

INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2010 DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE PATUDO

(Pasaia, Guipúzcoa, España – 5 a 9 de julio de 2010)

1 Apertura, adopción del orden del día y disposiciones para la reunión

La reunión se celebró en el centro de AZTI-Tecnalia, en Pasaia, del 5 al 9 de julio de 2010. El Dr. Josu Santiago, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes (el Grupo de trabajo).

El Dr. David Die (Estados Unidos), Presidente de la reunión, dio la bienvenida a los participantes y dio las gracias a AZTI por acoger la reunión y proporcionar toda la logística de la misma. El Dr. Die procedió a revisar el orden del día que fue adoptado con algún cambio (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se incluye en el **Apéndice 2**. La lista de los documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Actuaron como relatores los siguientes participantes:

<i>Secciones</i>	<i>Relator</i>
Puntos 1, 7 y 8	P. Pallarés
Punto 2.1	J. Pereira
Punto 2.2	C. Palma
Punto 2.3	A. Delgado de Molina, L. Kell y M. Ortiz
Punto 2.4	D. Gaertner y N. Abid
Punto 2.5	C. Brown, L. Kell y C. Palma
Puntos 3.1, 4.1 y 5.1	K. Satoh, H. Agnelli y E. Chassot
Puntos 3.2 y 4.2	P. de Bruyn
Punto 3.3	S. Cass-Calay y C. Brown
Puntos 3.4 y 4.4	M. Schirripa
Puntos 4.3	S. Cass-Calay
Punto 4.5	D. Die
Punto 5	G. Scott y L. Kell
Punto 6	P. Bannerman y M. Pons

2 Resumen de los datos disponibles para la evaluación

2.1 Biología

El documento SCRS/2010/090 estudiaba la posible relación entre la tasa de captura del patudo juvenil y la profundidad de la red de cerco con el fin de implementar la ordenación más adecuada utilizando los resultados obtenidos. Se recopilaron datos entre junio de 2008 y abril de 2010 por parte de 11 cerqueros que operaban bajo pabellón español en el Atlántico, el Pacífico y el Índico. Las principales conclusiones del documento son las siguientes:

- La profundidad de las redes utilizadas oscilaba entre 220 y 309 metros y las profundidades de pesca variaban entre 65 y 226 metros. Esto significa que el porcentaje de la profundidad media frente al tamaño de la red era del 56,73% (rango entre 20% y 83%).

- No se observó una distribución batimétrica diferencial entre las tres especies en ninguno de los tres océanos.

En el informe de la Reunión de preparación de datos sobre patudo de 2010 (SCRS/2010/011) se presenta una revisión de la información histórica y nueva información sobre biología.

2.2 Estimaciones de captura

La Secretaría presentó una actualización de las series de captura nominal de Tarea I del patudo para el periodo 1950 a 2009. Los cambios realizados desde la Reunión de preparación de datos sobre el patudo (cifras nuevas y/o revisadas comunicadas por las CPC después del 30 de abril de 2010) fueron presentadas y adoptadas por el Grupo de trabajo con el fin de obtener el rendimiento de 2009 más completo. Intersesiones, sólo se añadieron a

la serie de captura de Tarea I actualizaciones de 2008 (Japón) y nuevas cifras de captura de 2009 (LL de Japón, Filipinas, Estados Unidos, UK-Santa Elena, Vanuatu, Venezuela y UE-España). Durante la reunión se presentó al Grupo de trabajo una estimación de las capturas de 2009 de Cabo Verde y Guatemala. La captura total obtenida fue de aproximadamente 75.500 t.

A pesar de estas actualizaciones a las capturas de 2009 de la Tarea I, un número relativamente grande de CPC no había declarado sus cifras respectivas de 2009. Por consiguiente, el Grupo de trabajo decidió estimar los datos faltantes observando el aumento relativo 2008-2009 de las diversas pesquerías (principalmente LL, BB y PS). Para las principales pesquerías de BB y PS, las capturas de 2009 se obtuvieron a partir de una media de los tres últimos años (2006-2008) tras la confirmación de que no se habían producido cambios en el comportamiento pesquero (BB: Namibia y Sudáfrica, PS: UE-Mezclada (Francia y España) en relación con el “faux poisson”). Para las principales pesquerías de LL se adoptaron tres enfoques: (a) las cifras de captura de 2009 se obtuvieron del aumento relativo 2008-2009 en peso de las capturas de Japón y Taipei Chino (125%) – aplicado a China y Corea, (b) la media de los tres últimos años (2006-2008) – Marruecos, Namibia, Sudáfrica y San Vicente y las Granadinas; (c) trasposos de 2008 – Trinidad y Tobago. Estas estimaciones provisionales aumentaron las capturas de 2009 de la Tarea I hasta aproximadamente 87.900 t, lo que supone un incremento en 2008-2009 de cerca del 27% en el rendimiento total. Estas estimaciones son provisionales y cambiarán a medida que las CPC declaren sus capturas oficiales de Tarea I para 2009.

El Grupo de trabajo decidió utilizar la misma captura de 2009 como estimación preliminar de la captura durante 2010, ya que ninguna información actual sugiere cambios en las operaciones pesqueras de 2010 en comparación con 2009.

El documento SCRS/2010/093 presentaba nueva información sobre los desembarques de “faux poisson” (separados por especies) en Dakar por parte de las flotas atuneras, lo que incluye estimaciones anuales (2005-2009) de los desembarques de “faux poisson” por parte de los buques de cebo vivo de Senegal.

Las estimaciones de Tarea I (tanto declaradas como estimadas por el Grupo de trabajo) se presentan en la **Tabla 1**. La **Figura 1** presenta la serie de captura acumulada de Tarea I (1950 a 2009). La distribución espacial de las capturas (CATDIS) se muestra en la **Figura 2** (por arte, todos los años combinados), **Figura 3** (1991-2008, por modo de operación del cerco) y en la **Figura 4** (por arte y década).

2.3 Estimaciones de abundancia relativa

En la Reunión de preparación de datos de patudo celebrada en Madrid en abril de 2010 (SCRS/2010/011) se presentaron los índices de abundancia relativa para diversas flotas.

Índices para Multifan-CL

Algunos de estos índices correspondían a las flotas definidas por el modelo Multifan-CL de los stocks de patudo pero algunas flotas no tenían índices asociados presentados a la reunión de preparación de datos. Durante el periodo intersesiones, la Secretaría de ICCAT calculó los índices de abundancia relativa para las flotas 3, 4, 5, 6 y 8 (**Tabla 2**).

Para la pesquería 3 no existe una serie de CPUE estandarizada y para la pesquería 4 la serie de CPUE estandarizada no ha sido actualizada desde 2007. Por lo tanto, los datos de captura y esfuerzo de la base de datos de ICCAT se utilizaron para generar una serie de CPUE estandarizada.

Se llevaron a cabo análisis utilizando el paquete de GLM en R. Un primer paso al ajustar los GLM es elegir una distribución de error adecuada y se examinaron distribuciones de error alternativas para cada serie, es decir, log normal (más un valor de 1 para evitar los valores 0), poisson, log-gamma y binomial negativa. Además, se evaluaron modelos Delta que combinaban binomial y log normal, binomial y poisson y binomial y gamma. La selección del modelo se basó en la inspección sistemática de los diagnósticos basada en la comprobación del modelo y el ajuste de los diagnósticos (McCullagh y Nelder, 1989) que permitía la selección de la distribución de error más adecuada (Ortiz y Arocha, 2004). Esto implica hacer diagramas de: (a) residuos de la desviación estandarizados respecto a los valores ajustados para comprobar las salidas sistemáticas respecto a los supuestos que subyacen en la distribución de error; (b) los valores absolutos de los residuos frente a los valores ajustados como una comprobación de la función de varianza asumida y (c) la variable dependiente frente a la función de predicción lineal para comprobar la función de vínculo asumida para los primeros cuatro modelos de error. Los diagramas (b) y (c) son no informativos para una distribución binomial (McCullagh y Nelder, 1989) y por lo

tanto, solo el diagrama (a) fue examinado para estas distribuciones. La evaluación de la bondad del ajuste se llevó a cabo sobre un modelo que incluía todos los factores principales (es decir, el modelo más complejo ya que si el modelo más complejo es un ajuste razonable, cualquier modelo más simple que se seleccione ajustará adecuadamente porque si no, no sería seleccionado).

Basándose en los diagramas de diagnóstico (**Apéndice 4**), se eligió para ambas pesquerías un modelo de error delta-lognormal. Los factores significativos se resumen en el análisis de las tablas de varianza (**Tabla 3**) para los modelos de error tanto binomial (análisis de la probabilidad de que se realice una captura) y lognormal (análisis de las capturas positivas).

Tras el análisis, se calcularon las medias marginales por trimestre y año para cada pesquería (**Apéndice 4, Figuras 3a y b**). La CPUE estandarizada se resume también en la **Tabla 4**.

Para las flotas 5, 6 y 8, se estimó el procedimiento de estandarización para cada año, ya que la información trimestral era escasa o no estaba disponible. El modelo de estandarización incluía el factor año y flota, obteniendo la media de cuadrados mínimos (LSMeans) para el factor año como el índice de abundancia relativa en índice de biomasa. El índice anual se convirtió en índice anual-trimestral multiplicando el valor anual por la proporción de captura por trimestre. Con el fin de evitar valores extremadamente bajos para algunos años-trimestres, se aplicaron las siguientes condiciones: (a) si la captura en un trimestre determinado era inferior al 20% de la captura anual, entonces no se atribuyó ningún índice a dicho estrato anual-trimestral; (b) si la captura en un determinado trimestre era superior al 75% de la captura anual, entonces el índice se aplicó solo a ese estrato anual-trimestral; (c) si la captura en un determinado trimestre era >20% y <75% de la captura anual, entonces se contó el número de trimestres que cumplía esta condición en un año determinado y se aplicó un índice anual con la ratio corregida. Ratio es = $((1/Nqtrs) * \%catch-qtr) * \text{índice anual}$. La **Tabla 5** muestra los índices estandarizados para las pesquerías 5, 6, 8, 12, 13, 14 y 15. La **Figura 5** muestra el índice estandarizado para las flotas de las pesquerías 5, 6 y 8.

Se estimaron también índices estandarizados para las pesquerías 12, 13, 14 y 15. Para aquellas pesquerías para las que los científicos de las Partes contratantes habían presentado índices estandarizados, el Grupo de trabajo acordó generar índices combinados para cada definición de pesquería-flota utilizando un modelo GLM (véase más arriba). Los modelos GLM utilizaban como factores año, trimestre e índice de la flota; se estimó un índice relativo estandarizado combinado como media de mínimos cuadrados del factor año (**Tabla 6 y Figura 6**).

Índices de biomasa combinados

El Grupo de trabajo recomendó generar un índice de biomasa combinado para utilizarlo como índice de abundancia relativa para los modelos de producción a considerar. La serie de entrada incluía los siguientes índices de flota tal y como recomendó el Grupo de trabajo durante la reunión de preparación de datos:

<i>Índice de la flota</i>	<i>Serie anual</i>
US LL	1982-2008
JPN LL	1971-2008
URU LL fase inicial + fase final	1981-1991 & 1992-2008
BRZ LL	1980-2008
CTAI LL fase inicial + fase final	1968-1989 & 1990-2008
MOR LL	2005-2008
EU-POR AZO BB	1970-2008

La **Figura 7** muestra los índices relativos. El índice combinado se estimó utilizando un modelo GLM con el año y el índice de flota como factores, utilizando diferentes factores de ponderación tal y como sugirió el Grupo de trabajo. El índice corresponde a la media de mínimos cuadrados del factor año en cada caso. El Grupo de trabajo expresó su inquietud respecto al fuerte contraste entre las diferentes señales de los índices, en particular para los primeros años (1968-1970) cuando dos flotas de palangre indicaban tendencias de biomasa diferentes. Se señaló que es común observar descensos rápidos en las tasas de captura al inicio de las pesquerías de palangre. Dichos cambios rápidos se observaron también en otras flotas en años posteriores. Dadas estas incertidumbres y su posible impacto en la estimación del índice combinado, el Grupo de trabajo recomendó escenarios alternativos

para estimar el índice de biomasa utilizando diferentes factores de ponderación y/o restringiéndolo a algunos periodos definidos por el Grupo de trabajo.

Se recomendaron los siguientes escenarios:

Descripción de las necesidades de valores de entrada para los escenarios con el fin de ser coherentes con las secciones de ASPIC y el modelo de producción Bayesiano.

<i>Escenario</i>	<i>Valores de entrada de los índices</i>	<i>Factor de ponderación, modelo GLM</i>
1	Todos	Ninguno
2	Todos	Captura total por año/flota
3	Todos	Área (Número de cuadrículas de 5x5° cubiertas por flota en año-trimestre)
4	Solo de 1971 en adelante	Captura total por año/flota
5	Excluir previos a 1970 JPN LL	Captura total por año/flota
6	Excluir previos a 1970 C TAIP LL	Captura total por año/flota

Los índices estimados se muestran en la **Tabla 5** y la **Figura 8**.

2.4 Indicadores de la pesquería

Además de la evaluación de stock, diversos indicadores de la pesquería pueden proporcionar información sobre la situación actual del stock, la condición de la pesquería y los posibles impactos ecológicos. Expresado en términos de procesos dentro del enfoque PSR convencional, los indicadores de la pesquería deberían reflejar el estado del sistema (es decir, el recurso) en relación con las fuerzas impulsoras (es decir, presiones) y los objetivos de ordenación (es decir, respuestas). El Grupo discutió la utilidad potencial de varios de estos indicadores y llevó a cabo análisis específicos de los indicadores de la pesquería relacionados con la presión pesquera y la situación del recurso de patudo.

2.4.1 Indicadores de la pesquería relacionados con la presión pesquera

- Pesquerías de palangre

El stock de patudo ha sido explotado por los tres artes principales (pesquerías de palangre, cebo vivo y cerco), pero las capturas de palangre son predominantes en términos de peso. Por definición, no existe información directa sobre el esfuerzo pesquero de los palangreros ilegales, no declarados y no reglamentados (IUU) que enarbolan pabellones de conveniencia y que han cobrado importancia desde principios de los 80. Anteriormente, los datos comerciales se utilizaban para identificar posibles capturas IUU, pero los datos comerciales no indican ya el potencial de grandes capturas no declaradas. Respecto a las CPC palangreras, existen dos pesquerías de palangre principales, operadas por Japón y Taipei Chino, cuya captura combinada representa el 46% de la captura total en peso en 2009. El esfuerzo pesquero nominal, expresado en número de anzuelos, representa diferentes tendencias (**Figura 9**). Mientras que el esfuerzo de Taipei Chino ha aumentado de forma regular hasta alcanzar un pico en 2001 y luego ha descendido en un 64% en 2005 para estabilizarse posteriormente, el esfuerzo de Japón en el área tropical se ha duplicado desde 2002 a 2009, alcanzando ahora el nivel del esfuerzo observado a mediados de los 90.

No tener en cuenta los cambios en las estrategias de pesca dirigidas a las especies (es decir, cuando el esfuerzo pesquero se redirige hacia otra especie) puede introducir sesgos en el uso de la serie temporal de CPUE, como una aproximación de la abundancia aparente. En el caso de las pesquerías de palangre, debido al desarrollo del mercado de sashimi en Japón, de elevado valor, y al progreso realizado en términos de congelación a bordo de los palangreros industriales (-50°C a principios de los 70), el patudo congelado procedente de las pesquerías de aguas distantes parecía un complemento al atún rojo en el mercado de sashimi desde 1975 y se ha convertido en el principal componente desde 1985. Como consecuencia de ello, las principales flotas palangreras adoptaron nuevas estrategias de pesca, en primer lugar dirigiéndose al rabil y al atún blanco para el enlatado, y luego dirigiéndose a especies de mayor precio como el atún rojo, el atún rojo del Sur y el patudo para el mercado de sashimi. Los cambios en los caladeros, así como las modificaciones en el arte pesquero (de palangre normal a profundo), se realizaron aproximadamente en 1976-1977 para la flota japonesa, después de 1980 para la de Corea y a principios de los 90 para la de Taipei Chino.

En este contexto, la proporción de palangre profundo (en términos de anzuelos por cesta) puede utilizarse como una aproximación de la estrategia de pesca, que consiste en dirigirse al patudo grande en alta mar. Estos cambios continuos pueden observarse en la pesquería japonesa de palangre durante el periodo 1975-1995 (**Figura 10**); por ejemplo, la configuración de 4-7 anzuelos por cesta fue progresivamente abandonada desde principios de los 80 y a partir de 1990 predomina la configuración de 15+ anzuelos por cesta. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que la estrategia de pesca en función de la especie es también una función del área, el tipo de material utilizado (monofilamento de nylon frente al palangre tradicional multifilamento), la estrategia de calado del arte, las corrientes oceanográficas, etc.

Otro indicador simple que refleja estos cambios en las estrategias de pesca en función de la especie es la proporción de la captura de patudo en la captura total del palangre (considerando únicamente rabil, atún blanco y patudo). En la **Figura 11** puede verse que las fechas en que se han observado cambios repentinos en la proporción de patudo coinciden con los cambios previamente mencionados.

- Pesquerías de superficie

Aunque el patudo es ahora una de las principales especies objetivo de la mayoría de las pesquerías de palangre y de algunas de cebo vivo, esta especie siempre ha sido de importancia secundaria para el resto de pesquerías de superficie. Los juveniles de patudo se capturan generalmente en asociación con el listado y con juveniles de rabil cuando se pesca sobre objetos flotantes naturales o artificiales, como dispositivos de concentración de peces (DCP).

El esfuerzo nominal en términos de capacidad de transporte en la pesquería total de cerco ha ido descendiendo hasta 2006, cuando, debido a la piratería en la zona somalí del Índico, varios grandes cerqueros europeos que operaban en este océano han trasladado su esfuerzo al Atlántico oriental. Esta nueva situación, además de la presencia de tres nuevos cerqueros que operan desde Tema (Ghana) aumentó la capacidad de transporte en un 81% desde 2006 a 2009 (**Figura 12**). El número de cerqueros de la UE que opera en el Atlántico presenta la misma tendencia con una posible estabilización en 2010, como sugieren los datos preliminares. Por el contrario, la presión pesquera ejercida por las flotas de cebo vivo parece estable durante los últimos 20 años.

La proporción de patudo respecto a las demás especies tropicales mostraba patrones diferentes según las pesquerías. En el caso de los buques de cebo vivo de las Islas Canarias, la proporción de patudo en la captura mostraba una variabilidad interanual significativa debido probablemente a las condiciones medioambientales interanuales (**Figura 13**). La situación era diferente para las flotas de cebo vivo que operan desde Dakar (Senegal) ya que la proporción de patudo aumentaba a finales de los 70 y posteriormente descendía desde finales de los 90. Aunque las flotas de cebo vivo de Dakar y de las Islas Canarias han operado utilizando una táctica de pesca diferente (es decir, utilizando el barco como DCP) desde mediados de los 80 y principios de los 90 respectivamente, no se ha demostrado que el aumento resultante en la capturabilidad modificara la composición por especies de la captura. La proporción de patudo en la captura de cerco de la UE se ha multiplicado por 2 desde el inicio de los 90, debido probablemente al desarrollo de las operaciones de pesca con DCP pero sigue siendo baja, de aproximadamente un 10%. El mismo efecto es más pronunciado en el caso de los cerqueros de Ghana, ya que más del 70-80% de estas capturas se realizan sobre DCP o en asociación con los buques de cebo vivo (el patudo representa aquí el 20% de la captura de túnidos).

2.4.2 Indicadores de la pesquería relacionados con la situación del recurso

- Captura por lance

Aunque el patudo no sea el objetivo de los cerqueros, cualquier cambio en la captura por lance con éxito de la operación de pesca con DCP puede facilitar información acerca del impacto del esfuerzo pesquero en los juveniles (**Figura 14**). Este indicador del tamaño del cardumen muestra un descenso lento pero regular desde el inicio de los 90, lo que concuerda con el mismo patrón observado para la proporción de patudo capturado sobre objetos flotantes al mismo tiempo.

- Peso medio

Se utilizó la captura por talla en números y el peso correspondiente (utilizando la relación talla-peso) para el periodo 1975-2009 con el fin de estimar el peso medio para el patudo. El análisis se llevó a cabo por arte para las principales flotas que pescan en el Atlántico. La tendencia en el peso medio durante este periodo mostraba

alguna incoherencia para algunas flotas (valores elevados o constantes en el tiempo), por lo que los datos siguientes fueron eliminados:

- la captura por talla de los cerqueros españoles para el periodo 1975-1979,
- la captura por talla de 2006 de los cerqueros franceses y,
- la captura por talla de Ghana para el periodo 1980 a 1987.

En general, el peso medio mostraba una tendencia descendente a lo largo de toda la serie temporal, con una tendencia relativamente estable (aproximadamente 10 kg) durante la última década (**Figura 15**). El peso medio de los peces es bastante diferente según el arte de pesca. De media, es de aproximadamente 52 kg para los palangreros, 7 kg para los buques de cebo vivo y 4 kg para los cerqueros combinados (3,6 kg para los DCP y 9,8 para los bancos libres).

El análisis por arte muestra que recientemente existe una tendencia ascendente del peso medio para los palangreros (entre 56 y 76 kg) debida principalmente al aumento en el peso medio de las capturas de Japón, Taipei Chino y Corea (**Figura 16**).

Respecto a los cerqueros, el peso medio del patudo descendió de forma constante hasta 1997, y osciló entre 3 y 4,5 kg a partir de entonces (**Figura 17**).

Respecto a los buques de cebo vivo, el peso medio del patudo descendió de forma constante a lo largo del tiempo, con un ligero aumento durante los últimos cuatro años. Pueden observarse también diferencias considerables entre las diferentes flotas (**Figura 18**).

Se hizo también una comparación entre las tendencias en el peso medio del patudo capturado con DCP y sobre banco libre (**Figura 19**). El peso medio sobre banco libre (12 kg) es mucho mayor que el registrado sobre DCP (3,5 kg). Considerando toda la serie temporal, el peso medio del patudo en el banco libre mostraba mucha más variabilidad que la observada en los DCP, con una tendencia ascendente durante los últimos cuatro años (17-25 kg).

2.5 Conversión de la captura por talla en captura por edad

2.5.1 Estimación de la captura por talla de patudo en 2010

Las muestras de frecuencia de tallas y de captura por talla (CAS) presentadas por las CPC se utilizaron para estimar la captura por talla global para los desembarques de patudo con el fin de generar la captura por edad (CAA). El **Apéndice 5** proporciona un resumen del estrato año-flota en el que falta la información sobre frecuencia de tallas/CAS y las sustituciones correspondientes utilizadas para crear la CAS global. En general se eligieron sustituciones de características flota-arte y zonas de operación similares durante un año determinado. Desde la última evaluación, de 2007 (Anon. 2008), se han producido importantes añadidos y modificaciones a los datos de frecuencia de tallas y de CAS enviados a la Secretaría. En resumen, las revisiones/añadidos más importantes incluían:

- Revisiones históricas de los datos de frecuencia de tallas e información de CAS de las principales pesquerías de palangre; Japón (2002-2005); Taipei Chino (2004-2005); pesquerías comerciales de Estados Unidos (2005).
- Añadido de los datos históricos de frecuencia de tallas de la flota UE-PRT-Azores (SCRS/2009/190) que incluye muestras desde 1975 hasta 1980 (aunque la serie recuperada era desde 1965 a 1985).
- Añadido de frecuencia de tallas de UE-España (BB cantábrico) desde 2002 a 2005.
- Añadido de frecuencias de talla de LL de Marruecos (2003-2005) y de LL de México (2004)
- Redistribución de la categoría de pesquerías NEI-ETRO en las pesquerías pabellón-flota correspondientes (BB y PS)
- Inclusión de la serie de captura de patudo de Tarea I (pabellón UE-FR+ES) relacionada con el llamado "faux-poisson" en las estimaciones globales de captura por talla.
- La CAS fue ampliada con la inclusión de los años 2006, 2007, 2008 y 2009 (estimaciones preliminares) y el uso de las frecuencias de talla/CAS correspondientes disponibles en la base de datos de ICCAT. La comparación entre la Tarea I y el peso correspondiente de la matriz de CAS muestra menos de un 1% de diferencia entre cada año.

La matriz de captura por talla global se muestra en el **Apéndice 5**. Las estimaciones de 2009 son parciales y preliminares, ya que la frecuencia de tallas/CAS de algunas de las principales CPC no estaba disponible (en su lugar se utilizó la frecuencia de tallas de 2008).

2.5.2 Corte de edad

La captura por talla se convirtió en captura por edad usando el corte de edad. Los peces se asignaron a clases de edad de acuerdo con la metodología utilizada para La evaluación del stock de patudo del SCRS de 2007 (Anon. 2008), que asume que el crecimiento sigue la ecuación de crecimiento de Hallier *et al.*, 2005 ($L_t = 217.28(1 - \exp(-0.18(t+0.709)))$). La clase de edad implica en este caso la cohorte de un año civil, asumiendo que el nacimiento (o el punto equivalente extrapolado hacia atrás en la curva de crecimiento) se produce el 1 de enero. Los puntos de corte (límite superior de cada clase de edad por trimestre del año) se calcularon añadiendo la mitad de un año a cada edad trimestral (la edad “verdadera” desde el 1 de enero, definida en el medio de cada trimestre) y utilizando la talla predicha a dicha edad, bajo el supuesto de que el crecimiento no varía de forma estacional (**Tabla 7**). De esta forma, una “ventana” móvil acota cada edad trimestral, con el límite inferior de la ventana definido como la talla predicha de un pez seis meses más joven (que también corresponde al límite superior de la siguiente clase de edad más joven para ese trimestre), y el límite superior (punto de corte) definido como la talla predicha de un pez seis meses mayor (**Figura 20**). Los peces con tallas dentro de esta ventana (es decir, superiores al límite inferior e iguales o inferiores al límite superior) fueron asignados a la misma clase de edad.

Por ejemplo, el límite superior para los peces de edad 0, los peces del primer trimestre, fue predicho a partir de la edad 6 meses superior a los peces de edad 0 en mitad del primer trimestre (definida como 0,125 años). En otras palabras el límite superior (46 cm) fue predicho a partir de una edad de 0,625 años (**Figura 20**).

La rutina de corte de edad fue codificada en Fortran durante las evaluaciones de stock anteriores. Para una mayor flexibilidad, la rutina se codificó utilizando SAS®. Tras la confirmación de que las matrices globales de captura por edad coincidían utilizando ambos enfoques (**Apéndice 6**), la rutina codificada con SAS® se utilizó para producir las diversas matrices de captura por edad requeridas como entradas del VPA (**Tabla 8, Figura 21**).

Se hicieron comparaciones entre las nuevas matrices de captura por edad y las realizadas para la evaluación de 2007 (**Apéndice 6**). Aunque se observaron algunos cambios sustanciales entre ciertas matrices, los cambios conocidos realizados a la base de datos de captura por talla (a través de informes nuevos, revisiones, correcciones, añadido de “faux poisson”, cambios en la definición de la pesquería correspondientes a los índices de CPUE, etc.) parecen explicar estas diferencias.

2.5.3 Generación estocástica de la captura por edad

La generación de la captura por edad para usarla en el VPA se realiza tradicionalmente utilizando el corte de edad en el que se predice la edad a partir de la longitud utilizando el inverso de la curva de crecimiento de von Bertalanffy, es decir,

$$a = t_0 - \log(1 - l) / K$$

Una alternativa es ajustar estadísticamente la talla por edad asumiendo que la distribución de frecuencia de tallas es una suma ponderada de las densidades del componente k, es decir,

$$g(x|\mathbf{x}, \boldsymbol{\mu}, \boldsymbol{\sigma}) = \pi_1 f(x|\mu_1, \sigma_1) + \dots + \pi_k f(x|\mu_k, \sigma_k)$$

en la que los parámetros son las proporciones de mezcla y las medias y las desviaciones estándar de las distribuciones del componente.

El ajuste estadístico de la longitud por edad puede realizarse en R utilizando el paquete *mixdist* (<http://www.math.mcmaster.ca/peter/mix/mixdist.pdf>). En el SCRS/2010/088 se facilita una comparación más completa del corte de edad y de la captura por edad estadística.

La **Figura 22** muestra las frecuencias de talla observadas (azul), las modas de frecuencia de talla ajustadas (rojo), la distribución de tallas ajustadas (línea verde sólida) y la talla por edad (líneas verdes verticales). En el

corte de edad, el área entre las líneas verticales facilita los números por edad, mientras que en la alternativa estadística los números por edad se determinan por el área bajo la correspondiente distribución del componente.

Una vez que se ha elegido la distribución, pueden estimarse tres parámetros, es decir, proporción, talla media y dispersión. Aunque existe información suficiente en los datos para estimar las primeras modas, existe poca información para estimar todos los parámetros para las edades mayores cuando existe un considerable solapamiento entre las tallas de las diferentes edades. Además, las frecuencias de talla observadas no son sólo una función del crecimiento sino también de la selectividad de las pesquerías, por lo tanto se estimó la talla media de las dos primeras edades y el CV se limitó para que fuera el mismo en todas las edades. Esto significa que para estimar 8 edades se estimaron 11 parámetros (8 proporciones por edad, tallas medias de las edades 0 y 1 y CV de las modas). Para mejorar el ajuste sería de gran ayuda contar con conocimientos anteriores en forma de curvas de crecimiento, variabilidad en el crecimiento y selectividad por talla.

La **Tabla 9** compara la proporción por edad estimada a partir del corte de tallas y la estimación estadística de la captura por edad, en general se han encontrado más peces en la edad 0 y menos en la edad 1 utilizando el método estadístico. La **Tabla 10** compara el crecimiento de la curva de crecimiento de von Bertalanffy asumida y los valores estimados (sólo se han estimado las edades 0 y 1), la talla por edad 1 es mayor que la predicha a partir de la curva de crecimiento, presumiblemente porque los peces de edad 0 no están totalmente seleccionados para la pesquería.

3 Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

3.1 Modelos de producción

Diferentes modelos de producción excedente (SPM) se aplicaron a la pesquería del patudo del Atlántico (*Thunnus obesus*) durante el Grupo de trabajo para evaluar la situación del stock y facilitar puntos de referencia para los gestores de la pesquería. Aunque a los modelos de biomasa les falta algún realismo ya que no pueden tener en cuenta los cambios en el patrón de pesca y no representan explícitamente la complejidad estructurada por edad de los stocks de peces (por ejemplo, variaciones en la mortalidad natural con la edad) y los procesos de reproducción, son consideradas herramientas robustas para evaluar la respuesta dinámica de las poblaciones de peces a la explotación y facilitar asesoramiento científico sobre la situación de los stocks (Ludwig & Walters 1985, Hilborn y Walters 1992, Laloë 1995, Prager 2000). Los modelos de producción excedente incluían formas funcionales tanto logísticas como generalizadas y se ajustaron de acuerdo con diferentes métodos, dependiendo de los programas informáticos de interés. Considerar diferentes tipos de modelos de producción excedente basados en diferentes métodos de estimación podría ayudar posiblemente a representar la incertidumbre del modelo.

3.1.1 Entradas de datos para los modelos de producción excedente

Se estimó la captura total para el periodo 1950-2009 durante la reunión de preparación de datos en abril de 2010 (SCRS/2010/011) y se actualizó durante el Grupo de trabajo a partir de los datos de Tarea I de ICCAT. Los índices de abundancia combinada se derivaron a partir de las 9 series temporales de tasas de captura estandarizadas disponibles para la pesquería (véase la sección 2). Se calcularon seis nuevos índices combinados durante el Grupo de trabajo, de acuerdo con diferentes métodos de ponderación y selección de datos (**Tabla 11**).

3.1.2 ASPIC

El programa de ASPIC versión 5.34.8 se utilizó para ajustar los modelos de producción generalizados (Pella-Tomlison) y logístico (Schaefer). En el ensayo de ASPIC se consideraron en total doce casos fundamentales iniciales (Ensayos 1 a 12) y aparecen resumidos en la **Tabla 12**. Los resultados de ASPIC pueden ser sensibles a los valores iniciales de los parámetros utilizados, a la forma de la función de producción (logística o generalizada) y a si todos los parámetros son fijados o estimados. Con el fin de explorar esta sensibilidad, para cada caso se realizaron ocho ensayos de sensibilidad considerando cuatro combinaciones de parámetros iniciales, específicamente capturabilidad (q ($2.0000E-06$ o $2.0000E-04$) y el límite superior de K ($2.0000E+06$ o $4.0000E+07$) y seleccionando la opción para estimar $B1/K$ o fijarlo. Por lo tanto, se llevaron a cabo en total 96 ensayos con la intención de seleccionar los valores iniciales, la función de producción y la estrategia de ajuste más adecuados para cada caso. No todos estos ensayos convergieron con éxito, entre los que convergieron se realizó una mayor selección para determinar el ensayo más adecuado para cada caso. En primer lugar, se eligió la forma generalizada o logística del modelo de producción para un determinado caso mediante un test de F. En

segundo lugar, los ensayos que arrojaban mejores resultados de parámetros que se consideraron no plausibles (elevada F/F_{RMS} (> 3) en años recientes, elevada B/B_{RMS} (>10) y pequeña B/B_{RMS} (cerca a cero) al inicio de la serie temporal) se rechazaron y no se mantuvieron para más análisis.

Se llevaron a cabo el bootstrap (1.000 veces) y las proyecciones para el resto de ensayos. Por último, los resultados de bootstrap para el resto de casos se combinaron en una única matriz para ayudar a describir la incertidumbre.

3.1.3 Modelo PROCEAN

El PROCEAN (PRoduction Catch-Effort ANalysis) es un modelo dinámico de biomasa basado en el modelo de producción excedente generalizado de Pella y Tomlinson (1969) que permite separar las diferentes flotas pesqueras que se dirigen al stock (Maury 2001, 2002). En PROCEAN, se utiliza un esquema numérico semi-implícito para integrar la ecuación diferencial ordinaria de Pella y Tomlinson (1969) y se predicen las capturas (Fournier 1996). En el análisis actual no se consideró ningún proceso de desarrollo aleatorio lognormal para modelar la variabilidad en la capacidad de transporte del stock o/y en la capturabilidad de las flotas individuales. Los cálculos se llevaron a cabo utilizando AD Model Builder (Fournier, 1996), una herramienta flexible, estable y eficiente adaptada para estimar parámetros del modelo no lineales (Maunder, 2000, 2004) basada en la diferenciación automática (Griewank y Corliss, 1991). Los parámetros se estimaron basándose en el método del máximo de la distribución posterior (Bard, 1974) minimizando la función objetivo total que incluye los componentes de la verosimilitud logarítmica negativa y las contribuciones de probabilidad de la distribución previa. Las distribuciones posteriores de los parámetros del modelo pueden estimarse también utilizando un enfoque de simulación Monte Carlo Markov Chain (MCMC) comenzando desde los parámetros en la moda de la distribución posterior. En este caso, se usa el algoritmo Hastings-Metropolis implementado en el AD Model Builder. Las afirmaciones de confianza acerca de los parámetros fueron aquí deducidas a partir de las estimaciones de la matriz hessiana en la moda de la distribución posterior (Fournier, 1996).

- Ensayos del modelo

En primer lugar, algunos intentos de ajuste inicial de PROCEAN se hicieron basándose en la serie temporal de índices de abundancia disponibles para las diferentes flotas pesqueras que capturan patudo, es decir, palangreros estadounidenses, palangreros japoneses, palangreros uruguayos, palangreros brasileños, palangreros de Taipei Chino, palangreros de Marruecos y buques de cebo vivo de las Azores (véase la sección 2). Posteriormente se llevó a cabo una reducción en el número de series temporales excluyendo progresivamente las series temporales de CPUE de Marruecos, Brasil y Uruguay que se consideraban demasiado cortas, ruidosas o no representativas de la pesquería. En todos los casos, no se obtuvo ningún ajuste estadístico que condujera a resultados biológicamente coherentes debido principalmente a información contradictoria en los datos de la CPUE estandarizada. Esta conclusión es coherente con los intentos realizados en pasados grupos de trabajo para ajustar series múltiples de CPUE a ASPIC (Anon. 2005).

En un segundo paso, se ajustó PROCEAN a las series temporales 1, 2, 4 y 6 de los índices de abundancia combinados (**Tabla 13**). Los límites de los parámetros y las penalizaciones en forma de distribuciones previas se utilizaron para reducir el espacio de los parámetros con el fin de explorar el proceso de estimación (**Tabla 13**). Los límites de los parámetros se definieron de acuerdo con la información biológica y los conocimientos de los expertos. Se facilitó información al modelo bien fijando el valor de la biomasa en el año inicial (ensayos 1 y 4) o bien mediante una distribución previa informativa (series 2 y 3). Se consideraron valores medios de 0,8 y 0,85 para las distribuciones previas de B_0/K para las series temporales de los índices de abundancia que empezaban en 1971 y 1968, respectivamente. Estos valores se eligieron de acuerdo con el inicio de la pesquería de patudo a principios de los 50. Se utilizaron también distribuciones previas informativas para el parámetro de la tasa de crecimiento r en el caso de los ensayos 2 y 3 basándose en la información disponible en el informe de la reunión de evaluación de 2007 (Anon. 2008).

3.1.4 Modelo de producción bayesiano

Se ajustó a la serie temporal de CPUE un modelo de producción excedente Bayesiano logístico, igual al utilizado en la evaluación de pez vela en 2009 (Anon. 2010). Las distribuciones posteriores se calcularon basándose en un algoritmo de *Adaptive Importance Sampling (AIS)-Sampling Importance Resampling (SIR)* (Andrade y Kinan, 2007). El modelo se aplicó a toda la serie temporal de índices de abundancia combinados descritos en la **Tabla 11** excepto a la serie temporal no ponderada (Serie 5).

- Distribuciones previas

Tras algunas discusiones durante el Grupo de trabajo se utilizaron dos conjuntos de distribuciones previas informativas y no informativas basándose en las distribuciones de Student con multivariantes. Las distribuciones previas se basaban en la información disponible en el informe de la reunión de evaluación de 2007, mientras que las distribuciones previas no informativas eran “planas”. Las densidades marginales de las distribuciones previas utilizadas en los modelos se muestran en la **Figura 23**.

- Ensayos del modelo

Se llevaron a cabo diez ensayos de acuerdo con la combinación de distribuciones previas y conjuntos de datos que aparece en la **Tabla 14**. Al usar el algoritmo AIS/SIR se pueden utilizar algunos criterios para comprobar si la función de importancia es cercana a la función posterior verdadera antes de tomar una muestra final utilizando SIR. Se utilizó el criterio “Entropía” y los resultados se muestran en la **Tabla 14**. Los valores de entropía cercanos a 1 muestran que la función de importancia es similar a la distribución posterior, por lo tanto sólo se consideraron los ensayos en los que la entropía era superior a 0,9. Por consiguiente, se descartaron los resultados de los análisis de cuatro ensayos. A continuación sólo se presentan los resultados de los demás ensayos. Estos ensayos son: (i) datos ponderados por área – distribución previa informativa, (ii) datos ponderados por área – distribución previa no informativa, (iii) datos ponderados por captura – distribución previa informativa, (iv) datos ponderados por captura - distribución previa no informativa, (v) datos ponderados por captura pero descartando la información de Japón previa a 1970 - distribución previa informativa y (vi) datos ponderados por captura pero descartando la información de Taipei Chino previa a 1970 - distribución previa informativa.

3.2 Multifan-CL

El informe de la reunión de preparación de datos de patudo de 2010 (SCRS/2010/011) facilita una explicación detallada de los datos incluidos en la evaluación de 2010 de MFCL. Todos los datos incluidos en el modelo se prepararon durante esta reunión, excepto la serie de CPUE actualizada para las flotas que siguen operando (4-6 y 8-15). Estos índices se prepararon intersesiones utilizando métodos acordados y descritos en el Informe de la reunión de preparación de datos de patudo de 2010. El documento SCRS/2010/091 describía las especificaciones iniciales del modelo asumidas para un ensayo de “continuidad” basado en las especificaciones del modelo utilizadas en la evaluación de 2007 pero utilizando datos hasta 2008. El modelo incluía también datos históricos desde 1950 para ciertas pesquerías, ampliando el inicio del modelo hasta 1961 (tal y como se asumió en 2007).

El único cambio importante en los supuestos entre 2007 y 2010 era sobre la mortalidad natural. En 2007, la mortalidad natural se estimó dentro del modelo mientras que el modelo descrito en el documento SCRS/2010/091 fijaba el vector M por edad en el calculado en 2007 (**Figura 24**). Debido a que el grupo identificó varios temas que eran fuente de inquietud con el modelo actualizado, el grupo investigó varios ensayos alternativos con el fin de solucionar estas inquietudes. Estos ensayos alternativos se enumeran en la **Tabla 15**.

3.3 VPA

3.3.1 VPA 2-BOX

El Grupo de trabajo examinó tres formulaciones preferidas del modelo VPA. Todas se ensayaron usando el software VPA-2Box (versión 3.01¹) y se utilizaron los datos de captura por edad especificados en la **Tabla 16**. Los supuestos biológicos utilizados para los ensayos fueron los siguientes:

Mortalidad natural (M) = Edades 0-1 = 0,8, edades 2-7+ = 0,4

Los parámetros biológicos utilizados para el VPA son los mismos que los usados durante la evaluación de patudo de 2007. Los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy de Hallier *et al.* (2005): $k=0.180 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty} = 217.3 \text{ cm}$ y $t_0 = -0.709$ años, y la ecuación peso-longitud de Parks *et al.* (1982): $\text{Peso (kg)} = 2.396 \text{ E}^{-5} * \text{FL(cm)}^{2.9774}$ se utilizaron para estimar la edad del grupo plus.

La fecundidad se estimó utilizando una aproximación, % de madurez * peso por edad del stock (calculado a partir de la curva de crecimiento a 1 de enero). Para la fecundidad del grupo plus, se asumió que la población estaba compuesta por un 50% de individuos de edad 7 y un 50% de individuos de edad 8.

¹ Versión 3.01, Porch, Catálogo de software de ICCAT

	<i>Edad 0</i>	<i>Edad 1</i>	<i>Edad 2</i>	<i>Edad 3</i>	<i>Edad 4</i>	<i>Edad 5</i>	<i>Edad 6</i>	<i>Edad 7+</i>
% maduros	0	0	0	0,5	1	1	1	1
Peso (kg)	0,393	4,16	12,78	25,56	41,15	58,21	75,60	100,50

El VPA utilizó todos los índices de abundancia disponibles (**Tabla 17**). Los índices estaban ponderados igualmente, y a cada estimación de abundancia anual se asignó un $CV = 0,2$. La vulnerabilidad se estimó utilizando las capturas parciales específicas de la flota. Estas se resumen en la **Tabla 18**. Cuatro índices se especificaron en biomasa (Uruguay LL principio, Uruguay LL final, Azores BB y EU PS DCP). Para éstos, el VPA-2BOX requiere matrices de peso por edad específicas de la flota. Estas se construyeron a partir de la información de captura por talla de Tarea II (**Tabla 19**).

Las especificaciones de la estimación de parámetros del VPA-2BOX se resumen en la **Tabla 20**. Se aplicó una penalización (Desviación estándar = 0,4) a las desviaciones en la vulnerabilidad en las edades 0-7 durante 2006-2008 para evitar grandes fluctuaciones en estas estimaciones. Se estimaron los parámetros de la F terminal para las edades 1, 4, 5 y 6. La F terminal de la edad 0 se fijó en 1,08 veces la estimación de la edad 1. Las F terminales de las edades 2 y 3 se fijaron en 0,57 y 0,73 veces la estimación de la edad 4, respectivamente. Estos valores se determinaron utilizando los resultados de un VPA separable (véase más abajo).

Las ratios de F (edad 7+ en relación con la edad 6) se modelaron estimando la ratio en 1975, y permitiendo después un desarrollo aleatorio ($SD = 0,2$). Esta opción permite alguna flexibilidad al modelo para que ajuste mejor los datos, pero no requiere la estimación de todas las ratios de F como valores independientes, lo que resultaría probablemente en un exceso de parametrización.

3.3.2 VPA separable

La **Figura 25** presenta un análisis de la curva de captura por década de los datos de captura por edad, mientras que la **Figura 26** presenta un VPA separable de los mismos datos. Una diferencia entre las dos es que el análisis de la curva de captura proporciona una estimación de Z mientras que el análisis separable proporciona una estimación de F. En las dos figuras pueden verse patrones similares, es decir, un aumento en la mortalidad en las edades más jóvenes en las últimas décadas. En los 80, el análisis de la curva de captura muestra una Z elevada en las edades más jóvenes, lo que puede deberse a una M mayor en estas edades ya que esto no se observa en el VPA separable. Toda la modelación se hizo en R utilizando FLR.

3.4 Otros métodos

3.4.1 Modelos de producción estructurados por edad

En el documento SCRS/2010/092 se presentaba una comparación entre modelos del tipo producción estructurados por edad simples y modelos de tipo más complejo plenamente integrados. El principal objetivo de este documento era evaluar los resultados de utilizar configuraciones del modelo de producción de stock simple frente a otras configuraciones más complejas plenamente integradas cuando se ajustaban a los datos de patudo tanto de 2007 como a los más recientes de 2010. El número de parámetros estimados para cada uno de los modelos oscilaba entre 3 y 146. Todas las configuraciones del modelo se diseñaron utilizando el modelo ASPIC o el Stock Synthesis (SS). El marco SS fue configurado tanto para un modelo de producción de stock simple como para un modelo más complejo plenamente integrado. Las siete configuraciones del modelo estimaron resultados algo similares, pero con algunas diferencias importantes. Las configuraciones del modelo tipo producción de stock, tanto de ASPIC como SS, tendían a estimar una estabilidad reciente en el elemento de referencia B/B_{RMS} . Las configuraciones plenamente integradas, por otra parte, estimaban un descenso más marcado en el mismo punto de referencia para el mismo periodo aunque no concordaban necesariamente en el valor absoluto de B/B_{RMS} para el año terminal. Parte de la razón para estas diferencias puede deberse al hecho de que los modelos plenamente integrados no asumen que todos los peces son igualmente y plenamente seleccionados por cada pesquería. Esto podría ser especialmente importante teniendo en cuenta que se ha demostrado que la talla media del patudo ha ido descendiendo constantemente. Dado el elevado nivel de variabilidad en la selectividad de las flotas que explotan el patudo y de la cantidad de datos disponibles para introducir en el modelo de evaluación, este documento concluía que las evaluaciones realizadas con el modelo de evaluación del tipo plenamente integrado podrían capturar algunas observaciones importantes que podrían faltar en un modelo tipo producción de stock. Las conclusiones de este trabajo incluían: (1) aunque el modelo ASPIC_07 llegue a un ajuste satisfactorio, algunos parámetros en el SS ASPIC_07 estaban limitados durante la estimación; (2) la “estabilización” reciente de B/B_{RMS} estimada por los modelos de producción de stock no era

clara en los modelos plenamente integrados. Esto podría deberse al supuesto de la selectividad total realizado por los modelos de producción de stock. El constante descenso en la talla media observado en el patudo podría ser la causa de esta diferencia. Esta observación podría ser representada mejor con un VPA o con un modelo plenamente integrado.

Durante la reunión se hicieron más modelos SS configurados como modelo de producción estructurado por edad. Se consideraron cuatro configuraciones, cada una usando uno de los cuatro índices combinados acordados (1. Ponderado por captura; 2. Sólo desde 1971 en adelante, 3. Excluyendo Taipei Chino antes de 1970, 4. Excluyendo Japón antes de 1970). Se llevó a cabo el análisis MCMC sobre cada uno de estos modelos con el fin de producir distribuciones de probabilidad alrededor de los parámetros estimados y de los puntos de referencia de la ordenación resultantes. La forma de las distribuciones de estas estimaciones de inclinación (que es parecida a r) eran o bien frecuentemente limitadas (**Figura 27**, conjunto de datos 1 y conjunto de datos 3) o bien bastante amplias en la desviación estándar (conjunto de datos 2 y conjunto de datos 4). Esto sugiere que podría no existir una señal clara en la serie temporal de CPUE combinada respecto a la productividad del stock. Como consecuencia, de forma similar a lo que han revelado los ensayos de bootstrap de ASPIC, las estimaciones de la B/B_{RMS} y la F/F_{RMS} actuales deben considerarse en consecuencia (**Figura 28**).

3.4.2 Modelos plenamente integrados

En el documento SCRS/2010/092 se detalla la configuración del modelo SS plenamente integrado. El ensayo denominado SS_fix se consideró la base de la configuración del modelo. Esta estructura de modelo se mantuvo similar al modelo MFCL 2007 previo, con 8 clases de edad anuales, tres regiones de pesca, y cuatro trimestres de tres meses cada uno. El reclutamiento se fijó para que ocurriera igualmente en cada uno de los trimestres (es decir, 25%) con un 5% en las áreas 1 y 3 y un 90% en el área 2. Al llegar a la edad 1, se permitió a los peces moverse entre las áreas 1 y 2, y las áreas 2 y 3. El programa de madurez por edad de MFCL se usó igual que en 2007. Los valores biológicos se fijaron en valores idénticos para la mortalidad natural (0,8 para la edad 0 y 1, y 0,4 para las edades posteriores), los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy y la variación en la talla por edad, la relación talla-peso, la madurez y las contribuciones reproductoras por edad. No se utilizaron las cohortes de crecimiento ni los cambios en las series temporales en la selectividad de la pesquería o los parámetros biológicos. Los parámetros estimados incluían parámetros de movimiento, R_0 , inclinación, desviaciones del reclutamiento anual, mortalidad por pesca inicial, capturabilidades globales de la flota y parámetros de selectividad basados en la talla. Se estimaron en total 120 parámetros.

4 Resultados de la situación del stock

4.1 Modelos de producción

4.1.1 ASPIC

Los parámetros de entrada para todos los casos se muestran en la **Tabla 12** y los índices de CPUE combinados y los datos de captura utilizados para los análisis se muestran en la **Tabla 21**. Los 39 ensayos de sensibilidad sin bootstrap que convergieron (**Tabla 22**) y el porcentaje de ensayos de sensibilidad con éxito que convergieron para cada uno de los doce casos se resumen en la **Tabla 23**. La serie temporal de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} de todos los ensayos que convergieron se muestra en la **Figura 29**. Se seleccionaron en total cuatro casos porque cumplían los criterios de producir resultados plausibles y se eligieron para el examen de bootstrap (**Figura 30**). Los parámetros de entrada para los restantes cuatro ensayos de bootstrap se muestran en la **Tabla 24**. De estos, se completaron tres ensayos de bootstrap (ensayo 3, ensayo 5 y ensayo 6), porque el bootstrap para el ensayo 7 no tuvo éxito.

Los resultados basados en los tres casos sugieren que el nivel de explotación en años recientes variaba entre los casos (la ratio B_{2009}/B_{RMS} es desde 0,716 hasta 1,379 y la ratio F_{2009}/F_{RMS} es desde 0,752 hasta 1,252, **Figuras 31-33** y **Tabla 25**). Los diagramas de fase combinados de los tres casos se muestran en la **Figura 34**. Las medianas de B_{2009}/B_{RMS} y F_{2009}/F_{RMS} de los 3000 resultados de bootstrap que se obtuvieron al combinar los resultados de los tres casos fueron 1,052 y 0,950, respectivamente, cifra ligeramente superior al nivel que produce el RMS. Se estimó que el RMS se encontraba entre 84.220 t y 98.290 t (**Tabla 25**), que es un valor cercano a la captura de 2009 (87.926 t).

- Proyecciones

Las proyecciones de población mediante bootstrap fueron realizadas usando el modelo ASPIC (véase la sección 3.1) con los tres casos (Ensayo 03, ensayo 05 y ensayo 06). La captura en 2010 se estableció en la captura declarada de 2009 (87.926 t) y a partir de entonces (2011-2020) se establecieron políticas de captura constante de 50.000, 60.000, 70.000, 80.000, 90.000, 100.000, 110.000 y 120.000 t así como escenarios de F constante (relativos a F reciente, 60%, 70%, 80%, 90% 100% y 110%). Las estimaciones puntuales muestran que el stock debería recuperarse si la captura constante futura de cada caso es inferior a 80.000 t, 70.000 t y 90.000 t respectivamente (similar o inferior al rango del RMS estimado (84.220 t a 98.290 t) mediante ASPIC), y si la F constante (relativa a la F reciente) de cada caso es superior al 90%, 90% y 100%, respectivamente (**Figuras 35-37**). Las trayectorias de la mediana de la biomasa así como los límites de confianza del 80% para cada política de captura constante se muestran en las **Figuras 38-40**. La **Figura 41** muestra la probabilidad de que la mortalidad por pesca F esté por debajo de F_{RMS} y B por encima de B_{RMS} tal y como se calculó utilizando proyecciones de biomasa para 2010 a 2030 y teniendo en cuenta diferentes valores de captura constante desde 60.000 a 110.000 t.

4.1.2 Modelo PROCEAN

Los modelos ajustaban bien los datos de captura aunque los residuos al inicio de la serie temporal se apartaban del supuesto de normalidad (**Figura 42**). Las estimaciones de los parámetros del modelo y los parámetros asociados de ordenación de la pesquería se presentan en las **Tablas 26 y 27**, respectivamente. El parámetro forma m del modelo de producción generalizado variaba entre 1,16 y 4,41 (**Tabla 26**), lo que refleja cambios fuertes en la forma de la curva funcional de acuerdo con la serie temporal de datos utilizada. Igualmente, el parámetro de tasa de crecimiento, r , variaba entre 0,12 y 0,81. Dichas variaciones podrían explicarse por los fuertes cambios observados al inicio de la serie temporal del índice de abundancia disponible que han sido discutidos en otro sitio (por ejemplo, Polacheck 2006). Las estimaciones del RMS se encontraban entre 64.000 y 100.000 t de conformidad con la selección de datos en los 60. La serie temporal más corta del índice de abundancia, es decir 1971-2008, produjo el menor valor de RMS de 64.000 t y una situación de sobrepesca a finales de los años 2000 ($F_{2008} > F_{RMS}$ y $B_{2008} < B_{RMS}$).

En conjunto, los cuatro ensayos del modelo mostraban una evolución bastante similar de la ratio de biomasa (B/B_{RMS}) y (F/F_{RMS}) en el tiempo, pasando de una situación de subexplotación en los 70 y los 80 a una situación de sobrepesca en los 90 (**Figura 43**). Sin embargo, los modelos conducían a diferentes diagnósticos en el pasado reciente, es decir en los años 2000, según el tipo de ponderación utilizado. Los ensayos 1-3 del modelo eran bastante similares y sugerían un descenso en la mortalidad por pesca desde principios de los años 2000 hasta la situación actual (2008) mientras que el modelo 4 indicaba un descenso mayor en la mortalidad por pesca, F , y un aumento concurrente en la biomasa, B (**Figura 43**).

4.1.3 Modelo de producción bayesiano

La **Figura 44** muestra las distribuciones posteriores. El Grupo de trabajo consideró que a pesar del hecho de que existía convergencia de importancia hacia la función posterior en el análisis de los conjuntos de datos ponderados por captura con la distribución previa no informativa, las estimaciones de los parámetros no eran coherentes biológicamente. Por tanto, estos resultados no se consideraron a partir de entonces. Todas las distribuciones posteriores presentaban algunas diferencias respecto a las distribuciones previas, reflejando que los datos eran algo informativos. Los ajustes del modelo que eran coherentes con la biología del patudo y los conocimientos sobre la pesquería de patudo se presentan en la **Figura 45**. En todos los ensayos, los ajustes del modelo eran razonablemente buenos desde finales de los 70 en adelante. Excepto para el modelo ajustado a la serie 5 del índice de abundancia (conjunto de datos en el que los datos de Japón previos a 1970 fueron descartados), todos los ensayos mostraban una tendencia ascendente clara después de principios de los años 2000.

En las **Tablas 28-32** se muestra un resumen de los puntos de referencia basados en las distribuciones posteriores. Excepto para los resultados obtenidos con la serie temporal 5, todos los resultados eran optimistas respecto a la situación del stock. En estos casos, la biomasa del stock en años recientes sería superior a la biomasa en RMS (B_{RMS}), mientras que la mortalidad por pesca actual sería inferior a la mortalidad por pesca en RMS (F_{RMS}).

Los diagramas de fase muestran que el stock de patudo podría haber experimentado sobrepesca ($F > F_{RMS}$ y $B < B_{RMS}$) a principios de los años 2000, pero que la probabilidad de que la actual $F/F_{RMS} < 1$ y $B/B_{RMS} > 1$ es relativamente elevada (**Figura 46**). Sólo los ensayos del modelo llevados a cabo para el índice de abundancia

que excluía los datos de los palangreros japoneses previos a 1970 sugieren que el stock podría estar actualmente sobrepescado.

- Proyecciones

Con el fin de evaluar las consecuencias de valores alternativos del TAC, los modelos se ensayaron para estimar las proyecciones de biomasa bajo diferentes escenarios basados en la muestra de parámetros de la distribución posterior. El error de proceso no se consideró en las predicciones. La biomasa del stock se proyectó hacia 2010-2030 utilizando valores de TAC entre 60.000 t y 110.000 t. La mediana de las proyecciones se presenta en la **Figura 47**. El escenario más optimista surgió cuando se utilizaron los datos ponderados por área (**Figura 47**). Los resultados reunidos cuando se descartan los datos de Japón previos a 1970 son el escenario más pesimista.

Estos resultados se utilizaron para calcular la probabilidad de que la mortalidad por pesca, F , sea mayor que F_{RMS} y de que B sea menor que B_{RMS} para todos los años y todos los valores de TAC utilizados en las simulaciones (**Figura 41**). Como se ha mencionado anteriormente, el escenario más pesimista surge cuando no se consideran los datos de Japón previos a 1970. En otros ensayos, las medianas de las distribuciones posteriores para B/B_{RMS} eran todas superiores a 1 y las medianas para F/F_{RMS} eran todas inferiores a 1.

4.2 Multifan-CL

Resumen de los resultados. La **Tabla 33** resume los resultados obtenidos en los diferentes ensayos realizados durante la reunión. El Grupo de trabajo no eligió un caso base para elaborar el asesoramiento de ordenación. Sin embargo, se acordó que los resultados eran útiles para probar los supuestos del modelo y las implicaciones de incluir o excluir ciertos datos. A continuación se facilitan comentarios sobre varias opciones de modelo.

Ensayo de continuidad. Aunque el Ensayo 1 se presentó inicialmente como ensayo de continuidad (SCRS/2010/091), incluía una serie temporal que llegaba hasta 1950 y contaba con un vector de M por edad ligeramente diferente al del ensayo de continuidad de 2007. El ensayo 3 se desarrolló por tanto para incluir la misma fecha de inicio que en la evaluación de 2007 y utilizaba el mismo vector de M por edad que la evaluación de 2007, por lo que fue considerado el ensayo de continuidad por el Grupo. La serie temporal de los resultados clave del Ensayo 3 se presenta en la **Figura 48**.

Información de marcado. Un modelo de tres regiones excluyendo los datos de marcado (Ensayo 2) resultó ser un modelo bastante más optimista que aumentaba las estimaciones de reclutamiento y biomasa (**Tabla 33** y **Figura 49**). El RMS era más del doble que en el modelo del ensayo de continuidad. Esto indicaría que los datos de marcado contienen información importante sobre el movimiento de los tñidos entre regiones y la distribución relativa del reclutamiento, y que cuando se eliminan, el modelo asume grandes cantidades de biomasa sin pescar en las regiones 1 y 3 y asume que todos los reclutas se dispersan igualmente entre las regiones. Los datos de marcado tenderían a indicar que se produce poco movimiento entre las regiones y por lo tanto el reclutamiento se concentra en la región 2.

Efecto del supuesto de capturabilidad. El Grupo expresó su inquietud respecto a que la serie temporal de capturabilidad, especialmente para la pesquería 5, que mostraba una capturabilidad descendente en el tiempo era poco realista. Como resultado, se hizo un ensayo alternativo eliminando la estimación de una serie temporal en la capturabilidad (Ensayo 4). Esto produjo un modelo con estimaciones más optimistas de biomasa, así como de los puntos de referencia asociados del RMS (**Tabla 33**). Esto se debe probablemente a que el supuesto también elimina la creciente serie temporal de capturabilidad para varias de las pesquerías de cerco.

Efecto de M . En los ensayos 6 y 8, el vector M por edad variaba respecto al valor calculado por MFCL en 2007 y utilizado para el ensayo de continuidad. Lamentablemente, el ensayo 6 no pudo equiparar con precisión el vector M por edad del VPA y, por ello, no se volverá a considerar. En general, el vector M por edad tenía un efecto importante sobre el modelo, y los vectores mayores de M (ensayo 4) producían resultados más optimistas que el modelo que utiliza el vector de M por edad de WCPFC (ensayo 8) (**Tabla 33** y **Figura 50**).

Efecto de la variabilidad en el reclutamiento. El Grupo expresó su inquietud respecto a que ambos modelos integrados (SS3 y MFCL) mostraban descensos tanto en el reclutamiento como en la biomasa total en los años más recientes del modelo, mientras que algunos modelos de producción excedente presentaban una nivelación, o incluso recuperación, en la biomasa en los años más recientes del modelo. Se sugirió por tanto que los modelos de MFCL que intentaban explicar un descenso en la captura en años recientes por un reclutamiento descendente. Como resultado, se llevó a cabo un ensayo aumentando la penalización de las desviaciones en el reclutamiento a

lo largo del tiempo (Ensayo 7). Esto parecía tener poco efecto en la estimación que hacía el modelo de la biomasa en años recientes o en el reclutamiento (**Figura 51**). Esto podría deberse al hecho de que la serie de CPUE para las pesquerías 3 y 4 era ruidosa y estaba calculada a partir de los datos de Tarea II de ICCAT. De esta forma el modelo continuaba explicando el descenso en la captura con un descenso en el reclutamiento.

Las tendencias de la serie temporal en F/F_{RMS} y B/B_{RMS} estimadas para los ensayos de Multifan CL 3, 4, 7 y 8 se muestran en la **Figura 52**. De estos ensayos, sólo el ensayo 8 estimaba que la progresión de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} finalizaba donde B_{curr} es inferior a B_{RMS} y F es superior a F_{RMS} . Las estimaciones del Ensayo 3 habían entrado antes en esta región pero posteriormente se habían alejado.

4.3 VPA

El Grupo de trabajo eligió tres ensayos para representar los resultados de VPA “más plausibles”. La decisión se basó en el comportamiento y diagnósticos del VPA. Los tres ensayos pueden describirse de la siguiente manera:

- Ensayo 1:** El ensayo inicial con todos los índices, utilizaba capturas por edad específicas de la flota para estimar la vulnerabilidad del índice.
- Ensayo 2:** Igual que el ensayo 1, pero con la vulnerabilidad del índice de las flotas de palangre fijado en 1,0 después de la edad de total vulnerabilidad.
- Ensayo 6:** Igual que el ensayo 1, pero excluyendo el índice de cerco europeo.

Los resultados de los tres ensayos de base del VPA eran bastante similares. Todos indicaban una abundancia descendente en el stock reproductor (números) que se inició a mediados de los años 75 (**Figura 53**). Recientemente, la abundancia del stock reproductor ha aumentado ligeramente.

La mortalidad por pesca en todas las edades ha aumentado de forma sustancial desde 1990 (**Figura 54**). La mortalidad por pesca es particularmente elevada para las edades 0 y 1, que son seleccionadas por el arte de cerco, y las edades 5+ que son seleccionadas totalmente por el arte de palangre.

La mortalidad por pesca apical (el máximo de F por edad en un año determinado) ha aumentado enormemente durante la serie temporal (**Figura 55**). La trayectoria de la F/F_{RMS} apical indica que la sobrepesca empezó a ocurrir a mediados de los 90, y que la mortalidad por pesca ha superado de forma general el umbral de la sobrepesca ($F/F_{RMS} = 1$) desde entonces. De acuerdo con los resultados de las evaluaciones de VPA, la F/F_{RMS} actual² era 1,35, 1,25, y 1,36 para los ensayos 1, 2 y 6, respectivamente, lo que indica que la mortalidad por pesca está por encima del umbral de la sobrepesca.

La biomasa del stock reproductor ha descendido de forma general durante la serie temporal (**Figura 56**). En 1975, la mediana de la biomasa del stock reproductor era de aproximadamente 1,5 millones de toneladas. En 2009, la SSB era inferior a 500.000 t.

Las relaciones reproductor-recluta obtenidas a partir del VPA se muestran en la **Figura 57**. Para cada modelo se ajustó a los datos una función de Beverton-Holt. Los parámetros de la función Beverton-Holt, la biomasa reproductora no pescada (S_0) y las estimaciones de inclinación se resumen a continuación. Los modelos VPA estimaban la inclinación del patudo entre 0,47 y 0,61. Para estimar S_0 , los modelos VPA se llevaron hasta 2020 (condición de equilibrio) sin ninguna captura permitida.

Escenario	Alpha	Beta	Biomasa virgen	Inclinación
1	7,44E+07	2,90E+05	1,37E+06	0,59
2	7,11E+07	2,49E+05	1,34E+06	0,61
6	9,5E+07	5,48E+05	1,61E+06	0,47

La SSB/SSB_{RMS} del patudo ha descendido de forma general durante la serie temporal (**Figura 58**). De acuerdo con los resultados del VPA, la SSB cayó por debajo de la SSB en RMS en 2000, y ha continuado descendiendo hasta mediados de los 2000. Desde entonces, el descenso en la SSB/SSB_{RMS} se ha detenido y la situación ha permanecido estable pero con sobrepesca. De acuerdo con los resultados de las evaluaciones del VPA, la SSB_{2008}/SSB_{RMS} era de 0,64, 0,69 y 0,63 para los ensayos 1, 2 y 6, respectivamente.

² Para calcular la F actual, calcular la media geométrica de F por edad para los años 2005-2007, y luego el máximo del vector resultante de F por edad.

La incertidumbre en la situación actual del stock fue generada mediante bootstrap de los residuos de los índices de abundancia ($n = 1.000$). Las estimaciones resultantes sobre la situación del stock se presentan en la **Figura 59**. Dado que los resultados son tan similares, se han combinado también en una distribución conjunta (**Figura 60**). De los 3000 ensayos de bootstrap obtenidos de los resultados combinados, el 2% indican una situación saludable del stock, el 9% indican bien que está sufriendo sobrepesca o que está sobrepescado y el 89% indican tanto que está sufriendo sobrepesca como que está sobrepescado.

- Proyecciones

Para los ensayos del modelo VPA, las proyecciones se realizaron hasta 2021 utilizando el software de proyección PRO-2BOX³. Para estimar la varianza se hicieron 1.000 bootstraps. Este método tiene en cuenta parte de la variabilidad inherente en las estimaciones de los parámetros, incluyendo los residuos del índice y la varianza en el reclutamiento. Los parámetros de reclutamiento del stock se estimaron durante la proyección como desviaciones de una función estimada stock reclutamiento de Beverton-Holt. Como ya se había hecho en evaluaciones previas, se avanzaron supuestos iniciales para los parámetros de la relación S/R ($\alpha = 2.2E5$, $\beta = 1.6E4$). La varianza permitida de la relación estimada S/R se estableció en $SD = 0,4$.

Se hicieron trece proyecciones de captura constante (de 2011 a 2021) para los tres ensayos del modelo VPA. La captura durante 2009 y 2010 se fijó en 87.900 t.

- | | |
|-------------|---------------|
| 1) 60.000 t | 9) 100.000 t |
| 2) 65.000 t | 10) 105.000 t |
| 3) 70.000 t | 11) 110.000 t |
| 4) 75.000 t | 12) 115.000 t |
| 5) 80.000 t | 13) 120.000 t |
| 6) 85.000 t | |
| 7) 90.000 t | |
| 8) 95.000 t | |

Los resultados se resumen en la **Figura 61**. De acuerdo con las proyecciones del Ensayo 1, la mediana de RMS = 82.000 t. Las implicaciones del Ensayo 1 son que se requieren niveles de captura inferiores a 60.000 t para permitir que la SSB se recupere hasta SSB_{RMS} antes de 2021. Son necesarios niveles de captura inferiores a 70.000 t para acabar con la sobrepesca antes de 2021. Niveles de captura por encima de 85.000 t causarían la merma continua del stock.

De acuerdo con las proyecciones del Ensayo 2, la mediana de RMS = 83.600 t. Se requieren niveles de captura inferiores a 65.000 t para permitir que la SSB se recupere hasta SSB_{RMS} antes de 2021. Son necesarios niveles de captura inferiores a 75.000 t para acabar con la sobrepesca antes de 2021. Niveles de captura por encima de 85.000 t causarían la merma continua del stock.

De acuerdo con las proyecciones del Ensayo 6, la mediana de RMS = 77.100 t. Se requieren niveles de captura inferiores a 60.000 t para permitir que la SSB se recupere hasta SSB_{RMS} antes de 2021. Son necesarios niveles de captura inferiores a 65.000 t para acabar con la sobrepesca antes de 2021. Niveles de captura por encima de 80.000 t causarían la merma continua del stock.

4.4 Otros métodos

A diferencia de la curva de rendimiento del modelo estructurado por edad (**Figura 61**), la curva de rendimiento estimada a partir del modelo plenamente integrado muestra una marcada desviación respecto a una curva simétrica asumida por el modelo Schaefer/logístico (**Figura 63**). La desviación en esta forma se debe probablemente a la diferencia en los supuestos sobre la selectividad. Esto supone un mayor respaldo a la investigación del Grupo de trabajo sobre utilizar un parámetro de forma en los modelos del tipo producción de stock.

Las estimaciones de los puntos de referencia B/B_{RMS} y F/F_{RMS} para el modelo plenamente integrado SS_fix y ASPIC Ensayo 3 se muestran en la **Figura 64**. Existe bastante acuerdo respecto a la tendencia global en los puntos de referencia, sin embargo, existe desacuerdo respecto a las estimaciones de los años finales. La discusión del Grupo de trabajo concluyó que esta diferencia se debe probablemente al hecho de que el modelo plenamente

³ Versión 2.01, Porch, catálogo de software de ICCAT.

integrado está siendo influido por el índice de cerco sobre DCP, que está sesgado hacia los peces más pequeños. Este índice no fue incluido en el índice combinado utilizado para ejecutar el Ensayo 3 de ASPIC.

Las estimaciones anuales del rendimiento por recluta a partir del modelo plenamente integrado SS_fix se compararon con las estimaciones del Ensayo 8 del MFCL. Ambos modelos muestran que el rendimiento por recluta alcanzó un pico a finales de los 90 y ha experimentado un descenso constante desde entonces. Esto coincide con la observación de que los peces más pequeños están mostrando mayor prevalencia en la captura, lo que era evidente en la captura por edad del VPA. El giro hacia los peces más pequeños es también evidente en la ratio de la mortalidad por pesca de edad 1 a las edades 2+ (**Figura 65**). Parece probable que la tendencia en la captura de peces más pequeños esté haciendo descender la eficacia de la pesquería.

Los resultados anteriores indican que si no se utilizan todos los datos disponibles para la pesquería podría perderse información importante sobre la población y la pesquería. Los modelos plenamente integrados, como MFCL y SS, pueden capturar más detalles y dar una perspectiva más holística de la pesquería. Esto es especialmente cierto para una pesquería como la del patudo, en la que las selectividades de los diferentes tipos de arte son muy dispares. El Grupo de trabajo recomendó que los modelos plenamente integrados, como MFCL y SS, continúen siendo investigados como herramienta para explorar la posible condición de los stocks de ICCAT. Sin embargo, se reconoció también que la complejidad en los modelos debe irse añadiendo con precaución y debe ser proporcional a la cantidad y calidad de los datos disponibles.

4.5 Síntesis de los resultados de la evaluación

Durante las dos últimas evaluaciones de patudo, en 2004 y 2007, la determinación de la situación del stock se realizó basándose principalmente en los resultados del modelo de producción obtenidos con ASPIC. Los resultados del toolbox VPA se utilizaron para describir la incertidumbre en la situación del stock en relación con la estructura del modelo. Multifan-CL se ejecutó también en 2007 y sus resultados se utilizaron para investigar los beneficios obtenidos al integrar más fuentes de datos (por ejemplo, marcado y datos de composición de tallas), así como para incorporar la estructura espacial en el modelo de evaluación.

La evaluación de stock de 2010 se llevó a cabo utilizando varios tipos de modelos. La lista de métodos que se iban a utilizar en la evaluación de la situación del stock y en el desarrollo de las proyecciones sobre el stock se elaboró durante la reunión de preparación de datos sobre patudo (SCRS/2010/011). Esta lista incluía las tres categorías de métodos utilizados en las últimas evaluaciones: modelos de producción, análisis de población virtual y modelos plenamente integrados. Dentro de cada una de estas categorías, se utilizaron varias versiones de cada modelo para facilitar una amplia gama de herramientas metodológicas que reflejen la incertidumbre estructural respecto a lo que podría ser el modelo ideal que represente la dinámica del stock de patudo. Las entradas de datos para estos modelos se desarrollaron en su mayoría durante la Reunión de preparación de datos, sin embargo, algunas fueron preparadas en el periodo intersecciones entre la reunión de preparación de datos y la reunión de evaluación (por ejemplo, la captura por talla, la captura por edad e índices de CPUE adicionales para las flotas Multifan). Durante la reunión de evaluación se llevaron a cabo algunas modificaciones finales de estas entradas, como la reestimación de los índices de CPUE combinados para los modelos de producción, una actualización de la captura total para 2009, y una estimación preliminar de la captura para 2010. La mayoría del resto de cambios en las entradas adoptados durante la evaluación se refieren a cambios en las opciones de parámetros para los diferentes modelos.

Como forma de comparar los cambios en la percepción del stock que resultan únicamente de añadir o actualizar los conjuntos de datos utilizados para ajustar el modelo de producción utilizado para facilitar el asesoramiento principal acerca de la situación del stock en 2007, se llevó a cabo un ensayo de ASPIC con la misma configuración que el utilizado en 2007, que se denomina ensayo de continuidad. Este nuevo ensayo sólo se diferencia del utilizado en 2007 en que las estimaciones de captura contienen años de datos adicionales (2006-2008) y en que el índice de abundancia combinado ha sido estimado con índices que fueron presentados durante la reunión de preparación de datos de 2010. Al igual que en 2007, los índices de CPUE de la flota de Taipei Chino no se utilizaron durante el primer periodo de la pesquería (antes de 1971); sin embargo, se incluyeron otros índices presentados durante 2010 como los índices de Marruecos y de Uruguay. Este ensayo proporciona una visión sobre la productividad y la situación del stock de patudo similar a la obtenida en 2007. No obstante, sugiere que la biomasa y la mortalidad por pesca han aumentado ligeramente durante el periodo 2005-2008.

En coherencia con evaluaciones previas del patudo del Atlántico, los resultados de los modelos de producción en no equilibrio se utilizan para facilitar nuestra mejor descripción de la situación del recurso. El RMS actual estimado utilizando tres tipos de modelo de producción era de aproximadamente 90.000 t, similar a las capturas

estimadas asumidas para 2009, aunque la incertidumbre en las estimaciones amplía el rango. Además, estas estimaciones reflejan la mezcla relativa actual de pesquerías que capturan patudo grande o pequeño; el RMS puede cambiar considerablemente con cambios en el esfuerzo pesquero relativo ejercido por las pesquerías de superficie y de palangre.

La trayectoria estimada del stock se muestra en la **Figura 66**. La biomasa al inicio de 2010 se estimó en aproximadamente el 100% de la biomasa en RMS y la tasa de mortalidad por pesca de 2009 se estimó en aproximadamente un 5% por debajo de la tasa de mortalidad por pesca en RMS. El rendimiento de sustitución para el año 2009 se estimó cercano al RMS.

El Grupo de trabajo indica que existe una considerable incertidumbre en la evaluación de la situación del stock y de la productividad del patudo, tal y como se ha indicado en evaluaciones anteriores (Anon., 2008). Existen muchas fuentes de incertidumbre, lo que incluye qué método representa mejor la dinámica del stock, qué método está más respaldado por los datos disponibles, qué índices de abundancia relativa es adecuado utilizar en la evaluación, y qué precisión se asocia con la medición/cálculo de las entradas de cada uno de los modelos. En general, la disponibilidad de datos ha mejorado desde 2007, pero sigue faltando información respecto a los datos pesqueros y de talla detallados de ciertas flotas. Esto, combinado con la falta de información histórica detallada sobre la captura y las actividades pesqueras de las flotas IUU (por ejemplo, tamaño, localización y captura total), obliga al Grupo de trabajo a hacer muchos supuestos acerca de la captura por talla de una parte importante de la captura total. Con el fin de representar esta incertidumbre, el Grupo de trabajo decidió presentar en primer lugar un resumen de la incertidumbre relacionada con la estructura de la combinación métodos/datos utilizada. Como puede observarse en la **Tabla 34**, existen diferencias en las estimaciones de los elementos de referencia de la ordenación, dependiendo tanto del método utilizado como de los datos de entrada utilizados. Las estimaciones del RMS variaban entre 70.000 y 90.000 t.

Las estimaciones de la incertidumbre asociada con los datos son mayores que las asociadas con la incertidumbre del modelo y pueden verse observando los resultados del bootstrap de los tres modelos de producción de ASPIC seleccionados (**Figuras 66-67**).

5 Proyecciones

La Comisión, en la Resolución 09-12, proporcionó especificaciones respecto a la información que debe incluirse en la matriz de estrategia de Kobe y solicitó al SCRS que implementara la matriz de Kobe con los niveles correspondientes de captura para facilitar asesoramiento en materia de ordenación a la Comisión en 2010 para el atún rojo y el patudo. En su reunión de 2010, el Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock (SCRS/2010/010) formuló recomendaciones adicionales para facilitar la construcción e interpretación de la matriz de estrategia de Kobe II (por ejemplo, directrices para la aplicación de la matriz de estrategia de Kobe II, especificaciones respecto a los métodos de proyección y recomendaciones para el desarrollo de matrices de Kobe). Por lo tanto, el Grupo de trabajo basó la siguiente perspectiva para el patudo del Atlántico en la matriz de estrategia de Kobe II.

Las perspectivas para el patudo del Atlántico, considerando la incertidumbre cuantificada en la evaluación de 2010, se presentan en la **Tabla 35** y la **Figura 68**, que presentan una descripción de las posibilidades que tiene el stock de lograr o mantenerse en niveles coherentes con el objetivo del Convenio, a lo largo del tiempo, para diferentes niveles de captura constante futura. Cabe señalar que las probabilidades modeladas de que el stock se mantenga en niveles coherentes con el objetivo del Convenio con el TAC reciente ([Rec. 09-01], 85.000 t) en los próximos cinco años son de aproximadamente el 60%. Las mayores probabilidades de recuperar y mantener el stock en niveles que podrían producir el RMS están asociadas con capturas menores, y las menores probabilidades de éxito están asociadas con capturas mayores que el TAC reciente.

6 Recomendaciones

6.1 Indicadores de la pesquería

El tamaño y potencia de cualquier flota pesquera podrían ser indicadores útiles de las tendencias en la capacidad pesquera. Aunque algunos datos de la flota por tipo de buque están vinculados con el arte pesquero, las estadísticas y la información sobre buques existentes no reflejan necesariamente las actividades operativas de los buques. A este respecto, se insta a las CPC a desarrollar más indicadores de las pesquerías para todas las

categorías de sus flotas por área en el océano Atlántico. Considerando que los científicos nacionales tienen mejores conocimientos acerca de sus pesquerías y, por tanto, pueden definir procedimientos para obtener dichos datos de forma más precisa que los procedimientos definidos por la Secretaría, el Grupo de trabajo recomendó que estos indicadores fueran proporcionados por los científicos nacionales para actualizar la base de datos de la Secretaría anualmente.

Junto con la captura por talla, los científicos deberían proporcionar datos de talla en bruto e información detallada sobre el procedimiento seguido para estimar los datos de captura por talla. Estos indicadores son esenciales como información de base a la hora de analizar las tendencias en las tasas de captura (CPUE), principalmente para los modelos VPA, en las evaluaciones de stock.

6.2 Revisión de las entradas de datos y opciones de modelo

Para ayudar en la transparencia y documentación de las elecciones realizadas durante el proceso de evaluación de stock, por ejemplo al determinar los parámetros de entrada y otras opciones utilizadas al probar diferentes escenarios, el Grupo de trabajo recomendó desarrollar protocolos adecuados para presentar los diagnósticos. Además de la documentación de los procedimientos utilizados, el relator debería especificar qué autores probaron los diferentes escenarios y los años de base usados para las evaluaciones y las proyecciones.

6.3 Ratios de crecimiento y mortalidad

Merece la pena desarrollar distribuciones previas adecuadas para usarlas, por ejemplo, en el modelo de producción excedente bayesiano.

Debería llevarse a cabo una mayor evaluación del método de estimación de la mortalidad por pesca en el grupo plus (por ejemplo, ratio de F).

6.4 Datos de marcado

Está claro que los datos de marcado disponibles proporcionan alguna información adicional útil para estimar la situación del stock de patudo. Sin embargo, no está claro si los supuestos realizados acerca de las tasas de comunicación de marcas son precisos. Por esta razón, sería aconsejable mejorar las tasas de comunicación de marcas para las pesquerías y estimar tasas de comunicación a través de la experimentación directa, especialmente para la pesquería de palangre, así como continuar mejorando la base de datos de marcado.

6.5 Trabajo futuro

- Debido al rango de incertidumbres identificadas en esta evaluación cuando se utilizaron diferentes índices combinados, el Grupo de trabajo recomienda que se revisen los métodos usados para el desarrollo de índices combinados.
- La estimación estadística de CAA para las especies tropicales debería llevarse a cabo como una alternativa al método de corte de edades. Con el fin de parametrizar mejor este enfoque, debería realizarse la determinación de la edad de partes duras mediante la recogida de muestras y en la estimación deberían utilizarse los datos existentes sobre partes duras.
- Debería llevarse a cabo una actualización de la serie de CPUE estandarizada para las flotas de cerco tropical de la UE.
- La captura por talla desde 1975-1979; 2006 y 1980-1987 para las flotas de cerco de UE y Ghana, respectivamente, debería reexaminarse ya que durante la evaluación se han presentado algunos patrones inusuales.
- El Grupo de trabajo reconoció el uso de dos modelos integrados (Multifan-CL y Stock Synthesis). Aunque podrían existir limitaciones en las aplicaciones de estos modelos al patudo teniendo en cuenta los datos actuales, el Grupo de trabajo se mostró convencido de que en el futuro el asesoramiento de ordenación podría desarrollarse basándose en estos modelos. Sería bueno impartir formación e invertir en estos modelos para mantener la continuidad estructural en las evaluaciones de stock de ICCAT.

7 Otros asuntos

Debido a la naturaleza voluminosa del trabajo realizado durante las evaluaciones, se recomendó realizar esfuerzos para mejorar y actualizar las instalaciones informáticas en la Secretaría (comprar tiempo de CPU) para permitir la integración y ejecución más rápida de los modelos y en un tiempo razonable.

8 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado durante la reunión. El Dr. Die dio las gracias a los participantes, al personal de AZTI y a la Secretaría por el duro trabajo realizado y clausuró la reunión.

Referencias

- Andrade, H. A. and Kinas, P.G. 2007, Decision analysis on the introduction of a new fishing fleet for skipjack tuna in the Southwest Atlantic. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2007), 2 (2): 131-148.
- Anon. 2005, Report of the 2004 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 28 to July 3, 2004). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58(1): 1-110.
- Anon., 2008, Report of the 2007 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 5 to 12, 2007). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 62(1): 97-239.
- Anon. 2010, Report of the 2009 Sailfish Stock Assessment (Recife, Brazil, June 1-5, 2009). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(5): 1507-1632.
- Bard, Y. 1974, *Nonlinear parameter estimation* (p. 341). Academic Press, New York.
- Fournier, D. 1996, *An introduction to AD Model Builder for use in nonlinear modeling and statistics*. Otter Research, Nanaimo, British Columbia, Canada.
- Gaertner, D., Marsac, F. 2000, Comparative analysis of the exploitation of bigeye tuna in the Indian and eastern Atlantic Oceans with emphasis on purse seine fisheries. 1st session of the IOTC Working Party on Tropical Tunas, Mahe, Seychelles, 4-8/09/99. *WPTT/99/04*: 15 p.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S. and Rubin, D.B. 1995, *Bayesian Data Analysis*. Chapman & Hall, London, 526 p.
- Griewank, A. and Corliss, G. 1991, *Automatic differentiation algorithms: theory, practice and application*. SIAM, Philadelphia.
- Hallier, J-P., Stequert, B., Maury, O. and Bard, F.X. 2005, Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith readings. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 57(1): 181-194.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992, *Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York, USA.
- Katavic, I. Grubisic, Ticina, Mislov-Jelavic, K, Franicevic, V. and Skakelja, N. Growth performances of the bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) farmed in Croatian waters of the eastern Atlantic. *SCRS/2009/190*.
- Kell, L.T., Palma, C., and Tidd, A. 2010, Standardization of the North Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*) CPUE. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(4): 1357-1382.
- Laloë, F. 1995, Should surplus production models be fishery description tools rather than biological models? *Aquatic Living Resources*, 8, 1-16.
- Ludwig, D., and Walters, C. 1985, Are age structured models appropriate for catch-effort data? *Canadian Journal of Aquatic and Fisheries Sciences*, 46, 1066-1072.
- Maunder, M. 2000, Software review: AD Model Builder. *AFSCUS*, 14(2), 10-14.
- Maunder, M.N. 2004, Population viability analysis based on combining Bayesian, integrated, and hierarchical analyses. *Acta Oecologica*, 85, 85-94.
- Maury, O. 2001, Multi-fleet non-equilibrium production models including stock surface to estimate catchability trends and fishery dynamics in a Bayesian context. Application to the skipjack tuna's fishery (*Katsuwonus pelamis*) in the Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 52(5): 1739-1752.

- Maury, O. 2001, PROCEAN: a production catch/effort analysis framework to estimate catchability trends and fishery dynamics in a Bayesian context. IOTC Proceedings, 4, 228-231.
- McCullagh, P. and Nelder, J.A. 1989, Generalized Linear Models. London: Chapman and Hall.
- Ortiz, M. and Arocha, F. 2004, Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. Fisheries Research 70 (2004) 275-297.
- Parks, W., Bard, F.X., Cayré, P., Kume, S., Santos Guerra, Al. 1982, Length-weight relations for bigeye tuna captured in the eastern Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 17(1): 214-225.
- Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. 1969, A generalized stock production model. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 13, 420-496.
- Polacheck, Tom. 2006, tuna longline catch rates in the Indian Ocean: did industrial fishing result in a 90% rapid decline in the abundance of large predatory species? Marine Policy [Mar. Policy]. Vol. 30. No. 5, pp. 470-482. Sep. 2006
- Prager, M. 2004, User's manual for ASPIC: A stock production model incorporating covariates (ver. 5) and auxiliary programs. Beaufort Laboratory Document. Miami, USA.
- Schaefer, M.B. 1954, Some aspects of the dynamics of populations important for the management of the commercial marine fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1, 27-56.
- Venables, W.N. and Ripley, B.D. 2002, Modern Applied Statistics with S. New York: Springer.
- West, M. 1992, Modeling with mixtures. Pp. 503-524. In: Bernardo, J.M., Berger, J.O., Dawid, A.P. and Smith, A.F.M. (Eds.). Bayesian Statistics 4: Proceedings of the Fourth Valencia International Meeting, Valencia, Spain. Clarendon Press, Oxford, 880 p.
- West, M. 1993, Approximating posterior distributions by mixtures. Journal of the Royal Statistic Society: Series B, 55: 409-422.

TABLAS

Tabla 1. Capturas de Tarea I de patudo atlántico (t) por año, arte principal y pabellón (las celdas sombreadas en 2009 indican estimaciones adoptadas por el Grupo de trabajo).

Tabla 2. Índices de abundancia relativa requeridos para MULTIFAN CL. Se destacan en gris los índices calculados durante la reunión intersesiones.

Tabla 3. Análisis de varianza para los GLM.

Tabla 4. Índices estandarizados para las pesquerías 3 y 4.

Tabla 5. Índices estandarizados para las pesquerías 5, 6, 8, 12, 13, 14 y 15.

Tabla 6. Índice de abundancia combinado del patudo estimado para los modelos de producción.

Tabla 7. Límites de corte superiores (cm) por trimestre del año utilizados para convertir la captura por talla en captura por edad (utilizando la ecuación de crecimiento de Hallier *et al.* 2004). Cada clase de edad es asignada si la longitud del pez es menor o igual al límite superior correspondiente, y por encima del límite superior para la siguiente clase de edad más joven.

Tabla 8. Matrices de captura por edad del patudo atlántico.

Tabla 9. Comparación de las proporciones estimadas por edad a partir del corte de edad y del análisis estadístico de la captura por edad.

Tabla 10. Comparación de la talla por edad media, a partir del corte de edad y del análisis de la captura por edad.

Tabla 11. Índices de abundancia combinados utilizados para el ajuste de los modelos de producción excedente.

Tabla 12. Parámetros de entrada e índices de CPUE para cada ensayo ASPIC por estimación puntual. Cada parámetro corresponde a los de la primera a vigésimo cuarta línea en los archivos de entrada de ASPIC.

Tabla 13. Datos de entrada, límites de los parámetros y distribuciones previas utilizadas para los ensayos PROCEAN. La descripción de la serie temporal de los índices de abundancia combinada se proporciona en la **Tabla 11**.

Tabla 14. Ensayos del modelo de la versión bayesiana del modelo Schaefer utilizando el algoritmo de Adaptive Importance Sampling/Sampling Importance Resampling (AIS/SIR). Los valores de la columna derecha (Entropía) son cálculos de un criterio para medir lo cerca que está la función de importancia de la distribución posterior. Los valores en negrita indican que no hay convergencia de la función de importancia con la distribución posterior.

Tabla 15. Descripción de diferentes ensayos de Multifan-CL.

Tabla 16. La matriz de captura por edad utilizada para los ensayos del VPA.

Tabla 17. Índices de abundancia disponibles para la evaluación del VPA.

Tabla 18. Capturas por edad parciales para la evaluación del VPA.

Tabla 19. Ponderaciones por edad específicas de la flota para la evaluación del VPA utilizadas para convertir los índices expresados en biomasa a números.

Tabla 20. Especificaciones de los parámetros para los ensayos del modelo VPA. En el manual de VPA (disponible en www.iccat.int) puede consultarse una descripción detallada del formato de este archivo.

Tabla 21. Índices de CPUE y datos de captura utilizados en ASPIC.

Tabla 22. Resultados de convergencia para los ensayos de ASPIC. Combinación de parámetros iniciales (q , límite superior de K) = (1: 2.0E-6, 2.0E+6), (2: 2.0E-4, 2.0E+6), (3: 2.0E-6, 4.0E+7), (4: 2.0E-4, 4.0E+7). Los ensayos que han convergido se indican mediante un círculo abierto. F/F_{RMS} en años recientes (2007-2009) y B/B_{RMS} al inicio de la serie temporal (1950-1952) se usaron también como criterios para rechazar el ensayo (B/B_{RMS} (1950) cercana a cero, B/B_{RMS} (1950) > 10 y F/F_{RMS} (2009) > 3).

Tabla 23. Resumen del porcentaje de éxito (convergencia) de cada escenario de ASPIC. Cada escenario contenía ocho ensayos.

Tabla 24. Parámetros de entrada e índices de CPUE de cada ensayo de ASPIC para los bootstraps. Cada parámetro corresponde al que aparece en la primera a vigésimo cuarta línea de los archivos de entrada de ASPIC.

Tabla 25. Resumen de los análisis de ASPIC.

Tabla 26. Estimaciones de parámetros del modelo para los ensayos de PROCEAN. q = capturabilidad; m = parámetro de forma; K = capacidad de transporte; B_0/K = ratio entre la biomasa en el año inicial y la capacidad de transporte.

Tabla 27. Parámetros de ordenación de la pesquería para los ensayos de PROCEAN. La desviación estándar se facilita entre corchetes para el RMS y F_{RMS} .

Tabla 28. Estadísticas resumidas de los resultados reunidos en el análisis de los datos ponderados por área con distribuciones previas informativas.

Tabla 29. Estadísticas resumidas de los resultados reunidos en el análisis de los datos ponderados por área con distribuciones previas no informativas.

Tabla 30. Estadísticas resumidas de los resultados reunidos en el análisis de los datos ponderados por captura con distribuciones previas informativas.

Tabla 31. Estadísticas resumidas de los resultados reunidos en el análisis con distribuciones previas informativas. La información de Japón previa a 1970 fue descartada.

Tabla 32. Estadísticas resumidas de los resultados reunidos en el análisis con distribuciones previas informativas. La información de Taipei Chino previa a 1970 fue descartada.

Tabla 33. Resumen de los resultados obtenidos a partir de los ensayos del modelo Multifan-CL.

Tabla 34. Resumen de la incertidumbre estructural en los resultados de la evaluación. Los elementos de referencia del stock, RMS, F_{RMS} y las ratios de B y F para los ensayos del modelo seleccionados. Los ensayos seleccionados representaban resultados posibles de acuerdo con los criterios especificados en la sección 4 para cada tipo de modelo.

Tabla 35. Probabilidades estimadas de que el stock de patudo atlántico se encuentre por encima de B_{RMS} y por debajo de F_{RMS} en un año determinado para un nivel de TAC (1.000 t), basadas en los resultados de la evaluación de 2010.

FIGURAS

Figura 1. Capturas acumuladas de patudo de Tarea I (declaradas y estimadas) para todo el stock del Atlántico, en toneladas.

Figura 2a-d. Distribución geográfica (cuadrícula de 5x5) de las capturas de patudo por arte pesquero principal (1950-2008). Fuente: CATDIS

Figura 3. Distribución geográfica (cuadrícula de 5x5) de las capturas de patudo del cerco por modo de operación (DCP, banco libre) entre 1991 y 2008. Fuente: CATDIS

Figura 4. Distribución geográfica de las capturas de patudo por arte y década. Fuente: CATDIS

Figura 5. Índices de abundancia relativa para las flotas 5, 6 y 8.

Figura 6. Índices de abundancia relativa para las flotas 12, 13, 14 y 15

Figura 7. Índices de abundancia relativa utilizados en el desarrollo de los índices combinados para los modelos de producción.

Figura 8. Índices combinados desarrollados para los modelos de producción.

Figura 9. Cambio en el tiempo del número de anzuelos (millones) para las principales pesquerías de palangre (y por área para Japón).

Figura 10. Cambios en la proporción a lo largo del tiempo de los diferentes tipos de palangre expresados en términos del número de anzuelos por cesta para los palangreros japoneses que operan en el Atlántico (de Gaertner & Marsac; IOTC-WPTT 1999, Miyabe comm. pers.)

Figura 11. Cambios a lo largo del tiempo de la proporción de patudo en las capturas de palangre en peso (BET+ALB+YFT) que podrían deberse en parte a las estrategias de pesca dirigidas a esta especie (cambios en el arte pesquero, en los caladeros, etc.).

Figura 12. Cambios a lo largo del tiempo de la capacidad de transporte para las pesquerías de superficie que operan en el Atlántico oriental.

Figura 13. Cambios a lo largo del tiempo de la proporción de patudo en algunas las capturas de algunas pesquerías de superficie en peso (BET+SKJ+YFT).

Figura 14. Cambios a lo largo del tiempo de la CPUE de patudo (toneladas por lance positivo) y composición por especies (captura acumulada) para la pesquería de DCP de la UE que opera en el Atlántico oriental.

Figura 15. Tendencia en el peso medio del patudo del Atlántico para el periodo 1975-2009.

Figura 16. Tendencia en el peso medio del patudo capturado por las principales flotas palangreras en el Atlántico para el periodo 1975-2009.

Figura 17. Tendencia en el peso medio del patudo capturado por las principales flotas de cerco en el Atlántico para el periodo 1975-2009.

Figura 18. Tendencia en el peso medio del patudo capturado por las principales flotas de cebo vivo en el Atlántico para el periodo 1975-2009.

Figura 19. Tendencia en el peso medio del patudo capturado por los cerqueros que operan sobre DCP y bancos libres en el Atlántico para el periodo 1975-2009.

Figura 20. Ejemplo de la técnica de corte de edad empleada. La edad en la que se calcula el límite superior es seis meses después del medio de cada trimestre. Cada clase de edad se asigna si la longitud del pez es inferior o igual al límite superior correspondiente, y por encima del límite superior para la siguiente edad más joven.

Figura 21. Captura por edad total (en número de peces) producida por el corte de las edades de las clases de edad 0 - 7⁺.

Figura 22. Frecuencias de talla con modas estadísticas ajustadas asumiendo distribuciones normales; el azul indica la frecuencia de talla observada, el rojo las modas ajustadas, la línea verde sólida la distribución de tallas ajustada y las líneas verdes verticales la longitud por edad.

Figura 23. Distribuciones previas informativas (líneas sólidas) y no informativas (líneas discontinuas) para los parámetros del modelo de producción excedente bayesiano, es decir, tasa de crecimiento r , capacidad de transporte k , y capturabilidad q .

Figura 24. Vectores de M por edad utilizados en los ensayos de MFCL.

Figura 25. Análisis de la captura por edad por medio de una curva de captura, la línea azul es una función de alisado loess con una ventana de 0,3.

Figura 26. VPA separable de la captura por edad, la línea azul es una función de alisado loess con una ventana de 0,3.

Figura 27. Distribución de estimaciones de inclinación a partir del modelo de producción de stock estructurado por edad SS utilizando los cuatro índices de CPUE combinados resultantes del análisis MCMC.

Figura 28. Distribución de las estimaciones de B/B_{RMS} en 2008 a partir del modelo de producción estructurado por edad SS utilizando los cuatro índices de CPUE combinados resultantes del análisis MCMC.

Figura 29. Cambios anuales de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} de cada ensayo de ASPIC si el ensayo determinista fue convergente. Algunas trayectorias se han omitido si la trayectoria es perfectamente idéntica dentro del mismo panel.

Figura 30. Cambios anuales de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} del Ensayo 02, 05, 06 y 07 a partir de los bootstraps de ASPIC.

Figura 31. Resultados del bootstrap de ASPIC del Ensayo 03.

Figura 32. Resultados del bootstrap de ASPIC del Ensayo 05.

Figura 33. Resultados del bootstrap de ASPIC del Ensayo 06.

Figura 34. Diagrama de Kobe a partir de los tres bootstraps de ASPIC.

Figura 35. Trayectorias de las estimaciones puntuales DE F/F_{RMS} Y B/B_{RMS} estimadas a partir del ensayo 03 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 36. Trayectorias de las estimaciones puntuales de F/F_{RMS} Y B/B_{RMS} estimadas a partir del ensayo 05 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 37. Trayectorias de las estimaciones puntuales de F/F_{rms} y B/B_{rms} estimadas a partir del ensayo 06 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 38. Trayectorias de las estimaciones puntuales y de los límites de confianza del 80% de F/F_{rms} y B/B_{rms} estimadas a partir del ensayo 03 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 39. Trayectorias de las estimaciones puntuales y de los límites de confianza del 80% de F/F_{rms} y B/B_{rms} estimadas a partir del ensayo 05 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 40. Trayectorias de las estimaciones puntuales y de los límites de confianza del 80% de F/F_{rms} y B/B_{rms} estimadas a partir del ensayo 06 de ASPIC con diferentes capturas constantes futuras y F constantes (relativa a la F reciente).

Figura 41. Probabilidad de que la mortalidad por pesca F esté por debajo de F_{rms} y B esté por encima de B_{rms} calculada utilizando proyecciones de biomasa para 2010 y 2030 y teniendo en cuenta diferentes valores de captura constante desde 60.000 hasta 110.000 t. (a) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa informativa, (b) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa no informativa, (c) conjunto de datos ponderado por captura con distribución previa informativa, (d) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros japoneses previa a 1970 y (e) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros de Taipei Chino previa a 1970.

Figura 42. Ensayo 1 del modelo PROCEAN. Ajuste de la captura predicha (línea sólida) a las capturas observadas (círculos negros) para la pesquería de patudo durante 1961-2008.

Figura 43. Diagramas de fase mostrando las trayectorias de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} para los ensayos del modelo PROCEAN.

Figura 44. Parámetros de las distribuciones posteriores calculados utilizando el índice de abundancia combinado ponderado por área (panel superior), ponderado por captura (panel segunda línea) y ponderado por captura excluyendo los datos de los palangreros japoneses previos a 1971 (paneles de la tercera línea) y los datos de los palangreros de Taipei Chino previos a 1971 (paneles inferiores).

Figura 45. Ajustes de la versión bayesiana del modelo Schaefer utilizando el algoritmo AIS/SIR: (panel superior izquierdo) datos ponderados por área con distribución previa informativa, (panel superior derecho) datos ponderados por área con distribución previa no informativa, (panel medio izquierdo) datos ponderados por captura con distribuciones previas informativas, (panel medio derecho) datos ponderados por captura con distribuciones previas informativas excluyendo la información de los palangreros japoneses previa a 1971, (panel inferior) datos ponderados por captura excluyendo los datos de palangreros de Taipei Chino previos a 1971.

Figura 46. Diagramas de fase para (a) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa informativa, (b) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa no informativa, (c) conjunto de datos ponderado por captura con distribución previa informativa, (d) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros japoneses previa a 1970 y (e) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros de Taipei Chino previa a 1970.

Figura 47. Medianas de las predicciones de biomasa desde 2010 hasta 2030 utilizando capturas constantes entre 60.000 y 110.000 t. (a) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa informativa, (b) conjunto de datos ponderado por área con distribución previa no informativa, (c) conjunto de datos ponderado por captura con distribución previa informativa, (d) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros japoneses previa a 1970 y (e) conjunto de datos excluyendo información de los palangreros de Taipei Chino previa a 1970.

Figura 48. Resultados de Multifan-CL. Estimaciones de la biomasa total, reclutamiento, F/F_{RMS} B/B_{RMS} y SRR obtenidos con el Ensayo 3 (ensayo de continuidad).

Figura 49. Resultados de Multifan-CL. Estimaciones de la biomasa total, reclutamiento, F/F_{RMS} B/B_{RMS} y SRR obtenidos con el Ensayo 2 (excluyendo los datos de marcado).

Figura 50. Resultados de Multifan-CL. Estimaciones de la biomasa total, reclutamiento F/F_{RMS} B/B_{RMS} y SRR obtenidos con el Ensayo 8 (vector de WCPFC de M por edad).

Figura 51. Resultados de Multifan-CL. Estimaciones de la biomasa total, reclutamiento, F/F_{rms} B/B_{rms} y SRR obtenidos con el Ensayo 7 (mayores penalizaciones sobre las desviaciones del reclutamiento).

Figura 52. Estimaciones de la serie temporal de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} para los diversos ajustes de MULTIFAN-CL (a =ensayo 3, b=ensayo 4, c=ensayo 7 y d=ensayo 8) (S es el valor inicial y F el valor final).

- Figura 53.** Stock reproductor (en número) por año a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 54.** Mortalidad por pesca por edad por año a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 55.** Mortalidad por pesca apical por año a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 56.** SSB/SSB_{RMS} por año a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 57.** Relaciones S/R estimadas a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 58.** SSB/SSB_{RMS} por año a partir de los ensayos de VPA-2BOX.
- Figura 59.** Diagramas de fase construidos para los ensayos de VPA-2BOX. El punto rojo es la mediana de los resultados. La nube azul de puntos son los 1000 ensayos de bootstrap.
- Figura 60.** Distribución conjunta de los tres ensayos de VPA-2BOX. El punto rojo es la mediana de los resultados. La nube azul de puntos son los 3000 ensayos de bootstrap.
- Figura 61.** SSB/SSB_{RMS} proyectada, reclutamiento (a edad 0) y F apical de los ensayos del VPA.
- Figura 62.** Curva de rendimiento estimada a partir del modelo de producción estructurado por edad SS_ASPIC_10.
- Figura 63.** Curva de rendimiento estimada a partir del modelo plenamente integrado SS_fix.
- Figura 64.** Puntos de referencia de la ordenación B/Brms y F/Frms para el modelo plenamente integrado SS_fix y para el ensayo 3 de ASPIC.
- Figura 65.** Rendimiento por recluta a partir del modelo plenamente integrado SS_fix y del ensayo 8 de MFCL y ratio de la mortalidad por pesca (F) de la edad 1 a las edades 2+, 1950-2008.
- Figura 66.** Estimaciones de B relativa (izquierda) y F relativa (derecha). En esta figura los niveles de sombreado que varían representan el grado de certidumbre en los resultados. Además, se indican los resultados para 2009 de otras evaluaciones utilizando diferentes enfoques de modelación (puntos).
- Figura 67.** Trayectoria estimada del stock durante el periodo cubierto por el modelo (1950-2010) que muestra la mediana de la trayectoria (línea sólida) y el rango de incertidumbre (zona sombreada). Además, se indican los resultados para 2009 de otras evaluaciones utilizando diferentes enfoques de modelación (puntos).
- Figura 68.** Diagrama de la matriz de Kobe mostrando las probabilidades de que el stock se encuentre por encima de B_{RMS} y la pesca en niveles por debajo de F_{RMS} en un año determinado para un nivel de TAC para los posibles resultados de la evaluación considerados para describir la situación y perspectivas futuras del stock. Los colores representan las probabilidades modeladas: rojo, <50%, amarillo, 50-75% y verde, >75%. Se muestra también la isolínea de la probabilidad del 60%.

APÉNDICES

- Apéndice 1.** Orden del día
- Apéndice 2.** Lista de participantes.
- Apéndice 3.** Lista des documentos.
- Apéndice 4.** Diagramas de diagnóstico que muestran la estandarización de los datos de captura y esfuerzo de Tarea II con el fin de crear índices de abundancia para las pesquerías 3 y 4 con MULTIFAN-CL.
- Apéndice 5.** Tabla resumen de las sustituciones de talla y de los cambios en las estimaciones de los valores de entrada de la captura por talla en 2010.
- Apéndice 6.** Comparación de la matriz de captura por edad (se preparará para la publicación)