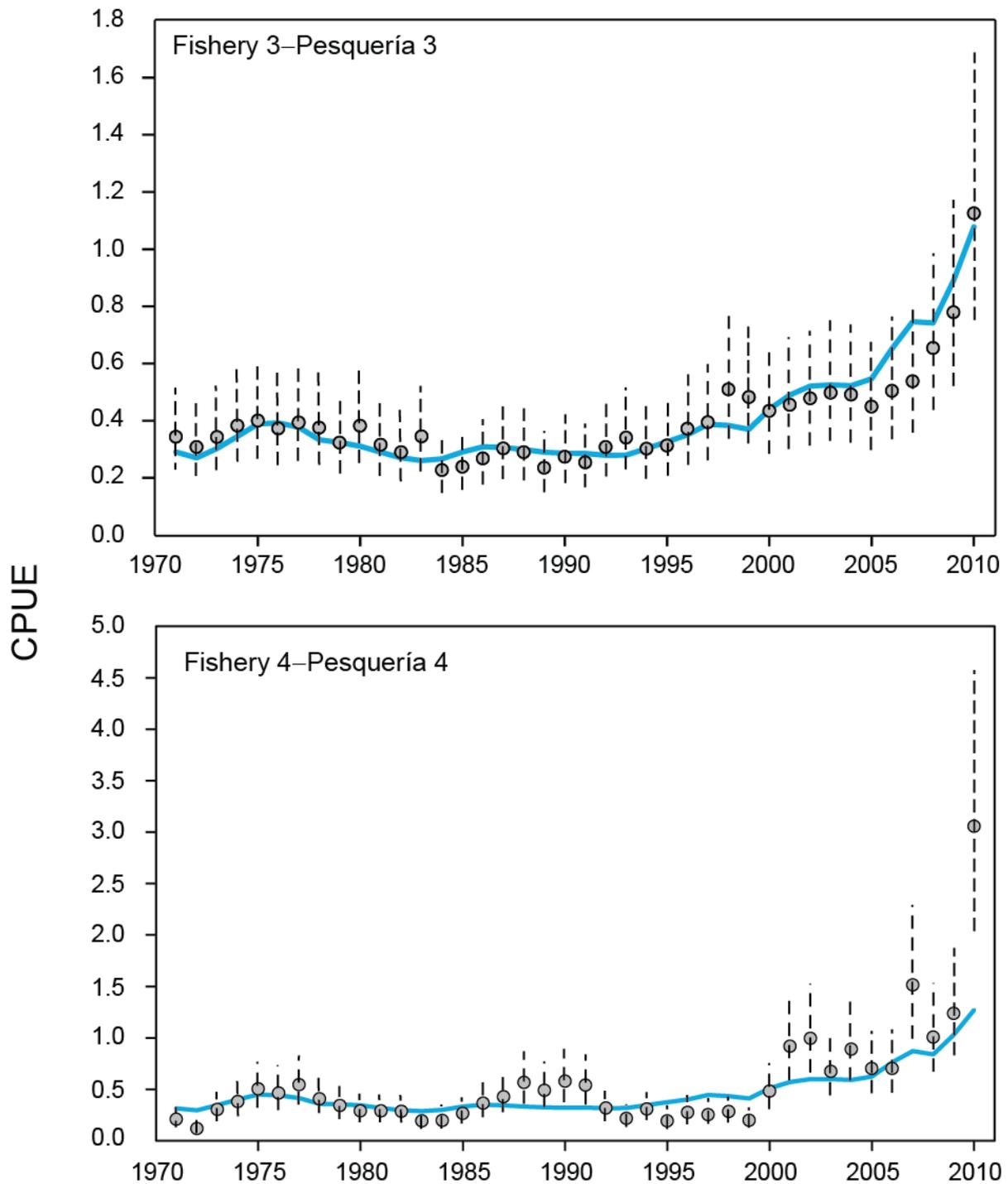


FIGURE 4.4.1.1. Estimated trends in annual abundance from the assessment (solid lines), and the standardized abundance indices (dots), with approximate 95-percent confidence intervals, for the Japanese offshore (F3) and coastal (F4) longline fisheries.

FIGURA 4.4.1.1. Tendencias estimadas de la abundancia anual de la evaluación (líneas sólidas), y los índices de abundancia estandarizados (puntos), con los intervalos de confianza de 95% aproximados, correspondientes a las pesquerías palangreras japonesas de altamar (F3) y costera (F4).

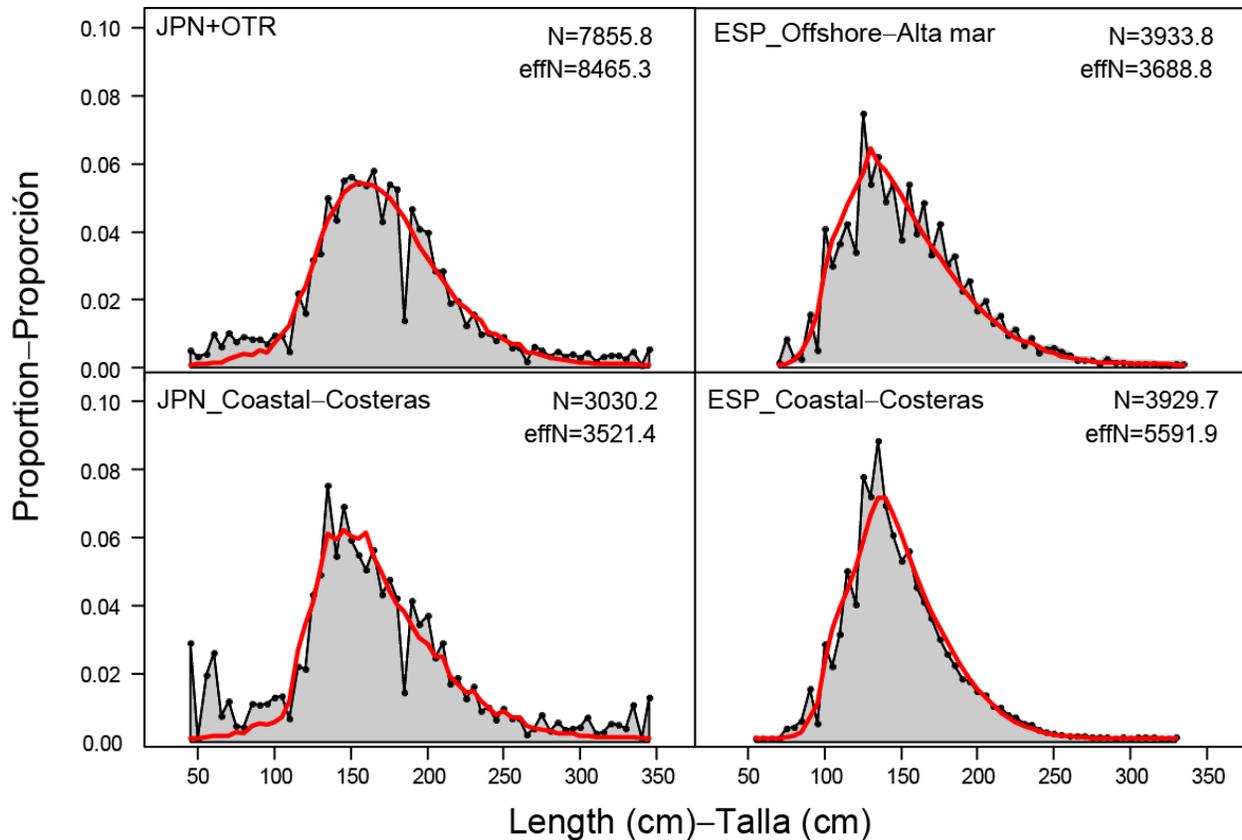


FIGURE 4.4.1.2 Observed (shaded areas) and estimated (red lines) size-frequency distributions from the assessment for the Japanese and Spanish offshore and coastal fisheries, averaged over all years for which the data are available

FIGURA 4.4.1.2 Distribuciones de frecuencia de talla observadas (áreas grises) y estimadas por la evaluación (líneas rojas) correspondientes a las pesquerías japonesas y españolas de altamar y costeras promediadas por todos los años para los cuales se dispone de datos.

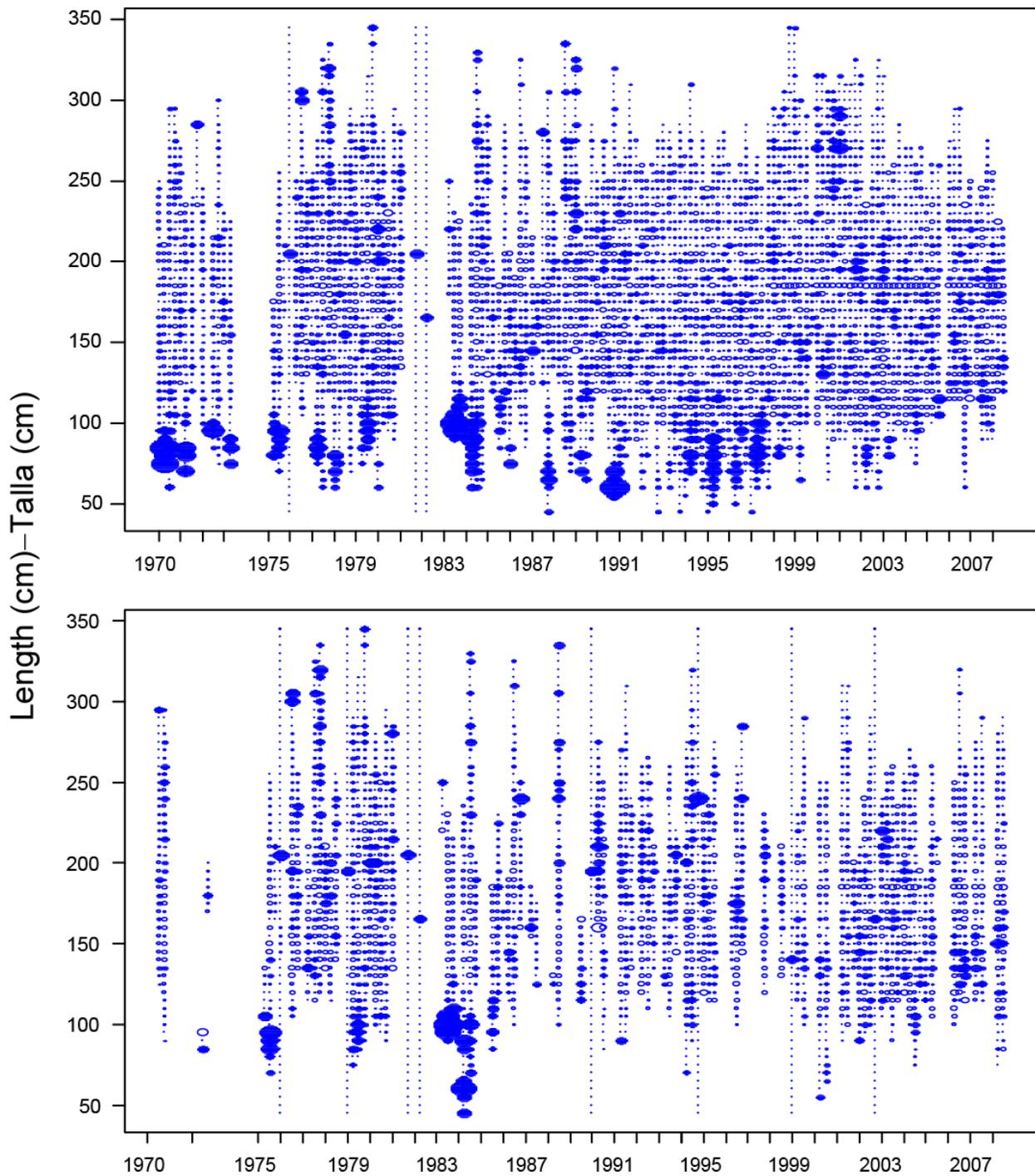


FIGURE 4.4.1.3. Pearson residuals from the estimates from the assessment of the size-frequency data for the offshore (upper panel) and coastal (lower panel) longline fisheries of Japan. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.3. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías palangreras japonesas de altamar (panel superior) y costera (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

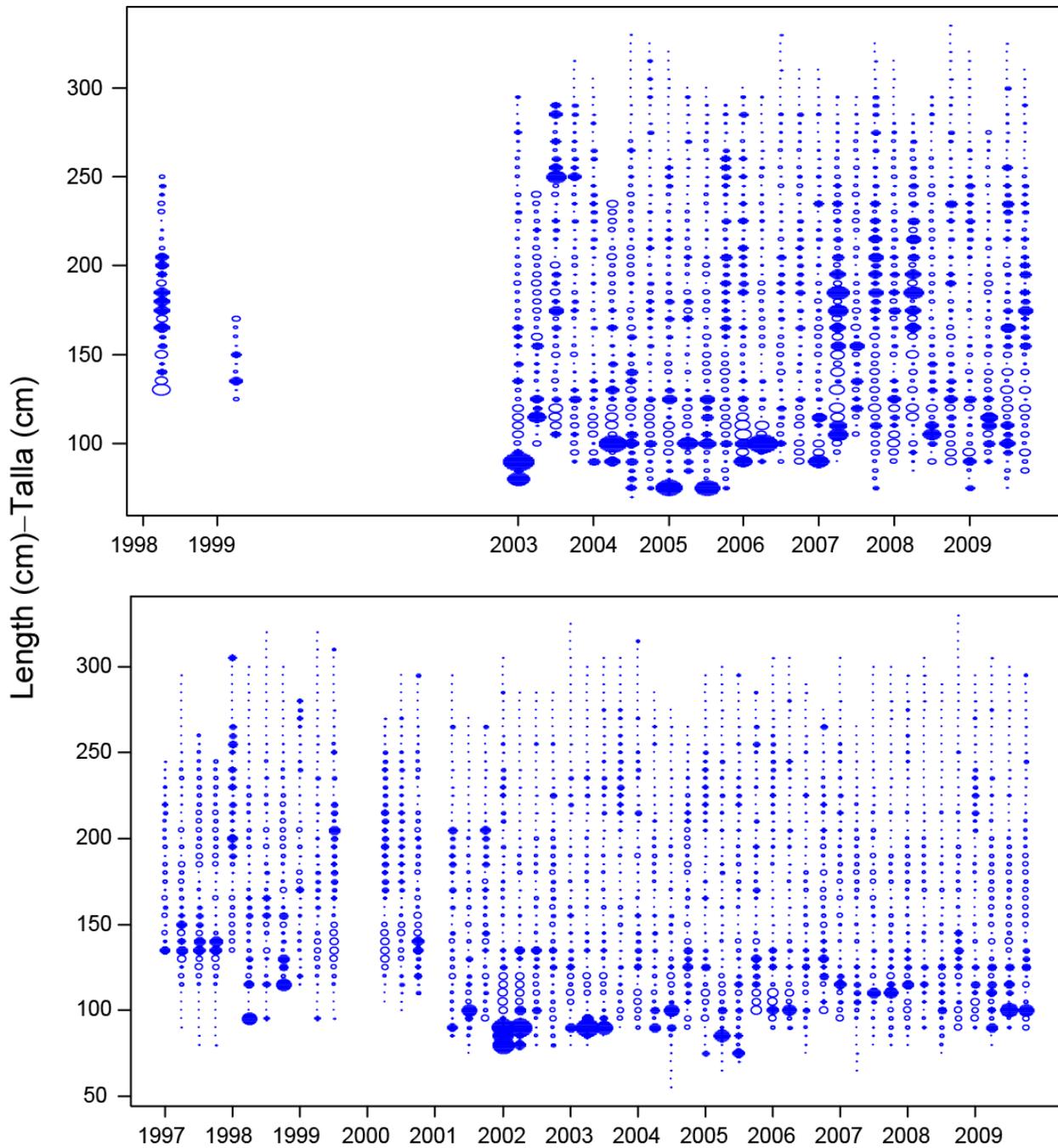


FIGURE 4.4.1.4. Pearson residuals for the estimates from the assessment of the size-frequency data for the offshore (upper panel) and coastal (lower panel) longline fisheries of Spain. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.4. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías palangreras españolas de altamar (panel superior) y costera (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

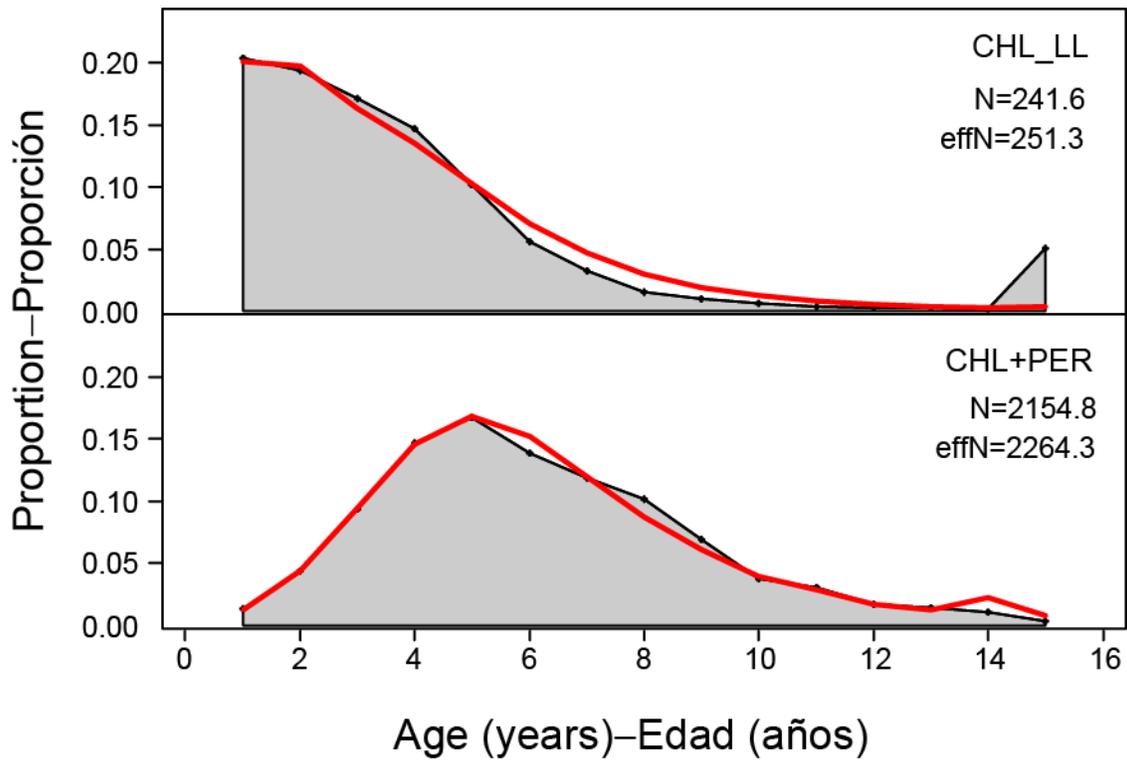


FIGURE 4.4.1.5. Assessment-based estimates (red lines) and observations (shaded area) of the age-frequency distributions of the industrial longline (upper) and combined fisheries of Peru and the artisanal fisheries of Chile (lower) averaged over all years for which the data were available.

FIGURA 4.4.1.5. Estimaciones basadas en la evaluación (líneas rojas) y observaciones (áreas sombreadas) de las distribuciones de frecuencia de edad de las pesquerías palangreras industriales (panel superior) y las pesquerías combinadas de Perú y artesanal de Chile (panel inferior), promediadas por todos los años para los cuales se dispuso de datos.

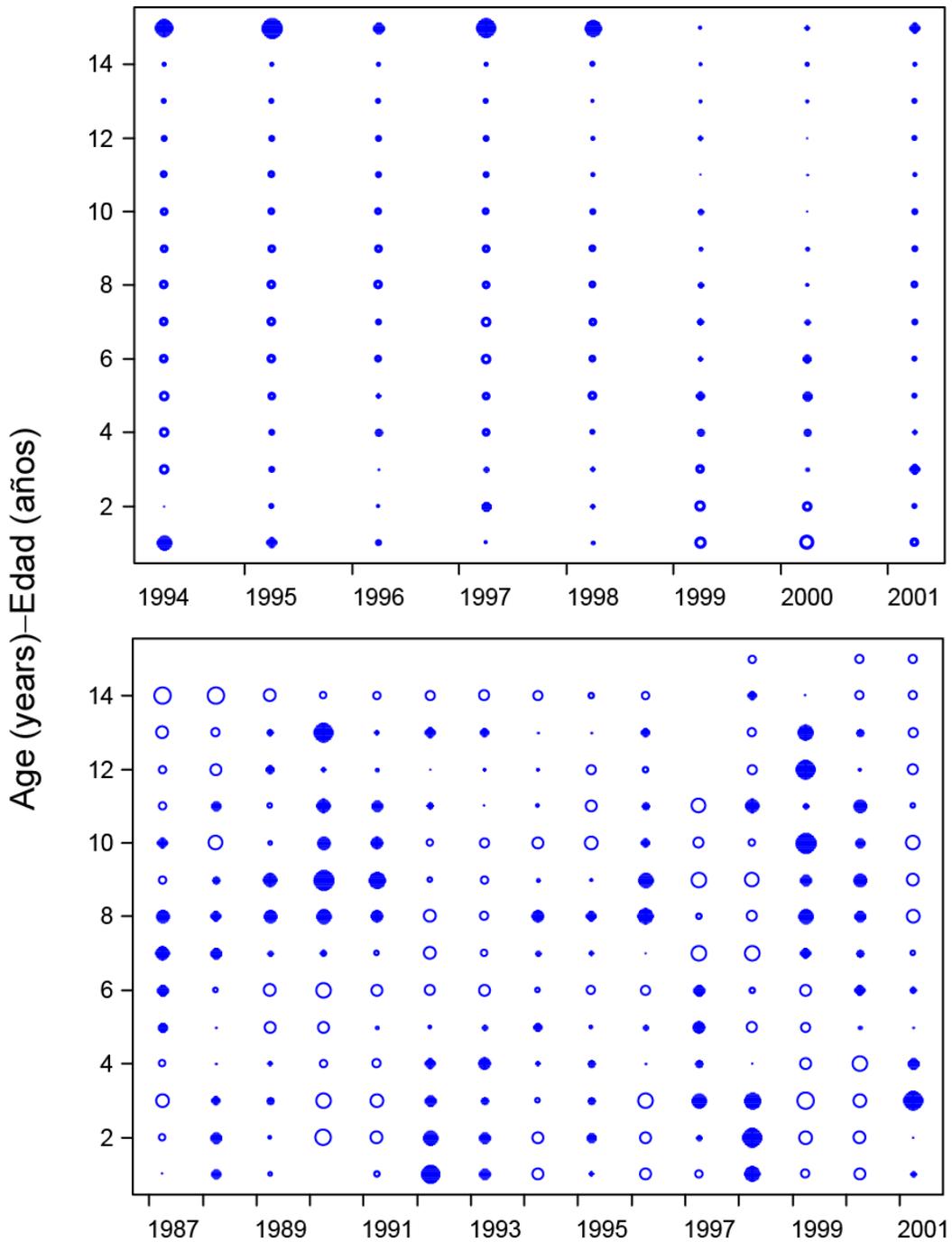


FIGURE 4.4.1.6. Pearson residuals for the estimates from the assessment of the size-frequency data for the industrial (upper panel) and artisanal (lower panel) fisheries of Chile. The solid circles represent observed values that are greater than predicted values, and the open circles represent observed values that are less than the predicted values.

FIGURA 4.4.1.6. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de los datos de frecuencia de talla de las pesquerías chilenas industriales (panel superior) y artesanales (panel inferior). Los círculos sólidos representan valores observados mayores que los valores predichos, y los círculos abiertos representan valores observados menores los valores predichos.

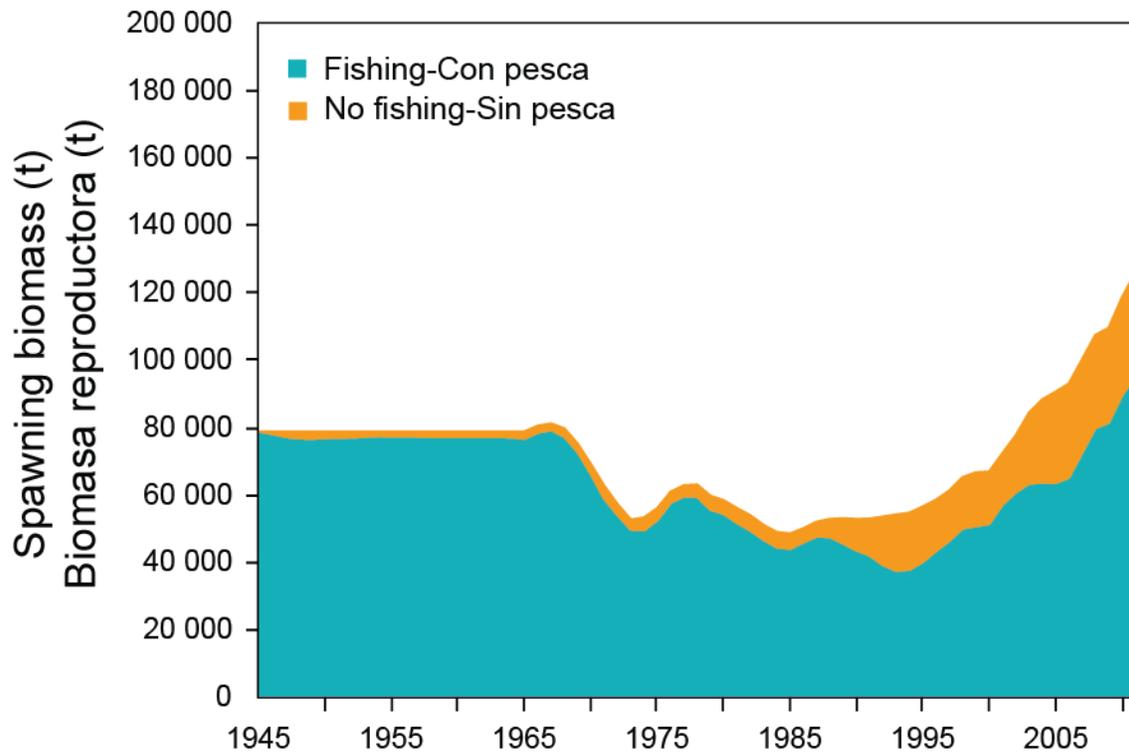


FIGURE 4.4.2. Estimated trends in spawning biomass, with and without fishing, from fits of the assessment without catch rate indices for the recent (2007-2010) period. The yellow shaded area represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

FIGURA 4.4.2. Tendencias estimadas de la biomasa reproductora, con y sin pesca, de los ajustes de la evaluación sin los índices de tasa de captura del período reciente (2007-2010). El área sombreada en amarillo representa el impacto de la pesca sobre la biomasa reproductora.

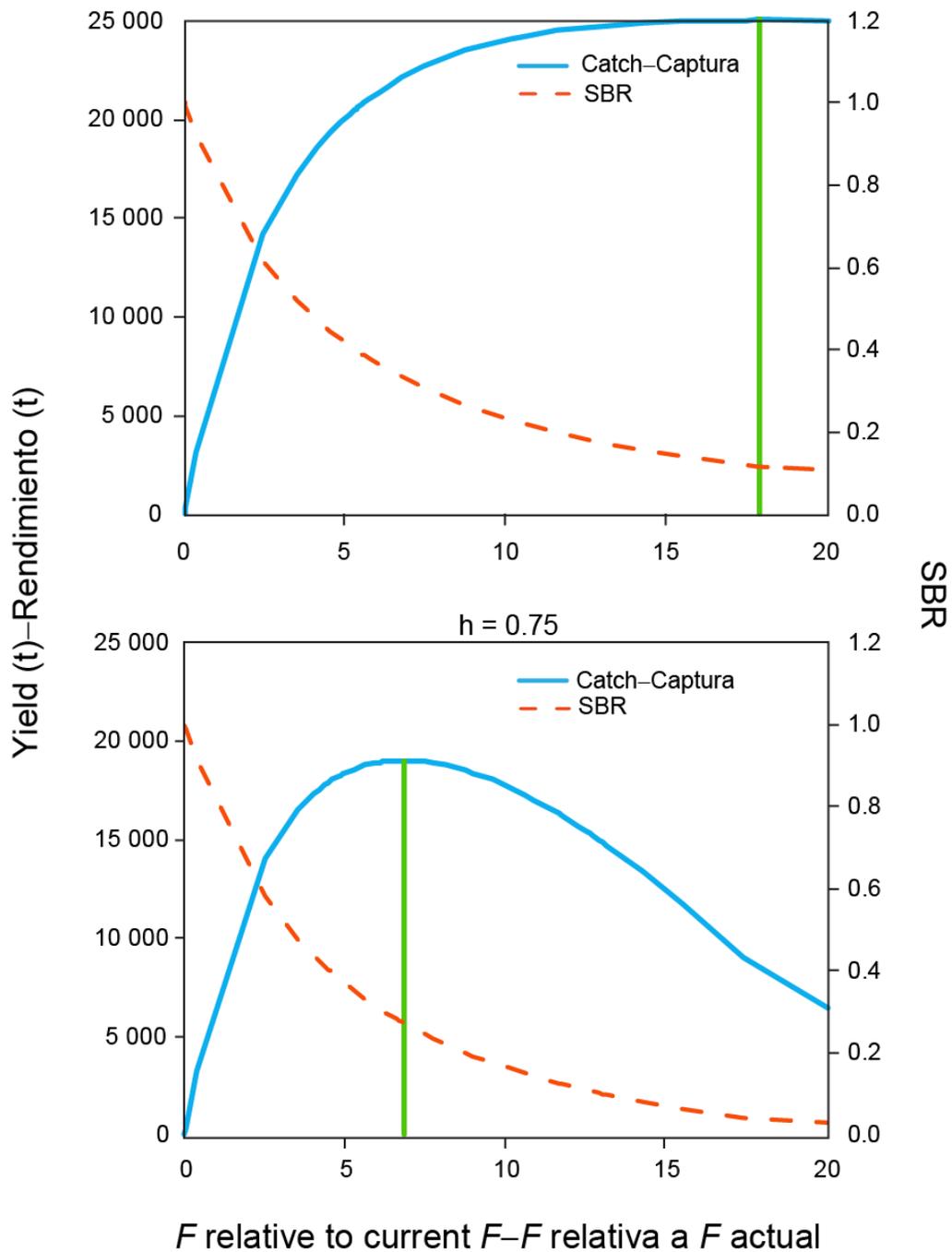


FIGURE 4.2.2.2. Estimated yield and spawning biomass ratio (SBR), from the assessment (upper panel) and from the model with a steepness (h) of 0.75 (lower panel), as a function of fishing mortality relative to the current level of fishing mortality. The green vertical bar indicates the relative fishing mortality expected to provide catch at the level of maximum sustainable yield (MSY).

FIGURA 4.2.2.2. Rendimiento estimado y cociente de biomasa reproductora (SBR), de la evaluación (panel superior) y del modelo con una inclinación (h) de 0,75 (panel inferior), cómo función de la mortalidad por pesca relativa al nivel actual de mortalidad por pesca. La barra vertical verde implica la mortalidad por pesca relativa que se espera produzca capturas al nivel del rendimiento máximo sostenible (RMS).

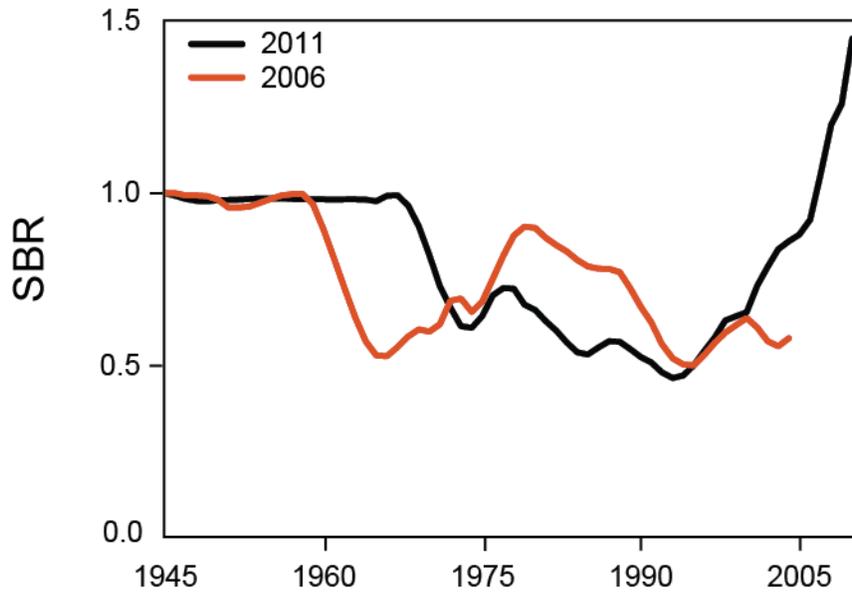


FIGURE 4.5. Comparison of the estimated spawning biomass ratios (SBRs) from assessments of swordfish in the southern EPO in 2006, which used data through 2003, and from the assessment in 2011, which used data through 2010.

FIGURA 4.5. Comparación de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de evaluaciones del pez espada en el OPO sur en 2006, que usaron datos hasta 2003, inclusive, y de la evaluación en 2011, que usó datos hasta 2010, inclusive.

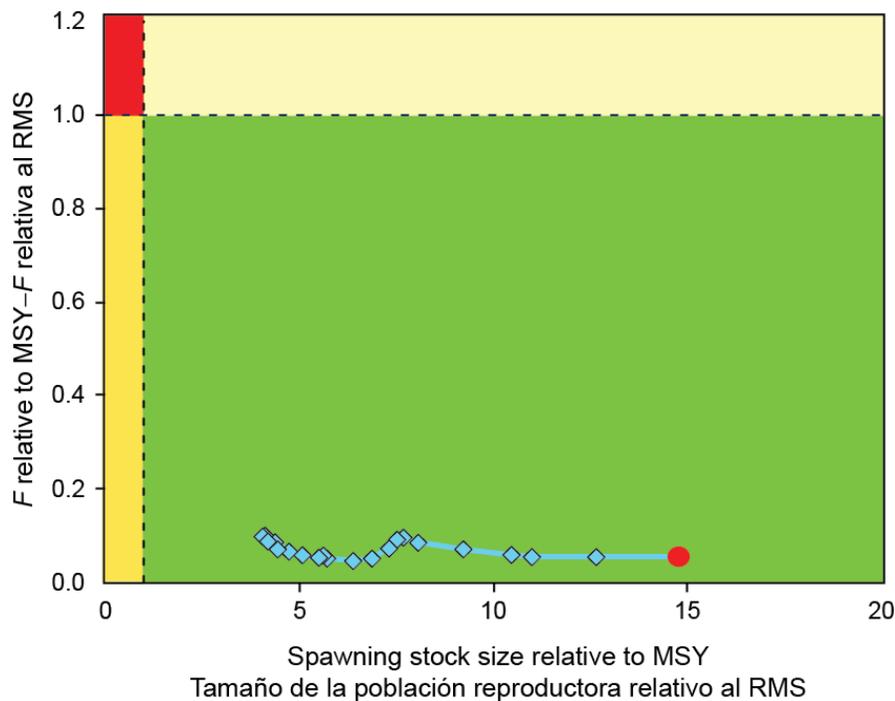


FIGURE 5. The relationship between spawning stock biomass relative to maximum sustainable yield (MSY) and fishing mortality rate (F) relative to MSY.

FIGURA 5. La relación entre la biomasa de la población reproductora relativa al rendimiento máximo sostenible (RMS) y la tasa de mortalidad por pesca (F) relativa al RMS.

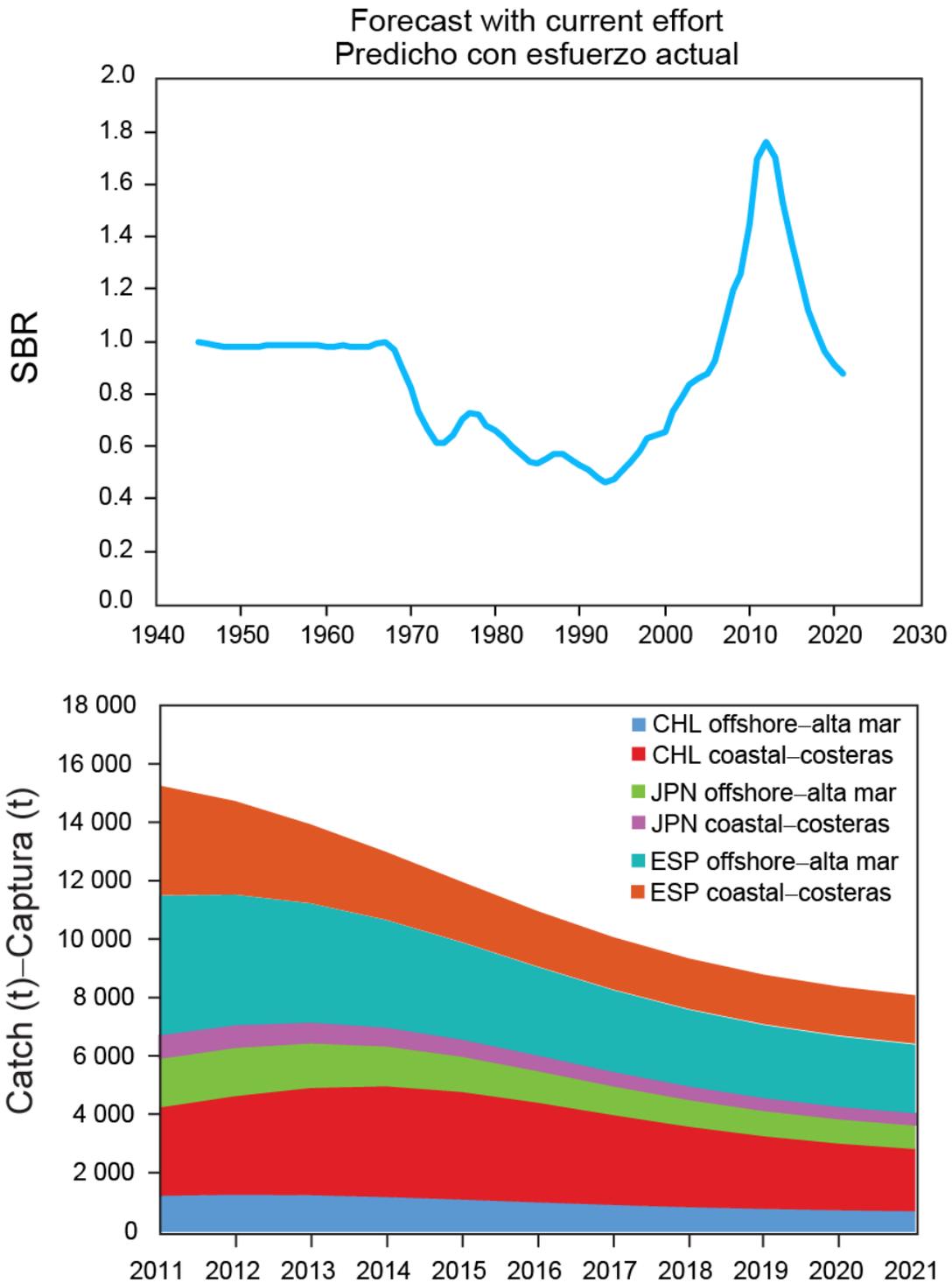


FIGURE 6. Projected spawning biomass ratio (SBR: upper panel) and catch by fishery (lower panel), 2011-2020, assuming current (2008-2010 average) levels of fishing mortality and effort.

FIGURA 6. Cociente de biomasa reproductora (SBR: panel superior) proyectado y captura por pesquería (panel inferior) durante 2011-2020, suponiendo niveles actuales (promedio de 2008-2010) de mortalidad por pesca y esfuerzo.

TABLE 2.2. Catches of swordfish from the southern EPO, in metric tons.**TABLA 2.2.** Capturas de pez espada del OPO sur, en toneladas métricas.

	CHL	CHN	CRI	ESP	JPN	KOR	PER	PYF	TWN	OTR	Total
1945	1,455	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,455
1946	2,166	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,166
1947	1,701	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,701
1948	1,209	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,209
1949	690	-	-	-	-	-	-	-	-	-	690
1950	786	-	-	-	-	-	-	-	-	-	786
1951	870	-	-	-	-	-	-	-	-	-	870
1952	570	-	-	-	-	-	-	-	-	-	570
1953	416	-	-	-	-	-	-	-	-	-	416
1954	334	-	-	-	0	-	700	-	-	-	1,034
1955	237	-	-	-	1	-	400	-	-	-	638
1956	386	-	-	-	3	-	600	-	-	-	989
1957	357	-	-	-	54	-	600	-	-	-	1,011
1958	392	-	-	-	64	-	400	-	-	-	856
1959	555	-	-	-	32	-	400	-	-	-	987
1960	456	-	-	-	36	-	400	-	-	-	892
1961	394	-	-	-	104	-	300	-	-	-	798
1962	297	-	-	-	211	-	400	-	-	-	908
1963	94	-	-	-	676	-	200	-	-	-	970
1964	312	-	-	-	471	-	900	-	-	-	1,683
1965	151	-	-	-	344	-	300	-	-	-	795
1966	175	-	-	-	401	-	200	-	-	-	776
1967	203	-	-	-	390	-	1,300	-	31	-	1,924
1968	175	-	-	-	261	-	800	-	18	-	1,254
1969	314	-	-	-	569	-	1,200	-	6	-	2,089
1970	243	-	-	-	542	-	2,396	-	26	-	3,207
1971	181	-	-	-	261	-	185	-	18	-	645
1972	141	-	-	-	368	-	550	-	38	-	1,097
1973	410	-	-	-	912	-	1,941	-	30	-	3,293
1974	218	-	-	-	694	-	470	-	34	-	1,416
1975	137	-	-	-	882	3	158	-	9	-	1,189
1976	13	-	-	-	1,209	15	295	-	36	-	1,568
1977	32	-	-	-	1,654	16	420	-	31	-	2,153
1978	56	-	-	-	2,045	29	436	-	8	-	2,574
1979	40	-	-	-	1,226	13	188	-	30	-	1,497
1980	104	-	-	-	2,103	32	216	-	17	-	2,472
1981	294	-	-	-	1,653	79	91	-	32	-	2,149
1982	285	-	-	-	1,143	26	154	-	31	-	1,639
1983	342	-	-	-	1,771	28	238	-	9	-	2,388
1984	103	-	-	-	1,538	37	343	-	15	-	2,036
1985	342	-	-	-	868	70	55	-	12	-	1,347
1986	764	-	-	-	1,473	60	21	-	12	-	2,330
1987	2,059	-	-	-	1,661	144	73	-	28	-	3,965
1988	4,455	-	-	-	2,233	110	54	-	38	-	6,890
1989	5,824	-	-	-	1,216	42	3	-	74	-	7,159
1990	4,955	-	-	1,007	1,596	170	1	-	24	-	7,753
1991	7,255	-	107	2,794	1,896	402	3	-	28	29	12,514
1992	6,379	-	27	2,435	2,020	172	16	2	27	-	11,078
1993	4,712	-	20	928	1,505	159	76	2	19	-	7,421
1994	3,801	-	27	576	1,627	121	310	16	44	-	6,522
1995	2,594	-	29	698	1,213	290	7	25	6	-	4,862
1996	3,145	-	315	772	1,186	332	1,013	25	12	-	6,800

	CHL	CHN	CRI	ESP	JPN	KOR	PER	PYF	TWN	OTR	Total
1997	4,040	-	1,072	2,018	1,169	250	24	23	37	-	8,633
1998	4,492	-	419	1,238	2,005	361	98	20	78	6	8,717
1999	2,925	-	99	1,092	1,257	401	15	30	84	-	5,903
2000	2,973	-	407	1,807	1,184	354	2	46	109	3	6,885
2001	3,262	111	653	3,426	2,436	154	2	47	462	536	11,089
2002	3,523	321	638	5,629	2,363	146	14	4	2,080	661	15,379
2003	3,848	815	286	5,913	2,286	136	26	87	1,454	320	15,171
2004	3,268	236	179	5,607	1,783	583	19	63	799	476	13,013
2005	3,979	308	191	4,962	1,254	146	28	51	561	34	11,514
2006	3,147	*	444	5,149	1,153	*	63	64	614	19	10,653
2007	3,741	147	242	4,730	1,309	159	46	51	246	119	10,790
2008	2,792	335	44	6,718	1,678	94	124	60	129	90	12,064
2009	3,514	*	37	8,011	1,617	89	25	59	91	*	13,443
2010	*	*	*	*	2,312	*	*	*	*	*	2,312

CHL: Chile; CHN: China; CRI: Costa Rica; ESP: España-Spain; JPN: Japan-Japón; KOR: Republic of Korea-República de Corea; PER: Perú; PYF: French Polynesia-Polinesia Francesa TWN: Chinese Taipei-Taipei Chino.

OTR: Includes Belize, Colombia, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Mexico, Nicaragua, Panama and Vanuatu – Incluye Belice, Colombia, Ecuador El Salvador, Guatemala, México, Nicaragua, Panamá y Vanuatu.

TABLE 5. Estimates of selected model outputs and MSY-based parameters, from the assessment and from sensitivity analyses with $h = 0.75$ and the high catch rates (CPUE) observed during 2007-2010 excluded. Recent = average value for the three most recent years.

TABLA 5. Estimaciones de productos seleccionados del modelo y parámetros basados en RMS, de la evaluación y de los análisis de sensibilidad con $h = 0.75$ y las altas tasas de captura (CPUE) observadas durante 2007-2010 excluidas. Reciente: valor promedio de los tres años más recientes.

	Assessment – Evaluación	$h = 0.75$	CPUE 2007-2010 excluded - excluida
MSY–RMS	25,044	19,029	21,046
$B_{MSY} - B_{RMS}$	40,782	72,717	34,111
$S_{MSY} - S_{RMS}$	10,705	26,772	8,920
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.20	0.34	0.20
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.11	0.27	0.11
$C_{recent}/MSY - C_{reciente}/RMS$	0.57	0.75	0.68
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{reciente}/B_{RMS}$	10.40	5.14	6.40
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{reciente}/S_{RMS}$	14.76	5.99	10.68
F multiplier—Multiplicador de F	17.92	6.86	11.67

REFERENCES—REFERENCIAS

- Alvarado Bremer, J.R., M.G. Hinton and T.W. Greig. 2006. Evidence of spatial genetic heterogeneity in Pacific swordfish (*Xiphias gladius*) revealed by the analysis of *ldh-A* sequences. *Bulletin of Marine Science* 79(3): 493–503.
- Anonymous. 2005. II Taller tecnico-cientifico sobre el pez espada en el Pacífico sudeste. Comisión Permanente del Pacífico Sur. Valparaíso, May 16-17, 2005. 88 p.
(www.cpps-int.org/spanish/cientifico/informe%20Taller%20Pez%20espada%20v%20final.pdf)
- Barbieri, M.A., C. Canales, V. Correa, M. Donoso, A.G. Casanga, B. Leiva, A. Montiel and E. Yáñez. 1998. Development and present state of the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in Chile. NOAA Technical Report NMFS 142: 1-10.
- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations*, Ministry of Agriculture and Fisheries, London, Series II XIX: 533.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 1998. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. New York, Springer-Verlag. 349 p.
- Cerna, J. F. 2009. Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific off Chile (2001). *Latin American Journal of Aquatic Research* 37(1): 59-69.
- Chong, J., and M. Aguayo. 2009. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific (December 1994-September 1996). *Latin American Journal of Aquatic Research* 37(1): 1-15.
- Claramunt, G., G. Herrera, M. Donoso and E. Acuña. 2009. Spawning period and fecundity of swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southeastern Pacific. *Latin American Journal of Aquatic Research* 37(1): 29-41.
- Conn, P. B., E. H. Williams and K. W. Shertzer. (2010). When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(3): 511-523.
- DeMartini, E. E., J. H. Uchiyama, R. L. Humphreys Jr., J. D. Sampaga and H. A. Williams. 2007. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Fishery Bulletin* 105: 356–367.
- Francis, R. I. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies - A case-study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(5): 922-930.
- Hinton, M.G. 2003. Status of swordfish stocks in the eastern Pacific Ocean estimated using data from Japanese tuna longline fisheries. *Marine and Freshwater Research* 54: 393-399.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. 2007. Status of the swordfish stock in the southeastern Pacific. *Stock Assessment Report*. Inter-American Tropical Tuna Commission. W. H. Bayliff. La Jolla, CA USA, Inter-American Tropical Tuna Commission. 7: 249-282
- Hinton, M.G., W.H. Bayliff and J. Suter. 2005. Assessment of swordfish in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep.* 5: 291-326.
- Joseph, J., W.L. Klawe and C.J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. NOAA Tech. Rep. NMFS/SSRF-675: 309-331.
- Maunder, M. N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. *Fisheries Research* 109: 311–319.
- Mejuto, J., and B. García-Cortés. 2005. Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002 and 2003. Manuscript. Doc BSTC 2005, Lanzarote, Spain, June 26-27, 2005: 17 p.
- 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.
- Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. Biometrics 39(1): 281-286.
- Serra Behrens, R., C. Canales R., P. Barría M. and F. Espíndola R. 2009. Investigación evaluación de stock y CTP pez espada, 2009. Informe Final, Subsecretaría de Pesca, Chile. September, 2009. 55 p.
- Uchiyama, J.H., E.E. DeMartini and H.A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central north Pacific. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284, 82 p.
- Weidner, D.M., and J.A. Serrano. 1997. World Swordfish Fisheries. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-26 Vol. IV: 843 p.
- Yáñez R., E., M.A. Barbieri B., F. Ponce M., M. Donoso P., C. Canales R., R. Toro N. and J. Acevedo V. 2003. Monitoreo y evaluación de la pesquería Chilena de pez espada. Actividad Pesquera y de Acuicultura en Chile. Escuela de Ciencias del Mar, Facultad de Recursos Naturales, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso: 143-156.
- , E., C. Silva, M. A. Barbieri, A. Ordenes and R. Vega. 2009. Environmental conditions associated with swordfish size compositions and catches off the Chilean coast. Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 71-81.
- Yokawa, K. 2005. Swordfish catch of Japanese distant-water longliners in the eastern Pacific. Report to the Multilateral Consultation of Swordfish in the South-East Pacific Ocean, June 2005, Lanzarote, Spain: 8 p.