

**INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE MARRAJO SARDINERO DE ICCAT DE 2020
(On line, 15 a 22 de junio de 2020)**

Los resultados, conclusiones y recomendaciones incluidos en este informe reflejan solo el punto de vista del Grupo de especies de tiburones. Por tanto, deberían considerarse preliminares hasta que el SCRS los adopte en su reunión plenaria anual y la Comisión los revise en su reunión anual. Por consiguiente, ICCAT se reserva el derecho a emitir comentarios, objetar o aprobar este informe, hasta su adopción final por parte de la Comisión.

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

El presidente abrió la reunión expresando su gratitud por el interés y la participación en la reunión. Recordó al Grupo que los objetivos de la reunión eran reunir y examinar toda la información disponible sobre el marrajo sardinero, evaluar el estado del marrajo sardinero y actualizar cualquier información de los proyectos de investigación. En nombre del secretario ejecutivo, el secretario ejecutivo adjunto dio la bienvenida a los participantes. El Grupo acordó adoptar el orden del día (**Apéndice 1**). La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**. La lista de documentos y presentaciones figura en el **Apéndice 3** y los resúmenes proporcionados por los autores en el **Apéndice 4**.

Los relatores fueron asignados a las secciones del orden del día de la siguiente manera:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
Punto 1	N.G. Taylor
Punto 2	J. Carlson, A. Domingo, C. Palma, M. Ortiz, Y. Semba, R. Forselledo, C. Santos, R. Coelho, F. Mas
Punto 3	E. Cortes, X. Zhang, H. Bowlby, L.G. Cardoso, and N.G. Taylor
Punto 4	H. Bowlby, N.G. Taylor, E. Cortes, Y. Semba, E. Babcock
Punto 5	A. Domingo, N. Duprey, and C. Brown
Punto 6	E. Cortes
Punto 7	R. Coelho
Punto 8	N.G. Taylor

2. Resumen de los datos disponibles

2.1 Identidad del stock

La estructura del stock de marrajo sardinero se abordó en 2009 en la evaluación conjunta de stocks ICCAT/ICES. Los datos de esa época respaldaban la visión de movimientos restringidos entre los ejemplares del Atlántico nororiental y noroccidental. Por lo tanto, se concluyó que en el Atlántico norte había dos stocks. En cuanto al Atlántico sur, se entendió que había dos stocks, suroccidental y suroriental, y que ambos se distribuían hasta los 25° de latitud sur. En ese momento se planteó la posibilidad de que ambos stocks meridionales se extendieran a los océanos limítrofes (Pacífico e Índico), pero esa posibilidad no era concluyente.

Desde 2009, en una serie de estudios de marcado y recuperación realizados marcas archivo por satélite (PSAT) se han examinado más a fondo los movimientos del marrajo sardinero, en particular en el océano Atlántico norte. Casi todo el marcado con marcas vía satélite a largo plazo (Campana *et al.* 2010a; Pade *et al.* 2009; Saunders *et al.* 2010; Biais *et al.* 2017), el marcado convencional (Kohler y Turner 2019) y el marcado de supervivencia (J. Sulikowski, com. pers.) sostiene que las poblaciones de marrajo sardinero en el Atlántico nororiental están separadas del noroeste, con la exclusión de un único ejemplar marcado que se desplazó del NE al NW (Cameron *et al.* 2018). Hay poca información de marcado del Atlántico sur. Además de los estudios de marcado, un estudio del ADN genómico de 224 ejemplares sugiere que existe una fuerte subdivisión genética entre las poblaciones de los hemisferios norte y sur, pero no se encontró ninguna diferenciación dentro de estos hemisferios (Testerman, 2014). La nueva información derivada de los datos de pesca e investigación de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico indica que existe una distribución continua de la especie en los tres océanos y que se extiende entre los 20° y los 60° de latitud sur (Semba *et al.* 2013).

En general, los recientes estudios de marcado convencional por satélite y a largo plazo sugieren que existen stocks separados en el Atlántico norte oriental y occidental con una mezcla limitada. Si bien Testerman (2014) no encontró pruebas genéticas para diferenciar los stocks de marrajo sardinero del Atlántico Norte oriental y occidental, se observó que genéticamente sólo hay aproximadamente 30 a 150 migrantes por generación o unos 2 a 12 migrantes por año entre los stocks. Testerman (2014) propuso que el hemisferio norte y el hemisferio sur se gestionaran como dos stocks separados y genéticamente distintos y, aunque no se encontró ninguna diferenciación genética entre los stocks del noreste y el noroeste, el reclutamiento genético entre estas zonas es bajo y deberían considerarse dos stocks. No hay datos suficientes para definir el número apropiado de stocks en el hemisferio sur.

En el documento SCRS/2020/073 se presentó información sobre la talla del marrajo sardinero en el Atlántico norte y sur y se registraron observaciones esporádicas en las zonas orientales entre los 20º norte y los 20º sur. Estas raras capturas, realizadas durante diferentes años, podrían ampliar el rango de distribución considerado regularmente para esta especie. Por otra parte, en un ejercicio realizado durante la reunión, la Secretaría presentó la información de la Tarea 2 de captura y esfuerzo, que también muestra las capturas declaradas por algunos países de esa zona, en particular Japón, en los años más recientes. Sin embargo, el científico japonés señaló que estos resultados deben ser verificados porque no se basan en datos de investigación y de observadores, por lo que una posible ampliación de la zona de distribución basada en estos datos debe ser discutida más a fondo antes de ser aceptada. Aunque ambas fuentes de información pueden sugerir la presencia de esta especie en las zonas tropicales y algunos eventos raros en esas zonas intertropicales orientales, es necesario seguir investigando. El Grupo entendió que esta información es muy importante. Los autores señalaron que esos registros habían sido previamente verificados porque algunos de ellos procedían de zonas con altas SST. Sin embargo, los autores también indicaron que esos registros están probablemente relacionados con temperaturas más frías en las capas más profundas debido a los afloramientos costeros en la costa occidental de África y al efecto de las corrientes frías que fluyen a lo largo de esas zonas, lo que se manifiesta al estudiar los perfiles de temperatura en relación con la profundidad, y la alta disponibilidad de alimentos en esas zonas. Aunque la distribución de esta especie está regularmente vinculada a las altas latitudes y las aguas frías, los autores advirtieron que la SST o la latitud es sólo una simplificación y no debería ser la única variable considerada para explicar estos raros eventos, en particular en las regiones del Atlántico oriental afectadas por aguas frías profundas y corrientes frías, que pueden servir como corredores de agua fría desde latitudes más altas, de modo que algunos ejemplares pueden alcanzar esporádicamente latitudes más bajas que las descritas con mayor frecuencia y regularidad.

2.2 Capturas

La Secretaría presentó al Grupo las capturas nominales de ICCAT más actualizadas (T1NC: Tarea 1 capturas nominales) sobre marrajo sardinero (POR). La serie completa de capturas POR, históricamente clasificada a nivel geográfico en tres regiones principales de Tarea 1 (NORT: Atlántico norte; SOUT-S: Atlántico sur; MEDI-M: Mar Mediterráneo), se dividió finalmente en los cuatro stocks de marrajo sardinero del Atlántico utilizando las zonas de muestreo de istiofóridos de ICCAT (**Figura 1**) con la siguiente tabla de asociación:

<i>POR stock</i>	<i>Áreas de muestreo (sólo BIL)</i>	<i>Área de la tarea 1 (opcional)</i>
<i>POR-NE (Atlántico noreste)</i>	BIL94B, BIL94C	NE, AZORES, CANA, CVER, ETRO
<i>POR-NW (Atlántico noroeste)</i>	BIL91; BIL92; BIL93; BIL94A	NW, GOFM, WTRO
<i>POR-SE (Atlántico sureste)</i>	BIL97	SE
<i>POR-SW (Atlántico suroeste)</i>	BIL96	SW
<i>*POR-MD (Mediterráneo)</i>	BIL95	MEDI

*Las series de capturas del Mediterráneo (principalmente Italia y Malta) se dejaron aparte (fuera del stock de POR-NE) siguiendo el mismo enfoque utilizado para el marrajo dientuso (SMA) y la tintorera (BSH).

En el caso de las capturas anuales sin áreas de muestreo de istiofóridos y con las áreas de Tarea 1 "NORTE" y "SUR" ya canceladas (menos del 2 % de toda la serie de capturas entre 1926 y 2018, afectando en su mayoría a los primeros años) la división en stocks se realizó utilizando proporciones obtenidas del año más cercano (NORTE dividido en NE y NW, y, SUR dividido en SE y SW). El área de muestreo de BIL adoptada en cada división fue la más grande: NE (BIL94B); NW (BIL94A); SE (BIL97); SW (BIL96). Este criterio de asignación debería ser revisado en el futuro, o por las respectivas CPC, o cuando se recupere una información más detallada y completa de Tarea 2 (captura y esfuerzo) que contenga capturas POR.

No se presentaron al Grupo nuevos documentos del SCRS con información sobre T1NC de marrajo sardinero. Por lo tanto, las diferencias son mínimas cuando se compara la actual serie de captura POR con la serie de captura adoptada en la reunión anual del SCRS de 2019. Estas modificaciones se deben en gran medida a las comunicaciones tardías de las revisiones realizadas por las CPC de ICCAT después de septiembre de 2019.

Debido a las limitaciones de tiempo, las mejoras introducidas durante la reunión en T1NC en lo que respecta a la recuperación de las capturas y la finalización de las lagunas, fueron pequeñas y sólo se limitaron a los dos stocks occidentales del Atlántico (POR-NW y POR-SW).

Stock del noroeste

Respondiendo a una petición del grupo, la Secretaría utilizó un enfoque alternativo al utilizado en Anón. (2009) para estimar las capturas- no comunicadas (desembarques y descartes muertos) de las CPC que no han comunicado desembarques y/o descartes muertos en el período 2008-2018, y que han declarado capturas de marrajo sardinero antes de 2008. El Grupo observó que la comunicación de los descartes muertos sigue siendo muy limitada, y que es posible que sigan sin comunicarse algunos desembarques.

La estimación de la captura se centró únicamente en las pesquerías de palangre para el período 2008-2018, utilizando los conjuntos de datos T1NC y EFFDIS (distribución del esfuerzo nominal, Taylor *et al.* en prensa) para:

- i. Obtener tasas de captura nominales medias anuales tanto para los desembarques (L) como para los descartes muertos (DD), respectivamente CPUE(L) y CPUE(DD).
- ii. En el caso de CPUE(L), utilizar únicamente las capturas de POR de Estados Unidos y Japón como captura fortuita (se excluye Canadá por ser una pesquería dirigida a POR como especie objetivo en el período 2008-2013).
- iii. Y para CPUE(DD), utilizar Canadá y EE.UU.
- iv. Cada serie de CPUE fue entonces multiplicada por el número estimado de anzuelos (en todos los cuadrados de 5x5 grados del stock POR-NW) de cada flota palangrera que tiene T1NC histórica de POR para el stock NW.
- v. Las series estimadas para los pabellones con EFFDIS fueron:
 - Series de L: Barbados, Taipei Chino, Japón, República de Corea y Venezuela.
 - Series de DD Barbados, Taipei Chino, Japón, Rep. de Corea y Venezuela
- vi. No se hicieron estimaciones para las flotas de palangre sin EFFDIS (Islas Feroe, Francia (SPM), Cuba, Noruega). Estas flotas no tenían EFFDIS posiblemente porque no pescaron activamente entre 2008 y 2018; la Isla de Faroe no es una CPC de ICCAT.
- vii. En los dos años en los que Estados Unidos comunicó DD (2009 y 2012), se estimó que el volumen de DD era el promedio de los dos años anteriores para 2012, y de los dos años posteriores para 2009.

Este enfoque asume que las flotas palangreras que tienen capturas históricas anteriores a 2008 en el stock de POR-NW tendrían tasas de captura de POR similares a las de las flotas palangreras de Estados Unidos y Japón (pesquerías no objetivo), y/o descartes de peces muertos (Canadá, Estados Unidos) si pescan activamente después de 2008, a menos que se demuestre lo contrario. Este enfoque es preliminar porque el índice de una flota que opera dentro del hábitat de POR se multiplica por el esfuerzo de una flota que opera fuera del hábitat de POR (por ejemplo, Venezuela, Barbados y algunos de los caladeros de Taipei Chino) y, por lo tanto, es necesario mejorar aún más para la estimación tanto de los desembarques no declarados como de los descartes muertos.

Stock del suroeste

La serie de T1NC de la pesquería de palangre uruguayo (1981-2001) se reconstruyó utilizando el enfoque de ratio de capturas (véase el informe: [WG-SHK 2019](#)) y no incluida en 2019 fue finalmente añadida a la base de datos de la Tarea 1. Esta serie ya fue aprobada por el Grupo en esa reunión.

General

Las nuevas estimaciones de las flotas que no han comunicado información se presentan en la **Tabla 1**. El total final de T1NC por stock, arte y año, se presenta en la **Tabla 2** y la **Figura 2**. La **Figura 3** muestra las diferencias en las capturas de POR-NW antes y después de las nuevas estimaciones.

El Grupo adoptó estas nuevas estimaciones (**Tabla 1**) como estimaciones preliminares del SCRS para el POR-NW y acordó que representan las mejores estimaciones científicas del SCRS para las extracciones totales del POR del Atlántico por stock dentro del plazo concedido. Por convención, todas las estimaciones preliminares del SCRS añadidas a Tarea 1 deberían ser sustituidas en el futuro por las correspondientes estimaciones oficiales de las CPC.

El Grupo también reconoció que las estimaciones de desembarques y descartes muertos deben examinarse más a fondo en el futuro para mejorarlas por las razones descritas anteriormente. Debido a limitaciones de tiempo, no fue posible en esta reunión realizar este examen, lo que pone de relieve la importancia de celebrar reuniones de preparación de datos, especialmente en el caso de los stocks para los que no se comunican debidamente los desembarques y/o descartes de peces muertos, como los tiburones pelágicos. Por consiguiente, se recomienda que para el próximo proceso de evaluación del marrajo sardinero se celebre una reunión de preparación de datos que permita disponer de tiempo suficiente para examinar y actualizar las estimaciones de extracción total.

El Grupo también reconoció la importancia que puede tener la existencia de una mortalidad posterior a la liberación en el marco de las liberaciones vivas de POR-NW asociadas con las actividades pesqueras, en particular en el marco de los reglamentos de ordenación vigentes [Rec. 15.06, pág. 1]. Estudios anteriores y recientes (Campana *et al.* 2016, Anderson *et al.* 2019) han comunicado tasas de mortalidad posteriores a la liberación del orden de un 17 % (que oscilan entre el 6,7 % y el 27,2 %). La falta de comunicaciones oficiales sobre las liberaciones de ejemplares vivos (sólo Canadá ha informado sobre las liberaciones entre 2015 y 2018) obstaculizó la capacidad de estimar el componente de mortalidad posterior a la liberación con un nivel de confianza razonable. Sin embargo, el componente de mortalidad posterior a la liberación debe considerarse en el futuro, en particular porque se prevé que actualmente las cantidades descartadas superan a las cantidades desembarcadas.

2.3 Índices de abundancia

En el documento SCRS/2020/084 se presentaron los resultados de un análisis de indicadores para el stock de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental, basado en datos de observadores de palangre japoneses entre 2000 y 2018. El análisis incluyó la descripción del cambio espacio-temporal del esfuerzo, la CPUE (captura en número por 1.000 anzuelos) y el despliegue de los artes, la estimación de un índice de abundancia y la tendencia en la talla y ratio de sexos en una zona limitada. Los lances de palangre dirigidos al atún rojo del Atlántico mostraron una fuerte estacionalidad y variabilidad interanual en la zona de operaciones. La tendencia anual estimada de la abundancia se aproximó a la de la CPUE nominal y se mantuvo estable entre 2000 y 2014, a un nivel bajo < 1,0 tiburón por cada 1.000 anzuelos, pero mostró una tendencia creciente de 2014 a 2018. El análisis de los datos de talla sugirió que los juveniles predominaban en ambos sexos y que los ratios de sexo eran aproximadamente iguales a lo largo de los años analizados. La mediana y la media de la longitud del cuerpo se han reducido (<1m PCL) en los últimos años con un aumento de la CPUE, en comparación con las de los años anteriores. Aunque estas tendencias se obtuvieron sobre la base de zonas geográficas limitadas y, por lo tanto, es necesario examinarlas cuidadosamente, la serie cronológica resultante sugiere la posibilidad de tendencias crecientes de la abundancia y los peces jóvenes desde mediados de la década de 2000.

El Grupo comentó que las flotas canadienses cambiaron su zona de operaciones, lo que afectó al lugar donde se capturaban los marrajos sardineros. Los cambios en las condiciones oceanográficas, así como el comportamiento de la flota para los buques que se dirigen al pez espada han dado lugar a una reducción sustancial de la CPUE del marrajo sardinero de esta flota. Sin embargo, no se observó una reducción similar de la CPUE en la flota japonesa dirigida al atún rojo. Además, el cambio en la zona de operaciones de la flota japonesa se debió principalmente al aumento de la eficiencia de las operaciones de pesca de atún rojo del Atlántico, y no a un cambio en las especies objetivo. El autor señaló que el efecto de las condiciones oceanográficas no se consideraba en el análisis. También se aclaró que el aumento de la CPUE japonesa

después de 2015 no sólo fue causado por grandes capturas en unos pocos calados, sino también por la captura constante en cada uno de ellos.

En el documento SCRS/P/2020/035 se presentó una CPUE estandarizada del marrajo sardinero capturado por los palangreros uruguayos en el océano Atlántico suroccidental entre 1982 y 2012. La flota atunera uruguaya puede dividirse en dos períodos bien definidos: 1982-1992 palangre de estilo japonés (calados profundos) y, 1993-2012 palangre de estilo americano (calados superficiales). Los análisis de estandarización se realizaron utilizando modelos mixtos aditivos generalizados y dividiendo las series temporales en estos dos períodos. Los resultados de los modelos GAMM muestran un importante efecto de la temperatura de la superficie del mar (SST) así como de la latitud en las capturas de marrajo sardinero. El primer período presentó valores de CPUE estandarizados más altos, lo que sugiere que los factores del método de pesca, como la profundidad de calado o el tipo de cebo, pueden tener un efecto en las tasas de captura del marrajo sardinero.

Los comentarios que siguieron a la presentación se refirieron principalmente a la importancia de las variables medioambientales en las capturas de marrajo sardinero. Se mencionó el hecho de que la STT y la latitud podrían ser variables confusas. Este aspecto se discutió antes del análisis y los autores decidieron utilizarlo de todos modos, ya que las condiciones medioambientales del área de operaciones de la flota son muy variables durante el año, dependiendo de la influencia de la corriente cálida de Brasil y la corriente fría de las islas Malvinas.

En el documento SCRS/P/2020/037 se presentaron los resultados preliminares y los análisis de la prospección de palangre independiente de la pesca canadiense dirigida al marrajo sardinero. Un modelo «hurdle espacialmente implícito que incorporaba los efectos medioambientales sugería que la distribución del marrajo sardinero se ha hecho más difusa (menos concentrada a lo largo del borde de la plataforma) y que su abundancia ha disminuido de 2007 a 2017. La fuerte disminución de la abundancia es contraria a las predicciones del modelo utilizado en la evaluación de 2020 (SCRS/2020/096), así como a las tendencias de la CPUE de Japón (SCRS/2020/084). La variabilidad en las tasas de captura fue inaceptablemente alta a partir de este diseño de estación fija y las capturas pueden haber estado relacionadas con una variable predictora que no fue considerada. Estos resultados se proporcionaron como ejemplo de por qué una prospección puede no indicar la abundancia de un tiburón pelágico como el marrajo sardinero.

Después de la presentación, se solicitaron algunos detalles operativos adicionales de las prospecciones, como la descripción del arte de pesca, la profundidad de la operación y la época del año. En relación con este último punto, se mencionó que había un corto período de tiempo para completar las prospecciones, debido a cuestiones operativas, pero que las campañas comenzaron a mediados de junio y tuvieron una duración de tres semanas. En respuesta a una pregunta relativa al componente de la población de marrajo sardinero muestreada cada año, los autores dijeron que se observaron ligeras variaciones en la composición por talla y por sexo entre las distintas prospecciones. En respuesta a la pregunta de si otras especies capturadas en la prospección mostraban la misma disminución, los autores mencionaron que no se podía evaluar esta cuestión porque las capturas de las otras especies eran demasiado bajas. Los autores observaron que esta presentación se daba como información y que no había intención de utilizarla como índice de abundancia ni de incluir los resultados en la evaluación actual.

2.4 Ciclo vital

En el documento SCRS/2020/090 se presentaron las tasas vitales de la población del Atlántico noroccidental y de la población de marrajo sardinero del Atlántico sur, así como varios parámetros de interés que pueden utilizarse como entradas para otros modelos, como la tasa intrínseca de aumento de la población (r_{max}), la tasa máxima de reproducción durante el ciclo vital ($\hat{\alpha}$), la ratio de potencial de desove en el momento del reclutamiento máximo en exceso (SPR_{MER}) y el tiempo de generación. Los valores de estos parámetros se obtuvieron de forma determinística a través de seis métodos y se realizó una simulación estocástica con el enfoque de matriz de Leslie. Para el Atlántico noroccidental, el escenario de simulación que consideraba un ciclo reproductivo anual o bienal como igualmente probable se consideró el más plausible, implicando valores de $r_{max} = 0,059$, $\hat{\alpha} = 3,22$ y $SPR_{MER} = 0,56$. La información para el Atlántico sur era muy escasa y, por lo tanto, se tuvieron que utilizar los valores publicados para el Pacífico sur para la mayoría de las entradas para el ciclo vital. Debido a que la incorporación de esos valores en la simulación llevó a que varios parámetros estimados estuvieran fuera de los límites/indefinidos, se

consideró que el escenario determinista que suponía un ciclo reproductivo anual y una longevidad obtenida mediante bomba de radiocarbono era el más plausible, lo que implicaba valores de $r_{max} = 0,059$, $\hat{\alpha} = 3,253$ y $SPR_{MER} = 0,55$.

Se observó que los métodos utilizados para derivar las estimaciones de r_{max} en este trabajo eran coherentes con los utilizados en la evaluación de stock de marrajo sardinero de 2009 (Anón. 2010). También se preguntó si los valores individuales de cada parámetro estimado en el enfoque de simulación estocástica estaban disponibles para su posible uso en el análisis de la MSE, en respuesta a lo cual se observó que el código original había sido modificado para su uso en el modelo de captura incidental (ICM) y, por lo tanto, los valores estaban disponibles. En resumidas cuentas, el Grupo convino en utilizar los parámetros recomendados en el documento SCRS/2020/090 para el Atlántico Noroccidental y el Atlántico sur para los diferentes enfoques de evaluación.

2.5. Composiciones por tallas

En el documento SCRS/2020/097 se presentó información sobre la distribución por tallas y por sexos de marrajo sardinero recopilada por observadores de varias flotas palangreras del Atlántico (UE, Portugal, Canadá, Japón, Namibia, Sudáfrica, Uruguay y Estados Unidos). Se compiló y analizó un total de 26.404 registros de marrajo sardinero recogidos entre 1992 y 2019, que incluían distribuciones de talla específicas de la región y series temporales. Las ratios de sexos también fueron analizadas por regiones y estaciones. El Grupo constató que en los últimos años los tamaños de las muestras (N) de los ejemplares medidos son pequeños, por lo que en esos años las series temporales no son tan representativas. En el caso específico del suroeste, hay un gran aumento de las tallas en los últimos años, pero esto se debió únicamente al pequeño tamaño de la muestra en algunos de los años, mientras que hay años en los que no se midió ningún ejemplar. En lo que respecta al noroeste, los autores señalaron que el fuerte aumento de las tallas en 2019 se debía a la captura de unos pocos ejemplares de gran talla cerca de la longitud límite del stock del Atlántico norte.

Dado que el tamaño de la muestra es tan pequeño en algunos años, el Grupo recomendó cautela en la interpretación y las conclusiones extraídas de las tendencias de talla en las series temporales. Específicamente, para el hemisferio sur este análisis se dividió en áreas SW y SE, y se mencionó que una idea podría ser la de combinar las series temporales de esas dos regiones en una sola serie.

Se aclaró que los datos utilizados en el documento proceden de observadores científicos en buques palangreros comerciales y de prospecciones científicas. En el caso concreto de Canadá, la mayoría de los datos reunidos antes de 2005 proceden de muestreos realizados en buques con una pesca dirigida al marrajo sardinero, mientras que en el caso de las demás flotas se trata en su mayor parte de capturas fortuitas de palangres cuyas especies objetivo son los túnidos y especies afines.

El Grupo observó la diferencia de tallas entre las flotas Estados Unidos y Canadá que operan en una zona similar, ya que las capturas de Canadá estaban compuestas por ejemplares más grandes que las de Estados Unidos. Una posibilidad está relacionada con las diferencias de estacionalidad de los dos componentes de la pesquería canadiense; antes de 2013, cuando se dirigía a POR, la pesca solía tener lugar desde principios de la primavera hasta finales de octubre y tendía a capturar ejemplares grandes. En años más recientes, la captura proviene principalmente de la captura fortuita en aguas más costeras y tiende a capturar ejemplares más pequeños más cerca de la costa. Además, el Grupo preguntó si el tipo de anzuelo utilizado en las pesquerías de palangre pelágico de Estados Unidos y Canadá era similar, y se aclaró que ambas flotas operan con anzuelos circulares.

Se observó además que la configuración del arte en Canadá también ha cambiado, desde cuando la pesca se dirigía al marrajo sardinero hasta los años más recientes en que se dirige al pez espada. La flota sigue estando compuesta por los mismos buques pesqueros que operan en la misma región general, pero la estrategia de pesca ha cambiado con el tiempo y eso podría haber contribuido a que en los últimos años haya habido sobre todo ejemplares más pequeños. Se observó que para el análisis SAFE los datos utilizados eran sólo a partir de 2010 (cuando se iniciaron varias reglamentaciones en múltiples países), por lo que ese enfoque utiliza sobre todo datos de cuando la mayoría de los buques ya tenían como especie objetivo el pez espada.

El Grupo también observó que, en el caso concreto de Canadá, donde se produjo este cambio en la especie objetivo, podría ser interesante explorar la distribución de tallas de esos dos componentes de la flota por separado. Posteriormente se presentaron al Grupo los resultados de una comparación de la distribución de tallas por décadas (décadas de 1990, 2000 y 2010 en adelante) de los dos componentes de la flota. No se observaron diferencias en la distribución de tallas de las capturas.

En el documento SCRS/2020/073 se proporcionaron observaciones de la talla de marrajo sardinero recuperadas de registros científicos en la pesquería palangrera española dirigida al pez espada en el océano Atlántico para el período 1987-2017. En el caso de las zonas septentrionales, el análisis de los datos mostró una estabilidad de la talla media a lo largo de la serie temporal, un rango muy estable de valores medios y muy pocas diferencias entre los sexos. Los datos sugieren que una pequeña fracción de los ejemplares está disponible en las zonas oceánicas donde esta flota pesca regularmente y que algunos individuos podrían llegar esporádicamente a algunas zonas intertropicales del Atlántico.

Los autores aclararon que la flota palangrera española, de la que proceden estos datos, tiene como objetivo el pez espada y opera todo el año y no en un patrón estacional específico. Esta flota ha capturado esporádicamente algunos marrajos sardineros como una captura fortuita muy baja.

El Grupo observó que hay algunas capturas esporádicas entre los 20°S y los 20°N, en zonas que podrían representar una extensión del rango de distribución del marrajo sardinero. También se observó que la mayoría de las tallas entre 20°S y 20°N son de ejemplares de sexo indeterminado, en años diferentes.

La Secretaría dividió y mostró los datos de captura y esfuerzo por región y demostró que hay algunos registros de capturas entre 20°N y 20°S en la base de datos de captura y esfuerzo de ICCAT. Se observó que en algunos casos esas capturas estarían cerca de los límites de 20°N o 20° S, pero también hay algunos datos más cercanos al ecuador. Se pidió además a la Secretaría que elaborara un mapa entre 20°N y 20°S con una resolución de 5° x 5° que mostrara la información sobre la presencia de marrajo sardinero en las bases de datos de ICCAT.

Se observó que cuando el marrajo dientuso es muy pequeño, la identificación de la especie es problemática y existe la posibilidad de confundir al marrajo sardinero con el marrajo dientuso. Se señaló además que, si bien los datos de captura y esfuerzo de ICCAT probablemente procedan en su mayor parte de los cuadernos de pesca, los datos de talla proceden en su mayor parte de los datos de los observadores con un grado de fiabilidad mucho mayor para la identificación de las especies. Después de que el Grupo pidiera que se siguieran examinando los registros cercanos al ecuador, los científicos de UE-España aclararon que los datos utilizados en el documento SCRS/2020/073 se habían recopilado durante diferentes años y habían sido extraídos de diferentes fuentes, como los científicos altamente cualificados que se encontraban a bordo y también algunos patrones que colaboraron. Los autores descartaron la posible identificación errónea de los ejemplares de marrajo dientuso como marrajo sardinero después de un examen exhaustivo de los datos de las diferentes fuentes.

2.6 Otros datos pertinentes

En el documento SCRS/P/2020/034 se presentó información sobre la mortalidad por enganche en el anzuelo de marrajo sardinero en los buques de pesca con palangre que operan en el Atlántico suroccidental. Los datos utilizados en el análisis procedían de observadores científicos a bordo de buques pesqueros palangreros uruguayos y también de palangreros japoneses que operaban dentro de la ZEE uruguaya. Se ajustó un modelo mixto aditivo generalizado (GAMM) teniendo en cuenta las covariables biológicas, medioambientales y operativas. Los resultados mostraron que los calados de palangre profundos tenían una menor mortalidad por enganche en comparación con los calados superficiales. La talla, la temperatura de la superficie del mar y el sexo también fueron covariables importantes, y la mortalidad por enganche aumentó con la talla y la temperatura, siendo menor en las hembras que en los machos. Los autores sugirieron que las diferencias observadas en la mortalidad por enganche entre los calados profundos y los superficiales podrían estar relacionadas con la longitud de las brazoladas. Los buques japoneses tienen brazoladas más largas que podrían proporcionar un movimiento menos restringido a los ejemplares capturados. Por otra parte, las brazoladas más cortas de la flota uruguaya podrían restringir el movimiento hasta el punto de limitar la capacidad de los ejemplares para ventilar adecuadamente, disminuyendo en última instancia sus posibilidades de supervivencia. Aunque los autores reconocen que el tiempo de inmersión constituye una variable importante que debía incluirse, examinaron las cuestiones relacionadas

con la utilización de los datos disponibles sobre el tiempo de inmersión y la forma en que afecta al desempeño del modelo y arroja resultados incoherentes. Por último, los autores mencionaron algunas alternativas que podrían incorporarse en futuros trabajos a fin de incluir esta variable de manera más significativa (por ejemplo, temporizadores de anzuelo, registradores de profundidad de temperatura).

3. Métodos de evaluación y resultados

3.1. Evaluación de la sostenibilidad de los efectos de la pesca (SAFE)

En el documento SCRS/2020/100 se describe cómo se evaluó la información sobre la distribución de los stocks septentrionales y meridionales en relación con el esfuerzo pesquero para determinar el grado de superposición geográfica entre la especie y la actividad pesquera comercial. La cantidad de superposición se denomina "disponibilidad" y es una de las aportaciones a la evaluación cuantitativa de riesgo ecológico de la evaluación de la sostenibilidad de los efectos de la pesca (SAFE). Para describir la distribución del marrajo sardinero en la evaluación anterior, la información espacial para el Atlántico norte y sur provino de IUCN. Para esta evaluación, se amplió la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico noroccidental utilizando nueva información sustancial sobre presencia a partir de datos de capturas comerciales, así como el marcado por satélite. La distribución en el Atlántico sur todavía se describía a partir de los datos de IUCN. No fue posible considerar la densidad relativa del marrajo sardinero en diferentes regiones del Atlántico norte o sur, por lo que la extensión espacial de su distribución abarcaba todas las zonas con al menos un caso de marrajo sardinero (datos de presencia/ausencia). Para caracterizar la distribución espacial del esfuerzo de pesca, la suma del número de anzuelos a una resolución espacial de 5 grados se transformó en una cuadrícula rasterizada. Se sumaron los esfuerzos de las flotas específicas que habían aportado datos a otros componentes de la ERA, lo que dio una distribución agregada del esfuerzo en el Atlántico norte y sur. La disponibilidad se calculó como el área de la distribución del esfuerzo que se superpone con la distribución del marrajo sardinero dividida por el área total de la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico norte y sur, respectivamente (llamada Tipo 1 en el documento). Biológicamente, este cálculo representa la proporción de la población de marrajo sardinero que es accesible a la actividad pesquera. También se calcularon otras tres métricas de superposición, que representan la cantidad de actividad pesquera que se superpone con el marrajo sardinero dividida por la cantidad total de esfuerzo (llamada Tipo 2 en el documento). Esto representa la proporción de la actividad pesquera que tiene el potencial de capturar marrajo sardinero. Las estimaciones cambiaron notablemente cuando el esfuerzo se caracterizó como presencia/ausencia, o como una magnitud relativa de la comunicación de Tarea 2 (T2CE), o las estimaciones EFFDIS del esfuerzo total.

A continuación, se debatió cómo se añadieron los nuevos datos de distribución de especies obtenidos mediante el marcado electrónico al archivo de formas de IUCN de distribución de especies. En el caso de los datos presentados por España en el documento SCRS/2020/073 que muestran la presencia del marrajo sardinero en las regiones tropicales (entre el sur de 20º norte y el norte de 20º sur), si bien es conveniente incluir los nuevos datos disponibles ya que amplían sustancialmente el rango de distribución de las especies predominantes de IUCN, el Grupo llegó a la conclusión de que debían ser investigados a fondo antes de ser utilizados.

También se discutió cómo consolidar mejor el archivo de formas liso de IUCN de distribución de especies con el archivo de esfuerzo por cuadrículas de 5º x 5º grados y las cuadrículas de trama espacial de 5º x 5º. El archivo de formas liso de IUCN de distribución de especies no incluye la tierra y por lo tanto algunas cuadrículas a lo largo de la costa no serían de 5º x 5º, mientras que el archivo de esfuerzo de cuadrículas de 5º x 5º y las cuadrículas rasterizadas espaciales incluyen zonas de tierra (es decir, toda la superficie dentro de la cuadrícula). A continuación, se planteó la cuestión de la mejor manera de tratar estas cuadrículas costeras al calcular la ratio de superposición de áreas de esfuerzo y distribución de la especie para el componente de disponibilidad SAFE. Se observó que los datos de esfuerzo representaban los centroides y que era necesario desplazarlos añadiendo un desplazamiento de 2,5 º al centroide de la cuadrícula de 5º x 5º en el norte y desplazando hacia abajo 2,5 º en el sur. En respuesta a estos comentarios, se introdujo esta modificación, y los datos de esfuerzo están ahora representados por los centroides donde cada punto tiene su propia cuadrícula de 5º x 5º. Estos cambios aumentaron moderadamente las anteriores estimaciones de disponibilidad de SAFE.

También se observó que, si bien la disponibilidad para el Atlántico sur se calculaba con respecto a la distribución de la especie en todo el hemisferio sur, sería conveniente calcular la disponibilidad en relación con la distribución de la especie en el Atlántico sur únicamente. Por lo tanto, la distribución del sur se restringió al área del Convenio de ICCAT, abarcando de -70° a 20° grados de longitud.

Todos los datos de esfuerzo se desplazaron para representar los centroides y la distribución del stock de marrajo sardinero del sur se restringió al Atlántico sur en un análisis actualizado. Para ser consistentes con los centroides de esfuerzo, la distribución de la especie en el sur también se puso en una escala espacial de 5° . Como resultado, la disponibilidad en el Atlántico norte aumentó marginalmente de 0,53 a 0,59, pero aumentó notablemente en el Atlántico sur de 0,11 a 0,49.

También se observó que la utilización de datos de presencia/ausencia es una representación aproximada de la distribución de la especie porque asume una presencia uniforme de la especie en toda su área de distribución. Sin embargo, se trata de una evaluación con pocos datos y no había suficientes datos para calcular la densidad relativa de las especies como podría ser el caso de una evaluación con muchos datos.

Se señaló también que, al igual que se hizo para la Era de 2012, sería conveniente calcular la disponibilidad por separado para las flotas que incluyen tanto un componente de aguas superficiales como de aguas profundas. También se mencionó que sería conveniente aumentar la actual resolución espacial de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ cuando estos datos estén disponibles en el futuro.

En el documento SCRS/2020/099 se presentó una evaluación preliminar SAFE (Evaluación de la sostenibilidad de los efectos de la pesca) de los palangres pelágicos en el Atlántico norte y sur. El enfoque calcula una aproximación para la tasa de mortalidad por pesca como producto de cuatro componentes: la disponibilidad de la especie para la(s) flota(s), la posibilidad de encontrar el arte de pesca dada la distribución vertical de la especie, la selectividad del arte de pesca y la mortalidad posterior a la captura. Los valores de F se compararon con un punto de referencia basado en F (F_{RMS}) calculado en función de la productividad (expresada como la tasa máxima de reproducción durante la vida) estimada en SCRS/2020/090 (Cortés y Semba 2020) y las ratios de F_{RMS}/M de Cortés y Brooks (2018) para evaluar el estado de sobrepesca. Los resultados sugieren que los stocks de marrajo sardinero en el Atlántico norte y sur no están siendo objeto de sobrepesca.

Descripción del método SAFE

La susceptibilidad se calculó cuantitativamente sobre la base del enfoque SAFE como producto de cuatro probabilidades condicionales (disponibilidad, posibilidad de encuentro, selectividad y mortalidad posterior a la captura). La disponibilidad es la probabilidad de que la flota interactúe con el stock en el plano horizontal; la posibilidad de encuentro es la probabilidad de que una unidad de esfuerzo de pesca se encuentre con el stock disponible; la selectividad es la probabilidad de que la población encontrada sea realmente capturada por los artes de pesca; y la mortalidad posterior a la captura es la probabilidad de que la población capturada muera.

El análisis incluía las flotas para las que se disponía de información de los programas de observación. Para el Atlántico norte se utilizaron datos de Canadá, Japón, Portugal y Estados Unidos; y para el Atlántico sur, información de Japón, Namibia, Sudáfrica y Uruguay. El análisis se limitó a 2010-2018 debido a la probable influencia de los cambios de ordenación en las tasas de captura, la composición por tallas y el tratamiento y la disposición de la captura.

La disponibilidad se calculó como la proporción de la distribución espacial de la flota palangrera pelágica que se superpone a la de los stocks, como se ha hecho tradicionalmente en anteriores ERA. La distribución del esfuerzo espacial fue agregada para todos los años para calcular una única métrica de disponibilidad con una resolución de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ (véase Bowlby *et al.* 2020; SCRS/2020/100 para más detalles sobre el cálculo de la disponibilidad). Se utilizaron los mapas de distribución de IUCN (evaluación mundial de especies marinas) para describir la distribución de las especies, con información procedente de los registros de los observadores, los registros de capturas y el marcado con marcas archivo (por satélite) que aumenta los datos de IUCN en el Atlántico noroccidental. Los datos de distribución también se agregaron con una resolución de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ para permitir la comparación con la distribución del esfuerzo (Bowlby *et al.* 2020 (SCRS/2020/100)).

Se estimó la posibilidad de encuentro como el grado de superposición entre la distribución en profundidad del stock y la del arte de palangre. Para ello, se describe la distribución en profundidad aproximada de los artes de cada una de las flotas incluida en el análisis. Posteriormente se cotejó la información sobre la preferencia de profundidad de los ejemplares de marrajo sardinero marcados con marcas archivo vía satélite de varias fuentes, lo que incluye las actividades del Programa de investigación y recopilación de datos sobre tiburones (SRDCP), resumida en forma de histogramas de tiempo en profundidad en intervalos de 5 m durante el día y la noche. Se disponía de información de cuatro tiburones marcados en el Atlántico nororiental (latitud ~ 47° N, longitud ~ 7° W; dos hembras: 195 cm FL cada una; dos machos: 181-203 cm FL), de 18 tiburones marcados en el Atlántico noroeste (latitud ~ 42 a 44° N, longitud ~ -48 a -70° W; 13 hembras: 88-209 cm FL; tres machos: 95-127 cm FL; 2 sexo desconocido 110-152 cm FL), y un ejemplar marcado en el Atlántico suroccidental (latitud: -36.191, longitud: -52.850, marcado el 7/3/2016, 181 cm FL macho maduro, 28 días con información completa de la profundidad a una tasa de muestreo de 10 minutos). Se combinaron los datos de marcado por satélite del Atlántico noroccidental y nororiental para construir los histogramas de distribución de profundidad del marrajo sardinero para el Atlántico norte y los datos del único pero detallado tiburón del Atlántico suroccidental para el Atlántico sur. El paso final consistió en calcular el solapamiento entre la distribución de las especies y la del arte de pesca durante la noche y el día (el día y la noche se definieron con un algoritmo que tiene en cuenta la hora, los datos, la latitud, la longitud y el atardecer y el amanecer náuticos en la región específica) y promediarlos para obtener la probabilidad diaria de encontrarse. En el caso de la flota uruguaya, la capacidad de encuentro se calculó como la media de los valores de los componentes de aguas superficiales y profundas. La probabilidad de encuentro global se calculó como la media de los valores de cada flota individual ponderados por el esfuerzo proporcional ejercido por cada flota con respecto al esfuerzo total de todas las flotas (del EFFDIS para 2010-2018).

La selectividad depende de la talla por definición y, por lo tanto, cualquier intento de producir un valor único para un stock debe considerarse como una burda aproximación. Aquí, se estimó una "selectividad de contacto" (proporción de peces que se encuentran con los artes y que son capturados; Griffiths *et al.* 2018) mediante 1) la obtención una distribución estable por edades a partir de un enfoque de tabla de vida/matriz Leslie (Cortés y Semba 2020; SCRS/2020/090) y su transformación en una distribución de "talla estable" mediante la función de crecimiento de von Bertalanffy para las hembras y los machos por separado (dado que la distribución estable por edades/talla de la tabla de vida/matriz Leslie sólo está disponible para las hembras, se asumió la distribución estable por edades de las hembras para los machos); 2) el cálculo de las distribuciones de frecuencia de tallas para hembras y machos a partir de los datos del programa de observadores para 2010-2018; 3) la utilización de estas distribuciones de frecuencia de tallas observadas para estimar la selectividad a ojo asumiendo una función de selectividad en forma de bóveda; 4) el cálculo de un valor de selectividad para cada flota como la suma de los productos de la distribución por tallas estable y la proporción seleccionada en cada intervalo de tallas (haciendo esto por separado para hembras y machos); 5) el cálculo de la selectividad global para cada flota como la media de los valores de selectividad para hembras y machos (suponiendo que las hembras y los machos son igualmente abundantes); y 6) el cálculo de un único valor de selectividad para todas las flotas combinadas como la media de selectividades para las flotas individuales ponderada por la captura total proporcional de cada flota a la captura total de todas las flotas durante 2010-2018 obtenida de la Tarea I (**Tabla 2**). En forma de ecuación la selectividad para cada flota f para las hembras es:

$$Sel_{f,females} = \sum_{l=min}^{l=max} p_l \times S_{l=females}$$

y para los machos:

$$Sel_{f,males} = \sum_{l=min}^{l=max} p_l \times S_{l=males}$$

donde p_l es la proporción de la población en cada intervalo de talla desde la talla mínima a la máxima (igual para hembras y machos), y $S_{l=mujeres}$ y $S_{l=machos}$ son las proporciones en cada intervalo de talla seleccionado según el ajuste de la curva de selectividad a los datos observados para hembras y machos, respectivamente. La selectividad de cada flota se calcula como el promedio de $Sel_{f,hembras}$ y $Sel_{f,machos}$

Para todas las flotas combinadas, la selectividad se expresó como:

$$Sel_{all\ fleets} = \frac{\sum_{f=1}^{f=n} Sel_f \times C_f}{\sum_{f=1}^{f=n} C_f}$$

donde C_f es la captura total de la flota f durante 2010-2018.

La mortalidad posterior a la captura se estimó basándose en la información sobre el estado (en el buque, antes del embarque) y el destino (acciones emprendidas) de los animales recogidos en los programas de observación científica. La mortalidad total posterior a la captura (PCM) se calculó como la suma de los animales mantenidos (K) y los muertos descartados (DD) con respecto al número total de animales observados. También se contabilizó la mortalidad críptica aplicando la mortalidad posterior a la liberación (p_D) a la suma de animales perdidos (L) y cuyo destino se desconocía (U). También se estimó la mortalidad de los animales liberados vivos (RA) aplicando la misma estimación de mortalidad posterior a la liberación. La ecuación era así:

$$PCM = \frac{K + DD + (L + U)p_D + RAp_D}{K + DD + L + U + RA}$$

La mortalidad posterior a la captura de todas las flotas combinadas se calculó como la media de los valores de PCM de las flotas individuales ponderados por la captura total proporcional de cada flota a la captura total de todas las flotas durante 2010-2018 de la Tarea I (**Tabla 2**).

La fracción de las poblaciones perdidas debido a la pesca (Zhou y Griffiths 2008), que es la tasa de explotación (U), se aproximó como producto de los cuatro componentes: disponibilidad, posibilidad de encuentro, selectividad y mortalidad posterior a la captura, de tal manera que:

$$U \approx \frac{\sum a_f}{A} \times \frac{D_f}{D} \times Sel \times PCM$$

donde a_f es la distribución espacial de la flota, A es la distribución espacial de la población, D_f es la distribución en profundidad del arte de pesca, D es la distribución en profundidad del stock, Sel es la selectividad y PCM es la mortalidad posterior a la captura.

El valor de U es la fracción de la población perdida debido a la pesca y la correspondiente tasa de mortalidad instantánea por pesca (F) es:

$$F = -\ln(1 - U)$$

Esta F puede entonces compararse con un punto de referencia basado en F como F_{RMS} basado en el ciclo vital (Cortés y Brooks 2018).

Determinación del estado

Se usaron valores de $\hat{\alpha}$, el número máximo de hembras reproductoras que pueden ser producidas por una hembra reproductora durante su vida, de Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090) para determinar el nivel de productividad (bajo, medio, alto) comunicado en Cortés y Brooks (2018). Los niveles de productividad derivados pueden vincularse entonces a una ratio específica F_{RMS}/M que tiene en cuenta cuándo se seleccionan los animales (es decir, inmaduros, maduros) y el tipo de selectividad de la pesquería. Usando valores medios de M utilizados en Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090), el valor resultante de F_{RMS} puede compararse entonces con el valor de F obtenido en el análisis de SAFE para determinar si se está produciendo sobrepesca.

Resultados del método SAFE

Después de la presentación del SCRS/2020/099 se planteó una pregunta acerca de por qué se asumió la selectividad con forma de bóveda en el cálculo del componente de selectividad. La razón era que es probable que se produzcan más casos de rotura de línea de animales grandes. En el caso de Canadá, la selectividad se estimó previamente a partir de un modelo de captura por edad estadísticamente integrado (Campana et

al. 2020) y tenía forma de bóveda. Se mencionó también que los tiburones grandes tienden a hallarse en latitudes mayores que en las que operan la mayoría de las flotas, lo que conduce a la captura de animales más pequeños, y que los anzuelos circulares pueden provocar la retención animales más pequeños.

Se planteó también una pregunta acerca del efecto de asumir que la mortalidad tras la liberación es igual a la media del estudio de Campana *et al.* (2016) (27,2 %) y del estudio de Anderson *et al.* (2019) (0 %). Se aclaró que los ensayos de sensibilidad que asumen valores de cada uno de estos dos estudios podrían realizarse fácilmente para evaluar si el valor utilizado afecta a las conclusiones.

Se planteó también otra pregunta sobre por qué la media (vs. la suma) de los valores diarios y nocturnos se utilizó en el cálculo de la probabilidad de encuentro. En respuesta, se explicó que, si la especie ocupara todo el rango de la distribución de profundidad del arte durante el día y la noche, la suma de los dos equivaldría al 200 %, de ahí el uso de la media.

En respuesta a estos comentarios y a los nuevos valores de disponibilidad generados tras la presentación del SCRS/2020/100, se actualizó el análisis de SAFE para incorporar los siguientes cambios: 1) usando los nuevos valores de disponibilidad para el Atlántico norte y el Atlántico sur, 2) ajustando el cálculo de la probabilidad de encuentro para reflejar el hecho de que debería ser la media, no la suma, del solapamiento diario y nocturno entre la distribución vertical del arte y de la especie, y 3) utilizando valores actualizados para la mortalidad tras la liberación (PRM). El uso de los nuevos valores de disponibilidad aumentó la *F* estimada, pero esto fue contrarrestado por la reducción en la probabilidad de encuentro. Para la mortalidad tras la liberación (3), se aclaró que la mayoría de los marrajos sardineros incluidos en el estudio de Campana *et al.* (2016) habían sido subidos a bordo, mientras que de los 15 tiburones capturados con palangre que transmitieron datos en el estudio de Anderson *et al.* (2019) 7 estaban en condiciones «buenas» o «saludables» y 8 en condiciones «malas» o «heridos», y que solo se había producido la muerte de un tiburón que estaba «herido», lo que daría lugar a una tasa de mortalidad posterior a la liberación del 6,7 %. Basándose en estos hallazgos, la nueva tasa media de PRM sería del 16,95 % (media de 27,2 y 6,7) y se exploraron dos escenarios de sensibilidad: alta PRM (27,2 %) y baja PRM (6,7 %). La incorporación de todos estos cambios no afectó a las conclusiones sobre el estado, y permaneció la predicción de que ni el stock del Atlántico norte ni el del Atlántico sur están experimentando sobrepesca (**Tablas 3 y 4**). Se indicó también que los resultados para el Atlántico sur se corresponden con los hallados en la evaluación del hemisferio sur, que comunicó un valor medio de $F/F_{RMS} = 0,063$ (rango: 0,046 a 0,083 para 2006-2014) mientras que los hallados aquí oscilaron entre $F/F_{RMS} = 0,107-0,119$ para 2010-2018.

3.2. Modelo de captura incidental

El SCRS/2020/096 proponía un nuevo enfoque de simulación basado en el ciclo vital para las evaluaciones con pocos datos y la evaluación del estado del stock (un modelo de captura incidental, ICM), utilizando el stock de marrajo sardinero del Atlántico noroeste como ejemplo. El enfoque se diseñó para evaluaciones en las que los datos de frecuencia de tallas y las series de CPUE podrían no estar disponibles para incluir en el índice cambios en la abundancia. El modelo se basa en la misma premisa general que otros enfoques de evaluación con pocos datos, en el sentido de que utiliza la información del ciclo vital y los supuestos de equilibrio para derivar una población teórica estructurada por edad en ausencia de pesca. Los resultados preliminares demostraron cómo cambiaba el estado del stock del Atlántico noroeste dependiendo de la capacidad productiva, cuando se predecía que el stock estaba por encima del umbral de sobrepescado si la reproducción era anual, pero tenía una importante probabilidad (72 %) de estar sobrepescado en 2018 si la reproducción era una mezcla de reproducción anual y bienal o exclusivamente bienal. En todos los escenarios reproductivos, las extracciones futuras debían permanecer bajas para permitir la recuperación de la población.

Descripción del método ICM

El ICM es un modelo de simulación con dos partes principales: (1) un componente de proyección hacia atrás, utilizado para predecir la trayectoria de la abundancia histórica dada la serie temporal actual de extracciones y para evaluar el estado en relación con los puntos de referencia y (2) un componente de proyección hacia delante que puede usarse para evaluar la probabilidad de aumento de la población teniendo en cuenta diferentes niveles de extracciones de la pesquería. El ICM tiene en cuenta las incertidumbres en nuestra interpretación del ciclo vital del marrajo sardinero simulando entre una distribución de valores para la productividad de la población. Esta distribución procede del enfoque de

matriz Leslie descrito en Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090) para obtener la máxima capacidad teórica de crecimiento de la población en ausencia de pesca (r_{max}). Similares enfoques de modelación han sido aplicados previamente para evaluar la capacidad de las especies de captura fortuita de aguantar las extracciones. Existen ejemplos para los cetáceos (Caswell et al. 1998; Dans et al. 2003), tiburón peregrino (Campana et al. 2008) y tiburón blanco (Bowlby y Gibson 2020). Esta es la primera aplicación de este tipo de modelo de simulación para una evaluación de stock en ICCAT, que se está aplicando a especies que eran objetivo históricamente, pero que ahora son casi exclusivamente captura fortuita no retenida.

Las proyecciones hacia atrás utilizan un modelo exponencial simple para predecir cambios en el tamaño de la población (N) del año actual (y) respecto al año previo (y-1), teniendo en cuenta las extracciones (R):

$$(1) N_y = e^r N_{y-1} - R_{y-1}$$

lo que puede reorganizarse como:

$$(2) N_{y-1} = \frac{(N_y + R_{y-1})}{e^r}$$

La serie temporal de extracciones a partir de los datos de Tarea 1 aporta información a R y debe ser calculada en números más que en biomasa. Las proyecciones hacia atrás se producen en intervalos anuales cuando el aumento de la población ocurre primero y las extracciones tienen lugar después. Esto hace el análisis más precautorio ya que exagera ligeramente el efecto de las extracciones modelándolo como un proceso separado más que como un proceso continuo. Cabe señalar que la capacidad de la población para el crecimiento en ausencia de pesca (r_{max}) se utilizó en las proyecciones hacia atrás, en base a Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090). Esto significa que el efecto de las extracciones en cada año se calculó en relación con la capacidad teórica de la población del crecimiento en equilibrio, que es la misma premisa que subyace en los enfoques de evaluación basados en la talla (Hordyk et al. 2015a; Hordyk et al. (2015b).

Las proyecciones hacia delante usaron un modelo de crecimiento logístico simple, asumiendo una elevada capacidad de transporte (K) (es decir, una dependencia de la densidad muy débil).

$$(3) N_{t+1} = e^r N_t \left(1 - \frac{N_t}{K}\right)$$

Un modelo logístico aseguraba que las proyecciones futuras no pudieran crecer sin límite y, por tanto, sobrestimaba sustancialmente el potencial de recuperación de la población. La población se proyectó hacia delante 50 años (2,5 generaciones) en el marco de múltiples escenarios de extracción diferentes, para evaluar cómo podría influir la mortalidad por pesca futura en la probabilidad de estar sobrepescado. En una población estructurada por edad, la mortalidad por pesca (F) reduce la tasa de crecimiento de la población (r) cambiando la supervivencia por edad (l_x). Las tasas de mortalidad natural (M) se determinaron a partir del análisis del ciclo vital de Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090) y la supervivencia por edad corresponde a:

$$(4) l_x = \prod_{i=0}^{x-1} e^{-(M_i + F_i)}$$

El valor para F se halla minimizando la suma de los valores residuales cuadrados entre las extracciones observadas (R_y) y las extracciones predichas, teniendo en cuenta la selectividad de la pesquería. A partir de la relación básica entre una tasa de explotación anual (u) y la mortalidad por pesca (F) instantánea:

$$(5) u = 1 - e^{-F}$$

El número de animales en la población en un año determinado (N_y) que son vulnerables a la pesquería es:

$$(6) \text{vulnerable} = N_y \frac{\sum_{x=sel}^A l_x}{\sum_{x=0}^A l_x}$$

Las extracciones predichas son simplemente vulnerable*u.

El ICM aproximaba una función de selectividad en forma de bóveda asumiendo tasas de mortalidad por pesca constantes sobre los juveniles y ninguna mortalidad por pesca para los adultos. Esto refleja los datos

de composición por tallas de varias flotas, en las que la mayoría de las capturas de las pesquerías son de ejemplares inmaduros.

Investigaciones recientes han sugerido un posible ciclo reproductivo bienal del marrajo sardinero (Natanson *et al.* 2019). Por tanto, en el ICM se consideraron tres escenarios diferentes para la productividad: una periodicidad reproductiva de un año (anual, alta productividad), una periodicidad reproductiva de dos años (bienal, baja productividad) y un escenario intermedio que asume una mezcla 50:50 de hembras con reproducción anual y reproducción bienal (anual + bienal, productividad media).

Evaluación del estado

El estado de sobrepescado en 2018 o en cada año de las proyecciones futuras puede evaluarse usando el punto de referencia SPR_{MER} propuesto por Brooks *et al.* (2010): la ratio potencial de desove en el reclutamiento en exceso máximo. Este punto de referencia biológico se deriva completamente de los datos del ciclo vital y se ha descubierto que describe precisamente el estado de sobrepescado en relación con los puntos de referencia del rendimiento máximo sostenible (RMS) de las evaluaciones de stock tradicionales (Cortés y Brooks, 2018). Se calcula de la siguiente manera:

$$(7) \quad SPR_{MER} = \frac{1}{\sqrt{\hat{\alpha}}}$$

Donde $\hat{\alpha}$ representa la tasa reproductiva máxima del ciclo vital (Myers *et al.* 1997, 1999), que es el número máximo de hembras reproductoras que puede producir una hembra reproductora a lo largo de su vida (Bowlby y Gibson, 2020). Se calcula a partir de la tasa reproductiva neta o los reproductores por recluta (SPR) multiplicada por la supervivencia máxima a la edad-0 (Brooks *et al.* 2010). El estado de sobrepescado se determina comparando la abundancia actual con un valor umbral. Este valor representa típicamente una proporción determinada (p) del tamaño del stock que se espera que produzca el RMS. Evaluaciones anteriores han utilizado $p = (1-M)$ para los tiburones (Brooks *et al.* 2010).

El valor umbral que representa la merma de reproductores y reclutas en el reclutamiento en exceso máximo, asumiendo una relación stock-reclutamiento de Beverton-Hol, es:

$$(8) \quad \frac{S_{MER}}{S_0} = \frac{\sqrt{\hat{\alpha}}-1}{\hat{\alpha}-1}$$

La población se considera sobrepescada si el nivel de merma en un índice de abundancia (I) dividido por el valor umbral en la Ecuación (8) es inferior a la proporción p :

$$(9) \quad \frac{\frac{I_{current}}{I_{unfished}}}{\frac{S_{MER}}{S_0}} < p$$

La abundancia predicha el inicio de la serie temporal de extracciones se tomó para representar el tamaño de la población sin pesca y la abundancia en 2018 representa la abundancia actual. Cada iteración de la simulación produce un valor diferente para $\hat{\alpha}$, así como para el tamaño de la población actual y sin pescar debido a la forma en que la variabilidad se incorpora en el modelo (muestreo MC de las distribuciones; Cortés and Semba 2020; SCRS/2020/090). Por tanto, resolviendo la Ecuación (9) se obtiene una distribución de valores que puede compararse con p .

De manera similar, puede obtenerse la proporción de simulaciones que está sobrepescada en un determinado momento en las proyecciones hacia delante utilizando la abundancia futura predicha como $I_{current}$. Las predicciones hacia delante se evaluaron en intervalos de 5 años en relación con escenarios de extracción oscilando entre 0 y 24.000 animales. En cada año futuro, la proporción de trayectorias que están sobrepescadas se convierte en el número de simulaciones $< p$ dividida entre el número total de simulaciones.

Validación

El modelo ICM es un enfoque de simulación condicionado a los valores de entrada utilizados cuando diferentes valores de entrada proporcionan resultados diferentes. A diferencia de los modelos de

pesquerías tradicionales, no compara los datos observados y los predichos mediante un procedimiento de ajuste estadístico. Con el fin de validar cualitativamente el ICM como un enfoque razonable, los valores de entrada (periodo, supuestos de productividad, series de extracción NAFO) se estandarizaron al máximo posible con un modelo de captura por edad estadístico (SCA) canadiense (Campana *et al.* 2010B) y la trayectoria de abundancia predicha para 1961-2009 por el ICM se comparó con la del SCA. El ICM y el SCA proporcionaron resultados extremadamente similares, prediciendo una abundancia inicial y tasas de descenso a lo largo de la serie temporal casi idénticas. La capacidad del ICM de recrear los resultados del SCA cuando se estandarizaron los valores entre los dos enfoques sugería que era un método de evaluación razonable.

Discusión del ICM y trabajo adicional

Tras la presentación, se planteó una pregunta sobre por qué se eligió una selectividad de tipo filo de cuchillo, donde la F en los adultos cae a cero. Los autores aclararon que la estimación de F se realiza a partir de un modelo de ciclo vital basado solo en hembras (análisis de la tabla vital y ecuación Euler-Lotka) por lo que la selectividad refleja el supuesto de que las hembras adultas se encuentran muy rara vez en las capturas. Es una simplificación de estimaciones previas de la selectividad de la evaluación de 2009 (en forma de bóveda con baja selectividad de adultos).

Otra pregunta realizada solicitaba una aclaración sobre si todo el modelo ICM se basaba solo en hembras, y si las series de extracción se habían dividido para que fueran solo de hembras. Los autores aclararon que el método del ciclo vital para estimar la productividad se basaba solo en hembras, pero que las predicciones de abundancia de ICM son para toda la población y utilizan la serie de extracciones total.

Se preguntó también si el descenso en la trayectoria histórica se corresponde con los picos en la serie de extracciones. Los autores aclararon que sí. Además, indicaron que la única forma de obtener el descenso de la población al proyectar hacia atrás ($N_{t-1} > N_t$) usando un modelo exponencial es que las extracciones sean superiores a la capacidad productiva anual del stock.

Se realizó otra pregunta sobre la sensibilidad de la trayectoria de abundancia histórica predicha a la abundancia asumida en 2018, ya que esto afectaría a la probabilidad de estar sobrepescado. Se indicó que el modelo SCA canadiense se estaba utilizando para aproximar la abundancia de 2018 aunque el SCA solo consideraba años hasta 2009. Se solicitó ajustar mejor la predicción de 200.000 animales en 2009 en la trayectoria de abundancia histórica del ICM. Los autores indicaron que ajustar el valor de 2009 era posible y que produciría diferentes resultados para los tres escenarios de productividad utilizados en el ICM. Asimismo, comentaron que este ajuste no se realizó originalmente porque la productividad basada en los datos sobre ciclo vital más recientes (SCRS/2020/090) era inferior a la usada en el modelo SCA, lo que afectaría a las predicciones de abundancia absoluta.

Los autores presentaron el resultado del modelo ICM actualizado para los tres escenarios de productividad en los que la abundancia de 2009 debía ser de ~ 200.000 animales. Esto provocó dos cambios principales: (1) la abundancia inicial en 2018 aumentó considerablemente porque las extracciones recientes son muy bajas y se predijo que la trayectoria aumentaría desde 2009 hasta 2018 y (2) el alcance del descenso histórico de la población se redujo, cayendo a $\sim 56\%$ a lo largo de la serie temporal si la reproducción era anual frente a $\sim 76\%$ en la formulación original del modelo.

Esto provocó una discusión sobre la serie de extracciones en años recientes y sobre si se había usado un método coherente para derivar los datos de Tarea 1 de 2009-2018. La Secretaría confirmó que no se habían realizado estimaciones en el periodo 2009-2018 y el Grupo observó que dichas estimaciones se harían normalmente en una reunión de preparación de datos, que no se había realizado antes de esta evaluación. Tras un trabajo considerable para usar una metodología coherente para estimar las extracciones a lo largo de la serie temporal (véase la sección 2.2), el Grupo decidió utilizar las extracciones actualizadas del ICM. Este cambio aumentó las extracciones en 2009-2018 y redujo el nivel de aumento predicho de la población de 2009 en el ICM.

Se produjo una importante discusión sobre si era útil usar la predicción de abundancia de 2009 del modelo SCA canadiense para escalar el ICM, dado que el estado en 2018 es sensible al valor usado para iniciar la abundancia en 2018. Se indicó que las predicciones de abundancia en el año terminal de un SCA tienden a ser las más inciertas, mientras que los cambios relativos en la trayectoria son menos inciertos. Los ajustes

actualizados al ICM en los que la abundancia de 2009 tenía que ser de ~200.000 animales redujeron el alcance del descenso histórico predicho de la población y aumentaron la abundancia de 2018 en más de 100.000 animales. El modelo ICM original predecía un descenso total más similar al del SCA, mientras que las predicciones del ICM a partir de una abundancia mayor en 2018 reducían la tasa de descenso histórico sustancialmente. El Grupo decidió usar la formulación original del modelo, pero mostrar el resultado de un ensayo asumiendo una mayor abundancia en 2018 como ensayo de sensibilidad.

Los autores solicitaron una aclaración sobre qué escenario de productividad se consideraría el más plausible en la evaluación. El Grupo decidió utilizar el escenario de productividad medio (anual + bienal) como caso base y mostrar los resultados del escenario de productividad elevada (anual) como un ensayo de sensibilidad. En la evaluación anterior la productividad anual se asumió y, por tanto, es necesaria alguna consideración de un ciclo vital reproductivo anual en aras de la continuidad.

Se planteó una pregunta sobre cómo podría aplicarse el ICM a otras poblaciones, específicamente en el Atlántico sur, donde no hay predicciones de abundancia de la evaluación histórica que puedan usarse para escalar la abundancia en 2018. Los autores señalaron que sería necesario hacer que el ICM se corresponda con un índice de descenso relativo (es decir, cambios en un índice de CPUE). Usar la información sobre el alcance del descenso de la población a lo largo de un número específico de años, dada la serie temporal observada de extracciones, produciría una estimación de la abundancia de 2018, del estado actual en relación con el punto de referencia de sobrepescado y permitiría la evaluación de extracciones futuras de las pesquerías.

Los autores presentaron los ajustes preliminares del ICM a tendencias en el índice de CPUE de Uruguay, usando los parámetros del ciclo vital proporcionados para el sur en Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090). Esta serie de CPUE era bastante variable y sugería un descenso de aproximadamente el 85 % durante 1993-2012. Ajustando esta tendencia durante el mismo periodo usando el ICM predecía que la población del Atlántico sur era extremadamente pequeña en 2018 (aproximadamente 30.000 animales), y que había una probabilidad muy elevada de que estuviera sobrepescada. Se consideró un índice alternativo de la flota japonesa (Semba y Yokawa, 2011), y el Grupo indicó que la serie de CPUE de Japón no mostraba evidencias de descenso a lo largo de una gama similar de años. El Grupo decidió no avanzar con el modelo ICM para el Atlántico sur dada la información contradictoria en los índices de CPUE.

Se realizaron tres comentarios relacionados con la estandarización de esta evaluación respecto a otras realizadas en ICCAT. En primer lugar, el valor umbral (p) para el punto de referencia SPR_{MER} debería calcularse en relación con RMS. Esto significa que $p = 1$ debería ser el valor crítico en lugar de $p = 1-M$. En segundo lugar, las proyecciones futuras deberían mostrar la abundancia en relación con la abundancia en RMS, para ayudar a entender cuándo la población es relativa al punto de referencia de sobrepescado. En tercer lugar, las proyecciones necesitaban rehacerse para asumir las capturas medidas de 2016-2018 en 2019 y 2020, para tener en cuenta el desfase a la hora de implementar reglamentaciones de ordenación tras una evaluación. Los escenarios de extracción constante deberían empezar en 2021.

Resultados del ICM

En respuesta a estos comentarios, el modelo ICM se aplicó solo al stock del Atlántico noroccidental y se actualizó para incorporar los siguientes cambios: (1) la biomasa se transformó a números usando información de frecuencias de tallas específica del stock de Santos *et al.* (2020; SCRS/2020/097) y los parámetros de crecimiento de Cortés y Semba (2020; SCRS/2020/090), (2) el valor crítico de $p = 1$ se utilizó para evaluar el estado de sobrepescado, (3) las series de extracciones se actualizaron para incorporar la estimación de las capturas recientes (2009-2018, sección 2.2), (4) el escenario de ciclo vital anual + bienal (productividad media) se consideró el más representativo, (5) se ejecutó un análisis de sensibilidad para el escenario de productividad media que escaló la abundancia de 2009 a 200.000 animales en las proyecciones hacia atrás, (6) se ejecutó un segundo análisis de sensibilidad para considerar el escenario de reproducción anual (productividad elevada), (7) el gráfico original que mostraba la mediana de la abundancia futura en cada escenario de extracción fue sustituido por una Figura que muestra la abundancia relativa y el valor umbral para evaluar el estado de sobrepescado y (8) las proyecciones se rehicieron para empezar en 2021, asumiendo capturas medias de 2016-2018 para 2019 y 2020.

Las proyecciones hacia atrás del ICM indicaban que la abundancia máxima para el stock del Atlántico noroccidental se produjo en los 60, con un tamaño de población media predicho de justo menos de 1 millón

de animales (**Figura 4**, panel superior). Los dos periodos separados de descenso, en los 60 y los 90, corresponden a años con extracciones comparativamente elevadas, basándose en las capturas reconstruidas de Tarea 1 (**Figura 4**, panel inferior). Se predice que la abundancia mínima se produjo en 2001, y que es probable que la población haya estado aumentando desde entonces. Si las extracciones en 2019 y 2020 continúan en el nivel medio de 2016-2018, el aumento de la población se mantiene. Esta trayectoria creciente es coherente con las tendencias del índice de CPUE japonés para el Atlántico noroccidental desde 2014 a 2018 (Semba y Kai, 2020; SCRS/2020/084), pero es de magnitud mucho menor. La trayectoria del ICM representa el potencial máximo de crecimiento de la población basado en el ciclo vital, teniendo en cuenta las extracciones observadas.

Existe una elevada probabilidad de que el stock esté actualmente sobrepescado, ya que el 98 % de las simulaciones caen por debajo del valor umbral de RMS para la biomasa en 2018. Si las extracciones se redujeran a cero, las proyecciones futuras sugieren que deberían pasar más de 10 años o más del tiempo de media generación para que la población recupere la abundancia hasta RMS con un 60 % de probabilidades (**Figura 5**, **Tabla 5**). Si las extracciones son mayores, el periodo necesario para la recuperación es mayor (**Figura 5**). Las proyecciones futuras sugieren que las extracciones deben permanecer por debajo de 7.000 animales (214 t) para recuperarse hasta RMS en años o 2,5 generaciones con un 60 % de probabilidades (**Tabla 5**).

A partir de las series de captura reconstruidas, las extracciones alcanzaron una media de 47 t durante 2014-2018, 143 t en 2009-2013 y 305 t en 2000-2009. Los resultados de esta evaluación sugieren que el stock de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental no puede sostener el nivel de presión pesquera observado en el periodo de 10 años anterior a la evaluación de 2009. Sin embargo, los cambios en la ordenación tras la evaluación de 2009 (incluidas las restricciones al comercio internacional relacionadas con su inclusión en el Apéndice II de CITES y el cierre de la pesquería canadiense dirigida al marrajo sardinero en 2013) han reducido las extracciones a un nivel que permite a la población aumentar. El Grupo también constató que se han producido cambios sustanciales en las prácticas de descarte desde 2014, aunque los descartes de ejemplares muertos y la mortalidad posterior a la liberación de los descartes de ejemplares vivos no pudieron ser incorporados en las series de extracciones utilizadas para esta evaluación. Si las extracciones han sido subestimadas en años recientes, el estado del stock en 2018 no cambiaría, pero el tiempo necesario para alcanzar la biomasa en RMS aumentaría en las proyecciones futuras.

En relación con los análisis de sensibilidad, asumir una periodicidad reproductiva de un año (reproducción anual) reduce la probabilidad de que la población esté actualmente sobrepescada del 98 % al 83 %. Aunque el estado actual es el mismo, una mayor productividad permite a la población aumentar más rápidamente en las proyecciones futuras. En el marco de un escenario de productividad elevada, las extracciones podrían ser de 13.000 animales (398 t) para tener más de un 60 % de probabilidades de lograr la abundancia en RMS en 50 años o 2,5 generaciones. De manera similar, escalar las predicciones de abundancia histórica del ICM en relación con una abundancia de 200.000 animales en 2009 reduce el alcance del descenso histórico de la población predicho por el ICM. La abundancia en 2019 se vuelve mucho mayor, hasta aproximadamente 310.000 animales, aunque el máximo histórico de 1961 permanece muy similar al caso base (justo por debajo de 1 millón de animales). Este escenario sugiere que la población en 2018 está mucho más cerca de la biomasa en RMS, aunque todavía tiene un 70 % de probabilidades de estar sobrepescada. En este escenario, las extracciones futuras deberían mantenerse por debajo de los 14.000 animales (428 t) para tener más de un 60 % de probabilidades de alcanzar la abundancia en RMS en 50 años o en 2,5 generaciones.

Los análisis de sensibilidad no afectan notablemente a la percepción del estado del stock en 2018 del marrajo sardinero en el Atlántico noroccidental. Todos los escenarios evaluados sugieren que actualmente la población está sobrepescada con gran probabilidad y que el stock ha descendido en más de un 56 % respecto a la abundancia máxima en los años 60.

3.3 Ratio potencial de reproducción basada en la talla (LBSPR)

La SCRS/2020/P/040 presentaba un estudio sobre la posibilidad de aplicar modelos basados en la talla para estimar el potencial reproductivo del marrajo sardinero. Esto se decidió en el Taller sobre reproducción celebrado en Faro en febrero de 2020, tras una aplicación de prueba de un marco de trabajo denominado FishPath (FP). Este marco de trabajo se utilizó para contribuir a las discusiones sobre qué tipo de método podría usarse para evaluar la especie considerando la falta de datos necesarios para aplicar los

métodos de evaluación de stock tradicionales. Antes de los primeros ensayos del modelo, se realizó una exploración de los datos de talla de hembras de marrajo sardinero disponibles separando los datos por stock, flota y año, usando solo los años con más de 70 ejemplares medidos. Sin embargo, esta exploración reveló que las capturas estaban compuestas principalmente por ejemplares inmaduros, como puede verse en las figuras de la SCRS/P/2020/040. La falta de representatividad de hembras maduras impide el uso de la LBSPR para evaluar el estado del stock ya que este modelo requiere una composición por tallas representativa de la parte madura del stock.

3.4 Otros métodos

La SCRS/P/2020/036 presentaba algunos resultados de un conjunto de simulaciones de círculo cerrado bajo desarrollo para, posiblemente, aplicar un enfoque de evaluación de estrategias de ordenación a los stocks de marrajo sardinero. El enfoque construyó modelos operativos utilizando el análisis de reducción de stock estocástico (Walters *et al.* 2006) que fueron condicionados en base a la información de reconstrucción de esfuerzo de EffDis (Taylor *et al. in press*) y a la serie temporal de Tarea 1 para el stock de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental. Cada modelo operativo se ajustó a la serie temporal de CPUE extraída de la evaluación del stock de marrajo sardinero de 2009 (Anón. 2010) y a la información de composición por tallas extraída de los datos de captura por talla de Tarea 2 preparados en la reunión. Las simulaciones de círculo cerrado exploraron el rendimiento de una serie de, predominantemente, control de insumos que incluía una variedad de procedimientos de ordenación basados en la talla. Incluso teniendo en cuenta lo preliminar del desarrollo de las simulaciones, la presentación ilustraba la posibilidad de emplear el enfoque para evaluar el desempeño de procedimientos de ordenación alternativos para la evaluación y la ordenación del stock del marrajo sardinero.

Hubo muchos comentarios sobre la presentación. En primer lugar, el Grupo indicó que algunos ejemplos de los controles de los insumos ya se habían aplicado en ICCAT, lo que incluye las vedas espacio-temporales en las pesquerías tropicales, las prórrogas de los periodos de veda, la limitación de la capacidad del esfuerzo y otros, sugiriendo que estas podrían ser medidas de ordenación prácticas para considerar en los procedimientos de ordenación. Se planteó el tema de los descartes no comunicados como un posible problema que debe solucionarse para el desempeño de cualquier norma de control de la captura y, para ello, parametrizar los modelos operativos y de evaluación. Se discutió la fiabilidad del esfuerzo y proporcionalidad lineal respecto a la captura: El Grupo indicó que, aunque la captura incidental podría ser proporcional, el esfuerzo dirigido al marrajo sardinero en la serie histórica de esfuerzo debería considerarse de manera diferente para las flotas en las que el marrajo sardinero es predominantemente captura fortuita. Además, serían provechosos algunos refinamientos de los datos y los supuestos. El tema clave era que existían (y existen) muchas reglamentaciones sobre la captura: dichas reglamentaciones afectarán al condicionamiento de los modelos operativos, así como a la eficacia de cualquier procedimiento de ordenación basado en el control de insumos y el control del rendimiento explorados. El Grupo sugirió hacer una verificación cruzada del ajuste de las series de CPUE en los modelos operativos con los indicadores del Subcomité de ecosistemas y posiblemente, desarrollar otras series de CPUE. Sin embargo, se indicó que la provisión de indicadores (es decir, estado del stock en términos de biomasa y de mortalidad por pesca) para la ficha informativa del Subcomité de ecosistemas que se está desarrollando debería tener prioridad frente al trabajo sobre MSE que no ha sido aun identificado por el Grupo.

El Grupo señaló que el marrajo sardinero del Atlántico norte podría no ser una especie objetivo ahora a causa de la merma del stock y/o de la prohibición de la UE, pero la especie sigue siendo potencialmente bastante valiosa por su carne y aletas. El Apéndice II de CITES establece medidas comerciales destinadas a garantizar la sostenibilidad, no necesariamente límites de captura o prohibiciones (o cualquier otra medida de ordenación específica de la pesquería). A pesar de la inclusión en CITES, ni los marrajos sardineros ni los marrajos están sujetos a controles generalizados de rendimiento en ICCAT actualmente. La capacidad de imponer controles de insumos o del rendimiento depende de la capacidad de las naciones pesqueras, la ejecución y la coherencia entre ellas. Entre estas posibles dificultades, la norma de «liberación de ejemplares vivos» es muy diferente a una prohibición de retención. La liberación de ejemplares vivos podría ser un incentivo para garantizar que el tiburón está muerto en la virada si existe un mercado legal, mientras que la prohibición de retención es probable que cambie el incentivo para evitar capturar el tiburón desde el principio.

El SCRS/2020/105 evaluaba también un método para estimar las tasas de mortalidad por pesca a partir de la talla media de los tiburones que se encuentran en el rango de edad plenamente seleccionado, junto con

información sobre crecimiento y mortalidad natural, utilizando un método derivado por Beverton y Holt. El método se aplicó a los stocks del noroeste, sudoeste y sudeste. El estimador de Beverton y Holt asume que el crecimiento, la mortalidad y la selectividad son constantes en el tiempo, de tal forma que la distribución de frecuencia de tallas alcanza el equilibrio. Si este supuesto no se cumple, entonces las tasas de mortalidad por pesca estimadas podrían reflejar las tasas de mortalidad por pesca del pasado reciente más que la tasa actual. Por tanto, los valores deberían tratarse como un índice de si F está aumentando o descendiendo, y no necesariamente como una estimación de la F actual. Para el sudoeste, la distribución de frecuencia de tallas era bimodal para que pudiera asumirse que solo una pequeña parte de la captura estaba plenamente reclutada. Las estimaciones de F estaban muy por encima de la tasa de mortalidad natural, M , en las poblaciones del noroeste y el nordeste, pero no en el sudoeste. En el noroeste, la F parecía estar descendiendo a lo largo del tiempo. Los intervalos de confianza desarrollados haciendo un bootstrap de los datos de talla y extrayendo valores de los parámetros del ciclo vital a partir de una distribución normal multivariable presentaban una gran incertidumbre en los valores de F/M , implicando incertidumbre respecto a las tendencias recientes.

En respuesta a una solicitud del Grupo, el autor rehízo el análisis por flota y constató que las tendencias seguían igual, incluido el descenso de F/M en el noroeste. Sin embargo, este análisis no tiene en cuenta posibles cambios en la selectividad de las flotas a lo largo del tiempo, lo que podría sesgar los resultados. El Grupo discutió por qué los resultados de este análisis estimaban valores de F superiores a los del análisis de SAFE. Los dos métodos tienen supuestos muy diferentes. En particular, dado que este análisis se basa solo en datos de frecuencias de tallas, las elevadas estimaciones de F deberían interpretarse como que significan que las frecuencias de tallas no han sido aun equilibradas a los que se vería en una población sin historia reciente de sobrepesca. La disminución de F en el Atlántico noroccidental puede indicar que las recientes reducciones en la captura están permitiendo cierta recuperación.

4. Síntesis de los resultados de la evaluación

Se utilizaron dos enfoques de modelación para evaluar el estado del marrajo sardinero en el Atlántico y se exploraron también dos enfoques de modelación adicionales. El enfoque SAFE (sección 3.1) se utilizó para evaluar si los stocks del Atlántico norte y sur estaban experimentando sobrepesca. El modelo ICM se utilizó para evaluar si el stock del Atlántico noroccidental estaba actualmente sobrepescado y para determinar la capacidad del stock frente a extracciones futuras (sección 3.2). Los análisis exploratorios que no se utilizaron para derivar asesoramiento para la evaluación actual incluían el ajuste del ICM al stock del Atlántico sur (sección 3.2), los ajustes de los enfoques basados en la talla a los stocks noroccidentales, suroccidentales y sudorientales (secciones 3.3 y 3.4) y las opciones de ordenación de control de los insumos exploradas en un enfoque preliminar de la MSE para el stock noroccidental (sección 3.4). Todos los enfoques exploratorios parecían prometedores y podrían explorarse más en profundidad en futuras evaluaciones.

Los resultados del enfoque SAFE indicaron que ni el stock del Atlántico norte ni el del Atlántico sur están siendo objeto de sobrepesca (**Tabla 4**, sección 3.1). El Grupo observó que, si bien se trata de un enfoque con pocos datos, los resultados del estado de sobrepesca eran sólidos con respecto a la curva de selectividad asumida y al valor de la mortalidad posterior a la liberación utilizado en el cálculo de la mortalidad posterior a la captura. El Grupo observó que, en el caso del Atlántico sur, los resultados coinciden con los de la evaluación del hemisferio sur (SH), y que los valores de F/F_{RMS} de ambos estudios son de magnitud relativamente similar (0,063, rango: 0,046 a 0,083 para 2006-2014 en la evaluación del hemisferio sur frente a 0,107-0,119 para 2010-2018 en el análisis SAFE).

La reproducción anual además de bienal se consideró la más probable para la población de marrajo sardinero en el Atlántico noroccidental (véase la sección 2.4, Ciclo vital) por lo que estos supuestos de productividad se utilizaron para la formulación del caso base del modelo ICM. La serie de extracciones que se utilizó en el modelo fue actualizada a una serie de captura aumentada (sección 2.2, **Tabla 2**) y el valor umbral utilizado para evaluar el estado estaba basado directamente en una aproximación de RMS (es decir $p = 1$ más que $p = (1-M)$), para ser coherentes con otras evaluaciones de ICCAT. Se evaluaron dos parametrizaciones alternativas del ICM para determinar la sensibilidad del modelo a los supuestos sobre el ciclo vital, así como al tamaño asumido de la población en 2018. El primer análisis de sensibilidad asumía una periodicidad reproductiva de un año (reproducción anual), coherente con los supuestos de productividad de la evaluación de 2009 (Anón. 2010). El segundo asumía un tamaño de la población más grande en 2018, para que la abundancia predicha en 2009 se correspondiera con el valor de 200.000

animales de modelo SCA canadiense presentado en la evaluación de 2009 (Campana *et al.* 2010b). En todas las formulaciones, se predecía que el stock estaría sobrepescado en 2018 con más de un 70 % de probabilidades, aunque la abundancia había estado aumentando desde 2001. Los escenarios diferían en cuanto a la medida en que la abundancia de 2018 estaba por debajo de la aproximación de RMS para la biomasa, y ambos análisis de sensibilidad sugerían que la población estaba más cerca del valor umbral.

La formulación del caso base del ICM estimaba que la biomasa en 2018 era el 57 % del punto de referencia de aproximación de RMS (353.000 animales), aportando un 98 % de probabilidades de que el stock estuviera sobrepescado. Las proyecciones predijeron que extracciones de menos de 7.000 tiburones (214 t) permitirían la recuperación con una probabilidad del 60 % desde ahora hasta 2070 (un intervalo de proyección de 2,5 generaciones) y que extracciones de menos de 8.000 tiburones (245 t) permitirían la recuperación con una probabilidad del 50 % desde ahora hasta 2060 (**Tabla 5**). Si las extracciones permanecieran similares a las de 2014-2018 (media = 47 t), se predecía que el stock se recuperaría con una probabilidad de al menos el 50 % entre 2030 y 2035 (**Tabla 5**). Sin embargo, el Grupo resaltó que las extracciones recientes es muy probable que estén subestimadas porque pocas CPC comunican los descartes de ejemplares muertos y la mortalidad posterior a la liberación de los descartes de ejemplares vivos no se tuvo en cuenta.

El modelo LB-SPR (sección 3.3) inicialmente intentaba estimar el potencial reproductivo de la especie, pero no se consideró debido a la falta de representación de ejemplares maduros en los datos de distribución por tallas disponibles de todos los stocks y flotas. No obstante, el Grupo evaluó también un método alternativo basado en la talla derivado de la formulación original de Beverton-Holt (sección 3.4). A causa de los supuestos implícitos en este método, los valores obtenidos deberían tratarse como un índice de si F está aumentando o disminuyendo, y no necesariamente como una estimación de la F actual. Las estimaciones de F se situaron muy por encima de la tasa de mortalidad natural, M , en las poblaciones del noroeste y el noreste, pero no en el stock del suroeste. En el noroeste, F parecía estar disminuyendo con el tiempo, pero había una gran incertidumbre sobre las tendencias recientes. Estos resultados fueron mantenidos cuando el análisis se disgregó en flotas, pero podría estar sesgado porque no se consideraron posibles cambios en la selectividad. Además, dado que el análisis se basa solo en datos de frecuencias de tallas, las elevadas estimaciones de F deberían interpretarse como que significan que las frecuencias de tallas no han alcanzado aun la distribución que sería de prever en una población sin historia reciente de sobrepesca. La disminución de F en el stock del noroeste puede indicar que las recientes reducciones en la captura están permitiendo cierta recuperación. El Grupo también observó que la razón de la diferencia en la predicción de la sobrepesca entre este método y el método SAFE es que los dos métodos parten de supuestos muy diferentes y el cálculo de F se basa en entradas de datos muy diferentes.

Si bien se presentaron algunos resultados preliminares de la simulación de una MSE para el marrajo sardinero, la intención principal de la MSE (sección 3.4) no fue llegar a ninguna conclusión específica, sino más bien demostrar que el análisis del desempeño de los procedimientos de ordenación podría ser factible en el caso del marrajo sardinero, y explorar la eficacia de algunas opciones de control de los insumos para la ordenación del stock del noroeste.

5. Recomendaciones

5.1 Investigación y estadísticas

1. Dado que la identidad de stock de los stocks del Atlántico sur no está clara, son necesarios más estudios (incluidos estudios genéticos, así como estudios de marcado y del ciclo vital) para aportar mejor información sobre las unidades de stock en el hemisferio sur.
2. Aunque la estructura del stock del Atlántico norte se comprende mejor, es necesaria una investigación más dirigida. Por ejemplo, la posible mezcla entre el marrajo sardinero del Atlántico noroeste, el Atlántico noreste y el Mediterráneo.
3. De conformidad con la nueva información presentada durante la reunión, son necesarios más datos de las pesquerías de la zona ecuatorial (entre 20^o latitud sur y 20^o latitud norte) para corroborar la presencia de la especie en esta zona.

4. Mejorar la comprensión de la dinámica del marrajo sardinero del hemisferio sur junto con otras OROP, incluidas CTOI, CCSBT e IATTC, para reunir mejores datos sobre captura, distribución, CPUE comercial y estructura del stock.
5. Dado que el marrajo sardinero del Atlántico norte es un stock pelágico clave en los ecosistemas de la plataforma continental, así como en alta mar, ICCAT y las OROP (por ejemplo, NAFO, ICES) deberían continuar cooperando en el desarrollo de evaluaciones y acciones de ordenación para esta especie.
6. El marrajo sardinero podría asociarse con características hidrográficas (o como un efecto indirecto por medio de asociaciones con sus presas principales). Una mejor comprensión de la distribución espacial y temporal del marrajo sardinero en relación con dichas características medioambientales/ecosistémicas (incluida la estructura de la población) podría mejorar nuestra comprensión de las tendencias de la CPUE y de la captura.
7. Podría estar disponible más información histórica sobre datos de captura y esfuerzo y debería investigarse. A falta de datos de esfuerzo histórico, las estimaciones del tamaño de la flota podrían proporcionar un sustituto útil.
8. Obtener mejores estimaciones de los descartes en las pesquerías de altura y de las plataformas continentales y continuar los estudios para medir la mortalidad posterior a la liberación.
9. Realizar investigaciones para mejorar los conocimientos del ciclo vital en diferentes zonas y para diferentes stocks.
10. Mejorar los métodos de estimación de los desembarques no comunicados y los descartes de ejemplares muertos desarrollados en la reunión y utilizados en la evaluación (que aparecerán en la base de datos de ICCAT como estimados por el SCRS) considerando el patrón espaciotemporal de operación y las prácticas de descarte en cada flota. Es preferible que se involucren en este proceso científicos de cada CPC.
11. Es necesario asignar los tiburones declarados como sin clasificar a sus correspondientes especies cuando sea posible.

5.2 Recomendaciones de ordenación

1. El SCRS necesita la cooperación de todas las CPC para mejorar las estadísticas de captura, algo crítico para avanzar en las evaluaciones de todos los stocks de marrajo sardinero.
 - a) Solo 1 CPC ha comunicado descartes de ejemplares vivos de marrajo sardinero. El Grupo resalta que la comunicación y cuantificación de los descartes de ejemplares vivos es crítica, especialmente para un stock del que todos los animales vivos deben ser liberados (Rec. 15-06), y la Comisión deberían encontrar formas de fomentar una mejor comunicación de los descartes de ejemplares vivos.
 - b) Es necesario que las CPC refuercen sus esfuerzos en cuanto a seguimiento y recopilación de datos, lo que incluye, sin limitarse a ello, mejores estimaciones de los descartes muertos y la estimación de las CPUE a partir de los datos de observadores.
 - c) El Grupo solicita a las CPC que revisen sus series de captura de marrajo sardinero (desembarques, descartes de ejemplares vivos y descartes de ejemplares muertos), lo que incluye capturas incidentales de sus otras pesquerías no de ICCAT (redes de enmalle, arrastre, cerco, etc.) para permitir al SCRS incorporar todas las fuentes de mortalidad en evaluaciones futuras y reducir la incertidumbre sobre el estado del stock y las proyecciones.
 - d) Además, el Grupo recomienda que ICCAT contacte con otras partes (por ejemplo, otras OROP) y participe en minería de datos para determinar la captura total de las partes que no son miembros de ICCAT.
2. El Grupo indica que las recomendaciones de ordenación para los stocks de marrajo sardinero bajo la responsabilidad de ICCAT están redactadas para las pesquerías de ICCAT. Sin embargo, los stocks de marrajo sardinero están sujetos a mortalidad procedente de las pesquerías costeras de

las CPC y de países que no son miembros de ICCAT, por lo tanto, el Grupo recomienda desarrollar enfoques de ordenación integrados (con otros países, otros organismos regionales pesqueros, FAO) para garantizar la sostenibilidad de los stocks de marrajo sardinero del Atlántico.

3. El Grupo indica que algunos desembarques y la mayoría de los desembarques no se comunican, lo que significa que la mortalidad total del marrajo sardinero de todas las fuentes (es decir, desembarques, descartes de ejemplares muertos, descartes de ejemplares vivos que posteriormente mueren debido a las interacciones con el arte) está subestimada. Con miras a la presente evaluación, el Grupo estimó los desembarques y descartes de ejemplares muertos no comunicados, que eran un 89 % superiores a los comunicados, pero no estimó la mortalidad posterior a la liberación de los descartes de ejemplares vivos. Los delegados de la Comisión deben ser conscientes de que las extracciones actuales son superiores a lo que se ha estado comunicando y de que las matrices de Kobe son muy optimistas en la medida en que las extracciones están subdeclaradas.
4. Para el stock noroccidental, todas las formulaciones del modelo ICM indican una tendencia de recuperación desde 2001, aunque la biomasa en 2018 solo era el 57 % de la biomasa en el punto de referencia de SPRmer y está predicho que el stock está sobrepescado con un 98 % de probabilidades. Existen señales contradictorias respecto al estado de sobrepesca (el enfoque de SAFE indica que no existe sobrepesca y el método exploratorio basado en la talla sugiriendo sobrepesca), pero con la gran reducción de las extracciones recientes, el Grupo no considera probable que el stock esté experimentando sobrepesca si las extracciones totales (desembarques, descartes de ejemplares muertos y mortalidades tras la liberación no comunicados) no superan enormemente lo que el Grupo ha estimado como extracciones. Sin embargo, dado que la magnitud de los descartes de ejemplares muertos sigue siendo incierta y las mortalidades tras la liberación no están incorporadas en la liberación, continúa existiendo una incertidumbre considerable respecto al estado de sobrepesca.
5. Considerando la infradeclaración de las extracciones y el actualmente bajo estado del stock del Atlántico noroccidental, el Grupo recomienda que las capturas no superen los niveles actuales para permitir la recuperación del stock. Aunque la matriz de Kobe podría sugerir que algunos aumentos en las capturas podrían permitir la posible recuperación a largo plazo, la evaluación sugiere que el stock es lo suficientemente productivo para recuperarse en un plazo mucho más corto si las capturas se mantienen en un nivel menor. Esto es coherente con la Rec. 11-13 en que los stocks sobrepescados deben recuperarse en un periodo lo más corto posible. Sin embargo, los delegados de la Comisión deben ser conscientes de que las extracciones reales (particularmente descartes de ejemplares muertos y mortalidades posteriores a la liberación de ejemplares vivos) son superiores a lo que se ha estado comunicando y la matriz de Kobe es muy optimista, en la medida en que las extracciones están subdeclaradas.
6. Aunque existe una gran incertidumbre en la estructura del stock meridional (véase la sección 2.1), la nueva información (sección 2.1) sugiere un único stock de marrajo sardinero en el Atlántico sur, hasta ahora el Grupo consideraba dos unidades de stock sudoeste y sudeste. De hecho, podría existir un stock meridional que se extienda entre las cuencas de los océanos Índico y Pacífico. Deben realizarse más investigaciones sobre la estructura del stock para determinar una unidad de stock adecuada. Hasta que esta investigación se realice, el Grupo recomienda dejar las unidades de ordenación tal y como están definidas actualmente.
7. El Grupo no pudo llegar a ninguna conclusión sobre el estado de sobrepescado de los stocks meridionales (véase la recomendación sobre mejora de los datos anterior). Indicó que, de hecho, los datos convencionales (por ejemplo, desembarques, composiciones por tallas representativas) no pueden recopilarse para los stocks de marrajo sardinero, por lo que el Grupo concluyó que son necesarios métodos alternativos de recopilación de datos (por ejemplo, independientes de la pesquería) que permitan recopilar datos de CPUE o de frecuencias de tallas (u otras formas de datos totalmente diferentes) para proporcionar estimaciones más fiables del estado del stock en el Atlántico norte y sur.

6. Resumen Ejecutivo

El resumen ejecutivo se facilitará después de aprobar este informe.

7. Otros asuntos

No se debatieron otras cuestiones.

8. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado por correspondencia.

TABLAS

Tabla 1. Nueva serie preliminar de L (desembarques) y DD (descartes de ejemplares muertos) estimada por el Grupo.

Tabla 2. Capturas totales de marrajo sardinero de Tarea 1 por stock (NW, NE, SW, SE), arte principal (palangre, otros), tipo de captura (desembarques [L], descartes de ejemplares muertos [DD] y año (1950-2018)).

Tabla 3. Valores actualizados de los cuatro componentes de susceptibilidad (disponibilidad, probabilidad de encuentro, selectividad, y mortalidad posterior a la captura) utilizados para calcular la proporción capturada de la población (U) y la correspondiente aproximación de F por flota y para las zonas del Atlántico norte y sur combinadas.

Tabla 4. Valores actualizados de la tasa de mortalidad por pesca (F) instantánea y valores de F_{RMS} para el Atlántico norte y sur obtenidos con diferentes supuestos acerca de la selectividad. «Original» se refiere a los valores preliminares del SCRS/2020/099, «Nueva PRM media» es el escenario actualizado asumiendo un PRM igual a la media de los dos valores disponibles (ahora 16,95 %), «Nueva PRM elevada» es el escenario actualizado asumiendo el valor alto de PRM (27,2 %) y «Nueva PRM baja» es el escenario actualizado asumiendo el valor la PRM baja (6,7 %).

Tabla 5. Probabilidad de encontrarse por encima del punto de referencia de sobrepescado antes del periodo de 5 años para los escenarios de extracción oscilando entre 0 y 24.000 ejemplares (0-734 t) para el marrajo sardinero del Atlántico noroccidental. El escenario de mayores extracciones que permite al stock recuperarse con un 60 % de probabilidades en el marco de 2,5 generaciones (50 años) se muestra en negrita.

FIGURAS

Figura 1. Zonas de muestreo de istiofóridos (BIL) utilizadas para asignar las capturas nominales de Tarea 1 de marrajo sardinero en los cuatro stocks. La zona del Mediterráneo (BIL95) se ha dejado aparte para considerarla en el futuro.

Figura 2. Capturas de nominales de Tarea 1 (t) de marrajo sardinero por stock principal, entre 1926 y 2018.

Figura 3. Series de captura antiguas y recientemente estimadas de T1NC para el marrajo sardinero, 2005-2018.

Figura 4. Mediana de la abundancia predicha (línea continua) además de los percentiles 80 (líneas discontinuas) del ICM durante 1961-2019 para el stock del Atlántico noroccidental de marrajo sardinero (panel superior) comparada con la serie temporal reconstruida de las extracciones de la Tarea 1 (panel inferior). Ambas se muestran como número de animales y no como biomasa.

Figura 5. Abundancia relativa predicha para las extracciones anuales que oscilan entre 0 y 24.000 animales, expresadas como la ratio biomasa/de biomasa en SPR_{MER} para el caso base del ICM. La línea horizontal muestra el punto de referencia y las proyecciones se extienden 50 años. Las extracciones medias de 2016-2018 se asumieron para 2019 y 2020 y la proyección empieza en 2021.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos y presentaciones.

Apéndice 4. Resúmenes de documentos y presentaciones SCRS tal y como fueron presentadas por los autores.

Referencias

- Anderson, B.N., L.J. Natanson, J.K. Carlson, R. Coelho, E. Cortés, A. Domingo, and J.A. Sulikowski. Preliminary estimates of post-release survival of porbeagles following capture and handling. Joint tRFMO Bycatch Working Group meeting, Porto, Portugal, December 16-18, 2019.
- Anon. 2010. Report of the 2009 Porbeagle Stock Assessments Meeting (Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009). ICCAT Collect. Vol. Sci. Pap. 65(6): 1909-2005.
- Biais, G., Coupeau, Y., Séret, B., Calmettes, B., Lopez, R., Hetherington, S., & Righton, D. (2017). Return migration patterns of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic: implications for stock range and structure. *Bulletin of Marine Science* 74(5):1268-1276.
- Bowlby, H., N. Taylor, and J. Carlson. Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for Ecological Risk Assessment. SCRS/2020/100.
- Bowlby, H.D., and A.J.F. Gibson. **2020**. Implications of life history uncertainty when evaluating status in the Northwest Atlantic population of white shark (*Carcharodon carcharias*). *Ecology and Evolution*. 00:1-11. DOI: 10.1002/ece3.6252
- Brooks, E.N., J.E. Powers and E. Cortés. **2010**. Analytical reference points for age-structured models: application to data-poor fisheries. *ICES - Center of Marine Sciences*. 67:165-175.
- Campana, S.E., J. Gibson, J. Brazner, L. Marks, and W. Joyce. **2008**. Status of basking sharks in Atlantic Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2008/ 004
- Campana, S. E., Joyce, W., & Fowler, M. 2010a. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(5), 769-773.
- Campana, S.E., A.J.F. Gibson, M. Fowler, A. Dorey, and W. Joyce. 2010b. Population dynamics of Porbeagle in the northwest Atlantic, with an assessment of status to 2009 and projections for recovery. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2109-2182
- Campana, S.E., W. Joyce, M. Fowler, and M. Showell. **2016**. Discards, hooking, and post-release mortality of porbeagle (*Lamna nasus*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian pelagic longline fishery. *ICES J. Mar. Sci.*73:520528.
- Cameron, L. W., Roche, W., Green, P., Houghton, J. D., & Mensink, P. J. (2018). Transatlantic movement in porbeagle sharks, *Lamna nasus*. *Fisheries Research*, 207-27:
- Caswell, H., S. Brault, A.J. Read, and T.D. Smith. **1998**. Harbor porpoise and fisheries: uncertainty in analysis of incidental mortality. *Ecological Applications*. 8:1226-1238.
- Cortés, E., and E.N. Brooks. **2018**. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. *Fish and Fisheries* 19:1110-1129.
- Cortés, E. and Y. Semba. **2020**. Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for porbeagle shark in the Western North Atlantic and South Atlantic oceans. SCRS/2020/090.
- Dans, S.L., M. Koen Alonso, S.N. Pedraza, and E.A. Crespo. **2003**. Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off Patagonia, Argentina: can populations persist? *Ecological Applications*. 13:754-762.
- Forselledo R., Mas F., Domingo A., Hoyle S.D. **2017**. Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet in the Southwestern Atlantic Ocean (1982-2012). WCPFC-SC13-2017/SA-IP-18 <https://www.wcpfc.int/node/29542>
- Griffiths, S., K. Kesner-Reyes, C. Garilao, L. Duffy, and M. Roman. **2018**. Development of a flexible Ecological Risk Assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch

- species in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee La Jolla, California USA, 14-18 May 2018.
- Hordyk, A., K. Ono, S. Valencia, N. Loneragan, and J. Prince. 2015b. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES - Center of Marine Sciences*. 72:217-231.
- Hordyk, A.R., K. Ono, K. Sainsbury, N.R. Loneragan, and J.D. Prince. 2015a. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES - Center of Marine Sciences*. 72:204-216.
- Kohler, NE and Turner, PA (2019). Distributions and Movements of Atlantic Shark Species: A 52-Year Retrospective Atlas of Mark and Recapture Data. *Marine Fisheries Review* 81(2):1-93.
- Myers, R.A., G. Mertz, and S. Fowlow. **1997**. Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Fishery Bulletin*. 95:762-772.
- Myers, R.A., K.G. Bowen, and N.J. Barrowman. **1999**. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56:2404-2419.
- Natanson, L.J., B.M. Deacy, W. Joyce, and J. Sulikowski. **2019**. Presence of a resting population of female porbeagles (*Lamna nasus*), indicating a biennial reproductive cycle, in the western North Atlantic Ocean. *Fisheries Bulletin*. 117:70-77.
- Pade NG, Queiroz N, Humphries NE, Witt MJ, Jones CS, Noble LR, Sims DW (2009) First results from satellite-linked archival tagging of porbeagle sharks.: Area fidelity, wider-scale movements and plasticity in diel depth changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 370, 64-74.
- Saunders RA, Royer F, Clarke MW. **2010**. Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, -174:
- Semba Y., and Yokawa, K. 2011. Preliminary results of standardized CPUE for porbeagle in the South Atlantic from Japanese longline logbook data between 1994 and 2010. SCRS/2011/088
- Semba, Y., Yokawa, K., Matsunaga, H., and Shono, H.. **2013**. Distribution and trend in abundance of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere. *Mar. Freshwater Res.* 64: 518-529.
- Taylor, N.G., Palma, C., Ortiz, M., Kimoto, A. and Beare, D.J. Reconstructing Spatial Longline Effort Time Series for the Atlantic Ocean. ICCAT Col. Vol. Pap. *[In press]*.
- Testerman, C. B. 2014. Molecular ecology of globally distributed sharks. Dissertation. Nova University.
- Walters, C.J., Martell, S.J.D., and Korman J. 2006. A stochastic approach to stock reduction analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63:212-223 doi: 10.1139/f05
- Zhou, S. and S.P. Griffiths. **2008**. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE): A new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. *Fisheries Research*, 91-68:

Table 1. New preliminary series of L (landings) and DD (dead discards) estimated by the Group.

Stock	Catch type	Flag	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
POR-NW	L	Barbados	0.4	0.5	0.5	2.0	3.1	13.1	0.8	1.6	1.0	1.0	1.0
		Chinese Taipei	2.3	1.9	3.0	7.4	14.7	49.6	0.9	4.5	3.7	5.8	4.5
		Korea Rep.	0.9	1.1	0.6	12.8	20.0	2.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	DD	Venezuela	1.1	3.1	2.7	9.2	18.8	69.1	4.0	5.9	4.0	8.1	4.3
		Barbados	0.0	0.1	0.3	0.1	0.1	0.3	0.7	3.7	1.1	0.9	1.0
		Chinese Taipei	0.2	0.5	1.9	0.2	0.6	1.0	0.7	10.7	4.1	5.2	4.5
		Japan	0.4	1.3	3.8	0.3	1.0	1.1	1.4	4.8	1.0	1.3	0.5
		Korea Rep.	0.1	0.3	0.4	0.0	0.8	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Venezuela	0.1	0.8	1.7	0.3	0.7	1.4	3.3	14.0	4.3	7.2	4.4		
Task 1 reports		136	73	98	54	86	146	23	48	11	21	8	
Task 1 (new)		141	84	113	87	147	284	35	93	30	50	28	
% increase		4%	15%	15%	60%	71%	95%	53%	95%	181%	143%	248%	

REUNIÓN INTERSESIONES DEL GRUPO DE ESPECIES DE TIBURONES (ON LINE) - 2020

Table 2. Porbeagle total Task 1 catches by stock (NW, NE, SW, SE), major gear (longline, others), catch type (landings [L], dead discards [DD]), and year (1950-2018).

Year	POR-NE					POR-NW					POR-SE					POR-SW					POR(MED)				
	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total
	L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD	
1950	1362		1900		3262																				
1951	781		1600		2381																				
1952	609		1600		2209																				
1953	816		1100		1916																				
1954	895		700		1595																		6		6
1955	999		600		1599																		7		7
1956	872		400		1272									1								1	6		6
1957	1200		600		1800									1								1	6		6
1958	1383		907		2290									8								8	3		3
1959	1786		609		2395									42								42	3		3
1960	2431		410		2841									52								52	1		1
1961	1058		609		1667	1924				1924				53								53	2		2
1962	451		420		871	3017				3017				82								82	2		2
1963	124		217		341	6593				6593				154								154	1		1
1964	95		305		400	9302				9302				162								162	5		5
1965	208		208		416	5208				5208				146								146	8		8
1966	227		206		433	2150				2150				37								37	3		3
1967	313		207		520	646				646				28								28	2		2
1968	623		107		730	1084				1084				64								64	2		2
1969	920		103		1023	1097				1097				392								392	2		2
1970	279		205		484	926				926				463								463	0		0
1971	222		953		1175	563				563				104								104	0		0
1972	222		1430		1652	393				393				171								171	2		2
1973	12		953		965	361				361				107								107	4		4
1974	9		726		735	88				88				116								116	2		2
1975	12		1104		1116	143				143				82								82	3		3
1976	9		1179		1188	473				473				91								91	2		2
1977	10		823		833	475				475				129								129	3		3
1978	11		1022		1033	250				250				146								146	3		3
1979	8		1272		1280	469				469				163								163	2		2
1980	12		1168		1180	579				579				153								153	1		1
1981	12		1027		1039	514				514				247								247	1		1
1982	14		324		338	339				339				266		0						266	1		1
1983	28		877		905	366				366				288		1						289	1		1
1984	100		464		564	281				281				303		1						304	1		1
1985	23		429		452	355				355				319		1						320	1		1
1986	26		413		439	462				462				420		1						420	0		0
1987	33		370		403	580				580				348		0						348	1		1
1988	72		497		569	554				554				381		2						383	0		0
1989	43		418		461	626		1		627				341		0						341	1		1
1990	28		650		679	695		1		696				328								328	0		0
1991	48		419		467	1585		1		1586				256		0						256	1		1
1992	15		622		637	2019		2		2021				384		0						385	0		0
1993	23		754		777	1475				1475				213		1						213	0		0
1994	101		943		1045	1724		1		1726				282		1						284	0		0
1995	64		685		749	1422		2		1424				170		0						170	0		0
1996	55		373		428	1206		6		1212		3		326		0						327	1		1
1997	39		405		444	1420		12		1432		15	4	19		159		1				159	0		0
1998	33		338		371	1126		19		1144		1	0	1		259		1	1			261	1		1
1999	28		396		424	1034		12		1047		2	4	6		170		1	1			172	0		0
2000	33		533		567	985		3		988				213		0						214	1		1
2001	41		465		506	566		8		574		1		1		141		0				141	1		1
2002	83		527		610	269		13		282		1		1		181		0				181	0		0
2003	142		385		527	151		13		164		9		9		187						187	0		0
2004	275		303		578	253		12		264		3		3		105						105	2	1	3
2005	63		305		367	226		12		237		1		1		133						133	2	0	2
2006	62		240		302	209		8		217				122								122	0	1	1
2007	301		120		421	91		11		101		5		5		143		0				143	0		0
2008	229		162		391	131		1	9	141		30		30		55						55	2		2
2009	143		206		349	67	4	13		84		36		0		37		26				26	1	0	1
2010	9		13		21	83	11	18		113		6		6		10						10	0	0	1
2011	2	0	12		14	68	2	17		87		7	0	0		7		14		0		14	0	0	0
2012	1	0	24		25	134	5	8		147		25	0	0	0	26		12		0		12	1	0	1
2013	1	0	9		10	248	6	30	0	284		29	0	0	0	29		0		0		0	0	0	0
2014	0	0	5	0	5	14	14	7		35		13	0	25		38		0		0		0	0	0	0
2015	5	0	3		8	15	67	9	2	93		3	0		3		0		0			0	0	0	0
2016	3	0	6		9	10	13	5	2	30		1	0		1		0		0			0	0	1	1
2017	1	0	7	0	8	16	24	8	2	50		0	0	0	0		0		0	0	0	0	0	1	1
2018	0	0	4		4	11	12	3	2	28		4	0		4		0		0			0	0	0	0

Table 3. Updated values of the four components of susceptibility (availability, encounterability, selectivity, and post-capture mortality) used to calculate the harvested proportion of the population (U) and the corresponding *F* proxy by fleet and for the North and South Atlantic areas combined.

Fleet	Availability	Encounterability	Selectivity	Post-capture mortality	U	F
Canada	0.10	0.31	0.66	0.42	0.0089	0.0089
Portugal	0.15	0.20	0.46	0.51	0.0073	0.0074
Japan North	0.32	0.09	0.20	0.58	0.0033	0.0033
USA	0.33	0.46	0.19	0.53	0.0154	0.0155
Japan South	0.44	0.07	0.20	0.67	0.0043	0.0043
Namibia	0.11	0.16	0.47	0.71	0.0060	0.0060
South Africa	0.11	0.04	0.29	0.71	0.0009	0.0009
Uruguay	0.12	0.13	0.40	0.75	0.0047	0.0048
North Atlantic	0.60	0.18	0.38	0.50	0.0200	0.0202
South Atlantic	0.49	0.08	0.26	0.69	0.0070	0.0070

Table 4. Updated values of instantaneous fishing mortality rate (*F*) and F_{MSY} values for the North and South Atlantic obtained with different assumptions about selectivity. “Original” refers to the preliminary values in SCRS/2020/099; “New mean PRM” is the updated scenario assuming a PRM equal to the mean of the two available values (now 16.95%); “New high PRM” is the updated scenario assuming the high PRM value (27.2%); and “New low PRM” is the updated scenario assuming the low PRM value (6.7%).

Area	F				F_{MSY}		
	Original	New_mean PRM	New_high PRM	New_low PRM	Dome-shaped	Logistic	Both
North	0.031	0.020	0.023	0.018	0.049	0.036	0.042
South	0.005	0.0070	0.0074	0.0066	0.062	0.045	0.053

Table 5. Probability of being above the overfished reference point by 5-year time period for removal scenarios ranging from 0 to 24,000 individuals (0-734 mt) for porbeagle in the northwest Atlantic. The highest removals scenario that enables the stock to rebuild with a 60% probability within 2.5 generations (50 years) is shown in bold.

Removals (#)	Removals (mt)	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	0	2%	21%	47%	68%	83%	92%	96%	98%	99%	99%	100%
1000	31	3%	21%	44%	63%	77%	87%	92%	95%	97%	98%	99%
2000	61	2%	19%	40%	57%	71%	81%	87%	91%	94%	95%	96%
3000	92	1%	16%	35%	50%	62%	72%	79%	85%	88%	90%	92%
4000	122	2%	15%	32%	47%	58%	66%	73%	78%	82%	84%	87%
5000	153	2%	13%	27%	41%	50%	58%	64%	68%	72%	76%	78%
6000	183	1%	12%	25%	37%	45%	52%	57%	62%	65%	67%	70%
7000	214	2%	10%	22%	32%	39%	46%	50%	54%	57%	60%	62%
8000	245	2%	10%	19%	27%	34%	39%	44%	47%	50%	53%	55%
9000	275	2%	8%	17%	23%	30%	34%	38%	41%	43%	45%	47%
10000	306	2%	8%	14%	20%	25%	29%	31%	34%	36%	38%	39%
11000	336	1%	6%	13%	17%	21%	25%	27%	29%	31%	32%	33%
12000	367	2%	7%	11%	15%	18%	21%	23%	24%	26%	27%	28%
13000	398	2%	5%	9%	12%	14%	16%	18%	19%	20%	21%	22%
14000	428	2%	5%	7%	9%	12%	13%	14%	15%	16%	17%	18%
15000	459	1%	3%	5%	6%	8%	9%	10%	11%	11%	12%	12%
16000	489	2%	3%	4%	5%	6%	7%	8%	9%	9%	10%	10%
17000	520	2%	2%	3%	4%	5%	5%	6%	6%	6%	7%	7%
18000	550	2%	2%	2%	3%	3%	4%	4%	4%	5%	5%	5%
19000	581	2%	1%	2%	2%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	4%
20000	612	2%	1%	1%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	3%	3%
21000	642	2%	1%	1%	1%	1%	1%	2%	2%	2%	2%	2%
22000	673	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
23000	703	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
24000	734	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

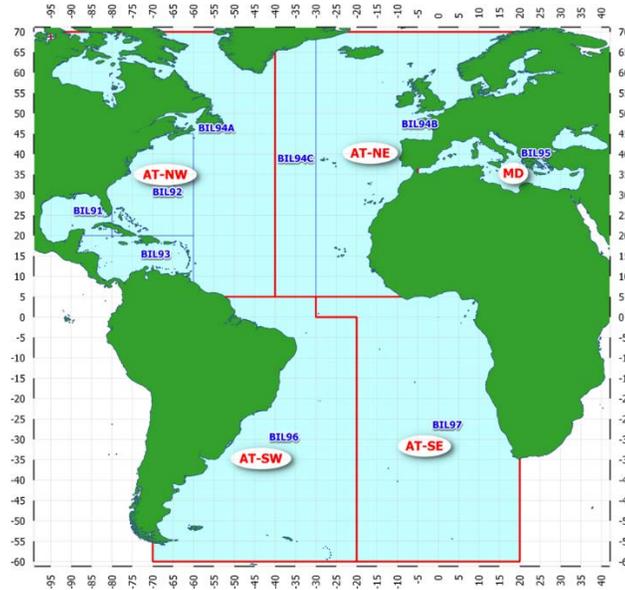


Figure 1. Billfish (BIL) sampling areas used to allocate the Task 1 nominal catches of POR into the four stocks. The Mediterranean area (BIL95) was left apart for future consideration.

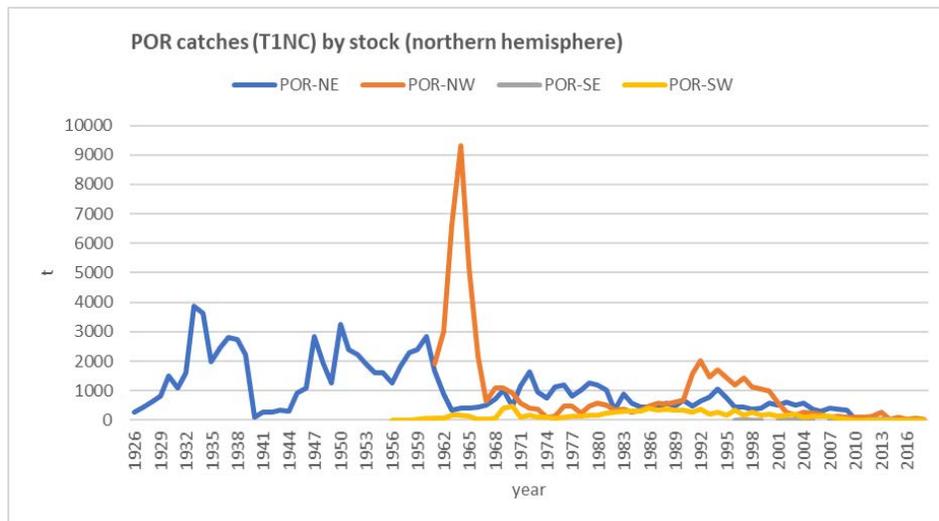


Figure 2. POR Task 1 nominal catches (t) by major stock between 1926 and 2018.

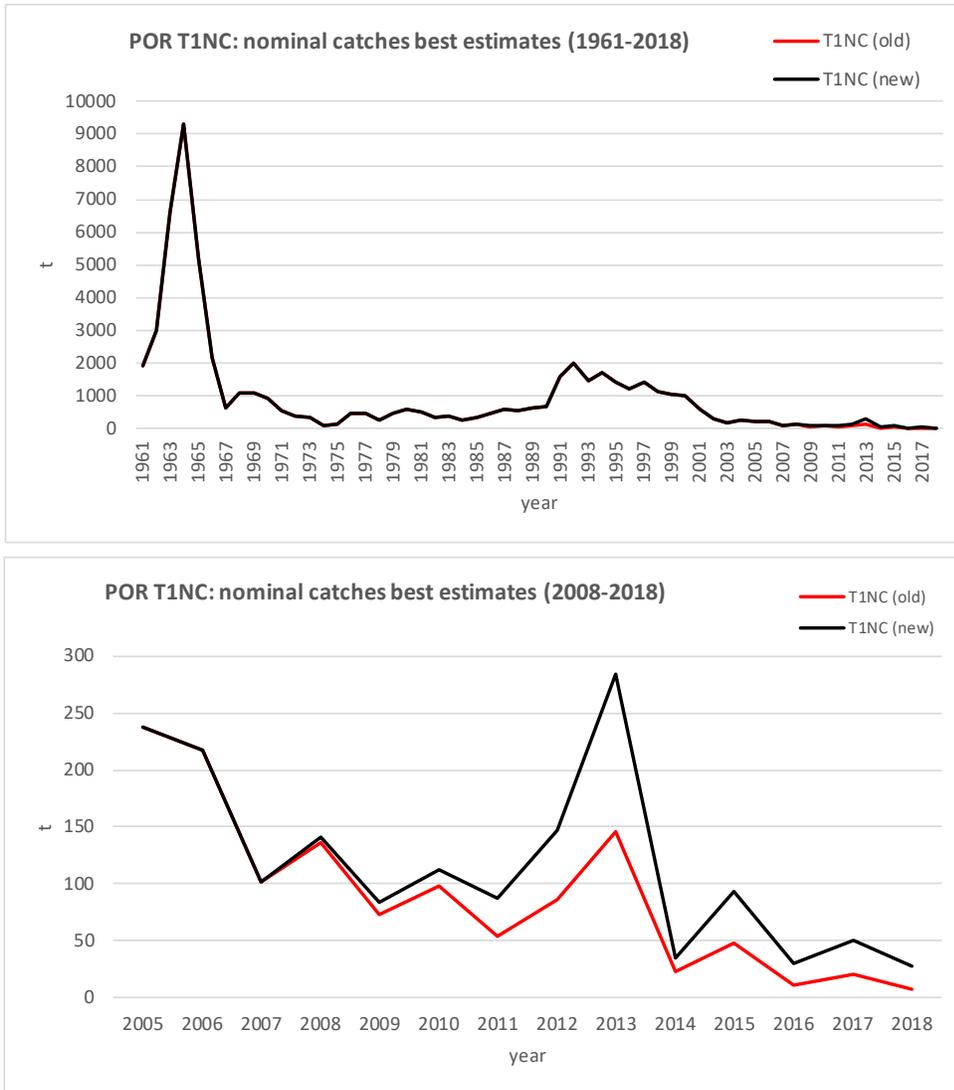


Figure 3. Old and new estimated T1NC catch series for Porbeagle shark, 2005-2018.

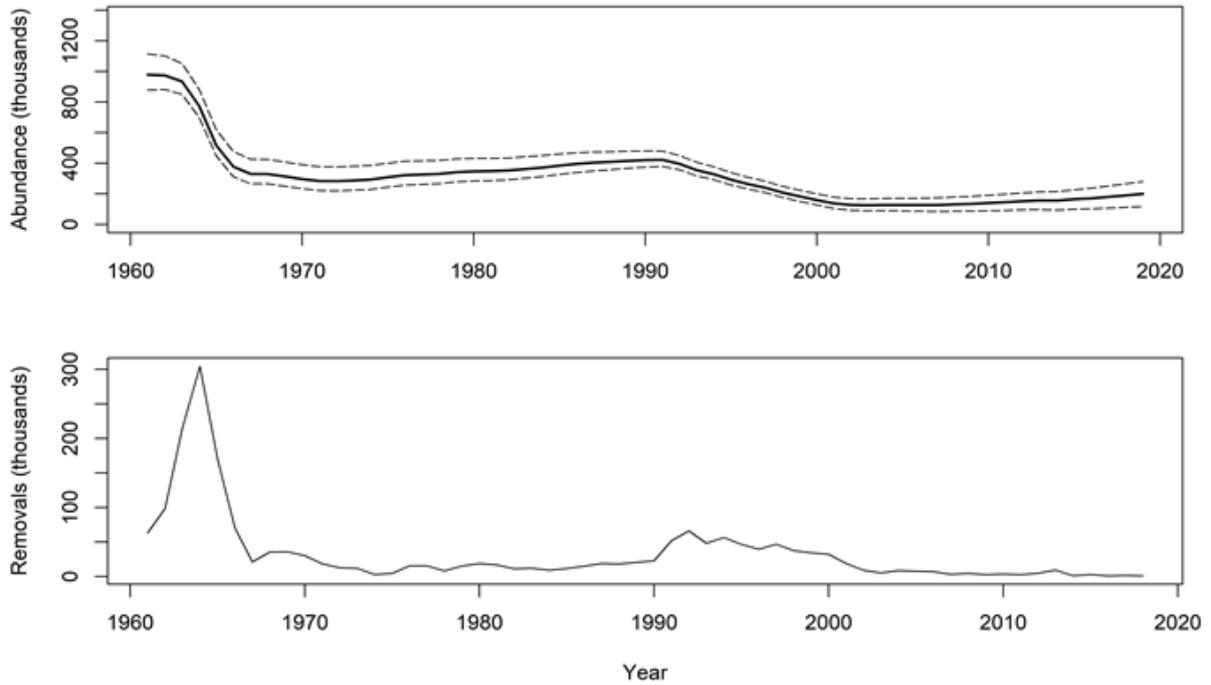


Figure 4. Median predicted abundance (solid line) plus 80th percentiles (dashed lines) from the ICM during 1961 to 2019 for the northwest Atlantic stock of porbeagle (top panel) compared to the re-constructed time series of removals from Task 1 (lower panel). Both are shown as a number of animals rather than biomass.

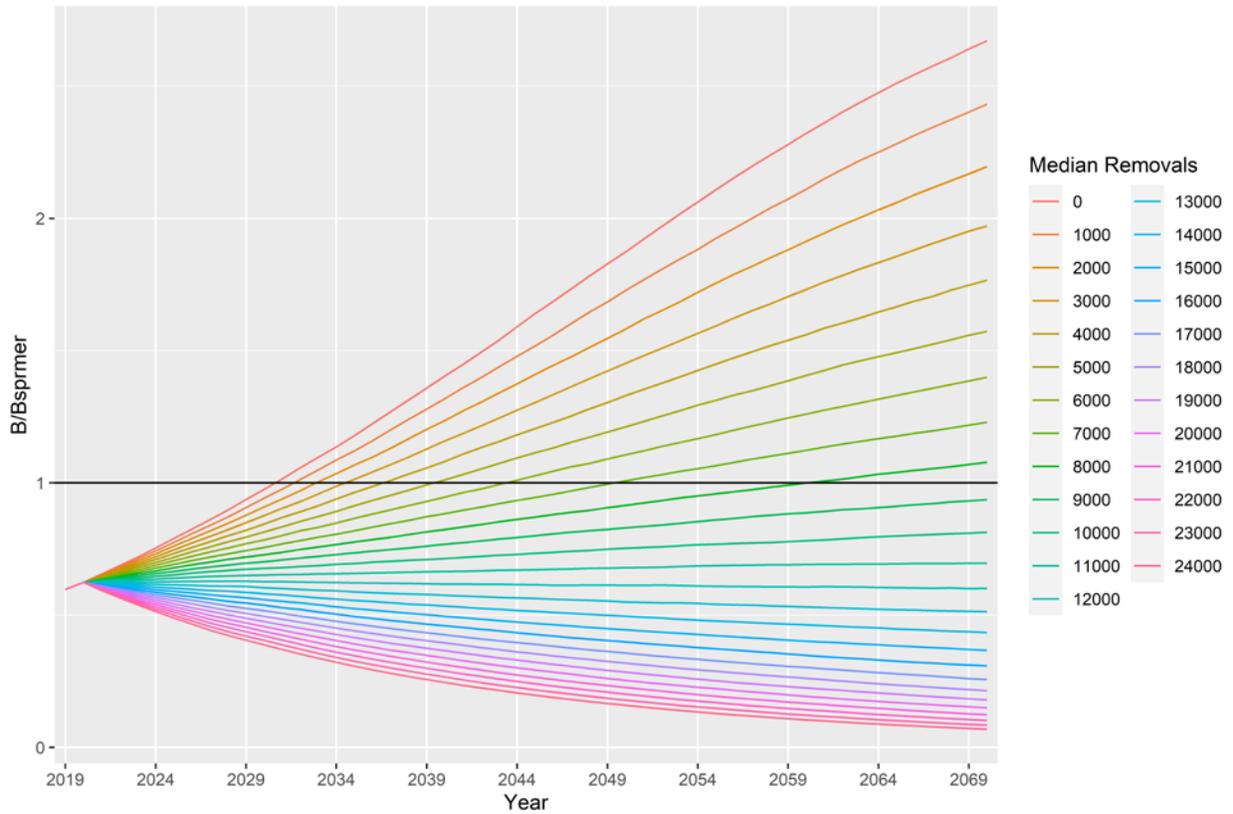


Figure 5. Predicted relative abundance for annual removals ranging from 0 to 24,000 animals, expressed as the biomass/biomass at SPR_{MER} ratio for the base case of the ICM. The horizontal line shows the reference point and the projections extend for 50 years. Average removals from 2016-2018 were assumed for 2019 and 2020 and the projection starts in 2021.

Agenda

15-19 June 2020 (working hours 12:00 - 16:30 CET)

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data submitted by the assessment data deadline (**15 May 2020**)
 - 2.1 Stock identity
 - 2.2 Catches
 - 2.3 Indices of abundance
 - 2.4 Life history
 - 2.5 Length compositions
 - 2.6 Other relevant data
3. Methods and other data relevant to the assessment
 - 3.1 Quantitative (SAFE) Ecological Risk Assessment
 - 3.2 An incidental catch model (ICM)
 - 3.3 Length-based Spawning Potential Ratio
 - 3.4 Other methods
4. Stock status results
 - 4.1 Quantitative (SAFE) Ecological Risk Assessment
 - 4.2 An incidental catch model (ICM)
 - 4.3 Length-based Spawning Potential Ratio
 - 4.4 Other methods
 - 4.5 Synthesis of assessment results
5. Recommendations
 - 5.1 Research and statistics
 - 5.2 Management

22 June 2020 (working hours 12:00 - 17:00 CET)

6. Executive Summary for Porbeagle
7. Other matters
8. Adoption of the report and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

ALGERIA

Rouidi, Samir

Chercheur, Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture, Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques, 11, boulevard colonel Amirouche, 42004, Bou-Ismaïl, Tipaza
Tel: +213 552 910 779, E-Mail: sdvd@mpeche.gov.dz; rouidi.samir@gmail.com

BRAZIL

Cardoso, Luis Gustavo

Federal University of Rio Grande - FURG, Av. Itália, Km 8, Rio Grande - RS
Tel: +55 53 999010168, E-Mail: cardosolg15@gmail.com

CANADA

Bowlby, Heather

Research Scientist; Fisheries and Oceans, 1 Challenger Drive, Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 4A2
Tel: +1 902 426 5836; +1 902 456 2402, Fax: +1 902 426 1506, E-Mail: heather.bowlby@dfo-mpo.gc.ca

Dalton, Alexander

Fisheries and Oceans Canada, St. Andrews Biological Station, 125 Marine Science Drive, New Brunswick St. Andrews E5B 0E4
Tel: +1 506 529 5721, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alexander.dalton@dfo-mpo.gc.ca

Duprey, Nicholas

Senior Science Advisor, Fisheries and Oceans Canada - Fish Population Science, Government of Canada, 200-401 Burrard Street, Vancouver, BC V5V 4V1
Tel: +1 604 499 0469; +1 250 816 9709, E-Mail: nicholas.duprey@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION

Biais, Gérard

IFREMER Laboratoire LIENS Université de La Rochelle, 2, rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle
Tel: +33 689 526 924, E-Mail: gbiais@ifremer.fr

Fernández Costa, Jose Ramón

Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia e Innovación, Centro Costero de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, España
Tel: +34 981 205 362, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@ieo.es

Santos, Catarina

IPMA - Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P., Av. 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhao, Portugal
Tel: +351 289 700 500, Fax: +351 289 700 53, E-Mail: catarina.santos@ipma.pt

JAPAN

Semba (Murakami), Yasuko

Researcher, Tuna Fisheries Resources Group, Tuna and Skipjack Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka-City, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 5 4336 6045, Fax: +81 5 4335 9642, E-Mail: senbamak@affrc.go.jp

NORWAY

Albert, Ole Thomas

Head of Research Group for Deep Sea Species and Elasmobranchs, Institute of Marine Research, P.O. Box 6404, 9294 Tromsø
Tel: +47 99626002, E-Mail: ole.thomas.albert@imr.no; oleta@imr.no

Junge, Claudia

Institute of Marine Research, Fram centre Hjalmar, Johansens gate 14, 9007 Tromsø
Tel: + 47 418 60794, E-Mail: Claudia.junge@hi.no

UNITED STATES

Babcock, Elizabeth

Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Department of Marine Biology and Ecology, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 421 4852, Fax: +1 305 421 4600, E-Mail: ebabcock@rsmas.miami.edu

Brown, Craig A.

Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 586 6589, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Carlson, John

NOAA Fisheries Service, 3500 Delwood Beach Road, Florida Panama City 32408
Tel: +1 850 234 6541, E-Mail: john.carlson@noaa.gov

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Cortés, Enric

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, Panama City, Florida
Tel: +1 850 234 6541; +1 850 814 4216, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: enric.cortes@noaa.gov

Zhang, Xinsheng

NOAA/NMFS/SEFSC, 3500 Delwood Beach Rd., Florida 32408
Tel: +1 850 234 6541 ext. 264, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: Xinsheng.Zhang@noaa.gov; Xinsheng.Zhang0115@gmail.com

URUGUAY

Domingo, Andrés

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, 11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 401 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy; direcciongeneral@dinara.gub.uy

Forselledo, Rodrigo

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
Tel: +598 2400 46 89, Fax: +598 2401 3216, E-Mail: rforselledo@gmail.com

Mas, Federico

DINARA - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Laboratorio de Recursos Pelágicos (LaRPe), CICMAR - Centro de Investigación y Conservación Marina, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
E-Mail: federico.mas@cicmar.org; f.masbervejillo@gmail.com

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

ASSOCIAÇÃO DE CIÊNCIAS MARINHAS E COOPERAÇÃO - SCIAENA

Blanc, Nicolas

Incubadora de Empresas da Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, Pavilhão B1, 8005-226 Faro, Portugal
Tel: +351 917 017 720, E-Mail: nblanc@sciaena.org

ECOLOGY ACTION CENTRE - EAC

Arnold, Shannon

Marine Coordinator, Ecology Action Centre, 2705 Fern Lane, Halifax, Nova Scotia B3K 3L4, Canada

Tel: +1 902 446 4840, E-Mail: sharnold@ecologyaction.ca

THE OCEAN FOUNDATION

Fordham, Sonja V

Shark Advocates International, President, c/o The Ocean Foundation , suite 250, 1320 19th Street, NW Fifth Floor, Washington, DC 20036, United States

Tel: +1 202 436 1468, E-Mail: sonja@sharkadvocates.org

THE SHARK TRUST

Hood, Ali

The Shark Trust, 4 Creykes Court, The Millfields, Plymouth PL1 3JB, United Kingdom

Tel: +44 7855 386083, Fax: +44 1752 672008, E-Mail: ali@sharktrust.org

WORLD WIDE FUND FOR NATURE – WWF

Niedermueller, Simone

WWF Mediterranean, Via Po, 25 C, 00198 Rome, Italy

Tel: +43 676 834 88259, E-Mail: simone.niedermueller@wwf.at

SCRS VICE-CHAIRMAN

Coelho, Rui

SCRS Vice-Chairman, Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal

Tel: +351 289 700 504, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

ICCAT Secretariat

C/ Corazón de María 8 – 6th floor, 28002 Madrid – Spain

Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel

Ortiz, Mauricio

Palma, Carlos

Kimoto, Ai

Taylor, Nathan G.

Appendix 3

List of Papers and Presentations

SCRS/2020/008	Report of the Porbeagle stock assessment meeting	Anonymous
SCRS/2020/073	Distribución de tallas de <i>Lamna nasus</i> en la pesquería española de palangre dirigida al pez espada	Mejuto J, Ramos-Cartelle A., García-Cortés B., and Fernández-Costa J.
SCRS/2020/084	Indicator analysis of porbeagle in the northwest Atlantic Ocean based on Japanese longline observer data	Semba Y., and Kai M.
SCRS/2020/090	Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for porbeagle shark in the western North Atlantic and South Atlantic oceans	Cortés E., and Semba Y.
SCRS/2020/096	An incidental catch model for porbeagle assessment and status evaluation	Bowlby H.D., and Cortés E.
SCRS/2020/097	Size distribution of porbeagle shark in the North and South Atlantic using data from observer programs	Santos C.C., Forselledo R., Mas F., Cortés E., Carlson J., Bowlby H., Semba Y., Kerwath S., da Silva C., Parker D., Jagger C., Rosa D., Domingo A., and Coelho R.
SCRS/2020/099	Preliminary sustainability assessment for fishing effects (SAFE) of pelagic longline fisheries on porbeagle sharks and identification of f-based biological reference points	Cortés E., Bowlby H., Carlson J., Coelho R., Domingo A., Forselledo R., Jagger C., Mas F., Parker D., Santos C., Semba Y., Taylor N., and Zhang X.
SCRS/2020/100	Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for ecological risk assessment	Bowlby H.D., Taylor N., and Carlson J.
SCRS/2020/105	Estimates of mortality rates from mean length in the fully selected size range for porbeagle	Babcock E.
SCRS/P/2020/034	Hooking mortality of porbeagle shark (<i>Lamna nasus</i>) in pelagic longline fisheries in the southwestern Atlantic Ocean	Federico Mas, Rodrigo Forselledo, Sebastián Jiménez & Andrés Domingo
SCRS/P/2020/035	Standardized CPUE of porbeagle shark (<i>Lamna nasus</i>) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet in the southwestern Atlantic Ocean (1982-2012)	R. Forselledo, F. Mas, A. Domingo and S.D. Hoyle
SCRS/P/2020/036	The performance of input control options for the management of porbeagle shark - a management strategy evaluation approach.	Taylor N.G.
SCRS/P/2020/037	Fisheries independent abundance index for porbeagle	Bowlby H., Yin Y., Joyce W.
SCRS/P/2020/038	Estimates of vital rates, productivity, and other population dynamics parameters of interest for Porbeagle sharks	Cortés E. and Semba Y.

REUNIÓN INTERSESIONES DEL GRUPO DE ESPECIES DE TIBURONES (ON LINE) - 2020

SCRS/P/2020/039	Preliminary Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) of pelagic longline fisheries on Porbeagle sharks and identification of F-based biological reference points	Cortés E, Bowlby H., Carlson J, Coelho R, Domingo A, Forselledo R, Jagger C, Mas F., Parker D, Santos C, Semba Y, Taylor N, and Zhang X
SCRS/P/2020/040	Study on the possibility of applying length-based models to estimate the reproductive potential of Porbeagle	Cardoso L.G.
SCRS/P/2020/041	An incidental catch model for porbeagle assessment and status evaluation	Bowlby H.D. and Cortés E.
SCRS/P/2020/042	Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for ecological risk assessment.	Bowlby H.D., Taylor N., and Carlson J.

SCRS Documents and Presentations abstracts as provided by the authors

SCRS/2020/073 A total of 5,136 size observations of porbeagle were recovered for the period 1987-2017. The GLM results explained very moderately the variability of the sizes considering three main factors, suggesting minor but significant differences in some cases especially for the year factor and non-significant differences in other factors depending on the analysis. The greatest differences in the standardized mean length between some zones were caused by some large fish of unidentified sex. The standardized mean length data for the northern zones showed stability throughout the time series, a very stable range of mean values and very few differences between sexes. The size distribution for northern areas indicated an FL-overall mean of 158 cm. The size showed a normal distribution confirming that a small fraction of individuals of this stock/s is available in the oceanic areas where the North Atlantic fleet is regularly fishing and the fishes are not fully recruited to those areas and /or this fishing gear up to 160 cm. The data suggests that some individuals could sporadically reach some intertropical areas of the Atlantic.

SCRS/2020/084 This document presents indicator analysis, a review of the results for the annual change of abundance index and body size of porbeagle (*Lamna nasus*) caught in the northwest Atlantic Ocean based on Japanese longline observer data between 2000 and 2018, to examine the trends of abundance after implementing the management measure. Due to the low spatiotemporal coverage of the catch data, the modeling approach for the standardization of CPUE (catch number per 1,000 hooks) was limited in terms of the explanatory variables used. The estimated annual trend of abundance was close to that of nominal CPUE and stable between 2000 and 2014 at a low level of < 1.0 catch number per 1,000 hooks, but it showed an increasing trend from 2014 to 2018. Body size in the dataset used for the standardization showed that juvenile dominated in both sexes, but annual trend was observed during the period. In relation to the trend of the abundance index, median and mean body length became smaller (<1m PCL) in recent years with increasing CPUE, compared to those in the preceding years. The sex ratio was generally even and the adult ratio was lower than 5% in most years, except for few years in both sexes. Although these trends were obtained based on limited area and thus careful consideration is necessary, a series of results may suggest the possibility of an increasing trend of abundance and young individuals since the mid-2010s.

SCRS/2020/090 Vital rates and population dynamics parameters for potential use as inputs in stock assessment models were updated for the western North Atlantic Ocean population of porbeagle shark and computed for the South Atlantic Ocean based on published biological information. Population dynamics parameters included maximum population growth rate (r_{max}), generation time (A), steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h), position of the inflection point of population growth curves (R), and spawning potential ratio at maximum excess recruitment (SPR_{MER}). We used multiple methods to compute r_{max} : four age-aggregated methods and two age-structured methods. Additionally, we used a Leslie matrix approach to incorporate uncertainty in growth parameters, maturity ogive, natural mortality, and lifespan. Productivity (r_{max}) for the western North Atlantic assuming an equally probable 1- or 2-year breeding frequency was 0.045-0.068 yr⁻¹ for the six deterministic methods. For the stochastic Leslie matrix, mean values were: $r_{max} = 0.059$ yr⁻¹ (approximate 95% CIs=0.037 – 0.081), $h = 0.45$ (0.31 – 0.59), $R = 0.60$ (0.54 – 0.70), $A = 20.1$ years (17.3 – 21.3), and $SPR_{MER} = 0.56$ (0.41– 0.74). The South Atlantic was more data deficient and we had to use life history data from the South Pacific. The stochastic Leslie matrix resulted in very low or implausible values of productivity and other population parameters for all breeding frequency scenarios, especially for the assumption of long breeding frequency and even for the annual reproductive cycle some estimated parameters were out of bounds. Based on this we recommend using results of the deterministic scenario with an annual reproductive cycle and longevity obtained through bomb radiocarbon (65 years), which yields $r_{max} = 0.059$ yr⁻¹, $h = 0.45$, and $SPR_{MER} = 0.55$.

SCRS/2020/096 Fisheries landings and associated biological data collection for porbeagle shark (*Lamna nasus*) declined substantially following CITES Appendix II trade restrictions in 2013. This document describes a new stock assessment method that can be used when length-frequency data and CPUE series are not available or reliable to index changes in abundance. The Incidental Catch Model (ICM) is based on the same general premise as data-poor, length-based assessments, in that it uses life history information and equilibrium assumptions to

derive a theoretical age-structured population in the absence of fishing. In the ICM, the effect of historical fishing pressure on productivity is taken into account prior to evaluating fishery removals and abundance relative to reference points. The northwest Atlantic stock was used to demonstrate the method, which can be easily adapted to assess stocks in the northeast and South Atlantic by changing life history inputs.

SCRS/2020/097 Information on size and sex distribution of porbeagle sharks collected by fishery observers from several longline fleets in the Atlantic (EU-Portugal, Canada, Japan, Namibia, South Africa, Uruguay and the USA) were analyzed. Datasets included information on the geographic location, size and sex of the specimens. A total of 26,404 porbeagle shark records collected between 1992 and 2019 were compiled, with the sizes ranging from 45 to 285 cm FL (fork length). The distributional patterns presented in this study provide a better understanding of different aspects of the porbeagle shark distribution in the Atlantic and can be used in the 2020 ICCAT POR stock assessment.

SCRS/2020/099 A Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) was conducted for the porbeagle shark in the North and South Atlantic oceans. The SAFE approach is a quantitative assessment that computes a proxy for fishing mortality rate as the product of four susceptibility components: availability of the species to the fleets, encounterability of the gear given the species vertical distribution, gear selectivity, and post-capture mortality. The information used to compute the four components came from several sources: observer programs from several ICCAT fleets (capture location, size, status, and disposition of observed animals, vertical distribution of the gear), archival tags from various ongoing projects (distribution, vertical habitat use, and post-release mortality), and ICCAT catch and effort data. The product of these four components was used to compute a harvest rate that can be expressed as F (instantaneous fishing mortality rate) and compared to a value of F_{MSY} obtained based on productivity values derived exclusively from life history data. Results suggest that the porbeagle in the North and South Atlantic are not undergoing overfishing.

SCRS/2020/100 The Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) ecological risk assessment was updated by the Sharks Species Group for the 2020 assessment of porbeagle shark (*Lamna nasus*). This paper describes how distribution information for the northern and southern stocks was evaluated relative to fishing effort to determine the extent of geographical overlap (i.e. availability) of porbeagle to commercial fishing activity. Availability was calculated as the amount of the porbeagle distribution (5x5 degree resolution) used by the fishery divided by the total area of the porbeagle distribution in the North or South Atlantic. For comparison, the proportion of fishing effort that overlaps with porbeagle relative to the total amount of fishing effort was also calculated in the North and South Atlantic

SCRS/2020/105 The method of Beverton and Holt was used to estimate fishing mortality rates from mean lengths of fully selected porbeagle sharks in each year for the northwest, southwest, and southeast stocks. Confidence intervals were calculated by bootstrapping the length data and drawing values of the parameters from a multivariate normal distribution. The analysis was conducted first with all the length data combined for each stock and then by fleet within each stock. Fishing mortality rates were estimated to be higher than M and declining in the northwest Atlantic, high and variable in the southeast Atlantic, and low in the northeast Atlantic. These results imply that the length distributions in the northwest and southeast are consistent with a population experiencing overfishing, while the southwest is not experiencing overfishing. However, since this method makes an equilibrium assumption, the results reflect historical overfishing more than current fishing mortality rates.

SCRS/P/2020/034. In the frame of the Shark Research and Data Collection Program (SRDCP), and the upcoming Porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock assessment, this document has the main objective of presenting new information related to hooking mortality of the species in the southwest Atlantic Ocean. To this end, data gathered by the Uruguayan National Observer Program onboard longline fishing vessels as well as data from Uruguay's research vessel were used. Data from fishing vessels came from two fleets, namely the Uruguayan longline fleet (2003-2012) and the Japanese longline fleet which operated within the Uruguayan EEZ in 2009-2011 and during 2013. A General Additive Mixed Model (GAMM) with a binomial distribution was adjusted considering biological, environmental, and operational covariates. The final model also included the Vessel ID as random factor. Covariates considered included size (fork length), sex, mean sea surface temperature, gear type (deep: Japanese vessels; shallow: Uruguayan vessels including the research vessel) and soak time. Results

showed a significant effect of size and sex, albeit the interaction between these terms was not significant. Porbeagle hooking mortality was higher in males but also in larger individuals compared to smaller ones. Mean sea surface temperature had a positive effect on hooking mortality. Gear type was also found to have a significant effect with higher mortality rates in shallow longline sets compared to deep ones. It is suggested that the longer branch-lines used by the Japanese fleet (40-45 m) may allow the specimens to swim more freely, whereas the Uruguayan shorter branch-lines (10-16 m) might restrict their movement and therefore their ventilation capacity. Given that the porbeagle is a highly active and metabolically demanding species, this restriction in movement might result in higher rates of mortality. Soke time was also considered as a covariate in the model but it rendered inconsistent results, probably because it does not fully reflect the time elapsed between hooking and gear retrieval. In addition, sharks caught in the same fishing set would have the same soak time which may confound the real effect of the variable. Possible solutions for this issue in future works are discussed, including the use of hook timers or temperature depth recorders attached to the branch-lines.

SCRS/P/2020/035 corresponds to a paper presented to the WCPFC (Forselledo *et al* 2017) as part of the 2017 Southern Hemisphere Porbeagle Shark Stock Status Assessment. The document presents a standardized CPUE of porbeagle shark caught by Uruguayan longliners in the southwest Atlantic Ocean between 1982 and 2012 based on data from logbooks. The Uruguayan tuna fleet started its activities in 1981 and can be divided into two well-defined periods regarding vessels, type of gear and target species characteristics. In the first period (1982-1992), the fleet was comprised mainly of large freezer vessels with Japanese-style longlines. During the second period (1993-2012) most of the fleet was replaced by smaller size fresh fishing vessels operating mainly with American-style longlines and a few operating with Spanish-style longlines. Vessels in the later period set their fishing gears at shallower depths. Given the change in the fleet, standardization analyses were performed using Generalized Additive Mixed Models as a whole (1982-2012) and as two periods: 1982-1992 and 1993-2012. Finally, the split two-period standardization was selected and presented. Results of the GAMM models show the important effect of *Sea Surface Temperature* (SST), as well as *Latitude*, on porbeagle catches. Standardized CPUE values increase over most of the first part of the time series, when catch rates are higher. In the second part of the time series, after the fleet changed its fishing gear from a Japanese-style to an American-style longline, catch rates are in general much lower. The substantial changes in catch rate after the transformation of the fleet from Japanese style to American-style longlines are independent of *SST* and *Latitude*, suggesting that fishing method factors such as set depth or bait type may affect porbeagle catch rates.

SCRS/P/2020/036 showed the result of a set of MSE simulations on the performance of a series of alternative management procedures that could be used for the assessment and management of porbeagle shark. The approach was to develop operating models based on CPUE series from the 2008 porbeagle assessment, updated task I catch data, and Task 2 size composition information. Model conditioning and closed-loop simulation were developed using the R package MSEtool. The simulations illustrate the performance of a variety of input and output controls for porbeagle shark. Additional development will involve adding fleet structure, updated catch series, and adding implementation error. While some preliminary simulation results for a Porbeagle MSE were presented, the main intent of the MSE (section 3.4) was not to draw any specific conclusions and management procedure performance at this point, but rather to demonstrate that analyzing the performance of management procedures was feasible for porbeagle and that there may be some effective input/out control options for management of porbeagle.

SCRS/P/2020/037 A summary of the preliminary results and analyses of the Canadian fishery-independent longline survey (2007, 2009, 2017) was presented. Although this fixed-station survey was standardized to the extent possible, environmental changes at individual stations likely influenced catch rates of porbeagle. A spatially-implicit hurdle model that incorporated environmental effects suggested that porbeagle distribution has become more diffuse (less concentrated along the shelf edge) and that abundance has declined from 2007 to 2017. The strong abundance decline is counter to predictions from fishery assessment models and CPUE indices from catch data. Variability in catch rates was unacceptably high from this fixed-station design and catches may have been related to a predictor variable that was not considered. These results were not intended to inform the abundance trajectory in the northwest Atlantic for the current assessment. They were provided as an example of why a survey may not index abundance for a pelagic shark like porbeagle.

SCRS/P/2020/038 corresponds to document SCRS/2020/090.

SCRS/P/2020/039 corresponds to document SCRS/2020/099.

SCRS/P/2020/040 The study on the possibility of applying length-based models to estimate the reproductive potential of porbeagle was defined at the Reproductive workshop that was held in Faro, February 2020, after a testing application of a framework, called FishPath (FP). This framework was used in order to contribute to the discussions about what kind of method could be used to assess the species taking into account the lack of data necessary to apply traditional stock assessment methods. FP is a decision support system that, in addition to other possibilities, allows users to characterize a fishery with respect to data and biological/life-history attributes available to identify the most appropriate assessment models. After this application, the group realized that most of the methods suggested by FP were already been considered. But, the Length Based Spawning Potential Ratio (LB_SPR) became another option. This model compares a modeled virginal length composition, and the length composition observed from the catches and, by difference, estimates the available SPR in the stock. It allows for the setting of the reproductive output of mature individuals as constant and independent of size, making it possible to be applied for sharks. At that time, the main challenge was to include dome-shape selectivity to the existing Length Based Spawning Potential Ratio (LBSPR) model, which assumes logistic selectivity. This issue was resolved by a tool launched in May 2020 by Jason Cope (NWSFC – NOAA, USA) which made it possible to include dome-shape selectivity into length based SPR assessment (Stock Synthesis data-limited tool). Before the first model runs, an exploration of the available size data for female porbeagle was performed, splitting the data by stock, fleet, and year, using only years with more than 70 measured individuals. However, this exploration revealed that the catches were composed mainly by immature individuals as can be seen in the figures of document SCRS/P/2020/040. The lack of representativeness of mature females prevents the use of the LBSPR to assess the stock status since this model requires a representative size composition from the mature portion of the stock.

SCRS/P/2020/041 corresponds to document SCRS/2020/096.

SCRS/P/2020/042 corresponds to document SCRS/2020/100.