

**Informe del**

---

**TERCER CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS ENCARGADO DE  
EVALUAR LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA DE LOS APÉNDICES I Y  
II DE LA CITES RELATIVOS A LAS ESPECIES ACUÁTICAS  
EXPLOTADAS COMERCIALMENTE**

**Roma, 7 – 12 de diciembre de 2009**



Los pedidos de publicaciones de la FAO se han de dirigir a:  
Grupo de Ventas y Comercialización  
Oficina de Intercambio de Conocimientos,  
Investigación y Extensión  
Organización de las Naciones Unidas  
para la Agricultura y la Alimentación  
Correo electrónico: [publications-sales@fao.org](mailto:publications-sales@fao.org)  
Fax: (+39) 06 57053360  
Sitio Web: [www.fao.org/icatalog/inter-e.htm](http://www.fao.org/icatalog/inter-e.htm)

Informe del

TERCER CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS ENCARGADO DE EVALUAR LAS PROPUESTAS DE  
ENMIENDA DE LOS APÉNDICES I Y II DE LA CITES RELATIVOS A LAS ESPECIES ACUÁTICAS  
EXPLOTADAS COMERCIALMENTE

Roma, 7 – 12 de diciembre de 2009

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos específicos, que hayan sido o no patentados, no implica de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación aprobación o recomendación alguna respecto a otros productos similares que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en esta publicación son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la FAO.

ISBN 978-92-5-306705-3

Todos los derechos reservados. La FAO fomenta la reproducción y difusión parcial o total del material contenido en este producto informativo. Su uso para fines no comerciales se autorizará de forma gratuita previa solicitud. La reproducción para la reventa u otros fines comerciales, incluidos fines educativos, podría estar sujeta a pago de derechos o tarifas. Las solicitudes de autorización para reproducir o difundir material de cuyos derechos de autor sea titular la FAO y toda consulta relativa a derechos y licencias deberán dirigirse por escrito al

Jefe de la Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicaciones  
Oficina de Intercambio de Conocimientos, Investigación y Extensión  
FAO  
Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma (Italia)

o por correo electrónico a:  
[copyright@fao.org](mailto:copyright@fao.org)

© FAO 2010

## **PREPARACIÓN DE ESTE DOCUMENTO**

El presente documento es el informe de la tercera reunión del Cuadro especial de expertos de la FAO encargado de evaluar las propuestas de enmienda de los Apéndices I y II de la CITES relativos a las especies acuáticas explotadas comercialmente, celebrada en la sede de la FAO del 7 al 12 de diciembre de 2009. La reunión del Cuadro de especialistas fue financiada por el Programa Ordinario de la FAO y los Gobiernos de Japón y los Estados Unidos de América.

FAO.

Informe del tercer Cuadro Especial de Expertos de la FAO Encargado de Evaluar las Propuestas de Enmienda de los Apéndices I y II de la CITES Relativos a las Especies Acuáticas Explotadas Comercialmente.

Roma, 7 al 12 de diciembre de 2009.

FAO, *Informe de Pesca y Acuicultura*. N° 925. Roma, FAO. 2010. 155 págs.

### RESUMEN

El tercer Cuadro especial de expertos de la FAO encargado de evaluar las propuestas de enmienda de los Apéndices I y II de la CITES relativos a las especies acuáticas explotadas comercialmente se reunió en la Sede de la FAO del 7 al 12 de diciembre de 2009. Su convocación respondía al acuerdo alcanzado por el Comité de Pesca de la FAO (COFI) en su 25° período de sesiones con respecto al mandato de un cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas presentadas a la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES), y a lo concertado en el 26° período de sesiones del COFI en el sentido de que la FAO debía convocar dicho Cuadro a fin de que examinara posibles propuestas para futuras Conferencias de las Partes de la CITES.

La tarea del Cuadro especial de expertos consistía en:

- evaluar cada propuesta desde un punto de vista científico con arreglo a los criterios biológicos para la inclusión de especies en las listas de la CITES (Resolución Conf. 9.24 [Rev. CoP13]);
- formular las observaciones apropiadas sobre aspectos técnicos de la propuesta relacionados con cuestiones biológicas, ecológicas, comerciales y de ordenación, así como en la medida de lo posible, sobre la probable eficacia de la propuesta para la conservación de la especie.

El Cuadro especial de expertos examinó las siguientes seis propuestas presentadas a la décimo quinta Conferencia de las Partes de la CITES:

1. **CoP15 Propuesta 15.** Propuesta de inclusión de *Sphyrna lewini* (tiburón martillo) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II, e incluir *Sphyrna mokarran* (tiburón martillo gigante), *Sphyrna zygaena* (tiburón martillo cruz), *Carcharhinus plumbeus* (tiburón trozo) y *Carcharhinus obscurus* (tiburón oscuro) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II.
2. **CoP15 Propuesta 16.** Propuesta de inclusión de *Carcharhinus longimanus* (tiburón oceánico) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II.
3. **CoP15 Propuesta 17.** Propuesta de inclusión de *Lamna nasus* (marrajo sardinero) en el Apéndice II de conformidad con los párrafos 2(a) y 2(b) del Artículo II.
4. **CoP15 Propuesta 18.** Propuesta de inclusión de *Squalus acanthias* (mielga) en el Apéndice II de conformidad con los párrafos 2(a) y 2(b) del Artículo II.
5. **CoP15 Propuesta 19.** Propuesta de incluir *Thunnus thynnus* (atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I con arreglo al párrafo 1 del Artículo II.
6. **CoP15 Prop. 21.** Propuesta de inclusión de todas las especies de la familia Coralliidae (coral rojo y rosa) en el Apéndice II de CITES de conformidad con los párrafos 2(a) y 2(b) del Artículo II.

Se adjunta la evaluación del Cuadro especial de expertos sobre cada una de las seis propuestas.

## ÍNDICE

	<b>Página</b>
ANTECEDENTES Y FINALIDAD DE LA CONSULTA DE EXPERTOS	1
LA REUNIÓN DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS	1
RESULTADO DE LA REUNIÓN	2
Evaluación de las propuestas	2
Comentarios y observaciones generales	3
APROBACIÓN DEL INFORME	6
<b>APÉNDICES</b>	
A. Programa	7
B. Lista de participantes	9
C. Discurso de bienvenida del Sr. Ichiro Nomura, Subdirector General, Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO	13
D. Mandato del Cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas presentadas a la CITES	15
E. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: tiburón martillo y especies relacionadas	17
F. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: tiburón oceánico	43
G. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: marrajo sardinero	61
H. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: mielga	87
I. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: atún rojo del Atlántico	121
J. Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: familia Coralliidae	139





## **ANTECEDENTES Y FINALIDAD DE LA CONSULTA DE EXPERTOS**

1. El tercer Cuadro especial de expertos de la FAO encargado de evaluar las propuestas de enmienda de los Apéndices I y II de la CITES, relativos a las especies acuáticas explotadas comercialmente se reunió en respuesta al acuerdo alcanzado por el Comité de Pesca de la FAO (COFI) en su 25° período de sesiones, en febrero de 2003, con respecto al mandato de un Cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas presentadas a la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES), y a lo concertado en el 26° período de sesiones del COFI en el sentido de convocar dicho Cuadro a fin de que examinara las propuestas pertinentes para futuras Conferencias de las Partes de la CITES.
2. El Cuadro especial de expertos también se enmarca dentro del acuerdo entre la CITES y la FAO, con arreglo al Memorando de Entendimiento entre las dos organizaciones, para que la FAO efectúe un estudio técnico y científico de todas las propuestas pertinentes de enmienda de los Apéndices I y II. Los resultados de este estudio deberán ser tomados en consideración por la Secretaría de la CITES al comunicar sus recomendaciones sobre las propuestas a las Partes de la CITES.
3. El mandato acordado en el 25° período de sesiones del COFI se adjunta al presente informe como Apéndice D. En consonancia con este mandato, la Secretaría de la FAO estableció el Cuadro especial de expertos con arreglo a sus normas y procedimientos habituales y observando el principio de la representación geográfica equitativa, sobre la base de una lista de expertos reconocidos. La tarea del Cuadro especial de expertos consistía en:
  - evaluar cada propuesta desde un punto de vista científico con arreglo a los criterios biológicos para la inclusión de especies en las listas de la CITES, tomando en cuenta las recomendaciones hechas por la FAO a la CITES con respecto a tales criterios;
  - formular las observaciones que se consideren oportunas en relación con las cuestiones técnicas de la propuesta relativa a las cuestiones biológicas, ecológicas, comerciales y de ordenación así como, en la medida de lo posible, sobre la probable eficacia de la propuesta para la conservación de la especie.

## **LA REUNIÓN DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

4. La reunión del Cuadro especial de expertos se celebró en Roma, Italia, del 7 al 12 de diciembre de 2009. Fue hospedada por la FAO, y la financiaron el Programa Ordinario de esta Organización y los Gobiernos de Japón y los Estados Unidos de América. El programa aprobado para la reunión se reproduce en el Apéndice A.
5. El Cuadro estaba integrado por un grupo básico de ocho integrantes, trece expertos competentes en relación con los corales, tiburones y atunes, y un miembro de la Secretaría de la CITES (véase el Apéndice B).
6. El Sr. Ichiro Nomura, Subdirector General del Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, inauguró la reunión, y dio la bienvenida a los participantes, sintetizó los antecedentes de la convocación de esta reunión del Cuadro y destacó la importancia de la labor que éste debía desarrollar. El Sr. Nomura señaló que los participantes del Cuadro fueron seleccionados por su capacidad individual y no como representantes de algún país u organización. Enfatizó la gran responsabilidad del Cuadro de producir asesoría fiable, objetiva y exhaustiva y justificar el respeto y la confianza que las Partes de la CITES mostraron por las recomendaciones del Cuadro. El Sr. Nomura además resaltó la buena relación de trabajo con la Secretaría de la CITES. El texto de su declaración se reproduce en el Apéndice C.
7. Se eligió Presidente del Cuadro especial de expertos al Sr. Arne Bjorge, y Vicepresidente a la Sra. Pamela Mace. La Sra. Ellen Kenchington y los señores Doug Butterworth, Steven Campana, John Neilson, Howard Powles y Marcelo Vasconcellos fueron nombrados relatores.

8. El programa de la reunión fue aprobado como había sido propuesto.

9. La tercera reunión del Cuadro de expertos difirió de los encuentros anteriores en que representantes de los proponentes de las seis propuestas de inclusión en los Apéndices de la CITES fueron invitados a presentar las propuestas en persona al grupo, y a contestar a las preguntas de aclaración por parte de los integrantes del Cuadro especial de expertos. Con este fin, los proponentes fueron representados por las siguientes personas:

- La Unión Europea por Sr. Gerhard Adams, Sr. Ingo W. Stuermer y Sra. Sarah Fowler (CoP15 Prop.17 – Marrajo sardinero; CoP15 Prop.18 – Mielga);
- Estados Unidos de América por el Sr. John Carlson (CoP15 Prop.15 – Tiburón oceánico; CoP15 Prop.16 – Tiburón martillo) y Sra. Glynnis Roberts (CoP15 Prop. 21 – Coralliidae);
- Principado de Mónaco por el Embajador Philippe Blanchi y el Sr. Justin Cooke (CoP15 Prop.19 – Atún rojo del Atlántico).

10. La FAO además invitó a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA), representada por el Sr. Víctor Restrepo de la Secretaría de la CICAA, para que presentara los resultados de su más reciente evaluación de atún rojo del Atlántico. Los representantes de los proponentes y de la CICAA se unieron al Cuadro especial de expertos en una sesión inicial para presentar propuestas e información complementaria, y en una segunda sesión para responder cualquier pregunta del Cuadro especial de expertos, posteriormente a sus discusiones iniciales.

11. Se discutió, inicialmente, la interpretación de los criterios de inclusión en los Apéndices de la CITES y su relación con las especies acuáticas explotadas comercialmente (CITES Resolución Conf. 9.24 Rev. CoP14), y en particular la interpretación de los párrafos A y B del Anexo 2a de ese documento. Se aclaró que la interpretación de la FAO de los criterios de inclusión para las especies acuáticas explotadas comercialmente es que los dos párrafos son tratados colectivamente con respecto a la aplicación de los criterios biológicos de inclusión en la lista por las secciones pertinentes del Anexo 5 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) (véase el párrafo 14).

## RESULTADO DE LA REUNIÓN

### Evaluación de las propuestas

12. El Cuadro especial de expertos examinó las siguientes seis propuestas presentadas a la 15ª Conferencia de las Partes de la CITES:

**CoP15 Propuesta 15.** Propuesta de inclusión de *Sphyrna lewini* (tiburón martillo) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2a del Artículo II, e inclusión de *Sphyrna mokarran* (tiburón martillo gigante), *Sphyrna zygaena* (tiburón martillo cruz), *Carcharhinus plumbeus* (tiburón trozo) y *Carcharhinus obscurus* (tiburón oscuro) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2b del Artículo II. La propuesta incluye una anotación que indica que “la entrada en vigor de la inclusión de estas especies en el Apéndice II de la CITES se postergará 18 meses para permitir que las Partes resuelvan las cuestiones técnicas y administrativas conexas”.

**CoP15 Propuesta 16.** Propuesta de inclusión de *Carcharhinus longimanus* (tiburón oceánico) en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II, con una anotación que indica que “la entrada en vigor de la inclusión de *Carcharhinus longimanus* en el Apéndice II de la CITES se postergará 18 meses para permitir que las Partes resuelvan las cuestiones técnicas y administrativas conexas”.

**CoP15 Propuesta 17.** Propuesta de inclusión de *Lamna nasus* (marrajo sardinero) en el Apéndice II con arreglo a los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II, con una anotación que indica que “la entrada en vigor de la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II de la CITES se postergará 18 meses para permitir que las Partes resuelvan las cuestiones técnicas y administrativas conexas, incluida la posible designación de una Autoridad Administrativa adicional y la adopción de un código aduanero”.

**CoP15 Propuesta 18.** Propuesta de inclusión de *Squalus acanthias* (mielga) en el Apéndice II con arreglo a los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II, con una anotación que indica que “la entrada en vigor de la inclusión de *Squalus acanthias* en el Apéndice II de la CITES se postergará 18 meses para

permitir que las Partes resuelvan las cuestiones técnicas y administrativas conexas, incluido el desarrollo de evaluaciones de población y acuerdos de ordenamiento conjunto para poblaciones compartidas y la posible designación de una Autoridad Científica o Administrativa adicional”.

**CoP15 Propuesta 19.** Propuesta de inclusión de *Thunnus thynnus* (atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I con arreglo al párrafo 1 del Artículo II 1, con una anotación que indica que “la inclusión en el Apéndice I sería acompañada por una resolución de la Conferencia que requeriría que el Comité de Fauna de la Convención examine el estado de la población del Atlántico oriental y del Mediterráneo y la población del Atlántico occidental de *Thunnus thynnus* a la luz de cualquier acción de intervención de la CICAA y, de estar justificado, que le solicite al Gobierno Depositario (Suiza) que presente una propuesta a una CoP futura de incluir la especie más bien en el Apéndice II o de eliminarla de los Apéndices. Una decisión del Comité de Fauna en este sentido sólo requiere de mayoría simple entre los miembros del Comité y la CoP tiene un alto nivel de aceptación de propuestas presentadas al Gobierno Depositario por solicitud del Comité pertinente de la CITES”.

**CoP15 Propuesta 21.** Propuesta de incluir todas las especies de la familia Coralliidae (coral rojo y rosa) en Apéndice II de la CITES de conformidad con los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II.

Las evaluaciones preparadas por el Cuadro sobre cada una de estas propuestas se adjuntan a este informe como Apéndices E a J.

## Comentarios y observaciones generales

### *Observaciones de los Estados Miembros recibidas por la Secretaría de la FAO*

13. De acuerdo con los términos de referencia del Cuadro especial de expertos, se notificó a los Miembros de la FAO y a las organizaciones regionales de ordenación pesquera de las propuestas presentadas en relación con especies acuáticas explotadas comercialmente y se les informó de que la FAO convocaría una reunión del Cuadro especial de expertos. Asimismo, se les invitó a remitir a la Secretaría de la FAO sus observaciones o informaciones de interés para que se sometieran al examen del Cuadro especial de expertos. Dos países y tres organizaciones respondieron a esta petición y proporcionaron información sobre la ordenación y el comercio de las especies propuestas.<sup>1</sup> Además, dos representantes diplomáticos de los proponentes, uno de la Unión Europea (representada por Alemania) y el otro de Mónaco, se dirigieron a la reunión y compartieron algunos puntos de vista políticos interesantes relacionados con sus propuestas y la interpretación de los criterios.

### *Interpretación de los criterios del Anexo 2 a) para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2a del Artículo II de la Convención*

14. El Cuadro especial de expertos aplicó los criterios de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES interpretados de conformidad con la asesoría inicial de la FAO a la CITES relacionada con los criterios apropiados para las especies acuáticas explotadas comercialmente<sup>2</sup> y según fueron aplicados en la segunda reunión del Cuadro de expertos en marzo de 2007. El documento CoP14 Inf. 64<sup>3</sup>, preparado por la Secretaría de la FAO y presentado a la décimo cuarta Conferencia de las Partes de la CITES en 2007, también contiene una explicación de la interpretación de los criterios del Anexo 2a para la inclusión de especies en el Apéndice II según la aplicó el Cuadro especial de expertos.

<sup>1</sup> Se recibieron comentarios de Italia, Mónaco, la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (GFCM) y la Federación de Productores Acuicultores de Europa (FEAP).

<sup>2</sup> Informe de la segunda consulta técnica sobre la conveniencia de los criterios de la CITES para la elaboración de listas de especies acuáticas explotadas comercialmente. Windhoek, Namibia, 22-25 de octubre de 2001. FAO Informe de Pesca N° 667. Roma, FAO. 2002. 87p.

<sup>3</sup> “La interpretación del Anexo 2a (criterios para la inclusión de especies en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II de la Convención) y el Anexo 5 (Anexo 5: Definiciones, explicaciones y directrices) de la Resolución Conf. 9.24 (Rev CoP13) en relación con las especies acuáticas comercialmente explotadas” disponible en [www.cites.org/common/cop/14/inf/E14i-64.pdf](http://www.cites.org/common/cop/14/inf/E14i-64.pdf)

### ***Observaciones generales del Cuadro especial de expertos sobre las propuestas***

15. El Cuadro especial de expertos dio la bienvenida a la participación de los representantes de los proponentes de las seis propuestas durante la reunión. Tanto las presentaciones de las propuestas como la oportunidad de hacer preguntas aclaratorias a los representantes de los proponentes después de las discusiones iniciales del Cuadro especial de expertos, contribuyeron significativamente a la información disponible al Cuadro especial de expertos y a su capacidad de realizar evaluaciones informadas de las propuestas.

16. El Cuadro especial de expertos consideró que había habido alguna mejora en la presentación de las propuestas en comparación con el grupo examinado en 2007. Para algunas propuestas usaron cuadros para presentar índices de productividad y disminución, y en algunos casos la información fue presentada de tal manera que podía ser examinada y evaluada con relativa facilidad. Sin embargo, los comentarios hechos por el Cuadro especial de expertos en el informe de 2007 continúan siendo pertinentes para varias propuestas: la presentación de índices fiables y cuantitativos, cuando sea posible, es central para determinar si la especie se ajusta a los criterios de inclusión en los Apéndices, y la base para dichos índices debería ser presentada de forma clara y concisa. Aún cuando la información sea difícil de cuantificar, se deberían hacer todos los esfuerzos para presentar la información de manera que pueda ser evaluada objetivamente.

17. La mayoría de las propuestas dependía, hasta cierto grado, de fuentes no publicadas o de difícil acceso. La evaluación de las propuestas se vería facilitada si los proponentes aportaran copias de todos los documentos fuente (pdf u otro) junto con las propuestas de inclusión. El Cuadro especial de expertos agradece a los proponentes que suministraron copias de los materiales de origen durante la reunión del Cuadro.

18. Para las especies que han sido sujeto de propuestas en Conferencias de las Partes (CoP) previas, la evaluación se vería facilitada si las fuentes de información nuevas desde la última propuesta y cualquier otro cambio relevante fueran identificados en la propuesta o en la nota de presentación.

19. Evaluar las propuestas con respecto a los criterios de inclusión requiere de juzgar la importancia del comercio internacional en impulsar la explotación y en afectar el estado de la especie. En general, se presentó poca información sobre la importancia relativa del comercio internacional en impulsar la explotación en las propuestas. A menudo, esto se debe en parte a la falta de información sobre el tema, como resultado de la carencia de códigos arancelarios a nivel de especie para muchas especies comerciales (véase abajo). Sin embargo, en algunos casos, la información disponible sobre la importancia del comercio internacional no fue usada para lograr el mayor efecto en las propuestas.

20. El registro preciso del comercio internacional de tiburones se ve seriamente obstaculizado por la ausencia de un mecanismo de informe sobre especies específicas. Para lidiar con esto, el Cuadro especial de expertos sugirió que la CoP inste a la Organización Mundial del Comercio a establecer partidas arancelarias específicas dentro de la clasificación normalizada de aranceles del Sistema Armonizado para registrar el comercio de tiburones y sus productos a nivel de especie.

21. Varias propuestas sugirieron que algunas poblaciones de una especie deberían ser incluidas en el Apéndice II debido a preocupaciones de conservación [con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II], mientras que otras poblaciones de la misma especie deberían ser incluidas debido a la imposibilidad de distinguir entre productos de aquellas incluidas por razones de conservación (con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II). Mientras que es cierto que diferenciar los productos de diferentes poblaciones de una misma especie sería difícil y frecuentemente imposible para los oficiales de aplicación sin equipo o capacitación especializada, el enfoque de incluir diferentes poblaciones de la misma especie bajo el Artículo II, algunas bajo el párrafo 2 a) y otras bajo el párrafo 2 b), requiere una consideración cuidadosa. Al final, el resultado de la adopción de este enfoque podría llevar a una situación donde una población (tal vez relativamente pequeña) fuera incluida bajo el párrafo 2 a) y el resto de la población bajo el párrafo 2 b), aunque la especie en general esté en condición saludable. Esto podría causar la imposición de cargas administrativas y otras restricciones sobre el comercio internacional que serían excesivas con respecto a los riesgos para la especie entera.

22. En la evaluación de estas propuestas, el Cuadro especial de expertos tomó nota del lenguaje de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) de la CITES, que indica que las Partes han resuelto adoptar medidas que sean proporcionales a los riesgos anticipados para las especies cuando consideren propuestas para enmendar los Apéndices. A la hora de evaluar si algunas poblaciones deberían ser incluidas con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II, el Cuadro especial de expertos consideró si efectivamente incluir toda la especie biológica sería proporcional al riesgo para la especie entera.

23. Por lo tanto, el Cuadro especial de expertos utilizó este enfoque para evaluar si toda la especie debería ser incluida cuando algunas poblaciones cumplen con el criterio de disminución para el Apéndice II y otras poblaciones no. En estos casos, una consideración importante para el Cuadro especial de expertos fue si las poblaciones que representan la mayoría de la abundancia histórica de la especie globalmente se ajustan a los criterios de inclusión con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II.

24. Al considerar las propuestas de inclusión de especies, con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II, el Cuadro especial de expertos hizo notar que actualmente existe falta de orientación o de normas para evaluar dichas propuestas dentro de la CITES, concluyendo que la elaboración de dicha orientación facilitaría mucho la futura evaluación de propuestas de este tipo. La experticia técnica de la FAO en productos de la pesca y comercio pesquero podría ayudar a desarrollar dicha orientación para las especies acuáticas explotadas comercialmente.

#### ***Advertencia para la lectura de los informes***

25. Al igual que en la ocasión anterior en que se consideraron las tendencias en la abundancia incluidas en las propuestas, el Cuadro especial de expertos intentó evaluar la fiabilidad de cada fuente de información. Con este fin asignó una puntuación comprendida entre 0 (valor nulo) y 5 (sumamente fiable) a cada una de las informaciones utilizadas para la demostración de tendencias. Los criterios utilizados para asignar la puntuación se incluyen en el Cuadro 1.

**Cuadro 1.** Criterios utilizados por el Cuadro especial de expertos para asignar un valor a la fiabilidad de la información derivada de distintas fuentes a efectos de su empleo como indicador de la abundancia. La puntuación 0 indica que la información no se consideró fiable, mientras que una puntuación de 5 indica que se consideró sumamente fiable. Todas las informaciones sobre la abundancia que recibieron una puntuación distinta de 0 se consideraron útiles. En cada caso particular estos valores podrían ajustarse, ya sea elevándose o reduciéndose, en función de la longitud de la serie cronológica y de la cantidad de información disponible sobre las fuentes y métodos utilizados.

<b>Índice de fiabilidad de la información sobre la abundancia de la población</b>	<b>Fuente de los datos o informaciones</b>
<b>5</b>	Estudios de la abundancia independientes de la pesca, realizados con métodos estadísticos
<b>4</b>	Datos de captura por unidad de esfuerzo coherentes y/o normalizados procedentes del sector pesquero
<b>3</b>	Datos de captura por unidad de esfuerzo sin normalizar procedentes de la actividad pesquera; entrevistas estructuradas preparadas con criterio científico; información anecdótica suficientemente especificada y coherente sobre los principales cambios, aportada por muestras representativas de las partes interesadas.
<b>2</b>	Datos de capturas o comercio no acompañados de información sobre el esfuerzo.
<b>1</b>	Observaciones visuales confirmadas; impresiones anecdóticas.
<b>0</b>	Información que no satisface ninguno de los criterios indicados más arriba, ni criterios equivalentes; análisis o interpretación deficientes de las tendencias.

26. Salvo que se indique otra cosa, los detalles de las referencias a otras publicaciones utilizados en los informes del Cuadro especial de expertos sobre cada propuesta figuran en las propuestas originales.

#### **APROBACIÓN DEL INFORME**

27. El Cuadro especial de expertos aprobó el informe, con todos sus apéndices, el sábado 12 de diciembre de 2009.

**APÉNDICE A****Programa****Lunes, 7 de diciembre de 2009**

1. Llegada e inscripción
2. Palabras de bienvenida del Sr. Ichiro Nomura (Subdirector General, Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO)
3. Presentación de los participantes
4. Nombramiento del Presidente del Cuadro especial de expertos
5. Mandato del Cuadro especial de expertos, objetivos y programa de trabajo para la reunión
6. Repaso de los criterios de inclusión de la CITES (Res. Conf. 9.24 [Rev. CoP 14]).
7. Presentaciones de los proponentes de cada una de las cuatro propuestas relacionadas con especies de tiburones, seguidas de preguntas del Cuadro especial de expertos
8. Discusión del Cuadro especial de expertos sobre las cuatro propuestas

**Martes, 8 de diciembre de 2009**

9. Discusión del Cuadro especial de expertos sobre las cuatro propuestas
10. Discusión con los proponentes de las cuatro propuestas relacionadas con tiburones (Sr. Gerhard Adams, Sra. Sarah Fowler y Sr. Ingo W. Stuermer, CE; Sr. John Carlson, NOAA)

**Miércoles, 9 de diciembre de 2009**

11. Preparación de borradores de informes sobre las propuestas relacionadas con tiburones
12. Presentación de los consultores de la FAO de las evaluaciones preliminares de las propuestas relacionadas con
  - i) Coralliidae, y ii) *Thunnus thynnus*.

**Jueves, 10 de diciembre de 2009**

13. Presentaciones de los proponentes de las propuestas relacionadas con i) Coralliidae, y ii) *Thunnus thynnus*, seguidas de preguntas del Cuadro especial de expertos
14. Presentación de la Secretaría de la CICAA sobre los resultados de la reunión del Comité Científico en setiembre de 2009 relacionados con *Thunnus thynnus* y las decisiones adoptadas por la Comisión en Recife, seguida de preguntas del Cuadro especial de expertos
15. Discusión del Cuadro especial de expertos sobre las dos propuestas

**Viernes, 11 de diciembre de 2009**

16. Discusión del Cuadro especial de expertos sobre las dos propuestas
17. Discusión con los proponentes de Coralliidae y *Thunnus thynnus* (Sra. Roberts, NOAA, Estados Unidos de América y Sr. Restrepo, CICAA)
18. Preparación de borradores de informes sobre Coralliidae y *Thunnus thynnus*

**Sábado, 12 de diciembre de 2009**

19. Finalización de los informes sobre las seis propuestas
20. Examen y adopción de los informes del Cuadro especial de expertos





## APÉNDICE B

### Lista de participantes

#### GRUPO BÁSICO

**ABU TALIB** Ahmad  
 Special Department Coordinator  
 Marine Fishery Resources Development  
 and Management Department (MFRDMD)  
 Southeast Asian Fisheries Development Center  
 (SEAFDEC)  
 21080 Chendering, Terengganu  
 Malaysia  
 Tel.: (+609) 61 77 867 / 61 75 940  
 Fax: (+609) 61 71 543  
 Correo electrónico: abutalib@seafdec.org.my

**BJORGE** Arne  
 Chief Scientist  
 Institute of Marine Research (IMR)  
 Gaustadalléen 21  
 0349 Oslo  
 Norway  
 Tel.: (+47) 22 95 87 51  
 Correo electrónico: [arne.bjorge@imr.no](mailto:arne.bjorge@imr.no)

**BROOKS** Elizabeth  
 Operations Research Analyst  
 NOAA/NMFS, Northeast Fisheries  
 Science Center  
 166 Water Street  
 Woods Hole, MA 02543 :  
 United States of America  
 Tel.: (+1) 508 495 2238  
 Fax: (+1) 508 495 2393  
 Correo electrónico: [liz.brooks@noaa.gov](mailto:liz.brooks@noaa.gov)

**BUTTERWORTH** Doug  
 Professor  
 Department of Mathematics and Applied  
 Mathematics  
 University of Cape Town  
 Rondebosch 770 1  
 South Africa  
 Tel.: (+27) 21 6502343  
 Fax: (+27) 21 6502334  
 Correo electrónico:  
[doug.butterworth@uct.ac.za](mailto:doug.butterworth@uct.ac.za)

**DICKEY-COLLAS** Mark  
 Senior Research Scientist Fisheries  
 Institute for Marine Resources  
 & Ecosystem Studies (IMARES)  
 PO Box 68  
 1970 AB IJmuiden  
 The Netherlands  
 Tel.: (+31) 317 48 71 66  
 Fax : (+31) 317 48 73 26  
 Correo electrónico:  
[Mark.dickeycollas@wur.nl](mailto:Mark.dickeycollas@wur.nl)

**MACE** Pamela  
 Chief Scientist  
 Ministry of Fisheries  
 Level 12, 101-103 The Terrace  
 PO Box 1020  
 Wellington 6001  
 New Zealand  
 Tel.: (+644) 819 4266  
 Fax: (+644) 819 4261  
 Correo electrónico:  
[Pamela.Mace@fish.govt.nz](mailto:Pamela.Mace@fish.govt.nz)

**SANCHEZ** Ramiro Pedro  
 Director de Planificación Pesquera  
 Subsecretaría de Pesca y Acuicultura  
 Paseo Colón 892  
 Ciudad Autónoma de Buenos Aires  
 Argentina  
 Tel.: (+54) 11 4349 2590  
 Fax: (+54) 11 4349 2594  
 Correo electrónico: [rasanc@minagri.gob.ar](mailto:rasanc@minagri.gob.ar)  
[sanchez.ramiro@speedy.com.ar](mailto:sanchez.ramiro@speedy.com.ar)

**UOZUMI** Yuyi  
 Director General  
 National Research Institute of Far Seas  
 Fisheries  
 Fishery Research Agency Japan  
 5-3-1 Orido Shimizu Shizuoka  
 Japan 424-8633  
 Tel.: (+81) 543 36 6000  
 Fax: (+81) 543 35 9642  
 Correo electrónico: [uozumi@affrc.go.jp](mailto:uozumi@affrc.go.jp)

**EXPERTOS EN ESPECIES Y EN APLICACIÓN****CORALES**

**BENAYAHU** Yehuda  
 Professor of Marine Biology  
 Department of Zoology  
 George S. Wise Faculty of Life Sciences  
 Tel Aviv University, Ramat Aviv, Tel Aviv  
 69978  
 Israel  
 Tel.: (+972) 3 64 09 090/7292  
 Fax: (+972) 3 64 09 403  
 Correo electrónico:  
 YehudaB@tauex.tau.ac.il

**KENCHINGTON** Ellen  
 Benthic Ecologist  
 Ecosystem Research Division  
 Department of Fisheries and Oceans  
 Bedford Institute of Oceanography  
 PO Box 1006, 1 Challenger Drive  
 Dartmouth, Nova Scotia  
 B2Y 4A2 Canada  
 Tel.: (+1) 902 426 2030  
 Correo electrónico: Ellen.Kenchington@dfo-  
 mpo.gc.ca

**KOSUGE** Sadao  
 Director  
 Institute of Malacology  
 6-36 Midoricho 3 Cheme  
 Nish – Tokyo City  
 Japan 188 – 0002  
 Tel.: (+81) 42 463 0851  
 Fax: (+81) 42 463 0851  
 Correo electrónico: i.m.t.kosuge@excite.co.jp

**TSOUNIS** Georgios  
 Postdoctoral Researcher  
 Institut de Ciències del Mar, CMIMA (CSIC)  
 Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49  
 08003 Barcelona  
 Spain  
 Tel.: (+34) 932 309 546  
 Fax: (+34) 93 2 309 555  
 Correo electrónico: georgios@icm.csic.es

**TIBURONES**

**CAMPANA** Steven E.  
 Population Ecology Division  
 Bedford Institute of Oceanography  
 1 Challenger Drive  
 PO Box 1006  
 Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2  
 Canada  
 Tel.: (+1) 902 426-3233  
 Fax: (+1) 902 426-1506  
 Correo electrónico:  
 campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca

**CHARVET ALMEIDA** Patricia  
 Professor  
 Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial  
 (SENAI-PR)  
 Rua Senador Accioly Filho  
 250 – CIC 81319-000  
 Curitiba – Paraná  
 Brazil  
 Tel.: (+55) 41 9665 2204  
 Fax: (+55) 41 3039 8268  
 Correo electrónico: pchalm@gmail.com

**STEHMANN** Matthias F.W.  
 ICHTHYS, Ichthyological Research  
 Laboratory and Consultant  
 Hildesheimer Weg 13, D-22459 Hamburg  
 Germany  
 Tel./Fax: (+ 49) - 40 - 30 89 72 49  
 Mobile: (+49) (0)176 – 62435514  
 Correo electrónico:  
 stehmann@ichthys-fisch.info

**STEVENS** John D.  
 Senior Principal Research Scientist  
 Commonwealth Scientific and Industrial  
 Research Organisation (CSIRO)  
 Marine and Atmospheric Research  
 Castray Esplanade  
 Hobart  
 Tasmania 7001  
 Australia  
 Tel.: (+61) 3 62 325 353  
 Correo electrónico: John.D.Stevens@csiro.au

**ATÚN**

**ALLEN** Robin  
 Consultant  
 PO Box 5159 Springlands  
 Blenheim 7241  
 New Zealand  
 Tel.: (+64) 3 572 88 91  
 Correo electrónico: rjallen98@gmail.com;  
 rjallen98@ihug.co.nz

**NEILSON** John D.  
 Head, Large Pelagics Program  
 Canada Department of Fisheries and Oceans  
 Biological Station, 531 Brandy Cove Road  
 St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9  
 Canada  
 Tel.: (+1) 506 529 5913 (direct)  
 Fax: (+1) 506 529 5862  
 Correo electrónico: John.Neilson@dfo-  
 mpo.gc.ca

**POWERS** Joseph  
 Associate Professor  
 2147 Energy, Coast and the Environment  
 Building  
 School of Coast and Environment  
 Louisiana State University  
 Baton Rouge, LA 70803  
 United States of America  
 Tel.: (+1) 225 578 7659  
 Fax: (+1) 225 578 6513  
 Correo electrónico: jepowers@lsu.edu

**APLICACIÓN**

**KROESE** Marcel  
 Director: Training and Liaison  
 International Monitoring, Control and  
 Surveillance Network  
 8484 Georgia Ave., Suite 415  
 Silver Spring, MD 20910  
 United States of America  
 Tel.: (+1) 301 427 2 300  
 Fax: (+1) 301 427 20 55  
 Correo electrónico:  
 marcel.kroese@imcsnet.org

**JENKINS** Robert W.G.  
 President  
 Species Management Specialists  
 PO Box 390  
 Belconnen ACT 2616  
 Australia  
 Tel.: (+612) 62 58 34 28

Fax: (+612)-62 59 87 57  
 Correo electrónico:  
 hank.jenkins@consol.net.au

**SANT** Glenn  
 Director  
 TRAFFIC INTERNATIONAL  
 PO Box U115  
 University of Wollongong  
 Wollongong, NSW, 2522  
 Australia  
 Correo electrónico: Glenn.Sant@traffic.org

**OBSERVADOR DE LA CITES**

**MORGAN** David H.W.  
 Chief, Scientific Support Unit  
 CITES Secretariat  
 Maison internationale de l'environnement  
 Chemin des Anémones  
 CH-1219 Châtelaine, Geneva  
 Switzerland  
 Tel.: (+41) 22 917 81 23  
 Fax: (+41) 22 797 34 17  
 Correo electrónico: david.morgan@cites.org

**SECRETARÍA DE LA FAO**

Viale delle Terme di Caracalla  
 00153 Rome, Italy

**COCHRANE** Kevern  
 Chief  
 Fisheries Management and Conservation  
 Service (FIMF)  
 Fisheries and Aquaculture Management  
 Division (FIM)  
 Fisheries and Aquaculture Department  
 Tel.: (+39) 06 570 56109  
 Fax: (+39) 06 570 53020  
 Correo electrónico: kevern.cochrane@fao.org

**FISCHER** Johanne  
 Senior Fishery Resources Officer  
 Fisheries Management and Conservation  
 Service (FIMF)  
 Fisheries and Aquaculture Management  
 Division (FIM)  
 Fisheries and Aquaculture Department  
 Tel.: (+39) 06 570 54851  
 Fax: (+39) 06 570 53020  
 Correo electrónico: johanne.fischer@fao.org

**POWLES** Howard

Consultant

Natural Resource Management

53, rue Lortie

Gatineau

Québec, J9H 4G6

Canada

Tel.: (+1) 819 684 7730

Fax: (+1) 819 684 7730

Correo electrónico: powlesh@sympatico.ca

**VASCONCELLOS** Marcelo

Consultant

Federal University of Rio Grande

Av. Itália Km 08, Rio Grande,

Caixa postal 474

96201-900 RS, Brazil

Tel.: +55 53 81144512

Correo electrónico: marcelovasconcellos@furg.br

## APÉNDICE C

### **Discurso de bienvenida del Sr. Ichiro Nomura, Subdirector General, Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO**

Me complace darles la bienvenida a esta tercera reunión del Cuadro especial de expertos de la FAO encargado de evaluar las propuestas de enmienda a los Apéndices I y II de la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES), relativos a las especies acuáticas explotadas comercialmente.

Ustedes han sido seleccionados a título individual y no como representantes de un país u organización, teniendo en cuenta sus conocimientos especializados, con el fin de ayudar a la FAO a realizar estas tareas. Para muchos de ustedes ésta será su primera experiencia en el Cuadro especial de expertos, pero varios de ustedes también participaron en una o ambas reuniones anteriores que lograron presentar informes muy satisfactorios. Aquellos de ustedes que estuvieron presentes en las dos Conferencias de las Partes de la CITES anteriores saben que los informes del Cuadro especial de expertos fueron recibidos con gran interés y tomados muy en serio. La previa CoP14 de la CITES acató todas las recomendaciones del Cuadro, aún en algunos casos controversiales. Esto demuestra el grado hasta el cual la asesoría del Cuadro especial de expertos es considerada fiable y es respetada por las Partes. Este respeto hace recaer una gran responsabilidad sobre todos nosotros de asegurar que el Cuadro produzca asesoría fiable, objetiva y exhaustiva. Nos sentimos muy agradecidos de que hayan aceptado este desafío y que hayan dedicado su tiempo y conocimiento a asistirnos.

Para ayudar al actual Cuadro especial de expertos a continuar con un buen trabajo como los anteriores, hemos preparado evaluaciones preliminares para ser utilizadas como documentos de trabajo del Cuadro. Esperamos que éstas le permitan al Cuadro de especialistas a considerar cada propuesta más eficientemente, a enfocarse rápidamente en los aspectos más difíciles o inciertos, si existiesen, de cada propuesta, y formular conclusiones sólidas y justificadas.

Desde luego, no siempre será posible para el Cuadro llegar a un acuerdo en la evaluación de todas las propuestas y probablemente habrá opiniones divergentes en algunos casos. Les insto a hacer todo lo posible para lograr un consenso y para expresar las conclusiones acordadas de forma clara e inequívoca. Cuando el consenso no sea posible, el informe del Cuadro especial de expertos deberá también describir claramente y reflejar los motivos de las opiniones encontradas para permitir a las Partes de la CITES evaluarlas y llegar a sus propias conclusiones.

Les doy las gracias por el tiempo que dedican a ayudarnos en esta importante reunión, en particular, porque sé que están muy ocupados y algunos de ustedes han tenido que modificar su agenda para poder asistir a ella. Tengo que dar las gracias también al Sr. David Morgan, de la Secretaría de la CITES, por haberse unido a nosotros en esta reunión, y por la cooperación y asistencia prestada por la CITES en la labor que hemos estado realizando en relación con la Convención y las especies acuáticas explotadas comercialmente. Hemos desarrollado una relación de trabajo cercana y positiva con la Secretaría de la CITES, la cual es valorada por ambas organizaciones. Debo mencionar, sin embargo, que actualmente tenemos diferencias de opinión importantes con la Secretaría de la CITES con respecto a la interpretación de los criterios de inclusión. La manera en que ésta se resuelva podría tener implicaciones significativas para la Convención en el futuro. Sin embargo, este tema no debe preocupar al Cuadro especial de expertos y, como ustedes saben, su tarea no es evaluar los criterios, sino aplicarlos y, al hacer esto, les pedimos que se adhieran a la interpretación basada en la ciencia, que es lo que entiende la FAO y fue lo que la mayoría de las Partes de la CITES adoptó en 2004. Esperamos que las Partes de la CITES resuelvan este tema en su Conferencia el próximo año, de tal manera que permita a la Convención cumplir con su importante mandato de la forma más efectiva.

La reunión de este Cuadro de expertos ha sido nuevamente apoyada financieramente por el Programa Regular de la FAO y también por Japón y los Estados Unidos de América, y quiero agradecer a estos dos países por este gesto tan generoso.

Finalmente, espero sinceramente que el duro trabajo del Cuadro les permita algún tiempo para relajarse y para disfrutar algunas de las muchas atracciones que ofrece la Ciudad Eterna.

Les deseo una reunión fructífera y placentera.

**APÉNDICE D****Mandato del Cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas presentadas a la CITES<sup>1</sup>**

1. La FAO establecerá un Cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas de enmienda de los Apéndices I y II de la CITES.
2. La Secretaría de la FAO establecerá el Cuadro especial de expertos antes de cada reunión de la Conferencia de las Partes, con arreglo a sus normas y procedimientos habituales y observando, según proceda, el principio de la representación geográfica equitativa, basándose en una lista de expertos reconocidos, que ha de prepararse, integrada por especialistas científicos y técnicos en especies acuáticas explotadas comercialmente.
3. Los miembros del Cuadro especial de expertos participarán en él a título personal, en su calidad de expertos, y no como representantes de gobiernos u organizaciones.
4. El Cuadro especial de expertos constará de un grupo básico de 10 integrantes como máximo al que se sumarán, en relación con cada propuesta, hasta 10 especialistas competentes en la especie en examen y en aspectos de la ordenación pesquera relacionados con esa especie.
5. En relación con cada propuesta presentada, el Cuadro especial de expertos:
  - evaluará la propuesta desde un punto de vista científico con arreglo a los criterios biológicos para la inclusión de especies en las listas de la CITES, tomando en cuenta las recomendaciones hechas por la FAO a la CITES con respecto a tales criterios;
  - formulará las observaciones apropiadas sobre aspectos técnicos de la propuesta relacionados con cuestiones biológicas, ecológicas, comerciales y de ordenación así como, en la medida de lo posible, sobre la probable eficacia de la propuesta para la conservación de la especie.
6. En la preparación de este informe, el Cuadro especial de expertos examinará la información contenida en la propuesta y cualquier otra información que se haya recibido, dentro del plazo fijado, de los Miembros de la FAO y de organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) pertinentes. Además, si así lo decide, podrá solicitar las observaciones de un experto que no sea miembro del Cuadro sobre cualquier propuesta de enmienda o cualquier aspecto de una propuesta de enmienda concreta.
7. El Cuadro especial de expertos elaborará un informe basado en su evaluación y examen, en el que proporcionará información y asesoramiento, según sea apropiado, sobre cada propuesta de inclusión en las listas. El Cuadro especial de expertos finalizará su informe a más tardar ..... días antes del inicio de la Conferencia de las Partes de la CITES en la que haya de examinarse la propuesta de enmienda. Tan pronto como esté terminado, el informe del Cuadro especial de expertos se distribuirá a todos los Miembros de la FAO, así como a la secretaría de la CITES con el pedido de que lo haga llegar a todas las Partes.
8. La secuencia de las actividades será la siguiente:
  - La CITES recibe las propuestas
  - La secretaría de la CITES remite las propuestas a la FAO
  - La FAO remite las propuestas a sus Miembros y a las OROP y les notifica el plazo fijado para la presentación de observaciones
  - La FAO recibe las observaciones y aportaciones de los Miembros y las OROP
  - El Cuadro especial de expertos se reúne y prepara su informe sobre cada propuesta
  - La Secretaría de la FAO examina el informe del Cuadro especial de expertos y lo remite a los Miembros de la FAO, a las OROP y a la secretaría de la CITES.

---

<sup>1</sup> Tomado del Apéndice E del Informe del 25º período de sesiones del COFI, FAO, Roma, 24-28 de febrero de 2003.





## APÉNDICE E

### Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: tiburón martillo y especies relacionadas

#### CoP 15 Propuesta 15

#### ESPECIES:

*Sphyrna lewini* –(tiburón martillo) más *Sphyrna mokarran* (tiburón martillo gigante), *Sphyrna zygaena* (tiburón martillo cruz), *Carcharhinus plumbeus* (tiburón trozo), *Carcharhinus obscurus* (tiburón oscuro).

#### PROPUESTA:

Inclusión de *Sphyrna lewini* en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II; inclusión de *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus plumbeus*, *Carcharhinus obscurus* en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II.

#### Base para la propuesta:

*Sphyrna lewini*: La propuesta establece que *Sphyrna lewini* califica para inclusión en el Apéndice II debido a que está sobreexplotado por sus aletas, que tienen un alto valor en el comercio, y ha experimentado reducciones históricas de al menos 15–20% de su nivel de referencia. Además, se proyecta que las tasas recientes de disminución llevarán a la especie de su nivel actual a un nivel de disminución histórica consistente con los criterios del Apéndice I dentro de un período aproximado de 10 años.

*Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena*, *Carcharhinus plumbeus*, *Carcharhinus obscurus*: los especímenes de la especie en el comercio se asemejan a especímenes de una especie incluida en el Apéndice II según las disposiciones del párrafo 2(a) del Artículo II, o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que los oficiales de aplicación que encuentran especímenes de la especie incluida en CITES puedan hacer una distinción entre ellas. La propuesta establece (Sección 9) que las aletas de estas especies son morfológicamente similares, delgadas y falciformes, con altura de la aleta dorsal más larga que la base, y que los comercializadores a menudo agrupan las aletas de estas cinco especies juntas.

#### RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

El Cuadro especial de expertos de la FAO llegó a la conclusión de que la evidencia disponible se ajusta a los criterios para la inclusión del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) en el Apéndice II de la CITES con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II, junto con las especies que se le asemejan, tiburón martillo gigante (*S. mokarran*) y tiburón martillo cruz (*S. zygaena*), con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II. Sin embargo, consideró que no hay evidencia suficiente para incluir también el tiburón trozo (*Carcharhinus plumbeus*) y el tiburón oscuro (*C. obscurus*) con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II, debido a evidencia inadecuada relacionada con consideraciones de que las especies se asemejan.

El Cuadro especial de expertos concluyó que esta es una especie de baja productividad.

Al hacer una evaluación población por población, consideró que dos poblaciones históricamente grandes de tiburón martillo propuestas para inclusión se ajustan al criterio de disminución del Apéndice II.

En el Océano Atlántico noroccidental, la información más robusta proviene de una evaluación de población basada en múltiples conjuntos de datos que mostró una magnitud de disminución del 83% entre 1981 y 2005. Esto se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II para una especie de baja productividad. En el Océano Atlántico suroccidental, el tiburón martillo fue el objetivo de varias pesquerías que han colapsado desde entonces (extensión general de disminución hasta un 90%). El

tiburón martillo parece haber sido relativamente abundante en esta área en el pasado, pero en general ahora es demasiado escaso para soportar pesquerías dirigidas.

La información necesaria para juzgar la magnitud de disminución en otros lugares sólo está disponible para unas cuantas áreas. En el Océano Pacífico, los conjuntos de datos que proporcionan evidencia convincente de disminuciones sustanciales incluyen datos de redes de protección de playas del Pacífico Sur Occidental que indican una reducción del 65–85% en un período de 44 años comprendido entre 1963 y 2007, y datos de avistamiento del Pacífico Oriental que establecen una disminución del 71% en un período de 12 años comprendido entre 1992 y 2004. En el Océano Índico Occidental, datos de redes de protección de playas indican una disminución del 64% en un período de 25 años comprendido entre 1978 y 2003.

Aunque el Cuadro especial de expertos no logró obtener datos de series cronológicas para otras áreas, la consideración del ciclo biológico (filopatría, distribución costera, vulnerabilidad a la pesca en todas las etapas de vida y comportamiento) y la alta demanda de aletas llevó al Cuadro especial de expertos a concluir que es probable que los niveles de disminución sean similares en otras áreas. Con base en estas consideraciones y la evidencia de disminuciones sustanciales que se ajustan o casi se ajustan a los criterios de disminución del Apéndice II en todas las áreas donde existen series cronológicas adecuadas, el Cuadro consideró que, en general, el tiburón martillo se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II.

Las aletas de esta especie están en demanda y tienen un valor relativamente alto en el mercado mundial, y existe evidencia de que el comercio internacional ha promovido la captura dirigida de esta especie por sus aletas. Actualmente, parece que varias pesquerías dirigidas han colapsado y la mayoría de la extracción representa captura incidental en pesquerías dirigidas a otras especies.

En el área donde se ha observado la mayor disminución, el Atlántico noroccidental, han sido aplicadas medidas de ordenamiento cada vez más estrictas para el complejo de especies de la cual es parte el tiburón martillo, lo cual podría mitigar el riesgo. En otras áreas, la prohibición del aleteo podría ayudar al ordenamiento, pero no se han establecido medidas sólidas para esta especie.

Con respecto a la propuesta de inclusión de otras cuatro especies de tiburones, (tiburón martillo gigante, tiburón martillo cruz, tiburón trozo, tiburón oscuro) con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II, el Cuadro concluyó que la información disponible justificaba el caso para los tiburones martillo gigante y cruz, pero no justificaba el caso para los tiburones trozo y oscuro, ya que los productos de estas dos especies no se asemejan a los del tiburón martillo hasta tal punto que merite regular el comercio para proteger al tiburón martillo. Existe evidencia de que las aletas del tiburón martillo y el cruz no se separan en los mercados de China y Hong Kong, Región Administrativa Especial (RAE) de China, por lo que existe una justificación clara para incluir éstas con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II. De igual forma, las aletas de estas dos especies y el tiburón martillo gigante se asemejan mucho entre sí, de tal manera que esta última especie podría ser incluida en un grupo de “semejantes”. Sin embargo, el razonamiento propuesto para incluir el tiburón trozo y el tiburón oscuro y para no incluir otras especies de tiburones, no resultó sólido.

Evaluar las propuestas de inclusión en el párrafo 2(b) del Artículo II de los tiburones explotados cuyas aletas son comercializadas es complicado debido a la falta de información sobre la “taxonomía” de las aletas (que podría estar contenida en una guía de identificación) y la falta de normas de la CITES para tomar decisiones acerca de inclusiones con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II. La primera dificultad está siendo solventada por los Estados Unidos de América que está preparando una guía de identificación de aletas, y la segunda podría ser tratada por medio de una consulta técnica sobre la inclusión de especies acuáticas explotadas comercialmente en el párrafo 2(b) del Artículo II, tal vez organizada por la FAO.

## OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS

### Parámetros biológicos

#### *Población evaluada*

El tiburón martillo es una especie circunglobal que se encuentra en las aguas costeras cálidas de las zonas templadas y los mares tropicales, (Compagno, 1984; Fowler *et al.*, 2005). Al igual que otros martillos, esta especie se encuentra principalmente sobre las plataformas continentales y en las aguas profundas adyacentes a éstas, a profundidades de, al menos, 275 m, pero rara vez se encuentra en las aguas abiertas del océano.

Un estudio de la estructura genética a nivel mundial basado en ADN mitocondrial (Duncan, *et al.*, 2006) mostró fuertes subdivisiones geográficas entre la población, correspondientes a barreras oceánicas a la migración. La propuesta cita un estudio no publicado que brinda más detalles sobre la estructura genética (Chapman, Pinhal y Shivji, 2009, en revisión, citado en la propuesta). La fuerte subestructura de la población podría explicar las diferencias en los parámetros del ciclo biológico entre las cuencas oceánicas.

#### *Nivel de productividad*

La mayoría de los parámetros del ciclo biológico son consistentes con un nivel bajo de productividad (Cuadro 1). Existe información disponible del Atlántico noroccidental (Piercy *et al.*, 2007), Océano Índico occidental (Dudley y Simpfendorfer, 2006), Pacífico occidental (Chen *et al.*, 1990) y Pacífico oriental (Tolentino y Mendoza, 2001) (Cuadro 1). Los valores para el Pacífico occidental (Chen *et al.*, 1990) indican una tasa de crecimiento más rápida que en otras partes del mundo y sugieren que la productividad podría ser considerada media en esta área; sin embargo, estudios recientes han arrojado alguna duda sobre este resultado (J. Carlson com. pers.).

El estudio de Cortes usando un modelo detallado del ciclo biológico (2002) aporta resultados muy diferentes para *S. lewini* en el noroeste del Golfo de México y en el Pacífico occidental (Cuadro 1), sin duda basados en diferentes observaciones de los parámetros del ciclo biológico en esta dos áreas. Este estudio generó una estimación del crecimiento de la población relativamente alta de *S. lewini* en el Pacífico occidental, la segunda más alta entre 41 poblaciones comparadas de tiburones, al tiempo que estimaba que la tasa de crecimiento de la población de *S. lewini* en el Golfo de México se encontraba en el medio de las 41 poblaciones consideradas. Con base en este estudio, *S. lewini* del Pacífico occidental correspondería a un nivel alto o medio de productividad, mientras que los individuos del Golfo de México serían considerados de baja productividad (Cuadro 1).

### Estado y tendencia de la población

#### *Disminución*

Varios índices de abundancia están disponibles para diferentes partes del área de distribución (propuesta; Cuadro 2), pero su fiabilidad varía como índice para esta especie. En algunos casos, los índices son para tiburón martillo como especie, en otros para complejos de tiburón martillo (*Sphyrna* spp.), y otros para complejos aún más amplios de tiburones.

#### *Océano Atlántico noroccidental*

Hayes, Jiao y Cortes, (2009), realizaron una evaluación de población de tiburón martillo usando dos formas de modelo de superávit de producción e incorporando múltiples índices de abundancia (incluidos los que se enumeran a continuación), y encontraron un grado de disminución del 83% en el período 1980–2005 (Figura 1). Este estudio indica que la población ha estado aumentando desde 1995 y existe una alta probabilidad de recuperación de la población según los escenarios más plausibles, aunque el tiempo de recuperación varía según la extracción de las pesquerías (Cuadro 3). Sin embargo, hacen notar que los modelos de superávit de producción son, a menudo, demasiado optimistas en estimar los tiempos de recuperación.

Jiao, Hayes y Cortes, (2009) elaboraron una evaluación del complejo de tiburones martillo (común, cruz, gigante), y llegaron a la conclusión que el nivel de reducción reciente (magnitud de disminución) sería de 91–93% para 1980–2005, con base en la razón de la cifra actual a  $N_{RMS}$  y el hecho de que  $N_{RMS}$  es la mitad de la biomasa sin explotación.

Myers *et al.*, (2007) resumieron las tendencias de abundancia para tiburón martillo y otras especies de tiburones de varios censos y bases de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) comercial. Un censo de 31 años en las aguas costeras de Carolina del Norte (University of North Carolina) mostró una tasa de disminución instantánea de 0,127 para el tiburón martillo, equivalente a un grado de disminución del 98% para la serie (Figura 2). Un censo de SEAMAP en las aguas costeras del sureste de los Estados Unidos de América encontró una tasa de aumento instantánea para el tiburón martillo de 0,094 en un período de 17 años; los autores señalan que esta fue una de dos entre 31 tendencias de abundancia de tiburones que mostró un aumento y propusieron la hipótesis de que en vista de que los individuos capturados eran principalmente juveniles, el aumento podría reflejar liberación de competencia y/o depredación debido a la disminución de la abundancia de tiburones grandes. La serie cronológica de bitácoras comerciales y datos de observadores para todos los martillos agrupados (con la anotación de que el tiburón martillo fue el más abundante entre el grupo de tres especies) mostró grados de disminución de 91% y 79% respectivamente en la serie de 14–15 años, con base en estimaciones de tasa de disminución instantánea. Myers *et al.*, (2007) indican una tasa de disminución instantánea de un metaanálisis de tendencias de varios censos de aproximadamente 0,05 (Figura 3).

Baum *et al.*, (2003), aparentemente basados en el mismo conjunto de datos de bitácoras que Myers *et al.*, (2007) indicaron una disminución entre 1986 y 2000 del 89% en CPUE comercial de las especies de martillo agrupadas (Figura 4), y notaron que este grupo de especies había disminuido en todas las áreas de pesca examinadas (Figura 5). Burgess *et al.*, (2005) argumentaron que la disminución en los índices de abundancia observados por Baum *et al.*, (2003) eran probablemente mayores que la disminución de la población, mientras que Baum, Kehler y Myers, (2005), en respuesta a esta posición, argumentaron que sus estimaciones de disminución de población eran robustas.

Se incluyen dos índices de censos (Cuadro 2) de Ingram *et al.*, (2005) ya que fueron incluidos en la propuesta; sin embargo, se considera que la fiabilidad de éstos es baja para el tiburón martillo ya que se basan en todos los tiburones costeros, de los cuales el tiburón martillo sólo representa el 6–7%. La inspección de CPUE del censo para este complejo no mostró tendencia para la costa Atlántica de Estados Unidos de América en el período 1995–2005 y para el Golfo de México en 1995–2003, contrario a la interpretación de la propuesta.

Las capturas de tiburón martillo han disminuido sustancialmente en el período 1981–2005, de capturas máximas anuales de más de 40 000 individuos en algunos años a principios de la década de 1980 a entre 2 600 y 6 000 en los últimos tres años de la serie, (Figura 6) (Hayes *et al.*, 2009). Las capturas recreativas representaban casi toda la extracción en los primeros años de la serie y ahora se han reducido a menos de 1 000 por año más recientemente; las capturas comerciales comenzaron a aumentar a principios de la década de 1990. Los niveles de captura se han visto afectados por medidas de ordenamiento cada vez más restrictivas (NMFS, 2006) y no deberían ser considerados mediciones fiables de la abundancia.

#### *Océano Atlántico suroccidental*

La información de las pesquerías dirigidas al tiburón martillo en el sur de Brasil (Kotas, com. pers.), muestran reducciones significativas entre 2000 y 2008 en dos de las tres series disponibles: la CPUE de palangre de superficie y la CPUE de red de enmalle de fondo disminuyeron en aproximadamente el 80% o más (Figura 7). La CPUE de red de enmalle de superficie varió sin tendencia (Figura 7). La información de captura y de CPUE de la misma pesquería, (Kotas *et al.*, 2008) indica que éstas fluctuaron por un factor cercano a 5 entre 1995 y 2005, con una disminución en los últimos años de la serie (Fig. 8). La captura no sería un índice sólido de abundancia. La pesquería dirigida al martillo fue abandonada después de 2008 debido a que la especie se había tornado rara (Kotas, com. pers.)

Vooren *et al.*, (2005) proporcionaron información para esta área de un período anterior, 1993 a 2001. Los desembarques anuales de martillo (*S. lewini* y *S. zygaena* combinados) en los principales puertos pesqueros del sur de Brasil (Río Grande e Itajai) aumentaron de 30 toneladas en 1992 a 700 toneladas

en 1994 y oscilaron entre 100 y 300 toneladas entre 1995 y 2002 (Figura 9). Vooren *et al.*, (2005) apuntaron que los desembarques podrían no representar la captura real de martillo en la región, debido a prácticas de aleteo de tiburones. La CPUE en las pesquerías oceánicas con red de enmalle varió entre 100 y 300 kg por viaje sin una tendencia clara entre 1992 y 2002 (Figura 9). La CPUE de las pesquerías de palangre aumentó entre 1993 y 2000 y luego declinó hasta 2002 (Figura 10). Los datos de esfuerzo usados para calcular la CPUE no fueron corregidos para considerar cambios en el tamaño de las redes de enmalle ni en el número de anzuelos en las pesquerías de palangre (C. Vooren, com. pers.). La CPUE de las pesquerías recreativas dirigidas a martillos neonatos en las aguas costeras someras tampoco muestran una tendencia clara entre 1999 y 2004, pero posiblemente indican una reducción posterior a 2001 (Figura 11). En vista de estos resultados, los autores concluyeron que el tiburón martillo no está amenazado en el sur de Brasil, pero que medidas efectivas de conservación son necesarias para mantener la población a su nivel actual de abundancia.

#### *Mar Mediterráneo*

La propuesta indica que Ferretti *et al.*, (2008) muestran una reducción del 99% del tiburón martillo. Sin embargo, Ferretti *et al.*, (2008) indican que *Sphyrna zygaena* es la única especie de martillo cubierta por sus índices y que otras especies ocurrieron sólo esporádicamente. Por lo tanto, éste no fue considerado un índice apropiado para el tiburón martillo.

#### *Océano Índico occidental*

En un análisis de CPUE en redes de enmalle de luz de malla grande usadas para proteger las playas de tiburones, Dudley y Simpfendorfer, (2006) indicaron una disminución constante en la abundancia entre 1978 y 2003; el nivel al final es el 35% del existente al principio de la serie, es decir, un grado de reducción del 65% (Figura 12).

La propuesta (p. 10) cita datos de descarga de la FAO para el tiburón martillo en Omán que varían entre 2 800 y 8 300 toneladas/año, con picos a mediados de la década de 1980 y finales de la década de 1990, y un valor de 4 000 toneladas para el año 2000.

#### *Océano Pacífico occidental*

De Jong y Simpfendorfer, (2009) reportaron una disminución de más del 85% en la CPUE normalizada de tiburón martillo en un período de 44 años en un programa de redes de protección de playa en Australia oriental (norte de Queensland). El Cuadro especial de expertos fue informado que un rango de 65–85% era consistente con los análisis más recientes de esta información (Simpfendorfer, comunicación personal al Cuadro especial de expertos).

Gribble *et al.*, (2005) presentaron capturas y CPUE para todas las especies combinadas en la pesquería de tiburones de Queensland, en la cual *S. lewini* es una de las especies más importantes (segunda en abundancia y 18% de la captura total de tiburón en cuatro viajes observados). Tanto la captura como la CPUE (todas las pesquerías combinadas, kg/día) aumentaron constantemente entre finales de la década de 1980 y principios de la década de 2000 (Figura 13). Este índice no puede ser considerado de alta fiabilidad para *S. lewini*, ya que no existen datos de composición de especies a lo largo del tiempo y esto bien pudo haber cambiado.

#### *Océano Pacífico oriental*

Myers *et al.*, (n.d.) revelaron una disminución del 71% en el índice de observaciones visuales de buzos de tiburón martillo en un área protegida de la Isla del Coco entre 1992 y 2002.

#### ***Población pequeña***

La única estimación de población disponible es la de Hayes *et al.*, (2009) para el Atlántico noroeste, 24 500 individuos (un error en su figura sugiere ca 2 000 individuos).

No existe una estimación de población a nivel mundial.

#### ***Distribución limitada***

No existe una estimación del área de distribución, pero en vista de que esta especie es circunglobal en aguas tropicales y templadas cálidas, se puede concluir que no tiene una distribución limitada.

### **Otros índices**

Myers *et al.*, (2007) presentaron información sobre cambios en la talla de tiburón martillo en el Atlántico noroeste, que indica que ha habido una leve disminución durante el período de la muestra (Figura 14).

Dudley y Simpfendorfer, (2006) no encontraron tendencia en la talla de las hembras, pero sí una tendencia significativa al aumento en los machos, para el suroeste del Océano Índico durante el período observado (1978–2003) (Figura 15).

### **Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos**

#### **Disminución**

De conformidad con los criterios de la CITES para especies acuáticas explotadas comercialmente (Conf Res 9.24 Rev CoP14), una disminución de 15–20% del nivel de referencia histórico para una especie de baja productividad podría justificar su inclusión en el Apéndice I. Para la inclusión en el Apéndice II, estar “próxima” este nivel podría justificar su consideración y “próxima” para una especie de baja productividad sería el 20–30% del nivel de abundancia histórico (15–20% + 5–10%).

El Cuadro especial de expertos concluyó que esta es una especie de baja productividad.

No existe un índice general de disminución de la población para compararlo con estas directrices. A continuación se consideran los índices para las áreas individuales. La mayoría de los índices relevantes disponibles muestran disminuciones consistentes con el criterio del umbral para inclusión de especies de baja productividad en el Apéndice II.

En el Atlántico noroccidental, el índice más robusto de abundancia disponible (Hayes *et al.*, 2009) indica un grado histórico de disminución de alrededor del 83% entre 1980 y 2005. Esta evaluación muestra que las cifras han ido en aumento en el período 1995–2005, y que se esperaría que el aumento continúe bajo la mayoría de los escenarios plausibles de captura. Los resultados de esta evaluación son consistentes con una evaluación de tres especies de martillo combinadas (Jiao, 2009) que indica una magnitud de disminución histórica del 91–93% en el período 1980–2005. Estas evaluaciones incorporan otras series de índices de abundancia para el Atlántico noroccidental (Cuadro 2), algunos de los cuales muestran tendencias en conflicto. El grado de disminución del 83% o 91–93% sería consistente con el criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II.

Para el Atlántico sudoccidental, dos de tres series cronológicas de CPUE disponibles para la pesquería del sur de Brasil muestran grados de disminución del orden del 80% o más para el período 2000–2008. Estos son los datos más recientes disponibles para esta área, luego de series cronológicas anteriores que muestran tendencias inconsistentes. Esta pesquería cerró después de 2008 debido a que la poca abundancia de tiburón martillo a la que estaba dirigida ya no justificaba la pesca.

En el Océano Índico occidental, el grado de disminución del 64% para 1978–2003 de Dudley y Simpfendorfer (2006) no sería consistente con las directrices de disminución del Apéndice II, pero indica una reducción sustancial y sostenida.

En el Océano Pacífico, la disminución de disminución histórica del 71% en 1992–2002 (Isla del Coco, Pacífico oriental) es consistente con la inclusión en el Apéndice II, mientras que el grado de disminución de 65–85% en un período de 44 años (norte de Queensland, Pacífico occidental) es consistente con o al menos muy próximo al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II.

#### **Población pequeña**

No existe una estimación de población a nivel mundial para esta especie, aunque existe una estimación para el Atlántico noroccidental.

La directriz de la CITES se considera inapropiada en general para poblaciones de especies marinas explotadas comercialmente, excepto por unas cuantas especies tales como algunas especies sésiles o semisésiles, algunas especies con productividad extremadamente baja, y algunas endémicas pequeñas (FAO, 2001).

### ***Distribución limitada***

No se proporcionan directrices de área de distribución limitada en los criterios de la CITES, lo cual indica que los umbrales deberían ser específicos al taxón (Conf Res 9.24 Rev CoP14). La FAO (2001) recomendó que la magnitud de disminución histórica en el área de distribución sería una mejor medición del riesgo de extinción que el valor absoluto para el área de distribución, pero que cuando no existe otra información disponible y se debe usar el área de distribución absoluta para la población de peces sin explotar, los análisis se deben realizar caso por caso, ya que ninguna directriz numérica es de aplicación universal.

No existe una estimación del área de distribución global, pero dada la distribución circunglobal de esta especie, no parecería estar caracterizada por una distribución limitada.

### ***¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?***

No existe indicio en los materiales consultados de que fluctuaciones naturales hayan causado las tendencias observadas de abundancia.

### **Factores de riesgo y de mitigación**

Las aletas de esta especie tienen gran demanda y se conservan y transportan fácilmente y la especie coexiste con otras especies pelágicas de alto valor y es extraída fácilmente como captura incidental.

El riesgo en el Atlántico noroccidental podría ser mitigado por la existencia del Plan de Ordenamiento de Pesquerías de Especies Altamente Migratorias de NMFS en Estados Unidos, que incluye al tiburón martillo, el cual es considerado como una de las 11 especies en un complejo de “grandes tiburones costeros” (LCS, por sus siglas en inglés) (NMFS, 2006; NMFS, 2008). Cuotas de captura menores para el complejo LCS y otros reglamentos más estrictos fueron introducidos con la versión del plan de ordenamiento publicada en 2006 (NMFS, 2006) y sus enmiendas subsiguientes (NMFS, 2008). Las medidas de ordenamiento para el complejo LCS se fundamentan en evaluaciones periódicas (Ej., NOAA, 2006), aunque éstas se realizan a nivel del complejo de especies y podrían no dar buen seguimiento al estado de las especies individuales.

Los riesgos podrían ser mitigados por la existencia de prohibiciones al aleteo de tiburones en 21 países y la Unión Europea y por parte de nueve organizaciones regionales de ordenación pesquera, aunque las disposiciones y umbrales de estas prohibiciones (por ejemplo, razón de aletas a peso de los troncos de los desembarques) varían (Camhi *et al.*, 2009; Cuadro 5.7) y es probable que el cumplimiento también varíe.

### **Consideraciones comerciales**

#### ***Comercio de partes y derivados del tiburón martillo***

El tiburón martillo es explotado en muchas partes de su área de distribución, en pesquerías dirigidas a tiburones y como captura incidental en pesquerías de especies pelágicas y demersales. Las pesquerías recreativas son o han sido importantes en algunas partes del área de distribución, por ejemplo, Estados Unidos de América (Hayes *et al.*, 2009), Australia (Gribble *et al.*, 2005) y Brasil (Vooren *et al.*, 2005) pero no contribuían de manera significativa al comercio.

Aunque se utiliza la carne, el aceite y la piel, aparentemente éstas no son comercializadas a gran escala, con la posible excepción de productos de carne en algunas áreas (propuesta). La carne no es tan apetecible como la de otras especies (por ejemplo, marrajo sardinero) pero es consumida y podría ser procesada (salada y/o seca) para ser transportada. Se ha documentado un comercio limitado de carne en África oriental, África occidental y Suramérica (fuentes citadas en la propuesta, Sección 6.3.1).

Las aletas son comercializadas ampliamente y su demanda es alta. No existen estadísticas comerciales, en vista de que la especie (al igual que la mayoría de otras especies de tiburón) no cuenta con su propio código aduanero bajo los sistemas actualmente en uso a nivel internacional (Sistema Armonizado de Aranceles). Trabajo reciente sobre las cantidades de aletas de diferentes especies de

tiburón que transitan en el mercado de aletas de Hong Kong, Región Administrativa Especial de China (RAE), ha ayudado a aclarar las cantidades de aletas de tiburón martillo en el comercio.

El mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China, ha representado una porción sustancial del comercio mundial de aletas de tiburón: 65–80% en 1980–90, 50–65% en 1991–1995, 44–59% en 1996–2000, 30–50% después del año 2000, (Clarke, 2008). La reducción en la participación de Hong Kong, RAE de China en el mercado mundial se atribuye al aumento del comercio a través de China continental, donde es difícil obtener estadísticas, (Clarke *et al.*, 2007). A pesar de la reducción en la participación estimada del comercio mundial que transita por Hong Kong, RAE de China, las importaciones totales a Hong Kong, RAE de China, aumentaron en la década de 1990 (Figura 14), lo que sugiere que el comercio mundial de aletas de tiburón estaba aumentando durante este período.

Las aletas de martillo tienen un alto valor en el mercado internacional de aletas, donde los altos precios recientes para las diversas especies (USD 88 a 135/kg, (Clarke, tesis de Ph. D. 2003) citado en la propuesta) sirven de evidencia de su alta demanda. Las aletas de tiburón son en China un lujo tradicional o productos para una celebración, y se considera que la nueva tendencia de mayores ingresos en China continental es un impulsor clave que incrementa la demanda de aletas de tiburón (Clarke *et al.*, 2007).

Las aletas de tiburón martillo y tiburón martillo cruz (*S. zygaena*) juntas representan el 4,4% de las aletas comercializadas en el mercado de Hong Kong, RAE de China, (Clarke *et al.*, 2006, Cuadro 5) entre noviembre de 2002 y febrero de 2004.

En general, parece claro que las aletas de tiburón martillo son un producto importante en el comercio internacional de aletas, aunque un componente relativamente menor dentro del comercio total. El tiburón martillo es una especie objetivo en algunas áreas, mientras que en otras es extraído como captura incidental en pesquerías dirigidas a túnidos u otras especies de tiburón. La facilidad de procesar y almacenar las aletas secas facilita el comercio y los productos mantienen precios relativamente altos en el mercado.

***Justificación para inclusión del tiburón martillo gigante, tiburón martillo cruz, tiburón trozo y tiburón oscuro con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II (“semejanza”) del Apéndice II***

Como se indica en los criterios de inclusión de la CITES (Resolución Conf. 9.24 Rev. CoP 14), incluir las cuatro especies de tiburones arriba mencionados podría justificarse si las partes y los derivados de estas especies en el comercio se asemejan a aquellos de la especie incluida en el Apéndice II (tiburón martillo en este caso) hasta tal grado que los oficiales de aplicación serían incapaces de distinguirlos.

La propuesta ofrece pocos detalles sobre la justificación para incluir estas cuatro especies. Indica (sección 9) que las aletas de las cinco especies son morfológicamente similares (delgadas, falciformes, altura de la aleta dorsal mayor que la base) y a menudo se agrupan juntas y se seleccionan por separado de las de otras especies en el mercado. No se aporta información comparativa sobre las aletas pectorales o caudales, que también se comercializan (Clarke *et al.*, 2006).

Los comerciantes de Hong Kong, RAE de China, generalmente son capaces de identificar las aletas en el mercado por especie o por pequeños grupos de especies, como lo indica una comparación de categorías de aletas de tiburón utilizada por los comerciantes en el mercado de Hong Kong, RAE de China, y la identificación de especies basada en pruebas de ADN (Clarke *et al.*, 2006). El grado de correspondencia entre las categorías de los comerciantes y la identificación por ADN osciló entre el 62% (“bai qing”, que corresponde a tiburón trozo) y 95% (“chun chi”, que corresponde a una mezcla de tiburón martillo y martillo cruz) (Clarke *et al.*, 2006; Cuadro 3). Cuando no hubo correspondencia, una variedad de especies fue mal catalogada por los comerciantes. El tiburón martillo y el martillo cruz no fueron separados por los comerciantes, sino agrupados en una sola categoría, con una alta tasa de correspondencia entre la categoría de mercado y la identificación de este par de especies (95%).

En este estudio (Clarke *et al.*, 2006) no indicaban que las cinco especies cubiertas en esta propuesta estuvieran agrupadas en el mercado. Aunque el tiburón martillo y el martillo cruz estuvieran asignados a la misma categoría, cada una de las otras tres especies propuestas para inclusión con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II tenían su propia categoría en el mercado, con una tasa de correspondencia relativamente alta entre la categoría de los comerciantes y las especies: la correspondencia para el



tiburón martillo gigante (“gu pian”) fue del 86%, para el tiburón trozo de (“bai qing”) del 74%, y para el tiburón oscuro (“hai hu”) del 85% (Clarke *et al.*, 2006; Cuadro 3).

Este estudio indica que es posible identificar las aletas de los tiburones en el mercado por especie, con la importante excepción del tiburón martillo y el martillo cruz, que actualmente no se separan. Sin embargo, no hay duda de que es necesario tener un experto conocimiento y experiencia para alcanzar el nivel de identificación demostrado en el mercado de Hong Kong, RAE de China. Por lo tanto, este estudio apoya el argumento de que los oficiales de aplicación con conocimiento general (posiblemente aún con materiales de identificación adicionales) tendrían dificultades en identificar las aletas en el mercado por especie. La tecnología de ADN disponible podría servir de respaldo para la identificación, pero se considera, en general, que la tecnología actual no proporciona técnicas útiles para la separación de especies de manera rutinaria en los puestos aduaneros.

Claramente, no se puede distinguir, o no se hace distinción, entre las aletas de tiburón martillo y martillo cruz, aún con conocimiento experto. Las aletas de las tres especies de martillo son bastante semejantes, hasta el grado que separarlas sería muy difícil para personas no expertas. Sin embargo, la propuesta y otra información disponible no proporcionan justificación adecuada para apoyar el argumento de que el tiburón trozo y el tiburón oscuro debería ser considerados para inclusión con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II, si el tiburón martillo es incluido con arreglo al párrafo 2(a) del Artículo II.

## **Aspectos de aplicación**

### ***Introducción procedente del mar***

Con base en el conocimiento actual acerca de su distribución, el tiburón martillo es una especie principalmente de la plataforma continental y las aguas costeras y es poco común en aguas oceánicas (Compagno, 1984; Fowler *et al.*, 2005). La mayoría de las pesquerías que explotan esta especie operan dentro de las aguas de la plataforma continental y no en el océano abierto. Por lo tanto, la extracción se llevaría a cabo en aguas de las zonas económicas exclusivas de los estados, por lo que las disposiciones de introducción procedente del mar de la CITES no aplicarían. Lo mismo sería para las otras dos especies de martillo propuestas para inclusión con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II.

### ***Base para los dictámenes de que los especímenes fueron obtenidos legalmente y de que no habrá efectos perjudiciales***

Los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales son responsabilidad del país exportador y deben mostrar que las exportaciones no son perjudiciales para la supervivencia de la especie, es decir, que son consistentes con la explotación sostenible. La elaboración de un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales requiere una capacidad científica adecuada, información biológica sobre la especie y un método para demostrar que las exportaciones se fundamentan en una explotación sostenible. La calidad del dictamen de que no habrá efectos perjudiciales es asegurada por la revisión de los Comités Científicos de la CITES (Comités de Fauna y Flora) y en las partes individuales. La FAO (2004, parr. 28–29) proporciona orientación para los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales en el contexto de pesquerías.

Para el Atlántico noroccidental, los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales se podrían basar en evaluaciones recientes de esta especie (Hayes *et al.*, 2009; Jiao *et al.*, 2009). El Plan de Manejo de Pesquerías de Estados Unidos (NMFS, 2006) trata el tiburón martillo como una de las 11 especies que conforman un complejo de tiburones costeros grandes, y como tal no incluye una cuota para esta especie por sí sola, pero se han determinado niveles de explotación consistentes con la recuperación de la población, (Hayes *et al.*, 2009) y se podrían emitir dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales para capturas consistentes con estos niveles.

Para otras partes del área de distribución, existen evaluaciones no específicas a la especie que podrían servir de base para dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales.

Parece no haber restricciones a la explotación de esta especie en ninguna parte del área de distribución, por lo que no habría dificultad en proporcionar un dictamen de que los especímenes

fueron obtenidos legalmente pero, bajo estas circunstancias, tal determinación no tendría sentido en cuanto a asegurar el uso sostenible.

### ***Identificación de los productos en el comercio***

Las aletas son el principal producto en el comercio. Aunque los comerciantes de aletas por lo general pueden identificar las aletas a nivel de especie de manera consistente, la exactitud no es del 100%, y dos especies de martillo (común y cruz) no son diferenciadas aún por los comerciantes expertos en el mercado (Clarke *et al.*, 2006). La propuesta indica que las aletas de las cinco especies cubiertas en esta propuesta son morfológicamente similares hasta el grado que se justifica la inclusión de cuatro especies con arreglos al párrafo 2(b) del Artículo II, pero proporciona poca información de referencia.

El registro preciso del comercio internacional de tiburones se ve seriamente obstaculizado por la ausencia de un mecanismo de informe a nivel de especie. Para lidiar con este problema, la Conferencia de las Partes debería instar a la Organización Mundial del Comercio a establecer partidas específicas dentro del sistema normalizado de aranceles del Sistema Armonizado para registrar el comercio de tiburones y sus productos a nivel de especie.

### ***Aspectos de “semejanza”***

Aunque personas no expertas probablemente tendrían dificultad en separar las aletas de tiburón en el comercio, existe actualmente poca información fácilmente disponible para identificar las aletas de tiburón a nivel de especie y separarlas. Además, la CITES no tiene normas claras para tomar decisiones acerca de la inclusión de una especie con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II. La elaboración de materiales de identificación de aletas de tiburones y el desarrollo de normas para la toma de decisiones sobre inclusión de especies “semejantes” ayudaría a apoyar la evaluación de futuras propuestas de inclusión.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES para la conservación de la especie**

La inclusión en el Apéndice II del tiburón martillo podría mejorar el monitoreo de las capturas a nivel de especie (por medio de la documentación de los flujos comerciales) y la evaluación de la sostenibilidad de la explotación (a través de la presentación de dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales). Existen pocos mercados nacionales de productos de tiburón martillo, por lo que la mayoría de los productos en el comercio se moverían internacionalmente y por lo tanto se ajustarían a las disposiciones reglamentarias del Apéndice II. Sin embargo, también es posible que una mayor regulación del comercio alentaría al uso más sostenible de esta especie, reduciendo así la presión sobre las poblaciones.

Los mismos comentarios son relevantes para las cuatro especies propuestas para inclusión bajo el párrafo 2(b) del Artículo II.

### **Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos**

- Baum, J.K., Kehler, D. y R.A. Myers. 2005. Robust estimates of decline for pelagic shark populations in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Fisheries* 20 (10): 27–29.
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B, Harley, S.J. y P.A.Doherty. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299: 389–392 plus supplementary material.
- Burgess, G.H., Beerkircher, L.R, Cailliet, G.M., Carlson, J.K., Cortes, E., Goldman, K. J., Grubbs, R.D., Musick, J.A., Musyl, M.K. y C. A. Simpfendorfer. 2005. Is the collapse of shark populations in the Northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real? *Fisheries* 20 (10): 19–26.
- Camhi, M.D., Valenti, S.V., Fordham, S.V., Fowler, S.L. y Gibson, C. 2009. *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List*

- Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, Reino Unido. x + 78p.
- Carlson, J. National Marine Fisheries Service, United States of America. Communication to the Panel December 8. 2009.
- Chapman, D.D., Pinhal, D., y Shivji, M.S. 2009. In review. Genetic stock identification in endangered scalloped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini*. *Endangered Species Research*
- Chen, G.C., T. Leu, S. Joung, y N.C.H. Lo. 1990. Age and growth of the scalloped hammerhead, *S. lewini*, in Northeastern Taiwan waters. *California Wild (formerly known as Pacific Science)* 44(2):156–170. *Cited in the proposal*
- Clarke, S. 2008 Use of shark fin trade data to estimate historic total shark removals in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources* 21: 373–381.
- Clarke, S., E. J. Milner-Gulland, y T. B. Cemare. 2007. Social, economic, and regulatory drivers of the shark fin trade. *Marine Resource Economics* 22: 305–327.
- Clarke, S.C., J.E. Magnussen, D.L. Abercrombie, M.K. McAllister y M.S. Shivji. 2006. Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conserv. Biol.* 20: 201–211.
- Compagno, L.J.V. 1984. Sharks of the World. Part II Carcharhiniformes. *FAO Fish. Synopsis* 125, Vol. 4, Part II pp 545–546.
- Cortes, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. *Conserv. Biol.* 16: 1048–1062.
- De Jong, S. y C. Simpfendorfer. 2009. The Queensland shark control program: a fisheries-independent assessment of shark stocks in far north Queensland. Abstract A71 for Fish Conference and 2009 ASFB Workshop and Conference, 31 de mayo–5 de junio de 2009, Fremantle, Western Australia.
- Dudley, S. y C. Simpfendorfer. 2006. Population status of 14 shark species caught in the protective gillnets off KwaZulu-Natal beaches, South Africa, 1978–2003. *Marine and Freshwater Research* 57: 225–240.
- Duncan, K.M., A.P. Martin, B.W. Bowen, y H.G. DeCoutet. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead shark (*S. lewini*). *Molecular Ecology* 15:2239–2251.
- FAO. 2001. A background analysis and framework for evaluating the status of commercially-exploited aquatic species in a CITES context. Second Technical Consultation on the Suitability of the CITES Criteria for Listing Commercially-exploited Aquatic Species. 23 pp. Disponible en: [www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM](http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM)
- FAO. 2004. Report of the Expert Consultation on Implementation Issues Associated with Listing Commercially-exploited Aquatic Species on CITES Appendices. *FAO Fisheries Report No 741*: Roma, 25–28 de mayo de 2004. vi + 21 pp.
- Ferretti, F., R. A. Myers, F. Serena y H. K. Lotze. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conserv. Biol.* 22: 952–964
- Fowler, S.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A. y Musick, J.A. eds. 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. x + 461 pp. Section on *S. lewini*, pp. 314–316, authored by J. E. Kotas.
- Gribble, N., O. Whybird, L. Williams y R. Garrett. 2005. Fishery assessment update 1988–2003: Queensland East Coast shark. Information Series QI04070, Northern Fisheries Centre. Queensland Government, Cairns. 26 pp.
- Hayes, C.G., Y. Jiao, y E. Cortes. 2009. Stock assessment of scalloped hammerheads in the western north Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *N. Am. J. Fish. Management* 29: 1406–1417.

- Ingram, W. T. Henwood, M. Grace, L. Jones, W. Driggers y K. Mitchell. 2005 Catch rates, distribution and size composition of large coastal sharks collected during NOAA Fisheries bottom longline surveys from the U.S. Gulf of Mexico and U.S. Atlantic Ocean. NOAA Fisheries Document CS05/06-DW-27, 62 pp.  
www.sefsc.noaa.gov/sedar/Sedar\_Documents.jsp?WorkshopNum=11&FolderType=Data
- Jiao, Y., C. Hayes y E. Cortes. 2009. Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modelling of fish complexes without species-specific data. *ICES J. Mar. Sic.* 66: 367–377.
- Kotas, J. E., M. Petrere Jr., F. Fiedler, V. Mastrochirico y G. Sales. 2008. A pesca de emalhe-de-superfície de Santa Catarina direcionada a captura dos tubarões-martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith and Smith 1934) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758). *Atlantica*, Rio Grande, Brasil, 30 (2): 113–128.
- Myers, M. C., C. Vaughan, O. Bin, S. Polasky y A. Klampfer n.d.. Trends in shark and ray abundance in the Cocos Island Marine Conservation Area, Costa Rica. Abstract for International Conference for the Conservation and Management of Wildlife. 21–25 de febrero, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Myers, R.A., J.K. Baum, T.D. Shepherd, S.P. Powers, y C.H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 30 de marzo de 2007, 315: 1846–1850, plus supplementary material.
- NMFS. 2006. Final Consolidated Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Sustainable Fisheries, Highly Migratory Species Management Division, Silver Spring, MD. Public Document. 1600 pp.
- NMFS. 2008. Final Amendment 2 to the Consolidated Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Sustainable Fisheries, Highly Migratory Species Management Division, Silver Spring, MD. Public Document. 726 pp.
- Piercy, A.N., J.K. Carlson, J.A., Sulikowski, y G. Burgess. 2007. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *S. lewini*, in the north-west Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Mar. Freshw. Research* 58: 34–40.
- Smith, S.E., D.W. Au, y C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshw. Research* 49(7):663–678.
- Tolentino, V.A. y C.R. Mendoza. 2001. Age and growth for the scalloped hammerhead shark, *S. lewini* (Griffith and Smith, 1834) along the central Pacific coast of Mexico. *Ciencias Marinas* 27:501–520.
- Vooren, C. M., S. Klippel y A. B. Galina. 2005. Biologia e status de conservação dos tubarões-martelo *Sphyrna lewini* e *S. Zygaena*. Chapter 6 in Vooren, C. M. and S. Klippel. 2005 (Eds). *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. IGARE. Porto Alegre, Brasil. 261 pp.

## CUADROS Y FIGURAS

Cuadro 1. Información para evaluar el nivel de productividad del tiburón martillo.

Parámetro	Información	Productividad	Fuente
<b>Tasa intrínseca de aumento</b>	a. Atlántico NO – 0,082 ( $\lambda = 1,086$ )	a. Baja	a. Cortes, 2002
	b. Pacífico O – 0,472 ( $\lambda = 1,600$ )	b. Alta	b. Cortes, 2002
	c. Océano Índico O r = 0,103	c. Baja	c. Dudley y Simpfendorfer, 2006
	d. $R_{2M} = 0,028$	d. Baja	d. Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>Mortalidad natural</b>	M = 0,129	Baja	Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>Edad de madurez</b>	a. Océano Índico O – 11 años	a. Baja	a. Dudley y Simpfendorfer, 2006
	b. Hembras – 15 años	b. Baja	b. Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>Edad máxima</b>	a. Atlántico NO – 30,5 años	a. Baja	a. Piercy <i>et al.</i> , 2007
	b. Océano Índico O – 30 años	b. Baja	b. Dudley y Simpfendorfer, 2006
	c. 35 años	c. Baja	c. Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>K de von Bertalanffy</b>	a. Atlántico NO – Machos 0,13 Hembras 0,09	a. Baja	a. Piercy <i>et al.</i> , 2007
	b. Océano Índico O – 0,057	b. Baja	b. de Bruyn, 2000 citado en Dudley y Simpfendorfer, 2006
	c. Pacífico O – Machos 0,222 Hembras 0,249	c. Media	c. Chen <i>et al.</i> , 1990 citado en propuesta
	d. Pacífico E – Machos 0,131 Hembras 0,156	d. Baja	d. Tolentino y Mendoza, 2001
<b>Tiempo de generación</b>	a. Atlántico NO – 16,7 años	a. Baja	a. Cortes, 2002
	b. Océano Índico O – 18,3 años	b. Baja	b. Dudley y Simpfendorfer, 2006
	c. Pacífico O – 5,7 años	c. Media (H)	c. Cortes, 2002

Cuadro 2. Índices de disminución del tiburón martillo.

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Atlántico noroccidental	Estimación de abundancia de evaluación de población	EOD 83%	Modelo de superávit de producción, índices múltiples, 1980–2005	Costa Atlántica Estados Unidos de América	Evaluación basada en múltiples censos (5)	Hayes <i>et al.</i> , 2009
	Estimación de abundancia de evaluación de población	EOD 91% a 93%	Modelo de superávit de producción para especies mixtas de martillos, probabilístico, índices múltiples, 1980–2005	Costa Atlántica Estados Unidos de América	Evaluación basada en múltiples censos, para especies mixtas (5-)	Jiao <i>et al.</i> , 2009
	Capturas, recreativas y comerciales	EOD ca 90%	Inspección de cifras, 1981–2005	Costa Atlántica Estados Unidos de América	Capturas, sin corrección por esfuerzo (2)	Hayes <i>et al.</i> , 2009
	CPUE, censo de investigación UNC	EOD 98%	Disminución instantánea - 0,127 en 31 años (1973–2003)	Costa de Carolina del Norte	Censo diseñado (5)	Myers <i>et al.</i> , 2007, Cuadro S5
	CPUE, censo SEAMAP	Aumento	Aumento instantáneo 0,094 en 17 años (1989–2005)	Costa suroriental Estados Unidos de América	Censo diseñado (5)	Myers <i>et al.</i> , 2007, Cuadro S5
	CPUE, bitácoras comerciales (todos los martillos)	EOD 91%	Disminución instantánea – 0,158 en 15 años (1986–2000)	Atlántico noroccidental	Especies agrupadas, datos comerciales (3)	Myers <i>et al.</i> , 2007, Cuadro S5

Cuadro 2 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
	CPUE, observadores comerciales (todos los martillos)	EOD 79%	Disminución instantánea 0,110 en 14 años (1992–2005)	Atlántico noroccidental	Especies agrupadas, datos de observadores comerciales (3)	Myers <i>et al.</i> , 2007, Cuadro S5
	CPUE, bitácoras comerciales (todos los martillos, principalmente martillo común)	EOD 89%	Calculada por los autores, 1986–2000	Atlántico noroccidental	Especies agrupadas, bitácoras comerciales (3)	Baum <i>et al.</i> , 2003
	CPUE, censo de palangre	Sin tendencia	Inspección de cifras, 1995–2005	Costa Atlántica Estados Unidos de América	Tiburones costeros agrupados, tiburón martillo es 6% del total (1–2)	Ingram <i>et al.</i> , 2005, Figura 39
	CPUE, censo de palangre	Sin tendencia	Inspección de cifras, 1995–2003	Golfo de México, Estados Unidos de América	Tiburones costeros agrupados, tiburón martillo es 7% del total (1–2)	Ingram <i>et al.</i> , 2005, Figura 42
Atlántico Suroriental	CPUE, red de enmalle de superficie	Disminución de 80% o más	Inspección de cifras, 2000–2008	Sur de Brasil	CPUE sin normalizar, tiburón martillo (3)	Kotas, J.E. comunicación personal al Cuadro
	CPUE, red de enmalle de fondo	Disminución de 80% o más	Inspección de cifras, 2000–2008	Sur de Brasil	CPUE sin normalizar, tiburón martillo (3)	Kotas, J.E. comunicación personal al Cuadro
	CPUE, palangre de superficie	Sin tendencia	Inspección de cifras, 2000–2008	Sur de Brasil	CPUE sin normalizar, tiburón martillo (3)	Kotas, J.E. comunicación personal al Cuadro
	CPUE pesquerías de red de enmalle ( <i>S. lewini</i> y <i>S. zygaena</i> )	Sin tendencia	Inspección de cifras, 1992–2002	Sur de Brasil	Especies agrupadas, datos de esfuerzo sin corrección (1–2)	Vooren <i>et al.</i> , 2005

Cuadro 2 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
	CPUE pesquerías de palangre ( <i>S. lewini</i> y <i>S. zygaena</i> )	Aumento de 1993 a 2000, disminución en 2000–2002	Inspección de cifras, 1992–2002	Sur de Brasil	Especies agrupadas, datos de esfuerzo sin corrección (1–2)	Vooren <i>et al.</i> , (2005)
	CPUE pesquerías recreativas ( <i>S. lewini</i> y <i>S. zygaena</i> )	Sin tendencia, posible disminución desde 2001	Inspección de cifras, 1999–2004	Sur de Brasil	Especies agrupadas, datos comerciales (2)	Vooren <i>et al.</i> , (2005)
Océano Índico occidental	CPUE, redes de protección contra tiburones	EOD 65%	Inspección de cifras, 1978–2003	Sudáfrica	Buena identificación de especies, diseñada para tiburones (5)	Dudley y Simpfendorfer, 2006, Fig.2
Océano Pacífico occidental	CPUE, todas las pesquerías, todos los tiburones	Tendencia en aumento	Inspección de cifras, 1978–2003	Queensland, Australia	Todas las especies de tiburón combinadas, todas las pesquerías combinadas (1–2)	Gribble <i>et al.</i> , 2005, Fig. 2.
	CPUE, redes de protección contra tiburones	Disminución de 65–85%	Proporcionada por los autores	Queensland, Australia	Tiburones martillo, CPUE normalizada (5)	De Jong y Simpfendorfer, 2009
Océano Pacífico oriental	Índice de avistamiento de buzos	Disminución de 71%	Proporcionada por los autores	Isla del Coco, Costa Rica	Observaciones visuales (5)	Myers <i>et al.</i> , n.d.

Cuadro 3. Probabilidad (%) de que la población de tiburón martillo se regenerará (es decir, alcanzará un tamaño final de población mayor a RMSN) en 10, 20 y 30 años bajo escenarios de captura constante (relativa a la captura de 2005) usando el escenario BASE para el modelo de superávit de producción de Fox. Fuente: Hayes *et al.*, 2009.

Time frame	No catch	Percent of 2005 catch (number)			
		50 (2,068)	69 (2,853)	100 (4,135)	150 (6,203)
10 years	95	85	70	58	20
20 years	99	96	92	86	50
30 years	99	98	96	91	63



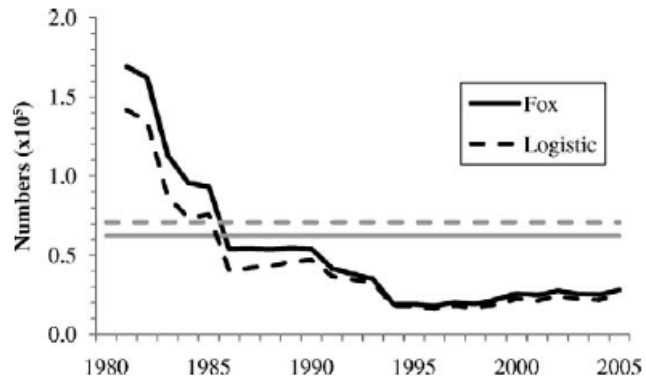


Figura 1. Estimaciones de población de tiburón martillo de dos modelos, 1981–2005. Las líneas de color gris son los niveles de RMS para los dos modelos. Fuente: Hayes *et al.*, 2009.

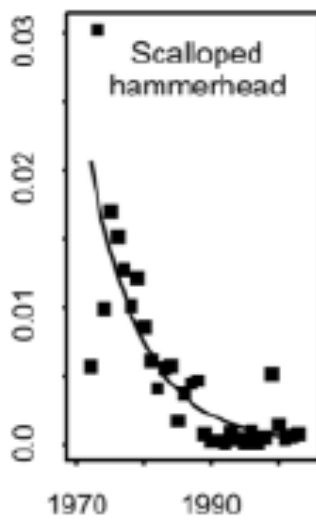


Figura 2. Tendencia de abundancia, tiburón martillo, censo UNC. Fuente: Myers *et al.*, 2007, Figura 1.

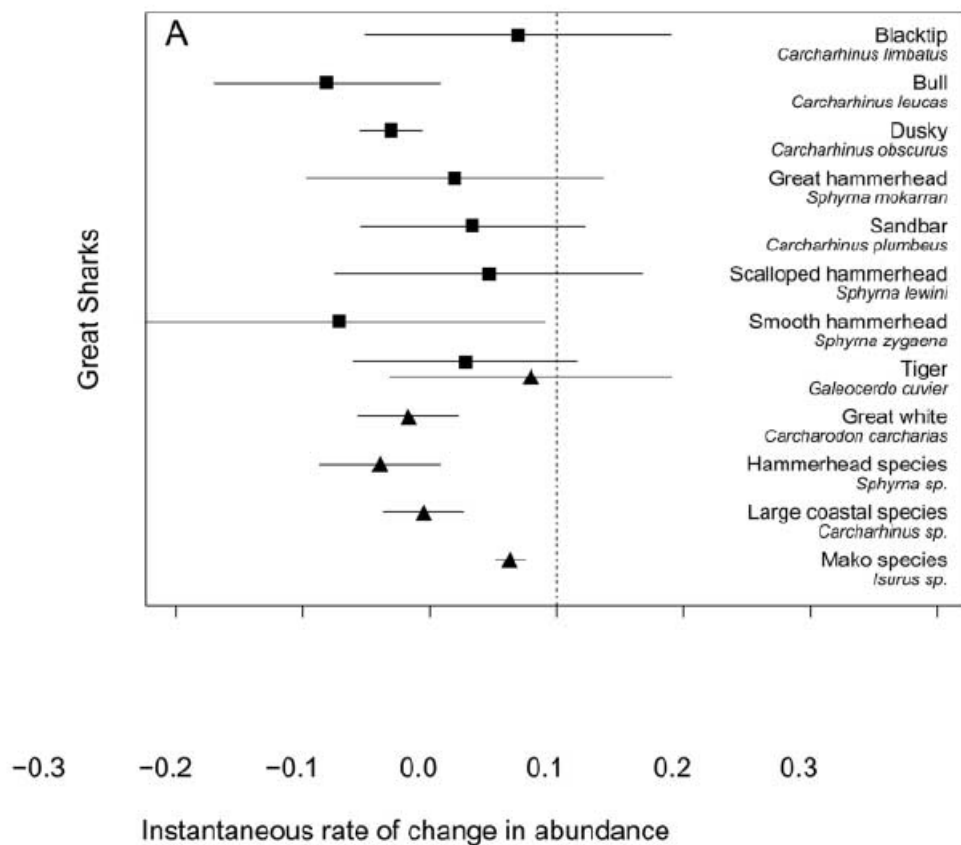


Figura 3. Tasa de cambio instantáneo en la abundancia, metaanálisis de múltiples censos de investigación. Duración media de los censos 28 años. Fuente: Myers *et al.*, 2007. Figura 2.

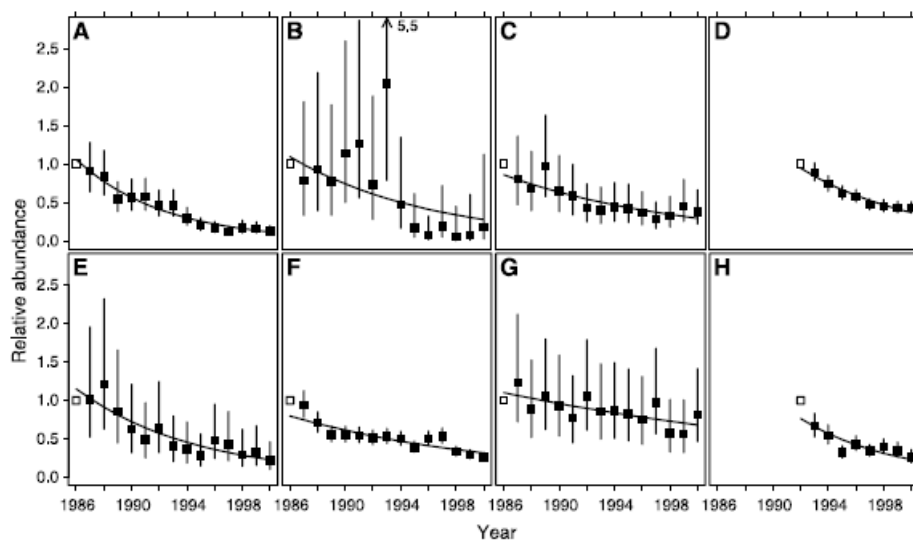


Figura 4. Cambios en índices de abundancia. A = tiburones martillo agrupados. Fuente: Baum *et al.*, 2003. Figura 2.

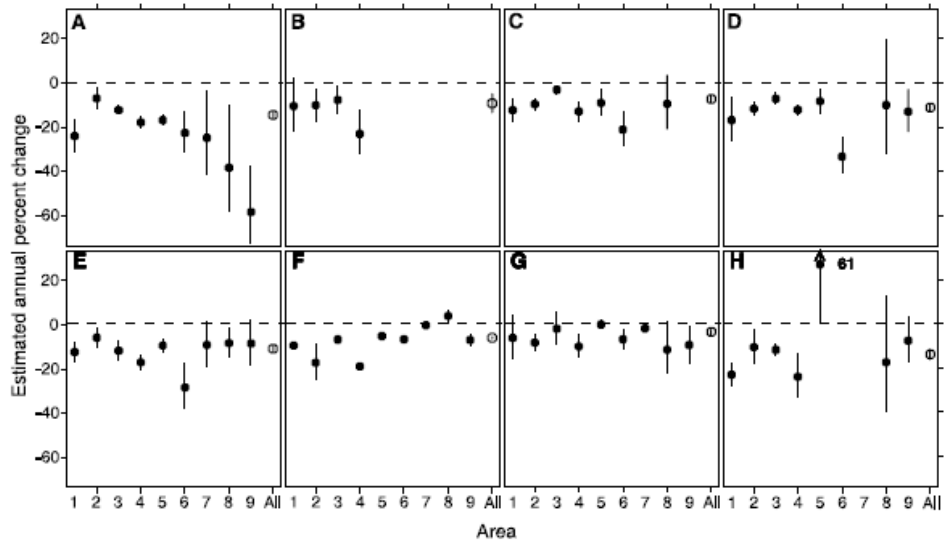


Figura 5. Tasa anual de cambio en abundancia, 1986–2000, en 10 subáreas del Atlántico noroccidental. A = tiburones martillo agrupados. Fuente: Baum *et al.*, 2003. Figura 3.

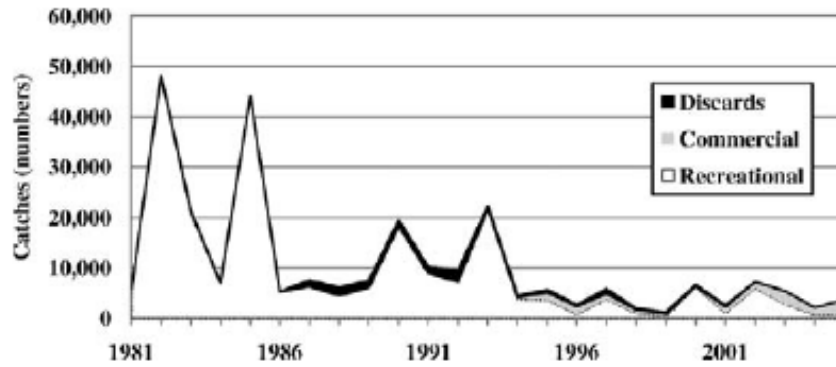


Figura 6. Capturas de tiburón martillo de Estados Unidos. Fuente: Hayes *et al.*, 2009.

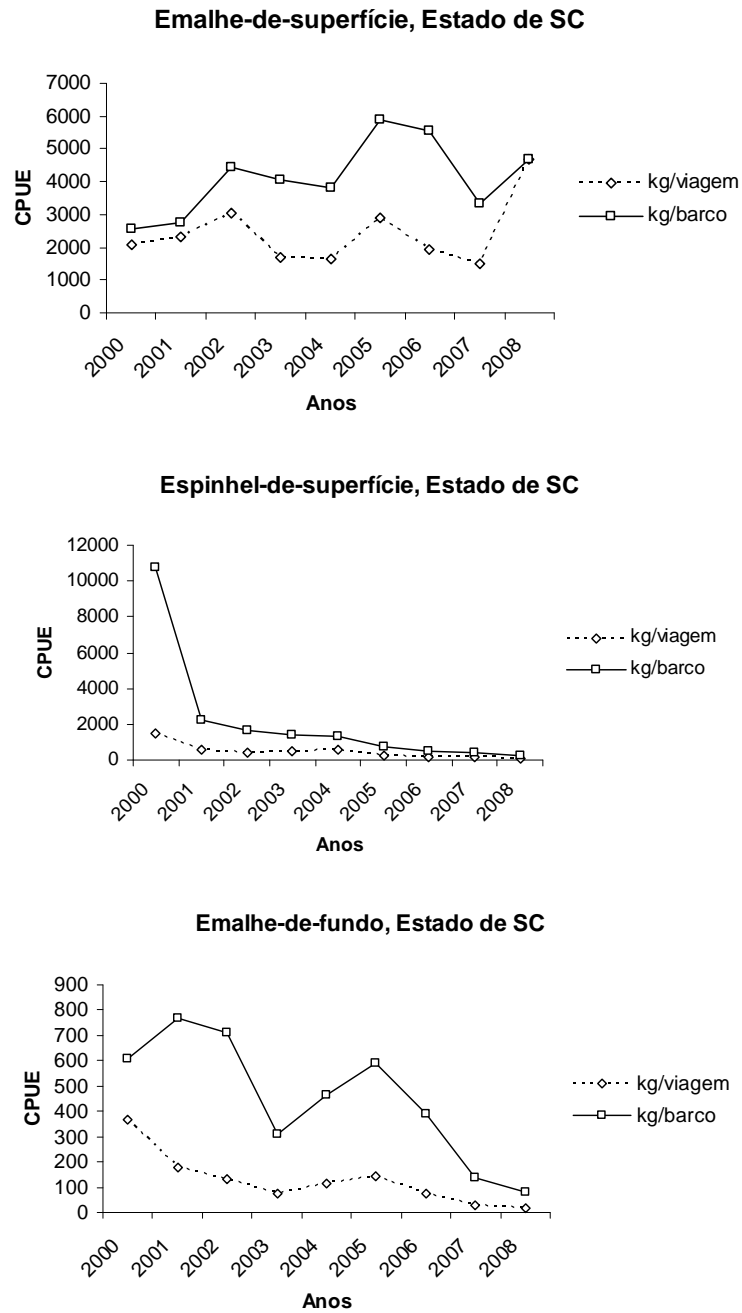


Figura 7. CPUE, tiburón martillo, Sur de Brasil. Línea punteada: kg/viaje; línea sólida: kg/barco. Arriba: red de enmalle de superficie; centro: palangre de superficie; abajo: red de enmalle de fondo. Fuente: Kotas, comunicación personal.

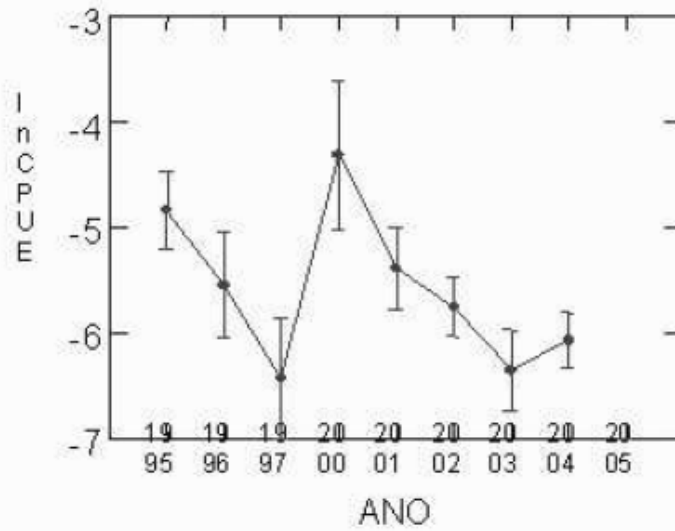
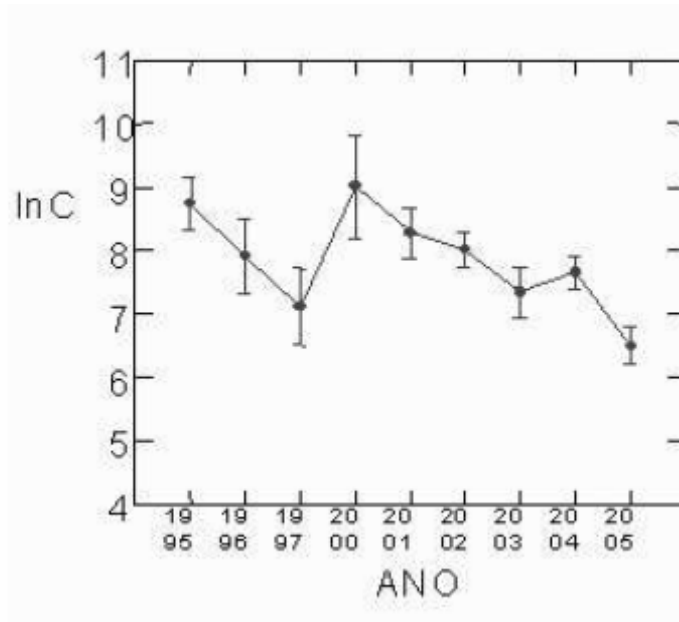


Figura 8. Captura (kg) (arriba) y CPUE (kg/m<sup>2</sup> de red) (abajo) de tiburón matillo y martillo cruz agrupados, red de enmalle de superficie, Sur de Brasil. Fuente: Kotas *et al.*, 2008.

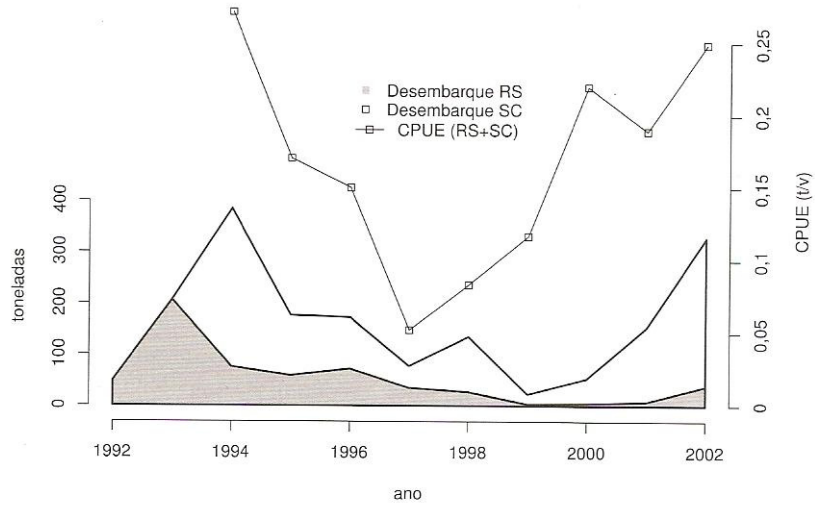


Figura 9. Desembarques y CPUE de pesquerías oceánicas de red de enmalle en el Sur de Brasil, (Vooren *et al.*, 2005).

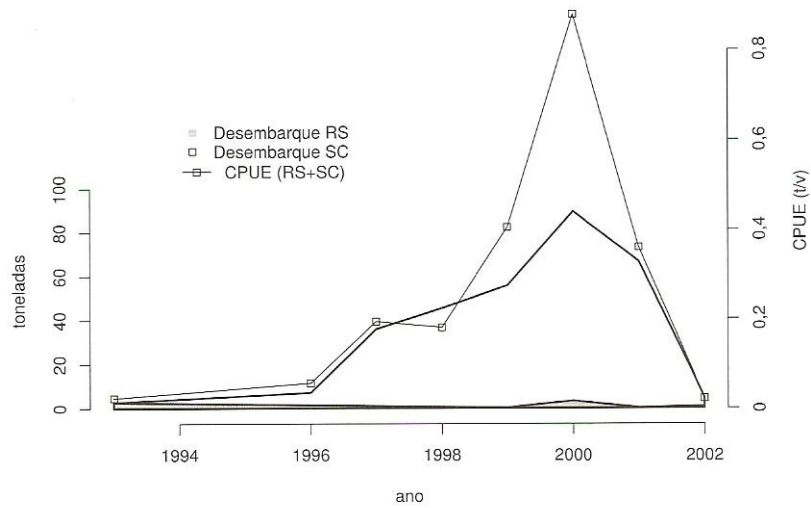


Figura 10. Desembarques y CPUE de pesquerías de palangre en el Sur de Brasil, (Vooren *et al.*, 2005).

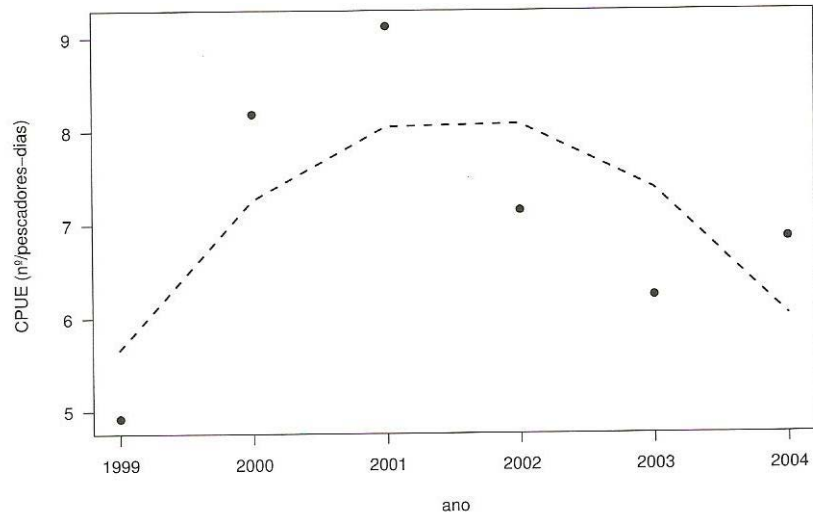


Figura 11. Captura por unidad de esfuerzo (número/pescador/día) de la pesquería recreativa dirigida a martillos neonatos en el Sur de Brasil, (Vooren *et al.*, 2005).

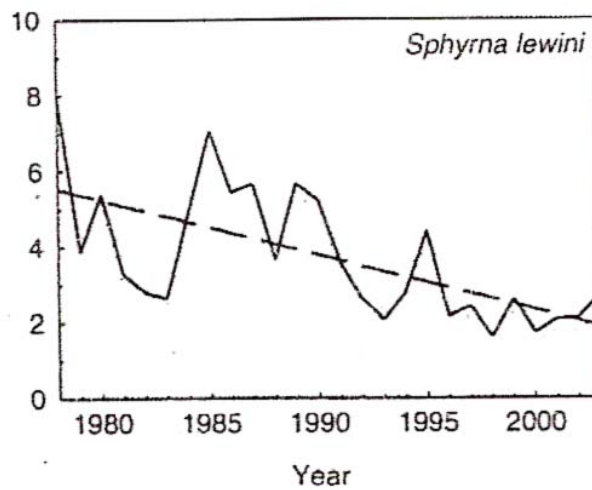


Figura 12. CPUE anual de tiburón martillo del programa de protección de la playa KwaZulu-Natal, 1978–2003. Las unidades son número/km red/año. Fuente: Dudley y Simpfendorfer, 2006.

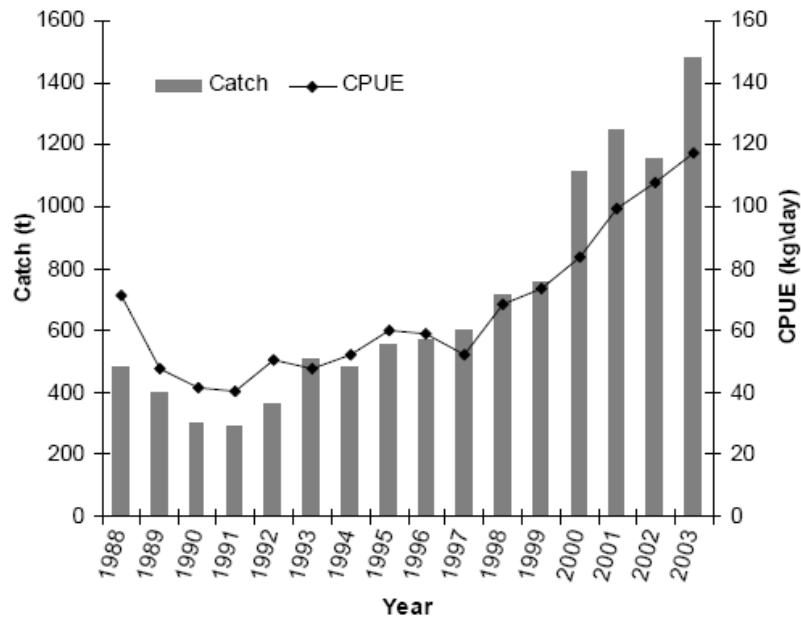


Figura 13. Captura anual y captura por unidad de esfuerzo, todas las pesquerías combinadas, todas las especies de tiburones combinadas, costa oriental de Australia. *S. lewini* es el 18% de la captura total en 4 viajes observados. Fuente: Gribble *et al.*, 2005.

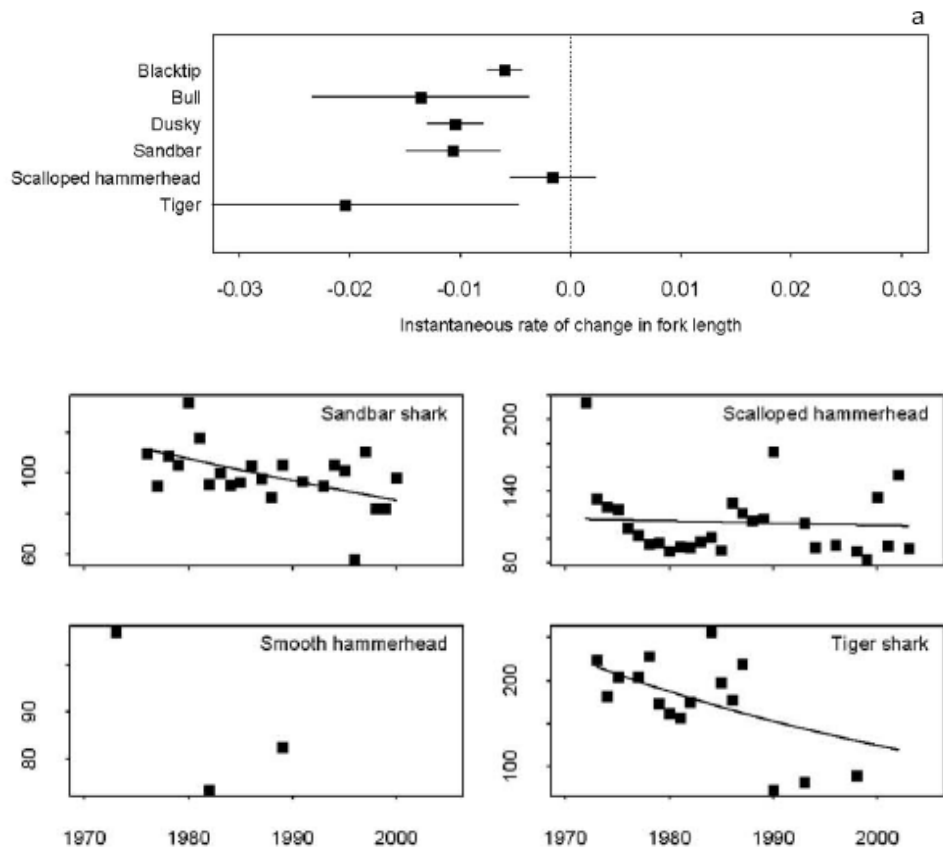


Figura 14. Cambios en longitud furcal, tiburón martillo, censo de tiburones en Carolina del Norte. En Figura inferior, eje 'y' es la longitud furcal. Fuente: Myers *et al.*, 2007, material suplementario, Figura S3.



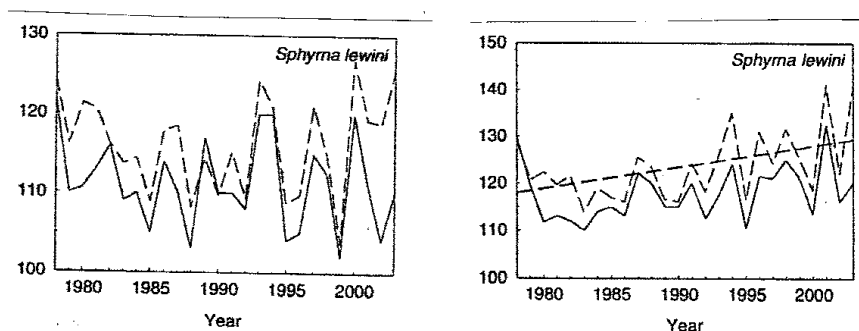


Figura 15. Talla mediana anual (línea sólida) y media (línea punteada) (longitud pre-caudal) de tiburón martillo capturado en el programa de protección de la playa KwaZulu-Natal, 1978–2003. Cuadro izquierdo: hembras; cuadro derecho: machos. Línea recta de ajuste en datos de machos indica una regresión significativa.

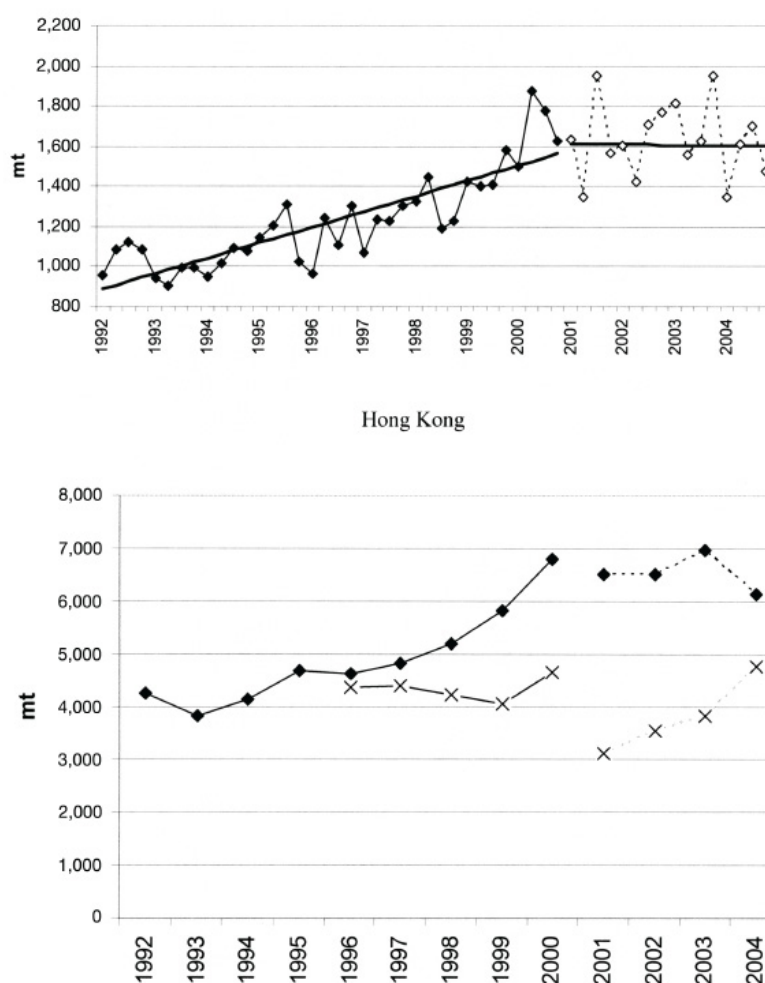


Figura 16. Importaciones de aletas de tiburón a Hong Kong, RAE de China, y China continental. Figura superior: importaciones trimestrales a Hong Kong, RAE de China (el cambio en los informes estadísticos significa que los valores antes y después de 2001 no son estrictamente comparables). Figura inferior: importaciones anuales a Hong Kong (símbolos sólidos) y China continental (x's). Fuente: Clarke *et al.*, 2007.



## APÉNDICE F

### Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: tiburón oceánico

#### CoP15 Propuesta 16

**ESPECIE:** *Carcharhinus longimanus* – Tiburón oceánico

**PROPUESTA:** Inclusión de *Carcharhinus longimanus* en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II de la Convención y con ajuste al Criterio A del Anexo 2 a) de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14).

**Base para la propuesta:** Es conocido, o se puede inferir o proyectar, que la regulación del comercio de la especie es necesaria para evitar que se torne elegible para la inclusión en el Apéndice I en un futuro cercano.

La propuesta indica que esta especie de baja productividad ha sufrido disminuciones de 60-70% en el Océano Atlántico noroccidental y central, y una reducción de hasta diez veces en el Océano Pacífico Central, que la especie es sobreexplotada por sus aletas que son grandes y de alto valor en el comercio y que es probable que la especie se vea amenazada de extinción, a menos que exista regulación y vigilancia del comercio internacional.

#### RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

El Cuadro especial de expertos de la FAO llegó a la conclusión de que la evidencia disponible se ajusta a la propuesta de inclusión del tiburón oceánico, *Carcharhinus longimanus*, en el Apéndice II de la CITES.

El Cuadro especial de expertos concluyó que esta es una especie de baja productividad.

Existe escasez de datos cuantitativos con los cuales determinar las tendencias globales de tiburón oceánico de amplia distribución tropical. Todos los índices disponibles se basan en captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería. Dos estudios regionales aportan series cronológicas largas (45-50 años) que muestran la magnitud de disminución histórica de conformidad con el criterio de disminución del Apéndice II, y una serie cronológica corta (10 años) reciente en un área y también señala que el grado de disminución histórica es consistente con el criterio de disminución del Apéndice II. La información acerca de otras áreas es muy limitada y difícil de interpretar.

En el Atlántico noroccidental, la serie cronológica más larga (década de 1950 a década de 1990) muestra un grado sustancial de disminución consistente con el criterio de disminución del Apéndice. Esta serie se basa en diferentes enfoques en las partes tempranas y tardías de la serie cronológica (buques de investigación y barcos comerciales con cobertura de observadores, respectivamente), pero las áreas muestreadas y las artes usadas en general fueron consistentes y se hicieron esfuerzos para normalizar los conjuntos de datos. Las tendencias de CPUE de palangre para especies de teleósteos pelágicos grandes muestran disminuciones mayores que las observadas durante períodos similares en evaluaciones de población más detalladas, lo cual lleva a preguntarse sobre la fiabilidad de la información de tendencias de CPUE a largo plazo; sin embargo, no existen evaluaciones de población de tiburón oceánico. Los índices para el Atlántico noroccidental que cubren períodos más recientes (1992-2005) mostraron disminuciones continuas.

En el Pacífico central, la serie cronológica más larga (década de 1950 a 1999-2002) muestra un grado de disminución sustancial consistente con el criterio de disminución del Apéndice II. Al igual que con el Atlántico noroccidental, los enfoques en los períodos tempranos y tardíos fueron diferentes (buques de investigación y palangreros comerciales con cobertura de observadores, respectivamente) y las áreas

observadas también fueron levemente diferentes, pero las artes fueron similares y se hicieron esfuerzos para normalizar los conjuntos de datos. La interpretación de esta serie se ve complicada por el mismo tema que para el Atlántico noroccidental, una discrepancia entre las tendencias de la población durante largos períodos de la serie de CPUE y en evaluaciones más detalladas de especies de teleósteos, pero nuevamente, no existe una evaluación detallada de tiburón oceánico para hacer comparaciones. Un conjunto de series cronológicas más cortas (década de 1960 a principios de la década de 1990) muestra disminuciones en cuatro subáreas del Pacífico central, pero no a niveles consistentes con el criterio de disminución del Apéndice II, cuando se considera la información sin corrección de profundidad para los lances. Cuando se consideran datos corregidos, se nota que las tendencias están en conflicto. Sin embargo, este documento indica que es necesaria una normalización adicional. Series más recientes (1995-2005) muestran una gran disminución continua.

En el Pacífico oriental, el único índice disponible muestra una magnitud de disminución histórica muy grande, que se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II, durante un período corto de tiempo (1994-2006). Esto se basa en información de una pesquería de redes de cerco que captura cifras relativamente bajas de esta especie y ocurrió luego de un largo período, durante el cual esta especie pudo haber sido explotada en la pesquería de palangre, lo que sugiere que una disminución tan rápida durante este período reciente podría no reflejar cambios en la población de manera fiable.

Las aletas de esta especie tienen gran demanda y son de alto valor en el mercado mundial y existe evidencia de que el comercio internacional está promoviendo la explotación. Por lo general esta no es una especie objetivo, pero es extraída como captura incidental en pesquerías dirigidas a otras especies. El Cuadro especial de expertos hizo notar que una gran proporción de los individuos extraídos como captura incidental pudieron haber sido liberados vivos.

La demanda en el comercio internacional de aletas de tiburón y la captura incidental en las pesquerías de atún de alta mar constituyen factores de riesgo importantes para la especie. Cada una de las cinco Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera de Atún tiene medidas de ordenamiento que requieren que los barcos tengan aletas a bordo que en total no superen el 5% del peso de los tiburones a bordo, hasta el primer punto de desembarque. Varios países han adoptado prohibiciones de aleteo pero no existen medidas de ordenación específicas para las especies a nivel internacional o nacional. La ordenación sostenible requiere que, donde no lo han hecho, los estados del área de distribución elaboren y apliquen Planes Nacionales de Acción para tiburones.

Con respecto a la probable eficacia de la inclusión en el Apéndice II de la CITES, el Cuadro especial de expertos concluyó que las medidas reglamentarias resultantes podrían ayudar a la ordenación de esta especie al mejorar la vigilancia de las capturas, y promover evaluaciones de la sostenibilidad de la explotación. La mayoría de las capturas se originaría en aguas internacionales, y se ajustaría a las disposiciones de introducción proveniente del mar de la Convención. Estas requerirían la presentación de documentación de la captura a nivel de especie para los especímenes que entran a la jurisdicción de un Estado desde aguas internacionales, junto con un dictamen de que no habría efectos perjudiciales indicando que la extracción es sostenible.

## **OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

### **Parámetros biológicos**

#### ***Población evaluada***

El tiburón oceánico es una especie circunglobal, de las aguas tropicales y subtropicales, usualmente localizado entre las latitudes 35° N y 30° S y a temperaturas mayores de 20°C (Compagno 1984; Fowler *et al.*, 2005). Normalmente se encuentra costa afuera en aguas oceánicas o cerca de islas oceánicas. Esta especie está principalmente en aguas superficiales a menos de 100 m de profundidad, según observaciones no publicadas de marcas satelitales desprendibles frente a las costas de Hawai (Musyl, sin publicar, citado en Burgess *et al.*, 2005) y en observaciones de disminuciones en las tasas de captura entre 80 y 280 m (Nakano *et al.*, 1997, citado en Bonfil *et al.*, 2008).

No se han realizado estudios de estructura de la población de esta especie. Kohler *et al.*, (1998, p. 49) resumen los resultados de marcado de 542 individuos entre 1962 y 1993 en el Océano Atlántico. Seis individuos fueron recapturados, con una distancia máxima recorrida de 2 270 km (1 226 mn) y un movimiento máximo de 32 km/día (17,5 mn/día). Los estudios de estructura de la población han sido identificados como prioritarios en el Pacífico debido a las diferencias en las tendencias de CPUE entre el Pacífico oriental y occidental (CIAT 2007a).

### ***Nivel de productividad***

Las características del ciclo biológico de tiburón oceánico están asociadas con una productividad baja o media (Cuadro 1). Información sobre las características del ciclo de vida asociadas con el nivel de productividad está disponible para el Atlántico suroccidental (Lessa *et al.*, 1999) y el Pacífico occidental (Seki *et al.*, 1998). Esta información ha sido utilizada para derivar estimaciones de tasa de aumento y tiempo de generación (Smith *et al.*, 1998; Cortes, 2002; Cortes, 2008). La tasa de crecimiento (según el índice K de von Bertalanffy) y la tasa intrínseca de aumento de la población son consistentes con productividad baja, mientras que la edad de madurez y el tiempo de generación indican productividad media (o entre baja y media).

## **Estado y tendencias de la población**

### ***Disminución***

Existen índices de abundancia de diferentes partes del área de distribución (Cuadro 2).

#### ***Atlántico noroccidental***

Baum y Myers (2004) compararon CPUE de palangre de censos de investigación en 1954-1957 (“década de 1950”) con la de lances observados en la flota de palangre comercial en 1995-1999 (“década de 1990”) en el Golfo de México (Figura 1). Se observó una reducción severa en CPUE de tiburón oceánico, equivalente a una magnitud de disminución del 99,3%; 3 individuos fueron capturados en 275 lances en la década de 1990 comparada con 397 individuos en 170 lances en la década de 1950. Los autores hicieron esfuerzos para asegurar que los métodos fueran comparables entre ambos períodos y resaltaron las fuentes de incertidumbre al hacer la comparación.

Baum *et al.*, (2003) encontraron una magnitud de disminución del 70% en CPUE con base en registros de bitácoras en la pesquería pelágica de palangre en el Atlántico noroccidental entre 1992 y 2000 (Figura 2), e indicaron que se han observado tendencias descendientes en CPUE en casi todas las subáreas del área de la pesquería (Figura 3). La excepción fue un aumento significativo en CPUE en la subárea 5, en el área media del Atlántico de Estados Unidos (Cabo Hatteras a Cabo Cod).

Los métodos y resultados de Baum *et al.*, (2003) y Baum y Myers, (2004) fueron criticados por Burgess *et al.*, (2005), quienes estuvieron de acuerdo en que la abundancia de tiburones pelágicos grandes había declinado pero argumentaron que la disminución de la población, probablemente, era menos severa de lo que mostraban estos índices. De particular relevancia para el tiburón oceánico, (Burgess *et al.*, 2005) hicieron notar que el cambio de líderes de acero a monofilamento entre la década de 1950 y la de 1990 podría haber reducido la capturabilidad de todos los tiburones grandes, al tiempo que aumentaba la profundidad promedio de los lances durante el mismo período y podría haber reducido la capturabilidad del tiburón oceánico que vive en la superficie. Reducciones en la capturabilidad debido al cambio de líderes de acero a monofilamento son citadas en Burgess *et al.*, (2005). Baum *et al.*, (2005) en respuesta a la crítica indicaron de que su modelo en parte había tratado el cambio de profundidad en los lances, pero estuvieron de acuerdo en que la capturabilidad relacionada con el cambio en el material de los líderes requería de estudio adicional. Hicieron notar que cambios sutiles en los métodos de calar las artes podrían tener grandes efectos sobre las tasas de captura y que para algunas especies de tiburones, las tasas de captura con monofilamento eran mayores que con líderes de acero. Sin embargo, Baum *et al.*, (2005) llegaron a la conclusión de que sus tasas estimadas de disminución eran robustas.

Ingram *et al.*, (en preparación), en un estudio sobre los efectos de los diferentes materiales de los líderes sobre la CPUE de tiburones oceánicos, determinaron que usando métodos equivalentes pero con un

líder de alambre, las tasas de captura de Baum y Myers, (2004) para el período reciente hubieran sido de 0,55 en vez de 0,02 (según la estimación de Baum y Myers, 2004, usando líderes de nylon). La comparación entre el valor reciente de 0,55 con el valor de Baum *et al.*, (2003) de 4,62 para la década de 1950 resulta en una magnitud de disminución del 88%.

Cortes *et al.*, (2007) encontraron disminuciones menos severas en un período más corto (1992-2003/2005) que las reportadas arriba. Presentaron disminuciones del 57% en CPUE de bitácoras de la pesquería comercial de palangre y del 9% en CPUE según los observadores de la misma flota. La CPUE reportada por observadores es considerada más confiable que la CPUE de las bitácoras.

#### *Pacífico central*

Ward y Myers, (2005) compararon CPUE de palangre de censos de investigación en 1951-1958 (“década de 1950”) (880 lances) con la de pesquerías comerciales de palangre con observadores a bordo en 1999-2002 (“década de 1990”) (505 lances) (Figura 4). Estimaron una disminución de 10 veces en CPUE, al 0,099 durante el período [www.esapubs.org/archive/ecol/E086/043/appendix-A.htm](http://www.esapubs.org/archive/ecol/E086/043/appendix-A.htm). Los autores hicieron esfuerzos para asegurar que los métodos fueran comparables entre los dos períodos y han resaltado las fuentes de incertidumbre al hacer la comparación. La distribución del muestreo en los dos períodos fue diferente, aunque las áreas se traslapaban.

Polacheck, (2006) ha evidenciado de que las disminuciones en CPUE de palangre para peces pelágicos grandes durante largos períodos podrían estar sobreestimando las reducciones de la población. Se ha mostrado que esto ha ocurrido para especies pelágicas grandes que no son tiburones, para las cuales existen evaluaciones de población detalladas para comprarlas con las tendencias de CPUE.

Matsunaga y Nakano, (1999) proporcionaron información sobre cambios en CPUE de palangre entre 1967-70 (“década de 1960”) y 1992-95 (“década de 1990”) en cuatro subáreas contiguas del Pacífico central. Para el período más reciente, presentaron información que había sido corregida para ajustar la diferencia en las profundidades muestreadas en comparación con el período anterior, así como información sin correcciones (Cuadro 3). Los datos sin correcciones muestran disminuciones en las cuatro subáreas, que oscilan entre el 5% y el 53%, mientras que los datos corregidos muestran reducciones en dos subáreas y aumentos en dos subáreas. Señalaron que es necesario realizar normalización adicional de los datos para aclarar la magnitud del cambio.

Walsh *et al.*, (2009), compararon datos de observadores en lances de palangre comercial en 1995-2000 y 2004-2006, y mostraron una magnitud de disminución del 76% de la CPUE nominal en lances profundos (profundidad mediana del anzuelo más profundo 248 m) y una disminución del 53% en lances someros (profundidad mediana del anzuelo más profundo 60 m) (los lances profundos y someros también diferían en configuración de las artes y en la carnada). Se debería otorgar más peso a la información de lances someros en vista de los hábitos de vida en la superficie de esta especie. Los autores resaltaron que las diferencias en las áreas podrían haber afectado las tendencias estimadas.

#### *Pacífico oriental*

La información de antecedentes para el diseño de un programa de investigación de tiburones de la CIAT, (2007b) indica que la CPUE de tiburón oceánico en lances de redes de cerco sobre objetos flotantes experimentó una magnitud de disminución mayor al 95% en el Pacífico oriental entre 1994 y 2006 (Figura 5). Esto se basa en un índice sin normalizar usando datos de observadores del 100% de los lances durante el corto período en que se han usado dispositivos agregadores de peces (detalles en Roman-Verdesoto y Orozco-Zoller, 2005). Sin embargo, las capturas de redes de cerco han sido relativamente bajas comparadas con las de la pesquería de palangre que ha operado en esta área durante los últimos 50 años.

#### *Pacífico occidental*

La CPUE de palangre de tiburón oceánico aparentemente no ha disminuido desde principios de la década de 1990 en el Pacífico occidental (CIAT, 2007a). Esta observación, sin información adicional, está contenida en una propuesta para estudiar el estado de los tiburones por parte de la CIAT.

### *Atlántico suroccidental*

Observaciones de CPUE sin normalizar están disponibles en diferentes documentos sobre esta especie, y podrían servir de base para comparar los niveles de abundancia en diferentes períodos. Domingo, (2004) registró tasas de captura de 0,006 (1998-2003), mientras que Domingo *et al.*, (2007) encontraron tasas de captura que oscilaron entre 0,022 y 0,491 individuos por anzuelo en 2003-2006. Las tasas de captura más recientes son más altas, pero éstas probablemente son afectadas por diferencias en la metodología, la temporada y las áreas de pesca entre los estudios. En el Océano Atlántico suroccidental ecuatorial, el oceánico fue reportado como el segundo tiburón más abundante sobrepasado sólo por el tiburón azul en censos de investigación en 1992-97 (Lessa *et al.*, 1999). Sin embargo, datos de observadores de la flota uruguaya de palangre de superficie en el Atlántico sur y ecuatorial no confirman esto; la CPUE más alta registrada no excedió 0,491 muestras/1 000 anzuelos para el período 2003-2006, con sólo 63 tiburones oceánicos capturados en 2 279 169 anzuelos (Domingo *et al.*, 2007). Hazin *et al.*, (2007) mostraron que la captura total de tiburón oceánico ha mostrado una disminución continua a lo largo de los últimos seis años (2000-2005) de alrededor de 640 toneladas a 80 toneladas. Hicieron notar que la flota española de palangre aumentó su esfuerzo en el Atlántico sur desde principios hasta mediados de la década de 1990 y que la expansión de las actividades de pesca por parte de los países costeros del sur, tales como Brasil y Uruguay, también contribuyó al aumento del esfuerzo durante este tiempo (SCRS, 2009).

### *Atlántico suroriental*

Castro y Mejuto, (1995) registraron una tasa de captura en esta área de 0,26 por 1000 anzuelos a mediados de la década de 1990, y Domingo, (2004) y Domingo *et al.*, (2007) registraron tasas de captura de 0,09 (2003) y 0,08 (2003-06), respectivamente. Los valores más recientes son más bajos pero podrían haber sido afectados por diferencias en la metodología y las áreas de estudio.

### *Otras áreas*

Las observaciones sobre existencias confiscadas de aletas en las flotas de palangre de alta mar en 2004, tanto en el Atlántico sur como en el Océano Índico suroccidental, revelaron muy pocas aletas de tiburón oceánico (J. Stevens, comunicación personal, 12 de diciembre). La información del Atlántico oriental, Pacífico suroccidental y del Océano Índico es muy limitada, con algunas observaciones que sugieren que no hay disminución, pero la base, para la mayoría de éstas, no estaba disponible. Para el tiburón azul oceánico, del cual existe mucha más información, ha sido difícil construir un panorama consistente del estado de la población, ya que la información de tendencia de la abundancia algunas veces está en conflicto.

### ***Población pequeña***

No existen estimaciones de la abundancia de la población.

### ***Distribución limitada***

No existen estimaciones del área de distribución, pero esta especie es circunglobal en aguas oceánicas por lo que se puede considerar que tiene una amplia distribución.

### ***Otros índices***

Baum y Myers, (2004) observaron una disminución del 35% en el peso promedio de los individuos capturados (de 86,4 kg a 56,1 kg), comparando las capturas de palangre de la década de 1950 con las de la década de 1990. Ward y Myers, (2005) observaron una disminución del 50% en el peso promedio de los individuos capturados, de aproximadamente 40 kg en la década de 1950 a aproximadamente 20 kg en la década de 1990 (Figura 6). Apuntaron que la disminución en la biomasa, considerando las disminuciones concurrentes en la abundancia (80%) y el peso promedio (50%), habría sido sustancial.

## Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos

### *Disminución*

El tiburón oceánico debería ser considerado una especie de productividad baja, en base a la información disponible acerca de su ciclo biológico (Cuadro 1).

De acuerdo con los criterios de la CITES para las especies acuáticas explotadas comercialmente (Conf Res 9.24 Rev CoP14), una disminución del 15-20% del nivel de referencia histórico para una especie de baja productividad podría justificar su consideración para inclusión en el Apéndice I. Para la inclusión en el Apéndice II, estar “próxima” a este nivel podría justificar su inclusión, donde “próxima” para una especie de productividad baja sería 20-30% del nivel de abundancia histórica (15-20% + 5-10%). Para una especie de productividad media, el nivel para el Apéndice I sería de 10-15% del nivel de referencia, y el nivel (“próxima”) para el Apéndice II sería del 15-25%. La FAO, (2001) declaró que al examinar la magnitud de disminución histórica, se debe examinar el horizonte de tiempo más largo disponible.

No existe un índice de disminución de la población general para compararlo con las directrices. A continuación se consideran los índices de las áreas individuales.

En el Atlántico noroccidental (Golfo de México), Baum y Myers, (2004) estimaron una magnitud de disminución de más del 99% en aproximadamente 40 años. La corrección de este dato con información reciente sobre materiales de los líderes revela una magnitud de disminución del 88%. Tasas recientes de disminución para el Atlántico noroccidental se muestran en Baum *et al.*, (2003) (70% 1992-2000), y Cortes *et al.*, (2007) (57% 1992-2005 para datos de bitácora, 9% 1992-2003 para datos de observadores, asignándole más peso a los últimos). La magnitud de disminución histórica sería consistente con la inclusión en el Apéndice II, si representa la abundancia de la población de manera precisa. La serie cronológica larga de Baum y Myers, (2004) debería ser interpretada a la luz de la evidencia de Polacheck, (2006) de que la serie de CPUE a largo plazo podría sobreestimar la disminución de las poblaciones de los grandes peces pelágicos.

En el Pacífico central, el horizonte de tiempo más largo lo presentan Ward y Myers, (2005), quienes indicaron una magnitud de disminución histórica del 90% durante un período de aproximadamente 40 años. Nuevamente, esto debería ser interpretado en el contexto de la evidencia de Polacheck, (2006) de que las series de CPUE, a largo plazo podrían sobreestimar las disminuciones en la abundancia de las especies pelágicas grandes. Matsunaga y Nakano, (1999) indican disminuciones consistentes en cuatro subáreas, pero no a los niveles del Apéndice II, desde finales de la década de 1960 hasta principios de la década de 1990 (aproximadamente 34 años), usando datos sin corrección, y un patrón mixto de disminuciones y aumentos usando datos corregidos. Este documento indica que se requeriría de normalización adicional para interpretar plenamente los datos. Una tasa de disminución reciente del 76% (lances profundos) o del 53% (lances someros, información más apropiada para esta especie) a lo largo de un período de aproximadamente 10 años (1995-2000 vs. 2004-2006) es proporcionada por Walsh *et al.*, (2009). Los índices de Ward y Myers y Walsh *et al.*, se ajustarían a los niveles consistentes del Apéndice II para especies de productividad baja o media. La información de Matsunaga y Nakano, (1999) no muestra una disminución hasta los niveles del Apéndice II pero son para un período más corto que los de Ward y Myers.

En el Pacífico oriental, la serie de tiempo más larga es de 13 años (1994-2006) (CIAT, 2007b) e indica una disminución sustancial superior al 95%. La información aparenta ser robusta, pero es sorprendente considerando la larga historia de la explotación de palangre antes del inicio de esta serie cronológica y las extracciones relativamente bajas de esta pesquería. Esta disminución sería consistente con el nivel de disminución del Apéndice II.

En el Atlántico sur, observaciones de CPUE sugieren una disminución en el Atlántico suroriental y hay información contradictoria sobre el Atlántico suroccidental. Estas observaciones sin normalizar no parecen adecuadas para apoyar una decisión con arreglo al criterio de disminución.



En el Pacífico occidental, la CIAT, (2007a) indica que no hay disminución excepto por un período desconocido y sin explicación del fundamento. La información disponible no es altamente fiable, pero no sería consistente con la inclusión en el Apéndice II.

La información presentada en la reunión indica que el tiburón oceánico recientemente ha sido una especie poco común frente a las costas de Sudáfrica.

### ***Población pequeña***

En vista de que no existe una estimación de la población, no es posible evaluar el tiburón oceánico contra este criterio. Sin embargo, la especie tiene una amplia distribución y probablemente se encuentre en números relativamente altos alrededor del mundo.

### ***Distribución limitada***

Como especie que ocurre circunglobalmente en aguas tropicales y subtropicales, el tiburón oceánico no puede ser caracterizado como una especie con distribución limitada.

### **¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?**

No existe evidencia en las fuentes disponibles de que las disminuciones se deban a fluctuaciones naturales.

### **Factores de riesgo y de mitigación**

Las aletas de esta especie tienen una alta demanda y se conservan y transportan fácilmente. La especie es una de las más comunes entre la captura incidental de las pesquerías de atún en aguas tropicales de alta mar, aunque el esfuerzo rara vez está dirigido a ella (Bonfil *et al.*, 2008). Los individuos extraídos como captura incidental podrían ser liberados vivos si sus productos fueran de bajo valor.

La reducción en la abundancia de individuos grandes maduros es un factor de riesgo potencial para especies de tiburones grandes. Tanto en el Atlántico noroccidental (Baum y Myers, 2004) como en el Pacífico central (Ward y Myers, 2005), se observaron disminuciones en el peso promedio simultáneamente con disminuciones en los índices de abundancia. Estos datos no han sido analizados para mostrar cambios en la proporción de individuos maduros, pero podrían indicar que los individuos grandes maduros han disminuido en abundancia en los períodos observados.

El riesgo ha sido mitigado por la introducción de prohibiciones al aleteo en 21 países y la Unión Europea, así como por nueve Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (Camhi *et al.*, 2009, Cuadro 5.7). Cada una de las cinco Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera de Atún tiene medidas de ordenamiento que requieren que los barcos tengan aletas a bordo y que en total no superen el 5% del peso de los tiburones a bordo, hasta el primer punto de desembarque. Estas prohibiciones podrían reducir la mortalidad, o al menos mejorar la vigilancia de las capturas de tiburones. Sin embargo, es probable que el cumplimiento con estas medidas de ordenación sea variable.

La prohibición de aleteo que la pesquería de palangre de los Estados Unidos basada en Hawaii introdujo en 2001 ha logrado reducir la mortalidad de tiburón oceánico y otras especies de tiburones grandes (Walsh *et al.*, 2009). En 1995-2000, antes de la prohibición, una proporción grande de tiburón oceánico era aleteado (72,3% en lances profundos y 52,7% en lances someros), como era el caso con otros tiburones grandes (Walsh *et al.*, 2009, Cuadro 3). En 2004-2006, luego de la prohibición, casi todos los tiburones eran liberados, aunque algunos ya estaban muertos cuando se liberaron. Las estimaciones de mortalidad mínima disminuyeron sustancialmente con la prohibición de aleteo del 81,9% al 25,6% en lances profundos y del 61,3% al 9,1% en lances someros (Walsh *et al.*, 2009, Cuadro 3).

## Consideraciones comerciales

El tiburón oceánico es explotado en muchas partes de su área de distribución, principalmente como captura incidental en las pesquerías oceánicas de palangre dirigidas a otras especies pelágicas (atún, pez espada y otras). En la mayoría de las áreas, el tiburón oceánico representa una porción relativamente pequeña de las capturas de palangre y las tasas de captura son relativamente bajas, pero la captura global podría ser sustancial. Clarke *et al.*, (2006a) (Figura 7) estimaron la captura total anual de tiburón oceánico, con base en datos comerciales del mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China, en 200 000 a 1 200 000 individuos o 22 000-42 000 t.

Las carne y la piel podrían ser utilizadas y comercializadas a pequeña escala, pero el principal producto en el mercado son las aletas. La carne de tiburón oceánico de la captura incidental de palangre ha sido comercializada en Europa, Norte América y Asia (Rose, 1996; Vannuccini, 1999). La piel podría ser utilizada para productos de cuero en los Estados Unidos de América y en México (Rose 1996).

Las preferencias del mercado en cuanto a aletas de especies de tiburón varían, pero las aletas de tiburón oceánico son preferidas en muchos mercados y son parte de la categoría de “primera preferencia” en el mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China (Vanuccini, 1999). Aparentemente, las aletas de tiburón oceánico reciben altos precios en el mercado de Hong Kong, RAE de China (USD 45-85/kg, propuesta).

No existen estadísticas comerciales para tiburón oceánico, en vista de que la especie (al igual que la mayoría de otras especies de tiburón) no cuenta con su propio código aduanero bajo los sistemas actualmente en uso a nivel internacional (Sistema Armonizado de Aranceles). Un trabajo reciente sobre las cantidades de aletas de diferentes especies de tiburón que transitan en el mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China, ha ayudado a aclarar las cantidades de aletas de tiburón oceánico en el comercio.

El mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China, ha representado una porción sustancial del comercio mundial de aletas de tiburón: 65-80% en 1980-90, 50-65% en 1991-1995, 44-59% en 1996-2000, 30-50% después del año 2000 (Clarke, 2008). La reducción en la participación de Hong Kong, RAE de China en el mercado mundial se atribuye al aumento del comercio a través de China continental, donde es difícil obtener estadísticas (Clarke *et al.*, 2007). A pesar de la reducción en la participación estimada del comercio mundial que transita por Hong Kong, RAE de China, las importaciones totales a Hong Kong, RAE de China, aumentaron en la década de 1990 (Figura 8), lo que sugiere que el comercio mundial de aletas de tiburón estaba aumentando durante este período. Las aletas de tiburón son un lujo tradicional o son productos para una celebración en China y se considera que la nueva tendencia de mayores ingresos en China continental es un promotor clave en incrementar la demanda de aletas de tiburón (Clarke *et al.*, 2007).

Las aletas de tiburón oceánico representan el 1,8% de las aletas comercializadas en el mercado de Hong Kong, RAE de China (Clarke *et al.*, 2006, Cuadro 5) entre noviembre de 2002 y febrero de 2004.

En resumen, parece claro que las aletas de tiburón oceánico son un producto importante en el comercio internacional de aletas, aunque un componente relativamente menor dentro del comercio total. Esta especie parece no ser el objetivo de las pesquerías para el comercio, sino que es más bien extraída como captura incidental en pesquerías dirigidas a otras especies. La facilidad de procesar y almacenar las aletas secas facilita el comercio y los productos mantienen precios relativamente altos en el mercado.

## Aspectos de aplicación

### *Introducción procedente del mar*

En vista de que el tiburón oceánico es una especie de alta mar y no de las plataformas continentales, y ocurre principalmente, por lo tanto, en el ambiente marino que no está bajo la jurisdicción de ningún Estado, se esperaría que la introducción procedente del mar (es decir, el transporte de especímenes

capturados en aguas internacionales hacia áreas bajo jurisdicción nacional) ocurra frecuentemente. De acuerdo con la CITES, dicho transporte de especímenes incluidos en el Apéndice II requeriría de un certificado del estado bajo cuya jurisdicción se trajeron los especímenes, incluido un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales para la especie.

***Base para los dictámenes de que los especímenes fueron obtenidos legalmente y de que no habrá efectos perjudiciales***

Los permisos de exportación de especies incluidas en el Apéndice II deben ir acompañados de un certificado que verifique que los especímenes fueron obtenidos legalmente. Parece no haber reglamentos actuales y específicos nacionales o impuestos por las Organizaciones regionales de ordenación pesqueras (OROP) sobre la captura de tiburón oceánico más allá de la prohibición general de aleteo de los tiburones capturados en varios países y las OROP y el requisito bajo el Acuerdo de Cumplimiento de la FAO<sup>1</sup> y el Acuerdo sobre las Poblaciones de Peces de la ONU<sup>2</sup> de que los Estados requieran que los barcos con derecho a enarbolar su pabellón cuenten con autorización para pescar en áreas más allá de su jurisdicción nacional. Con este fin, un pequeño número de Estados ha convertido en requisito, en su legislación nacional, que los barcos con derecho a enarbolar su pabellón cuenten con autorización de pescar en alta mar o en áreas más allá de su jurisdicción nacional. Aparte del potencial de algún control en estos pocos estados, parecería haber poco impedimento para que las jurisdicciones certifiquen que los especímenes fueron obtenidos legalmente, si entrara en vigencia la inclusión en el Apéndice II.

Los permisos de exportación para productos de especies incluidas en el Apéndice II deben ir acompañados además, por un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales que demuestren que las exportaciones no son perjudiciales para la supervivencia de la especie, es decir, que son consistentes con la explotación sostenible. La elaboración de un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales requiere de una capacidad científica adecuada, información biológica sobre la especie y un método para demostrar que las exportaciones se fundamentan en una explotación sostenible. La calidad del dictamen de que no habrá efectos perjudiciales es asegurada por la revisión de los Comités Científicos de la CITES (Comités de Fauna y Flora) y en las partes individuales. La FAO (2004, parr. 28–29) proporciona orientación para dictámenes de que no habrán efectos perjudiciales en el contexto de pesquerías.

Actualmente, parece haber poco fundamento para emitir dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales para el tiburón oceánico, ya que no existen evaluaciones sobre el estado de la población o relacionadas con la explotación permisible para ninguna parte del área de distribución.

***Identificación de los productos en el comercio***

La propuesta indica que las aletas de tiburón oceánico se encuentran entre los productos más distintivos en el mercado asiático de aletas de tiburón, ya que poseen características morfológicas y de color que facilitan su identificación. Los comerciantes del mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China, clasifican las aletas de tiburón oceánico en una sola categoría de producto (“Liu Qui”) con un alto grado de precisión (100% en una muestra de 23 aletas) (Clarke *et al.*, 2006b).

***Códigos de especies de tiburones***

El registro preciso del comercio internacional de tiburones se ve seriamente obstaculizado por la ausencia de un mecanismo de informe a nivel de especie. Para lidiar con este problema, el Cuadro especial de expertos sugirió que la Conferencia de las Partes debería instar a la Organización Mundial del Comercio a establecer partidas específicas dentro del sistema normalizado de aranceles del Sistema Armonizado para registrar el comercio de tiburones y sus productos a nivel de especie.

<sup>1</sup> Acuerdo para promover el cumplimiento de las medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros que pescan en alta mar.

<sup>2</sup> Acuerdo para la aplicación de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar del 10 de diciembre de 1982 relativa a la Conservación y la Ordenación de las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorias.

### **Aspectos de “semejanza”**

La CITES permite la inclusión de especies en el Apéndice II cuyas partes y derivados se asemejen a los de otras especies incluidas en el Apéndice I o II hasta tal punto que los oficiales de aplicación que encuentran dichos productos pudieran tener dificultades para distinguir entre ellas (Artículo II, párrafo 2 (b)).

Con arreglo a la información disponible, las aletas de tiburón oceánico son relativamente distintivas y probablemente podrían ser distinguidas de las de otras especies por los oficiales de aplicación usando manuales de identificación.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES para la conservación de la especie**

La inclusión en el Apéndice II de la CITES podría tener impactos significativos sobre la vigilancia y la evaluación del estado de la especie. En vista de que se espera que la mayoría de la explotación ocurra en aguas internacionales, los documentos de captura requeridos de conformidad con las disposiciones de introducción procedente del mar deberían ofrecer información a nivel de especie sobre las capturas que fueron traídas de aguas internacionales a una jurisdicción nacional. El requisito de un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales, debe acompañar dicha transferencia de especímenes o productos podría contribuir al desarrollo de mejores evaluaciones del estado de la especie.

### **Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos**

- Baum, J.K. y R.A. Myers. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters* 7: 135-145.
- Baum, J.K., D. Kehler y R.A. Myers. 2005. Robust estimates of decline for pelagic shark populations in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Fisheries* 20 (10): 27-29.
- Baum, J.K., R.A. Myers, D.G. Kehler, B. Worm, S. J. Harley, y P. A. Doherty. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299: 389-392 plus supplementary material.
- Bonfil, R., S. Clarke y H. Nakano. 2008. The biology and ecology of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*. pp128-139 in Camhi, M.D., E.K. Pikitch and E.A. Babcock, “Sharks of the Open Ocean-Biology, Fisheries and Conservation”. Blackwell, Oxford, Reino Unido.
- Burgess, G.H., L.R. Beerkircher, G.M. Cailliet, J.K. Carlson, E. Cortes, K.J. Goldman, R.D. Grubbs, J.A. Musick, M.K. Musyl, y C.A. Simpfendorfer. 2005. Is the collapse of shark populations in the Northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real? *Fisheries* 20 (10): 19-26.
- Camhi, M.D., Valenti, S.V., Fordham, S.V., Fowler, S.L. y Gibson, C. 2009. *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, Reino Unido. x + 78p.
- Castro, J.A. y J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. *Marine and Freshwater Research* 46: 967-973.
- Clarke, S. 2008. Use of shark fin trade data to estimate historic total shark removals in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources* 21: 373-381.
- Clarke, S.C., J.K. McAllister, E.J. Milner-Gulland, G.P. Kirkwood, C.G.J. Michielsens, D.J. Agnew, E.K. Pikitch, H. Hakano y M.S. Shivji. 2006a. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters* 9: 1115-1126.
- Clarke, S.C., J.E. Magnussen, D.L. Abercrombie, M.K. McAllister y M.S. Shivji. 2006b. Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conserv. Biol.* 20: 201-211.

- Clarke, S., E.J. Milner-Gulland, y T.B. Cemare. 2007. Social, economic, and regulatory drivers of the shark fin trade. *Marine Resource Economics* 22: 305-327.
- Compagno, L.J.V. 1984. Sharks of the World. Part II Carcharhiniformes. *FAO Fish. Synopsis* 125, Vol. 4, Part II pp 545-546.
- Cortes, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. *Conserv. Biol.* 16: 1048-1062.
- Cortes, E. 2008. Comparative life history and demography of pelagic sharks. Chapter 27, pp 309-322 in M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock eds "Sharks of the Open Ocean – Biology, Fisheries and Conservation". Blackwell Science, Oxford, Reino Unido.
- Cortes, E., C.A. Brown y L.R. Beerkircher. 2007. Relative abundance of pelagic sharks in the western North Atlantic Ocean, including the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Gulf Caribb. Research* 19: 37-52.
- Cortes, E., F. Arocha, L. Beerkircher, F. Carvalho, A. Domingo, M. Heupel, H. Holtzhausen, M.N. Santos, M. Ribera, y C. Simpfendorfer. 2008. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 138
- Domingo, A. 2004. ¿Adónde fue el *longimanus*? *Elasmovisor*, Bol. SBEEL, julio, Brasil; pp: 6.
- Domingo, A., P. Miller, R. Forselledo, M. Pons y L. Berrondo. 2007. Abundancia del tiburón loco (*Carcharhinus longimanus*) en el Atlántico sur. *Col. Vol. Sic. Pap. ICCAT* 60(2): 561-565.
- FAO. 2001. A background analysis and framework for evaluating the status of commercially-exploited aquatic species in a CITES context. Second Technical Consultation on the Suitability of the CITES Criteria for Listing Commercially-exploited Aquatic Species. 23 pp. [www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM](http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM).
- FAO. 2004. Report of the Expert Consultation on Legal Issues Related to CITES and Commercially-exploited Aquatic Species. *FAO Fisheries Report*. No. 746; Roma. 21p.
- Fowler, S.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A. y Musick, J.A. eds. 2005. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido. x + 461 pp. Section on *C. longimanus*, pp. 295-296, authored by M. J. Smale.
- Hazin, F.H, Humberto G. Hazin y Paulo Travassos. 2007. CPUE and catch trends of shark species caught by Brazilian longliners in the southwestern Atlantic Ocean. *SCRS/2006/175 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(2): 636-647
- IATTC. 2007a. Proposal for a comprehensive assessment of key shark species caught in association with fisheries in the eastern Pacific Ocean. IATTC WG to Review Stock Assessments, 8<sup>th</sup> Meeting, Document SAR-8-15. 4 pp.
- IATTC. 2007b. Proposal for a comprehensive assessment of key shark species. SAR-8-15. Powerpoint presentation in support of IATTC 2007a, 9 pp.
- Ingram, G. W. Jr., W. B. Driggers III, M. A. Grace, J. K. Carlson y E. Cortes en preparación. Effects of wire leader use and species-specific distributions on shark catch rates off the southeastern United States.
- Kohler, N. E., J. G. Casey y P.A. Turner. 1998. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. *Mar. Fish. Rev.* 60 (2): 1-87.
- Lessa, R., F. Marcante S., y R. Paglerani. 1999. Age, growth and stock structure of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, from the southwestern equatorial Atlantic. *Fisheries Research* 42: 21-30.
- Matsunaga, H. y H. Nakano. 1999. Species composition and CPUE of pelagic sharks caught by Japanese longline research and training vessels in the Pacific Ocean. *Fisheries Science* 65: 16-22.

- Polacheck, T. 2006. Tuna longline catch rates in the Indian Ocean: did industrial fishing result in a 90% rapid decline in the abundance of large predatory species? *Marine Policy* 30: 470-482.
- Roman-Verdesoto, M. y M. Orozco-Zoller. 2005. Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004.
- Rose, D. A. 1996. An overview of world trade in sharks. TRAFFIC International. 106 pp.
- SCRS. 2009. Report of the Standing Committee on Research and Statistics. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Madrid, 5-9 de octubre de 2009. 270 pp
- Seki, T., T. Taniuchi, H. Hakano y M. Shimizu. 1998. Age, growth and reproduction of the oceanic whitetip shark from the Pacific Ocean. *Fisheries Science* 64: 14-20.
- Smith, S.E., D.W. Au, y C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshw. Research* 49(7):663-678.
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. FAO Fish. Tech. Pap. 389. 470 pp.
- Walsh, W. A., K. A. Bigelow y K. L. Sender. 2009. Decreases in shark catches and mortality in the Hawaii-based longline fishery as documented by fishery observers. *Mar. Coastal Fisheries* 1: 270-282.
- Ward, P. y R. A. Myers. 2005. Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology* 86: 835-847.

## CUADROS Y FIGURAS

Cuadro 1. Información para evaluar el nivel de productividad de tiburón oceánico.

Parámetro	Información	Productividad	Fuente
Tasa intrínseca de aumento	General – $r_{2M} = 0,067$	Baja	Smith <i>et al.</i> , 1998
	General – 0,067 (de $\lambda = 1,069$ )	Baja	Cortes, 2008
	Pacífico occidental/central – 0,11 (de $\lambda = 1,117$ )	Baja	Cortes, 2002
Mortalidad natural			
Edad de madurez	Atlántico suroccidental – 6-7 años (ambos sexos)	Media	Lessa <i>et al.</i> , 1999
	Pacífico occidental – 4-5 años (ambos sexos)	Media	Seki <i>et al.</i> , 1998
Edad máxima			
K de von Bertalanffy	Atlántico suroccidental – 0,075 tallas retro-calculadas (0,099 tallas observadas)	Baja	Lessa <i>et al.</i> , 1999
	Pacífico occidental – 0,103	Baja	Seki <i>et al.</i> , 1998
Tiempo de generación	General – 10 años	Baja/Media	Cortes <i>et al.</i> , 2008 citado en la propuesta
	General – 11,1 años	Baja	Cortes, 2008
	Pacífico occidental/central – 7 años	Media	Cortes, 2002

Cuadro 2. Índices de disminución de tiburón oceánico.

Criterio	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Atlántico noroccid.	CPUE palangre	EOD 99%	Calculado por los autores, década de 1950 a década de 1990	Golfo de México	Censos de investigación (década de 1950), observadores (década de 1990) (4-5)	Baum y Myers, 2004
	CPUE palangre	EOD 88%	Calculado por los autores, década de 1950 a década de 1990	Golfo de México	Censos de investigación (década de 1950), observadores (década de 1990) (4-5)	Baum y Myers, 2004 corregido por Ingram <i>et al.</i> , en prep.
	CPUE, palangre com.	EOD 70%	Calculado por los autores, 1992-2000	Atlántico noroccid.	Datos de bitácoras comerciales (3)	Baum <i>et al.</i> , 2003
	CPUE palangre	EOD 57%	1986-2005 CPUE bitácoras	Atlántico noroccid.	Datos de bitácoras comerciales (3)	Cortes <i>et al.</i> , 2007
	CPUE palangre	EOD 9%	1992-2005 CPUE lances observados	Atlántico noroccid.	Datos de programa de observadores (4)	Cortes <i>et al.</i> , 2007

Cuadro 2 (cont.)

<b>Criterio</b>	<b>Índice</b>	<b>Tendencia</b>	<b>Base</b>	<b>Cobertura</b>	<b>Fiabilidad</b>	<b>Fuente</b>
Atlántico suroccid.	CPUE palangre	Aumento de finales de década de 1990 a principios de década de 2000	Comparación de observaciones de diferentes fuentes	Varias partes del Atlántico suroccid.	Comparación de CPUE sin normalizar de diferentes fuentes (3-)	Domingo <i>et al.</i> , 2007
Atlántico surorient.	CPUE palangre	Disminución de mediados de década de 1990 a 2006	Comparación de observaciones de diferentes fuentes	Atlántico surorient.	Comparación de CPUE sin normalizar de diferentes fuentes (3-)	Domingo <i>et al.</i> , 2007
Pacífico occidental	CPUE, palangre	“No hay disminución”	Desconocida	Océano Pacífico occidental	Base desconocida	CIAT, 2006
Pacífico central	CPUE palangre	EOD 90%	Calculado por los autores, década de 1950 a década de 1990	Océano Pacífico central	Censos de investigación (década de 1950), observadores (década de 1990) (4-5)	Ward y Myers, 2005
	CPUE palangre	EOD 76% en lances profundos, 53% en lances someros	Calculado por los autores, 1995-2000 vs. 2004-2006	Océano Pacífico central	Datos de observadores de flota comercial (4). Se debe dar más peso a los lances someros	Walsh <i>et al.</i> , 2009
	CPUE palangre	EOD 53%, 5%, 27%, 52% en 4 subáreas	Finales de década de 1960 a mediados de década de 1990	Pacífico central, sin corrección por cambios en profundidad	CPUE sin normalizar (3)	Matsunaga y Nakano, 1999 (ver Cuadro 3 de este informe)
	CPUE palangre	EOD 32%, 31% en 2 subáreas; aumentos del 38%, 4% in 2 subáreas	Finales de década de 1960 a mediados de década de 1990	Pacífico central, con corrección por cambios en profundidad	CPUE sin normalizar (3)	Matsunaga y Nakano, 1999 (ver Cuadro 3 de este informe)
Pacífico oriental	CPUE, lances observados de red de cerco sobre objetos flotantes	EOD 95%	Inspección de figura, 1994-2006	Océano Pacífico oriental	Datos de observadores, normalizados (4)	CIAT, 2007a, b



Cuadro 3. Observaciones de tasa de captura y cálculos de disminución en el Pacífico central. 0-10E, 0-10W etc. son diferentes subáreas del Pacífico central. “Sin corregir” son observaciones de la década de 1990 sin correcciones para los cambios de profundidad entre los períodos; “Corregidas” son observaciones de la década de 1990 con correcciones para los cambios de profundidad. En la fila de “Disminución”, los números positivos son disminuciones, los números negativos son aumentos.  
Fuente: Matsunaga y Nakano, 1999.

Años	Sin corregir				Corregidas			
	0-10E	0-10W	10-20E	10-20W	0-10E	0-10W	10-20E	10-20W
Década 1960	1,6	1,73	0,51	0,77	1,6	1,73	0,51	0,77
Década 1990	0,76	1,65	0,37	0,37	1,09	2,38	0,53	0,53
Disminución	53	5	27	52	32	-38	-4	31

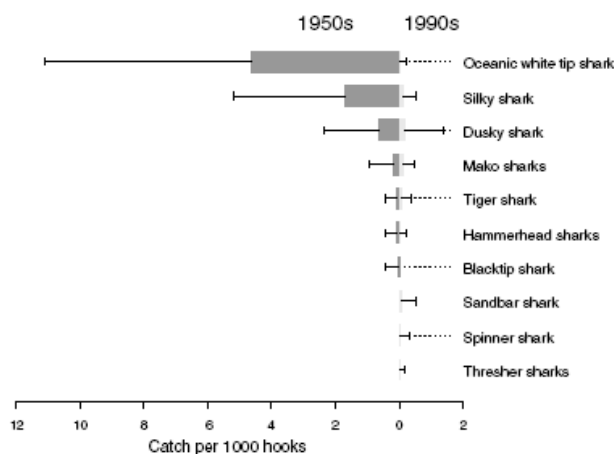


Figura 1. Tasas medias de captura (+/- SD) en la década de 1950 (censo de investigación de palangre) y década de 1990 (observadores de flota de palangre comercial) del Golfo de México. Fuente: Baum y Myers, 2004.

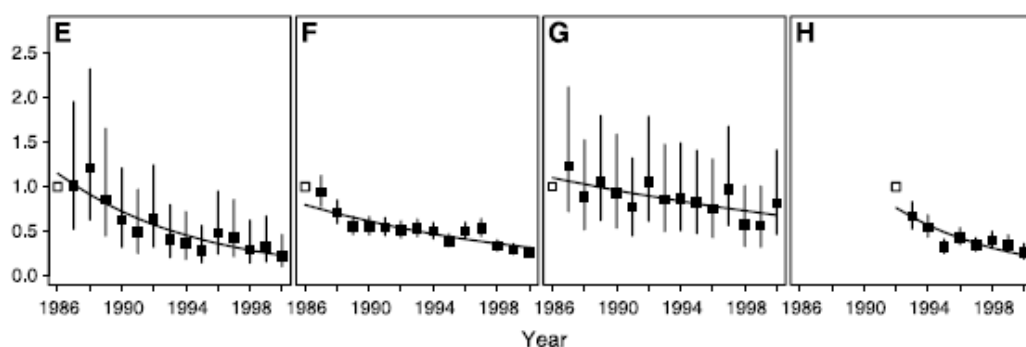


Figura 2. Índice de abundancia relativa (CPUE) de tiburón oceánico en el Atlántico noroeste de registros de bitácora en la pesquería pelágica de palangre. H = tiburón oceánico. Fuente: Baum *et al.*, 2003.

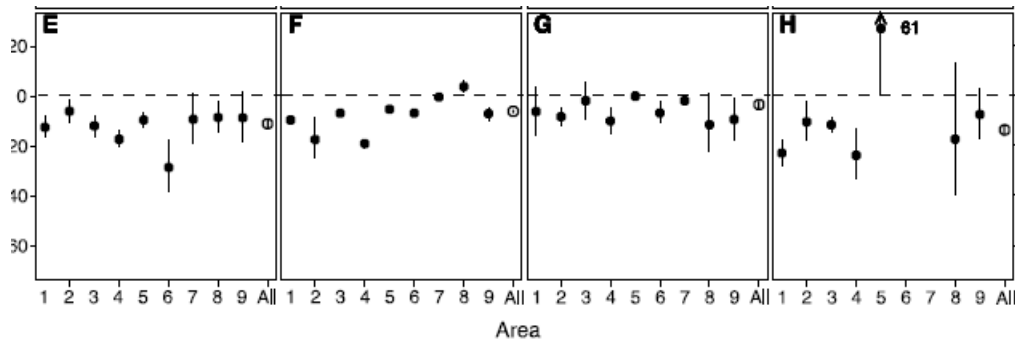


Figura 3. Tasa de cambio en abundancia en el tiempo en subáreas del Atlántico noroeste. H = tiburón oceánico. Fuente: Baum *et al.*, 2003.

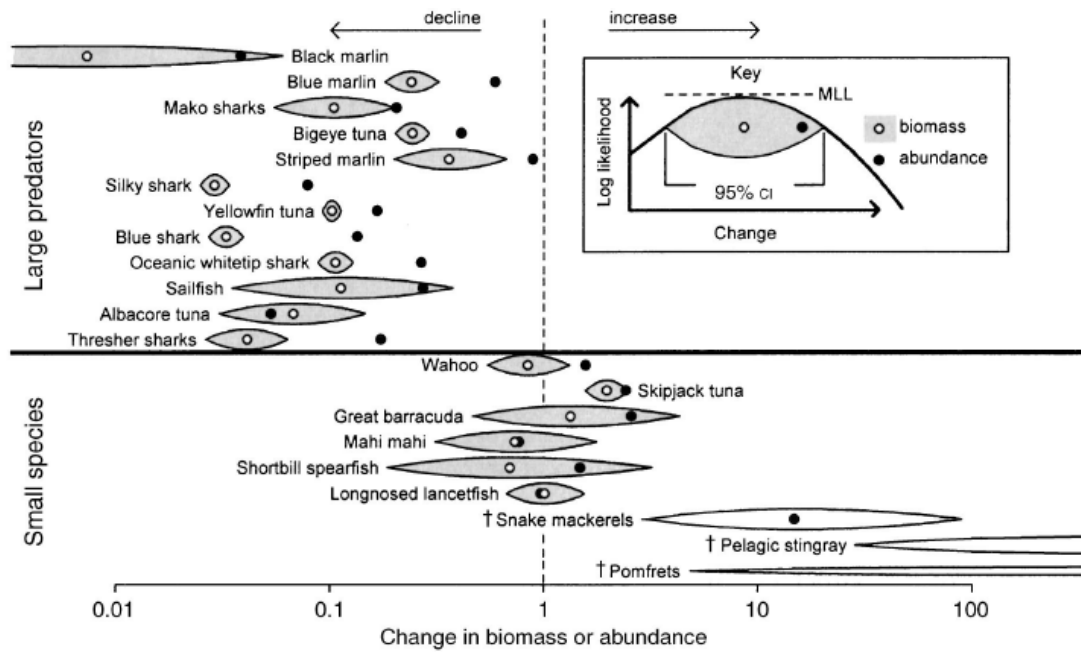


Figura 4. Cambio en biomasa y abundancia entre las décadas de 1950 y 1990, Océano Pacífico central. Fuente: Ward y Myers, 2005.

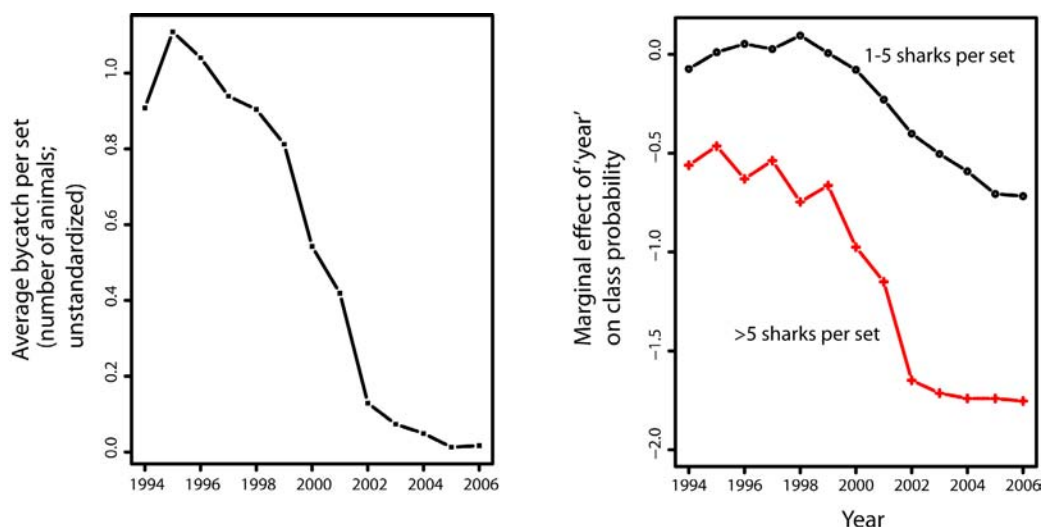


Figura 5. CPUE de tiburón oceánico, censos de investigación de red de cerco, Océano Pacífico oriental (cuadro izquierdo). Fuente: CIAT, 2008.

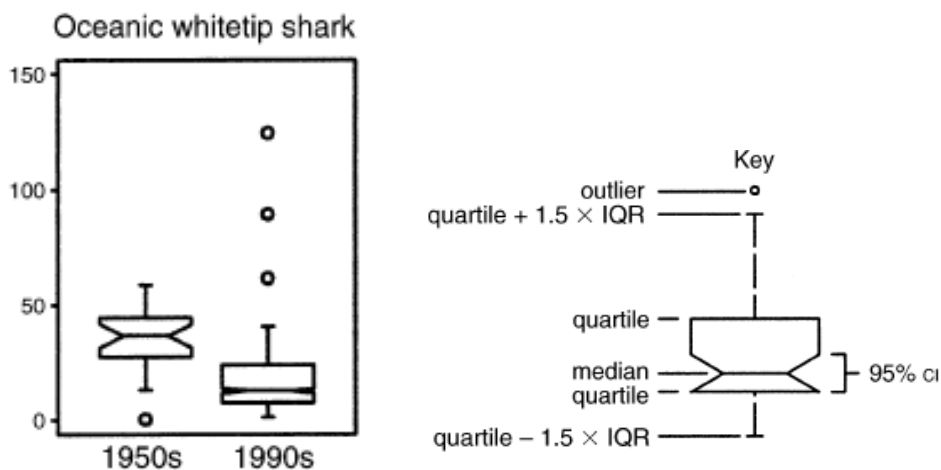


Figura 6. Cambio en masa corporal media (kg), individuos capturados con palangre, Océano Pacífico central. Fuente: Ward y Myers, 2005.

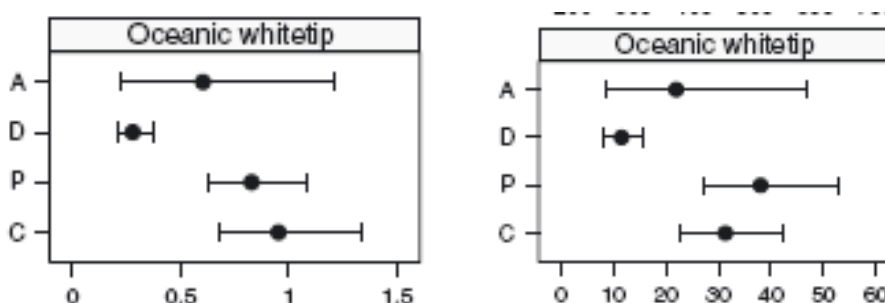


Figura 7. Capturas anuales estimadas de tiburón oceánico basadas en datos comerciales del mercado de aletas de Hong Kong, RAE de China. Cuadro izquierdo – miles de individuos. Cuadro derecho – toneladas. Estimaciones basadas en aletas dorsales (D), aletas pectorales (P), aletas caudales (C) y una distribución de mezcla (A). Fuente: Clarke *et al.*, 2006a.

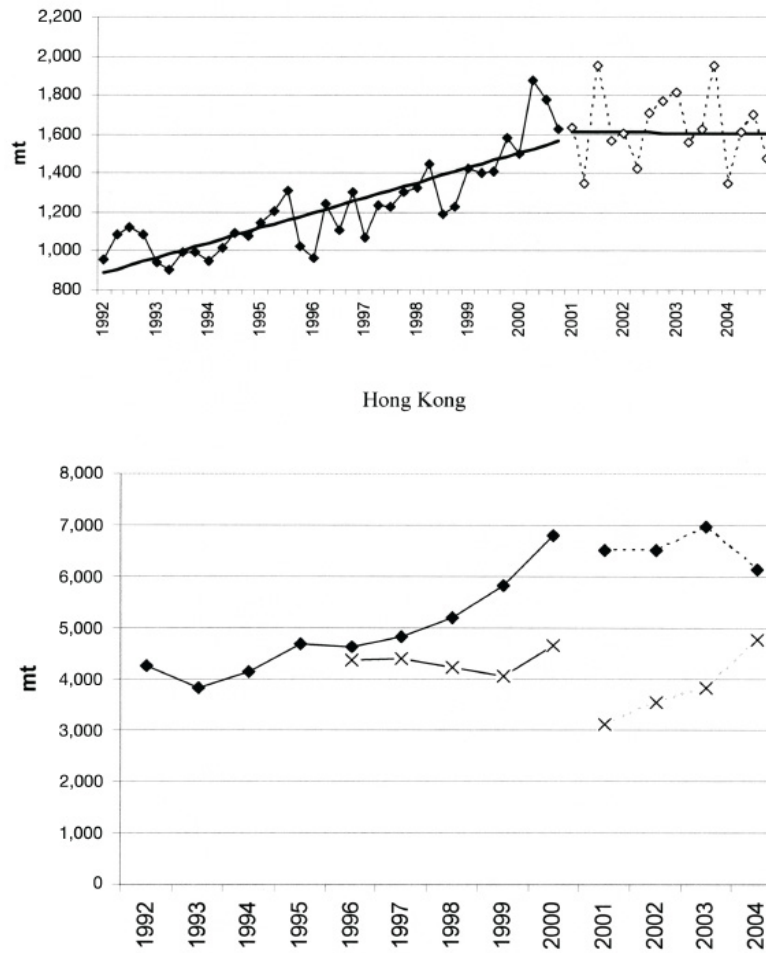


Figura 8. Importaciones de aletas de tiburón a Hong Kong, RAE de China, y China continental. Figura superior: importaciones trimestrales a Hong Kong, RAE de China (el cambio en los informes estadísticos significa que los valores antes y después de 2001 no son estrictamente comparables). Figura inferior: importaciones anuales a Hong Kong (símbolos sólidos) y China continental (x's). Fuente: Clarke *et al.*, 2007.

## APÉNDICE G

### Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: marrajo sardinero

#### CoP15 Propuesta 17

**ESPECIE:** *Lamna nasus* – marrajo sardinero

**PROPUESTA:** Inclusión de *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) en el Apéndice II con arreglo a los párrafos 2(a) y (b) del Artículo II.

**Base para la propuesta:** La propuesta establece que es preciso reglamentar el comercio de la especie para evitar que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro cercano (consistente con el Anexo 2 a) A) y que es preciso reglamentar el comercio de la especie para garantizar que la recolección de especímenes del medio silvestre no reduzca la población silvestre al nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores (consistente con el Anexo 2 a) B). De acuerdo con la propuesta, las poblaciones del Atlántico norte y suroccidental y del Mediterráneo se ajustan a los criterios de disminución para una especie de productividad baja mientras que es probable que las poblaciones del hemisferio sur experimenten disminuciones similares, a menos que se reglamente el comercio internacional. Además, se propone que las poblaciones que no se ajustan a los criterios de inclusión especificados en el Artículo II 2(a) se incluyan bajo el Artículo II 2(b) para evitar los problemas de aplicación de una lista dividida de especies.

---

#### RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

El Cuadro especial de expertos de la FAO llegó a la conclusión de que la evidencia disponible se ajusta a los criterios para la inclusión del marrajo sardinero, *Lamna nasus*, en el Apéndice II de la CITES.

Cuando se evaluó población por población, se llegó a la conclusión de que las poblaciones históricamente grandes de marrajo en el Atlántico Norte (nororiental y noroccidental) y en el Mediterráneo se ajustan al criterio de disminución del Apéndice II.

Se consideró que el marrajo del Océano Atlántico nororiental se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II, y no existe evidencia de que la disminución haya cesado. La ordenación hasta la fecha ha sido inadecuada. La disminución en la abundancia de la población en el Atlántico noroccidental se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II, aunque la población está en recuperación actualmente. Aunque no se ha hecho una evaluación de población, datos de captura de almadraba de atún en el Mediterráneo revelan que esta población de marrajo también se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II. Nuevas evaluaciones para el Atlántico suroccidental indicaron disminuciones sustanciales, pero los resultados fueron demasiado inciertos para determinar si el marrajo en esta región cumple con el criterio de disminución del Apéndice II.

Se concluyó que el estado de las poblaciones del hemisferio sur (excluido el Atlántico suroccidental) estaba por encima de los umbrales de disminución del Apéndice II. La propuesta se refiere a poblaciones adicionales que se ajustan al párrafo 2(b) del Artículo II, pero el Cuadro especial de expertos no logró identificarlas.

El Cuadro especial de expertos tomó nota del lenguaje de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES que indica que las Partes resolvieron adoptar medidas que sean proporcionales a los riesgos anticipados para la especie cuando se consideren propuestas para enmendar los Apéndices. En este caso, el Cuadro especial de expertos consideró que poblaciones que representan la mayoría de la abundancia histórica a nivel global se ajustan a los criterios de disminución del Apéndice II. Por lo tanto, incluir también las poblaciones más pequeñas y menos explotadas del hemisferio sur sería consistente con los riesgos proporcionales para la especie en general.

A pesar de que existen medidas de ordenación adecuadas en algunas regiones, hay otras donde es necesario aplicar ordenamiento apropiado con urgencia. El riesgo a la población del Atlántico noroccidental se ve mitigado por la recuperación de la población y la existencia de planes de gestión diseñados para recuperar las poblaciones, tanto en Canadá como en los Estados Unidos. Para otras poblaciones, la gestión sostenible requiere que, donde no lo hayan hecho aún, los Estados del área de distribución desarrollen y apliquen Planes de Acción Nacional para los tiburones.

En el caso de la inclusión en la CITES, el marrajo capturado en aguas de la Unión Europea (UE) probablemente sería comercializado dentro de la UE, evitando así las limitaciones comerciales de la CITES. En el Atlántico noroccidental, la mayoría de los marrajos son capturados dentro de la zona económica exclusiva bajo riguroso ordenamiento, lo que debería servir de base para el dictamen de que no habrá efectos perjudiciales. La inclusión en CITES además tendría un efecto positivo sobre la vigilancia de las capturas que entran al comercio internacional de todas las poblaciones. La introducción procedente del mar sólo sería un tema de importancia para las flotas de palangre que faenan en alta mar, que pescan el marrajo como captura incidental únicamente.

En sus deliberaciones de 2007, el Cuadro especial de expertos concluyó que la especie no se ajustaba al criterio biológico de disminución para inclusión en el Apéndice II de la CITES. La información adicional disponible al actual Cuadro especial de expertos incluía una evaluación de población para el Atlántico nororiental e información adicional para las poblaciones del Mediterráneo y del Atlántico suroccidental. De acuerdo a esta información adicional, la especie en general merita ahora la inclusión en el Apéndice II.

## **OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

### **Parámetros biológicos**

#### ***Población evaluada***

El marrajo sardinero, *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788), se encuentra distribuido en todo el Océano Atlántico norte y a lo largo de una ancha banda circunglobal en el hemisferio sur. El marrajo generalmente se encuentra en el Océano Atlántico noroccidental y nororiental. Los estudios de marcado indican que las poblaciones del Atlántico noroccidental y nororiental son distintas (COSEWIC, 2004), aunque se han observado movimientos ocasionales entre las dos áreas (ICES, 2006b). La población del Atlántico noroccidental migra estacionalmente entre el sur de Newfoundland /sur del Golfo de San Lorenzo, y Massachussets (COSEWIC, 2004). Se considera que existe una sola población en el Atlántico nororiental (ICES, 2006a). La evidencia reciente de capturas en las flotas japonesas de palangre que faenan en alta mar podrían indicar el potencial de una tercera población de marrajo cerca de Islandia (Matsumoto, 2005; FAO, 2007). Los límites entre las poblaciones del hemisferio sur no están claros. Aparentemente la población en el Atlántico suroccidental podría incluir aguas del Pacífico suroriental y una población del Atlántico suroriental podrían incluir aguas del Océano Índico suroccidental, pero los datos disponibles no son suficientes para confirmar estas hipótesis (SCRS, 2009)

#### ***Nivel de productividad***

La información biológica indica que las especies se encuentran en la categoría de «baja» productividad (Campana *et al.*, 2001; Natanson *et al.*, 2002; FAO, 2007, (Cuadro 1). La determinación de edad ha sido validada hasta por lo menos 26 años, pero podría estar subestimada para los peces de más edad (Campana *et al.*, 2002; Francis *et al.*, 2007). La fecundidad del marrajo es muy baja, con un promedio de 3,9 crías por hembra con hembras que dan a luz anualmente (Campana *et al.*, 2001). No existe relación entre la fecundidad y la edad (Jensen *et al.*, 2002). La edad de madurez en el Atlántico noroccidental se estimó en 8 años para los machos y 13 años para las hembras (Jensen *et al.* 2002). La tasa intrínseca de aumento de una población se estima entre 0,026 y 0,07. El marrajo cerca de Nueva Zelanda podría ser menos productivo que las poblaciones del Océano Atlántico noroccidental. Un estudio reciente estimó la edad de madurez entre 8 y 11 años para los machos y 15 y 18 años para las hembras, mientras que la longevidad podría rondar los 65 años (Francis *et al.*, 2007).

## **Estado y tendencias de la población**

### ***Población pequeña***

Para la población del Atlántico noroccidental las estimaciones indican entre 11 000 y 14 000 hembras maduras, 33 000 a 38 000 individuos maduros, y entre 196 000 y 207 000 individuos totales (SCRS, 2009). Para la población del Atlántico nororiental las estimaciones indican entre 127 000 y 204 000 individuos (SCRS, 2009). No hay información disponible sobre el tamaño de la población de otras áreas donde está la especie.

### ***Distribución limitada***

La extensión de la ocurrencia en Canadá se estima en 1,2 millones de km<sup>2</sup>, mientras que el área de ocupación estimada de ubicaciones recientes de captura en Canadá es de 830 000 km<sup>2</sup>; no se conocen cambios en el área de distribución desde que la pesquería comenzó en 1961 (COSEWIC, 2004; FAO 2007). El área de ocupación y la extensión de ocurrencia para el Atlántico noroccidental serían mayores que estos valores. No existe evidencia de que exista un agotamiento local de marrajo en esta área, ya que los datos de marcado sugieren que esta especie es altamente migratoria. El área de ocurrencia en aguas noruegas se estima en 395 000 km<sup>2</sup> (A. Bjorne, com. pers.). El área de ocurrencia en el Atlántico nororiental sería considerablemente mayor que eso. No hay información disponible sobre otras áreas de distribución donde ocurre esta especie, pero es una especie que está ampliamente distribuida en el Atlántico nororiental y el hemisferio sur (FAO, 2007).

### ***Disminución***

En vista de que esta especie se encuentra en varias áreas ampliamente separadas, y en poblaciones distintas, no se puede aplicar un único índice de abundancia a la especie entera. La evaluación de la abundancia de la especie sólo se puede lograr usando índices de abundancia de tantas partes de la distribución de la especie como sea posible. La información sobre la tendencia de cada población se resume en el Cuadro 2.

### ***Atlántico nororiental***

Datos disponibles de captura y series cronológicas de CPUE fueron usados por el Comité Permanente de Investigación y Estadísticas de la CICA (SCRS, 2009) para evaluar el estado de la población de marrajo del Atlántico nororiental. Dos modelos fueron utilizados por el SCRS (2009): un modelo de superávit de producción y un modelo de producción estructurado por edad. Ambos modelos utilizaron datos de captura desde 1926 y datos de CPUE de la flota de palangre española (1981–2007) y francesa (1972–2008). Los productos de las corridas satisfactorias del modelo de superávit de producción (corridas basadas en la serie cronológica más larga y basadas en valores realistas para el tamaño de la población sin explotación) estimaron que el tamaño actual de la población es entre el 15% y el 39% del tamaño de la población sin explotación (Fig. 1). Los productos del modelo de producción estructurado por edad estimaron que la biomasa actual de la población es el 6% en biomasa y el 7% en números del tamaño de la población sin explotación (Figura 2). La mortalidad por pesca actual se estima entre el 2,3 y el 3,5 de la mortalidad por pesca que elevaría al máximo el rendimiento a largo plazo. El SCRS (2009) llegó a la conclusión de que todos los modelos que utilizaron supuestos biológicamente plausibles acerca de la biomasa sin pescar infirieron en que la población se encuentre agotada actualmente. Sin embargo, se considera que los resultados de ambos modelos de evaluación son altamente inciertos, en vista de que la mayoría de la remoción por pesca ocurrió antes de tener datos disponibles para estimar las tendencias de abundancia (SCRS, 2009).

Las proyecciones futuras de la población basadas en el modelo de superávit de la producción indican que es probable que la CTP actual de 436 t cause que la población permanezca bastante estable a un nivel bajo de biomasa. La regeneración de la población podría tomar varias décadas con tasas de mortalidad por pesca más bajas. En ausencia de mejor información que permita evaluar el estado de la población, la recomendación de gestión de ICES es prohibir la pesca dirigida al marrajo, limitar la captura incidental y prohibir los desembarques (SCRS, 2009).

Los datos indican que la captura por unidad de esfuerzo de la flota de palangre francesa ha disminuido en un tercio entre principios de la década de 1970 y principios de la década de 1980 y desde entonces ha fluctuado sin tendencia. La CPUE española también ha oscilado sin tendencia desde mediados de la década de 1980 (Fig. 3; SCRS, 2009). Como se señaló más arriba, ambas series de tiempo de CPUE fueron utilizadas en los modelos de evaluación de población del Atlántico nororiental.

Datos actualizados de captura fueron usados en la propuesta para demostrar una disminución de la población del Atlántico nororiental, al igual que se hizo en la presentación de la propuesta anterior (FAO, 2007). En el Atlántico nororiental la especie ha sido pescada por muchos países europeos, principalmente Noruega, Dinamarca, Francia, Islas Feroe y España. Los desembarques totales en el Atlántico nororiental disminuyeron de un promedio de 2 953 toneladas en 1933-37 a 388 toneladas en 2004-08 (Fig. 4). Los desembarques de las flotas de Noruega y Dinamarca se encuentran actualmente a un nivel cercano al 1% de sus picos históricos en la década de 1930 y de 1950, respectivamente (Cuadro 2). La flota de palangre francesa empezó a dirigir su esfuerzo al marrajo en la década de 1970. Las capturas alcanzaron un pico en 1979 con 1 092 toneladas y actualmente se encuentran en alrededor de 291 toneladas por año. La especie también es extraída de forma oportunista como captura incidental por los barcos de palangre españoles que buscan pez espada y tiburones en el Atlántico. Las capturas reportadas han oscilado sin tendencia desde principios de la década de 1970, siempre por debajo de 70 t/año. Como lo declaró la FAO (2007), los datos de descarga no proporcionan un índice preciso de la abundancia debido a que los cambios en el desembarque podrían ser influenciados por las condiciones del mercado y las medidas de ordenación más que por la abundancia de la especie.

#### *Mediterráneo*

La propuesta recopila diversas fuentes de información que sugieren la desaparición del marrajo sardinero en el Mediterráneo. No se sabe si el marrajo del Mediterráneo es parte de una población separada de la del Atlántico nororiental. Se estimaron disminuciones de más del 99% en las capturas de tiburones lámnidos (incluido el marrajo) en almadrabas de atún en el Mar de Liguria entre 1950 y 2006 (Figura 5; Ferretti et al., 2008). Ferretti et al (2008) también estimaron disminuciones superiores al 98% en la CPUE de las pesquerías de palangre en el Mar Jónico entre 1978 y 1999. Los autores indicaron, sin embargo, que la CPUE al principio de la serie cronológica ya era muy baja (en el orden de 0,2 tiburones/1000 anzuelos).

Las descargas reportadas a la FAO han estado por debajo de 4 toneladas por año desde 1970; el mayor desembarque registrado (11 toneladas) fue reportado por Argelia en 2007. Ni el Cuadro especial de expertos ni un representante de las pesquerías de Argelia pudieron confirmar la fiabilidad de los datos de captura reportados por Argelia.

#### *Atlántico noroccidental*

Los desembarques en la pesquería del Atlántico noroccidental eran altos a principios de la década de 1960, disminuyeron a niveles bajos durante las décadas de 1970 y 1980, aumentaron al principio de la década de 1990 y volvieron a bajar a valores bajos a principios de los 2000 (Gibson y Campana, 2005). Capturas recientes representan el 4% de los niveles históricos máximos (Cuadro 2) debido a regulaciones estrictas sobre las cuotas.

Dos modelos fueron utilizados por el SCRS (2009) para estimar el estado de marrajo en el Atlántico noroccidental: un modelo de superávit de producción y un modelo de producción estructurado por edad. Los productos del modelo de superávit de producción aplicado a datos hasta 2009 estimaron que la biomasa de la población actual es de alrededor del 32% de la biomasa de la población en 1961 (Fig. 7). De acuerdo con el modelo estructurado por edad, el tamaño de la población actual es entre el 22% y el 27% de su tamaño en 1961 (Fig. 8). El número de hembras maduras de la población se estima entre el 12% y el 16% del número estimado en 1961. Ambos modelos indicaron que el tamaño de la población se ha estabilizado y ha estado experimentando una recuperación lenta en años recientes. El tamaño actual de la población es entre un 95% y un 103% de su tamaño en 2001, y es probable que ocurra una recuperación en el nivel de  $B_{RMS}$  en aproximadamente 20 años sin pesca.



### *Hemisferio sur*

Los datos de captura por unidad de esfuerzo de captura incidental de marrajo de la flota de palangre de Uruguay muestra una tendencia a la disminución entre 1982 y 2008 (Figura 9). Los cambios en las series cronológicas de CPUE de la flota uruguaya ocurrieron demasiado rápido para ser explicados únicamente con base en cambios en la abundancia, pero no hay índices disponibles alternos (SCRS, 2009). Por lo tanto, la serie cronológica de CPUE de Uruguay fue utilizada por el SCRS (2009) para evaluar el estado de la población de marrajo en el Atlántico suroccidental usando un modelo de superávit de producción. Debido a sospechas de altos niveles de capturas no reportadas por todas las flotas palangreras que operan en el área, el modelo incluyó estimaciones de captura total potencial basada en el esfuerzo de pesca de palangre pelágico y la proporción de marrajo a otras especies pelágicas capturadas con palangre. Los resultados indicaron que la biomasa de la población actual es entre el 18% y el 39% del tamaño de la población sin explotar, dependiendo del supuesto utilizado para las capturas no reportadas (Fig. 10). Los datos de CPUE uruguaya también fueron usados por el SCRS, (2009) para evaluar la población usando un modelo de producción estructurado por edad libre de captura. El modelo estimó que la biomasa reproductora actual es del 18% del nivel sin explotar y el 54% de la biomasa en 1982 (Figura 11). El SCRS (2009) concluyó que a pesar de la convergencia de los métodos en mostrar disminuciones potenciales en la abundancia de marrajo en el Atlántico suroccidental, los datos son muy limitados para proporcionar indicaciones robustas acerca del estado de la población.

Otros datos disponibles para el hemisferio sur provienen de capturas incidentales, incluida la flota de palangre de Japón de atún rojo del sur y las pesquerías de palangre y arrastre de Nueva Zelanda y Argentina. El marrajo es una de las principales especies de tiburón pelágico, luego del tiburón azul, capturada por la pesquerías de atún rojo del sur de Japón (Matsunaga, 2009). Datos normalizados de CPUE de esta flota no mostraron tendencia entre 1992 y 2007 (Fig. 12). Los desembarques reportados en Nueva Zelanda alcanzaron un pico de 300 toneladas en 1998-99 y se redujeron en un 75% desde entonces al registro mínimo de 55 toneladas en 2005-06 (Fig. 13). La captura por unidad de esfuerzo sin normalizar de la pesquería de atún de palangre de Nueva Zelanda derivada de datos de observadores recolectados entre 1992 y 2005 sugiere una tendencia a la disminución en la abundancia de la población durante el período (Figura 14). Sin embargo, se hace notar en la propuesta que las disminuciones podrían no necesariamente reflejar cambios en la abundancia debido a la baja cobertura de observadores y los cambios en las operaciones de pesca. También se hace referencia a la disminución del 40% en las descargas de marrajo de las pesquerías de palangre que operan cerca de Nueva Zelanda entre 1997 y 2003 (FAO, 2007). La captura incidental de marrajo en las pesquerías demersales en la plataforma del sur de Patagonia ha sido estimada en 20-70 toneladas en el período 2003-2006 (Waessle, 2007). No se presenta información actualizada en este sentido.

### **Otros índices**

La talla promedio de los individuos capturados en las pesquerías del Atlántico noroccidental disminuyó de más de 200 cm en 1960-1980, a 140-150 cm en 1999-2000 (Campana *et al.*, 2001; Fig. 15).

## **Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos**

### ***Población pequeña***

La estimación del tamaño total de la población para el Atlántico noroccidental es entre 11 000 y 14 000 hembras maduras y 196 000 a 207 000 individuos en total. Para el Atlántico nororiental el tamaño total de la población es entre 127 000 y 204 000 individuos. El tamaño total de la población, por lo tanto, sería de al menos 323 000 individuos. El tamaño total de la población a nivel mundial sería muy superior a esto. Estas estimaciones están muy por encima de la directriz general (5000) para una población pequeña proporcionada en las definiciones de la CITES (CITES Conf. Res. 9.24 Rev CoP14). La especie, por lo tanto, no es caracterizada por una población pequeña.

### ***Distribución limitada***

No se proporcionan directrices de área de distribución limitada en los criterios de la CITES, lo cual indica que los umbrales deberían ser específicos al taxón (Conf Res 9.24 Rev CoP14). La FAO (2001) recomendó que la magnitud histórica de disminución en el área de distribución sería una mejor medición del riesgo de extinción que el valor absoluto para el área de distribución, pero que cuando no existe otra información disponible y se debe usar el área de distribución absoluta para la población de peces sin explotar, los análisis se deben realizar caso por caso, ya que ninguna directriz numérica es de aplicación universal.

El área de distribución estimada para la especie sería sustancialmente mayor que la estimación para Canadá, donde la extensión de ocurrencia es 1,2 millones de km<sup>2</sup> y el área de ocupación 830 000 km<sup>2</sup>. Para el Atlántico nororiental el área de ocurrencia sería al menos 395 000 km<sup>2</sup>. Por lo tanto, según concluyó la FAO (2007), la especie no se caracteriza por una distribución “limitada”.

### ***Disminución***

Bajo los criterios de la CITES para las especies acuáticas explotadas comercialmente (Conf. Res. 9.24 Rev. CoP 13), una disminución del 15-20 por ciento del nivel de referencia histórico para una especie de baja productividad podría justificar su consideración para el Apéndice I. Para la inclusión en el Apéndice II, «aproximarse» a este nivel podría justificar la consideración, que para una especie de baja productividad sería entre el 20 y el 30 por ciento del nivel histórico (15-20 por ciento + 5-10 por ciento).

No hay disponible un índice de disminución de la población entera para compararlo con las directrices. La información de las diferentes áreas se resume a continuación.

Para la población del Atlántico noroccidental, la población actual de hembras maduras estimada por un modelo estructurado por edad es 12–16% del nivel de referencia histórico previo a las pesquerías principales (1961), mientras que la población total es 22–27% de ese nivel de referencia histórico. Resultados de un modelo de superávit de producción aplicado a datos de la misma serie cronológica estimaron que la biomasa de la población actual es cercana al 32% de la biomasa de la población en 1961, sólo levemente superior al umbral de disminución del 30% para inclusión en el Apéndice II. Estos resultados indican que la población del Atlántico noroccidental se ajusta al criterio para el Apéndice II, como se concluyó en el informe del Cuadro especial de expertos anterior (FAO, 2007). La población está bajo un régimen conservador de explotación en Canadá y Estados Unidos, que se espera permitirá la recuperación de la población. Sin embargo, la recuperación hasta los niveles objetivo tomará décadas debido a la baja productividad de la especie. Como hizo notar el SCRS (2009), probablemente exista captura no reportada en alta mar dentro del área de distribución de la población y el aumento del esfuerzo en estas áreas podría comprometer los esfuerzos de recuperación de la población.

Para el Atlántico nororiental, hacer la evaluación para compararla con el criterio de disminución es más difícil debido a la falta de índices de abundancia a largo plazo. Los únicos datos de CPUE disponibles son para las pesquerías de palangre entre 1972 y 2008, mucho después del pico histórico en las descargas de la década de 1930. Los resultados de la evaluación de la población basada en los datos disponibles de captura y CPUE indican que el tamaño de la población actual es 15%-39% del tamaño de la población sin explotar, de acuerdo con el enfoque de un modelo y 6% en biomasa y 7% en número de tamaño de la población sin explotar de acuerdo a otro enfoque de modelo. A pesar de la incertidumbre en los resultados, estos niveles de disminución en general colocan a la población del Atlántico nororiental dentro del umbral para la inclusión en el Apéndice II.

En el Mediterráneo, se estimó una disminución superior al 99% en las capturas de almadrabas de atún entre 1950 y 2006. Aunque las capturas por lo general no son una buena medida de las tendencias de abundancia, los datos de captura de las almadrabas fijas de atún fueron considerados fuentes de información relativamente fiables sobre tendencias de abundancia. Considerando además la disminución estimada de más del 98% en CPUE de palangre entre 1978 y 1999 y otra información anecdótica sobre la desaparición de la especie, el Cuadro especial de expertos concluyó que la

disminución en la abundancia de marrajo en el Mediterráneo se ajusta al criterio de inclusión en el Apéndice II.

Para el hemisferio sur, la información era irregular y las series cronológicas eran cortas (1982 a 2008). La evaluación de población basada en datos de CPUE de la flota uruguaya y en capturas reconstruidas en el Atlántico suroccidental estimó la biomasa de la población en cerca del 18% y el 39% del tamaño de la población sin explotar. Este nivel de disminución se ajustaría, en general, al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II. Sin embargo, los resultados fueron considerados altamente inciertos debido a las limitaciones de los datos. El Cuadro especial de expertos llegó a la conclusión de que otras poblaciones en el hemisferio sur probablemente no están sujetas a pesca leve, pero podrían estar por encima del umbral del criterio de disminución del Apéndice II.

En resumen, el Cuadro especial de expertos concluyó que la evidencia disponible indica que las poblaciones de marrajo sardinero en el Atlántico norte (poblaciones del noroeste y del noreste) y el Mar Mediterráneo se ajustan a los criterios de inclusión en el Apéndice II de la CITES. El estado de las poblaciones en el hemisferio sur es más incierto, pero en general el Cuadro especial de expertos consideró que es probable que estas poblaciones estén por encima del umbral del criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II.

El Cuadro especial de expertos tomó nota del lenguaje de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES que indica que las Partes resolvieron adoptar medidas que sean proporcionales a los riesgos anticipados para la especie cuando se consideren propuestas para enmendar los Apéndices. En este caso, el Cuadro especial de expertos consideró que poblaciones que representan la mayoría de la abundancia histórica a nivel mundial (Atlántico norte) se ajustan a los criterios de disminución del Apéndice II. Por lo tanto, incluir también las poblaciones más pequeñas y menos explotadas del hemisferio sur sería consistente con los riesgos proporcionales para la especie en general.

La propuesta se refiere a poblaciones adicionales que se ajustan al párrafo 2(b) del Artículo II, pero el Cuadro especial de expertos no logró identificarlas.

### **¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?**

No existe evidencia de que las tendencias observadas se debieran a fluctuaciones naturales.

### **Factores de riesgo y de mitigación**

Diversos factores de riesgo para la especie fueron señalados por la FAO, (2007). Características del ciclo biológico, tales como baja fecundidad, crecimiento lento y maduración tardía, hacen que la especie sea particularmente vulnerable a la mortalidad causada por actividades humanas, incluida la pesca. Estos factores de vulnerabilidad son tratados en el umbral del criterio de disminución para una especie de baja productividad. El alto valor de los productos de la especie (carne, aletas) en mercados domésticos e internacionales constituye otro riesgo a la conservación de la especie. Además, la especie es extraída con artes de palangre en pesquerías dirigidas y como captura incidental con otras especies de alto valor como atún y pez espada. Por lo tanto, aún con medidas de gestión y controles adecuados, es probable que se mantenga algún nivel de mortalidad por pesca debido a la captura incidental.

Las capturas no reportadas representan un factor de riesgo potencial significativo, ya que limita el desarrollo de información precisa sobre el estado de la población. Aún en el área donde se considera que la información sobre la población es la mejor, en el Atlántico noroccidental, aparentemente existe captura no reportada (Campana y Gibson, 2008) y se estima que a nivel mundial, la captura real es sustancialmente superior que la captura reportada (SCRS 2009).

La existencia de planes de regeneración en Estado Unidos y Canadá representa un factor de mitigación importante para la población del Atlántico noroccidental. Las cuotas de captura han sido reducidas a niveles que apoyarán la recuperación de la población, pero la recuperación tomará décadas debido a la baja productividad de la especie (SCRS, 2009). Las capturas en las áreas de alta mar del Atlántico norte podrían menoscabar estos esfuerzos si no se regulan estrictamente.

Reglamentos recientes adoptados bajo la Política Pesquera Común de la Unión Europea, incluidas cuotas restrictivas para la pesquería dirigida, talla máxima de descarga y prohibición de aleteo de tiburones, pueden mitigar hasta cierto punto el riesgo para la población del Atlántico nororiental. El Plan de Acción de la Comunidad Europea para la Conservación y Ordenación de Tiburones establecido recientemente podría llevar también a la adopción de varias medidas para regenerar las poblaciones diezmadas de tiburones, incluido el marrajo. Se espera que la entrada en vigor del Reglamento 1005/2008 de la UE que establece requisitos de certificación de la captura para importaciones a la UE pueda mitigar hasta cierto punto las pesquerías INDNR.

En el hemisferio sur, los factores de mitigación incluyen el reglamento argentino que prohíbe el aleteo (Consejo Federal Pesquero, Res. 13/2009) y requiere que todos los tiburones capturados vivos de más de 1,6 metros sean liberados por las flotas de palangre y arrastre de Argentina (Consejo Federal Pesquero, Res. 13/2003). Además, Argentina tiene un requisito de 100% de cobertura de observadores para las pesquerías de palangre, lo cual proporciona estimaciones precisas de captura de marrajo (FAO, 2007). Nueva Zelanda ha incluido el marrajo en un sistema de gestión de cuotas desde 2004.

Además, es probable que las medidas adoptadas por las Organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) tengan algún efecto sobre la conservación de tiburones. Por ejemplo, desde 2007 la CICA requiere que las Partes reduzcan la mortalidad de marrajo en las pesquerías dirigidas donde no está disponible una evaluación de población revisada por expertos (propuesta). La propuesta también se refiere a la moratoria reciente sobre la pesca dirigida a tiburones en el área de la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR) hasta que existan datos disponibles para evaluar los impactos de la pesca sobre los tiburones. Finalmente, el Plan de Acción Internacional para la Conservación y Ordenación de Tiburones de la FAO insta a las naciones que pescan tiburones a aplicar planes de conservación y ordenación que lleven al aprovechamiento sostenible de los tiburones. Se podría esperar que fortalecer la aplicación del PAI-Tiburones por parte de los países y las OROP beneficiaría la conservación de marrajo en toda su área de distribución.

### **Consideraciones comerciales**

Los productos de marrajo, en particular su carne y sus aletas, tienen un alto valor en el mercado y gozan de buena demanda (propuesta; Rose, 1996; Fowler *et al.*, 2004; FAO, 2007). Sin embargo, como se hace notar en la propuesta, la falta de datos de descarga y de comercio específicos a la especie tornan imposible evaluar el volumen de la captura que suple el comercio doméstico e internacional.

El alto valor de la carne de marrajo en los países europeos está bien documentado (propuesta; Vannucinni, 1999; FAO, 2007). Con base en datos de captura reportados a la FAO, los Estados Miembros de la UE extrajeron 60% y 75% de la captura global reportada de marrajo en 2006 y 2007, respectivamente. El comercio de carne de marrajo entre Francia, España e Italia ha sido documentado, pero es dentro de la UE, por lo que no se considera “internacional” (FAO, 2007). Las exportaciones de carne de marrajo de Canadá a EE.UU. y la UE, de Japón a la UE y de la UE a EE.UU. han sido documentadas en estudios anteriores (Vannuccini, 1999), pero no se ha podido cuantificar estas transacciones debido a la falta de un código aduanero para el marrajo en el Sistema Armonizado (propuesta).

Además de la carne, las aletas del marrajo también tienen un alto valor comercial. De acuerdo con la propuesta, el marrajo está entre las especies preferidas de aletas en Indonesia. La especie es una de las principales que se comercializan frecuentemente en el mercado mundial de aletas (Shivji *et al.*, 2002; citado en la propuesta). En este sentido, la FAO (2007) indicó que “Las aletas de marrajo se encuentran en los mercados de Hong Kong, RAE de China, e internacionalmente (propuesta; Shivji *et al.*, 2002), pero aparentemente no es una de las especies comunes en el mercado de aletas secas de Hong Kong, posiblemente debido a que las aletas en ese mercado provienen de áreas que no son aquellas donde el marrajo es más abundante (Atlántico noroccidental y nororiental) (Cuadro 2, en Clarke *et al.*, 2006)”. Otros productos que probablemente se comercializan citados en la propuesta son piel, aceite de hígado y cartílago, pero se desconocen los volúmenes.

En ausencia de información nueva, las conclusiones de la FAO (2007) con respecto al comercio de productos de marrajo continúan siendo válidas y relevantes. “El Cuadro especial de expertos determinó que el comercio de las partes de marrajo (principalmente carne y aletas) es un factor que afecta la captura de marrajo. Sin embargo, es probable que el marrajo capturado en aguas de la Unión Europea (UE) sea comercializado dentro de la UE, y evite así las limitaciones comerciales de la CITES. En el Atlántico noroccidental, la mayoría del marrajo capturado para introducir al comercio se maneja bajo planes de gestión existentes en Canadá y Estados Unidos para promover el crecimiento de la población” (FAO, 2007).

## **Aspectos de aplicación**

### ***Introducción procedente del mar***

Como se indica en la propuesta y también en FAO (2007), la mayoría del marrajo es capturado dentro de las zonas económicas exclusivas (ZEE), y como tal, la introducción procedente del mar sólo sería un tema de importancia para esta especie y para las flotas palangreras que faenan en alta mar, en particular para el marrajo extraído como captura incidental por las flotas de palangre de Japón, Corea y Taiwán Provincia de China que faenan en alta mar. La propuesta reporta estimaciones de captura incidental de Japón que oscilan entre 15 y 280 toneladas anuales entre 2000 y 2002. La descarga de estos especímenes tendría que estar acompañadas de certificados de introducción procedente del mar y dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales. Saber exactamente cómo estos procesos de certificación funcionarían continúa siendo un tema de debate en la CITES. Es de esperar algún nivel de participación de las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera en las áreas donde dichas organizaciones han sido establecidas con un mandato sobre pesquerías de tiburón.

### ***Dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales***

Los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales son responsabilidad del país exportador y deben mostrar que las exportaciones no tienen impacto para la supervivencia de la especie, es decir, que son consistentes con un aprovechamiento sostenible. La elaboración de un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales requiere una capacidad científica apropiada, información biológica sobre la especie y un método para demostrar que las exportaciones se fundamentan en capturas sostenibles.

Para la población del Atlántico noroccidental, el fundamento para los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales debería ajustarse a la Captura total permitida (CTP) de Canadá y Estados Unidos, con arreglos a los resultados de la evaluación de la población. Para el Atlántico nororiental, existe información científica sobre la cual se puede fundamentar el dictamen. Además, el Plan de Acción para la Conservación y Ordenación de Tiburones de la Comunidad Europea adoptado recientemente, podría eventualmente proporcionar los puntos de referencia de la gestión para evaluar los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales. Para el marrajo procedente del mar, se podrían usar la información proporcionada por las OROP existentes como base para los dictámenes (FAO, 2007). Existen recursos y herramientas disponibles para informar a otras Partes de la CITES sobre la información necesaria y los pasos a tomar en la elaboración de dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales (Rosser y Haywood, 2002; Anónimo, 2008).

### ***Dictamen de que los especímenes fueron obtenidos legalmente***

La captura de marrajo de la población del Atlántico noroccidental está regulada por los planes de gestión de Canadá y Estados Unidos. Las exportaciones de productos obtenidos legalmente bajo estos planes de gestión se calificarían como obtenidos legalmente para la CITES. En el Atlántico nororiental, reglamentos establecidos recientemente por la UE para la captura de marrajo, incluida TAC específica, talla máxima de desembarque y prohibición de aleteo, servirán de fundamento para determinar si la captura fue obtenida legalmente. La CTP para la especie han sido también establecidas por Nueva Zelanda, Noruega y las Islas Feroe, y Argentina estableció tallas máximas de desembarque. Reglamentos para controlar el aleteo de tiburones han sido adoptados por muchos países y organizaciones regionales de ordenación pesquera. Las exportaciones de estos países y áreas que sean consistentes con los reglamentos establecidos calificarían como legalmente vinculantes con arreglo a la CITES.

### ***Identificación de los productos en el comercio***

La FAO, (2007) indicó que “probablemente sería difícil para una persona no experta distinguir la carne de marrajo de la de tiburones Lamnidae similares tales como el marrajo dientuso en el mercado. Las aletas dorsales de las especies de tiburones grandes podrían también ser difíciles de distinguir, aunque las aletas dorsales con piel del marrajo tienen un borde posterior blanco característico (propuesta). De conformidad con esto, no parecería existir una base para la identificación inequívoca de productos de marrajo en el comercio. Las técnicas de ADN no se consideran prácticas como herramientas de selección inicial aunque podrían ser útiles para inspecciones secundarias o aplicación de la ley (CITES, 2006)”. De acuerdo con la propuesta, dichas técnicas están ahora disponibles para el marrajo y podrían ser utilizadas para distinguir entre las poblaciones del hemisferio norte y sur.

### ***Aspectos de “semejanza”***

Con respecto a aspectos de “semejanza”, la FAO (2007) indicó que “la inclusión por razones de “semejanza” (es decir, inclusión en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II de la Convención) se justifica cuando los oficiales de aplicación que encuentran especímenes de especies incluidas en la lista de la CITES no pueden distinguir entre éstos y los de especies no incluidas en la lista. El comercio predominante de productos de marrajo es de carne y aletas. Si el marrajo fuera incluido en el Apéndice II, y el comercio de sus productos estuviera menoscabando la efectividad de la conservación al incluir el marrajo en la lista, y herramientas tales como las guías de identificación y pruebas de ADN no fueran factibles, existiría una justificación potencial para las propuestas de inclusión en la lista de otras especies de tiburones sobre la base de que sus productos son semejantes a los del marrajo en el comercio”.

La propuesta cita la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) Anexo 2 b) (inclusión con arreglo al párrafo 2(b) del Artículo II) para justificar la inclusión en el Apéndice II de “poblaciones que no califican bajo el Anexo 2 a)”. En vista de que las poblaciones propuestas para inclusión con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II (“Anexo 2 a)”) comprenden todas las poblaciones conocidas de marrajo sardinero (Atlántico noroccidental y nororiental, Mediterráneo, Atlántico suroccidental y otras poblaciones del hemisferio sur), el Cuadro especial de expertos consideró que no existen otras poblaciones a ser evaluadas con arreglo a los criterios del Anexo 2 b) para inclusión de conformidad con el párrafo 2 b) del Artículo II.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES**

El impacto de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES sobre el estado de la especie depende de varios factores, incluyendo el grado hasta el cual el comercio internacional (comparado con la explotación para la utilización nacional) está promoviendo la explotación, la importancia relativa de la captura dirigida y de otras fuentes de mortalidad, incluyendo la captura incidental, y los efectos reales de la inclusión en la lista.

Los productos del marrajo, ciertamente, se comercian internacionalmente, pero la proporción relativa de las capturas destinada a los mercados internacionales no se conoce. Sin embargo, como indicó la FAO (2007), una gran parte de la captura en la UE está dirigida aparentemente a los mercados internos y por lo tanto no estaría sujeta a las disposiciones de la CITES. Por lo tanto, la inclusión tendría poco impacto sobre el estado de la población del Atlántico nororiental. Para otras poblaciones, las restricciones al comercio como consecuencia de la inclusión en la lista del Apéndice II podrían resultar en una desviación del producto de los mercados internacionales a los nacionales, ya que la carne y las aletas son de alta calidad.

La existencia de planes de recuperación en Estados Unidos y Canadá fue reconocida como una medida de mitigación importante para la población del Atlántico noroccidental. La inclusión en el Apéndice II probablemente fortalecería los esfuerzos para mantener la captura para el comercio conmensurada con el plan de regeneración de esta población.

De conformidad con la inclusión en el Apéndice II, las descargas de marrajo capturado en pesquerías de alta mar requerirían certificados de introducción procedente del mar acompañados de dictámenes

de que no habrá efectos perjudiciales. Aunque se cree que las capturas en alta mar son menores, comparados con los niveles de captura dentro de la zona económica exclusiva, se espera que mejorar el control de las capturas en alta mar fortalecería las medidas de ordenación actualmente en vigencia para las poblaciones del noroeste y el noreste.

El Cuadro especial de expertos también consideró que se esperaría que la inclusión en la CITES resulte en una mejor vigilancia de las capturas introducidas al comercio internacional de todas las poblaciones. Las mejoras a la vigilancia de capturas podrían tener un efecto beneficioso para la especie en todas las partes de su área de distribución.

### Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos

- Anonymous. 2008. Results of the International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings. Cancun, México, November 17th to 22nd, 2008. [www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion\\_internacional/TallerNDF/ Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf](http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/TallerNDF/Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf)
- Campana, S. y A.J.F. Gibson. 2008. Catch and stock status of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic to 2007. NAFO Doc. 08/36.
- Campana, S., L. Marks, W. Joyce y S. Harley. 2001. Analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. Can. Sci. Adv. Sect. Res. Doc. 2001/67: 39 pp. Disponible en [www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/publications/ResDocs-DocRech/2001/2001\\_067\\_e.htm](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/publications/ResDocs-DocRech/2001/2001_067_e.htm).
- Campana, S.E., L.J. Natanson y S. Myklevoll. 2002. Bomb dating and age determination of large pelagic sharks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59:450–455.
- Clarke, S.K., J.E. Magnussen, D.L. Abercrombie, M.K. Mcallister y M.S. Shivji. 2006. Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. Conservation Biology 20: 201– 211.
- COSEWIC. 2004. COSEWIC assessment and status report on the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in Canada. Committee on Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. viii+43 pp. Disponible en [www.sararegistry.gc.ca/status/status\\_e.cfm](http://www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).
- FAO. 2001. A background analysis and framework for evaluating the status of commercially-exploited aquatic species in a CITES context. Second Technical Consultation on the Suitability of the CITES Criteria for Listing Commercially-exploited Aquatic Species. 23 pp. Available at [www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM](http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM), consultado el 5 de febrero 2007.
- FAO. 2007. Second FAO expert advisory panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Roma 26-30 de marzo de 2007. FAO Fish. Rep. 833: v + 133 pp.
- Ferretti, F. R. A. Myers, F. Serena y H. K. Lotze. 2008. Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea. Conserv. Biol. 22: 952-964
- Fowler, S., C. Raymakers y U., Grimm. 2004. Trade in and conservation of two shark species, porbeagle (*Lamna nasus*) and spiny dogfish (*Squalus acanthias*).
- Francis, M.P., S.E. Campana y C.M. Jones. 2007. Age under-estimation in New Zealand porbeagle sharks (*Lamna nasus*): is there an upper limit to ages that can be determined from shark vertebrae? Mar. Freshw. Res. 58: 10–23.
- Gibson, A.J. y S. E. Campana. 2005. Status and recovery potential of porbeagle shark in the Northwest Atlantic. CSAS Res. Doc. 2005/53. 79pp.
- ICES. 2006a. Northwest Atlantic porbeagle. ICES Advice 2006, Volume 9: 81–85. Disponible en [www.ices.dk/committe/acfm/comwork/report/2006/oct/nea%20Marrajo sardinero.pdf](http://www.ices.dk/committe/acfm/comwork/report/2006/oct/nea%20Marrajo%20sardinero.pdf).

- ICES. 2006b. Porbeagle in the Northeast Atlantic (Subareas I – XIV). pp. 115–124 in Report of the Working Group on Elasmobranch Fisheries (WGEF), 14–20 June 2006. ICES CM 2006/ACFM: 31.
- Jensen, C.F., L.J.; Natanson, H.L. Pratt Jr., N.E. Kohler y S.E. Campana. 2002. The reproductive biology of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. Fish. Bull. 100:727–738.
- Matsumoto, H. 2005. Report of observer program for Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005, Col. Vol. Sci. Rap. ICCAT, 59(2): 663–681).
- Matsunaga, H. 2009. CPUE trend for porbeagle caught by the Japanese tuna longline in the SBT fishery ground during 1992-2007. SCRS 2009-91. 6 pp.
- Natanson, L.J., J.J. Mello y S.E. Campana. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the western North Atlantic ocean. Fish. Bull. 100: 266–278.
- Rose, D.A. 1966. An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes. TRAFFIC International, Cambridge. 106 pp.
- Rosser, A.R. y Haywood, M.J. (compilado). 2002. Guidance For CITES Scientific Authorities: Checklist to assist in making non-detriment findings for Appendix II exports. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 146pp.
- SCRS. 2009. Report of the 2009 Porbeagle stock assessments meeting. Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009. SCRS/2009/014. 57 pp.
- Shivji, M.S., M. Clarke, L. Pank. L.J. Natanson, N. Kohler y M. Stanhope. 2002. Genetic identification of pelagic shark body parts for conservation and trade monitoring. Cons. Biol. 16: 1036–1047.
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. FAO Fish. Techn. Pap 389. Disponible en [www.fao.org/docrep/005/x3690e/x3690e00.htm](http://www.fao.org/docrep/005/x3690e/x3690e00.htm)
- Waessle, J.A. 2007. Análisis de las capturas *Squalus acanthias* y *Lamna nasus* en las Flotas Congeladora y Factoría (Convencional y Surimera) con observadores a bordo. Período 2003–2006. Inf. de asesoramiento y transferencia INIDEP N05/07, 12p.



## CUADROS Y FIGURAS

**Cuadro 1.** Información para evaluar el nivel de productividad del marrajo. A menos que se indique lo contrario, la información proviene de la propuesta. La «productividad» se refiere a las directrices de la FAO, 2001.

Parámetro	Información	Productividad	Fuente
Tasa intrínseca de aumento	0,05-0,07 (Atlántico norte) 0,026 (Pacífico suroccidental)	Baja (menos de 0,14)	Propuesta, Campana <i>et al.</i> , 2001
Mortalidad natural	0,10 (inmaduros), 0,15 (machos maduros), 0,20 (hembras maduras) (Atlántico noroccidental)	Baja (menos de 0,2)	Propuesta, Campana <i>et al.</i> , 2001
Edad de madurez	Hembras: 50% maduras a 13 años (Atlántico norte), 15-19 años (Pacífico sur) Machos: 50% maduros a 8 años (Atlántico norte), 8-10 años (Pacífico sur)	Baja (más de 8 años)	Propuesta, Campana <i>et al.</i> , 2001; Francis <i>et al.</i> , 2007
Edad máxima	> 29 – 45 años (Atlántico noroccidental) 60 años (hemisferio sur)	Baja (más de 25 años)	Propuesta, Francis <i>et al.</i> , 2007, SCRS, 2009.
K	0,07, Atlántico noroccidental	Baja (menos de 0,15)	Natanson <i>et al.</i> , 2002

**Cuadro 2.** Índices de disminución para el marrajo. Los índices de fiabilidad se refieren a FAO, 2001.

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Atlántico nororiental	Desembarques	Disminución de desembarques a 13% de pico histórico de 2 953 toneladas en 1933-37.	Desembarques promedio 1933-37 vs. 2004-08	Atlántico nororiental	Datos de captura (2)	Propuesta, SCRS, 2009
	Desembarques	Disminución de desembarques daneses de promedio de 1380 t en 1950-54 a 6 t 2004-08 (< 1%)	Desembarques promedio 1950-54 vs. 2004-08	Flota danesa	Datos de captura (2)	Propuesta, SCRS, 2009
	Desembarques	Disminución de desembarques noruegos de 2 953 t/año a mediados de década de 1930 a menos de 20 t/año en 2004-08 (<1% del pico)	Desembarques promedio 1933-37 vs. 2004-08	Flota noruega	Datos de captura (2)	Propuesta
	CPUE	Sin tendencia desde mediados de década 1980	Inspección	Flota de palangre española	Captura por unidad de esfuerzo (normalizada?) (4)	Propuesta, SCRS, 2009
	CPUE	Disminución de 1/3 desde inicios de década de 1970 y 2004-08	Inspección	Flota de palangre francesa	Captura por unidad de esfuerzo (normalizada) (4)	Propuesta, SCRS, 2009
	Biomasa de población	Disminución a 15% - 39% de biomasa sin explotar	Modelo de superávit de producción	Atlántico nororiental, 1926 – 2008.	Modelo de población basado en datos de captura por unidad de esfuerzo (normalizada) (4)	Propuesta, SCRS, 2009
	Biomasa de población y números	Disminución a 6% en biomasa y 7% números de biomasa sin explotar	Modelo de producción estructurado por edad	Atlántico nororiental, 1926 – 2008.	Modelo de población basado en datos de captura por unidad de esfuerzo (normalizada) (4)	Propuesta, SCRS, 2009

Cuadro 2 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Mediterráneo	Observaciones recopiladas, desembarques	“Virtualmente desapareció”	Desembarques registrados en FAO Fishstat, observaciones en censos de investigación	Mediterráneo	Datos de captura (2), observaciones (1)	Propuesta
	Capturas de tiburones Lamnidae en trampas de atún	Disminución de 99% entre 1950 y 2006.	GLM de capturas en el tiempo	Mar de Liguria	Datos de captura (2)	Propuesta, Ferretti <i>et al.</i> , (2008)
	CPUE tiburones Lamnidae en palangre pelágico	Disminución de 98% entre 1978 y 1999	GLM de CPUE en el tiempo	Mar Jónico	Captura por unidad de esfuerzo normalizada (4)	Propuesta, Ferretti <i>et al.</i> , (2008)
Atlántico noroccidental	Desembarques	Capturas recientes son 4% de máximos históricos	Captura promedio 2004-2008 vs. captura promedio 1961-1965	Pesquería del Atlántico noroccidental	Datos de captura (2)	Propuesta, cifras de Gibson y Campana, 2005
	Biomasa de población	Población actual es 32% del tamaño en 1961	Modelo de superávit de producción	Atlántico noroccidental	Captura por unidad de esfuerzo normalizada (4)	Propuesta, SCRS, 2009
	Números totales	Población actual es 22% a 27% del tamaño en 1961	Modelo estructurado por edad	Atlántico noroccidental	Captura por unidad de esfuerzo normalizada (4)	Propuesta, SCRS, 2009
	Número de hembras maduras	Número actual es 12-16% de número en 1961	Modelo estructurado por edad	Atlántico noroccidental	Captura por unidad de esfuerzo normalizada (4)	Propuesta, SCRS, 2009

Cuadro 2 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Hemisferio sur	Biomasa de población	Biomasa de población es 18–39% de tamaño de población sin explotar	Modelo de superávit de producción	Atlántico suroccidental	Captura por unidad de esfuerzo de flota uruguaya (3)	Propuesta, SCRS, 2009
	Biomasa de población reproductora	Biomasa de población reproductora actual es 18% de BPR sin explotar	Modelo estructurado por edad, libre de captura	Atlántico suroccidental	Captura por unidad de esfuerzo de flota uruguaya (3)	Propuesta, SCRS, 2009
	CPUE de palangre	Tendencia de disminución desde 1982	Inspección	Uruguay, Atlántico suroccidental	Captura por unidad de esfuerzo de flota uruguaya (3)	Propuesta, SCRS, 2009
	Desembarques	Disminución de 75% entre 1998 y 2006	Inspección	Nueva Zelanda	Desembarques (2)	Propuesta, Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda
	CPUE de palangre	Disminución a ca. 30% entre 1992 y 2005	Inspección	Nueva Zelanda	CPUE sin normalizar (3)	Propuesta, Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda
	CPUE de palangre	Sin tendencia entre 1992 y 2007	Inspección	Japón, área de atún rojo	CPUE normalizada (4)	Matsunaga, 2009

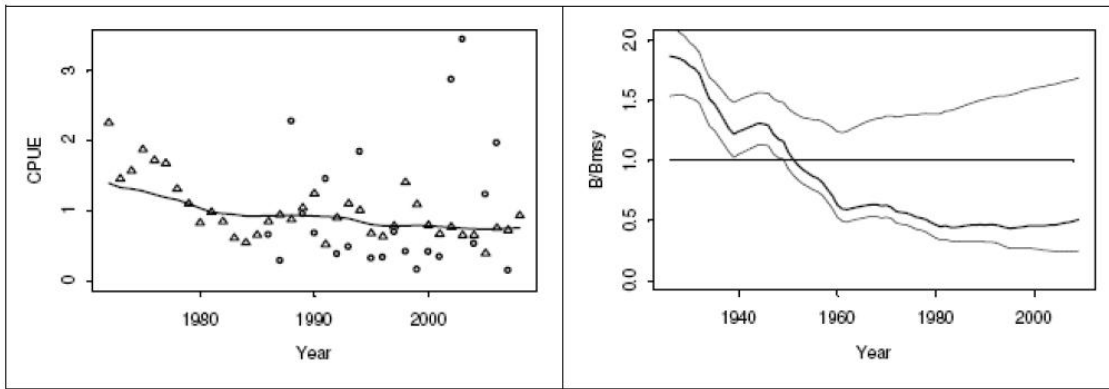


Figura 1. Resultados de modelo Bayesiano de superávit de producción de la población de marrajo del Atlántico nororiental. Izquierda: Captura por unidad de esfuerzo de Francia y España y tendencia de biomasa ajustada. Derecha: biomasa (B) relativa a biomasa en RMS ( $B_{rms}$ ). Fuente: SCRS, 2009.

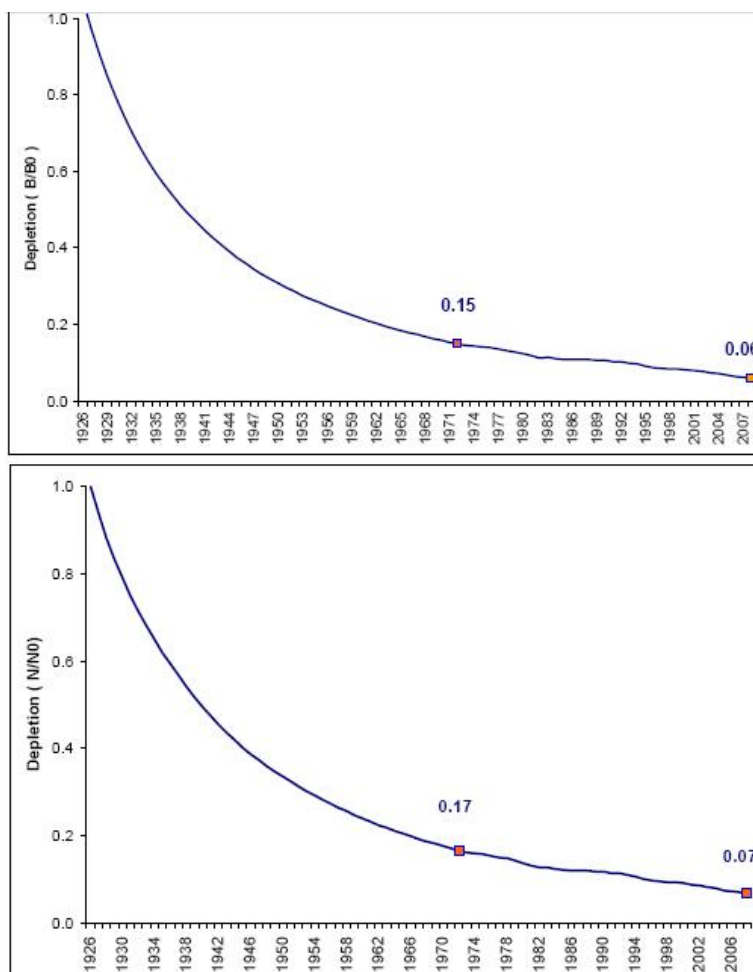


Figura 2. Disminución de biomasa total (cuadro superior) y números (cuadro inferior) de modelo de producción estructurado por edad asumiendo condiciones vírgenes en 1926 para el marrajo del Atlántico nororiental. Los puntos indicados en la línea corresponden a la disminución al inicio del período moderno (1972) y disminución actual (2008). Fuente: SCRS, 2009.

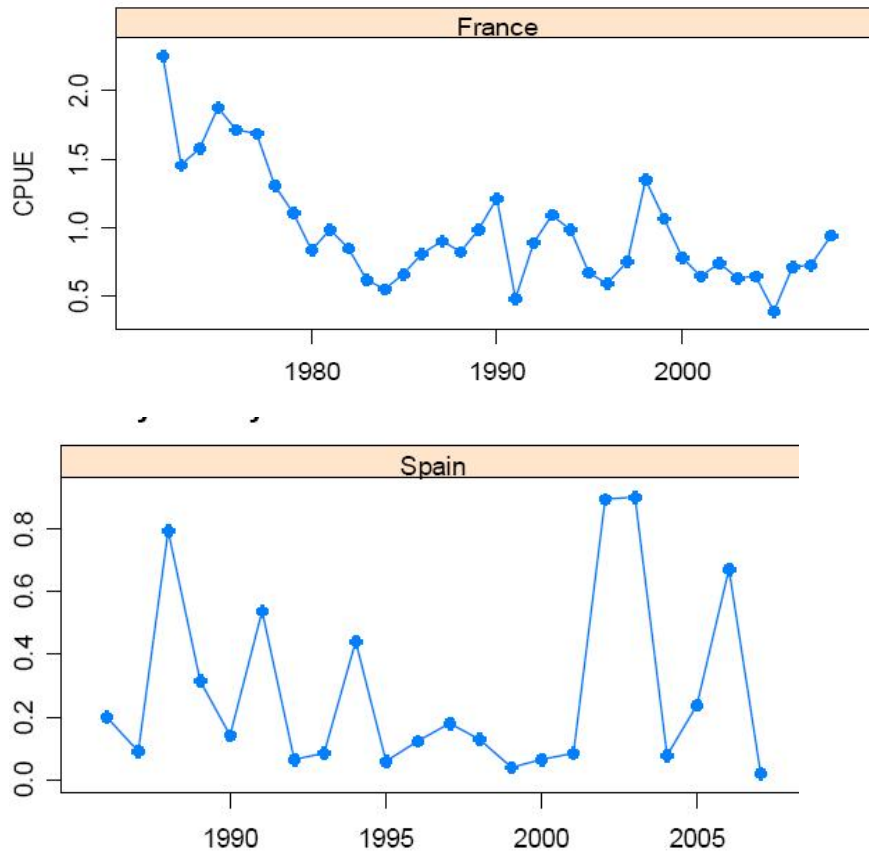


Figura 3. CPUE de pesquerías de palangre de Francia y España del marrajo del Atlántico nororiental, SCRS, 2009.

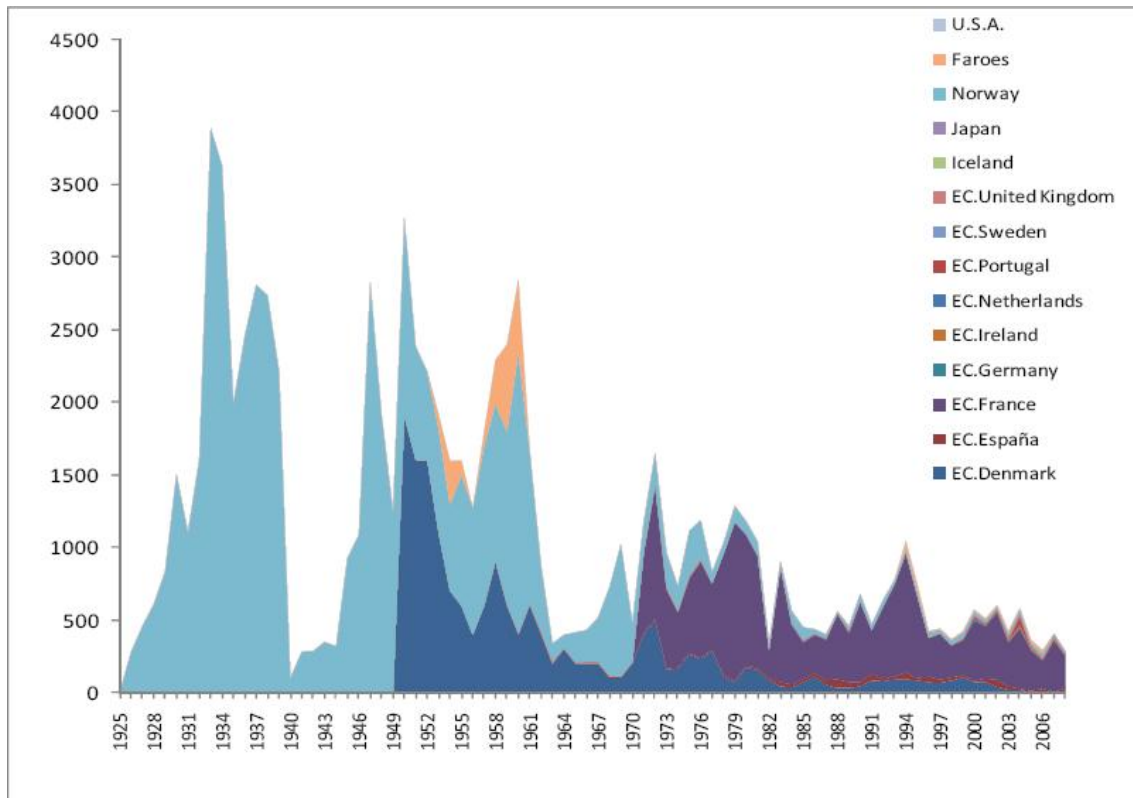


Figura 4. Captura de marrajo del Atlántico nororiental por país utilizada en la evaluación realizada por el SRCS, 2009.

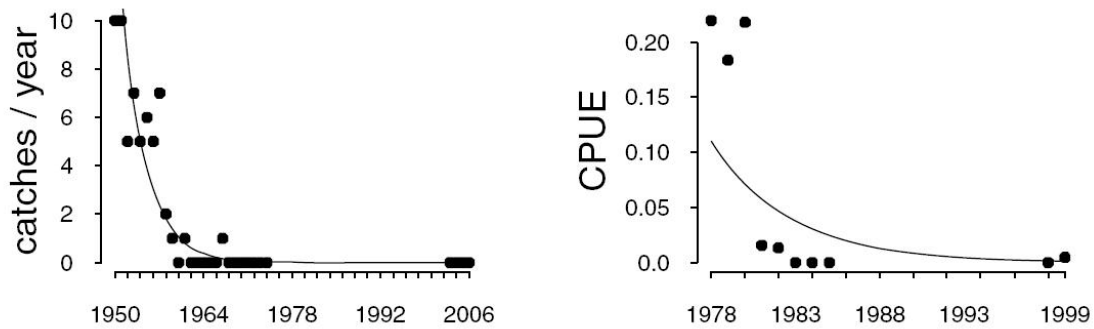


Figura 5. Tendencias de captura anual normalizada de tiburones Lamnidae en trampas de atún en el Mar de Liguria (izquierda) y captura por unidad de esfuerzo (CPUE, tiburones desembarcados por 1000 anzuelos) del Mar Jónico. Ferreti *et al.*, 2008.

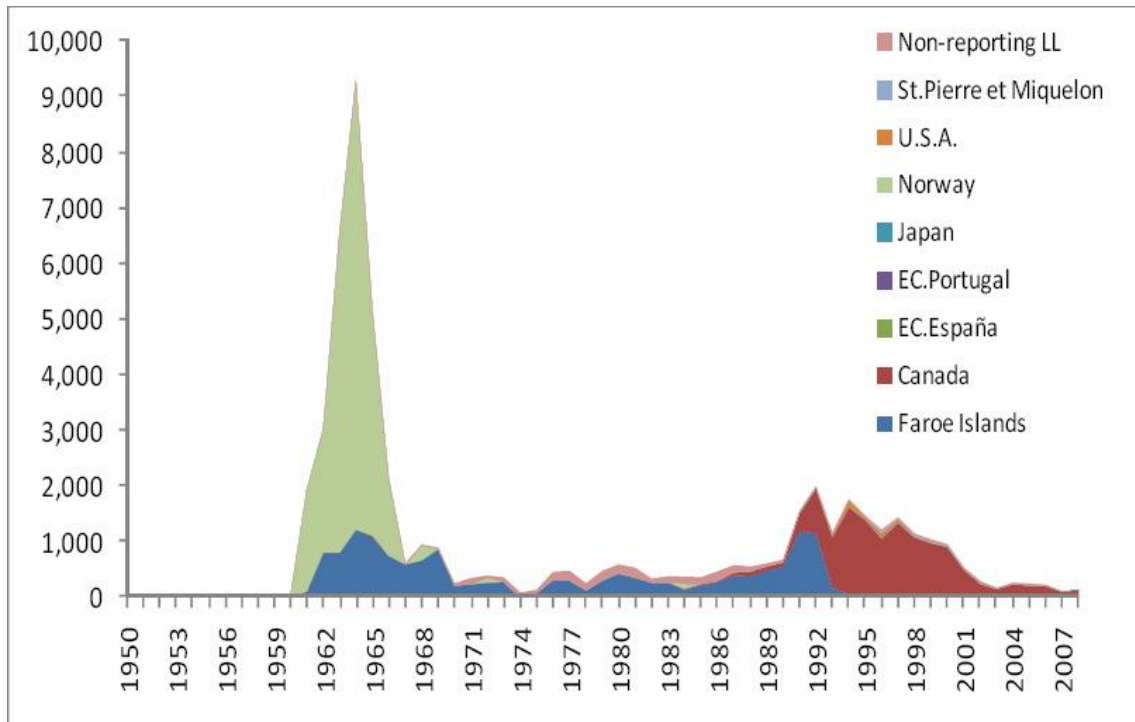


Figura 6. Captura de marrajo del Atlántico noroccidental por país utilizada en la evaluación realizada por el SCRS, 2009.

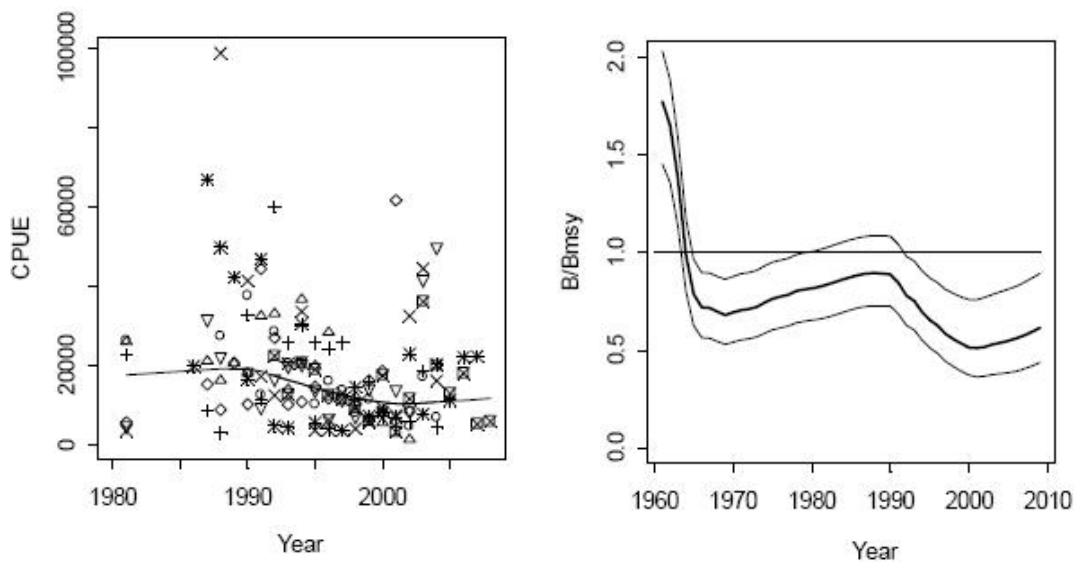


Figura 7. Resultados de modelo Bayesiano de superávit de producción de la población de marrajo del Atlántico noroccidental. Izquierda: Captura por unidad de esfuerzo de Canadá, Estados Unidos y España y tendencia de biomasa ajustada. Derecha: biomasa (B) relativa a biomasa en RMS ( $B_{rms}$ ). Fuente: SCRS, 2009.



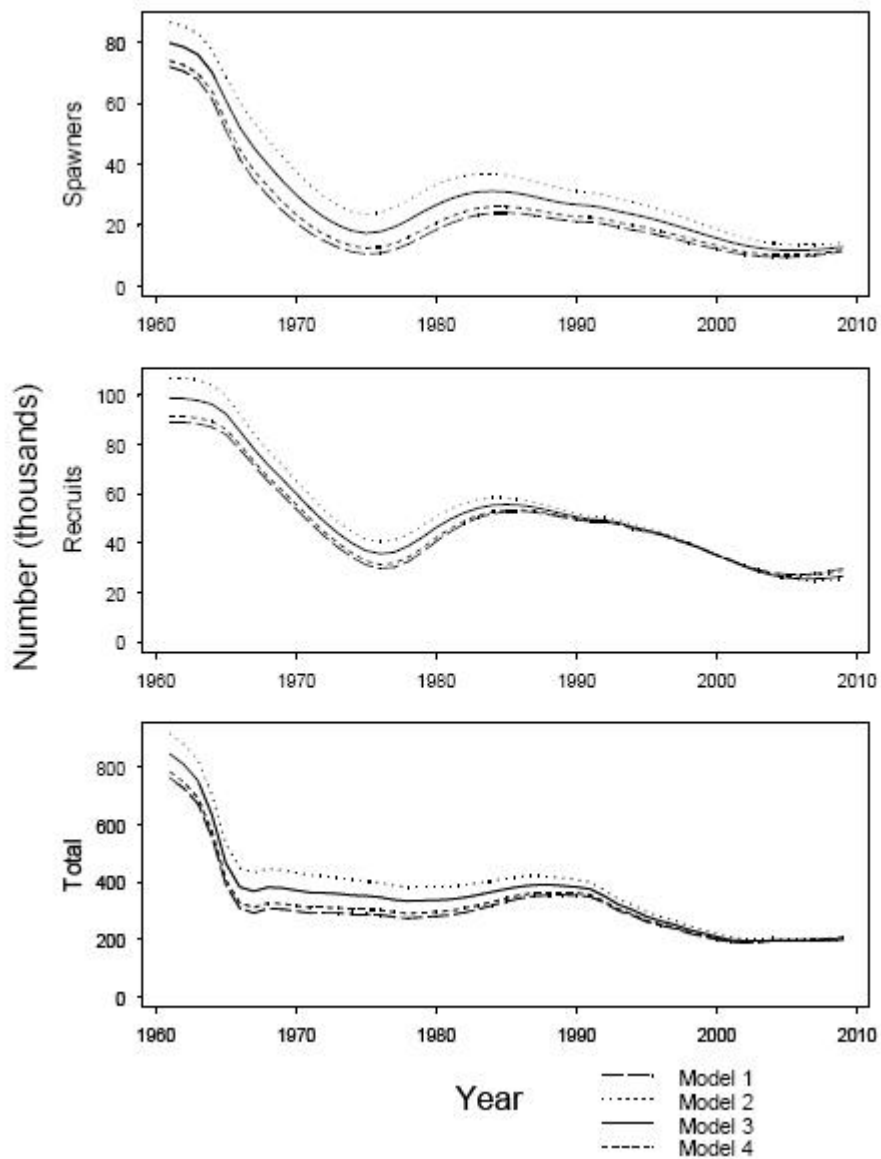


Figura 8. Número estimado de hembras maduras (superior), reclutas edad-1 (centro) y número total de *Lamna nasus* en aguas canadienses, 1961–2008. Fuente: Campana y Gibson, 2008.

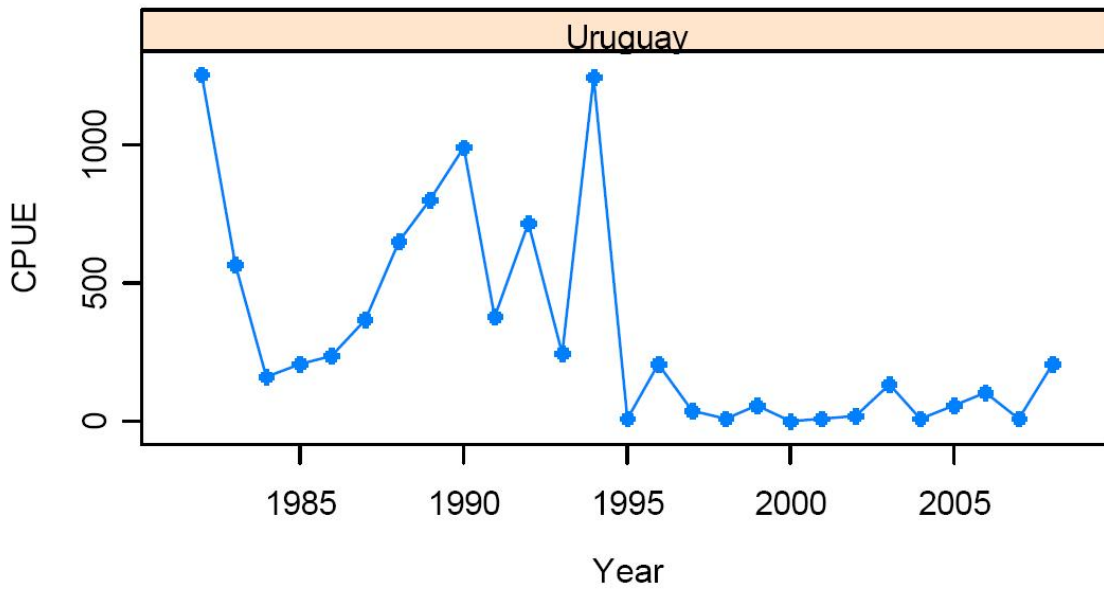


Figura 9. CPUE de pesquerías de palangre en Uruguay del marrajo del Atlántico suroccidental. SCRS, 2009.

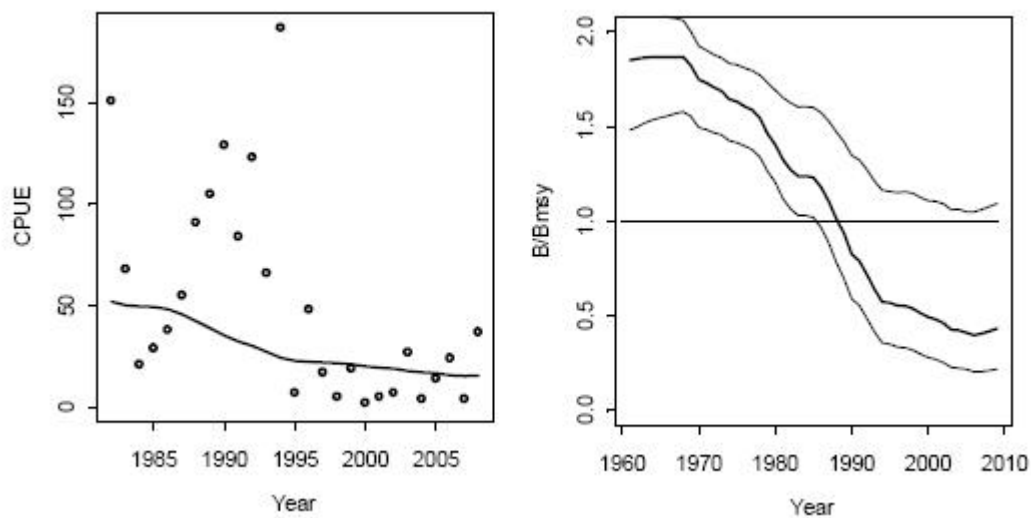


Figura 10. Resultados de modelo Bayesiano de superávit de producción de la población de marrajo del Atlántico suroccidental, asumiendo que las capturas son proporcionales al esfuerzo. Izquierda: Captura por unidad de esfuerzo de Uruguay y tendencia de biomasa ajustada. Derecha: biomasa ( $B$ ) relativa a biomasa en RMS ( $B_{rms}$ ). Fuente: SCRS, 2009.

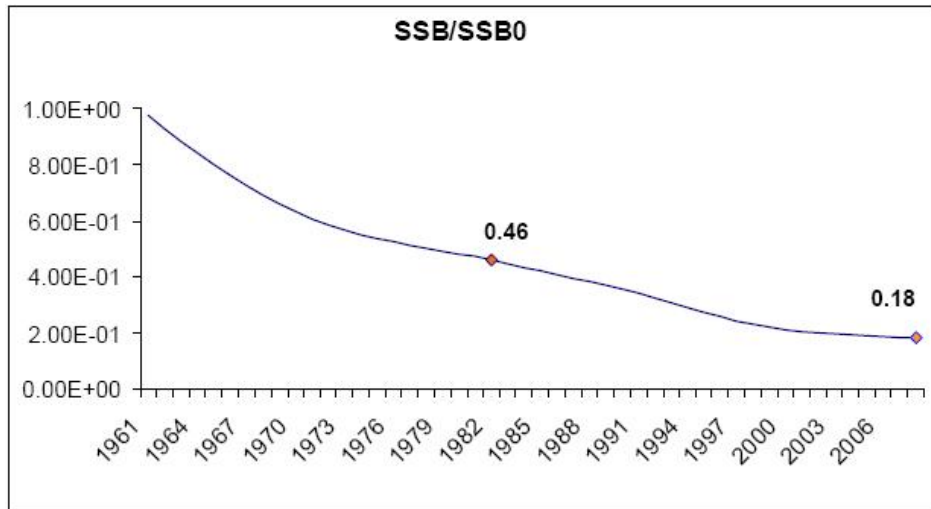


Figura 11. Tendencia de disminución de biomasa reproductora relativa a la población total (BRP) de modelo de producción estructurado por edad libre de captura, asumiendo condiciones vírgenes en 1961 para el marrajo del Atlántico suroccidental. Los puntos indicados en la línea corresponden a la disminución al inicio del período moderno (1982) y disminución actual (2008). SCRS, 2009.

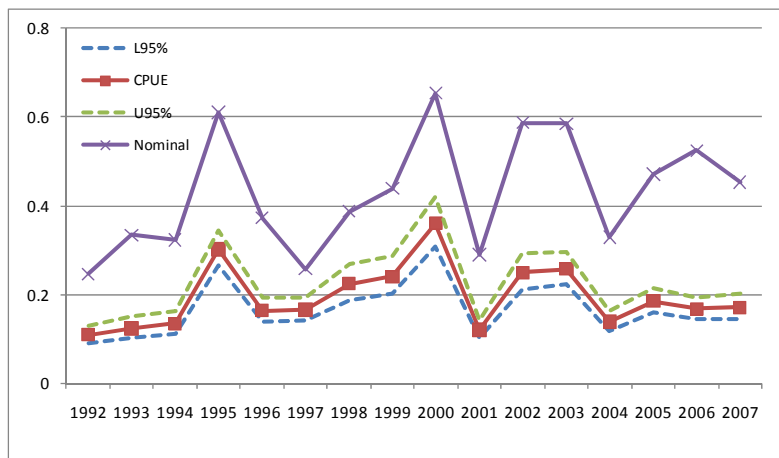


Figura 12. Tendencia de CPUE normalizada y 95% CI y CPUE nominal (no normalizada) del marrajo usando datos de observadores de la flota japonesa. Fuente: Matsunaga, 2009.

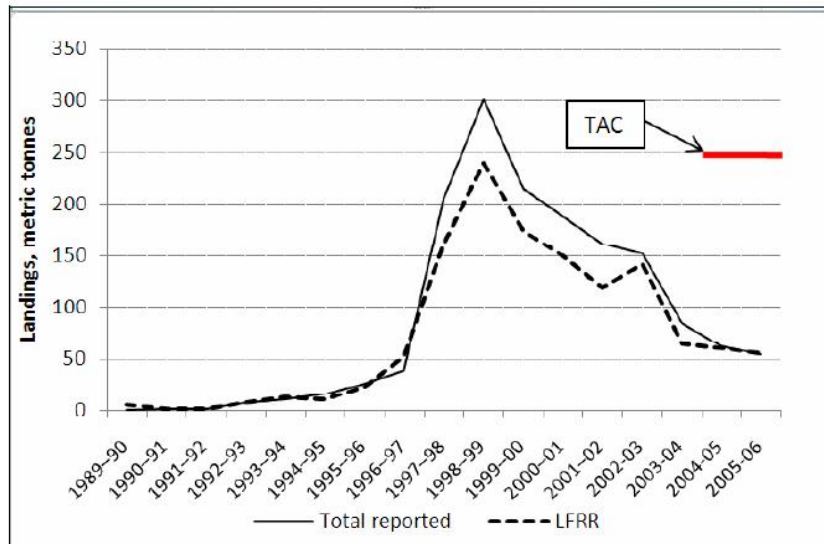


Figura 13. Desembarques comerciales de Nueva Zelandia del marrajo reportados por pescadores y procesadores, 1989/90 a 2004/05. Fuente: Propuesta.

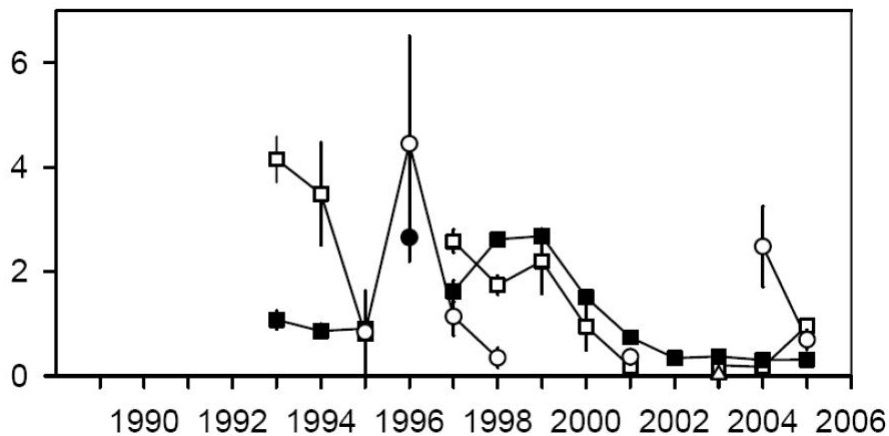


Figura 14. Índices de CPUE sin normalizar (número de *Lamna nasus* por 1000 anzuelos) para varias pesquerías palangreras de atún de Nueva Zelandia basados en reportes de observadores. Fuente: Propuesta.

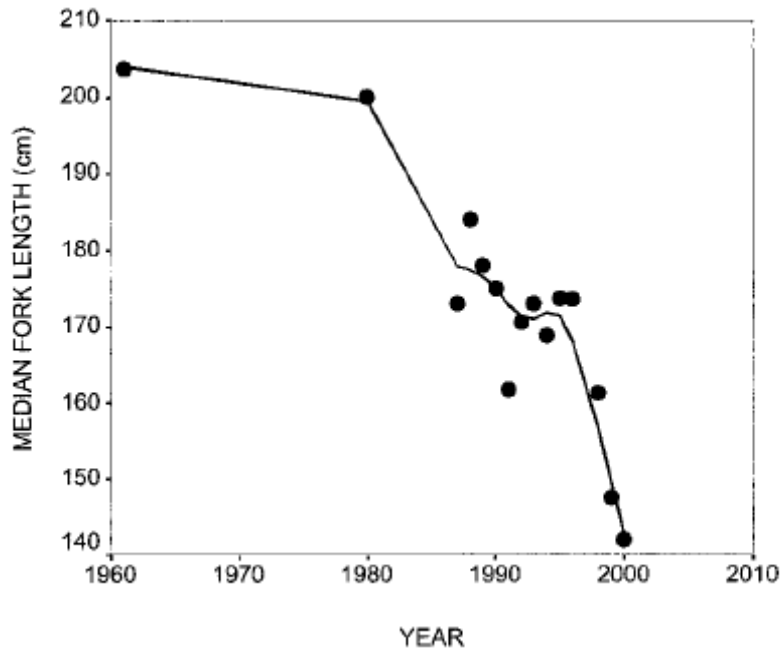


Figura 15. Cambio en longitud furcal mediana de marrajo en captura comercial en setiembre-noviembre en zonas de apareamiento cerca del sur de Newfoundland. Se ha ajustado una línea de aplanamiento de LOESS a los datos. Fuente: Campana *et al.*, 2001.



## APÉNDICE H

### Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: mielga

#### Cop15 Propuesta 18

**ESPECIE:** *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758 – FAO Nombre en español: mielga<sup>1</sup>

**PROPUESTA:** Inclusión de *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758 en el Apéndice II de conformidad con el Artículo II 2(a) y (b)

**Base para la propuesta:** A continuación se cita parte de la propuesta:

*Anexo 2 a) A: Se sabe, o puede deducirse o preverse, que es preciso reglamentar el comercio de la especie para evitar que reúna las condiciones necesarias para su inclusión en el Apéndice I en un futuro próximo.*

Con la posible excepción de la población costera del Pacífico nororiental (de Alaska a California), todas las poblaciones del hemisferio norte se ajustan a este criterio. La marcada disminución en el tamaño de la población (a <10–30% del nivel de referencia histórico) y/o las tasas recientes de disminución rápida se ajustan a las directrices de la CITES y de la FAO para la aplicación de la disminución para especies acuáticas explotadas comercialmente.

*Anexo 2 a) B: Se sabe o puede deducirse o preverse, que es preciso reglamentar el comercio de la especie para garantizar que la recolección de especímenes del medio silvestre no reduce la población silvestre al nivel en el que su supervivencia se vería amenazada por la continua recolección u otros factores.*

Las pesquerías de *Squalus acanthias* en su gran mayoría no tienen gestión y/o tienen un monitoreo pobre en otras de sus áreas de distribución, donde es probable que aumente la demanda del comercio internacional por su carne de alto valor como resultado del cierre de las pesquerías de la Unión Europea. En base a la evolución pasada de las pesquerías, se puede proyectar que las poblaciones que no cumplen con el criterio A podrían experimentar disminuciones similares durante la próxima década, a menos que los reglamentos comerciales a través de la CITES proporcionen un incentivo para la introducción de la gestión sostenible o mejoren las medidas de monitoreo y ordenación existentes que sirvan como fundamento para los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales y los certificados de legalidad.

*Anexo 2 b) A: Los especímenes son parecidos a los de una especie incluida en el Apéndice II con arreglo a las disposiciones del párrafo 2 a)) del Artículo II, o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que una persona no experta pueda, haciendo un esfuerzo razonable, diferenciarlas.*

Los complejos patrones de exportación, procesamiento y reexportación de la carne dificultan distinguir los productos de las diferentes poblaciones, ya que sólo los análisis de ADN permiten la identificación de los productos procesados. No se recomienda una inclusión dividida, ya que “podría facilitar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR)” de las poblaciones de mielga incluidas en el Apéndice II, “con lavado de las capturas como si fueran de poblaciones no incluidas en la lista. Este resultado claramente sería indeseable y tendría el potencial de menoscabar la efectividad de los esfuerzos de conservación y gestión de mielga a nivel mundial” (FAO, 2007). Se propone que las poblaciones que no califican para el Anexo 2 a) (ver Cuadro 9) sean incluidas en el Anexo 2 b) A.

---

<sup>1</sup> Para mantener la consistencia con el informe del Cuadro especial de expertos de la FAO en 2007 (FAO, 2007) de esta especie, se decidió continuar usando el nombre común mielga. La FAO ha desarrollado una lista mundial de nombres en inglés, francés y español para las especies acuáticas explotadas (lista de especies ASFIS) e insta al uso de estos nombres de la FAO para reducir la ambigüedad y la incertidumbre de la información pesquera.

## RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

El Cuadro especial de expertos de la FAO llegó a la conclusión de que la evidencia disponible no se ajusta a la propuesta de inclusión de *Squalus acanthias* en la lista del Apéndice II de la CITES.

El Cuadro especial de expertos estuvo de acuerdo en que esta es una especie de baja productividad. Cuando se evalúa población por población, la mayoría de las poblaciones de mielga no se ajustan a los criterios de disminución.

El Cuadro especial de expertos consideró que una población de mielga históricamente capturada en el Mediterráneo y la población grande del Océano Atlántico nororiental se ajustan al criterio de magnitud de la disminución. La pesquería dirigida en la UE fue prohibido en el 2007 y desde entonces las cuotas de captura incidental se han reducido. En el Pacífico noroccidental, la disminución podría ajustarse al criterio de disminución del Apéndice II.

La magnitud de la disminución histórica en la abundancia de la población no se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II para las siguientes regiones definidas en la propuesta: Atlántico noroccidental (Estados Unidos y Canadá), Pacífico nororiental (Alaska, Estrecho de Hecate, Puget Sound, Estrecho de Georgia) y el Mar Negro. El Cuadro especial de expertos indicó que ciertas poblaciones cubiertas en la propuesta habían sido subdivididas erróneamente en unidades adicionales.

En el hemisferio sur, los censos en el Pacífico suroccidental indican una abundancia estable, mientras que los del Atlántico suroccidental muestran disminuciones modestas. No existe información disponible sobre las tendencias de abundancia para otras poblaciones del hemisferio sur, tales como las próximas a Australia, Sudáfrica y Chile.

Las estimaciones de abundancia absoluta a menudo son difíciles de evaluar en el contexto de los criterios de la CITES, pero en el caso de la mielga, la estimación de la población global está en el orden de mil millones de individuos, lo que mitiga el riesgo de extinción.

El comercio internacional de *Squalus acanthias* es el promotor principal de la explotación en la mayoría de las áreas, excepto en el Atlántico nororiental donde la mayoría de la captura se comercia internamente en los mercados de la UE. La ordenación pesquera de la población de mielga del Atlántico nororiental ha fracasado seriamente, lo que ha llevado al cierre de la pesquería dirigida. Las capturas de la población del Atlántico nororiental, tanto comerciada internamente como importada a la UE, deben reducirse aún más. En caso de inclusión en la CITES, la mielga capturada en aguas de la UE probablemente sería comercializada dentro de la UE, y por lo tanto no estaría sujeta a las limitaciones comerciales de la CITES. El Cuadro especial de expertos indicó que la UE ha adoptado un Plan de acción para tiburones y espera que se obtengan buenos resultados con su aplicación.

En otras áreas, las poblaciones de mielga se beneficiarán de mejoras en la gestión. En Estados Unidos existen planes de gestión de pesquerías tanto a nivel federal como estatal, para la población del Atlántico noroccidental, pero podría haber una mejor coordinación interna y con Canadá. Todas las otras áreas en las que se captura *Squalus acanthias* deben ser vigiladas de cerca para asegurar que las capturas continúen siendo sostenibles. La gestión sostenible requiere que, donde no lo hayan hecho aún, los Estados del área de distribución desarrollen y apliquen Planes de Acción Nacional para los tiburones

Si *Squalus acanthias* fuera incluido en la lista del Apéndice II, los aspectos clave de la aplicación incluirían dificultades en diferenciar los productos de *Squalus acanthias* de los de otros tiburones en el mercado.

La propuesta establece que algunas poblaciones de mielga deberían ser incluidas en el Apéndice II debido a preocupaciones de conservación (con arreglo al Artículo II 2 a)), mientras que otras deberían ser incluidas debido a la falta de capacidad de distinguir sus productos de aquellos incluidos por razones de conservación (de conformidad con el Artículo II 2 b)). Mientras que diferenciar los productos de las diferentes poblaciones de mielga sería imposible para oficiales de aplicación sin equipo o capacitación especializada, la decisión de incluir diferentes poblaciones de la misma especie bajo los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II, debe ser considerada cuidadosamente. Al final, el



resultado de la adopción de este enfoque podría llevar a una situación donde una población (tal vez relativamente pequeña) fuera incluida de conformidad con el párrafo 2 a) y el resto de la especie en el 2 b), aunque la especie entera esté en estado saludable.

El Cuadro especial de expertos tomó nota del lenguaje de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES que indica que las Partes resolvieron adoptar medidas que sean proporcionales a los riesgos anticipados para la especie cuando se consideren propuestas para enmendar los Apéndices. En este caso, el Cuadro especial de expertos consideró que la inclusión de algunas poblaciones (Nueva Zelanda, Argentina y Alaska) con arreglo al párrafo 2 b) del Artículo II no sería consistente con los riesgos proporcionales a la especie entera, en vista de que se consideró que las poblaciones que representan la mayoría de la abundancia histórica de la especie a nivel global no se ajustaba a los criterios de inclusión del párrafo 2 a) del Artículo II.

En las deliberaciones del Cuadro especial de expertos en 2007, el Cuadro llegó a la conclusión de que la especie no se ajustaba a los criterios biológicos de disminución para la inclusión en el Apéndice II de la CITES. La información adicional disponible al actual Cuadro especial de expertos incluía evidencia de mejores acciones de gestión en el Atlántico nororiental, evaluaciones de población actualizadas para el Atlántico noroccidental, que indicaban mejor prognosis debido principalmente a la reducción de la mortalidad por pesca y la recuperación del reclutamiento, así como información adicional de las poblaciones del Pacífico nororiental y el Atlántico suroccidental. Para el Pacífico noroccidental, a la luz de toda la información disponible, aún no está claro si se cumple con el criterio de disminución. La información adicional viene a reforzar la conclusión anterior del Cuadro especial de expertos de que la especie entera no merita ser incluida en el Apéndice II.

## **OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

### **Parámetros biológicos**

#### ***Población evaluada***

La propuesta es incluir la especie *Squalus acanthias*, Linnaeus, 1758, en el Apéndice II. Esta especie tiene una amplia distribución en las aguas templadas y boreales de las plataformas continentales de los hemisferios norte y sur, y es más común a profundidades de entre 10 y 200 m. Es la más común de las especies de tiburones.

Aunque existen pocos estudios disponibles sobre la estructura y las relaciones de las poblaciones de la especie, las poblaciones dentro de la distribución de la especie han sido identificadas, separadas en aguas oceánicas profundas, áreas tropicales y áreas polares. Unas cuantas migraciones de largas distancias, incluida la migración entre cuencas oceánicas, han sido documentadas, pero la mayoría de la recaptura de marcas muestra movimientos relativamente cortos (McFarlane y King, 2003) y se asume que la mayoría de los individuos permanecen dentro de las poblaciones identificadas.

Los individuos del Atlántico nororiental desde el Mar de Barents hasta el noroeste de África se consideran una misma población para fines de la gestión pesquera, con base en estudios de marcación recientes (ICES WGEF, 2006). Estudios anteriores habían sugerido al menos dos poblaciones separadas en esta área. No se conoce la relación de los individuos del Mar Mediterráneo y del Mar Negro con esta población y entre éstos.

En el pasado se ha considerado que los individuos de Atlántico noroccidental son una única población para fines de ordenación pesquera, con base en resultados de marcación (NMFS, 2006), pero un estudio reciente indica que la mielga de esta área debería ser considerada una metapoblación con componentes en aguas canadienses y estadounidenses que se mezclan hasta cierto grado (10-20%) (Campana *et al.*, 2007). Esta especie es más común entre Nueva Escocia y el Cabo Hateras, pero se encuentra en toda el área comprendida entre Labrador y Florida.

Para el Pacífico norte no parece haber acuerdo sobre una estructura de población, aunque el concepto de una población occidental y una oriental es consistente con las observaciones de marcaciones disponibles y con la situación en el Atlántico norte. De los 71 000 individuos marcados a lo largo de

un período de 20 años en la Columbia Británica, la mayoría fueron recapturados cerca del sitio de liberación, pero 30 de las 2940 recapturas se registraron cerca de Japón (McFarlane y King, 2003).

La mielga se encuentra frente a las costas de Suramérica, Sudáfrica, Australia y Nueva Zelandia pero parece existir poca información sobre los movimientos o la estructura de la población en estas áreas. El supuesto de que existen poblaciones separadas en estas áreas es consistente con la información del Atlántico norte y del Pacífico norte.

### ***Nivel de productividad***

La información disponible (Cuadro 1) indica que la mielga pertenece a la categoría de baja productividad. La tasa intrínseca de aumento para el Pacífico noreste se estimó en 0,017 al nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS), la más baja entre 26 especies de tiburones para las cuales se hicieron estimaciones (Smith *et al.*, 1998); una estimación de 0,034 para el Atlántico noroccidental (Smith *et al.*, 1998) también está disponible. La determinación de la edad de los individuos más viejos es imprecisa, pero se sabe que la duración de la vida natural alcanza mucho más allá del umbral para productividad baja (25 años); se asumen 50 años en las evaluaciones para el Atlántico noroccidental (NMFS, 2006). La evaluación de mortalidad natural en el Atlántico nororiental se asumen en 0,1 para la mayoría de las edades (más alta para individuos jóvenes y viejos) (ICES WGEF, 2006), y se estima en 0,1 del tiempo de vida asumido para la evaluación del Atlántico noroccidental (NMFS, 2006). Las edades a 50% de madurez y K de von Bertalanffy están disponibles en estudios publicados sobre edad, crecimiento y maduración. (Campana *et al.*, 2009). La fecundidad aumenta de acuerdo a la talla de las hembras y varía de 1-20 crías por parto; en las evaluaciones del Atlántico nororiental utilizan un espectro entre 2 y 14 (ICES WGEF, 2006). Las hembras se reproducen cada dos años en promedio.

Los parámetros del ciclo biológico difieren considerablemente para la población del Pacífico nororiental y para las poblaciones del Atlántico norte (Cuadro 1), donde la población del Pacífico noroccidental muestra una productividad mucho menor. Un estudio reciente encontró que la edad de madurez en el Pacífico nororiental había disminuido desde la década de 1940 hasta la de 2000, como resultado de factores ambientales o de menores tallas de la población debido a la pesca (Taylor y Gallucci, 2009).

## **Estado y tendencias de la población**

### ***Población pequeña***

La FAO, (2007) estimó la abundancia global de mielga en más de mil millones de individuos reclutados (es decir, excluidos los juveniles pequeños). Las estimaciones revisadas de biomasa reclutada basadas en información nueva hasta 2009 difieren levemente entre regiones, pero arrojan un total similar (Cuadro 2). La abundancia de hembras maduras podría ser tan baja como 5-10% de esta cifra, es decir, entre 50 millones y 100 millones de hembras maduras, lo que representa una cifra extremadamente grande a nivel global.

### ***Distribución limitada***

No hay estimaciones cuantitativas disponibles del área de distribución, pero la especie está presente en amplias áreas de las plataformas continentales en muchas partes de los océanos templados del mundo.

### ***Disminución***

Existen índices de abundancia disponibles para muchas partes del área de distribución (Cuadro 3).

#### ***Atlántico nororiental***

La evaluación completa más reciente de mielga en el Atlántico nororiental se realizó en 2006 (ICES WGEF, 2006), y sus resultados estuvieron disponibles en la reunión del Cuadro especial de expertos de la FAO en 2007 (FAO, 2007). Desde entonces no se han actualizado los índices, aunque cifras actualizadas de desembarques y un resumen de medidas de ordenación recientes están disponibles (ICES WGEF, 2008).

La evaluación de 2006 (ICES WGEF, 2006) se basó en un modelo que ajustó los datos relativamente bien y cuyos resultados fueron consistentes con los de análisis anteriores de esta población realizados por ICES utilizando una variedad de enfoques. El «caso base» de las corridas del modelo indica que el nivel total actual de biomasa es el 5% del que existía en 1905 (sin explotación) y el 7% del de 1955 (explotación leve) (propuesta, ICES, 2006a). La única serie de CPUE considerada válida, de un censo de la flota de arrastre escocesa (usada en el modelo de población), muestra que los valores recientes han sido cercanos al 40% de los de finales de la década de 1980 (ICES WGEF, 2006, Cuadro 2.4, Fig. 2.8).

Los desembarques aumentaron durante la década de 1920 y a principios de la de 1930, disminuyeron a niveles bajos entre 1940 y 1945, aumentaron a niveles muy altos durante las décadas de 1950 y 1960 y disminuyeron posteriormente. Los desembarques recientes han estado muy por debajo de los valores de principios de la década de 1950, luego de la imposición de CTP de sólo captura incidental en 2007 (Fig. 2) (ICES WGEF, 2008).

#### *Mar Mediterráneo y Mar Negro*

Los resultados del análisis de poblaciones virtuales de la abundancia de mielga en el Mar Negro indican que la biomasa de la población aumentó por un factor de aproximadamente 3 entre 1972 y 1982, y posteriormente disminuyó hasta 1992 como en la misma proporción (FAO 1997; Fig. 18-19 de la propuesta). Los desembarques en el Mediterráneo y el Mar Negro (Fig. 3) muestran un aumento entre las décadas de 1950 y de 1980, un período de desembarques altos desde 1980 hasta mediados de la década de 1990, seguido de una disminución pronunciada a niveles similares a los de la década de 1950.

#### *Atlántico noroccidental*

La evaluación completa más reciente de mielga del Atlántico noroccidental, basada en el supuesto de una única población compartida por Canadá y EE.UU., se realizó en 2006 (NMFS, 2006). Estos resultados estuvieron disponibles al Cuadro especial de expertos de la FAO en 2007. Esa evaluación indica que la biomasa total aumentó por un factor de 3 desde finales de la década de 1960 hasta principios de la de 1990 y luego disminuyó a cerca del 60% de los valores máximos (Fig. 4). La biomasa de las hembras maduras disminuyó como al 20% del máximo observado entre finales de la década de 1980 y principios de la del 2000. A pesar de que la serie cronológica para las hembras no es tan larga como la de biomasa total, se observó un aumento en la biomasa de hembras durante la década de 1980, que podría corresponder al final del aumento observado en biomasa total.

Una actualización de la evaluación en 2008 (ASMFC, 2008) indicó que la biomasa de hembras reproductoras ha ido en aumento desde los niveles bajos de 2004 y actualmente se encuentra por encima de los niveles objetivo y de referencia (Fig. 5). El valor de 2007 de aproximadamente 180 000 toneladas es similar a los valores de principios de la década de 1980 al comienzo de la serie cronológica, antes del aumento de mediados de la década de 1980.

La actualización de la evaluación de 2008 proyectó una disminución en abundancia de la población del Atlántico noroccidental que comenzaría en 2011 con la tasa actual de mortalidad por pesca de alrededor del 0,117, hasta un nivel mínimo en 2017, como resultado del bajo reclutamiento a esta población (Fig.6) (ASMFC, 2008). Sin embargo, el nivel mínimo de biomasa para  $F_{rebuild}(0,11)$ , que es cercano a *statu quo*  $F(0,117)$ , está sólo marginalmente por debajo de la biomasa objetivo de hembras reproductoras de 167 800 toneladas, y muy por encima del umbral de regeneración (que es la mitad del objetivo). Un nuevo censo realizado en la primavera de 2009 muestra que el reclutamiento ha estado en recuperación desde 2003 luego de un largo período (1997–2003) de aparente fracaso de reclutamiento (Fig. 7). Las estimaciones de 2007-09 muestran cifras muchas mayores de juveniles de menos de 50 cm de los que han sido observados en más de una década (Figura 6a) (MAFMC, 2009). La estimación de reclutamiento de 2009 es una de las más altas jamás registradas. La estimación estocástica media de 2009 de la biomasa de hembras reproductoras estuvo levemente por debajo del objetivo de 167 800 toneladas. La estimación de biomasa de mielga del área barrida del censo de arrastre de fondo de la primavera de 2009 fue de 557 900 toneladas.

Nuevas proyecciones (MAFMC, 2009) predicen que la biomasa de hembras reproductoras de la población en 2017 podría ser levemente más baja que las estimaciones de las proyecciones de 2008. Sin embargo, la prognosis general ha mejorado sustancialmente desde el informe del Cuadro especial de expertos del 2007 debido a reducciones en la mortalidad por pesca realizada y evidencia de recuperación del reclutamiento.

Una evaluación de mielga realizada en Canadá en 2007 (DFO, 2007), llegó a la conclusión de que las poblaciones en Canadá y EE.UU. eran parcialmente distintas y podían ser consideradas parte de una metapoblación. Los índices de abundancia del censo de arrastre en el este de Canadá fueron superficialmente contradictorios: el censo de verano de la plataforma escocesa mostró una tendencia ascendente entre 1970 y 2007 (Fig. 8), mientras que el censo de la plataforma escocesa oriental de primavera (Fig. 9) y un censo de George's Bank en febrero (Fig. 10) mostró disminuciones importantes y la desaparición casi completa de mielga. No se considera que el censo de verano brinde un buen seguimiento a las hembras maduras, mientras que los censos de invierno y primavera podrían darles un mejor seguimiento (DFO, 2007).

Los desembarques en el Atlántico noroccidental muestran dos picos, uno a principios de la década de 1970 y otro entre mediados y finales de la década de 1990, ambos con desembarques máximos de alrededor de 25 000 t/año (Fig. 11; DFO, 2007). Los desembarques recientes son cercanos al 20% de estos valores históricos. Las pesquerías de los Estados Unidos han dirigido su esfuerzo a las hembras maduras, que son las preferidas en el mercado, y que pueden ser objetivos (NMFS, 2006).

Una reunión conjunta de evaluación EE.UU./Canadá para considerar tendencias pasadas, actuales y futuras se celebrará en enero de 2010. Los resultados de esta evaluación podrían estar disponibles para consideración de las Partes en el CoP15.

#### *Pacífico nororiental*

Información nueva sobre el estado de la población en esta área citada en la propuesta (King y McFarlane en impresión; Palsson en impresión) no estuvo disponible al Cuadro especial de expertos. Por lo tanto, la información presentada en el informe del Cuadro especial de expertos de la FAO 2007 se recapitula aquí, complementada por Wallace *et al.*, 2009.

En el Golfo de Alaska, la encuesta de biomasa en la pesquería de arrastre (Figura 12) y de palangre (Wright y Hulbert, 2000) indica que las capturas han ido en aumento en años recientes. En la plataforma continental de Canadá, la CPUE del censo de arrastre (Figura 13) y la CPUE del censo de palangre (Figura 14) han variado sin una tendencia desde mediados de la década de 1980 y desde principios de la década de 1990 respectivamente, aunque ambas encuestas muestran disminuciones en el período más reciente. Las cifras y la biomasa en el censo de la pesquería de arrastre en ambos lados de la frontera entre Canadá y los Estados Unidos han fluctuado sin tendencia desde 1980 (Figura 15). Se considera que la población en Puget Sound está a un nivel bajo de abundancia (Propuesta, sección 4.4.4).

Los desembarques reportados de mielga en el Pacífico Noreste en general han sido menores a 10 000 t/año desde finales de la década de 1800, con un gran aumento a 25 000-50 000 t/año desde mediados de la década de 1940 a mediados de la de 1950 (Fig. 16) (Taylor y Gallucci, 2009).

#### *Pacífico noroccidental*

Taniuchi, (1990) aportó información sobre capturas japonesas de mielga entre 1951 y 1967, que disminuyeron de más de 50 000 t en la década de 1950 a menos de 10 000 a finales de la década de 1960.

Información sobre capturas en el Mar de Japón y cerca de la costa oriental de Japón fue proporcionada por la Agencia de Pesca del Gobierno de Japón (2003). Las capturas cerca de la costa oriental de Japón (área del Pacífico norte) disminuyeron de más de 700 t en 1974-79 a alrededor de 200 t a finales de la década de 1990 y principios de la del 2000. En el Mar de Japón, las capturas fueron entre 7 500 y 11 250 t a finales de la década de 1920, representando 17-25% de las capturas totales de Japón.

En áreas representativas de pesca tradicional de mielga, la mayoría de los índices de CPUE disminuyeron. En el área al este de Japón durante el período 1972-2002 hubo una disminución a largo

plazo de alrededor de 90% y 81% para la flota danesa de cerco en Shiriyazaki y Erimo, respectivamente (Fig. 17, 18) (Agencia de Pesca de Japón 2003, 2004), aunque un cambio en la pesquería objetivo a finales de la década de 1980 complicó la interpretación de la extensión de la disminución (Agencia de Pesquerías 2005). La CPUE de arrastre en el mar de Japón disminuyó en un 74% desde principios de la década de 1970 hasta principios de la de 2000 (Agencia de Pesca de Japón, 2004) (Fig. 18).

En Iwate, un área considerada menos representativa de la pesquería (en vista de que se ubica muy al sur del caladero principal), para el período 1972-2002, se observó un período temprano de tasas altas de captura seguido de un largo período de estabilidad para el arrastre en parejas o “buey”, mientras que la CPUE fluctuó sin tendencia en el arrastre de puertas y en la red de cerco danesa (Agencia de Pesca de Japón, 2004) (Fig. 17)

La propuesta incluye una serie de gráficas de CPUE para el período 1970-2006 (Agencia de Pesca de Japón 2008 citada en la propuesta), dos de las cuales muestra disminuciones sustanciales a cerca del 10% de los valores al inicio de la serie (Propuesta, Figuras 23 a y d). Otras dos series de CPUE esencialmente no muestran tendencia a niveles bajos desde 1970 (Propuesta, Figuras 23 a y c) mientras que una quinta serie muestra valores altos en la década de 1970 seguidos de un nivel bajo sin tendencia (Propuesta, Figura 23 b). La interpretación de estas figuras fue difícil ya que las leyendas están en japonés, pero parecen ser consistentes con la información resumida arriba.

### *Hemisferio sur*

En Nueva Zelanda las capturas reportadas han aumentado desde principios de la década de 1990 hasta alrededor de 2003 pero este aumento podría deberse a mejores reportes así como a una mayor recolección (Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda, 2009). Las capturas notificadas han disminuido desde 2003 y han estado muy por debajo de la TAC (un promedio de 6 700 toneladas comparado con una TAC de 12 660 toneladas). Los censos de la pesquería de arrastre no indican una tendencia general en la abundancia entre principios de la década de 1990 y el presente, aunque se observó un aumento en la abundancia a mediados de los años noventa (Cuadro 7, Ministerio de Pesca de Nueva Zelanda, 2009).

Los censos de la pesquería de arrastre en la ZEE de Argentina indican que no hay una señal clara de disminución en la abundancia de mielga en los últimos 30 años cuando se considera toda el área de distribución (35°S-55°S) (FAO 2009). Sin embargo, se han reportado disminuciones de mielga en algunas áreas costeras, pero no en otras, durante los últimos diez años (Massa *et al.*, 2007). En la región bonaerense (Figura 19a) el censo reciente indica que la biomasa ha sido cerca del 20 por ciento del valor máximo en 1994; esta es una parte relativamente pequeña de la distribución. En la región central (Figura 19b), las estimaciones recientes de biomasa representan como el 50 por ciento de las de finales de la década de 1990. En la región sur no ha habido una tendencia en las estimaciones de los censos de biomasa desde principios de la década de 1990 (Figura 19c).

No hay información disponible sobre tendencia en la abundancia de otras áreas con presencia de mielga en el hemisferio sur (Australia, Sudáfrica y la costa chilena de América del Sur)

## **Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos**

### *Población pequeña*

El tamaño de la población mundial de mielga posiblemente alcance mil millones de ejemplares (FAO, 2007 y números revisados en Cuadro 2). Aún si las hembras maduras representan tan sólo el 5-10% de este número, es decir, 50 millones a 100 millones de individuos, esto representa un tamaño de población muy grande a nivel global. Por lo tanto, aunque podría existir alguna preocupación sobre la abundancia a nivel de poblaciones locales o subpoblaciones, la especie no se caracteriza por tener un tamaño pequeño de población a nivel mundial.

### ***Distribución limitada***

Esta especie está ampliamente distribuida en las plataformas continentales de los hemisferios norte y sur, por lo que no se puede caracterizar como de distribución limitada.

### ***Disminución***

Para la mayoría de las poblaciones, la base de información no ha cambiado sustancialmente desde el informe del Cuadro especial de expertos de la FAO, (FAO, 2007). Por lo tanto, se recapitulan aquí las conclusiones del Cuadro especial de expertos para esas poblaciones. La excepción es el Atlántico noroccidental, para el cual la última evaluación de Estados Unidos sugiere un aumento reciente en la abundancia (ASMFC, 2008), y para el cual ha sido publicada recientemente más información sobre tendencias de abundancia en Canadá (DFO, 2007). Este informe trata la información nueva para evaluar la disminución en el Atlántico noroccidental.

Para la inclusión en la lista del Apéndice II se requiere una evaluación de si una especie está próxima a los niveles del Apéndice I o si es probable que se aproxime a éstos en un futuro cercano. Para una especie de baja productividad, una disminución a menos del 15-20% del nivel de referencia histórico llevaría a la consideración de su inclusión en el Apéndice I. Para aproximarse al umbral del Apéndice I, valores superiores al 5-10% de éste (es decir, 20-30% del nivel de referencia histórico) ahora o en un futuro cercano, podrían justificar su inclusión en el Apéndice II.

#### *Atlántico nororiental*

En el Atlántico nororiental, la evaluación de la población más reciente revisada por los expertos indica que la biomasa total reciente es entre el 5% y el 7% por ciento de los valores históricos, dentro del valor del 15% al 20% que calificaría a una especie para el Apéndice II.

#### *Mar Mediterráneo y Mar Negro*

La limitada información disponible para el Mediterráneo y el Mar Negro hace difícil evaluar las tendencias de abundancia contra los criterios de disminución. Si se otorga más a la serie cronológica más larga de desembarques reportados, es probable que la población del Mediterráneo esté actualmente dentro del umbral de disminución para una especie de baja productividad. Los datos disponibles para el Mar Negro son algo contradictorios.

#### *Atlántico noroccidental*

En la evaluación estadounidense en el Atlántico noroccidental, se pueden evaluar disminuciones para diferentes componentes de la población (hembras maduras o total) y relativas a diferentes niveles de referencia históricos (valores de finales de la década de 1980, después de un aumento en la población, o en períodos anteriores, que representan las series cronológicas históricas más largas disponibles). Usar el componente de hembras maduras reconocería la importancia de este grupo para el reclutamiento subsiguiente y sería un enfoque más precautorio. La selección del nivel de referencia histórico depende hasta cierto grado de la razón para el aumento observado en la abundancia durante la década de 1980. Si este fue un aumento hacia un nivel de abundancia «normal» después de la explotación en la década de 1970, sería apropiado utilizar el nivel más alto de finales del decenio de 1980 como una mejor representación de la abundancia histórica de la población. Si este fue un aumento hacia niveles «anormales», cuando los elasmobranquios reemplazaron las poblaciones diezmadas de demersales, los niveles de población más tempranos y más bajos serían más apropiados.

Si se usan hembras maduras y al nivel de referencia histórico reciente (el escenario más “cauteloso”), la abundancia actual está al 65% de la histórica. Relativa al nivel de referencia más temprano, la abundancia actual de hembras maduras es similar a la histórica. No se ha observado una tasa de disminución reciente ya que la abundancia ha estado aumentando en los últimos años. Para los individuos totales, la abundancia reciente es alrededor del 67% del nivel de referencia reciente (finales de la década de 1980), y dos veces el nivel de referencia temprano (finales de la década de 1960). Ninguno de estos valores se encuentra dentro del umbral de disminución para la inclusión en el Apéndice II.

En vista de que las hembras maduras son poco comunes en la región del censo de verano de Canadá, el censo sólo da seguimiento a individuos totales con la serie cronológica más larga, aunque se considera que otros dos censos representan a los individuos maduros mejor que el censo de verano (DFO, 2007). Los índices canadienses aparentemente muestran tendencias contradictorias. El índice de verano de la plataforma escocesa, considerado como que representa los individuos inmaduros, ha aumentado por un factor de 4 veces desde 1970 hasta 2007. El índice de primavera en la plataforma escocesa oriental y el índice de febrero de George's Bank, que podrían representar mejor a los individuos maduros, han mostrado disminuciones severas de 99,3% y 98% respectivamente en el período 1986-2007. Ni el censo plataforma escocesa oriental ni el censo del área de George's Bank incluyen la zona de mayor abundancia de mielga en el Atlántico canadiense (DFO, 2007), lo que podría reducir la robustez de estos índices como medidas de abundancia de la población. Las tendencias en estos últimos índices serían consistentes con las directrices del Apéndice II.

#### *Pacífico nororiental*

Parece no haber indicios de disminución hasta o próxima a los niveles consistentes con las directrices del Apéndice II en otras áreas aparte de Puget Sound, una pequeña parte encerrada del área de distribución. Detalles de las tendencias de abundancia en Puget Sound no estuvieron disponibles para el Cuadro especial de expertos. Los índices del Golfo de Alaska están aumentando, mientras que para aguas canadienses y para aguas estadounidenses cerca de la frontera sur de Canadá los índices han estado fluctuando sin tendencia.

#### *Pacífico noroccidental*

La información citada en la propuesta (disminuciones en la CPUE del 80-90% en una pesquería y del 90% en otra) sugerirían que esta población ha disminuido a niveles consistentes con el Apéndice I, al igual que la observación de que las capturas recientes son menores al 2% de las de principios del decenio de 1950. La disminución en la CPUE para la pesquería de arrastre en el Mar de Japón al 26% de la de principios de la década de 1970, también colocaría a esta población "cerca" del Apéndice I.

En vista de que la CPUE es más útil como índice de abundancia cuando se calcula para las áreas más representativas de la pesquería, el Cuadro especial de expertos llegó a la conclusión de que los índices de CPUE de Shiriyazaki y Erimo CPUE probablemente eran indicadores útiles de la abundancia relativa de mielga en el área de la pesquería de mielga de Japón. Estos índices sugieren disminuciones del 74-90%, aunque la extensión de la disminución puede haber sido exagerada artificialmente por el cambio en la pesquería objetivo en la década de 1980. Como resultado, el Cuadro especial de expertos no logró evaluar si se habían cumplido los criterios de disminución del Apéndice II.

#### *Hemisferio sur*

Los índices recientes de abundancia parecen estar estables o en aumento en Nueva Zelanda. Cerca de Argentina, en el período 1992-2006, se observó una disminución del 20% de un único valor histórico en un área relativamente pequeña, una disminución al 50% del histórico en otra, y ninguna tendencia en la tercera; en general, este patrón no muestra disminuciones hasta o próximas a los niveles de la directriz del Apéndice II.

#### *Resumen*

En resumen, el Cuadro especial de expertos concluyó que las poblaciones de mielga tanto en el Océano Atlántico nororiental como en el Mediterráneo se ajustan al criterio de extensión de la disminución para inclusión en el Apéndice II. En el Pacífico noroccidental, la disminución podría ajustarse al criterio de disminución del Apéndice II. La magnitud de la disminución histórica en la abundancia de la población no se ajusta al criterio de disminución del Apéndice II para las siguientes regiones definidas en la propuesta: Atlántico noroccidental (Estados Unidos y Canadá), Pacífico nororiental (Alaska, Estrecho de Hecate, Puget Sound, Estrecho de Georgia) y el Mar Negro. El Cuadro especial de expertos indicó que ciertas poblaciones cubiertas en la propuesta habían sido subdivididas erróneamente en unidades adicionales. En el hemisferio sur, los censos en el Pacífico suroccidental indican una abundancia estable, mientras que los del Atlántico suroccidental muestran disminuciones modestas. No existe información disponible sobre las tendencias de abundancia para otras poblaciones del hemisferio sur, tales como las que están próximas a Australia, Sudáfrica y Chile.

### ¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?

En la población del Atlántico noroccidental, las tendencias observadas podrían haber sido influenciadas por fluctuaciones naturales así como por la explotación. Existen algunas hipótesis de que los aumentos observados en la abundancia de mielga entre las décadas de 1960 y 1980 son el resultado del reemplazo de poblaciones agotadas de demersales por elasmobranquios (Hall, 1999; Sinclair y Murawski, 1997), lo que sugeriría que los niveles de población en el decenio de 1980 eran anormalmente altos. Esto significaría que las disminuciones subsiguientes fueron mayores que las de un nivel «típico» de abundancia. Sin embargo, este aumento podría también haber sido una respuesta a una disminución en la captura de las pesquerías que tuvieron sus niveles máximos a principios de la década de 1970 y posteriormente bajaron como al 20 por ciento de los niveles máximos (Figura 2). Un argumento que contradice la hipótesis de “reemplazo” es la falta de recuperación de los teleósteos demersales ya que la mielga ha disminuido desde mediados de la década de 1990. Link *et al.*, (2002) no encontraron evidencia de que la depredación de elasmobranquios estuviera capturando suficiente biomasa de demersales para explicar los bajos niveles de biomasa de los demersales.

Taylor y Gallucci, (2009) documentaron cambios en los parámetros biológicos de la población del Pacífico nororiental entre las décadas de 1940 y 2000 (principalmente una reducción de la edad de madurez) y consideraron si estos cambios se podrían deber a factores ambientales (extrínsecos) o a respuestas de la población relacionadas con la densidad a la reducción en la abundancia como resultado de la pesca (intrínseca). Aunque no fue posible determinar claramente las razones principales de los cambios, el Cuadro especial de expertos consideró que era algo más probable que los factores intrínsecos fueran la causa.

En general, no hay indicios claros de que los cambios observados en la abundancia se debieran a otras causas más que a la pesca. Los cambios observados son consistentes con los patrones de pesca en las áreas para las cuales existe información disponible.

### Factores de riesgo y de mitigación

Los parámetros del ciclo biológico de mielga lo hacen particularmente vulnerable a los impactos de la mortalidad causada por las actividades del hombre (Cuadro 1). La tasa intrínseca de aumento es baja, aún comparada con la de otros tiburones (Smith *et al.*, 1998). La tasa de reproducción es baja y contribuye a la baja tasa de aumento; las hembras se reproducen cada dos años y el número típico de crías producidas es entre 2 y 14 (ICES, 2006), aunque éstas podrían oscilar entre 1 y 20. La producción reciente de crías en el Atlántico noroccidental ha sido entre 4 y 9 en promedio (NMFS, 2006; Campana *et al.*, 2009).

La pérdida de hembras reproductoras de gran tamaño y los cambios en la relación de sexo bajo explotación podrían representar un factor de riesgo adicional para algunas poblaciones de esta especie, en particular dado el impacto potencial sobre el reclutamiento. En el Atlántico noroccidental, la relación de hembras maduras a hembras en las capturas del censo aumentaron por un factor de tres veces de 1993 a 2006 (Fig. 20), y la media de tallas y pesos de las hembras tomada en los censos ha disminuido sustancialmente a lo largo de las últimas dos décadas (Fig. 21) (NMFS, 2006), lo cual es consistente con el esfuerzo dirigido a las hembras de gran tamaño en la pesquería. Además, la talla promedio de las crías ha disminuido de forma consistente con la reducción en la talla promedio de las hembras (NMFS, 2006). Los cambios en la talla de las hembras y en la relación de sexo podrían afectar negativamente el potencial reproductivo de la población. Una relación población-reclutamiento para esta población indica que el éxito en el reclutamiento es influenciado por la talla de la madre, y las posibilidades de un mal reclutamiento son 4,5 veces mayores si la talla de la madre es menor a 87 cm; la talla promedio de las madres en 2006 fue menos de 85 cm (NMFS, 2006). Se ha demostrado que un sesgo en la relación de sexo tal como el observado tiene impactos negativos sobre otras poblaciones de elasmobranquios, aunque no existe información disponible sobre mielga (NMFS, 2006). El reclutamiento fue muy bajo en 1997-2003, con una biomasa de reclutamiento cercano a cero, comparada con valores de entre 1 000 y 10 000 t en muchos años anteriores (NMFS, 2006), y los



individuos de tallas menores a los 60 cm han sido raros en las capturas de los censos estadounidenses desde 1997 (NMFS, 2006). Como resultado de esta situación, se proyecta que la población disminuirá entre 2009 y 2017, y la extensión de la disminución dependerá del nivel de captura (ASMFC, 2008). Sin embargo, los índices de los censos de arrastre sugieren que el reclutamiento ha mejorado desde 2003 y el número de reclutas en el censo más reciente se encuentra entre los más altos registrados (Fig. 7).

No existe un análisis similar de tendencias de talla y sexo en la evaluación del ICES (ICES WGEF, 2006) pero el examen de histogramas de frecuencia de talla y sexo de censos a lo largo de las últimas dos décadas indica que la mayoría de las hembras en el Mar del Norte tenían tallas de menos de 80 cm (ICES WGEF, 2006), mientras que muy pocas hembras tenían tallas mayores a los 80 cm frente a oeste de Escocia y en los mares Celtas (ICES WGEF, 2006). En los censos del mar de Irlanda, una alta proporción de individuos tienen tallas mayores a los 80 cm (ICES WGEF, 2006), aunque existe cierta preocupación acerca de si esta información presenta sesgos debido a la disponibilidad.

En el Estrecho de Hecate (plataforma continental del Pacífico canadiense) la proporción de individuos maduros grandes en las capturas de censos de arrastre disminuyeron sustancialmente durante las décadas de 1980 y 1990 (Fig. 21) (Wallace *et al.*, 2009). La pesca pudo haber contribuido a este cambio pero no es considerada la causa principal, la cual continúa siendo desconocida (Wallace *et al.*, 2009).

Se han aplicado medidas más fuertes de gestión de pesquerías en el Atlántico nororiental y noroccidental en los últimos años que deberían operar para mitigar el riesgo a las poblaciones de mielga en estas áreas. En el Atlántico nororiental, se establecieron pequeñas TAC de captura incidental únicamente en 2007 que cubren la mayoría del área de la pesquería, y Noruega y Suecia han introducido restricciones adicionales a la pesquería de mielga en sus aguas (ICES WGEF, 2008). En el Atlántico noroccidental, las TAC han sido reducidas recientemente en aguas estadounidenses y las capturas canadienses han sido consistentes con las TAC, que han resultado en menores capturas (Fig. 11).

Las medidas de ordenación de pesquería en otras áreas son esencialmente las mismas reportadas en el informe del Cuadro especial de expertos de 2007 (FAO, 2007). Aunque las medidas en su mayoría no son restrictivas en cuanto a captura, en algunos casos las capturas son menores a la TAC (Pacífico nororiental, Nueva Zelandia).

### **Consideraciones comerciales**

La carne de mielga tiene un alto valor en los mercados. Los productos comercializados incluyen filete, lonjas, porciones, dorsos y “pancitas” (ahumadas) (Vannuccini, 1999). Las aletas podrían también ser comercializadas aunque su valor es menor que el de las especies más grandes y los derivados (cartílago).

No existe un código aduanero a nivel de especie para mielga en el comercio internacional, aunque los “escualos” están diferenciados de otros tiburones en los códigos del Sistema Armonizado y en la información disponible de los Estados. La mayoría del comercio internacional probablemente consiste en mielga (al menos entre Estados Unidos y Europa), pero se comercializan otras especies bajo la clasificación de “escualos”. Los productos de mielga son bien conocidos por los comerciantes y los consumidores bajo una variedad de nombres como “rock salmon” y “saumonette”.

La carne de mielga tiene un alto valor en el mercado y han sido comercializadas internacionalmente cantidades significativas durante la última década. Los datos disponibles de comercio y producción muestran que la Unión Europea es un gran importador de mielga (propuesta Cuadros 5, 6), y consumió el 65 por ciento de la producción mundial en 2001 (Fowler *et al.*, 2004). Los países de la UE abarcaron el 77% de las exportaciones de EE.UU. en el período 1999-2007 (Propuesta, Cuadro 7), lo cual confirma que la UE es ciertamente un gran importador. Otros países que reciben exportaciones de EE.UU. incluyen a Tailandia, China, México, Japón y Australia (Propuesta, Cuadro 7).

Varios países han suministrado carne de mielga a la UE durante la última década (Propuesta, Cuadro 5). Mientras que los desembarques en la UE han disminuido, las descargas en EE.UU. aumentaron sustancialmente en la década de 1990, luego declinaron, y los desembarques canadienses se incrementaron a finales de la década de 1990 y finales de la del 2000 (Fig. 9). El patrón de importaciones de estos países ha sido similar al de los desembarques (Propuesta, Cuadro 5). En vista de la disminución de los desembarques en los países que anteriormente abastecían a la UE, están aumentando las importaciones de áreas “nuevas” tales como Marruecos y Nueva Zelandia (Propuesta, Cuadro 5).

Con los estrictos límites de captura de mielga en aguas de la UE, la demanda en el futuro inmediato tendrá que ser suplida principalmente por importaciones. Las importaciones a la UE ya han empezado a declinar sustancialmente (Propuesta, Cuadro 6) y podrían disminuir aún más en el futuro como resultado de límites más estrictos sobre la pesquería de Estados Unidos.

A pesar de que pareciera que los flujos comerciales podrían verse limitados en el futuro por una gestión pesquera más estricta, no hay duda de que la carne de mielga ha sido y es comercializada ampliamente y que la demanda continuará aumentando en los mercados importadores conforme disminuya el suministro.

### **Aspectos de aplicación**

Gran parte del material contenido en esta sección se basa en el informe del Cuadro especial de expertos de la FAO (FAO, 2007), cuyas conclusiones en general continúan siendo aplicables. El material ha sido actualizado según corresponda.

#### ***Introducción procedente del mar***

La mielga está asociada con el hábitat de la plataforma continental, la mayoría de los cuales se encuentran dentro de las ZEE de los Estados. Es posible capturar mielga en aguas fuera de las ZEE pero es probable que esto sea un evento raro.

El mayor potencial de captura de mielga en aguas que no estén bajo la jurisdicción de algún Estado se da en el mar Mediterráneo, donde pocos países han establecido ZEE.

#### ***Base para los dictámenes de que los especímenes fueron obtenidos legalmente y de que no habrá efectos perjudiciales***

La capacidad científica y las medidas de gestión existen con respecto a dos poblaciones de mielga en el Atlántico nororiental y noroccidental. En el Atlántico nororiental, la TAC se ha reducido a un nivel muy bajo, de captura incidental solamente, en la UE, y es dudoso que existan exportaciones que requieran un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales en un futuro cercano, dada la demanda dentro de la UE. En el Atlántico noroccidental, donde Canadá y Estados Unidos han conducido evaluaciones separadas en el pasado y aplicado medidas separadas de gestión, se está planeando una evaluación conjunta de mielga para principios de 2010, que debería ayudar a presentar un panorama común sobre el estado de la población. Si se tuviera que depender de las evaluaciones de Canadá y Estados Unidos para fundamentar un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales, las restricciones internas de captura tendrían que ser revisadas con arreglo a la asesoría científica y tomando en consideración temas de población transzonal y descartes.

Aparentemente, no existen evaluaciones biológicas del estado de la población para otras poblaciones de mielga que pudieran servir como fundamento para elaborar dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales. Podría haber información que sirva de base para dichas evaluaciones, particularmente en algunas áreas donde la tasa de explotación parece ser relativamente tales como el Pacífico nororiental y el hemisferio sur.

#### ***Identificación de los productos en el comercio***

Es difícil determinar con la información disponible, hasta qué grado los productos de mielga podrían distinguirse de otros productos de tiburón o de pescado en el mercado, esto sería probablemente difícil. Se podrían utilizar guías de identificación y pruebas de ADN, y se está trabajando para

desarrollar técnicas de identificación de ADN (referencias en Propuesta, página 12). Las técnicas de ADN no se consideran prácticas como herramientas de selección inicial, aunque podrían ser útiles para inspecciones secundarias o aplicación de la ley (CITES, 2006). El alto valor de la carne de mielga debería asegurar su correcto etiquetado y diferenciación en el mercado. Además, los mercados internacionales parecen ser razonablemente estrechos y concentrados en la UE. Estos factores, en combinación con las medidas domésticas más estrictas de la UE, que requieren el otorgamiento de un permiso de importación para especímenes del Apéndice II, ayudarían a facilitar la identificación de productos de la carne, si la especie fuera incluida en la lista del Apéndice II (FAO, 2007).

### **Aspectos de “semejanza”**

La inclusión por razones de «semejanza» (es decir, la inclusión en la lista del Apéndice II de conformidad con el párrafo 2 b) del Artículo II de la Convención) se justifica cuando los oficiales de aplicación que encuentran especímenes de especies incluidas en la lista de la CITES no pueden distinguir entre éstos y los de especies no incluidas en la lista. El comercio predominante de productos de mielga es de carne en forma de «pancitas» y dorsos, aunque las aletas, el cartílago y la piel podrían también ser comercializados.

La propuesta establece que algunas poblaciones de mielga deberían ser incluidas en el Apéndice II debido a preocupaciones de conservación (con arreglo al Artículo II 2 a)), mientras que otras deberían ser incluidas debido a la falta de capacidad de distinguir sus productos de aquellos incluidos por razones de conservación (de conformidad con el Artículo II 2 b)). Mientras que, ciertamente, diferenciar los productos de las diferentes poblaciones de mielga sería imposible para oficiales de aplicación sin equipo o capacitación especializada, la decisión de incluir diferentes poblaciones de la misma especie bajo los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II, debe ser considerada cuidadosamente. Al final, el resultado de la adopción de este enfoque podría llevar a una situación donde una población (tal vez relativamente pequeña) fuera incluida de conformidad con el párrafo 2 a) y el resto de la especie en el 2 b), aunque la especie entera esté en estado saludable.

Si el comercio de subproductos estuviera menoscabando la efectividad de la conservación al incluir la mielga en la lista, y herramientas como las guías de identificación y pruebas de ADN no fueran factibles, existiría una justificación potencial para las propuestas de inclusión en la lista de otras especies de tiburones sobre la base de que sus productos son semejantes a los de la mielga en el comercio.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES para la conservación de la especie**

Al evaluar la probable eficacia de incluir mielga en el Apéndice II para su conservación, la FAO, (2007) llegó a la conclusión de que sería una medida de gestión ineficiente, ya que podría imponer restricciones innecesarias a varias poblaciones que están bajo poca presión de la pesca. Por otro lado, para la población que representa la principal preocupación de conservación (Atlántico nororiental), el requisito de presentar dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales para poder comercializar especies incluidas en el Apéndice II podría ayudar a asegurar una mejor alineación entre la asesoría científica y las medidas de gestión para la población. Como indicó la FAO, (2007), los beneficios de gestión de la inclusión en el Apéndice II sería menor para la población del Atlántico nororiental ya que la mayoría de la captura se comercializa internamente dentro de los mercados de la UE.

### **Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos**

- ASFMC. 2008. Overview of stock status – Spiny dogfish, *Squalus acanthias*. [www.asmfmc.org/speciesDocuments/dogfish/stockStatus.pdf](http://www.asmfmc.org/speciesDocuments/dogfish/stockStatus.pdf)
- ASFMC. 2009. Review of the Atlantic States Marine Fisheries Commission’s interstate fishery management plan for Spiny dogfish (*Squalus acanthias*). May 2007-April 2008 Fishing Year. Spiny Dogfish Plan Review Team. 21 pp. [www.asmfmc.org/speciesDocuments/dogfish/annualreports/fmpReviews/SpinyDogfish07-08FMPReview.pdf](http://www.asmfmc.org/speciesDocuments/dogfish/annualreports/fmpReviews/SpinyDogfish07-08FMPReview.pdf)

- Campana, S. W., A. J. F. Gibson, L. Marks, W. Joyce, R. Rulifson y M. Dadswell. 2007. Stock structure, life history, fishery and abundance indices for Spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in Atlantic Canada. Can. Sci. Adv. Sect. Res. Doc. 2007/089: iv + 132 pp. [www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/Publications/ResDocs-DocRech/2007/2007\\_089\\_e.htm](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/Publications/ResDocs-DocRech/2007/2007_089_e.htm)
- Campana, S. E., Joyce, W., y Kulka, D. W. 2009. Growth and reproduction of Spiny dogfish off the eastern coast of Canada, including inferences on stock structure. pp. 195-208. In: Gallucci, V. F., McFarlane, G. A., and Bargmann, G. G. [eds]. Biology and management of dogfish sharks. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, Estados Unidos.
- Cortes, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. *Conserv. Biol.* 16: 1048-1062.
- CITES. 2006. Implementation of CITES shark listings. CITES AC22 Doc. 17.2: 5 pp. [www.cites.org/eng/com/ac/22/E22-17-2.pdf](http://www.cites.org/eng/com/ac/22/E22-17-2.pdf).
- Courtney, D., S. Gaichas, J. Boldt, K.J. Goldman y C. Tribuzio. 2004. Sharks in the Gulf of Alaska, Eastern Bering Sea, and Aleutian Islands. Pp.1009–1074. in NPFMC (eds.). Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish ReFuentes of the Bering Sea/Aleutian Islands Region, North Pacific Fishery Management Council, North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, Alaska, Estados Unidos.
- DFO. 2006. Pacific Region, Integrated Fisheries Management Plan, Groundfish; April 1, 2006 to March 31, 2007. 137 pp.
- DFO. 2007. Assessment of Spiny dogfish in Atlantic Canada. Can. Sci. Adv. Sect. Sci. Adv. Rep. 2007/046: 23 pp. [www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/status/2007/SAR-AS2007\\_046\\_E.pdf](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/status/2007/SAR-AS2007_046_E.pdf)
- FAO. 1997. Stock assessment of commercial fish species in the Black Sea – Spiny dogfish, *Squalus acanthias* Linnaeus. pp 16–22 in Environmental management of fish resources in the Black Sea and their rational exploitation. General Fisheries Council for the Mediterranean, Studies and Reviews 68. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/W5020E/W5020E04.pdf>
- FAO. 2004. Report of the Expert Consultation on Implementation Issues Associated with Listing Commercially-exploited Aquatic Species on CITES Appendices. Roma, 25–28 de marzo de 2004. FAO Fish. Rep. 741: vi + 21 pp.
- FAO. 2007. Second FAO ad hoc expert advisory Panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Roma, 26-30 de marzo de 2007. FAO Fish. Rep. 833: v + 133 pp.
- FAO. 2009. Technical Workshop: Status, limitations and opportunities for improving the monitoring of shark fisheries and trade. Country Report – Argentina. FAO, Roma, 3-6 de noviembre de 2008.
- Fishery Agency, Government of Japan. 2003. Report on the assessment of implementation of Japan's National Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks for FAO (Versión preliminar). CITES AC19 Doc. 18.3, 66 pp.
- Fishery Agency, Government of Japan. 2004. Spiny dogfish, *Squalus acanthias*, around Japan. 2 pp.
- Fishery Agency, Government of Japan 2008. Spiny dogfish *Squalus acanthias* around Japan. En The Current Status of International Fishery Stocks. Fishery Agency of Japan, 5 pp. En japonés.
- Fowler, S., C. Raymakers y U. Grimm. 2004. Trade in and conservation of two shark species, porbeagle (*Lamna nasus*) and Spiny dogfish (*Squalus acanthias*). CITES CoP13 Inf. 16: 58 pp. [www.cites.org/common/cop/13/inf/E13i-16.pdf](http://www.cites.org/common/cop/13/inf/E13i-16.pdf)
- Hall, S.J. 1999. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities. Blackwell Science, Oxford, Reino Unido. 274 pp.
- ICES WGEF. 2006. Spurdog in the Northeast Atlantic. pp 19–76 in Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 14–21 June 2007. ICES Advisory Committee on Fisheries Management, ICES CM2006/ACFM:31. [www.ices.dk/reports/ACFM/2006/WGEF/WGEF2006.pdf](http://www.ices.dk/reports/ACFM/2006/WGEF/WGEF2006.pdf)

- ICES WGEF. 2008. Spurdog in the Northeast Atlantic. pp 26-36 in Report of the Working Group Elasmobranch Fishes (WGEF) 3-6 March 2008. ICES CM 2008/ACOM:16. [www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/ACOM/ACOM1608.pdf](http://www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/ACOM/ACOM1608.pdf)
- Link, J. S., L. P. Garrison y F. P. Almeida. 2002. Ecological interactions between elasmobranchs and groundfish species on the Northeast US continental shelf. I. Evaluating predation. *N. Am. J. Fish. Management* 22: 550-562.
- MAFMC. 2009. Briefing material provided to the Mid-Atlantic Fishery Management Council, 24 nov. 2009. 64 pp.
- Massa, A., N. Mari, A. Giussi. y N. Hozbor. 2007. Indices de abundancia de *Squalus acanthias* en la Plataforma Continental Argentina. INIDEP, Inf. Tecn. 006/2007, 17 pp.
- McFarlane, G.A. y J.R. King. 2003. Migration patterns of Spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the North Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 101: 358-367
- Nammack, M.F., J.A. Musick y J.A. Colvocoresses. 1985. Life history of Spiny dogfish off the Northeastern United States. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 367-373.
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2009. Report from the Fishery Assessment Plenary, may 2009. Spiny dogfish (SPD), (*Squalus acanthias*). pp 927-937. Disponible en [www.fish.govt.nz](http://www.fish.govt.nz)
- NMFS. 2006. 43rd Northeast Regional Stock Assessment Workshop; 43rd SAW Assessment Summary Report, July 2006. US Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 06-14: 46 pp. Disponible en [www.nefsc.noaa.gov/nefsc/publications/crd/crd0614/](http://www.nefsc.noaa.gov/nefsc/publications/crd/crd0614/)
- NPFMC. 1997. Summary of the Bering Sea and Aleutian Islands Groundfish Fishery Management Plan. [www.fakr.noaa.gov/npfmc/fmp/bsai/BSAIFMP/bsfmp97.htm#species%20categ](http://www.fakr.noaa.gov/npfmc/fmp/bsai/BSAIFMP/bsfmp97.htm#species%20categ),
- NPFMC. 2001. Summary of the Gulf of Alaska Groundfish Fishery Management Plan. [www.fakr.noaa.gov/npfmc/fmp/goa/GOASummary.pdf](http://www.fakr.noaa.gov/npfmc/fmp/goa/GOASummary.pdf)
- NPFMC. 2006. Pacific coast groundfish fishery management plan. 167 pp. [www.pcouncil.org/groundfish/gffmp/fmpthru19.html](http://www.pcouncil.org/groundfish/gffmp/fmpthru19.html)
- Sinclair, A.F. y S.A. Murawski. 1997. Why have groundfish stocks declined? pp 71-94 in J. Boreman, B.S., Nakashima, J. A. Wilson and R. L. Kendall, editors. Northwest Atlantic groundfish: perspectives on a fishery collapse. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Smith, S.E., D.W. Au y C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 Pacific sharks. *Mar. Freshw. Res.* 49: 663-678
- Taniuchi, T. 1990. The role of elasmobranch research in Japanese fisheries. NOAA Tech. Rep. NMFS 90: 415-426
- Taylor, I. G. y V. F. Gallucci 2009. Unconfounding the effects of climate and density dependence using 60 years of data on Spiny dogfish (*Squalus acanthias*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 351-366.
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. *FAO Fish. Techn. Pap* 389. Disponible en [www.fao.org/docrep/005/x3690e/x3690e00.htm](http://www.fao.org/docrep/005/x3690e/x3690e00.htm)
- Wallace, S. S., McFarlane, G. A., Campana, S. E., y King, J. R. 2009. Status of Spiny dogfish in Atlantic and Pacific Canada. pp. 313-334. In: Gallucci, V. F., McFarlane, G. A., and Bargmann, G. G. [eds]. Biology and management of dogfish sharks. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, Estados Unidos.
- Wright, B.A. y L. Hulbert. 2000. Shark abundance increases in the Gulf of Alaska. *PICES Press* 8(2): 16-17, 22. [www.pices.int/publications/pices\\_press/volume8\\_issue2/default.aspx](http://www.pices.int/publications/pices_press/volume8_issue2/default.aspx)

## CUADROS Y FIGURAS

**Cuadro 1.** Información para evaluar el nivel de productividad de mielga.

<b>Parámetro</b>	<b>Información</b>	<b>Productividad</b>	<b>Fuente</b>
<b>Tasa intrínseca de crecimiento</b>	a. Atlántico noroccid. – $r_{2M} = 0,034$ b. Pacífico nororient. - $r_{2M} = 0,017$	a. Baja b. Baja	a. Smith <i>et al.</i> , 1998 b. Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>Mortalidad natural</b>	a. Atlántico nororient. – 0,1 b. Atlántico noroccid. – 0,1 c. Pacífico nororient. – 0065	a. Baja b. Baja c. Baja	a. ICES WGEF, 2006 b. NMFS, 2006 c. Smith <i>et al.</i> , 1998
<b>Edad de madurez</b>	a. Atlántico nororient. hembras – 11 años b. Atlántico noroccid. hembras – 12 años; machos – 6,5 años c. Atlántico noroccid. O hembras – 16 años; machos – 10 años d. Pacífico nororient. hembras – 43 años (década de 1940); 32 años (década de 2000) e. Pacífico sudorient. hembras – 10 años; machos – 6 años	Hembras a. Baja b. Baja c. Baja d. Baja e. Baja	a. ICES, 2006a b. Nammack <i>et al.</i> , 1985 c. DFO, 2007 d. Taylor y Gallucci, 2009 e. Ministerio de Pesca de NZ, 2006
<b>Edad máxima</b>	Atlántico noroccid. – 50 años (supuesta)	Baja	NMFS, 2006
<b>von Bertalanffy K</b>	a. Atlántico nororient. – 0,09 (hembras), 0,17 (machos) b. Atlántico noroccid. – 0,1057 (hembras), 0,1481 (machos) c. Atlántico noroccid. – 0,042 (hembras), 0,099 (machos)	Hembras a. Baja b. Baja c. Baja	a. ICES WGEF, 2006 b. Nammack <i>et al.</i> , 1985 c. Campana <i>et al.</i> , 2007
<b>Tiempo de generación</b>	Atlántico noroccid. – 19,9 años	Baja	Cortes, 2002

**Cuadro 2.** Estimación aproximada de población mundial de mielga.

Área	Evaluación de población (millones)	Desembarques FAO(toneladas)	Fuente/método	Población estimada (millones)
Atlántico nororiental	50	2 455	Evaluación de población: 100 000 t, peso promedio individual 2 kg.	50
Atlántico nororiental – EE.UU. (nuevos datos de censo y análisis)	280	2 881	558 000 t biomasa, peso promedio 2 kg (nuevos datos de censo y análisis)	280
Atlántico noroccidental - Canadá	200	2 328	Números de censo de arrastre	200
Mediterráneo (información nueva)	0,35	101	Evaluación de población: 6 700 t biomasa, peso promedio individual 2 kg	0,5
Mar Negro (información nueva)	50	Incluido en Mediterráneo	Evaluación de población: 100 000 t biomasa, peso promedio individual 2 kg	50
Pacífico nororiental (información nueva)		4 710	Toda la costa de CB: 450 000 t <sup>2</sup> y 130 000 millones de individuos asumiendo peso promedio de 3,5 kg; similar para Alaska.	260
Pacífico noroccidental (información nueva)	50	-	Se asume igual al Atlántico nororiental	50
Pacífico suroccidental	50 para Nueva Zelandia	3 967	Nota 1	100
Atlántico suroccidental	50 para plataforma de Argentina	43	100 000 t de biomasa en censo, peso promedio individual 2 kg	50
Población mundial aproximada		1 6605		1 040

Nota 1. Biomasa de censo de arrastre de Nueva Zelandia 100 000 toneladas; peso promedio individual 2 kg; por lo tanto, los números de NZ son alrededor de 50 millones. En vista de que el componente de la población de NZ representa una pequeña porción del área de distribución en el Pacífico suroccidental, el tamaño de la población total se estimó en el doble de la estimación para NZ.

<sup>2</sup> J. King, comunicación personal, (DFO, Canadá)

**Cuadro 3.** Índices de disminución para mielga

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Atlántico nororiental	Estimación de modelo de biomasa	Biomasa total reciente es ca. 5% de la de 1905	Evaluación analítica	Población del Atlántico nororiental, 1905-2005	Modelo de población con múltiples insumos (5)	ICES WGEF, 2006
	Estimación de biomasa por modelo	Biomasa total reciente es ca. 7% de la de 1955	Evaluación analítica	Población del Atlántico nororiental, 1905-2005	Modelo de población con múltiples insumos (5)	ICES WGEF, 2006
	CPUE	Valores recientes ca. de 40% del histórico	Valores medios de “efecto de año” 1985-1989 son 39% de 2001-2005	Arrastre escocesa 1985-2005	CPUE normalizada (4)	ICES WGEF, 2006 Cuadro 2.4, Fig 2.8
Mediterráneo y Mar Negro	Desembarques	Valores recientes ca. de 30% del histórico	Disminución del 70% entre 1980-95 y 2000-07	Mediterráneo y Mar Negro	Desembarques reportados a FAO (2)	Propuesta, FAO
	Estimación de biomasa de por modelo	Aumento 1972 (80 000t) a 1982 (220 000t), disminución a 1992 (80 000t)	Análisis de población virtual	Mar Negro, 1972-1992	Modelo de población, sin detalles (1)	Propuesta, FAO (1997)
Atlántico noroccidental	Biomasa de área barrida, hembras	Valores recientes ca. de 65% de los de finales de década de 1980/principios de la de 1990	Valores aplanados 2006-7 ca 160Kt, 1987-91 ca 250Kt	Atlántico noroccidental (EE.UU.) 1980-2007	CPUE de censo (5)	NMFS, 2006; ASMFC, 2008; Figs 4, 5 este informe
	Biomasa de área barrida, hembras	Valores recientes similares a los de principios de la década de 1980	Valores aplanados 2006-7 ca 160Kt, 1980-84 ca 150Kt	Atlántico noroccidental (EE.UU.) 1980-2007	CPUE de censo (5)	NMFS, 2006; ASMFC, 2008; Figs 4, 5 este informe
	Biomasa de área barrida, total	Valores recientes ca 67% de los de finales de década de 1980	Valores aplanados 2001-5 ca 400 Kt, 1986-93 ca 600 Kt	Atlántico noroccidental (EE.UU.) 1980-2006	CPUE de censo (5)	NMFS, 2006; Fig. 5 este informe



Cuadro 3 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
	Biomasa de área barrida, total	Valores recientes ca de 200% de los de finales de década 1960	Valores aplanados 2001-5 ca 400 Kt, 1968-72 ca 200 Kt	Atlántico noroccidental (US) 1980-2006	CPUE de censo (5)	NMFS, 2006; Fig. 5 este informe
	Captura promedio por arrastre	Aumento por factor de 4 veces	Valor promedio 2003-7 ca 50 kg, 1970-4 ca 12,4 kg	Plataforma escocesa verano 1970-2007	CPUE de censo (5)	DFO, 2007, Fig 7 este informe
	Captura promedio por arrastre	EOD, 99,3%	Valor promedio 2003-7 0,4 kg, 1986-90 55 kg	Plataforma escocesa oriental primavera 1986-2007	CPUE de censo (5)	DFO, 2007, Fig 8 este informe
	Captura promedio por arrastre	EOD, 98%	Valor promedio 2003-7 3 kg, 1986-90 110 kg	Censo de George's Bank, febrero, 1986-2007	CPUE de censo (5)	DFO, 2007, Fig 9 este informe
Pacífico nororiental	CPUE de palangre	Aumentos 1985-99	Inspección de gráfica	Golfo de Alaska	CPUE de palangre de censo IPHC (5)	Wright y Hulbert, 2000
	Biomasa e censo de arrastre	Aumento 1984-2003	Inspección de gráfica	Golfo de Alaska	Biomasa e censo (5)	Courtney <i>et al.</i> , 2004, Fig 10 este informe
	Censo de arrastre DFO, CPUE	Sin tendencia general 1984-2003	Inspección de gráfica	Estrecho de Hecate, Canadá	CPUE de censo de arrastre(5)	Wallace <i>et al.</i> , en imp., Fig. 11 este informe
	CPUE de palangre de censo IPHC	Sin tendencia general 1993-2004	Inspección de gráfica	Plataforma continental Pacífico de Canadá	CPUE de palangre de censo (5)	Wallace <i>et al.</i> , en imp., Fig. 12 este inf.
	Biomasa y números de censo de arrastre de NMFS	Sin tendencia general 1980-2001	Inspección de gráfica	Región de Vancouver, Canadá-EE.UU.	Biomasa de censo (5)	Wallace <i>et al.</i> , en imp., Fig. 13 este inf.
Pacífico noroccidental	CPUE de arrastre	Extensión de disminución ca 74%	Promedio 42,6 kg/arrastre 1971-1975, prom. 11,2 kg/arrastre 1999-2003	Mar de Japón	CPUE normalizada (?) (4?)	Agencia de Pesca de Japón 2004, Fig. 16 (der.) este inf.

**Cuadro 3** (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
	CPUE cerco danés	Extensión de disminución ca 90%	Inspección de figura	Shiriyazakai	CPUE normalizada (?) (3?)	Agencia de Pesca de Japón, 2003, Fig. 17 este informe
	CPUE cerco danés	Extensión de disminución 81%	Inspección de figura	Erimo	CPUE normalizada (?) (4?)	Agencia de Pesca de Japón, 2004, Fig. 18 este informe
	CPUE de arrastre “buey”	Alta al principio a baja y estable	Inspección de figura	Iwate	CPUE normalizada (?) (4?)	Agencia de Pesca de Japón, 2003, Fig. 17 este informe
	CPUE arrastre de puertas, cerco danés	Sin tendencia	Inspección de figura	Iwate	CPUE normalizada (?) (4?)	Agencia de Pesca de Japón, 2003, Fig. 17 este informe
Pacífico suroriental	CPUE de censo de arrastre	Sin tendencia principios de década de 1990 a 2005/6	Descripción de resultados en documento de evaluación	Aguas de Nueva Zelanda	CPUE de censo (5)	Ministerio de pesca de NZ 2006
Atlántico suroriental	Biomasa de censo de arrastre	Disminución a 20% de histórico	De 5,000 t 1994 a aprox. 1,000 t 1999-2005	Argentina – región bonaerense	Biomasa de censo (5)	Massa <i>et al.</i> , 2007; Fig. 16A este informe
	Biomasa de censo de arrastre	Disminución a 50% de histórico	De ca 80,000 t 1997-99 a ca. 40,000 t 2003-05	Argentina – región central	Biomasa de censo (5)	Massa <i>et al.</i> , 2007; Fig. 16B este informe
	Biomasa de censo de arrastre	Sin tendencia	Fluctuación ca 40,000-100,000 t 1992-2006	Argentina – región sur	Biomasa de censo (5)	Massa <i>et al.</i> , 2007; Fig. 16C este informe

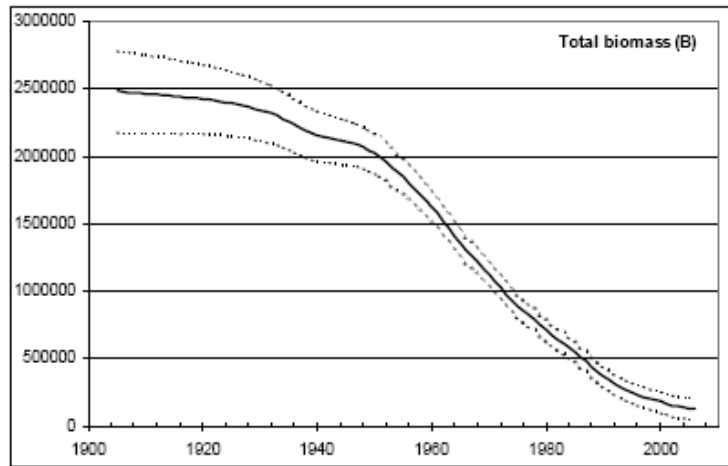


Figura 1. Biomasa total, mielga Atlántico nororiental; caso base modelo. Fuente: ICES WGEF, 2006  
Figura 2.1.3.

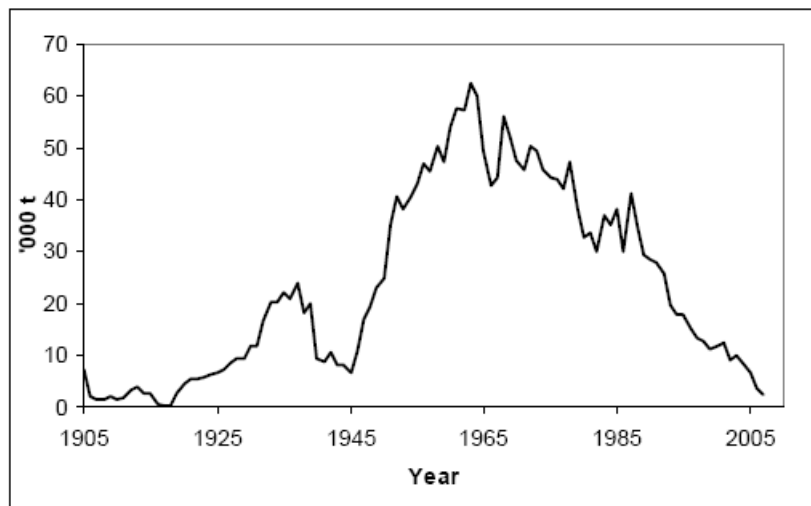


Figura 2. Desembarques de mielga, Atlántico nororiental. Fuente: ICES WGEF, 2008; Figura 2.1.

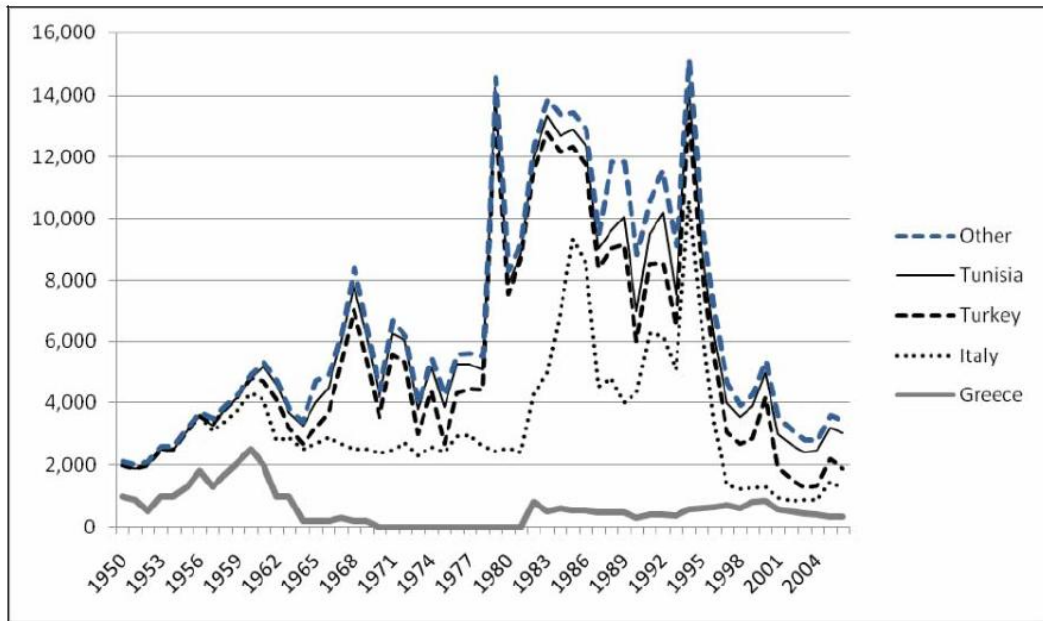


Figura 3. Desembarques reportados por país (toneladas) de ‘mielgas nep’, ‘tollos nep’ y *Squalus acanthias* para el Mediterráneo y el Mar Negro, 1950–2007. Fuente: FAO Fishstat, propuesta.

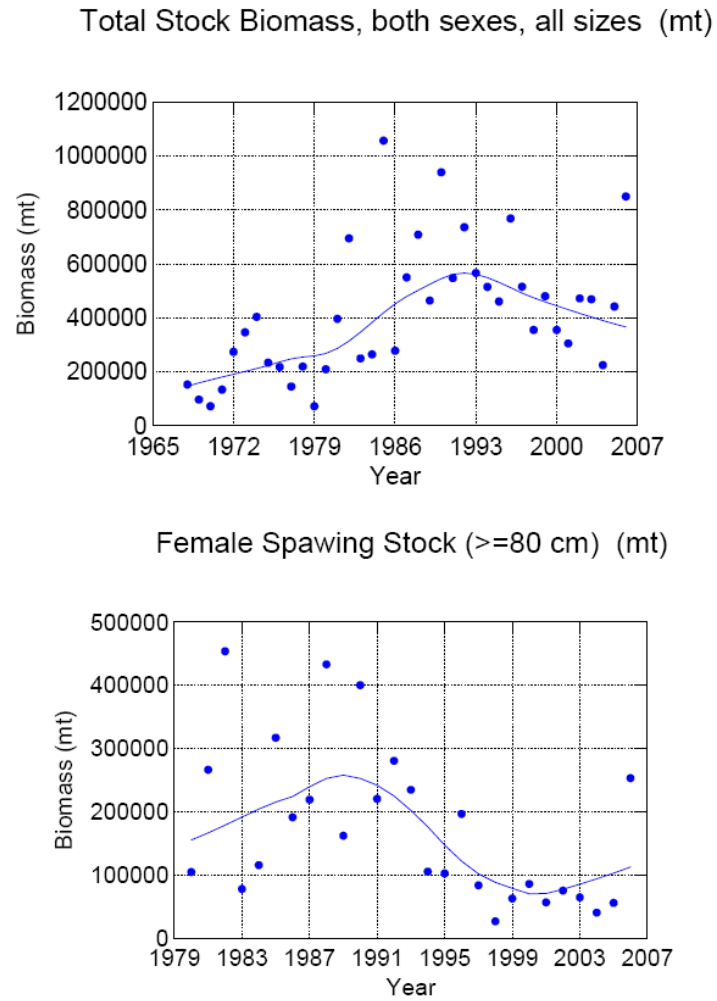


Figura 4. Estimaciones de área barrida de biomasa total de mielga (toneladas), 1968-2006 (arriba), y para hembras maduras solamente (abajo), 1980-2006, NEFSC censo R/V de arrastre de primavera. La línea representa el aplanamiento de Lowess con una factor de tensión de 0,5. Fuente: NMFS, 2006.

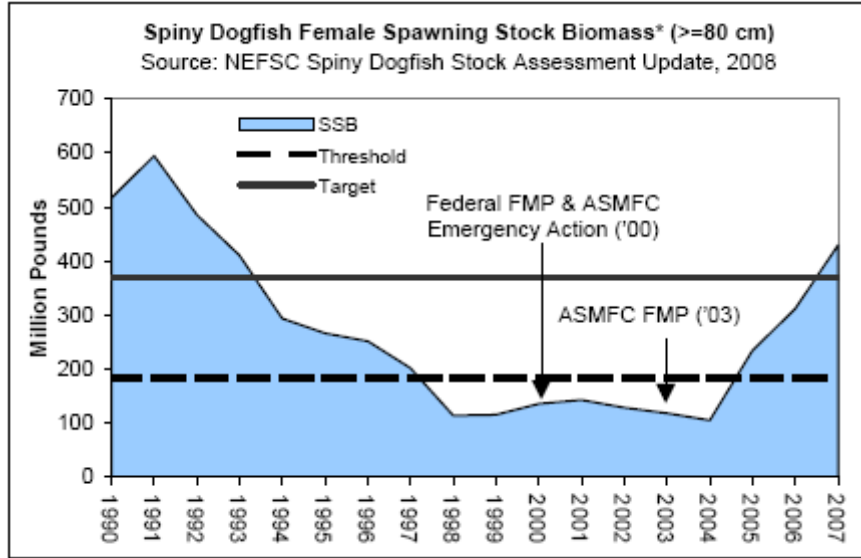


Figura 5. Biomasa de población de hembras reproductoras, Censo de arrastre de EE.UU. Fuente: ASMFC, 2008.

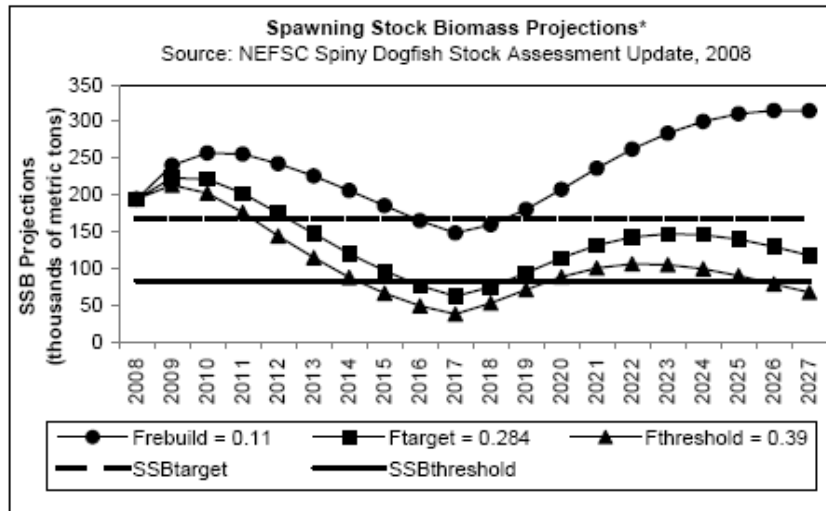


Figura 6. Proyecciones de biomasa de población reproductora, mielga del Atlántico noroeste. Fuente: ASMFC, 2008.

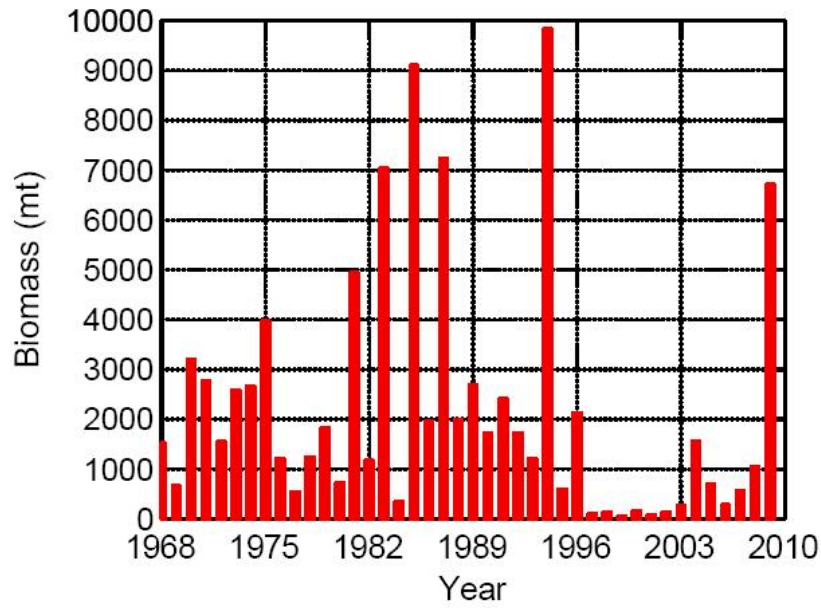


Figura 7. Área barrida de reclutas de mielga (< 1 años y < 36 cm TL), basada en censo de arrastre de fondo de primavera de NEFSC, 1968-2009. Ambos sexos combinados. Fuente: MAFMC, 2009.

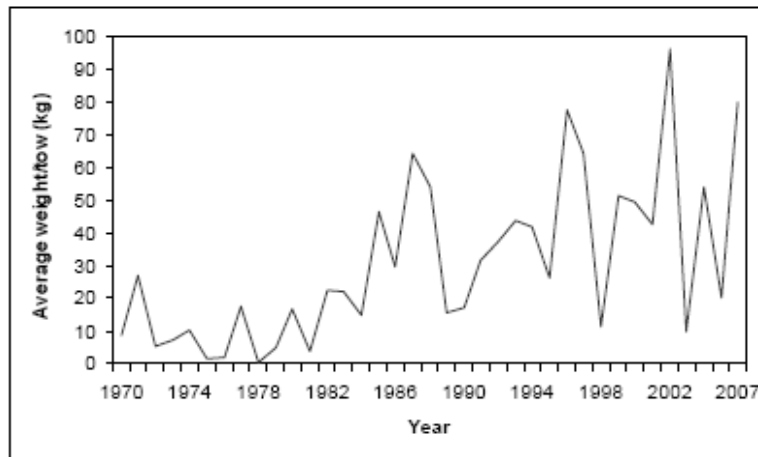


Figura 8. Biomasa relativa de mielga en plataforma escocesa, censos de buque de investigación de verano. Fuente: DFO, 2007.

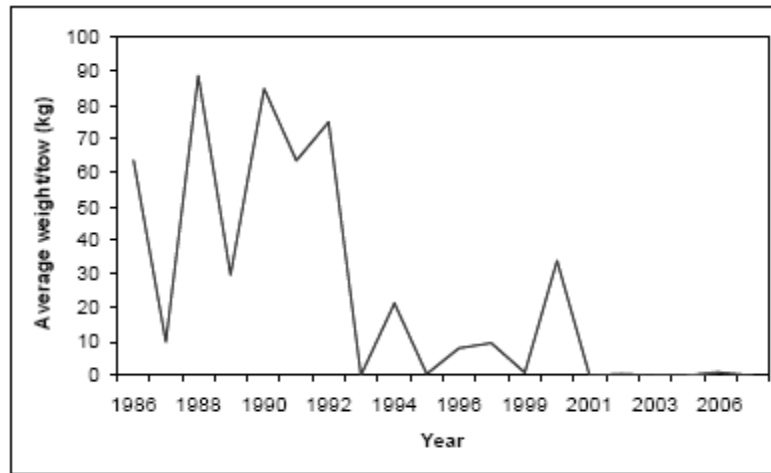


Figura 9. Biomasa relativa de mielga en plataforma escocesa oriental, censos de buque de investigación de primavera. Fuente: DFO, 2007.

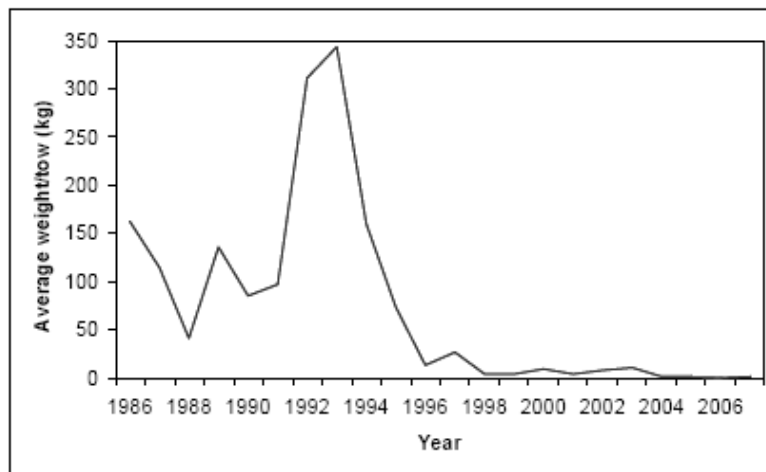


Figura 10. Biomasa relativa de mielga en George's Bank, censos de buque de investigación de febrero. Fuente: DFO, 2007.



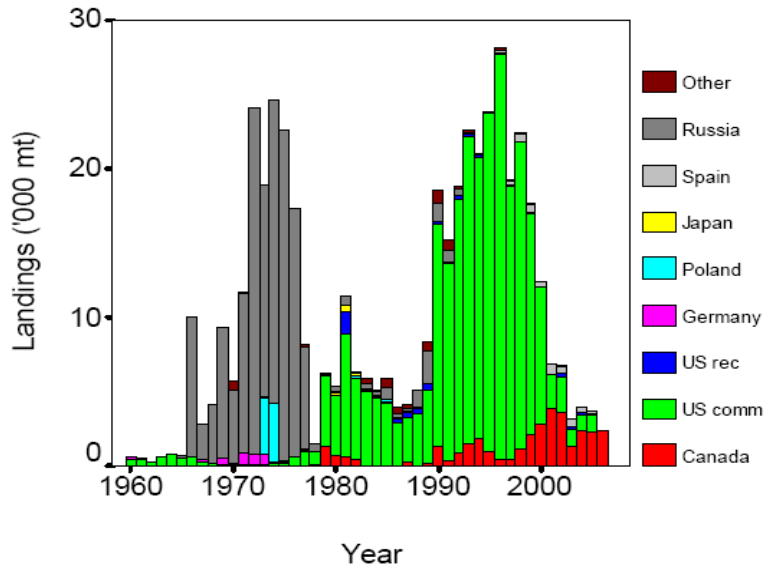


Figura 11. Desembarques reportados, NAFO Áreas 2-6 (Atlántico noroccidental). Fuente: DFO, 2007.

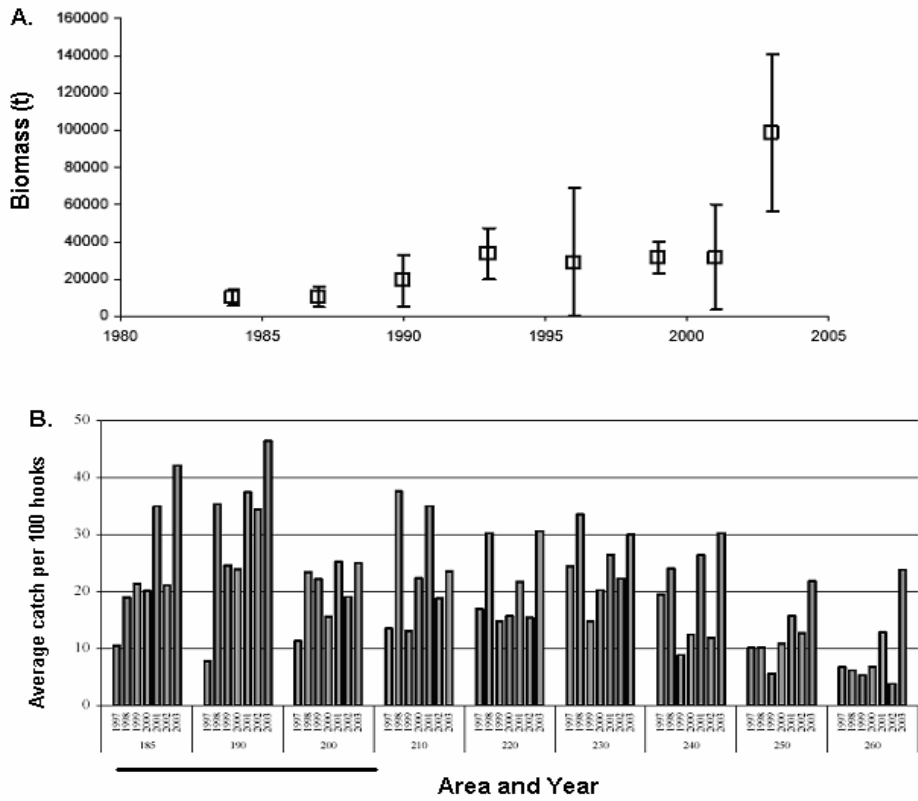


Figura 12. Tendencias en la abundancia de mielga en el Golfo de Alaska de (A.) estimaciones de biomasa (t) derivadas de censo de arrastre de fondo de AFSC (las barras de error representan intervalos de confianza de 95%); y (B.) tasas de captura en el conjunto de censos de IPHC. Las aguas adyacentes a Canadá cerca del sureste de Alaska están representadas por las áreas de IPHC 185, 190, y 200. Figura modificada de Courtney *et al.*, (2004). Fuente: FAO 2007, Wallace *et al.*, 2009.

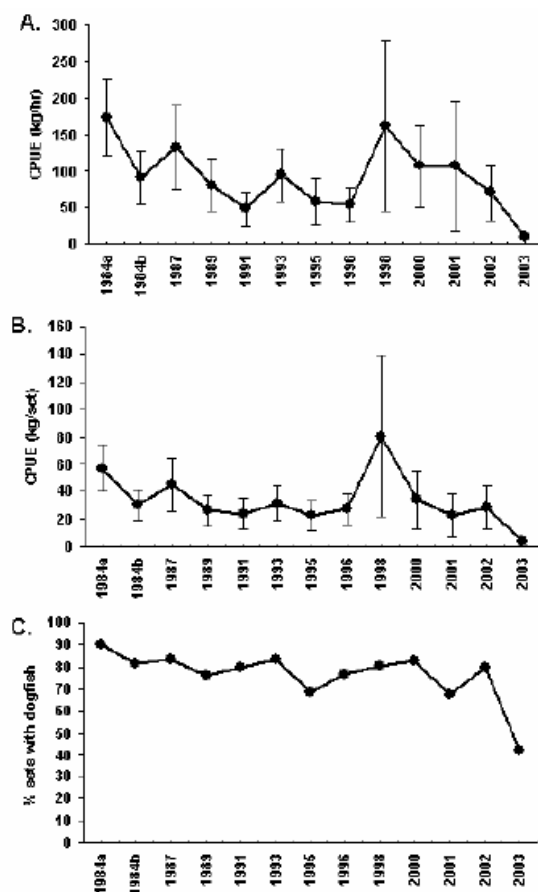


Figura 13. Tendencias en la abundancia de mielga de censos de arrastre en el Estrecho de Hecate en 1984–2003 usando (A) CPUE media (kg/hora); y (B) CPUE media (kg/lance); y (C) porcentaje de lances con mielga. Las barras de error representan intervalos de confianza del 95% alrededor de la media. Fuente: FAO, 2007; Wallace *et al.*, 2009.

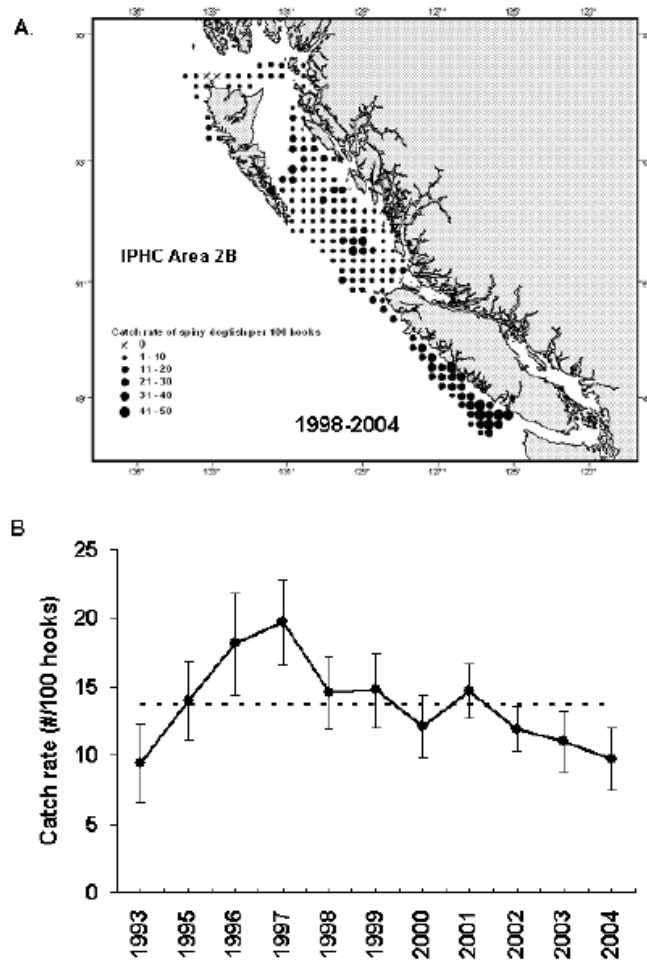


Figura 14. A) Distribución de mielga en Área 2B de IPHC mostrada por tasas relativa de captura de 1998–2004 en estaciones de censo de IPHC; y (B) tasa media de captura por año (las barras de error representan intervalos de confianza del 95% alrededor de la media). Las líneas punteadas representan el promedio de la serie. Datos proporcionados de un censo de evaluación de población normalizado de International Pacific Halibut Commission 1993– 2004. Nota: no hay censo en 1994. Fuente: FAO, 2007; Wallace *et al.*, 2009.

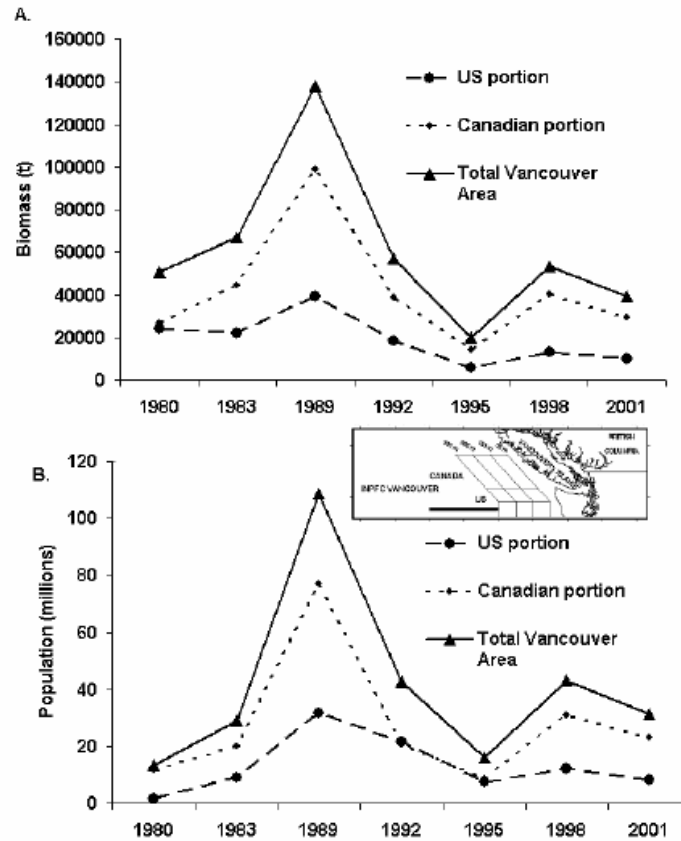


Figura 15. Estimaciones de área barrida expresadas como (A) biomasa; y (B) población en las porciones tanto canadiense como estadounidense de la región *INPFC Vancouver*. Datos de base de datos de censo de arrastre trienal de National Marine Fisheries Service. Fuente: FAO, 2007; Wallace *et al.*, 2009.

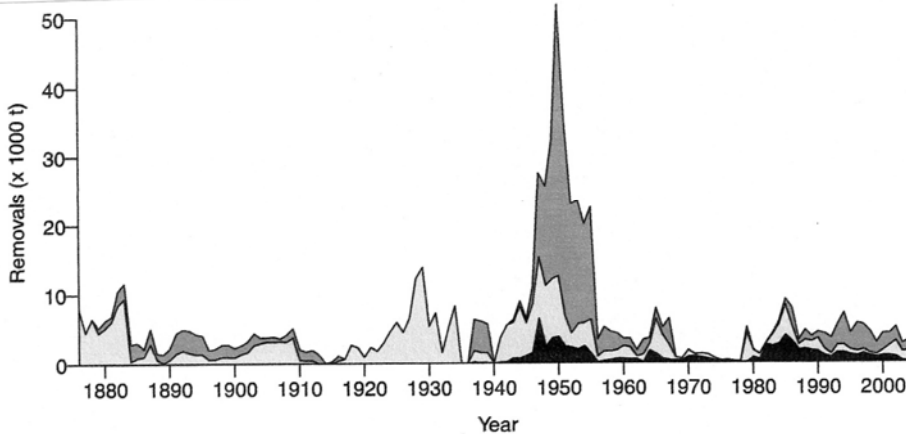


Figura 16. Desembarques reportados de mielga en el Pacífico Noreste. Áreas sólidas: Puget Sound; áreas claras: Estrecho de Georgia; áreas oscuras: aguas costeras entre Alaska y Baja California. Fuente: Taylor y Gallucci, 2009.

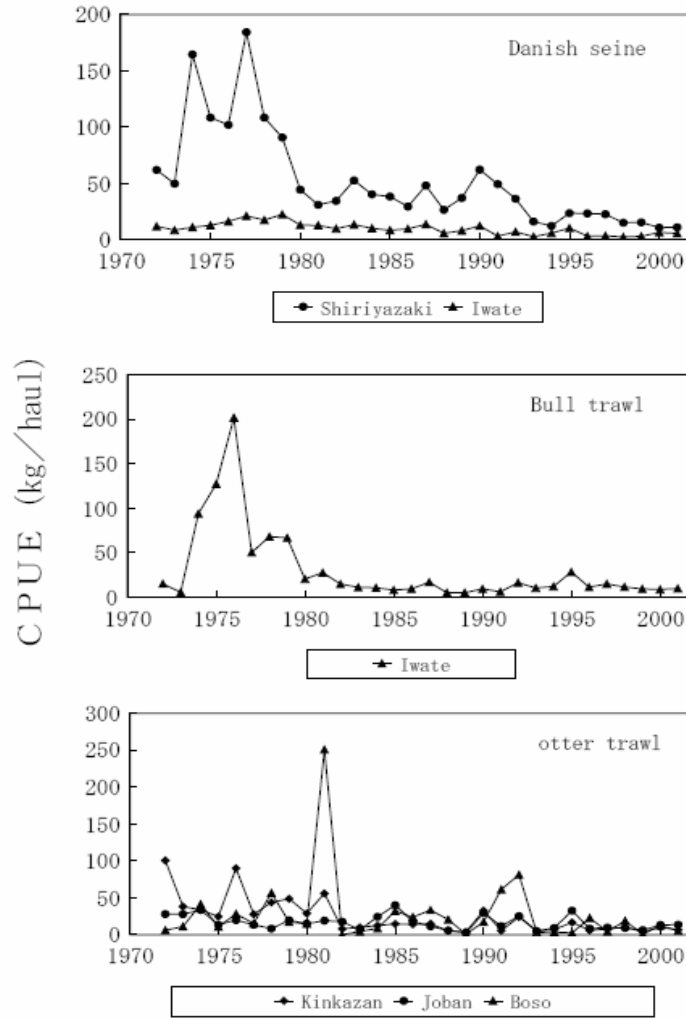


Figura 17. Series de CPUE del este de Japón. Fuente: Agencia de Pesca, 2003.

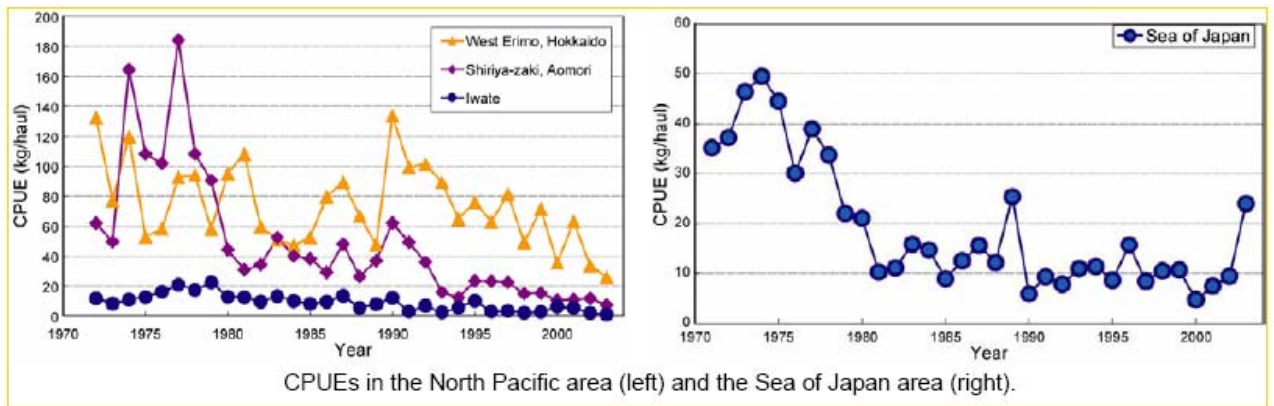


Figura 18. Captura por unidad de esfuerzo de mielga en varias áreas de pesca explotadas por Japón. Fuente: Agencia de Pesca, 2004.

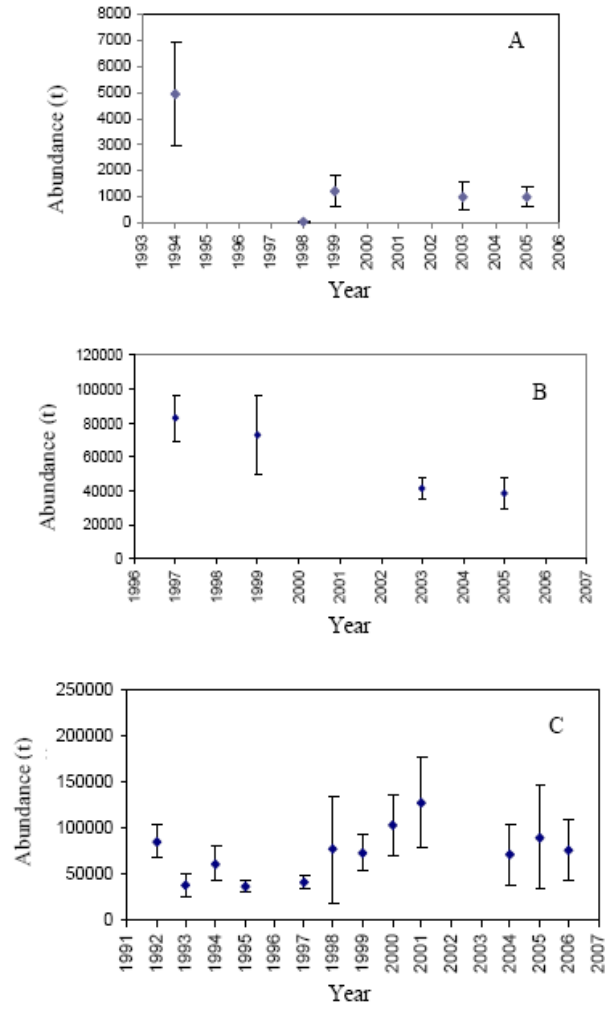


Figura 19. Estimaciones de área barrida de biomasa de mielga (toneladas) en la plataforma argentina. (A) región bonaerense (B) región central (C) plataforma sur de la Patagonia. Fuente: Massa *et al.*, 2007.

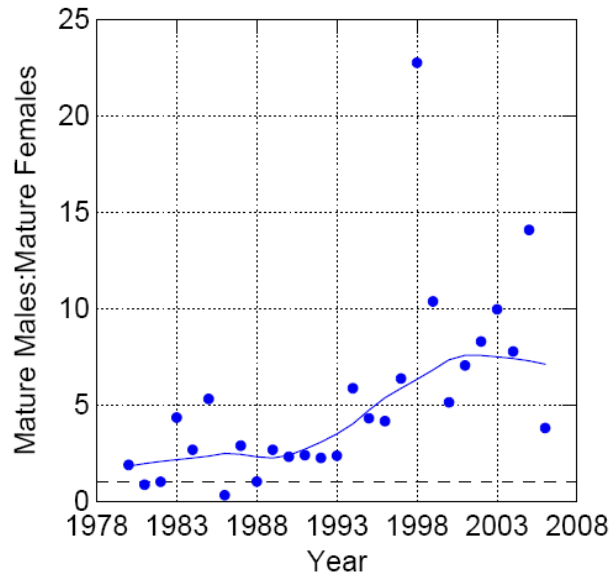
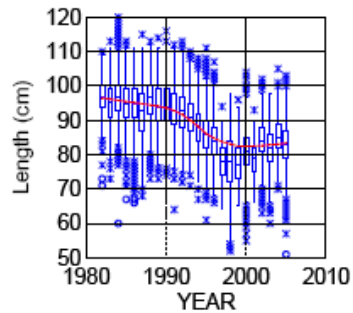


Figura 20. Relación del número de machos maduros de mielga (60 cm) a hembras maduras (80 cm) por arrastre en censos de arrastre de primavera de NEFSC, 1980-2006. La línea es el aplanamiento de Lowess con tensión =0,5. Fuente: NMFS, 2006.

Comm Lengths: Females 1982-2005



Comm Ave Wt: Females 1982-2005

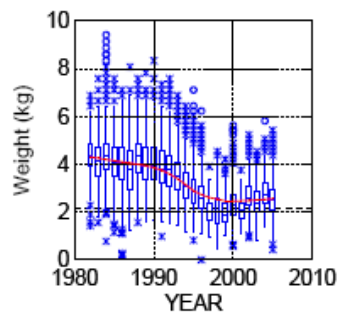


Figura 21. Talla y peso de hembras en muestras de pesquería comercial. Fuente: NMFS, 2006.

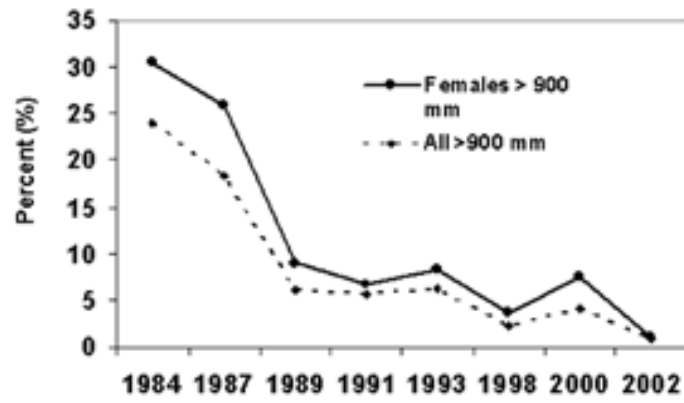


Figura 22. Proporción de talla de mielga superior a 900 mm en el censo de arrastre del Estrecho de Hecate 1984-2002. La talla de hembras maduras es 940 mm. Fuente: Wallace *et al.*, 2009.



## APÉNDICE I

**Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO:  
atún rojo del Atlántico****CoP15 Propuesta 19**

**Especie:** *Thunnus thynnus* – Atún rojo del Atlántico

**Propuesta:** Inclusión de *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758) en el Apéndice I con arreglo al párrafo 1 del Artículo II.

**Base para la propuesta:** La propuesta establece que la inclusión del atún rojo del Atlántico en el Apéndice I es consistente con el Anexo 1A y 1C de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14):

*Anexo 1 A. La población natural es pequeña y presenta al menos una de las características siguientes: iii) la mayoría de los individuos están concentrados geográficamente durante una o más etapas de su vida; o v) una alta vulnerabilidad bien sea a los factores intrínsecos o extrínsecos.* Estimaciones del tamaño poblacional genéticamente efectivo de las subpoblaciones del Mediterráneo (400 – 700 individuos) está próximo o por debajo del umbral mínimo asociado con el mantenimiento de la diversidad genética y potencial evolutivo a largo plazo. Además, la especie muestra marcado comportamiento de agregación durante la alimentación y la reproducción, lo que lo hace altamente vulnerable a la pesca.

*Anexo 1 C. Una disminución acentuada del tamaño de la población natural, que se haya bien sea: i) comprobado que existe en la actualidad o que haya existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o ii) deducido o previsto en base a alguno de los aspectos siguientes: los niveles o los tipos de explotación; o una alta vulnerabilidad bien sea a los factores intrínsecos o extrínsecos; o una disminución del reclutamiento (sólo la población oriental).* Las poblaciones oriental y occidental de atún rojo del Atlántico han mostrado disminuciones en la biomasa de la población existente que se ajustan a los criterios de disminución para una especie de baja productividad.

---

**RESUMEN DE LA EVALUACIÓN**

La mayoría del Cuadro especial de expertos de la FAO consideró que la evidencia disponible apoyaba la propuesta de incluir el atún rojo del Atlántico, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), en el Apéndice I de la CITES.

Las deliberaciones del Cuadro especial de expertos fueron asistidas especialmente por el informe de la ampliación de la reunión del Comité Permanente de Investigación y Estadísticas (SCRS) de la CICAA para considerar el estado de las poblaciones de atún rojo del Atlántico con respecto a los criterios de inclusión de la CITES, celebrada en octubre de 2009. El Cuadro especial de expertos estuvo de acuerdo con la opinión de esa reunión que la especie no se ajusta al criterio de que población salvaje es suficientemente pequeña para meritar la inclusión en el Apéndice I.

En términos del criterio de disminución para la inclusión, el Cuadro especial de expertos mostró nuevamente su acuerdo con la opinión de la reunión del SCRS de que el atún rojo del Atlántico estaba cerca del límite entre las especies de productividad baja y media y por lo tanto se entendía el razonamiento de la reunión de considerar la disminución a menos del 15% del nivel de referencia (expresado en términos de biomasa reproductora como es tradicional para las especies acuáticas explotadas comercialmente) como umbral de la directriz para la inclusión en el Apéndice I.

La consideración clave para el Cuadro especial de expertos fue la selección del nivel de referencia de la biomasa para uso en el cálculo de la magnitud actual de la disminución. Si las biomazas máximas de reproducción ( $B_{max}$ ) en el período evaluado (que comenzó en 1970) se toman como nivel de referencia contra el cual evaluar esta disminución, entonces la evaluación tanto de la población oriental (incluido el Mediterráneo) como de la occidental resultan ser superiores al umbral del 15%. Sin embargo, están lo suficientemente próximas a este umbral para ajustarse al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II. De manera alternativa, si se utilizan las biomazas reproductoras preexplotación estimadas ( $B_0$ ) como nivel de referencia, ambas poblaciones de atún rojo del Atlántico están por debajo del umbral del 15% y se ajustan al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice I.

Algunos miembros del Cuadro especial de expertos consideraron que la  $B_{max}$  era una representación adecuada de la biomasa reproductora preexplotación  $B_0$  ya que desde su punto de vista era poco probable que las dos difirieran sustancialmente. Opinaron que la alternativa de estimar  $B_0$  de la forma adoptada por el SCRS de la CICAA era altamente sensible a ciertos supuestos clave, tales como la relación entre la población reproductora y el reclutamiento, que ha resultado ser problemática para las estimaciones de atún rojo. Las estimaciones de  $B_0$  obtenidas por el SCRS para la población oriental (incluido el Mediterráneo) podrían ser demasiado altas por varias razones. Si la evaluación se fundamenta a partir de principios de la década de 1950, no arroja biomazas más altas que las máximas obtenidas en la evaluación de 1970+. En vista de que las capturas anuales previas a la década de 1950 son apreciablemente menores que las que les siguieron, probablemente, la población no había sido reducida demasiado por la pesca antes del decenio de 1950. Además, el reclutamiento ha mostrado tendencias sistemáticas en décadas recientes, sugiriendo que la  $B_0$  también cambia con el tiempo. En vista de que el reclutamiento reciente ha sido superior a los niveles promedio, los valores estimados de  $B_0$  podrían estar por encima del promedio a largo plazo apropiado para un nivel de referencia.

Sin embargo, la mayoría de los miembros del Cuadro especial de expertos consideró que era preferible usar las estimaciones de  $B_0$  como nivel de referencia, ya que toman en consideración la reducción de la población por extracciones antes del inicio de la serie usada en la evaluación, haciendo notar que la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES establece que los datos usados para estimar o para inferir un nivel de referencia para la magnitud de disminución de una especie acuática comercialmente explotada debería extenderse hacia el pasado tanto como sea posible. Además, para la población occidental, es probable que cualquier sesgo neto en la estimación de  $B_0$  sea menor que para la oriental. Las capturas cerca de Brasil, al principio de la historia de la pesquería, bien podrían haber pertenecido a la población occidental y por lo tanto probablemente deberían ser tomadas en cuenta en su evaluación. Finalmente, es posible que la población occidental tenga una productividad menor que la de su contraparte oriental. Por lo tanto, las conclusiones que apuntan a que la población occidental se ajuste a los criterios de disminución del Apéndice I, tienen un fundamento más sólido.

Existió consenso entre el Cuadro especial de expertos de que la evidencia disponible apoya la inclusión del atún rojo del Atlántico en el Apéndice II.

La inclusión en el Apéndice I probablemente reduciría las capturas de atún rojo de ambos componentes de la población. Esto ayudaría a asegurar la reducción de las recientes capturas no sostenibles en el Atlántico oriental y el Mediterráneo.

Aunque las capturas reportadas de la población occidental no han excedido la captura total permisible en las últimas 2-3 décadas, ha habido serios fracasos en la gestión reciente del componente oriental, incluido el establecimiento de TAC superiores a las recomendaciones científicas hasta niveles no sostenibles, y un componente ilegal significativo de la pesquería que extrae capturas apreciables. Sin embargo, en 2009 ha habido mejoras importantes en el enfoque de gestión de la CICAA para la población oriental, donde la TAC para 2010 fue reducida a 13 500 t, un compromiso para vincular futuras TAC con la asesoría del SCRS, y un plan de recuperación basado en proyecciones de alcanzar  $B_{MSY}$  en 2023 con 60% de probabilidad (asumiendo una aplicación perfecta). El informe de 2009 del SCRS de la CICAA, comenta que las diferencias apreciables entre las capturas reportadas y estimadas señaladas para 2007 han disminuido considerablemente en 2008, lo que podría estar reflejando una mejor aplicación de los reglamentos y mecanismos de control en el Mediterráneo.

El proponente argumentó que la propuesta incluía una disposición para la inclusión en el Apéndice II, si mejora el estado de la población. Se debe hacer notar que la aplicación de la inclusión en el Apéndice I tendría impacto sobre muchos de los índices y la talla/edad de la captura asociada de las diferentes pesquerías de atún rojo, con impactos desconocidos sobre la capacidad de vigilar las tendencias de las poblaciones.

## **OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

### **Parámetros biológicos**

#### ***Población evaluada***

El atún rojo del Atlántico, *Thunnus thynnus* es una especie altamente migratoria que se encuentra en todo el Océano Atlántico Norte y mares adyacentes, en particular el Mediterráneo. La especie está bajo la ordenación de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA) como dos poblaciones separadas: la oriental y la occidental. La separación de las dos poblaciones fue establecida con base en evidencia de 1) dos áreas de reproducción separadas (en el Mar Mediterráneo para la parte oriental y en el Golfo de México para la porción occidental); 2) diferencias en la edad de madurez sexual; 3) presencia de juveniles y adultos en ambos lados del Atlántico; y 4) ausencia de actividad de reproducción en el medio del Atlántico Norte (Fromentin, 2008).

La hipótesis de la existencia de sólo dos poblaciones en el Atlántico Norte ha sido cuestionada por estudios recientes. Por un lado, estudios de marcación y firma química han mostrado la mezcla de atún rojo de diferentes orígenes a lo largo de la costa este de Norteamérica y el Océano Atlántico Norte (Block *et al.*, 2005). Por otra parte, estudios recientes de ADN mitocondrial han revelado una subdivisión significativa de la población en el Golfo de México, Mediterráneo occidental y Mediterráneo oriental (Boustany *et al.*, 2008). Estos resultados sugieren que a pesar de la mezcla de individuos de diferentes orígenes en el Atlántico Norte, los individuos muestran una fuerte orientación natal a sus áreas de reproducción en el Golfo de México, Mediterráneo occidental y Mediterráneo oriental. Además de estos estudios, la propuesta se refiere al trabajo de Riccioni *et al.*, (2009) que sugiere que la población de atún rojo del Atlántico en el Mediterráneo se compone de pequeñas subpoblaciones genéticamente diferenciadas.

A pesar de las incertidumbres sobre la estructura de la población, la separación de las poblaciones del Atlántico Norte occidental y oriental es apoyada fuertemente por la información disponible y continúa siendo la hipótesis más aceptada y más utilizada para los fines de la gestión actual.

#### ***Nivel de productividad***

De acuerdo con la información contenida en la propuesta, el atún rojo del Atlántico se encuentra en la categoría de especies de baja productividad para todos los parámetros, con la excepción de edad de madurez (Cuadro 1; 4-6 años de edad para la población oriental y 8-12 años para la occidental). La primera sugiere un nivel de productividad medio para la población oriental, mientras que la última sugiere productividad baja para la población occidental. Por lo tanto, al igual que el SCRS, (2009), en esta evaluación de la propuesta se consideró que el atún rojo del Atlántico es una especie de productividad “baja-media”.

### **Estado y tendencias de la población**

#### ***Población pequeña***

La evaluación más reciente de atún rojo del Atlántico estimó que la población oriental incluía alrededor de 5 millones de individuos en 2007, de los cuales cerca de 1 millón eran reproductores (SCRS, 2008; 2009). El número estimado de individuos en la población occidental fue de cerca de 225 000 para el mismo año.

Riccioni et al. (2009) estimaron el tamaño de la población genéticamente efectiva en el Mediterráneo en alrededor de 400-700 individuos. De acuerdo con el SCRS, (2009) estas estimaciones se traducirían en abundancias de unidades reproductivas en el orden de  $10^6$  a  $10^7$  individuos.

### ***Distribución limitada***

El atún rojo del Atlántico tiene una amplia distribución en el Atlántico norte y el Mar Mediterráneo. Cambios importantes en los patrones de distribución espacial y temporal de la especie han sido observados desde inicios del siglo XX (propuesta). Por ejemplo, la especie ahora está ausente o es rara en áreas que ocupaba anteriormente, tales como el Mar del Norte y el Mar Negro. Por otro lado, áreas tales como el Mediterráneo oriental y el Atlántico norte central han estado presentando capturas grandes en años recientes. Las razones para los cambios no son claras pero parecen resultar de interacciones entre los procesos biológicos, ambientales, tróficos y pesqueros (Propuesta, SCRS, 2008). Como apuntó el SCRS (2009), a pesar del hecho de que la ordenación de la población es en dos poblaciones separadas por el meridiano 45 O, existen muchas incertidumbres acerca de la estructura de la población. La compleja estructura genética especial de la población en el Mediterráneo sugiere, por ejemplo, la existencia de diferentes subpoblaciones aisladas en la región. Sin embargo, el área ocupada por las diferentes poblaciones probablemente es amplia, considerando que individuos de las diferentes poblaciones migran y se mezclan en el Atlántico norte, como lo demuestran los estudios de marcado (Block *et al.*, 2005).

### ***Disminución***

La principal fuente de información acerca de la magnitud de disminución de la población de atún rojo del Atlántico de la propuesta es el resultado de la evaluación de la población oriental y occidental realizada por el Comité Permanente sobre Investigación y Estadística (SCRS) de la CICAA en 2008 (SCRS, 2008).

Resultados de la misma evaluación fueron usados por el SCRS en 2009 para evaluar el estado de atún rojo del Atlántico en relación con los criterios de inclusión de la CITES (SCRS, 2009). Los métodos y resultados reportados por el SCRS, (2009) para las poblaciones occidental y oriental se describen a continuación. También se incluyen fuentes adicionales en la propuesta.

El cálculo de la magnitud de disminución de ambas poblaciones realizado por el SCRS, (2009) se basó en dos enfoques:

1. Desde la perspectiva histórica, comparando el tamaño de la población actual (medido en biomasa de población reproductora, SSB) con (a) el tamaño de la población sin explotación ( $SSB_0$ ), y (b) el tamaño máximo histórico de la población ( $SSB_{max}$ ) estimado en la evaluación de población.
2. Desde la perspectiva futura, comparando el tamaño de la población futura (2019) (medida como SSB) con a) el tamaño de la población sin explotación o b) el tamaño máximo histórico de la población estimado en la evaluación de población y comprando el tamaño de la población en 2019 con el tamaño de la población actual (2009).

Ambas poblaciones fueron evaluadas usando un Análisis de población virtual (VPA). Los resultados se expresan en términos de probabilidad de que la biomasa reproductora sea menor al 10%, 15% o 20% del nivel de referencia ( $SSB_0$  o  $SSB_{max}$ ) en 2009 y 2019.

### ***Población occidental***

La propuesta establece que la biomasa de la población reproductora de la población occidental disminuyó de 49 482 toneladas en 1970 a 8 693 toneladas en 2007. Esto representa un grado de disminución del 82,4% desde el inicio de la serie cronológica. Usando los datos reportados por el SCRS, (2008; Figura 1), la magnitud de la disminución fue recalculada comparando el promedio de biomasa de 5 años al principio (1970-74) y al final (2003-07) de la serie cronológica. La biomasa promedio de la población reproductora disminuyó de 44 798 toneladas en 1970-74 a 8 440 en 2003 – 07, representando una disminución del 81,1% entre los dos períodos.

La mayoría de la disminución tuvo lugar entre 1970 y 1985. Desde entonces la biomasa de la población reproductora ha permanecido relativamente estable, variando del 18% al 27% del nivel de 1975 (SCRS, 2008). La población ha estado bajo un plan de regeneración desde 1998.

Se debe hacer notar que las cifras reportadas en la propuesta provienen de una de las corridas de sensibilidad del modelo de evaluación. Los resultados de 13 corridas de sensibilidad del modelo a diversos índices de abundancia usados en la evaluación se reportan en SCRS, (2008). La magnitud de disminución de la biomasa de la población reproductora entre 1970 y 2007 estimada en estas corridas varió entre el 65% y el 90%, con un grado promedio de disminución del 80%.

Una limitación de los resultados reportados arriba es que la biomasa estimada a principios de la década de 1970 se usa como nivel de referencia para calcular la magnitud de la disminución, aunque es sabido que el pico de capturas de la población occidental ocurrió a mediados de la década de 1960 (Figura 2). Por lo tanto, la magnitud de disminución histórica calculada, probablemente sea una subestimación del nivel de agotamiento de la población.

Existen dos estudios que proporcionan estimaciones de la disminución desde las fases más tempranas de la pesquería. El estudio de Taylor *et al.*, (2009), al que hace referencia la propuesta, usa un modelo especial estructurado por edad para evaluar las poblaciones oriental y occidental de atún rojo del Atlántico simultáneamente, tomando en consideración el movimiento de peces entre ambas poblaciones. Los resultados, considerados preliminares por los autores en vista de que el modelo no ha sido todavía probado adecuadamente, sugieren que la biomasa total de la población occidental ha declinado sustancialmente desde 1950, probablemente en más del 80%.

Otro estudio, más reciente, fue realizado por el SCRS, (2009). En este estudio, dos escenarios de reclutamiento fueron usados para calcular el tamaño de la población sin explotación ( $SSB_0$ ) como nivel de referencia para evaluar la magnitud de la disminución: un escenario de “reclutamiento alto” que refleja la hipótesis de que la productividad potencial de la población no ha mostrado tendencia alguna a lo largo del período de evaluación; y un escenario de “reclutamiento bajo” que refleja la hipótesis de que la productividad potencial ha cambiado a un nivel más bajo desde finales de la década de 1970. El otro nivel de referencia usado por el SCRS, (2009) fue la biomasa máxima de la población reproductora ( $SSB_{max}$ ) estimada en el período 1970-2007. La  $SSB_{max}$  estimada no es afectada por los supuestos usados sobre reclutamiento.

SCRS, (2009) además usó dos escenarios de gestión para simular tendencias futuras en el estado de la población: 1) aceptación de las TAC recomendadas por el SCRS Rec. [08-04], es decir, 1 900 t en 2009, 1 800 t en 2010 y 1 800 t de ahí en adelante hasta 2019; y 2) una proyección de cero captura permitida después de 2009.

Los resultados de las evaluaciones realizadas por el SCRS, (2009) se muestran en el Cuadro 2. Si se usa la biomasa máxima de la población reproductora ( $SSB_{max}$ ) como nivel de referencia, las probabilidades de que el tamaño de la población actual esté por debajo de 10%, 15% y 20% del nivel de referencia son del 8,8%, 30% y 54,2% respectivamente, independientemente del escenario de reclutamiento usado (Cuadro 2A). Si se usa el tamaño de la población sin explotar ( $SSB_0$ ) como nivel de referencia, las probabilidades asociadas con los tres umbrales de disminución son del 30,2%, 92,6% y 99,6% para el escenario de reclutamiento bajo, y del 99,6%, 100% y 100% para el escenario de reclutamiento alto (Cuadro 2A).

Las tendencias proyectadas para los siguientes diez años se resumen en el Cuadro 2B. Asumiendo un cumplimiento pleno con la TAC establecida en Rec [08-04], la probabilidad de que la SSB en 2019 permanezca por debajo del 20% de  $SSB_{max}$  es menor al 9%. Si se usa  $SSB_0$  como nivel de referencia, existe una probabilidad del 15% de que la población sea menor al umbral de disminución del 20% para el escenario de reclutamiento bajo y una probabilidad del 95% si se usa un escenario de reclutamiento alto. El potencial de recuperación a niveles superiores al 20% del nivel de referencia es cercano al 100% si no se permiten capturas después de 2009, con la única excepción que ocurre en el escenario de reclutamiento alto, donde existe una probabilidad del 62,6% de que población sea inferior al 20% de  $SSB_0$  (SCRS, 2009).

### *Población oriental*

La propuesta indica que, de conformidad con los análisis de VPA realizados por el SCRS, (2008) usando datos entre 1955 y 2007, la biomasa de la población reproductora de la población oriental disminuyó de 305 136 toneladas en 1958 a 78 724 toneladas en 2007, lo que representa una reducción del 74,2 %. La propuesta también indica que la mayor parte de la disminución ocurrió desde 1997, cuando la biomasa de la población reproductora se estimó en 201 479 toneladas.

De las corridas del modelo evaluadas por el SCRS, (2008), cuatro fueron consideradas satisfactorias en ajuste a los datos históricos: las corridas 6 y 7, basadas en datos de edad de captura entre 1970 y 2007; y las corridas 13 y 14, basadas en una serie cronológica más larga que comienza en 1955. Mientras que las corridas 6 y 13 se basaron solamente en capturas reportadas, las corridas 7 y 14 tomaban en consideración capturas no reportadas de 50 000 toneladas entre 1998 y 2006 y de 60 000 toneladas en 2007. Los resultados reportados en la propuesta son de la corrida 14 (Figura 3).

Usando los resultados de las dos series cronológicas más largas (corridas 13 y 14), la magnitud de la disminución fue recalculada comparando la biomasa promedio estimada en 1955-59 y en 2003-07. En la corrida 13, la biomasa de población reproductora declinó de 293 176 toneladas en 1955-59 a 110 803 en 2003-07, representando una reducción del 62,2% entre los dos períodos. En la corrida 14, la biomasa de población reproductora declinó de 297 318 toneladas en 1955-59 a 117 443 en 2003-07, representando una reducción del 60,5% entre los dos períodos.

Desde 2000 ha habido un aumento rápido en la mortalidad por pesca especialmente para peces grandes (edad 8+) y una rápida reducción en la biomasa de la población reproductora (SCRS, 2008). Los resultados de la evaluación de 2008 indican que la biomasa de la población reproductora continúa disminuyendo mientras que la mortalidad por pesca está aumentando rápidamente, especialmente para el atún rojo grande. Como indicó el SCRS, (2008) el aumento en la mortalidad del atún rojo grande es consistente con un cambio en el objetivo hacia animales más grandes destinados al engorde en granjas.

Por lo tanto, en contraste con la población occidental, donde la biomasa parece haberse estabilizado en años recientes, la tasa actual de disminución de la población oriental causa preocupación. En base a estimaciones de la biomasa de la población reproductora en 2000-2007 (corrida 13), la tasa de disminución reciente sería de aproximadamente 3,2%/ año. Proyectar la SSB hacia el futuro desde 2008 hasta 2017 (10 años) tendría una disminución a 51 201 toneladas, lo que es equivalente al 17,4% de la biomasa promedio de la población reproductora en 1955-59.

Mackenzie *et al.*, (2009) usaron un modelo estocástico estructurado por edad basado en SCRS, 2008 para predecir las tendencias futuras de la población oriental bajo la aplicación plena del plan de recuperación de la CICAA 2006, que incluye la aplicación de reducir las TAC entre 2007 y 2010. Sus conclusiones fueron que “aún si una veda casi completa de toda la pesca de atún rojo en el Atlántico nororiental y el Mediterráneo fuera aplicada inmediatamente en 2008 y mantenida hasta 2022, la población probablemente se reduciría a bajas récord en los siguientes años, a menos que las condiciones ambientales promuevan un reclutamiento excepcionalmente alto”. Una de las razones para las tendencias proyectadas es la reducción de la proporción de peces más viejos en la población observada en años recientes, la cual, de acuerdo con los autores, causa una reducción de la capacidad de la población de amortiguar condiciones ambientales desfavorables que afectan el éxito reproductivo.

Dos estudios adicionales evaluaron la magnitud de disminución histórica de la población oriental. Taylor *et al.*, (2009), citados en la propuesta (y considerados en la evaluación de 2008 del SCRS), usaron un modelo especial estructurado por edad para evaluar las poblaciones oriental y occidental del atún rojo del Atlántico simultáneamente, tomando en consideración el movimiento de peces entre ambas poblaciones. Los resultados preliminares indican que la biomasa total de la población oriental probablemente declinó en más del 80% desde 1950. El SCRS, (2009) evaluó la magnitud de disminución histórica y proyectó reducciones futuras de la población oriental con arreglo a diferentes escenarios, descritos a continuación (SCRS, 2009):

Se realizaron treinta y seis proyecciones para las siguientes combinaciones, asumiendo que las capturas en 2009 y años posteriores seguirían la TAC de la Rec. 08-05:

- 3 niveles de inclinación (0,5; 0,75 y 0,99)
- 2 niveles de capturas recientes del VPA (comunicadas o ajustadas)
- 3 períodos de observaciones de SSB-R para la SRR (1970-1980, 1970-2002 y 1990-2002)
- 2 niveles de implementación (perfecta, y excesos del 20%, tal y como se asumió en 2008)

Además, el Comité acordó que sería útil facilitar a la CICAA asesoramiento adicional que refleje las recomendaciones de ordenación del SCRS en 2009. Por esta razón se consideraron escenarios adicionales con capturas en 2010-2019 de 15 000 t (aproximándose a una estrategia Fmax), 8.500 t (aproximándose a una estrategia F0,1), y capturas cero, con la inclinación del caso base, los tres niveles de reclutamiento y una implementación perfecta.

Los resultados de las simulaciones indicaron que (SCRS, 2009):

“La probabilidad de que la SSB<sub>2009</sub> sea inferior al 15% de la max SSB es de aproximadamente el 19% para el caso base de capturas comunicadas y de aproximadamente el 23% para las capturas ajustadas. En ambos casos, estos resultados fueron los mismos para los tres escenarios de reclutamiento (bajo, medio y alto). Las probabilidades con respecto a  $SSB_{2009} < 0,15SSB_0$  se situaron entre 0,88 y 1,0 dependiendo del escenario de reclutamiento. En el caso de las proyecciones, la probabilidad de  $SSB_{2019} < 0,15 \text{ max SSB}$  oscilaron entre 0,27 y 0,43 mientras que la probabilidad de  $SSB_{2019} < 0,15SSB_0$  osciló entre 0,67 y 1,0” (SCRS, 2009; Figura 4).

## **Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos**

### ***Población pequeña***

La estimación del tamaño de la población total para las poblaciones oriental y occidental (5 millones y 225 000 individuos, respectivamente) están muy por encima de la directriz general (5000) para una población pequeña según la definición de la CITES (CITES Conf. Res. 9.24 Rev CoP14). Riccioni *et al.*, (2009) estimaron el tamaño de la población genéticamente efectiva en el Mediterráneo en el orden de 400-700 individuos. De acuerdo con el SCRS, (2009) estas estimaciones se traducirían en abundancias de unidades reproductivas en el orden de  $10^6$  a  $10^7$  individuos, que también sería superior a las directrices generales de la CITES (en términos del número de individuos) para una población pequeña,

Como lo indicó la FAO, (2001), la directriz de la CITES se considera inapropiada en general para poblaciones de especies marinas explotadas comercialmente, excepto por unas cuantas especies tales como algunas especies sésiles o semisésiles, algunas especies con productividad extremadamente baja, y algunas endémicas pequeñas (FAO, 2001). El atún rojo del Atlántico no se ajusta a ninguna de estas tipologías de especies.

### ***Distribución limitada***

No se proporcionan directrices de área de distribución limitada en los criterios de la CITES, lo cual indica que los umbrales deberían ser específicos al taxón (Conf Res 9.24 Rev CoP14). La FAO, (2001) recomendó que el grado histórico de disminución en el área de distribución sería una mejor medición del riesgo de extinción que el valor absoluto para el área de distribución, pero que cuando no existe otra información disponible y se debe usar el área de distribución absoluta para la población de peces sin explotar, los análisis se deben realizar caso por caso, ya que ninguna directriz numérica es de aplicación universal.

El atún rojo del Atlántico tiene una amplia distribución en el Atlántico norte y no se caracteriza por una distribución limitada.

### ***Disminución***

Bajo los criterios de la CITES para las especies acuáticas explotadas comercialmente (Conf. Res. 9.24 Rev. CoP 14), una disminución del 15-20 por ciento del nivel de referencia histórico para una especie de baja productividad podría justificar su consideración para el Apéndice I. Aunque parece haber

evidencia que apoya que la población occidental podría ser considerada de baja productividad, la situación es menos clara para la población oriental, para la cual la edad de madurez caracteriza una especie de productividad media. Por lo tanto, se consideró que el umbral de disminución del 10-20% del nivel de referencia histórico correspondiente a una especie de productividad baja-media, era menor en la evaluación de la disminución de la población del atún rojo.

De acuerdo a la evaluación realizada por el SCRS, (2009) las probabilidades de que el tamaño de la población actual esté por debajo del 10%, 15% y 20% del nivel de referencia son del 8,8%, 30% y 54,2% respectivamente. De acuerdo al mismo estudio, si se usa el tamaño de la población sin explotar como nivel de referencia, las probabilidades asociadas con los umbrales de disminución del 10%, 15% y 20% varían de 30,2 – 99,6%, 92,6 - 100% y 99,6 -100%, respectivamente. Con base en esto, la población occidental de atún rojo tuna se ajusta al criterio de nivel de disminución para inclusión en una especie de productividad baja-media en el Apéndice I.

La evaluación del estado de la población oriental con arreglo a los criterios de disminución de la CITES realizada por el SCRS (2009) concluyó que “existe una probabilidad del 96% de que la SSB en 2009 sea inferior al 15% de la SSB<sub>0</sub> potencial a largo plazo (es decir, la probabilidad de que SSB<sub>2009</sub> sea inferior al 15% de la SSB es superior al 96%). La probabilidad de que SSB<sub>2009</sub> sea inferior al 15% de la SSB máxima estimada desde 1970 es de aproximadamente el 21%”.

La tasa reciente de disminución de la población oriental también causa preocupación. Los resultados de la evaluación de 2008 indican que la biomasa de población reproductora continúa disminuyendo mientras que la mortalidad por pesca está aumentando rápidamente, especialmente para el atún rojo grande destinado para el cultivo. Según las proyecciones de población elaboradas por el SCRS, (2009), aún con la aplicación perfecta de las CTP recomendadas entonces por la CICAA hasta 2019 generaría más de un 85% de posibilidades de que la biomasa de población reproductora en 2019 sea inferior al 15% de la SSB<sub>0</sub> potencial a largo plazo. El mismo estudio concluyó que existe una probabilidad de 35% de que la biomasa de población reproductora en 2019 sea inferior al 15% de la biomasa reproductora máxima estimada desde 1970.

La consideración clave para el Cuadro especial de expertos fue la selección del nivel de referencia de la biomasa para uso en el cálculo de la magnitud actual de la disminución. Si las biomásas máximas de reproducción ( $B_{max}$ ) en el período evaluado (que comenzó en 1970) se toman como nivel de referencia contra el cual evaluar esta disminución, entonces la evaluación, tanto de la población oriental como de la occidental, resultan ser superiores al umbral del 15%. Sin embargo, están lo suficientemente próximas a este umbral para ajustarse al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice II. De manera alternativa, si se utilizan las biomásas reproductoras preexplotación estimadas ( $B_0$ ) como nivel de referencia, ambas poblaciones de atún rojo del Atlántico están por debajo del umbral del 15% y se ajustan al criterio de disminución para inclusión en el Apéndice I.

Algunos miembros del Cuadro especial de expertos consideraron que la  $B_{max}$  era una representación adecuada de la biomasa reproductora preexplotación  $B_0$  ya que desde su punto de vista era poco probable que las dos difirieran sustancialmente. Opinaron que la alternativa de estimar  $B_0$  de la forma adoptada por el SCRS de la CICAA era altamente sensible a ciertos supuestos clave, tales como la relación entre la población reproductora y el reclutamiento, que ha resultado ser problemática para las estimaciones de atún rojo. Las estimaciones de  $B_0$  obtenidas por el SCRS para la población oriental podrían ser demasiado altas por varias razones. Si la evaluación se fundamenta a partir de principios de la década de 1950, no arroja biomásas más altas que las máximas obtenidas en la evaluación de 1970+. En vista de que las capturas anuales previas a la década de 1950 típicamente son apreciablemente menores que las que les siguieron, la población probablemente no había sido reducida demasiado por la pesca antes del decenio de 1950. Además, el reclutamiento ha mostrado tendencias sistemáticas en décadas recientes, sugiriendo que la  $B_0$  también cambia con el tiempo. En vista de que el reclutamiento reciente ha sido superior a los niveles promedio, los valores estimados de  $B_0$  podrían estar por encima del promedio a largo plazo apropiado para un nivel de referencia.

Sin embargo, la mayoría de los miembros del Cuadro especial de expertos consideró que era preferible usar las estimaciones de  $B_0$  como nivel de referencia, ya que toman en consideración la reducción de la población por extracciones antes del inicio de la serie usada en la evaluación, haciendo notar que la



Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) de la CITES establece que los datos usados para estimar o para inferir un nivel de referencia para la magnitud de disminución de una especie acuática comercialmente explotada debería extenderse hacia el pasado tanto como sea posible. Además, para la población occidental, es probable que cualquier sesgo neto en la estimación de  $B_0$  sea menor que para la oriental. Las capturas cerca de Brasil al principio de la historia de la pesquería bien podrían haber pertenecido a la población occidental y por lo tanto probablemente deberían ser tomadas en cuenta en su evaluación. Finalmente, es posible que la población occidental tenga una productividad menor que la de su contraparte oriental. Por lo tanto, las conclusiones que apuntan a que la población occidental se ajusta a los criterios de disminución del Apéndice I, tienen un fundamento más sólido.

Existió consenso entre el Cuadro especial de expertos de que la evidencia disponible apoya la inclusión del atún rojo del Atlántico en el Apéndice II.

### **¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?**

Las fluctuaciones a largo plazo en las capturas de atún rojo en el Mediterráneo han sido asociadas con fluctuaciones en las condiciones ambientales. En el análisis de las series cronológicas largas de capturas de atún rojo de las pesquerías tradicionales de almadraba en el Mediterráneo y el Atlántico, Ravier y Fromentin, (2001) mostraron que el atún rojo del Atlántico oriental exhibe fluctuaciones en períodos de 100-120 y también variaciones cíclicas de alrededor de 20 años. Las fluctuaciones a largo plazo tuvieron una correlación fuerte y negativa con las tendencias de temperatura. Ravier y Fromentin, (2004) llegaron a la conclusión de que la relación entre capturas y temperatura parecía explicarse mejor por cambios en los patrones de migración de atún rojo, y en consecuencia en los cambios en su disponibilidad a las artes fijas, impuestos por las modificaciones en las condiciones oceanográficas de las áreas de reproducción. El papel que juegan estas fluctuaciones naturales en la disminución observada de la población desde la segunda mitad del siglo XX es desconocido, pero probablemente menor comparado con el efecto de la remoción de biomasa por las pesquerías. Parece existir un amplio reconocimiento de que las acciones de ordenación adoptadas por la CICAA han fracasado en mantener la población oriental en niveles sostenibles de explotación.

### **Factores de riesgo y de mitigación**

Existen varios factores que aumentan el riesgo a la población. Se espera que los cambios en la estructura de edad de la población, con la disminución de las clases de edad más viejas, disminuyan la resiliencia de la población a las fluctuaciones en las condiciones ambientales que controlan el reclutamiento. El atún rojo tiene un fuerte comportamiento de agregación durante la alimentación y la reproducción, lo que aumenta la capturabilidad de las poblaciones y por lo tanto el riesgo de que continúe la disminución debido a la sobrepesca. El último factor es aplicable a la población oriental en particular, donde la mayoría de los desembarques actualmente provienen de operaciones de red de cerco.

La combinación de alta mortalidad por pesca, baja biomasa de la población y sobrecapacidad de la flota aumentan el riesgo de que tanto la población oriental como la occidental continúen disminuyendo. De acuerdo con el SCRS, (2008) la captura potencial de la flota activa en el Atlántico oriental y el Mediterráneo (ca. 73 000 toneladas) es al menos 3 veces mayor que el nivel requerido para pescar a un nivel consistente con el objetivo de la Convención. Además, la capacidad estimada de las granjas atuneras en el Mediterráneo representan tanto como el doble de la TAC acordada para 2008 (SCRS, 2008).

Capturas ilegales sustanciales, superiores a los niveles de captura recomendados por la CICAA, aumentaron la mortalidad por pesca por encima de los niveles sostenibles. Además, la captura de atún rojo para suplir las actividades de las granjas atuneras en el Mediterráneo ha exacerbado la presión de pesca en años recientes, particularmente para las clases de edad de los adultos mayores.

El alto valor de la carne de atún rojo del Atlántico en los mercados internacionales, particularmente en el mercado de sashimi en Japón, constituye otro factor de riesgo para que se mantenga la gran presión

de pesca sobre la población. Los productos de atún rojo son transportados fácil y rápidamente gracias a la tecnología actual que facilita su movimiento en el comercio.

Entre los factores que mitigan el riesgo, en 2009 ha habido mejoras importantes en el enfoque de ordenación de la población oriental por parte de la CICAA, donde la TAC para 2010 fue reducida a 13 500 t (el rendimiento sostenible de corto plazo en  $F_{max}$  fue estimado por el SCRS de la CICAA en 15 000 t), un compromiso para vincular futuras TAC con la asesoría del SCRS, y un plan de recuperación basado en proyecciones de alcanzar  $B_{MSY}$  en 2023 con 60% de probabilidad (asumiendo una aplicación perfecta). El informe de 2009 del SCRS de la CICAA comenta además que las diferencias apreciables entre las capturas reportadas y estimadas señaladas para 2007 han disminuido considerablemente en 2008, lo que podría estar reflejando una mejor aplicación de los reglamentos y mecanismos de control en el Mediterráneo.

La población ha estado bajo un plan de regeneración desde 1998. Esto representa una importante medida de mitigación. Sin embargo, evaluaciones recientes indican que la población no se está regenerando tan rápido como se había proyectado inicialmente bajo el plan. Como respuesta, la CICAA adoptó planes de extracción en 2008 que incluían una probabilidad más alta de alcanzar el objetivo de regeneración (que implican rendimientos futuros más bajos).

### **Consideraciones comerciales**

Las capturas de atún rojo suplen tanto los mercados domésticos como internacionales, y la mayoría se exporta a Japón donde atrae altos precios. Los tipos principales de productos en el comercio son “pancitas”, pescado eviscerado, filetes, lomos y pescado eviscerado sin agallas.

De acuerdo con la propuesta, el gran mercado japonés ha sido responsable de la creciente actividad de engorde en granjas en el Mediterráneo en años recientes. Los mercados domésticos en la UE involucran las principales naciones pesqueras, incluidas España, Francia e Italia. Sin embargo, es probable que las estadísticas del volumen comercializado a nivel doméstico estén subestimadas (propuesta). De acuerdo con datos de Eurostat sobre exportaciones de atún rojo del Atlántico de la población oriental (datos reportados en la propuesta), cerca del 77% del total de atún rojo procesado en 2007 fue exportado a países fuera de la UE, mientras que el 49% del atún rojo vivo fue comercializado internamente dentro de la UE.

En el Mediterráneo la mayoría de las capturas se llevan a cabo empleando redes de cerco y la captura se transfiere viva a las granjas de engorde de atún. Esta transferencia de atunes vivos también podría ser considerada comercio internacional, ya que los barcos no necesariamente pertenecen a los mismos países en los cuales se ubican las granjas. Se considera que el nivel de capturas ilegales en el comercio es sustancial. Según la información presentada en la propuesta, Japón informó a la CICAA la importación de 32 356 toneladas de atún rojo del Atlántico procesado en 2007, mientras que la cuota legal para el mismo año fue de 29 500 toneladas. Las capturas totales estimadas (incluidas fuentes de pesca ilegal, no declarada y no regulada) para el mismo año fue de alrededor de 61 000 toneladas (SCRS, 2008).

No se reporta información de la propuesta acerca de la importancia del comercio internacional para la población occidental. La información disponible al Cuadro especial de expertos sugiere la existencia de algunas variaciones en el nivel de consumo doméstico en Canadá y Estados Unidos, pero la mayoría de los ingresos derivan de las capturas comercializadas internacionalmente.

### **Aspectos de Aplicación**

#### ***Introducción procedente del mar***

De conformidad con la Convención CITES, los especímenes capturados en aguas internacionales (fuera de la jurisdicción de algún Estado) y transportados a la jurisdicción de un Estado, son considerados como parte de un proceso análogo al comercio internacional.

En vista de que bajo la inclusión en el Apéndice I el comercio internacional solamente se permite en circunstancias excepcionales, no se espera que la introducción procedente del mar sea un problema grande si se acepta la inclusión del atún rojo del Atlántico en el Apéndice I. No se permitiría la captura comercial de atún rojo del Atlántico en alta mar, sea para uso directo o para suplir las granjas de engorde. Cualquier atún rojo del Atlántico introducido procedente del mar para fines no comerciales requeriría un certificado del Estado que lo está introduciendo de que la introducción no causaría perjuicio a la sobrevivencia de la especie.

#### ***Dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales***

La inclusión en el Apéndice I coloca restricciones estrictas sobre el comercio internacional. Se requiere tanto un permiso de exportación como uno de importación para cualquier embarque y se debe cumplir con varias condiciones antes de hacer cualquier embarque. La condición principal para los permisos es que los embarques no sean, principalmente, para fines comerciales, lo que implicaría que los embarques no sólo serían raros sino también para fines científicos o de exhibición. Una vez cumplido este requisito, es necesario presentar un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales para la especie y un dictamen de que el espécimen fue obtenido legalmente como parte del proceso para obtener el permiso.

El fundamento para el dictamen de que no habrá efectos perjudiciales para el atún rojo del Atlántico debería ser bastante simple considerando que la especie es evaluada regularmente por el SCRS de la CICAA. La evaluación realizada por el SCRS conduce a recomendaciones sobre los niveles óptimos de captura para alcanzar los objetivos de ordenación y los puntos de referencia deseados, los cuales podrían ser traducidos fácilmente en dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales.

#### ***Dictamen de que los especímenes fueron obtenidos legalmente***

La gestión del atún rojo del Atlántico es competencia de la CICAA. En su reunión anual, la CICAA adopta una legislación específica, con medidas de ordenación que son vinculantes para sus 48 Partes contratantes. Todas las naciones que pescan, o tienen granjas de atún rojo, son Partes contratantes de la CICAA y por lo tanto están obligadas a cumplir con su legislación. Las medidas de ordenación elaboradas por la CICAA también son adoptadas por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo) y por los países miembros de la Unión Europea. Por lo tanto, el fundamento para determinar si las exportaciones de atún rojo proceden de capturas legales está bien establecido. Sin embargo, el cumplimiento con las reglas ha sido problemático, en particular en el Atlántico oriental y el Mediterráneo, donde los niveles de capturas no reportadas han sido altos.

#### ***Identificación de los productos en el comercio y aspectos de « semejanza »***

La identificación de atún rojo del Atlántico procesado (por ej. lomos y pancitas) y la diferenciación de otras especies de atún rojo (atún rojo del Pacífico y del Sur) y algunos atunes tropicales (aleta amarilla (rabil) y patudo) podría crear dificultades para los oficiales de aduanas. Morfológicamente, las tres especies de atún rojo son muy similares y una vez procesadas podría ser muy difícil distinguir entre estas especies o el rabil y el patudo. El uso de técnicas genéticas es una solución para la identificación precisa de especímenes o productos en el comercio. Sin embargo, el costo de estas técnicas podría ser un problema para algunos países.

La Convención permite la inclusión de especies por razones de “semejanza” cuando los oficiales de aplicación que encuentran especímenes de especies incluidas en la CITES no pueden distinguir entre éstas y especies cercanamente relacionadas no incluidas. Si el comercio de subproductos se lleva a cabo bajo el pretexto de que es una especie relacionada no incluida estuviera menoscabando la eficacia de la conservación del atún rojo, y herramientas tales como guías de identificación y pruebas de ADN no fueran adecuadas para controlar el comercio ilegal, podría existir un fundamento para incluir otras especies de atún con base en que sus productos se asemejan a los del atún rojo del Atlántico en el comercio.

#### ***Vigilancia del estado futuro de la población***

El proponente argumentó que la propuesta de inclusión incluía disposiciones para reducir la inclusión al Apéndice II, si mejoraba el estado. Se debe hacer notar que la aplicación de la inclusión en el

Apéndice I tendría impacto sobre muchos de los índices y la captura asociada de talla/edad en las diversas pesquerías de atún rojo, con impactos desconocidos sobre la capacidad de vigilar las tendencias de la población.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES para la conservación de la especie**

El impacto de la inclusión en el Apéndice I de la CITES sobre el estado de la especie depende de varios factores incluido el grado hasta el cual el comercio (versus la explotación para utilización nacional) está impulsando la explotación; la importancia relativa de la captura dirigida para el comercio y de otras fuentes de mortalidad incluyendo la captura incidental; y los efectos reales de la inclusión.

La inclusión en el Apéndice I eliminaría esencialmente el comercio internacional legal de productos de atún rojo del Atlántico. Actualmente, una gran proporción de las capturas de la población oriental suple, sea directamente o por medio de actividades de engorde en granjas, al mercado japonés. Se espera que sin demanda internacional de productos de atún rojo, la captura se llevaría a cabo únicamente para suplir los mercados domésticos de la UE. Con una menor demanda, sería probable que los niveles de captura sean consistentes con o más bajos que las TAC recomendadas para permitir la recuperación de la población.

Es importante hacer notar, sin embargo, que una parte sustancial de las capturas en el Atlántico oriental y el Mediterráneo ocurre en aguas internacionales, y cuando estas capturas son introducidas procedentes del mar, también serían consideradas comercio internacional y por lo tanto no serían permitidas por la inclusión en el Apéndice I. Como resultado, es muy probable que la captura legal de la población oriental de atún rojo del Atlántico se reduzca, sustancialmente, para beneficio de la conservación de la especie.

No es claro si la inclusión beneficiaría a la población occidental. No existe información comercial relacionada con la población occidental de atún rojo del Atlántico en la propuesta, pero la mayoría, si no todo el producto capturado en Canadá sería exportado. Las capturas de EE.UU. podrían suplir principalmente al mercado doméstico norteamericano. La población occidental además ya está bajo un plan de regeneración con TAC reducidas. Con la inclusión, la proporción de capturas en alta mar sería eliminada, beneficiando así la regeneración de la población. Considerando la hipótesis de que las poblaciones oriental y occidental se están mezclando, la reducción en la presión sobre la población oriental también beneficiaría a la población occidental y *vice versa*.

La pesca ilegal constituye una importante amenaza a la efectividad de la inclusión. Como se dijo anteriormente, el nivel reciente de capturas ilegales en el comercio fue sustancial (el volumen estimado comercializado ilegalmente en 2007 fue más alto que la TAC para la población oriental de atún rojo del Atlántico en el mismo año). Se espera que una inclusión en la CITES aportaría algunas herramientas para combatir el comercio ilegal. La aplicación, por parte de los oficiales de aduanas, se vería facilitada porque cualquier espécimen o producto en el comercio probablemente sería ilegal. La identificación de los productos en el comercio podría ser asistida por pruebas de ADN.

La mortalidad causada por captura incidental en otras pesquerías no parece ser una preocupación para la población oriental pero podría ser importante para la población occidental debido a que sí existe captura incidental en otras pesquerías del Golfo de México.

### **Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos**

- Block, B.A., S. L. H. Teo, A. Wall, A. Boustany, M. J. W. Stokesbury, C. J. Farwell, K. C. Weng, H. Dewar, y T. D. Williams. 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature* 434: 1121-1127.
- Boustany, AM, Reeb, CA, Block, BA. 2008. Mitochondrial DNA and electronic tracking reveal population structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Marine Biology*. DOI 10.1007/s00227-008-1058-0  
tagagiant.org/media/Boustany%20et%20al\_Marine%20Biol\_genetics.pdf.

- Fromentin, J.M. 2006. Chapter 2.1.5 : Atlantic Bluefin. In: ICCAT Field Manual [www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2\\_1\\_5\\_BFT\\_ENG.pdf](http://www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2_1_5_BFT_ENG.pdf)
- Fromentin, J. M. 2008. Le thon rouge, une espèce surexploitée. Ifremer, Paris [www.ifremer.fr/institut/content/download/35340/290161/file/08\\_10\\_20\\_DP%20thon%20rouge.pdf](http://www.ifremer.fr/institut/content/download/35340/290161/file/08_10_20_DP%20thon%20rouge.pdf).
- MacKenzie, B.R., H. Mosegaard y A. A. Rosenberg, AA. 2009. Impending collapse of bluefin tuna in the northeast Atlantic and Mediterranean. *Conservation Letters* 2:25-34
- McAllister, M.K. y T. Carruthers 2007. Stock assessment and projections for Western Atlantic bluefin tuna using a BSP and other SRA methodology. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 62(4): 1206-1270.
- Nichy, F. y H. Berry. 1975. Age determination in Atlantic bluefin tuna. *Col.Vol.Sci.Pap. ICCAT*, 5 (2): 302-306.
- Ravier, C. y J. M. Fromentin. 2001. Longterm fluctuations in the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna populations. *ICES Journal of Marine Science* 58: 1299-1317.
- Ravier, C. y J-M. Fromentin, J.M. 2004. Are the long-term fluctuations in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) population related to environmental changes. *Fisheries Oceanography*, 13(3):145-160.
- Restrepo, V.R., E. Rodríguez-Marín, J.L. Cort, C. Rodríguez-Cabello. 2007. Are the growth curves currently used for Atlantic bluefin tuna statistically different? *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(3): 1014-1026.
- Riccioni, G., G. Ferrara, M. Landi, M. Sella, C. Piccinetti, G. Barbujani, G y F. Tinti. 2009. Spatio-temporal genetic patterns in Mediterranean bluefin tuna: population structuring and retention of genetic diversity. *ICCAT SCRS/2009/186*.
- SCRS. 2008. Report of the 2008 Atlantic bluefin tuna stock assessment session. Madrid, 23 de junio a 4 de julio de 2008. [www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2008\\_BFT\\_STOCK\\_ASSESS\\_REP.pdf](http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2008_BFT_STOCK_ASSESS_REP.pdf).
- SCRS. 2009. Extension of the 2009 SCRS Meeting to Consider the Status of Atlantic Bluefin Tuna Populations with Respect to CITES Biological Listing Criteria. Madrid, 21-23 de octubre de 2009. Doc. No. PA2-604 / 2009.
- Taylor, N., M. McAllister, G. Lawson, y B. Block, B. 2009. Review and refinement of the multistock age-structured assessment tag integrated model for Atlantic bluefin tuna. *SCRS/2009/182*.

### CUADROS Y FIGURAS

**Cuadro 1.** Información para evaluar el nivel de productividad del atún rojo del Atlántico. A menos que se indique lo contrario, la información es de la propuesta. Los niveles de productividad se refieren a las directrices de la FAO (2001).

<b>Parámetro</b>	<b>Información</b>	<b>Productividad</b>	<b>Fuente</b>
Tasa intrínseca de aumento	0,03 – 0,06	Baja	Propuesta; McAllister y Carruthers, (2007)
Mortalidad natural	Población oriental: 0,18 (media de todas las clases de edad), 0,16 (media de clases de edad sexualmente maduras).	Baja	Propuesta; SCRS, (2008); Propuesta, SCRS, (2008)
	Población occidental: 0,14 (todas edades)	Baja	
Edad de madurez	Población oriental: 4 – 6 años	Media	Propuesta; Fromentin, (2006); SCRS, (2008)
	Población occidental: 8 – 12 años	Baja	
Edad máxima	27 años	Baja	Propuesta; Nichy y Berry (1975); SCRS, (2008); SCRS, ( 2008)
	Población oriental: > 20 años	Baja?	
	Población occidental: 32 años	Baja	
K	0,003 – 0,120	Baja	Propuesta; Restrepo <i>et al.</i> , (2007); SCRS, (2008); SCRS, (2008)
	Población oriental: 0,079	Baja	
	Población occidental: 0,093	Baja	
Tiempo de generación	11 – 17 años (6 a 9 generaciones por 100 año)	Baja	Propuesta

**Cuadro 2.** Cálculo de probabilidades de que la biomasa de la población reproductora de la población occidental sea inferior que los umbrales de disminución (A) y proyecciones que sea inferior a los umbrales de disminución en 10 años (B). Fuente: SCRS, 2009.

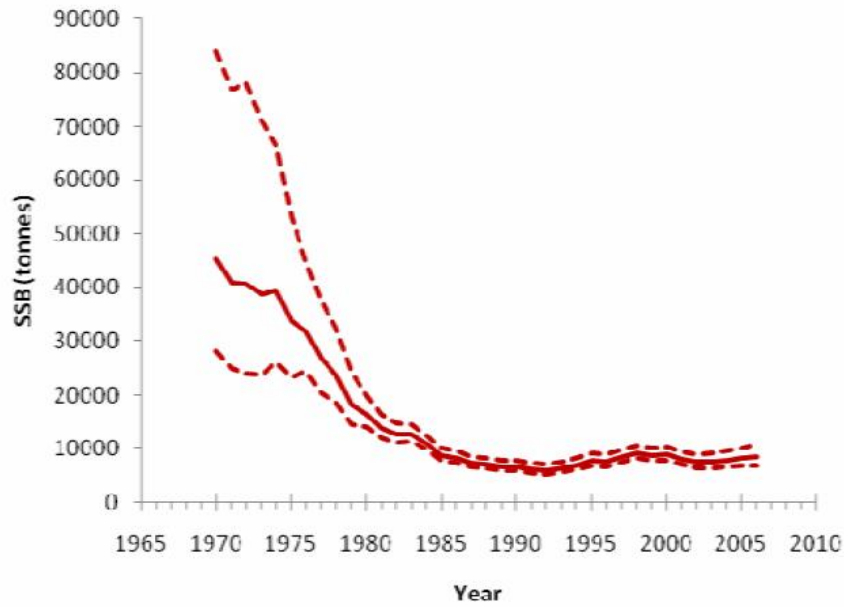
A)

Escenario de reclutamiento	Probabilidad de que SSB2009 sea inferior a umbral de disminución histórica		
	<i>&lt;10% SSBmax</i>	<i>&lt;15% SSBmax</i>	<i>&lt;20% SSBmax</i>
Bajo	0,088	0,298	0,542
Alto	0,088	0,300	0,542
	<i>&lt;10% SSB0</i>	<i>&lt;15% SSB0</i>	<i>&lt;20% SSB0</i>
Bajo	0,302	0,926	0,996
Alto	0,996	1,000	1,000

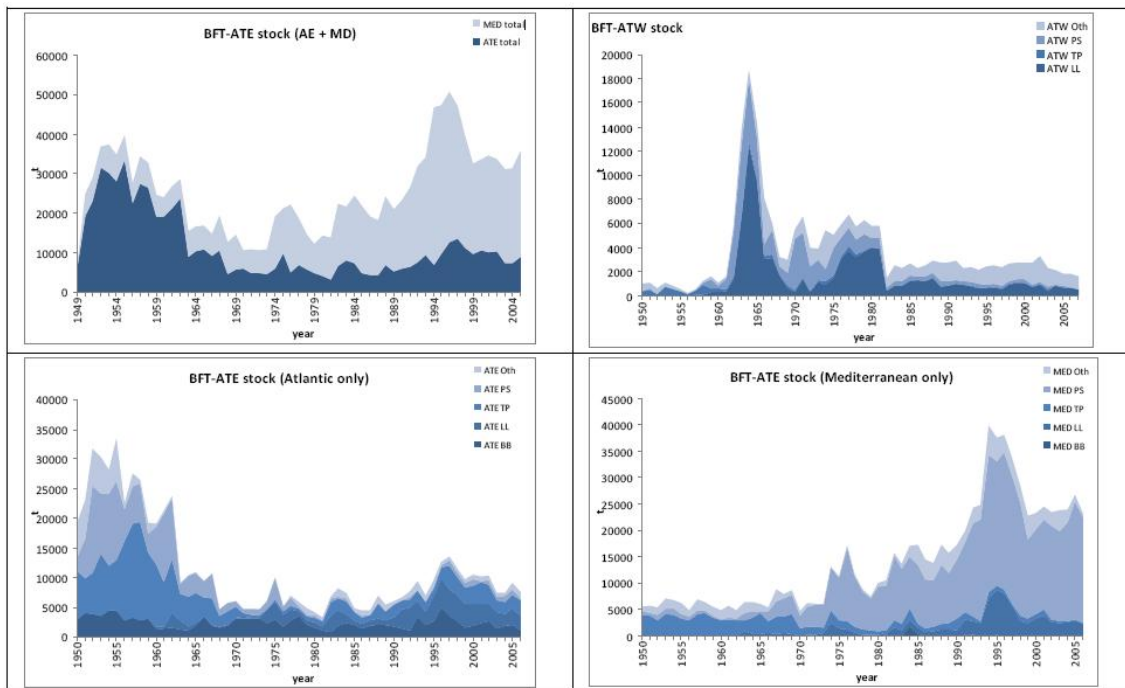
B)

CTP	Escenario de reclutamiento	Probabilidad de que SSB2009 será inferior a umbral de disminución histórica		
		<i>&lt;10% SSBmax</i>	<i>&lt;15% SSBmax</i>	<i>&lt;20% SSBmax</i>
Rec [08-04]		<i>&lt;10% SSBmax</i>	<i>&lt;15% SSBmax</i>	<i>&lt;20% SSBmax</i>
	Bajo	0,004	0,016	0,056
	Alto	0,012	0,038	0,090
0 t				
	Bajo	0,000	0,000	0,000
	Alto	0,000	0,000	0,000
Rec [08-04]		<i>&lt;10% SSB0</i>	<i>&lt;15% SSB0</i>	<i>&lt;20% SSB0</i>
	Bajo	0,006	0,036	0,152
	Alto	0,544	0,848	0,952
0 t				
	Bajo	0,000	0,000	0,000
	Alto	0,096	0,298	0,626

## Spawning Stock Biomass

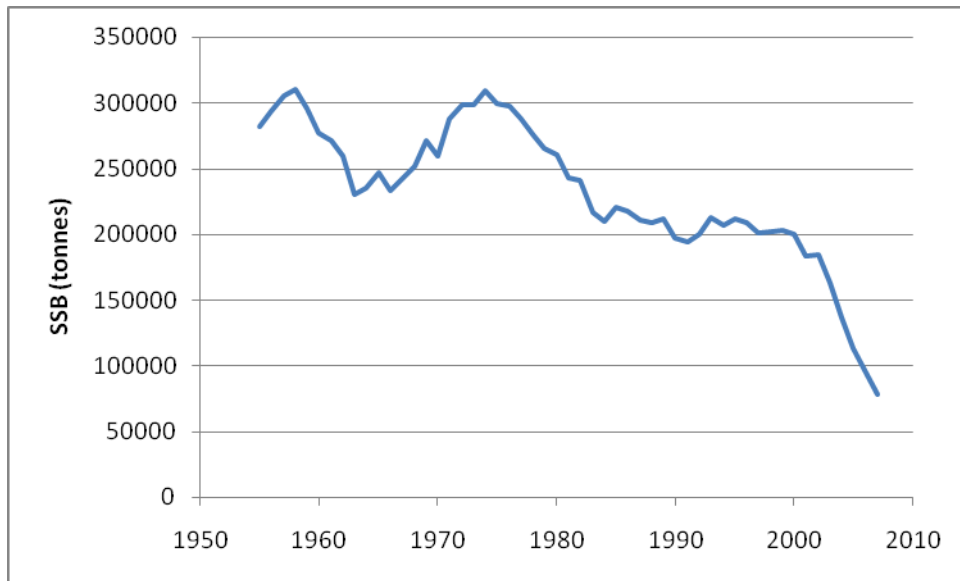


**Figura 1.** Estimaciones medianas anuales de la biomasa reproductora de la población occidental. Las líneas punteadas indican intervalo de confianza del 80%. Fuente: SCRS, 2008.

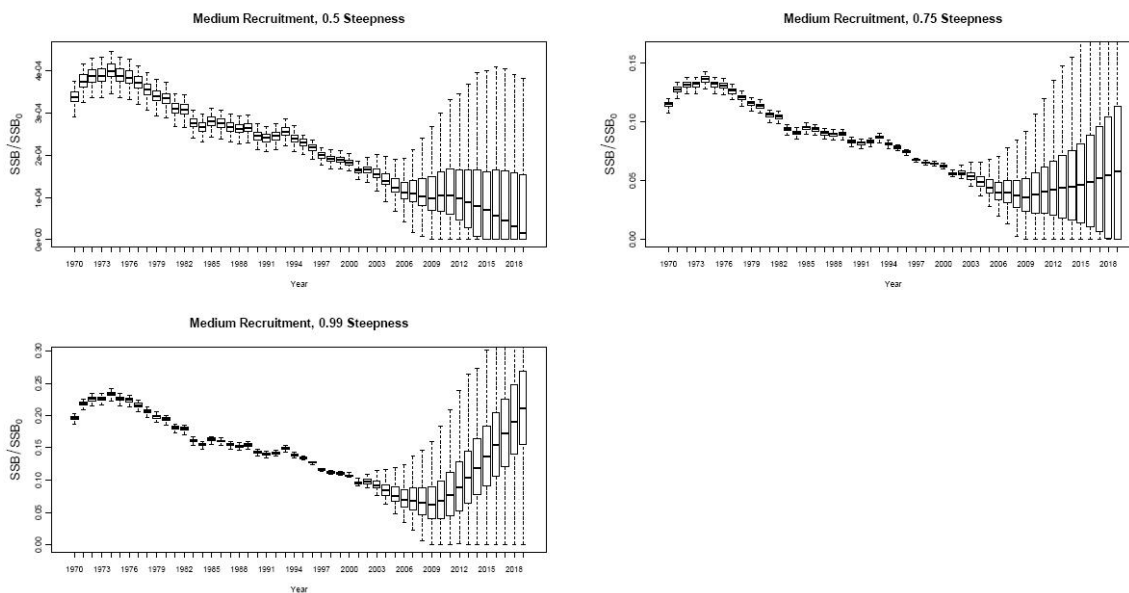


**Figura 2.** Capturas anuales reportadas de atún rojo por área y por arte. BFT-ATE: Población oriental; BFT-ATW: Población occidental. TP: almadraba; PS: red de cerco; LL: palangre; BB: barco de carnada. Fuente: SCRS, 2008.





**Figura 3.** Estimación de biomasa reproductora de la población oriental (resultados de corrida 14; SCRS, 2008).



**Figura 4.** Tendencias de biomasa reproductora para la población oriental relativa al nivel de referencia de biomasa estimado usando diferentes supuestos (nótese que la escala del eje Y difiere entre los diferentes cuadros). El nivel de referencia es  $SSB_0$  estimado con valores supuestos de pendiente de 0,5, 0,75 y 0,99, y usando todas las observaciones SSB-R. Las cajas contienen el 50% central de las observaciones y los bigotes 95%. Fuente: SCRS, 2009.



## APENDICE J

### Informe de evaluación del Cuadro especial de expertos de la FAO: Familia Coralliidae

#### CoP15 Propuesta 21

**ESPECIE:** Todas las especies de la familia Coralliidae.

**PROPUESTA:** Inclusión de todas las especies de la familia Coralliidae en el Apéndice II de la CITES con arreglo a los párrafos 2 a) y 2 b) del Artículo II.

**Base para la propuesta:** De conformidad con la propuesta siete especies de Coralliidae (*C. rubrum*, *C. secundum*, *C. lauuense* (*C. regale*), *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, y *Corallium* sp.nov) califican para inclusión en el Apéndice II con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II de la Convención. Estas especies son recolectadas intensamente para suplir la demanda internacional de joyería y otros productos y poseen características de ciclo biológico que las hacen vulnerables a la sobreexplotación. Por lo tanto, es preciso reglamentar el comercio de estas especies para “garantizar que la captura de especímenes del medio silvestre no reducen las poblaciones silvestres a niveles en que su supervivencia podría verse amenazada por la continua captura u otros factores” (Anexo 2 a)), Criterio B). Las otras 24 especies de Coralliidae califican para inclusión en el Apéndice II de conformidad con el párrafo 2 b) del Artículo II de la Convención, ya que se asemejan a las siete especies propuestas bajo el párrafo 2 a) del Artículo II. Su inclusión se justifica entonces para evitar problemas de aplicación causados por dificultades de identificación de especímenes o productos de las especies incluidas por parte de los oficiales aduaneros.

#### RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

El Cuadro especial de expertos de la FAO llegó a la conclusión de que la evidencia disponible no apoya la propuesta de inclusión de todas las especies de la familia Coralliidae (*Corallium* spp. y *Paracorallium* spp.) en el Apéndice II de la CITES.

El Cuadro especial de expertos consideró que las poblaciones que representan una proporción grande de la abundancia de las siete especies propuestas para inclusión con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II (*Corallium rubrum*, *C. japonicum*, *C. secundum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, *Corallium* sp. nov., *C. lauuense* (*C. regale*)) a nivel mundial no cumplen con los criterios de disminución del Apéndice II.

El Cuadro especial de expertos consideró que *Corallium rubrum* es una especie de productividad baja. Se conoce poco acerca de las características de la historia de vida de las otras 6 especies bajo consideración pero es altamente probable que también sean especies de baja productividad.

La propuesta depende, en gran medida, de estadísticas de captura para apoyar la inclusión de las siete especies con arreglo al criterio de disminución del Apéndice II. El Cuadro especial de expertos consideró que estos datos no eran muy fiables, ya que los desembarques son influenciados por factores económicos (tales como precio del coral, precio del pescado, precio del combustible), prácticas de ordenación (tales como límites de talla, vedas de área), diferencias en cobertura espacial, mezcla de peso del coral vivo y muerto (Japón dirige esfuerzo al coral muerto en algunas pesquerías), diferencias en métodos de recolección (buceo, sumergibles, dragado), y otros factores. Sin embargo, estos datos pueden ser útiles para observar los ciclos extremos de “éxito y fracaso” característicos de esta pesquería cuando se descubren nuevos lechos.

El Cuadro especial de expertos observó que algunas áreas de captura en el Mediterráneo muestran una extensión de disminución histórica en algunas métricas (tendencias en el número de pólipos por colonia y fecundidad de la población) conmensuradas con las directrices del Anexo 5 sobre la extensión de la disminución para especies de productividad baja. Se observó una disminución a una

extensión menor en las capturas, el tamaño máximo de las colonias, la altura media y la proporción de colonias más antiguas por población. Ha existido una clara sobreexplotación de los lechos en aguas someras, lo que ha causado un cambio en la recolección hacia colonias de aguas más profundas. En algunas áreas del Mediterráneo (por ejemplo la Costa Brava), sólo el 9% de las colonias están sexualmente maduras. Sin embargo, en otras áreas (por ejemplo Cerdeña) el reclutamiento parece sólido.

En el Pacífico, incluido Hawaii, Japón, Taiwán, Provincia de China, y en aguas internacionales, no existe evidencia que muestre una magnitud de disminución que se ajuste a los criterios para inclusión en el Apéndice II. En Hawaii, la captura de la familia Coralliidae se encuentra bajo un régimen de gestión y ha habido un aumento en la densidad de la población desde 1971. En Japón, sólo tres de las veintiocho áreas conocidas de lechos de coral han sido asignadas para recolección. Se ha hecho poco análisis cuantitativo de la dinámica de población en Japón o Taiwán, Provincia de China. En Filipinas todas las áreas con lechos de coral están cerradas a la recolección (al menos 11) y nunca han sido explotadas. Los montes marinos del Pacífico han sido sobreexplotados y las capturas exhiben dinámicas clave de éxito y fracaso. Actualmente no existen pesquerías sobre montes marinos en aguas internacionales. El Cuadro especial de expertos llegó a la conclusión de que las pesquerías recientes (últimos 20 años) en el Pacífico parecen ser de pequeña escala y con ordenación. El Cuadro especial de expertos señaló que de las siete especies propuestas para inclusión bajo el criterio de disminución del Apéndice II, no se presentan datos para *C. lauense* (*C. regale*) para apoyar su inclusión. *C. lauense* es descrita por Baco y Hank, (2005) como uno de los octocorales de aguas profundas más comunes en los montes marinos y las islas del archipiélago de Hawaii.

Los datos de todas las áreas indican que pesquerías no controladas han diezmando los lechos de coral en el pasado. Algunas poblaciones dependen de refugios en áreas inasequibles que podrían abrirse a las pesquerías a través de nueva tecnología (ROV, buceo con mezcla de gases, etc.). Estos corales explotados de larga vida requieren gestión local efectiva para prevenir la recolección no sostenible y esto no está ocurriendo en toda el área geográfica de distribución. La recuperación de estas especies de baja productividad podría tardar varias décadas. Existe el riesgo de que nuevas actividades pesqueras se inicien en aguas internacionales, lo que llevaría a la sobreexplotación del coral en los montes marinos.

El Cuadro especial de expertos consideró la dificultad de identificar los productos en el comercio y la sustancial carga administrativa de emitir documentos comerciales de conformidad con la CITES y de registrar un número grande de especímenes en el comercio como los principales problemas que afectarían la aplicación efectiva de la reglamentación de la CITES para estas especies. Se reconoció el esfuerzo de las partes proponentes para tratar estos temas.

El Cuadro especial de expertos consideró que, a pesar de la falta de estadísticas fiables, parece probable que una fracción sustancial de la producción de *Corallium* spp. y *Paracorallium* spp. se encuentre en el comercio internacional y que el comercio internacional es un factor importante que promueve la recolección de estas especies.

En las deliberaciones del Cuadro especial de expertos en 2007, el Cuadro especial de expertos llegó a la conclusión de que el género *Corallium* no se ajustaba a los criterios de disminución biológica para inclusión en el Apéndice II de la CITES. La información adicional disponible al actual Cuadro especial de expertos incluía la consideración del número de pólipos y el cambio en la profundidad de recolección en el Mediterráneo. La propuesta actual además aumentó la solicitud a la inclusión de la familia Coralliidae. La información adicional y el alcance de la propuesta no llevaron al Cuadro especial de expertos a cambiar su conclusión anterior con respecto al género *Corallium*.

## **OBSERVACIONES DEL CUADRO ESPECIAL DE EXPERTOS**

### ***Parámetros biológicos***

#### ***Población evaluada***

La propuesta es incluir todas las especies de la familia Coralliidae en el Apéndice II de la CITES,

incluidas 24 especies del género *Corallium* y 7 especies del género *Paracorallium*. La familia Coralliidae (Octocorallia) tiene una amplia distribución que se extiende por todo el mundo en los océanos tropicales, subtropicales y templados, incluido el Mar Mediterráneo y los océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Fig. 1). Se encuentran en aguas someras submareales hasta profundidades de 1500 m.

*Corallium rubrum* es endémico al Mar Mediterráneo (principalmente la cuenca central y occidental) con poblaciones más pequeñas en el Atlántico oriental cerca de la costa de Marruecos. Las otras seis especies propuestas para inclusión con arreglo al párrafo 2 a) del Artículo II se encuentran en el Pacífico. *P. japonicum*, *C. elatius*, y *C. konojoi* se encuentran en Japón, Taiwán Provincia de China, Filipinas, Vietnam, Indonesia, Palau y Vanuatu y son las de mayor valor comercial de las especies del Pacífico. *C. secundum* y *Corallium* sp. nov. se encuentran en Hawaii y en los montes marinos del Pacífico en aguas internacionales (por ej. Emperador). *C. lauuense* hasta la fecha sólo ha sido identificada en Hawaii. Todas son o han sido explotadas comercialmente con la posible excepción de *C. lauuense*. Esta especie no aparece en los datos de captura pero sí aparece en los documentos comerciales.

### ***Nivel de productividad***

Las características del ciclo de vida de *C. rubrum* han sido muy bien estudiadas y se asocian con una productividad baja. Tiene una expectativa de vida larga, tasa de crecimiento lento, dispersión larval limitada, carece de reproducción asexual por fragmentación (a diferencia de la mayoría de otros corales), oogénesis prolongada (~12 meses) y bajo número de oocitos por pólipo (2-3). A pesar de la edad relativamente temprana de primera reproducción (año 2-10) (Torrents *et al.*, 2005), sólo un tercio de la población se reproduce por año. Se conoce poco sobre las características de historia de vida de las otras seis especies bajo consideración. Se sabe que *C. secundum* se reproduce a la edad de entre 12 y 13 años y se considera que es una reproductora de gran dispersión (Grigg, 1993).

La información biológica disponible sugiere que las especies de la familia se ajustarían a la categoría de baja productividad (Cuadros 1, 2). Esto difiere de las consideraciones de la FAO, (2007) que la consideró baja-media. El Cuadro especial de expertos consideró que la extremadamente baja producción de huevos por pólipo de *C. rubrum* es importante. La interacción entre el tamaño y la fecundidad es de particular importancia para las colonias más pequeñas y jóvenes de esta especie. Existe poca información sobre las otras especies pero se sabe que, al menos una de ellas, tiene una edad más tardía de primera reproducción.

### **Estado y tendencias de la población**

Al considerar los criterios de la CITES, el Cuadro especial de expertos aclaró que una colonia de coral es equivalente a un individuo, que el tamaño de la colonia es un indicador importante del potencial reproductivo y que las colonias se encuentran en lechos que a su vez se encuentran en “áreas” más grandes. El crecimiento del coral es tridimensional y la unidad reproductiva es el pólipo; éstos son perturbados a lo largo de las ramas (Fig. 2). Por lo tanto, la altura es una medida lineal de una métrica tridimensional. Entonces, el potencial reproductivo aumenta exponencialmente con el tamaño de la colonia.

### ***Población pequeña***

Se desconoce el número total de colonias de todas las especies en la familia Coralliidae. El número de colonias en tres de los lechos más grandes de Coralliidae cerca de Hawaii (EE.UU.) fue de 120 000 (Makapu'u), 7 000 (Keahole Point) y 2 500 (Cross Seamount) (Grigg, 2002), para un total de 129 500 colonias. La propuesta reporta estimaciones de la densidad de colonias en diferentes partes del área de distribución de las especies, pero no reporta el número real de colonias.

### ***Distribución limitada***

La propuesta no contiene estimaciones del área de distribución. La familia Coralliidae (Octocorallia) tiene una amplia distribución que se extiende alrededor del mundo en los océanos tropicales, subtropicales y templados, incluido el Mar Mediterráneo y los océanos Atlántico, Índico y Pacífico

(Fig. 1). El Cuadro especial de expertos determinó que en Japón existen 28 áreas conocidas con lechos de coral y en Filipinas se han documentado al menos 11 áreas con lechos de coral. En Hawaii, Coralliidae está distribuida por todo el archipiélago hawaiano. En el Mediterráneo, *C. rubrum* es más común en la cuencas central y occidental.

### **Disminución**

Aunque se aportan estimaciones de densidad para algunas áreas, la propuesta no presenta tendencias en el tiempo de las densidades (que podrían ser útiles como índices de abundancia) para evaluar la disminución en la abundancia de la población.

Censos realizados en el lecho de Makapu'u cerca de Oahu, Hawaii (la población de *Corallium* más grande conocida en el Pacífico de Estados Unidos (Bruckner y Roberts, 2009), estimaron que la densidad de *C. secundum* aumentó de 0,02 colonias m<sup>-2</sup> en 1971 a 0,022 colonias m<sup>-2</sup> en 1983/1985 a 0,3 colonias m<sup>-2</sup> en 2001 (Grigg, 2002). La recuperación de la población desde la recolección en el década de 1970 también fue demostrada por el aumento en la frecuencia de clases de edad más antiguas en 2001 comparadas con 1971, 1983 y 1985 (Fig. 3).

La propuesta depende fuertemente de estadísticas de captura como representación de la disminución para apoyar la inclusión de las 7 especies con ajuste al criterio de disminución. El Cuadro especial de expertos consideró que estos datos no son muy fiables, ya que los desembarques son influenciados por factores económicos (tales como precio del coral, precio del pescado, precio del combustible), prácticas de ordenación (tales como límites de talla, vedas de área), diferencias en cobertura espacial, mezcla de peso de coral vivo y muerto (Japón dirige esfuerzo al coral muerto en algunas pesquerías), diferencias en métodos de recolección (buceo, sumergibles, dragado), y otros factores. Sin embargo, estos datos pueden ser útiles para observar los ciclos extremos de “éxito y fracaso” característicos de esta pesquería cuando se descubren nuevos lechos.

En el Pacífico, estos datos agrupados de captura incorporan la dinámica de dos diferentes tipos de extracción. Uno es la explotación de montes marinos recién descubiertos y el segundo consiste en pesquerías regionales que están empezando a ser sometidas a ordenación y por lo tanto restringiendo la captura y evitando la sobrecosección. Grigg, (1984) resaltó la interacción del precio y la captura de *Corallium* en el Pacífico. Como se dijo anteriormente, estos factores influenciarán cualquier interpretación detallada de los datos y cifras de la captura del Pacífico.

En general, las estadísticas de captura regional agrupadas son la única información disponible en la propuesta para describir las disminuciones históricas en las diversas áreas de distribución de Coralliidae (Cuadro 3). La recolección total de *Corallium* en los montes marinos de Emperador, en el Pacífico occidental, por parte de Japón y Taiwán Provincia de China disminuyó a pequeñas fracciones de sus valores máximos entre 1979-81 y 1989-91 – 4% y 1% respectivamente (Cuadro 2 de propuesta). Las capturas totales reportadas de Coralliidae en el Pacífico disminuyeron a cerca del 3% del pico histórico de 350 toneladas entre 1984-86 y 2004-07 (Fig. 4).

En el Mediterráneo los desembarques reportados de *C. rubrum* tienen problemas similares relacionados con los datos que describen para el Pacífico (por ejemplo, se explotaron nuevas áreas en Argelia y Marruecos durante este período), además de la eliminación gradual del dragado y el cambio de la recolección por buceo hacia aguas más profundas, que serían factores importantes.

*C. rubrum* disminuyó a aproximadamente el 40% del máximo histórico de 88 toneladas entre 1978-80 y 2004-07 (Fig. 4). Como indicaron Santangelo *et al.*, (2009) las cifras de captura para el Mediterráneo probablemente estén subestimadas debido a que son reportadas por mayoristas de coral, al tiempo que se sabe que la captura y el comercio ilegal son comunes.

También fueron usadas tendencias en las capturas como indicador de la disminución en la abundancia de la población cuando se propuso la inclusión del género *Corallium* en el Apéndice II a la CoP14 de la CITES. Al evaluar esa propuesta de inclusión de *Corallium* en el Apéndice II, la FAO (2007) consideró que es poco probable que los datos de captura por sí solos representen con precisión las tendencias en la abundancia ya que los cambios en la intensidad del esfuerzo cambian los valores de captura. La misma conclusión es válida para la propuesta actual.

## Otros índices

Otros índices examinados por el Cuadro especial de expertos sólo han sido estimados para *C. rubrum* en el Mediterráneo occidental. La propuesta indica que el tamaño de la colonia en una población es un indicador más importante del estado de la población de estos animales coloniales que la abundancia. El Cuadro especial de expertos llegó a la conclusión, sin embargo, que el tamaño de la colonia debería ser considerado además de la abundancia. Esto se justifica, por ejemplo, por el aumento exponencial en la producción larval con el aumento en el tamaño y la complejidad de la colonia (más ramas).

Algunas estimaciones locales del tamaño de las colonias se reportan en la propuesta. En España la altura media de las colonias explotadas, por encima de 60 m de profundidad, disminuyó de 61,8 mm a 27 mm entre 1986 y 2003 (Cuadro 3) (Tsounis *et al.*, 2006). Esto representaría una reducción de al menos 56% en el potencial reproductivo de las colonias (Bruckner y Roberts, 2009 indicaron una pérdida de 80-90% de los módulos reproductivos de una colonia con una disminución en altura de 20-50 cm a 5 cm). En Francia la altura de las colonias disminuyó de un 10% de la altura máxima de los registros históricos (Bruckner, 2009 citado en la propuesta). Para el Pacífico, Grigg, (2002) demostró un aumento en la frecuencia de clases de edades más antiguas en la población de *C. secundum* cerca de Hawaii, lo que también refleja un aumento en el tamaño de la colonia, entre 1971 y 2001 (Fig. 3).

Bruckner y Roberts, (2009) reportaron resultados de censos con cámaras realizados en áreas que anteriormente eran el objetivo de las pesquerías de rastras de coral cerca del monte marino Koko, en aguas internacionales del Pacífico norte. Aunque no se presentan datos de estos censos, la propuesta indica que “de 44 estudios con cámaras realizados durante estos censos, *Corallium* sólo fue identificada en un área”. Los autores indicaron que se está proponiendo el cierre de esta área a las pesquerías de arrastre.

El Cuadro 3 muestra otros índices que fueron calculados con información nueva disponible al Cuadro especial de expertos. El Cuadro especial de expertos observó que algunas áreas de captura en el Mediterráneo muestran una extensión de disminución histórica en algunas métricas (tendencias en el número de pólipos por colonia y fecundidad de la población) conmensuradas con el criterio de disminución para especies de baja productividad contenido en el Anexo 5 de la Resolución Conf 9.24 (Rev. CoP 14). Se observó una disminución a una extensión menor en las capturas, el tamaño máximo de las colonias, la altura media y la proporción de colonias más antiguas por población.

## Evaluación con arreglo a los criterios cuantitativos

### *Población pequeña*

Con respecto al tamaño absoluto de la población, existen estimaciones de densidad de diversas partes del área de distribución de Coralliidae, según establece la propuesta, pero no hay disponibles estimaciones del tamaño total de la población. La familia tiene una distribución amplia y probablemente ocurre en números relativamente grandes alrededor del mundo.

### *Distribución limitada*

La familia tiene una amplia distribución en regiones tropicales, subtropicales y templadas. A pesar de algunas extirpaciones locales, no existe razón para sospechar que ha ocurrido una disminución en el área de distribución y la distribución es relativamente amplia en áreas grandes del océano. Algunas de las siete especies están limitadas geográficamente, como es el caso de *C. rubrum* que es endémica al Mediterráneo.

### *Disminución*

Para la inclusión en la lista del Apéndice II se requiere una evaluación de si una especie está próxima a los niveles del Apéndice I o si es probable que se aproxime a éstos en un futuro cercano. Para una especie de baja productividad, una disminución a menos del 15-20% del nivel de referencia histórico llevaría a la consideración de su inclusión en el Apéndice I. Para aproximarse al umbral del Apéndice

I, valores superiores al 5-10% de éste (es decir, 20-30% del nivel de referencia histórico) ahora o en el futuro cercano, podrían justificar su consideración para el Apéndice II.

Con la excepción de la serie cronológica de densidades estimadas de *C. secundum* en Hawaii (Grigg, 2002), no existen datos disponibles de abundancia para inferir la tendencia de las poblaciones de Coralliidae en otras partes de su área de distribución. El aumento en la frecuencia de clases de edades más antiguas en la población de Hawaii también apoya la consideración de que la población se está recuperando de la explotación de la década de 1970 (Grigg, 2002).

En general, los únicos datos utilizados en la propuesta para inferior disminuciones en las poblaciones de Coralliidae son los cambios en las capturas agrupadas de amplias áreas. Como se dijo anteriormente, la información de capturas no es una medición adecuada de la abundancia de la población ya que también responde a los cambios en la intensidad de pesca. En el Mediterráneo la disminución indicada por la captura ha sido como del 40%, lo que no se ajusta a los niveles del Apéndice II. Sin embargo, las disminuciones en el número de pólipos por colonia de *C. rubrum* en el Mediterráneo occidental califican para el criterio de disminución del Apéndice II. Es poco probable que las disminuciones reportadas de 1 – 4% de las capturas máximas en el Pacífico representen la disminución en la abundancia de la población.

En términos de disminuciones en el tamaño de las colonias, los únicos datos de tendencia reportados en la propuesta son de estudios locales en el Mediterráneo. Es difícil juzgar si estas disminuciones son representativas de toda la población del Mediterráneo o de las poblaciones mundiales. Parecería, por ejemplo, que las colonias en aguas más profundas son más grandes debido a la captura menos intensiva (Rossi *et al.*, 2008).

En resumen, la información disponible no demuestra niveles de disminución mundial de las poblaciones de Coralliidae consistentes con la inclusión en la CITES con arreglo al criterio de disminución.

### **¿Se debieron las tendencias a fluctuaciones naturales?**

No existe evidencia disponible de que las tendencias negativas observadas en la abundancia de la población se deban a fluctuaciones ambientales. Eventos de mortalidad masiva de *C. rubrum* observados desde finales de la década de 1990 han sido vinculados con anomalías de temperaturas elevadas (Garrabou *et al.*, 2001; 2003). Sin embargo, estos eventos no logran explicar las disminuciones a más largo plazo de las capturas, que son consistentes con la extracción.

### **Factores de riesgo y de mitigación**

La historia vital (larga vida, tasa de mortalidad natural baja) y las características ecológicas (subpoblaciones aisladas, potencial de dispersión limitado) de las especies de Coralliidae contribuyen al riesgo de disminución severa. El tamaño pequeño de las colonias y el agotamiento local asociados con la extracción intensiva podría aumentar este riesgo. Las poblaciones sobreexplotadas serían más susceptibles a los impactos naturales asociados con el cambio climático, tales como temperaturas más elevadas, que han sido asociadas con la mortalidad de poblaciones y la acidificación de los océanos que se espera vaya a afectar la calcificación de los esqueletos y el crecimiento de las colonias.

El Cuadro especial de expertos consideró que la información disponible sobre la historia vital y la estructura genética de la población de las especies de *Corallium* son de alta relevancia al evaluar la propuesta.

Está bien establecido que en el Mar Mediterráneo *C. rubrum* es un incubador de libera plánulas al agua (Vighi, 1972; Weinberg, 1979), mientras que otras especies (*C. secundum*, *C. lauuense*) de la familia estudiada hasta el momento son reproductores de amplia dispersión, es decir, los gametos son fertilizados externamente (Grigg, 1993, Baco y Shank, 2005). Estudios genéticos tempranos han mostrado que las plánulas de *C. rubrum* exhiben una dispersión limitada que promueve la diferenciación de la población (Abbiati *et al.*, 1993). Estudios microsatelitales recientes han aportado



evidencia de deficiencias significativas de heterocigotes en *C. rubrum* y estructuración genética caótica a escalas espaciales de 1 m y por lo tanto la ocurrencia de grupos genéticamente distintivos de colonias a distancias de un metro (Costantini y Abbiati, 2006). Estudios adicionales que han cuantificado los niveles de divergencia genética entre las poblaciones costeras y los números estimados de migrantes entre las poblaciones sugieren que las plánulas de *C. rubrum* tienen una dispersión de corto alcance. Las distancias geográficas de más de 100 km pueden ser consideradas como umbral para la divergencia genética entre las poblaciones.

Para el reproductor de amplia dispersión *C. lauuense* en Hawaii, se indicó deficiencia de heterocigotes en cada una de las poblaciones estudiadas al menos dentro de un locus, mostrando así que la población está sufriendo de depresión endogámica (Baco y Shank, 2005).

Métodos de captura destructivos, tales como las dragas y los arrastres son utilizados todavía en Japón y Taiwán, Provincia de China. Malas prácticas de pesca, tales como raspar la atadura basal, ocurren en el Mediterráneo y evitan la regeneración de las colonias, contribuyendo así al riesgo de disminución de la población (FAO, 2007).

El alto valor de los productos de algunas especies de Coralliidae es otro factor que aumenta el riesgo para las especies. La captura ilegal, no declarada y no reglamentada parece ser una fuente de preocupación en el Mediterráneo (propuesta). Otros factores de riesgo secundarios incluyen contaminación, sedimentación, buceo recreativo y captura incidental asociada con artes de pesca de fondo (palangre y arrastre).

Se han establecido diversas medidas de ordenación en diferentes partes del área de distribución de la especie. Si se aplican efectivamente, estas medidas pueden mitigar los riesgos a poblaciones locales. En EE.UU, un Plan de Ordenación de Corales Preciosos en vigencia desde 1983, establece las normas para la explotación de Coralliidae en Hawaii y otros territorios estadounidenses en el Pacífico occidental. En Filipinas está prohibida toda extracción de coral. En Japón y Taiwán, Provincia de China, la recolección es reglamentada por medio de permisos, zonas de extracción, número máximo de días de extracción y nivel máximo de extracción. Restricciones a las artes de pesca están en vigencia en la UE y Japón. Áreas marinas y profundidades protegidas y otros refugios existen en el Mediterráneo, alrededor de las islas hawaianas del noroeste, Japón y Taiwán, Provincia de China. Otras medidas (por ej. tallas mínimas, licencias y temporadas de pesca, áreas rotativas de veda) también han sido adoptadas por otros países. Sin embargo, en áreas grandes de distribución, en particular en las aguas internacionales del Pacífico, este grupo de especies, esencialmente, no está bajo gestión.

Desde 2008, China ha incluido cuatro especies de Coralliidae en el Apéndice III de la CITES (*P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi*, y *C. secundum* (que no se encuentra en China)). Aunque la inclusión es demasiado reciente para evaluar su eficacia, la principal intención de una inclusión en el Apéndice III es reducir el comercio ilegal de especímenes y productos. Esto se logra por medio de permisos de exportación del país de origen que certifican que la especie en el comercio fue obtenida legalmente.

Las especies de Coralliidae en aguas internacionales deberían ser consideradas por las organizaciones regionales de ordenación pesquera correspondientes en su respuesta, antes del 2012, a la Resolución 95 de la Asamblea General de las Naciones Unidas. Se espera que esta resolución no vinculante que prohíbe las prácticas de pesca destructivas que tienen impactos adversos sobre los ecosistemas marinos vulnerables beneficie la protección de las especies de Coralliidae en aguas internacionales de, por ejemplo, las pesquerías de arrastre de fondo (propuesta).

### Consideraciones comerciales

La familia Coralliidae incluye especies de alto valor para la joyería y los objetos de arte. Las especies más valiosas, que representan la mayoría de los desembarques, son *C. rubrum*, *C. secundum*, *P. japonicum*, *C. elatius*, *C. konojoi* y *Corallium* sp. nov. (Cairns, 2007; FAO, 2007).

Los productos en el comercio incluyen colonias enteras secas, ramas y fragmentos, cuentas y piedras pulidas, joyería manufacturada, y polvo (píldoras, gránulos, ungüento y líquido) (propuesta; FAO,

2007). No hay códigos aduaneros específicos para las especies de Coralliidae; bajo el Sistema Armonizado, se aplica un solo código a todo el coral y a la concha no trabajados (Green y Shirley, 1999).

Aunque el comercio internacional es reconocido como un factor significativo que promueve la extracción de corales preciosos (FAO, 2007), la propuesta proporciona relativamente poca información. Toda la información cuantitativa se relaciona con importaciones a Estados Unidos.

De acuerdo con la propuesta, los principales centros de procesamiento de Coralliidae incluyen Italia, India, China, Japón y Estados Unidos. La industria italiana importa alrededor de 70% de su materia prima de Coralliidae de fuentes del Pacífico, en particular Japón y Taiwán, Provincia de China (FAO, 2007). Japón importa de Taiwán, Provincia de China, Francia, Italia, España y Túnez. Estados Unidos es el principal consumidor de todos los corales preciosos. De conformidad con la información presentada en la propuesta, entre 2001 y 2008 EE.UU. importó especímenes y productos de Coralliidae procedentes de 55 países, sobre todo de China, Taiwán Provincia de China e Italia. Aproximadamente el 90% de todo el coral precioso producido por Italia y China es exportado a EE.UU. (propuesta). En 2008 EE.UU. importó 22 toneladas de *C. rubrum* sin procesar (Figura 5). Esto representa más de la mitad de las capturas totales reportadas de *C. rubrum* en el Mediterráneo en 2004-07 (37 toneladas) (datos de la FAO). En los últimos años China ha utilizado una creciente cantidad de la producción de Coralliidae.

La FAO (2007) indicó que la reexportación podría ser un factor significativo para esta especie dada la naturaleza altamente dispersa del comercio. Por ejemplo, se menciona que el 70% del comercio de Italia es reexportado. Considerando que las cifras existentes del comercio internacional no toman en consideración la reexportación, potencialmente podría haber un doble conteo en las estadísticas comerciales disponibles (FAO, 2007).

## **Aspectos de Aplicación**

### ***Introducción procedente del mar***

Las especies de la familia Coralliidae se recolectan tanto en aguas de jurisdicción de los Estados como fuera de la jurisdicción de cualquier Estado. La recolección en el Mediterráneo podría llevarse a cabo principalmente dentro de jurisdicciones nacionales, ya que las plataformas continentales son angostas en esta área. En el Pacífico occidental, la recolección en áreas entre Japón y Filipinas y en aguas bajo jurisdicción de Estados Unidos desde las islas hawaianas hacia el noroeste a lo largo de la cordillera de montes marinos del Emperador estaría bajo jurisdicción nacional. Recolección en aguas internacionales ha ocurrido cerca de los montes marinos del Emperador y en los alrededores de la isla de Midway, aparentemente en su mayoría por parte de Japón y Taiwán, Provincia de China (propuesta). De conformidad con la propuesta, los dos picos más altos en los desembarques de Coralliidae del Pacífico (décadas de 1960 y de 1980) proceden de aguas internacionales.

Si la familia Coralliidae fuera incluida en la lista del Apéndice II de la CITES, sería necesaria la emisión de certificados para la introducción procedente del mar (fundamentados en dictámenes de no perjuicio) para especímenes recolectados en aguas internacionales.

## **Base para los dictámenes de que los especímenes fueron obtenidos legalmente y de que no habrá efectos perjudiciales**

### ***Dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales***

Los dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales son responsabilidad del estado exportador y deben mostrar que las exportaciones no son perjudiciales a la supervivencia de la especie, es decir, que son consistentes con una recolección sostenible. La elaboración de un dictamen de que no habrá efectos perjudiciales requiere de capacidad científica apropiada, información biológica sobre la especie y un abordaje que demuestre que las exportaciones se basan en una captura.

Si las especies de Coralliidae fueran incluidas en la lista del Apéndice II de la CITES, se requeriría un dictamen de que la exportación y la introducción procedente del mar no son perjudiciales para el estado de la especie para fundamentar tanto los permisos de exportación como los certificados de introducción procedente del mar. La elaboración de dictámenes de que no habrá efectos perjudiciales para la exportación de especies recolectadas en aguas internacionales requeriría de alguna forma de coordinación internacional, incluidos mecanismos de evaluación y gestión que no existen actualmente.

### ***Dictamen de que los especímenes fueron obtenidos legalmente***

En los países del Mediterráneo y en aguas bajo jurisdicción nacional en el Pacífico, especímenes recolectados de forma consistente con las medidas de gestión en vigencia podrían ser certificados como obtenidos legalmente. En aguas internacionales y bajo jurisdicción nacional donde no existen restricciones a la recolección, también existiría una base para certificar que los especímenes fueron obtenidos legalmente, pero esto sería de poco valor en términos de asegurar el uso sostenible. En todos los casos sería necesaria alguna forma de demostrar el lugar de origen del coral recolectado para apoyar el dictamen.

Sin embargo, como lo indicó la FAO, (2007) los altos precios de los productos de Coralliidae podrían promover la recolección y el comercio ilegal. La recolección ilegal ha sido un problema en el pasado y continúa en algunas áreas (propuesta). La certificación de la recolección como originaria de aguas internacionales cuando hubiera sido recolectada ilegalmente bajo una jurisdicción nacional parecería ser un problema potencial, especialmente en el Pacífico occidental (FAO, 2007). Además, debido a que algunos productos en el comercio podrían estar altamente procesados (por ejemplo, trabajado en cuentas o basado en especímenes triturados para hacer polvo). Esto podría permitir que los especímenes obtenidos legal e ilegalmente sean incluidos en el mismo producto, lo cual sería difícil de detectar al momento del embarque (FAO, 2007).

## **Identificación de los productos en el comercio y aspectos de “ semejanza ”**

Los especímenes enteros secos de *Corallium* pueden ser identificados con relativa facilidad a nivel de género por los especialistas, pero las características taxonómicas necesarias para la identificación de *Corallium* se pierden cuando el coral es procesado para joyería o cuando los fragmentos de coral son triturados para fabricar productos a partir del polvo. Más aún, dada la gama de colores de *Corallium* spp. y la apariencia en el mercado de otras especies teñidas para que se asemeje al *Corallium* ... la identificación por agentes aduaneros no especialistas podría ser un problema”. “Además, los especímenes utilizados en joyería podrían incluir coral de más de una especie y de varios orígenes, así como corales obtenidos antes de la inclusión en la Convención. Esto complicaría seriamente la emisión de documentos de comercio y el registro del comercio bajo las disposiciones de la CITES”.

El Cuadro especial de expertos consideró que es posible la identificación a nivel de especie de coral sin procesar por parte de especialistas.

Reconociendo estas dificultades, se menciona en la propuesta que los proponentes presentarán un documento a la CoP 15 solicitando a las Partes que enmienden la Resolución Conf. 12.3 (Rev. CoP14) para permitir que los especímenes trabajados de Coralliidae sean identificados en los permisos y certificados de la CITES a nivel de género o de familia.

### **Probable eficacia de la inclusión en la lista del Apéndice II para la conservación de la especie**

El Cuadro especial de expertos reiteró la opinión de la evaluación de la FAO, (2007). El Cuadro especial de expertos no recomienda la inclusión en la lista del Apéndice II de la CITES de Coralliidae spp. Sin embargo, en vista de que el comercio internacional es un promotor para su recolección, si la inclusión en la lista resultara en una gestión más estricta, esto podría llevar a una mejora en su estado. Sin embargo, esta mejoría en el estado sería comprada a costa de un gasto administrativo considerable y los esfuerzos gubernamentales serían mejor empleados en establecer y aplicar regímenes locales de gestión.

El Cuadro especial de expertos advierte que si Coralliidae fuera incluida en la lista del Apéndice II, los aspectos de aplicación bajo la CITES serían problemáticos, particularmente la identificación de las especies a nivel de productos procesados y la provisión de un protocolo apropiado para los especímenes pre-Convención. El Cuadro especial de expertos hizo notar que un gran número (muchos millares) de especímenes individuales y pequeños están en el comercio, lo que significa que se requeriría de mucho papeleo para dar seguimiento a todos los artículos en el comercio.

El Cuadro especial de expertos está convencido de que Coralliidae requiere de gestión dentro de las ZEE y en áreas fuera de la jurisdicción nacional que tome en consideración su larga vida y su rol ecológico. El Cuadro especial de expertos consideró que estas especies de larga vida requieren gestión local apropiada y efectiva tal como restricciones a la extracción, vedas rotativas y áreas protegidas para facilitar su recolección sostenible.

### **Referencias de apoyo a la evaluación del Cuadro especial de expertos**

- Abbiati, M., G. Santangelo y d S. Novell. 1993. Genetic population structure of *Corallium rubrum*. In Red Coral in the Mediterranean Sea: Art, History and Science, F. Cicogna & R. Cattaneo-Vietti (eds). Roma: Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, 181-200.
- Baco, A.R. y T. M. Shank. 2005. Population genetic structure of the Hawaiian Precious Coral *Corallium lauense* using microsatellites. In Cold-water Corals and Ecosystems, A. Freiwald & J.M. Roberts (eds). Heidelberg: Springer, 663-678.
- Bruckner, A.W. 2009. Rate and extent of decline in *Corallium* (pink and red coral) populations: existing data meet the requirements for a CITES Apéndice II listing. Marine Ecology Progress Series (en prensa).
- Bruckner, A.W. y G. G. Roberts (editors). 2009. Proceedings of the First International Workshop on *Corallium* Science, Management, and Trade. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD 153 pp.
- Cairns, S.D. 2007. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. Bulletin of Marine Science, 81(3): 311-322.
- Costantini, F. y M. Abbiati. 2006. Development of microsatellite markers for the Mediterranean gorgonian coral *Corallium rubrum*. Molecular Ecology Notes. 6:521-523
- FAO, 2001. A background analysis and framework for evaluating the status of commercially-exploited aquatic species in a CITES context. Second Technical Consultation on the Suitability of the CITES Criteria for Listing Commercially-exploited Aquatic Species. 23 pp. [www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM](http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/003/Y1455E.HTM)
- FAO, 2007. Second FAO expert advisory Cuadro especial de expertos for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Roma 26-30 de marzo de 2007. FAO Fish. Rep.833: v + 133 pp.
- García-Rodríguez, M. y C. Massò. 1986. Modelo de explotación por buceo del coral rojo (*Corallium rubrum* L.) del Mediterráneo. Boletín Instituto Español de Oceanografía 3, 75-82.

- Garrabou, J.M. y J. G. Harmelin. 2002. A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: Insights into conservation and management needs. *Journal of Animal Ecology* 71, 966-978.
- Garrabou, J., T. Perez, P. Chevaldonné, N. Bensoussan, O. Torrents, C. Lejeusne, J.C. Romano, J. Vacelet, N. Boury-Esnault, M. Harmelin-Vivien, M. Verlaque, C.F. Boudouresque y J.G. Harmelin. 2003. Is global change a real threat for conservation of the NW Mediterranean marine biodiversity? *Geophysical Research Abstracts* 5, p. 10522.
- Garrabou, J., T. Perez, S. Sartoretto y G. Harmelin. 2001. Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in the Provence Region (France, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 17:263-272.
- Green, E.P. y F. Shirley. 1999. *The Global Trade in Corals*. World Conservation Monitoring Center. World Conservation Press, Cambridge, Reino Unido. vii + 60 pp.
- Grigg, R.W. 1976. Fisheries management of precious and stony corals in Hawaii. *UNIHI-SEAGRANT*, TR-77-03. Honolulu, Estados Unidos.
- Grigg, R.W. 1984. Resources management of precious corals: A review and application to shallow water reef building corals. *Marine Ecology* 5: 57-74.
- Grigg, R.W. 1993. Precious coral fisheries of Hawaii and the U.S. Pacific Islands - Fisheries of Hawaii and U.S. - Associated Pacific Islands. *Marine Fisheries Review* 55: 50-60.
- Grigg, R.W. 2002. Precious corals in Hawaii: Discovery of a new bed and revised management measures for existing beds. *Marine Fisheries Review* 64: 13-20.
- Liverino, B. 1983. *Il Corallo – Esperienze e ricordi di un corallaro*. Banca di credito popolare Torre del Greco. Li Causi Editore. Torre del Greco, Italia.
- Marschal, C., J. Garrabou, J.G. Harmelin y M. Pichon. 2004. A new method for measuring growth and age in precious red coral *Corallium rubrum* (L.). *Coral Reefs* 23:423-432.
- Rossi, S., G. Tsounis, T. Padrón, C. Orejas, J.M. Gili, L. Bramanti, N. Teixidor, J. Gutt. 2008. Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Mar Biol* 154:533-545.
- Santangelo, G., Bramanti, L.; Vielmini, I. y M. Iannelli. 2009 . What We Have Learned About Red Coral and What We Need to Learn for its Rational Management. pp. 71 – 86. In Bruckner, A.W. and G. G. Roberts (editors). *Proceedings of the First International Workshop on Corallium Science, Management, and Trade*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-43 and CRCP-8, Silver Spring, MD 153 pp.
- Torrents, O., J. Garrabou, C. Marschal, y J. G. Harmelin, J.G. 2005. Age and size at first reproduction in the commercially exploited red coral *Corallium rubrum* (L.) in the Marseilles area (France, NW Mediterranean). *Biological Conservation* 121, 391-397.
- Tsounis, G, S. Rossi, J-M Gili y W. Arntz. 2006. Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.* 149:1059-1070.
- Tsounis, G., S. Rossi, J. M. Gili, y W. E. Arntz. 2007. Red coral fishery at the Costa Brava (NW Mediterranean): Case study of an overharvested precious coral. *Ecosystems* 10, 975-986.
- Tsounis, G., S. Rossi, R.W. Grigg, G. Santangelo, L. Bramanti, J.M. Gili. En prensa. The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Volume 48, in press.
- Vighi, M. 1972. Étude sur la reproduction du *Corallium rubrum* (L.). *Vie Milieu* 23, 21–32.
- Weinberg, S. 1979. The light dependent behaviour of planula larvae of *Eunicella singularis* and *Corallium rubrum* and its implication for octocorallian ecology. *Bijdragen tot de Dierkunde* 49, 145-151.

## CUADROS Y FIGURAS

**Cuadro 1.** Información para evaluar la productividad de Coralliidae. Los niveles de referencia en la columna “productividad” son de FAO, (2001). Nótese las correcciones de la propuesta.

Parámetro	Información	Productividad	Fuente
Mortalidad natural	0,04-0,07 (4-7% por año) 0,027 – 0,048 (2,7 – 4,8% por año) 0,06 ( <i>C. secundum</i> )	Baja (<0,2)	FAO, (2007); Grigg, (1976, 1984, 1993); Santangelo <i>et al.</i> , (2009)
Edad de madurez	7-13 años ( <i>C. rubrum</i> 2-10 año; <i>C. secundum</i> 12- 13 año)	Baja/media (Baja >8 años) (Med 3,3-8 años)	Grigg (1993) y Marschal <i>et al.</i> , (2004), Santangelo <i>et al.</i> , (2009)
Edad máxima	75-100 años	Baja (>25 años)	Propuesta

**Cuadro 2:** Biología de especies de coral precioso. Los diferentes valores citados son de diversas fuentes publicadas. Fuente: Cuadro 1 en Tsounis *et al.*, (en imprenta).

Especie	Distribución zoogeográfica	Altura Máx.	Tasa crecim. (altura)	Tasa crecim. (diam.) mm y <sup>-1</sup>	Edad Máx.
<i>Corallium rubrum</i>	Mediterráneo y costas Atlánticas vecinas	50 cm	1,78 + 0,7 mm año <sup>-1</sup>	0,24 ± 0,05 0,34 ± 0,15 0,62 ± 0,15	ca, 100 años
<i>Corallium secundum</i>	Archipiélago hawaiano	75 cm	0,9 cm año <sup>-1</sup>	0,17	45 > 90
<i>Corallium sp. nov.</i>	Isla Midway a montes submarinos del Emperador (Pacífico occ.)	-	-		
<i>Corallium japonicum</i> ( <i>Paracorallium japonicum</i> )	Japón, Okinawa e Islas Bonin	30 cm		0,3 ± 0,14	
<i>Corallium konojoi</i>	Japón a islas Filipinas del norte	30 cm	-	0,58	
<i>Corallium elatius</i>	Norte de Filipinas a Japón	110 cm		0,19 ± 0,15 0,15	
<i>Corallium lauuense</i> ( <i>C. regale</i> )	Hawaii	-	0,58		

**Cuadro 3.** Índices de disminución de coral rojo/rosa (Coralliidae).

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Pacífico	Densidad de población	Aumento	1971, 1983/85, 2001,	Hawaii lecho Makapu'u, pesquería con gestión	Censo independiente de la pesquería (5)	Grigg, 2002
Pacífico	Captura	Disminución a 15%	1979-1989, kg, promedio de 3 años	Pacífico occidental, especies agrupadas	Combina especies y áreas. Incluye coral vivo y muerto (2)	Grigg, 1993
Pacífico	Captura	Disminución a <2%	1979-1989, kg, promedio de 3 años	Lechos de Midway, especies agrupadas	Combina especies y áreas. Incluye coral vivo y muerto (2)	Grigg, 1993
Pacífico	Captura	Aumento	1979-1991, kg, promedio de 3 años	Japón/Hawaii sumergible	Combina especies y áreas. Incluye coral vivo y muerto (2)	Grigg, 1993
Pacífico	Captura	Disminución a 1%	Promedio 1979-81 a 1989-91	Pesquerías de Taiwán, Provincia de China, 1979-1991	Información anecdótica (1)	Grigg, 1993
Pacífico	Proporción Vivo:Muerto en captura 1. <i>C. japonicum</i> ; 2. <i>C. elatius</i> ; 3. <i>C. konojoi</i>	1. sin tendencia 10-16% vivo; 2. sin tendencia 0-5% vivo; 3. Disminución de 44 a 5% vivo	1989-2008	Japón, Bahía de Tosa, Pref. Kochi, (4 áreas combinadas)	Capturas comerciales con observadores (3)	Kosuge, Foro Int. de Coral Precioso, 2009, Com.
Pacífico	Captura	Aumento	1989-2008, kg, especies agrupadas	Japón, Bahía de Tosa, Pref. Kochi (área A)	Capturas observadas, misma área pescada por más de 20 años (3)	Kosuge Foro Int. de Coral Precioso, 2009, Com .
Pacífico	Captura	Aumento	1989-2008, kg, especies agrupadas	Japón, Bahía de Tosa, Pref. Kochi, (área B)	Capturas observadas, misma área pescada por más de 20 años (3)	Kosuge Foro Int. de Coral Precioso, 2009, Com .

Cuadro 3 (cont.)

Área	Índice	Tendencia	Base	Cobertura	Fiabilidad	Fuente
Pacífico	Captura	Aumento	1989-2008, kg, especies agrupadas	Japón Bahía de Tosa, Pref. Kochi , (área C)	Capturas observadas, misma área pescada por más de 20 años (3)	Kosuge, Foro Int. de Coral Precioso 2009, Com .
Pacífico	Proporción de áreas pescadas	Disminución; 28 a 3 lechos de coral (todos viables)	1989-2008	Aguas de Japón	Reportes de recolectores (3)	Asoc. Coral Sukumo, Pref. Kochi, Japón
Pacífico	Captura	Disminución a 3%	1984-6-2004-07 especies agrupadas	Pesquerías del Pacífico	Capturas (2)	FAO
Mediterráneo	Captura <i>C. rubrum</i>	Disminución a ca. 40% de nivel de 1978	Promedio 1978-80 88 t, 2004-07 34 t	Pesquerías del Mediterráneo áreas agrupadas	Capturas (2)	FAO
Mediterráneo	Frecuencia de colonias grandes en poblaciones <i>C. rubrum</i>	Disminución a 30-50%	1950s - 2004	Pesquerías del Mediterráneo	Censos y capturas (2)	Tsounis <i>et al.</i> , en imprenta
Mediterráneo	Altura media de colonias de <i>C. rubrum</i>	Disminución a 35% (de 86,4 mm a 30 mm)	1986 – 2004	España	Censos diseñados para la especie (5)	Tsounis <i>et al.</i> , 2007; Garcia-Rodriguez y Masso, 1986
Mediterráneo	Altura media de colonias de <i>C. rubrum</i>	Disminución a 30%	1980s–2006	Pesquerías Mediterráneas	Datos históricos y censos (3)	Liverino 1983; Garrabou y Harmelin, 2002
Mediterráneo	Número medio de pólipos por colonia <i>C. rubrum</i>	Disminución a 10%	Histórico a 2004	Pesquerías Mediterráneas de aguas someras	Censos (4) e información anecdótica (2)	Bruckner, 2009
Mediterráneo	Proporción >7 mm diam. en población <i>C. rubrum</i>	Disminución a 31%	De 35% en 1986 a 11% en 2004	España	Captura con observadores (3)	Tsounis <i>et al.</i> , 2006; Rodriguez y Masso, 1986
Mediterráneo	Área disponible a buceo recolección <i>C. rubrum</i>	Disminución a 60%	Cambio de 30-45 m en 1950 a 90-130 m en déc. 1980	Italia	Estimación de censos de buceo (3)	Datos no publicados Liverino, 1983



**Cuadro 4.** Comparación de estructura de población de *Corallium rubrum* entre regiones geográficas. Fuente: Tsounis *et al.*, 2006, Cuadro 6.

Site	Source	Growth rate <sup>a</sup> (basal diameter) (mm year <sup>-1</sup> )	Mean basal diameter (mm)	Colony height (mm)	Population size structure <sup>b</sup>
Marseille, France	Garrabou and Harmelin (2002)	0.24 ± 0.05	6.4 ± 0.5	69.3 ± 12	95% are 7 mm
Livorno, Italy	Santangelo et al. (1993a)	0.91	3.9	40	95% are 3.64 mm
Cap de Creus, Spain	García-Rodríguez and Massó (1986a)	1.32	7.2	61.8	99% are 15 mm
Costa Brava, Spain	Present study	–	4.8 ± 2.1	27 ± 17.1	98% are 7 mm 43% are 4 mm

Shown are means, or where available, means ± SD

<sup>a</sup>Annual increase of the colony's basal diameter in mm

<sup>b</sup>Percent of colonies with the given basal diameter in each population

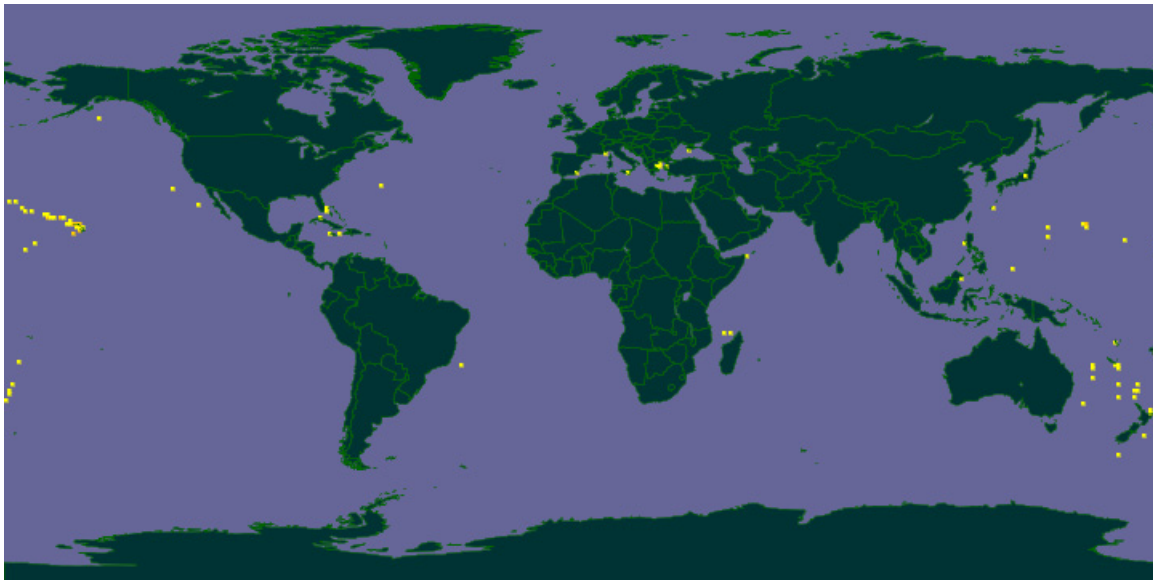


Figura 1. Distribución de especies de Coralliidae extraída del portal de datos de Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (<http://data.gbif.org>) acceso el 11 de diciembre de 2009.



Figura 2. Dibujo de Coralliidae para mostrar estructura tridimensional. Fuente: FAO.

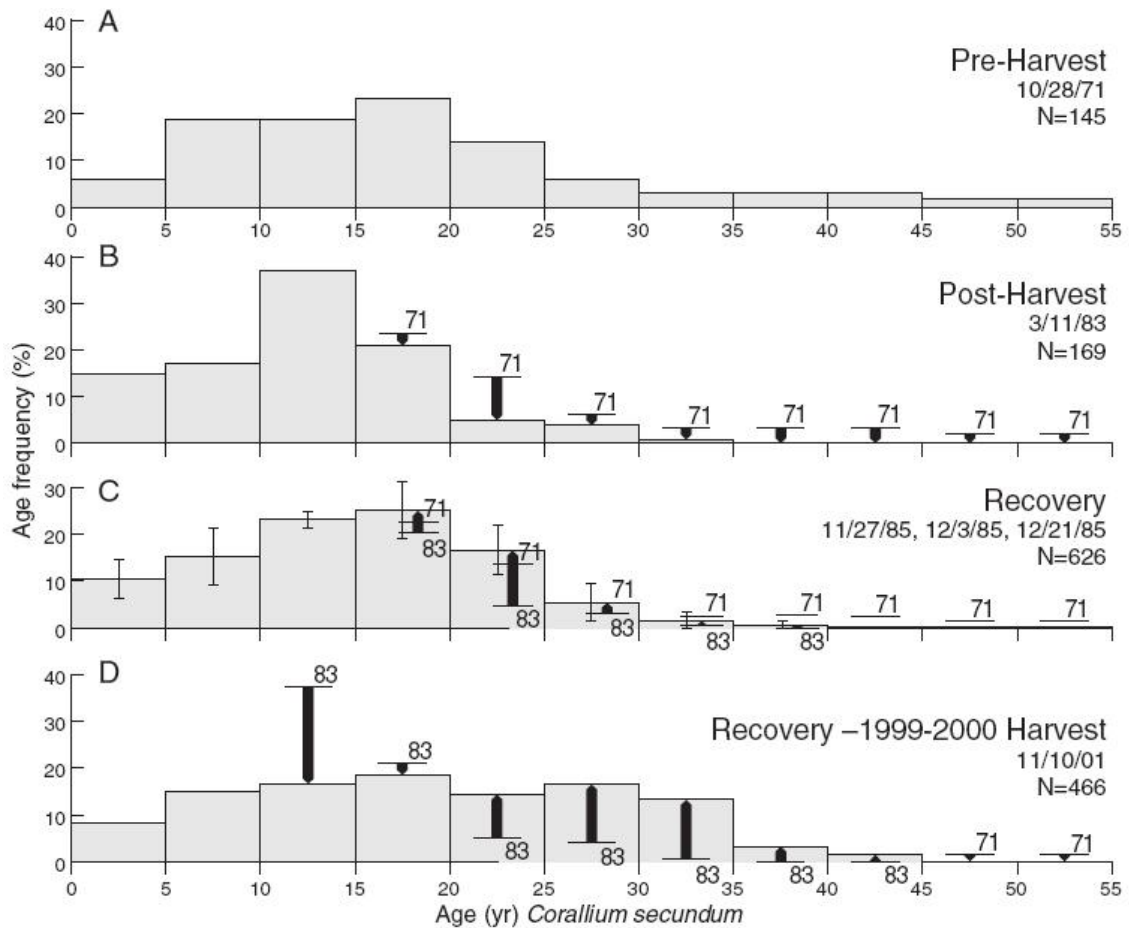


Figura 3. Estructura de edad (distribución de frecuencia) de coral rosa en el lecho de Makapu'u, Oahu, en 1971, 1983, 1985, y 2001. Fuente: Grigg, 2002.

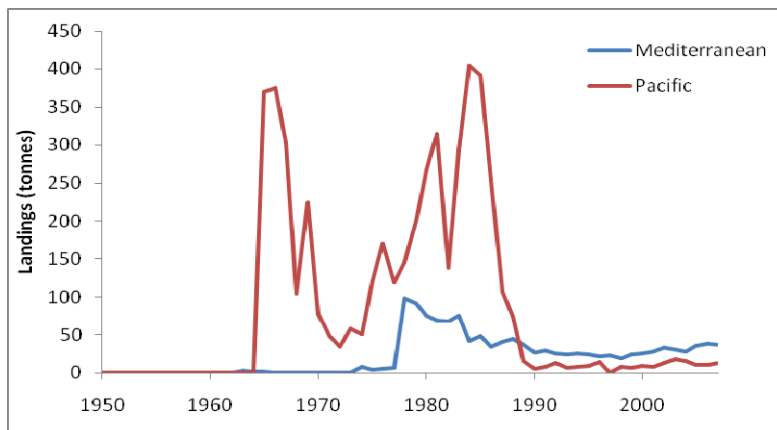


Figura 4. Desembarques reportados de todas las especies de Coralliidae del Océano Pacífico y el Mar Mediterráneo. Fuente: FAO.

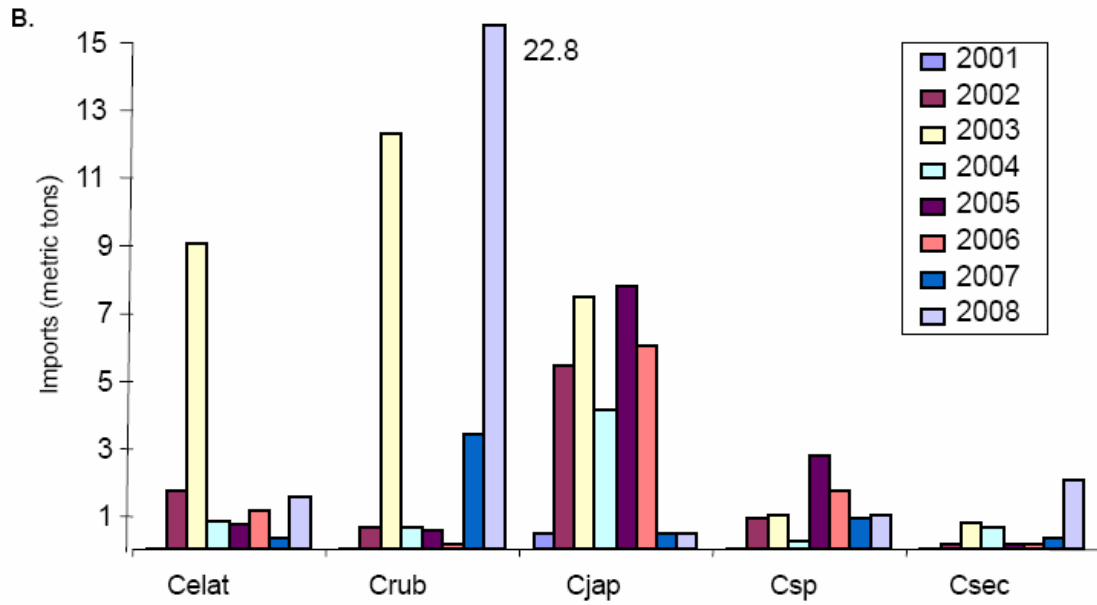


Figura 5. Importaciones totales de esqueletos sin procesar de cinco especies de *Corallium* a Estados Unidos de 2001 a 2008. *C. elatius* = Celat, *C. rubrum* = Crub, *C. japonicum* = Cjap, *Corallium* sp. nov. = Csp, *C. secundum* = Csec. Fuente: Datos de importación de Estados Unidos. Fish and Wildlife Service (propuesta).

El Cuadro especial de expertos de la FAO encargado de evaluar las propuestas de enmienda de los Apéndices I y II de la CITES relativas a las especies acuáticas explotadas comercialmente se reunió por tercera vez en la Sede de la FAO del 7 – 12 de diciembre de 2009. Su convocación respondía al acuerdo alcanzado por el Comité de Pesca de la FAO (COFI) en su 25º período de sesiones con respecto al mandato de un cuadro especial de expertos encargado de evaluar las propuestas presentadas a la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (CITES), y a lo concertado en el 26º período de sesiones del COFI en el sentido de que la FAO debía convocar dicho Cuadro a fin de que examinara posibles propuestas para futuras Conferencias de las Partes de la CITES. La tarea del Cuadro especial de expertos consistía en: i) evaluar cada propuesta desde un punto de vista científico con arreglo a los criterios biológicos para la inclusión de especies en las listas de la CITES (Resolución Conf. 9.24 [Rev. CoP13]); ii) formular las observaciones apropiadas sobre aspectos técnicos de la propuesta relacionados con cuestiones biológicas, ecológicas, comerciales y de ordenación, así como, en la medida de lo posible, sobre la probable eficacia de la propuesta para la conservación de la especie. El Cuadro especial de expertos examinó seis propuestas: (1) CoP15 Propuesta 15. Propuesta de inclusión de *Sphyrna lewini* (tiburón martillo) en el Apéndice II de la CITES; (2) CoP 15 Propuesta 16. Propuesta de inclusión de *Carcharhinus longimanus* (tiburón oceánico) en el Apéndice II de la CITES; (3) CoP15 Propuesta 17. Propuesta de inclusión de *Lamna nasus* (marrajo sardinero) en el Apéndice II de la CITES; (4) CoP15 Propuesta 18. Propuesta de inclusión de *Squalus acanthias* (mielga) en el Apéndice II de la CITES; (5) CoP 15 Propuesta 19. Propuesta de incluir *Thunnus thynnus* (Atún rojo del Atlántico) en el Apéndice I de la CITES; (6) CoP15 Prop. 21. Propuesta de inclusión de todas las especies de la familia Coralliidae (coral rojo y rosa) en el Apéndice II de CITES. Se adjunta la evaluación del Cuadro especial de expertos sobre cada una de las seis propuestas.

ISBN 978-92-5-306705-3 ISSN 2070-7002



9 789253 067053

11899S/1/01.11