

EXAMEN DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES I Y II

A. Propuesta

Incluir el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) en el Apéndice II de la CITES.

B. Autor de la propuesta

Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea).

El resumen ejecutivo figura en el Anexo 7 (únicamente en inglés).

C. Documentación justificativa1. Taxonomía

1.1 Clase: Chondrichthyes (subclase Elasmobranquios)

1.2 Orden: Lamniformes

1.3 Familia: Cetorrínidos

1.4 Especie: *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765)

1.5 Sinónimos científicos: Véase el Anexo 1.

1.6 Nombres comunes:

Español:	Peregrino
Francés:	Pélerin
Inglés:	Basking shark, (tradicionalmente sunfish o sailfish, hoe mother)
Alemán:	Riesenhai
Gaélico:	Cearban (Escocia), liabhán mór, liabhán chor gréine (Irlanda)
Griego:	Sapounas
Italiano:	Squalo elefante

1.7 Números de código:

2. Parámetros biológicos

2.1 Distribución

El tiburón peregrino está presente en las aguas templadas de las plataformas insulares y continentales de los océanos Atlántico e Indopacífico y del mar Mediterráneo, y se han registrado en los Estados que se enumeran en el Anexo 2. Ocasionalmente se avistan en alta mar en aguas oceánicas, pero es más habitual observarlos muy cerca de la costa. No se han registrado en los trópicos y los avistamientos en las aguas más cálidas son a menudo de ejemplares muertos, varados o moribundos. Aunque está ampliamente distribuido, es infrecuente observarlo, salvo en unas pocas zonas costeras favorecidas donde se observan habitualmente en grupos relativamente grandes tan sólo durante parte del año.

Los registros de distribución se caracterizan por su aparición altamente estacional y la especie es altamente migratoria, realizando grandes movimientos horizontales (> 3000km) y verticales (Sims, Southall & Metcalfe, en prep.). Los registros en latitudes más altas son más habituales durante los meses de primavera y verano, lo que sugiere una pauta de migración estacional. Esa migración

puede tener lugar de las aguas profundas a las superficiales o de latitudes más bajas a otras más altas a medida que aumenta la temperatura del mar, o una combinación de ambas. Antiguas sugerencias de que el tiburón peregrino hiberna durante el invierno se ponen actualmente en duda (Francis & Duffy, 2002; Sims *et al.*, en prep.). Se capturan tiburones peregrinos desde cerca de la plataforma continental hasta bastante más allá de su límite en la costa occidental de Nueva Zelandia en invierno, tanto a media profundidad como sobre el fondo o cerca de él (Francis y Duffy, 2002). Los recientes trabajos de marcado por satélite financiados por el Reino Unido han demostrado que el tiburón peregrino se mantiene en los límites de la plataforma continental durante el invierno, pasando más tiempo a profundidades mayores y menos cerca de la superficie (Sims *et al.*, en prep.). Algunos ejemplares se trasladan a aguas menos profundas de la plataforma en latitudes más altas a medida que avanza la estación veraniega, pasando una mayor proporción del tiempo alimentándose en la superficie, especialmente después de desarrollarse la termoclina y cuando la densidad de zooplancton es máxima.

Se produce una pronunciada segregación espacial y estacional de la población; pueden avistarse grupos de animales de tamaño similar y del mismo sexo. La mayoría de los tiburones peregrinos capturados recientemente en pesquerías superficiales en aguas de Escocia eran hembras fecundadas (relación H:M de 18:1, Watkins 1958), y entre el 65% y el 70% de los tiburones capturados en el Japón eran también hembras. Recíprocamente, las capturas en redes situadas por debajo de la superficie en la costa de Newfoundland incluían el doble de tiburones machos que de hembras (Lien & Fawcett 1986). La segregación por sexos también era evidente en las capturas incidentales en diferentes regiones de las aguas que rodean Nueva Zelandia (Francis & Duffy, 2002). A pesar de la gran cantidad de hembras maduras capturadas en pesquerías, sólo se conoce el caso de una hembra preñada (con una camada de seis crías). Los recién nacidos y los ejemplares inmaduros también se ven raramente (constituyendo entre el 2,6% y el 2,8% de los avistamientos de Sims *et al.* 1997 y Lien & Fawcett 1986), lo que tal vez sugiere que sus poblaciones se sitúan en otros lugares o que las tasas de paso a la edad adulta son muy bajas. Los programas de investigación mediante transmisores por satélite y otros sistemas de electrónicos marcado están ayudando a descubrir los movimientos de estos tiburones (Sims, Southall y Metcalfe, en prep.).

2.2 Disponibilidad de hábitat

La disponibilidad de hábitat en lo que se refiere a la extensión horizontal y vertical en las regiones oceánicas que van desde las boreales a las de aguas templadas no se considera un problema para esta especie. Sin embargo, el hábitat adecuado para su alimentación puede verse limitado por la disponibilidad de especies productoras de zooplancton adecuadas y su abundancia, así como por la persistencia de la estratificación estival y la formación de frentes en zonas de la plataforma continental. Las aguas superficiales preferidas para la alimentación, y posiblemente para el apareamiento, parecen ser los frentes oceánicos, cerca de la costa frente a islas y salientes costeros, y en bahías donde se forman "líneas de marea" (zonas intermareales de aguas estancadas) en zonas de gran flujo mareal y donde se congrega el zooplancton (Earll 1990, Sims *et al.* 1997, Sims y Quayle 1998).

2.3 Situación de la población

La situación mundial del tiburón peregrino se evalúa como **vulnerable** (A1a,d, A2d) en la lista roja de la UICN de 2000. La evaluación de la UICN se basa en registros anteriores de un rápido descenso de las poblaciones locales de tiburones peregrinos como resultado de la explotación pesquera a corto plazo y las tasas muy bajas de recuperación de la población registradas (véanse los datos de pesca en las páginas siguientes). Se tiene en cuenta también la probabilidad de que tengan lugar descensos similares de la población en el futuro como resultado de la pesca dirigida, impulsada, al menos en parte, por la demanda de aletas del comercio internacional, y de las capturas incidentales continuadas en todo el mundo. Compagno (1984) considera al tiburón peregrino "extremadamente vulnerable a la sobrepesca, quizá más que la mayoría de los tiburones ... a causa de su bajo ritmo de crecimiento, largo tiempo de maduración, largo período de gestión, una fecundidad probablemente

baja y el tamaño probablemente pequeño de las poblaciones existentes (que sugiere el inmenso tamaño de los ejemplares en sus pequeños grupos).” Las mejores estimaciones de la edad en que los tiburones peregrinos alcanzan la madurez es de entre 12 y 16 años para los machos y hasta 20 años para las hembras, con una camada de seis crías y un período de gestación de entre 12 y 36 meses. La longevidad es probable que alcance los 50 años. El intervalo entre camadas puede oscilar entre dos y cuatro años. (Pauly 1978, en prensa; Compagno 1984; Fowler en prensa).

No se dispone de estimaciones firmes de la población mundial o de las poblaciones regionales totales de esta especie. Owen (1984) sugiere que la población sin explotar del Golfo de Maine y frente a la costa de Nueva Inglaterra (EE.UU.) durante los meses de verano puede alcanzar entre 6.700 y 14.300 tiburones. Owen comparó esas cifras con la población estimada de 2.000 tiburones de la zona de la Bahía de Monterrey de la costa occidental de los Estados Unidos de América (Squire 1967). Como señaló Compagno (1984), debe observarse que las poblaciones de tiburón peregrino son probablemente muy pequeñas en comparación con la mayoría de los demás tiburones. En la mayor parte de las pesquerías que se conocen se han capturado tan sólo unos cientos o alrededor de un millar de ejemplares al año durante algunos años antes de su colapso. Donde se han registrado observaciones de tiburones peregrinos, el total anual de avistamientos se encuentra normalmente en las decenas, centenares o a lo sumo algunos millares, incluidos los avistamientos repetidos. El número total de ejemplares extraídos en todo el Atlántico nororiental durante los últimos 50 años se sitúa probablemente entre los 80.000 y los 106.000 animales (Anexo 5a; Sims y Reid, 2002).

Siccardi (1960, 1971) sugirió que hay cuatro especies de *Cetorhinus*, dos en el Atlántico septentrional y en el Mediterráneo (*C. maximus* y *C. rostratus*), una en el sur de Australia (*C. maccoyi*), y una en el Atlántico meridional (*C. normani*). Compagno (1984) y Springer y Gilbert (1976) consideran que no hay pruebas suficientes para separar esas especies, aunque aparentemente existen claras diferencias morfológicas entre algunas poblaciones (por ejemplo, Tomás y Gómez, 1989). La investigación genética en curso (por ejemplo Hoelzel, 2001) podría ayudar a aclarar la situación de las poblaciones en diferentes océanos o hemisferios.

2.4 Tendencias de la población

Unos pocos descensos bien documentados de las capturas en pesquerías dirigidas de tiburón peregrino sugieren que se han producido reducciones de entre el 50% y más del 90% en algunas zonas en un período muy corto (normalmente diez años o menos, Fowler en prensa; Anexo 4). Esos descensos han conducido a reducciones a largo plazo (con una duración de varios decenios) de las poblaciones locales con aparentemente poca o ninguna migración a la zona procedente de otras fuentes. Más delante se ofrecen ejemplos del Atlántico nororiental (figuras 2 a 4). Sin embargo, en el caso de la mayoría de las demás pesquerías de tiburón peregrino descritas en la bibliografía (que también se resumen más abajo) no se dispone de datos precisos sobre los desembarcos, las condiciones del mercado o las capturas por unidad de esfuerzo pesquero. Así pues, no es siempre posible determinar de forma concluyente si una pesquería a corto plazo termina por motivos relacionados con el mercado o porque la población local se ha reducido hasta un punto en que la dificultad de encontrar los animales impide la viabilidad de la pesquería. Sin embargo, cuando se han registrado pautas similares de explotación y descenso de las capturas en pesquerías de otros grandes tiburones y se disponía de datos independientes y de evaluaciones de las poblaciones, éstas han demostrado que esos pronunciados descensos son resultado del agotamiento de esta especie vulnerable (Camhi *et al.* 1998).

Las estimaciones más recientes de la resiliencia o productividad de la población (r_{msy}) oscilan entre 0,013 y 0,23 (S.E. Smith, com. pers.) y se basan en la metodología descrita en Smith, Au y Show (1998) y la hipótesis de una edad máxima de 50 años, una edad de madurez de las hembras de 18 años, una fecundidad anual (crías hembra por camada) de 1,5 y una mortalidad natural de 0,091. Esa productividad es muy baja para una especie piscícola marina. Ahora parece que las estimaciones anteriores de r de 0,16 (www.Fishbase.org) estaban muy sobrevaloradas. Los

cálculos de la mortalidad natural ($M = 0.06$, www.Fishbase.org) y la mortalidad por la pesca obtenida a partir de los desembarcos en Europa noroccidental (Pauly, 1978 y 2002) sugieren claramente que esta especie no puede soportar la explotación dirigida a largo plazo y confirman que es probable que el agotamiento de las poblaciones sea un factor importante que afecta al rendimiento de las pesquerías. Pauly (1978 y 2002) volvió a analizar datos publicados anteriormente de longitud – frecuencia para los tiburones peregrinos de Europa noroccidental. La mortalidad por la pesca (F) se estimó en 0,094/año para los adultos, con una relación de $F/Z = 0,6$ (donde $Z =$ mortalidad total). Pauly (2002) expone que “es una tasa de explotación que ningún pez –especialmente ningún pez de gran longevidad y baja fecundidad como el tiburón peregrino- puede soportar durante mucho tiempo (Beddington y Cooke 1983)”. De hecho, esta especie tiene una de las tasas de mortalidad natural y de productividad más bajas calculadas nunca para una especie marina objeto de pesca comercial (Smith, Au y Show 1998).

Otra explicación del rápido colapso de las pesquerías localizadas de una especie ampliamente distribuida y que aparentemente migra estacionalmente es que algunos tiburones peregrinos se sienten (al igual que muchos otros grandes tiburones –por ejemplo, Walker 1996, Hueter 1998) apegados a un lugar y tienden a volver a las mismas zonas de “descanso” y alimentación. A pesar de su amplia distribución, puede que una parte de las poblaciones locales sean especialmente vulnerables al agotamiento por la actividad pesquera (Fowler 1996 y en prensa), aunque esa pauta de movimientos tal vez no corresponda a todos los ejemplares de una población (Sims, Southall y Metcalfe, 2002). Los trabajos actualmente en curso de marcado por satélite e identificación fotográfica de los tiburones peregrinos podrían ayudar a resolver esta cuestión.

Se dispone de una información muy limitada sobre grandes tendencias de la población; los datos que indican cambios en las capturas por unidad de esfuerzo pesquero o una variación anual del número de avistamientos sólo pueden obtenerse a escala local o, como mucho, regional. Hay algunas pruebas de que el número de tiburones peregrinos que llegan a las aguas costeras está sujeto a ciclos impredecibles. En algunos años se han visto llegar gran número de tiburones a algunas zonas del Reino Unido, mientras que en otros años las cifras registradas son bajas (Kunzlik 1988, Speedie 1998, Fairfax 1998). También han fluctuado los desembarcos en todo el Atlántico nororiental, pero con una continua tendencia a la baja evidente en los últimos decenios. Las variaciones anuales de avistamientos y capturas pueden estar fuertemente influenciadas por las condiciones meteorológicas, la temperatura del agua y fluctuaciones cíclicas en la distribución y la abundancia del zooplancton. Por ejemplo, algunas de las fluctuaciones de las capturas en el Atlántico nororiental (figura 4 y Anexo 4) podrían estar vinculadas con cambios oceánicos a gran escala controlados por factores como la estratificación estival, la oscilación del Atlántico septentrional o el clima (Sims y Reid 2002). Los cambios asociados de las pautas de actividad del tiburón peregrino pueden hacer a las poblaciones más, o menos, vulnerables a la pesca en algunos años que en otros. El esfuerzo pesquero influye en las capturas, pero a menudo es difícil de cuantificar. La biología del tiburón peregrino, con una madurez tardía, una baja mortalidad natural y una baja tasa de nacimientos, entraña probablemente, sin embargo, que cualquier fluctuación a corto plazo en los avistamientos o las capturas no refleja fluctuaciones naturales de la abundancia total, sino variaciones en la distribución o la vulnerabilidad a la pesca en superficie.

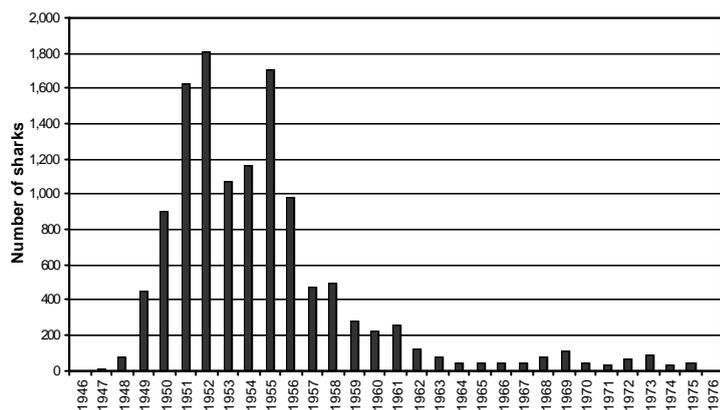
En el presente documento se ofrecen detalles resumidos de tres importantes pesquerías de tiburón peregrino en Noruega, Irlanda y Japón. Se han observado tendencias similares en pesquerías del Pacífico canadiense, Escocia, China y California (Estados Unidos de América). Esas pesquerías, y la pesca incidental, se detallan en el Anexo 6 (únicamente en inglés).

Pesquerías en Irlanda

El aparente colapso de dos pesquerías históricas frente a la costa occidental de Irlanda está bien documentado: durante los siglos XVIII y XIX la pesquería de Sunfish Bank, y a mediados del siglo XX la pesquería de la isla Achill (McNally 1976, Parker y Stott 1965). En esas zonas se capturaron tiburones peregrinos en gran número a fines del siglo XVIII y en el primer cuarto del siglo

XIX. Los registros del período sugieren que esa pesquería estuvo en funcionamiento durante varios decenios entre 1770 y 1830. La estación duraba tan sólo algunas semanas en los meses de abril y mayo, pero parece probable que se capturasen mil ejemplares cada año en el mejor momento de la pesquería. A principios del decenio de 1830 los tiburones eran muy escasos. Pese al alto precio del aceite de "sunfish" (tiburón peregrino) (que indica que el descenso de la pesca no se debió a factores del mercado), la pesquería se colapsó en la segunda mitad del siglo XIX. La escasez de tiburones se prolongó durante varios decenios.

Figure 1. Number of basking sharks landed at Achill Island, 1947-75.



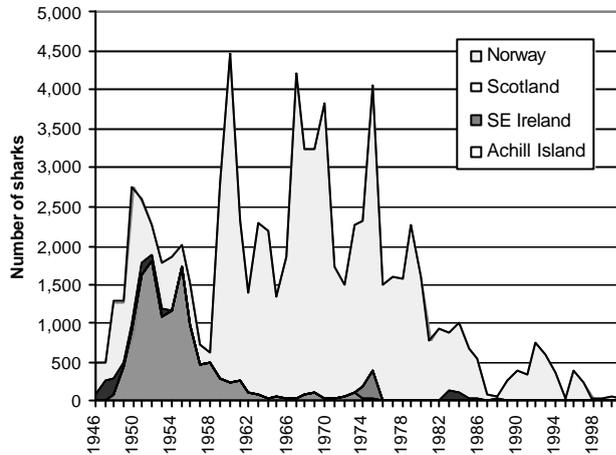
La siguiente vez que se registraron tiburones peregrinos en abundancia en torno a la isla Achill fue en 1941 (McNally 1976). Eso fue unos 50 años después de que cesara la pesca en esa zona, y más de 100 años después de que se hubieran capturado tiburones en gran número en esa costa. En 1947 comenzó una nueva pesquería. Se capturaron entre 1.000 y 1.800 tiburones cada año entre 1951 y 1955 (un promedio de 1.475/año), pero se produjo un descenso importante de las capturas en 1956, el último año en que se emplearon cazadores de tiburones. A partir de 1957, el

continuo descenso de los avistamientos y las capturas hizo que la pesca fuese menos rentable para los tres pescadores que los sucedieron. El promedio de las capturas anuales fue de 489 animales entre 1956 y 1960, 107 entre 1961 y 1965, y posteriormente entre 50 y 60 cada año durante el resto de los años que duró la pesquería (figura 1).

No hay pruebas de que el continuo descenso de las capturas a partir de los últimos años del decenio de 1950 fuese únicamente resultado de un importante descenso del esfuerzo pesquero desde esa estación costera de pesca. Se considera, más bien, que refleja el descenso de capturas por unidad de esfuerzo. De hecho, el esfuerzo volvió a aumentar de forma importante a principios del decenio de 1970 como resultado de un aumento del precio del aceite de tiburón y de la reinversión, y las capturas ascendieron en otros lugares (véase más abajo). No obstante, la pesquería no pudo aumentar los desembarcos y se cerró en 1975 (Kunzlik 1988). En ese lugar se habían capturado 12.360 ejemplares en 29 años, 10.676 de ellos entre 1.949 y 1958 (figura 1 y Anexo 4).

Sims y Reid (2002) observan que el descenso de la pesquería de la isla Achill está correlacionado con un descenso de la abundancia de copépodos (un componente importante de la dieta del tiburón peregrino) frente a la costa occidental del Irlanda. La posterior recuperación de las poblaciones de copépodos (Chris Reid com. pers.) no ha ido, sin embargo, aparejada con un aumento de los avistamientos de tiburones en esa zona (Berrow y Heardman 1994). El descenso de copépodos no afectó evidentemente a los desembarcos en la pesquería de tiburones peregrinos de Noruega (véase la figura 2), que podría haber acelerado el descenso de la pesquería de la isla Achill al capturar tiburones peregrinos en aguas del oeste de Irlanda y frente a la costa occidental de Escocia (S. Myklevoll com. pers., citado en Kunzlik 1988). El total de desembarcos en Noruega para todo el Atlántico nororiental (incluidas las aguas costeras de Noruega y Escocia) siguió siendo relativamente bajo durante el periodo inicial de descenso en la isla Achill (figura 2, Anexo 5b). Parece probable que, como sucedió en años posteriores, la mayoría de sus capturas se consiguieran en la costa noruega en esos momentos, y que el declive de la población de tiburones peregrinos en las costas occidentales de Irlanda se debiese, al menos parcialmente, a la sobreexplotación en la isla Achill.

Figure 2. Targeted Northeast Atlantic basking shark catches, 1946-2001.



y 1970, como sugiere Anon. (2000), pero podría deberse en parte a esa influencia trófica (Sims y Reid, 2002).

Pesquería en Noruega en el Atlántico Nororiental

Una muy amplia flota noruega, cuya distribución geográfica y temporal cambia profundamente de un año a otro (Stott 1982), ha emprendido la mayor pesquería de tiburón peregrino en el Atlántico nororiental. Los desembarcos han procedido de pesquerías locales desde el mar de Barents hasta el Kattegat, a lo largo del mar del Norte hasta las costas meridional y occidental de Irlanda, la costa occidental de Escocia, Islandia y las Islas Feroe (Pawson y Vince 1998), y han fluctuado ampliamente (véanse la figura 2 y el Anexo 5).

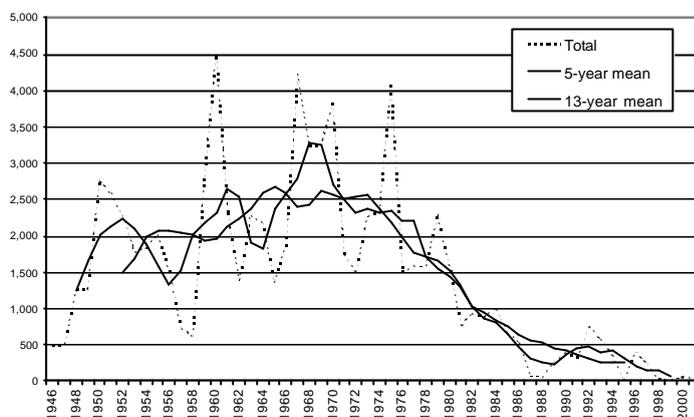
Las capturas llegaron al máximo (> 1.000 y hasta 4.000 en algunos años) entre 1959 y 1980, cuando más de 30 buques faenaban durante toda la estación o parte de ella (ICES 1995, figura 2). Los precios del aceite de tiburón fueron especialmente altos entre mediados del decenio de 1970 hasta los primeros años del de 1980 y, por tanto, se piensa que el esfuerzo pesquero se mantuvo bastante constante durante ese período. El posterior declive de esa pesquería se ha atribuido (ICES 1995) al envejecimiento de la flota ballenera de bajura, una parte de la cual se dedica a la pesca del tiburón peregrino, y a un descenso del valor del aceite de hígado de tiburón peregrino en los últimos años del decenio de 1980. Parecería, sin embargo, que esa tendencia se hubiera compensado por el marcado incremento del valor de las aletas en el comercio internacional en el decenio de 1990 (actualmente las aletas de un sólo tiburón pueden valer más de 2.000 dólares –véase la sección 3.2). De hecho, las capturas de Noruega se han registrado como peso de aletas al menos desde 1992 (anteriormente se registraban como peso de hígado) (Dirección de Ordenación de la Naturaleza de Noruega en bibl., 2002).

Como los lugares exactos en los que la flota noruega pescaba tiburones peregrinos no se conocen bien para los primeros 27 años de la pesquería, es difícil detectar y evaluar tendencias en capturas, esfuerzo y, por tanto, población. En la figura 3 se presentan todos los datos de desembarcos combinados correspondientes al Atlántico nororiental desde que se reanudó la pesca en el decenio de 1940, a los que se ha añadido una media móvil para suavizar fluctuaciones que pueden ser resultado (como se ha dicho anteriormente) de factores climáticos u oceanográficos. Esto muestra claramente un descenso persistente del promedio de desembarcos desde principios del decenio de 1970 hasta el principio del de 1990. Ese período de descenso incluye un período de fuerte demanda y alto valor del aceite de tiburón peregrino entre mediados del decenio de 1970 y mediados del de

Fowler (1996, en prensa) sugiere que el porcentaje de descenso de los tiburones peregrinos que tuvo lugar frente a la costa occidental de Irlanda durante el tiempo que duraron las dos pesquerías en Irlanda fue superior al 50%. De hecho, la pesquería más reciente en la isla Achill parece haber causado un descenso de la población local superior al 80% en menos de diez años, que todavía persiste 40 años después. Así pues, parece poco probable que el colapso de la pesquería se debiera por completo a un descenso de la abundancia de zooplancton durante los decenios de 1960

1980 que alentó el establecimiento de nuevas pesquerías en el sur de Irlanda y el Firth of Clyde, en Escocia. Según ICES (1995), la flota noruega tan sólo se redujo de forma importante después de 1980. Desde 1984 el esfuerzo se ha concentrado principalmente frente a las costa de Noruega.

Figure 3. Total and mean Northeast Atlantic basking shark landings.



Aunque no se dispone de datos sobre el esfuerzo, se deduce que el descenso de las capturas entre 1970 y 1980 representa un descenso del rendimiento a causa del descenso de las poblaciones (posiblemente a pesar del aumento del esfuerzo pesquero), más que un descenso del esfuerzo pesquero. Esa pauta de fuerte descenso de las capturas es, ciertamente, un modelo conocido en otras pesquerías de grandes tiburones en las que se dispone de mejores registros, incluidos datos sobre las capturas por unidad de esfuerzo (Camhi *et al*, 1998).

Los desembarcos aumentaron ligeramente a principios del decenio de 1990 (figuras 2 y 3), cuando la pesquería se mantenía por el alto valor de las aletas (ICES 1995, donde se cita al Dr. S. Myklevoll). El principal mercado para las aletas de Noruega parece ser el Japón, y las exportaciones a ese mercado aumentaron también constantemente a principios del decenio de 1990 (Dirección para la Ordenación de la Naturaleza 1995 (citado en Castro *et al*. 1999), y comunicación personal del Sr. Kuniaki Takahshi (2000). Todo ello coincidió con el establecimiento de un cambio de régimen en el mar del Norte y un aumento de la abundancia y los desembarcos de otras especies en el Atlántico nororiental (por ejemplo, jurel, Reid com. pers.) A pesar de la combinación del alto valor y un aparente aumento de la disponibilidad de tiburones, las mayores capturas a principios del decenio de 1990 seguían representando tan sólo entre el 10% y el 20% del máximo de capturas en el decenio de 1960, y el aumento de los desembarcos duró poco. Desde entonces, los desembarcos de tiburón peregrino en Noruega han vuelto a descender a un nuevo mínimo, a pesar del continuo aumento de valor de sus productos y de la demanda en los mercados internacionales, y del aumento del número de buques dedicados a la pesca del tiburón peregrino. En 1999, la delegación noruega ante la 11a. Conferencia de las Partes en la CITES comunicó que eran menos de diez los buques que se dedicaban a la pesca de tiburones (intervención oral en el Comité I, abril de 2000), mientras que la Dirección para la Ordenación de la Naturaleza de Noruega (en bibl. 2002) informó que en 2000 y 2001 eran 30 y 13, respectivamente, los buques noruegos que se dedicaban a la pesca del tiburón peregrino.

Pesquería en el Japón

La principal pesquería dirigida de tiburón peregrino en el Japón tenía lugar de marzo (el principal mes) a mayo, el principal período de migración y apareamiento del tiburón peregrino cerca de Nakiri (península de Shima, prefectura de Mie). La pesca del tiburón peregrino había sido una actividad tradicional en esa zona desde la era Edo (1772), pero se hizo más intensa en 1967 cuando los precios del aceite subieron y los pescadores de Nakiri comenzaron a arponear un gran número de tiburones. Normalmente, las embarcaciones pesqueras, de menos de 3 toneladas, con una tripulación de dos personas (un capitán y un arponero) trabajaban por parejas, una de las embarcaciones capturaba a los tiburones y la otra los remolcaba. El principal uso de los tiburones durante ese período fue la extracción de los valiosos aceites del hígado ricos en escualeno. También eran importantes las aletas de tiburón que se consideraban de calidad media en Taiwán. La carne de tiburón se vendía para el consumo humano o se procesaba como harina para la alimentación de los animales.

**Cuadro 1 Capturas de tiburón peregrino en Noruega entre 1992 y 2001
(Dirección para la Ordenación de la Naturaleza)**

Año	Aletas (kg)	Peso estimado de las capturas (toneladas)	Nº estimado de tiburones	Notas:
1992	37.145	3.715	675	Columna 3: Peso estimado de las capturas calculado por la DON como 100 x peso de las aletas (aunque una relación aletas:cuerpo del 1% es mucho menor que otras estimaciones que la cifran entre el 2% y el 4%). Columna 4: El número estimado de tiburones se calcula utilizando un promedio de 55 kg de aletas por tiburón.
1993	34.360	3.436	625	
1994	26.922	2.692	489	
1995	15.571	1.557	283	
1996	19.789	1.979	360	
1997	11.520	1.152	209	
1998	1.366	137	25	
1999	770	77	14	
2000	2.926	293	53	
2001	1.997	200	36	

Se calcula que durante los 12 años comprendidos entre 1967 y 1978 se arponearon 1.200 tiburones peregrinos (un promedio cercano a 100 cada año). Durante los últimos años de la pesquería, entre 1975 y 1978, las capturas descendieron gradualmente, desde cerca de 150 tiburones en 1975 hasta unos 20 en 1976, nueve en 1977 y seis en 1978. La pesca cesó por completo a principios del decenio de 1980 como resultado del descenso de los precios del aceite y del número de tiburones avistados (Anexo 4). En el decenio de 1990 se avistaron como mucho dos tiburones peregrinos cada año frente a las costas de Nakiri durante la estación de migración, en comparación con la cifra máxima registrada en 1972, cuando se procesaron más de 60 tiburones peregrinos en un solo día para su venta en el mercado de Nakiri. (Yano 1976 y 1979, Uchida 1995).

2.5 Tendencias geográficas

La especie está ampliamente distribuida en aguas templadas, pero tiende a concentrarse en grandes grupos en unas pocas zonas costeras favorecidas donde la alimentación, y posiblemente el apareamiento, tiene lugar en la superficie o cerca de ésta. Como se ha señalado anteriormente, el tiburón peregrino es más vulnerable a la pesca dirigida cuando ésta se dirige contra esas concentraciones en la superficie. Además, se han comunicado variaciones cíclicas en las pautas de avistamiento o captura de esta especie. Esas pautas podrían estar vinculadas con alteraciones de las corrientes oceánicas, de la temperatura del agua o de las concentraciones de zooplancton. Se ha informado de ciclos de corto y largo plazo en la abundancia de plancton en el Atlántico nororiental y en el mar del Norte, donde se han registrado pautas distintas de abundancia en zonas diferentes (Reid *et al.* 1998 a y b). Como ya se ha señalado, eso podría haber afectado a las pautas de captura de tiburón peregrino, pero se han superpuesto a una tendencia general a la baja.

2.6 Función de la especie en su ecosistema

Se supone que es similar a la de las pequeñas ballenas que se alimentan de plancton.

2.7 Amenazas

La principal amenaza para las poblaciones de tiburón peregrino son las operaciones pesqueras – tanto dirigidas a esa especie como incidentales en otras pesquerías. Sin embargo, como esos peces se congregan en bahías y en aguas poco profundas, corren también el riesgo de colisionar con los buques y pueden verse acosados por las personas que quieren observarlos. Las colisiones parecen

ser relativamente frecuentes –a menudo se observan amplias zonas de cicatrices en la cabeza y en la parte dorsal.

2.7.1 Pesca dirigida

En la pesca dirigida de tiburones peregrinos se utilizan redes para enredar deliberadamente a los peces o cañones arponeros para capturar a los tiburones peregrinos que nadan o se alimentan en la superficie. Se ha practicado la pesca dirigida en Noruega, Irlanda, Escocia, Islandia, California, China, Japón, Perú, Ecuador (Compagno 1984) y en el norte de España (Evaristo Alfaya com. pers.). Algunas de estas pesquerías se describen en detalle más arriba. Todas las pruebas de que se dispone indican que las poblaciones de tiburón peregrino son muy vulnerables a la pesca dirigida. Las poblaciones descienden rápidamente debido a la sobreexplotación (Anexo 4) y el número de ejemplares puede mantenerse bajo durante muchos decenios.

2.7.2 Pesca incidental

La captura incidental se registra principalmente en redes fijas y de arrastre y es más habitual en las aguas costeras. Tiene lugar naturalmente en una superficie mucho mayor que la pesca dirigida. Hay pruebas procedentes de Newfoundland (Lien y Fawcett 1986, sección 3.4) de que la pesca incidental puede convertirse en pesca dirigida a medida que se desarrollan mercados para los productos. Las capturas procedentes de la pesca incidental (Anexo 6) pueden ser importantes y contribuir al descenso de las capturas dirigidas o evitar la recuperación de las poblaciones sobreexplotadas. Algunos Estados del área de distribución (por ejemplo Nueva Zelandia y los Estados Unidos de América) han velado por que el aumento del valor de las capturas incidentales no contribuya a estimular una pesca dirigida, que entrañaría una amenaza a las poblaciones, prohibiendo la pescando dirigida y protegiendo jurídicamente a la especie, respectivamente (véase la sección 4.1).

Los tiburones peregrinos capturados incidentalmente durante la pesca de otras especies son suficientemente resistentes como para poder ser liberados, aparentemente sin daños en muchas ocasiones, posiblemente incluso después de hasta tres horas de permanecer en la cubierta de un buque pesquero (Lien com. pers. y Watterson en bibl.). No se ha estudiado la supervivencia de los tiburones devueltos al mar de esa manera. Sin embargo, el alto valor de sus aletas (y, en menor medida, del aceite de su hígado, su carne y cartilago) es un potente incentivo para que los pescadores maten y aprovechen esa especie en lugar de liberarla.

3. Utilización y comercio

La falta de registros de desembarcos pesqueros y datos comerciales detallados a nivel de especie, y de productos concretos procedentes del tiburón (incluso cuando son fáciles de identificar, como sucede con las aletas de tiburón peregrino), presenta un obstáculo importante para determinar con precisión qué productos y en qué cantidad se utilizan a nivel nacional en las naciones pesqueras, y cuáles llegan al comercio internacional (Rose 1996). Sin embargo, puede obtenerse alguna información de la bibliografía, las comunicaciones personales de los investigadores y de los comerciantes de aletas, y TRAFFIC informa sobre el comercio internacional de productos de tiburón.

3.1 Utilización nacional

Aceite de hígado: Hasta hace poco, ése era el principal producto utilizado. De hecho, en algunas pesquerías se retiraban los hígados de los peces en el mar y se desechaba el resto. El hígado supone entre el 17% y 25% del peso total (de hasta 7 t (toneladas métricas)), y produce entre un 60% y un 75% de aceite (Phillips 1947, McNally 1976). Aunque un tiburón grande puede proporcionar unas 0,7 t. de aceite, se considera que el promedio está entre 0,4 y 0,5 t. por ejemplar. Ese aceite tiene un alto contenido de escualeno (hasta el 55%), característico de los

tiburones de aguas profundas, y tiene, por tanto, un valor principalmente industrial, más que medicinal. Tradicionalmente se utilizaba para abastecer los mercados nacionales de aceite, incluidos los mercados de los cosméticos y los suplementos alimentarios en Noruega (Fleming y Papageorgiou 1996). La gran cantidad de aceite obtenida de un solo tiburón ha hecho que esas pesquerías fuesen viables en el pasado, pero el mercado del aceite de hígado ha sufrido por la competencia del quelvacho *Centrophorus granulosus* y del carocho *Dalatias licha* (ICES 1995). No se conoce con certeza la proporción del aceite de hígado obtenido que se utiliza hoy a nivel nacional en la mayoría de los países, pero todo, o casi todo, el aceite desembarcado en el Reino Unido en los decenios de 1980 y 1990 parece haber sido objeto de comercio internacional, principalmente exportado a Noruega.

Carne: La carne del tiburón peregrino se ha utilizado para fabricar harina de pescado y, seca o fresca, para el consumo humano. Su bajo precio de 2,5 a 3 libras por tonelada en los primeros años del decenio de 1960 hizo que no fuese económico su procesamiento (McNally 1976). La carne de tiburón peregrino se vendía en el mercado de Billingsgate, Londres, en el decenio de 1970, y en tiendas de "fish and chip" en Escocia en el decenio de 1980 y en los primeros años del de 1990. El precio de la carne era de 0,30 a 0,80 libras esterlinas/kg en los primeros años del decenio de 1990 (Fleming y Papageorgiou 1996). Chen *et al.* (1996 en Phipps 1996) daban un valor de 1,10 dólares/kg en los mercados de pescado para la totalidad del tiburón peregrino en Taiwán.

Aletas: Se cree que las aletas desembarcadas en Europa y otras naciones pesqueras fuera de Asia sudoriental se dirigen principalmente al comercio internacional y no se utilizan en los países de origen en un grado importante. Las aletas desembarcadas en China y Japón pueden utilizarse en los mercados nacionales o exportarse para su procesamiento.

Cartilago, piel y otros productos: Probablemente el cartilago de tiburón peregrino se utiliza sólo en pequeñas cantidades a nivel nacional. Puede que se exporte en "bruto" antes de su posible reimportación como producto elaborado para su uso en el país de origen. El gran tamaño del tiburón peregrino probablemente hace que el procesamiento de su cartilago sea más rentable y deseable que el de los tiburones más pequeños. No se ha obtenido información sobre la utilización nacional actual de la piel del tiburón peregrino en la manufactura de curtidos o su utilización en otros productos.

3.2 Comercio internacional lícito

Se conocen cuatro productos procedentes del tiburón peregrino que llegan al mercado internacional en cantidades importantes (aunque en gran medida sin registrar): aceite de hígado; aletas, cartilago y carne. Sin embargo, se dispone de pocos datos aduaneros sobre las cantidades de aletas, cartilago o aceite importadas y exportadas desglosadas por especies, y la mayor parte de los países que llevan algún registro del comercio de tiburones separado de los demás peces combinan todos los productos procedentes del tiburón en una categoría única. Así pues, es imposible determinar de forma precisa el volumen de productos procedentes del tiburón peregrino que son objeto de comercio internacional o de qué poblaciones proceden. Es posible que se conozcan nuevos datos sobre el comercio de los productos derivados del tiburón peregrino tras la inclusión por el Reino Unido de esta especie en el Apéndice III de la CITES en 2000 y en el Anexo C del Reglamento de la Comunidad Europea relativo a la CITES. Aunque las reservas del Japón y Noruega impedirán la facilitación de información sobre el comercio de aletas entre esas Partes, el comercio de la Comunidad Europea deberá controlarse en virtud de lo dispuesto en los reglamentos 338/97 y 1808/2001 de la Comunidad Europea (no se conocía ninguno de ellos en el momento de redactar el presente informe). La información que figura a continuación se obtuvo de la bibliografía y de entrevistas con comerciantes de aletas.

Aceite de hígado: El valor del aceite ha descendido en los últimos decenios. Fleming y Papageorgiou (1996) adelantan unos valores de 600 libras esterlinas/t para el aceite de hígado desembarcado en Escocia en los primeros años del decenio de 1980, pero ese precio había descendido hasta 230

libras esterlinas/t en los últimos años de ese decenio. Fairfax (1998) informa de unos precios para el hígado de 250 libras esterlinas/t (375 dólares/t) en los primeros años del decenio de 1990 y señala que ya no se desembarcaba el hígado en los últimos años de la reciente pesquería en el Firth of Clyde en Escocia debido a que el alto costo de la exportación del aceite a Noruega hacía que no fuese económica. Al parecer, en la pesquería de Noruega tampoco se desembarca aceite de tiburón peregrino, aunque Noruega ha importado grandes cantidades de aceite de tiburón (de varias especies) en decenios anteriores. Los tiburones peregrinos capturados incidentalmente en pesquerías de Nueva Zelanda (véase el Anexo 6) se procesaban para aprovechar el aceite al menos desde 1965 (Anon 1991a), pero las aletas adquirieron mayor valor en los primeros años del decenio de 1990 (Anon 1991b). en los casos en que existen datos de las exportaciones e importaciones de aceite de tiburón, no se distingue entre las especies de origen. Así pues, los registros de aceite de tiburón pueden representar productos procedentes del tiburón peregrino, el quelvacho, la mielga, el carcho y otras especies. Noruega es el único país que comunica información sobre el comercio de aceite de tiburón a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Aletas Las aletas tienen un alto valor en los mercados orientales. McNally (1976) señala que la venta de aletas había proporcionado a la pesquería de la isla Achill “una fuente secundaria, aunque relativamente pequeña, de ingresos desde 1960”, cuando se comenzaron a exportar a España desde Irlanda. Para 1970 se exportaban aletas directamente a Hong Kong. Los precios que se pagaban a los pescadores por las aletas eran de 3.000 libras esterlinas/t en el decenio de 1970, pero había ascendido a 20.000 libras esterlinas (30.000 dólares)/t para 1994 (Fairfax 1998). Fleming y Papageorgiou (1996) indican que se exportaban aletas de Escocia a Noruega por 6 dólares/kg (4 libras esterlinas/kg) en 1983. Los precios subieron después, con un incremento especialmente rápido en los primeros años del decenio de 1990, y las aletas para la exportación llegaron a alcanzar los 6,25 dólares/kg (17,50 libras esterlinas/kg) en 1994, un aumento superior al 300% en nueve años (Anon 1991b). Fairfax (1998) comunicó que la mayor cantidad de aletas obtenida de una sola hembra en la reciente pesquería del Firth of Clyde fue de 92 kg, con un valor muy superior a 1.500 dólares (1000 libras esterlinas), y hasta de 2.400 dólares (1.600 libras) para el pescador. Algunos años después (agosto de 2000), www.fis.com/fis/hotnews informó de que los tiburones peregrinos capturados incidentalmente en Noruega podían proporcionar entre 70 y 90 kg de aletas que, a un precio superior a 200 coronas noruegas/kg, representa hasta 20.000 coronas noruegas (1.500 libras esterlinas o > 2.000 dólares) por ejemplar (la carne se desecha en el mar).

Norsk Medicinal Union A/S compra aletas de los pescadores y las comercializa en Asia sudoriental. Las exportaciones de aletas desde Noruega al Japón han venido aumentando de forma continua: en 1992 se exportaron 0,096 t de aletas, en 1993 7,218 t y en 1994 26,859 t (de una carta de la Dirección para la Ordenación de la Naturaleza, de 21 de septiembre de 1995, citada en Castro *et al.* en preparación). Un comerciante de aletas japonés (Sr. Kuniaki Takahashi, Presidente de Chinese Cuisine Takahashi, Tokyo), dice que visitó Noruega para adquirir aletas de tiburón peregrino antes del colapso de la población. Importó personalmente 3 t desde Noruega en 1995 a un precio de 14 dólares/kg y 16 t en 1996 a un precio de 23 dólares/kg (la última transacción representaba todas las aletas disponibles ese año, aunque una comparación con los desembarcos de aletas declarados (véase el cuadro 1) indica que también se estaban realizando otras exportaciones). El Sr. Takahashi dijo que había recibido críticas de otros comerciantes de aletas por el alto precio pagado, porque podría hacer subir el precio de las aletas en el mercado mundial. Esos precios se alcanzan porque las aletas de tiburón peregrino se consideran de altísima calidad en la cocina Kwang Tong (una de las cuatro principales cocinas chinas) y por la demanda para su utilización como “muestra” a la entrada de los restaurantes chinos. (En otras cocinas se considera una aleta de segunda categoría por su naturaleza calcificada o parcialmente calcificada).

Los precios de las aletas secas para su procesamiento son, por supuesto, mucho mayores. Un procesador de aletas noruego informó de que en abril de 1956 el precio de las aletas secas de tiburón peregrino era de unos 130 dólares/kg (90 libras esterlinas/kg) (Fleming y Papageorgiou 1996). Algunas aletas pueden usarse a nivel nacional en los restaurantes orientales de los países de origen, pero se cree que es probable que la práctica totalidad de las aletas de los tiburones

peregrinos capturados en aguas europeas y otras zonas fuera de Asia sudoriental sean objeto de comercio internacional; algunas pueden reimportarse más tarde una vez procesadas. Lum (1996) informa de que las aletas de tiburón peregrino importadas de Noruega son las más caras a la venta en Singapur a 400 dólares de Singapur (200 libras esterlinas o > 300 dólares) por kilogramo (secas) o 88 dólares de Singapur (44 libras esterlinas) por plato en restaurantes.

Parry-Jones (1996b en Phipps 1996) cita precios al por menor proporcionados por un experimentado comerciante de Hong Kong de 25 dólares/kg, 256 dólares/kg y 330 dólares/kg respectivamente para los juegos congelados, secos y procesados de aletas de tiburón peregrino (un juego de aletas comprende normalmente dos pectorales, una dorsal y una caudal inferior). Otro comerciante citó un precio de 846 dólares/kg para una única aleta (seca) que pesaba 7,3 kg (6.176 dólares por la aleta completa), que se suponía era de un tiburón peregrino o de un tiburón ballena. En junio de 1998 una única aleta de tiburón de 1 metro de altura, probablemente de un tiburón peregrino, estaba a la venta en un restaurante en las afueras de Chengdu, Sichuan (China) por 80.000 yuan (algo menos de 10.000 dólares) (Antony Whitten, com. pers.). En Beijing se comunicaron precios de 138.000 yuan (16.600 dólares) y más por aletas similares en 1999 y 2000 (S. Fowler, com. pers.). En Hong Kong, las aletas de tiburón peregrino se denominan Na Wei Tian Jiu Chi (tiburón de los nueve cielos de Noruega) y, al parecer, son fácilmente reconocibles por los comerciantes. En los registros de subastas de diciembre de 1999 y noviembre de 2000 figuran los precios de esas aletas entre 51 dólares y 114 dólares por kg.

Cartilago: Es imposible determinar el volumen de cartilago que entra en el comercio internacional. Sin embargo, Fleming y Papageorgiou (1996) comunican que las cápsulas de cartilago fabricadas y de venta en farmacias, tiendas homeopáticas y centros de salud en Bélgica se etiquetan como "*ex Ceatarinus maximus pulvis*". Si ese etiquetado es exacto, con toda certeza el cartilago se habría importado a Bélgica; puesto que no hay ninguna pesquería de tiburón peregrino en la parte sur del mar del Norte. Ese producto se exporta también de Bélgica a Francia, Portugal, Alemania y Suiza.

Carne: Fleming y Papageorgiou (1996) comunicaron que el mercado para las exportaciones de carne de tiburón peregrino (con un precio de 1 dólar/kg en 1996) de Noruega a Europa oriental estaba en aumento, pero la mayor parte de la carne de bajo valor se desecha.

3.3 Comercio ilícito

Todo el comercio internacional conocido de productos de tiburón peregrino es lícito. El comercio ilícito sólo tendría lugar si los productos procediesen de zonas donde la especie estuviera protegida y donde se hubiera capturado ilegalmente (por ejemplo, las zonas enumeradas en la sección 4.1); sobre la base de los limitados registros de comercio de esa especie existentes no parece haber pruebas a ese respecto.

3.4 Efectos reales o potenciales del comercio

El alto valor de las aletas de tiburón peregrino en el comercio internacional parece ser la razón por la que la pesquería del Atlántico nororiental de esta especie es todavía viable, ahora que los precios del aceite de hígado han descendido (véase más arriba). La falta de un mercado nacional importante en Noruega o en otros países europeos para las aletas de tiburón peregrino sin procesar entraña que el comercio internacional de este producto es el principal motor de la pesca dirigida.

También es probable que el valor del comercio internacional tenga un impacto importante en la mortalidad derivada de la pesca incidental. Como informaron Lien y Fawcett (1986), la existencia de un mercado para los productos del tiburón peregrino, incluidas las aletas, objeto de comercio internacional, alentaba a los pescadores de bacalao y salmón de Newfoundland a seguir dejando sus redes en el agua cuando había tiburones peregrinos presentes, lo que entrañaba un riesgo de colisión, enredo y daños para las artes de pesca. Eso se debe a que el valor de los productos derivados del tiburón sobrepasa el costo de los daños causados a las redes. En ausencia de un mercado para los

productos procedentes del tiburón peregrino, las redes se retirarían del agua cuando se supiera que esos peces estaban presentes. En efecto, el mercado internacional para los productos del tiburón peregrino ha convertido una pesquería incidental en una pesquería dirigida. El alto valor de las aletas de tiburón peregrino en el comercio internacional también fomenta la extracción en otras pesquerías de las aletas de los tiburones peregrinos capturados incidentalmente que, de otra manera, tal vez se liberasen vivos. Esas consideraciones han conducido a la introducción de medidas de gestión en la legislación sobre la conservación de la naturaleza o la pesca en el Reino Unido, los Estados Unidos de América y Nueva Zelandia (véase la sección 4), pero el aumento reciente de los desembarcos en Nueva Zelandia (Anexo 6) indica que el aumento del valor de las aletas en el comercio internacional está fomentando la utilización de capturas accidentales que antes se descartaban.

3.5 Cría en cautividad con fines comerciales

No es posible.

4. Conservación y gestión

4.1 Situación jurídica

4.1.1 Nacional

Reino Unido: La muerte, la captura o el acoso intencional del tiburón peregrino están prohibidos en aguas británicas (hasta el límite de 12 millas) y esos tiburones están protegidos de la venta, el ofrecimiento para la venta o la posesión con fines de venta en virtud de la inclusión en 1998 en una lista del Anexo 5 de la Ley de Fauna y Flora Silvestres y Paisaje de 1981. En Inglaterra y Gales, en virtud de la Ley sobre el Paisaje y la Servidumbre de Paso de 2000, la especie está protegida también contra el acoso intencionado e imprudente.

Isla de Man: El tiburón peregrino está protegido en un radio de 12 millas en torno a la Isla de Man (una dependencia de la corona del Reino Unido). Pese a la protección de que ha disfrutado en la isla desde 1990, el número de tiburones peregrinos avistados en torno a la isla en los últimos años ha descendido (K Watterson in bibl.).

Guernsey, Islas del Canal: En virtud de la legislación pesquera el tiburón peregrino está estrictamente protegido en torno a Guernsey (una dependencia de la corona del Reino Unido).

Malta: El tiburón peregrino fue protegido en la legislación nacional en septiembre de 1999.

Aguas del Estado de Florida, Estados Unidos de América: El tiburón peregrino (en el extremo inferior de su área de distribución, en Florida), está totalmente protegido en las aguas del Estado (hasta el límite de 3 millas en la costa oriental y 9 millas en la costa del Golfo).

Aguas federales del Atlántico y del Golfo (3 a 200 millas), Estados Unidos de América: El tiburón peregrino está estrictamente protegido en virtud del Plan de Gestión de la Pesca de los Estados Unidos. La pesca dirigida comercial y el desembarco o la venta (por pescadores comerciales o de recreo) de esta especie están prohibidos. En esa prohibición se reconoce la vulnerabilidad biológica (limitado potencial reproductivo y lentitud del movimiento en la superficie) de la especie y se puso en vigor para evitar el desarrollo de pesquerías dirigidas.

Nueva Zelandia: El tiburón peregrino es una de las varias especies de peces (incluidos algunos teleósteos) que han recibido protección parcial en virtud de la legislación pesquera (la Ley de Pesca de 1983). La pesca dirigida comercial de la especie ha estado prohibida desde 1991, aunque se permiten las capturas incidentales y no se prohíbe la extracción de las aletas (véase el Anexo 6).

4.1.2 Internacional

Mediterráneo

El tiburón peregrino está incluido en las listas del Anexo II sobre “especies amenazadas o en peligro” del Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas del Mediterráneo del Convenio de Barcelona para la Protección del Mar Mediterráneo contra la Contaminación de 1976 (firmado el 10 de junio de 1995). Recibirá total protección en el Mediterráneo una vez que el Convenio sea ratificado y se promulgue la legislación pertinente (véase Malta, supra). En diciembre de 1997, la población del Mediterráneo se incluyó en el Apéndice II (especies estrictamente protegidas) del Convenio de Berna sobre la conservación de la fauna y flora silvestres y los hábitat naturales de Europa.

4.2 Gestión de la especie

De las consultas con los órganos internacionales sobre la pesca se desprende que ninguna organización pesquera ha emprendido o tiene previsto emprender medidas de gestión de las poblaciones de tiburón peregrino.

4.2.1 Supervisión de la población

La supervisión que se hace de esta especie es limitada, y no se dispone de suficiente información de calidad para poder determinar tendencias de la población con alguna fiabilidad, aunque la investigación que actualmente realiza el Reino Unido, incluidos los programas de avistamiento por el público y un proyecto de investigación financiado por el Gobierno podrían resolver este problema. Los programas de avistamiento por el público únicamente registran tiburones en la superficie y se ven afectados por las condiciones meteorológicas y el esfuerzo de los observadores. La variación en las cifras correspondientes a distintos años no puede, por tanto, atribuirse de forma fiable a cambios en el tamaño de la población. Algunos departamentos de pesca, incluidos los de Noruega (cuyos registros por pesca de aletas son difíciles de interpretar) y Nueva Zelandia (capturas incidentales), registran las capturas de tiburón peregrino, pero no se dispone de ningún sistema de supervisión que pueda servir de base a una gestión sostenible de las pesquerías. La mayoría de los países que informan sobre los desembarcos de elasmobranquios no distinguen entre especies de tiburones (únicamente proporcionan cifras del total desembarcado); se comunica el peso de los productos, y no el número de ejemplares; y no se dispone apenas de datos sobre el esfuerzo pesquero. Incluso cuando las capturas se comunican de forma precisa, no se dispone de datos de capturas por unidad de esfuerzo que permitan extrapolar el rendimiento de las pesquerías para obtener una tendencia global de la población. Hay una necesidad urgente de disponer de mejores datos sobre capturas, utilización y comercio sobre los que basar los esfuerzos para la gestión sostenible de esta especie.

4.2.2 Conservación del hábitat

4.2.3 Medidas de gestión

Cupo para Europa

Tras el establecimiento de los límites de pesca en 200 millas en torno a los países de la Comunidad Europea (incluidos el Reino Unido e Irlanda) en el decenio de 1970, en 1978 se acordó un cupo anual para la captura de tiburón peregrino por Noruega en aguas de la CE (como parte de un intercambio por cupos de merluza en aguas noruegas). La cupo fue en 1982 de 800 toneladas de hígado, que se redujo posteriormente a 400 toneladas (entre 800 y

1000 ejemplares) en 1985, después a 200 toneladas y más tarde a 100 toneladas (aproximadamente entre 200 y 300 ejemplares al año con un promedio de 0,4 a 0,5 toneladas de hígado por ejemplar) desde 1994. Durante varios años no se ha capturado esa cupo. La captura total permitida se redujo a cero (0) en 2001 (Reglamento 2848/2000 de la CE).

Plan de Acción Internacional de la FAO para la Conservación y Ordenación del Tiburón

En el marco del Plan de Acción Internacional para la Conservación y Ordenación del Tiburón (PAI-Tiburón), aprobado por la FAO en 1999 se requiere la gestión y la vigilancia de las especies de tiburones capturados en pesquerías dirigidas e incidentalmente. El objetivo del PAI de la FAO es velar por la conservación y gestión de los tiburones y su utilización sostenible a largo plazo y en él se pide a los Estados que adopten el Plan voluntariamente que identifiquen y presten especial atención, en particular, a las especies vulnerables o amenazadas y que faciliten la identificación y presentación de informes sobre datos biológicos y de comercio de especies concretas. El avance de la aplicación de ese PAI totalmente voluntario ha sido extremadamente limitado desde su aprobación (véase el documento 19.2 de la 18a. reunión del Comité de Fauna) y no ha conducido a la adopción de nuevas medidas importantes de gestión de los tiburones. Parece muy poco probable que se consiga la ordenación sostenible de la pesca de tiburones o su conservación en un futuro previsible. La CITES sigue ofreciendo el único método eficaz para controlar los datos de comercio internacional a nivel de especie. En abril de 2002, el Comité de Fauna concluyó que la 12a. reunión de la Conferencia de las Partes debía examinar el posible papel de la CITES en la prestación de asistencia a las Partes en la FAO en la aplicación del PAI-Tiburón, especialmente en lo que se refiere al comercio internacional de tiburones y de sus partes y derivados.

4.3 Medidas de control

- 4.3.1 Comercio internacional
- y
- 4.3.2 Medidas nacionales

El Reino Unido incluyó el tiburón peregrino en las listas del Apéndice III de la CITES en 2000 (a lo que el Japón y Noruega presentaron posteriormente reservas). El comercio se controla en la Unión Europea con arreglo a lo dispuesto en los Reglamentos CE 338/97 y 1808/2001.

5. Información sobre especies similares

El tiburón peregrino es la única especie de la familia de los cetorrínidos. Su apariencia es muy singular, y es difícil confundirlo con ninguna otra especie (excepto tal vez con ejemplares de gran tamaño de gran tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) si no se observa claramente en zonas en que sus áreas de distribución se superponen –por ejemplo en el sur de Australia). Las aletas de los adultos son extremadamente grandes y, tan sólo por esa razón, es muy poco probable que se confundan con las de ninguna otra especie cuando se separan del cuerpo. El tiburón ballena (*Rhincodon typus*) tiene también aletas muy grandes, pero su piel es moteada y las aletas son cóncavas y redondeadas en los extremos, en tanto que el tiburón peregrino tiene aletas triangulares con extremos puntiagudos. Se ha preparado una hoja de identificación en el manual de la CITES para ayudar en la identificación de las aletas de tiburón peregrino objeto de comercio. Esa hoja de identificación se distribuyó a las Partes en 2001 (hoja de identificación A-500g.005.001.001). La carne, el cartílago y el aceite son más difíciles de distinguir, pero sólo en raras ocasiones son objeto de comercio internacional. El Reino Unido ha financiado el desarrollo de una prueba de ADN que permita la identificación y diferenciación críticas de esos productos de los procedentes de otros tiburones. En los resultados obtenidos hasta la fecha se han identificado dos lugares genéticos que se amplifican con una buena especificidad a partir del ADN del tiburón peregrino, pero no de los demás tiburones objeto de ensayos. Ese ADN amplificado incluye suficiente información para diferenciar los tiburones peregrinos de otras especies de tiburones lamniformes y es lo suficientemente corto para poder amplificarse a partir de material muy degradado (Hoelzel, 2001). Puede consultarse un

informe completo sobre el método y los resultados en (http://www.ukcites.gov.uk/pdf_files/dnf.pdf). También es posible identificar la especie de la que proviene un aceite de hígado de tiburón mediante procedimientos de obtención del perfil del aceite –por ejemplo clase de aceite, ácido grado, gliceril éter. Una parte del contenido en hidrocarburos del aceite del hígado del tiburón peregrino se deriva del zooplancton de que se alimenta esta especie y puede, por tanto, distinguirse fácilmente del aceite procedente del hígado de otras especies (Blumer 1967, Blumer y Thomas 1965, Blumer *et al.* 1963).

6. Otros comentarios

6.1 Comentarios de otras Partes.

El 3 de mayo de 2002 se distribuyó un proyecto de la presente propuesta a un gran número de Estados del área de distribución que se enumeran en el Anexo 2. Se recibieron expresiones de apoyo de Australia, Mónaco y la Unión Europea y sus Estados miembros, la mayoría de los cuales son Estados del área de distribución. Varios otros Estados del área de distribución indicaron en consultas oficiosas que estaban a favor de la propuesta, pero no todos respondieron con tiempo suficiente para que sus comentarios pudieran incluirse en la presente sección. Noruega dijo que no podía apoyar la propuesta porque en el momento actual resulta más apropiado que de la conservación y gestión de las especies de peces marinos se ocupen las organizaciones internacionales de pesca. Dudaba de que los datos contenidos en la propuesta apoyasen la afirmación de que el tiburón peregrino está “amenazado de extinción o es probable que lo esté a causa del comercio”. Opina también que es incorrecto interpretar un descenso constante del número de ejemplares capturados como un descenso de la población.

También se consultó, el 3 de mayo de 2002, a los órganos mundiales que se ocupan de la pesca en el mar incluidos en el sitio de la FAO en la Internet (www.fao.org/fi/boy/rfb/index.htm) se les pidió que proporcionasen información sobre las capturas, incluidas las capturas incidentales, la evaluación de las poblaciones o cualesquiera otra medidas de gestión del tiburón peregrino. De los seis órganos que habían respondido para el 30 de mayo, la mayoría confirmaron que no disponían de datos sobre capturas ni de medidas de gestión para el tiburón peregrino. Únicamente el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) pudo proporcionar datos de capturas (para el Atlántico septentrional). Esos datos se han incluido en la presente propuesta.

7. Observaciones complementarias

7.1 Evaluación del tiburón peregrino con arreglo a los criterios biológicos de la CITES

La presente propuesta para la inclusión del tiburón peregrino en las listas del Apéndice II de la CITES se basa en la evolución de la situación biológica de la especie que figura más abajo, utilizando el criterio B(i) para la inclusión en las listas del Apéndice II de la CITES (a saber “*se sabe, deduce o prevé que la recolección de especímenes del medio silvestre destinadas al comercio internacional tiene, o puede tener, un impacto perjudicial sobre la especie excediendo, durante un período prolongado, el nivel en que puede mantenerse indefinidamente*”).

1. La especie ha sido objeto de pesca insostenible en varias partes del mundo, incluido el Atlántico nororiental, el Pacífico nororiental y el Pacífico noroccidental (véase el resumen en el Anexo 4). Todas estas pesquerías parecen haber sobrepasado los límites sostenibles y la mayoría causó el colapso de la población en un plazo de 10 a 20 años (el período de generación para esta especie se calcula en 22 años en www.fishbase.org).
2. Al menos algunos de los productos de algunas de esas pesquerías han entrado en el comercio internacional.

3. En los últimos años, las pesquerías de tiburón peregrino del Atlántico nororiental se han mantenido económicamente, en gran medida, por el alto valor de las aletas de tiburón en el mercado internacional.

En esta evaluación se cumple también el criterio A del Anexo 2a, si se recurre al los criterios C (i) y (ii) del Anexo 1, a saber *"una disminución del número de ejemplares en la naturaleza, que se haya bien sea: i) comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado (pero con probabilidad de reiniciarse); o ii) deducido o previsto, atendiendo a alguno de los aspectos siguientes:los niveles o los tipos de explotación"*. De hecho, en la mayoría de las tendencias de las pesquerías dirigidas que se resumen en el Anexo 4 se han encontrado descensos de entre el 50% y el 95%, a menudo dentro del período de generación estimado para esta especie.

7.2 Evaluación del tiburón peregrino según los criterios recomendados por la FAO para la inclusión en las listas de la CITES

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) ha considerado cuidadosamente el riesgo de extinción de los peces marinos, especialmente en el contexto de las propuestas de inclusión en las listas de la CITES. La FAO (2000) señala que las especies de gran longevidad y madurez tardía, tanto de alta como de baja fecundidad, especialmente las últimas, sufren un riesgo relativamente alto de extinción a causa de la explotación.

Se consideró que la productividad, como medida de la capacidad para soportar la explotación, era la magnitud más importante al evaluar la situación de una población y su vulnerabilidad a la pesca. Las especies más vulnerables son las que tienen una tasa intrínseca de aumento de la población $< 0,14$ y un tiempo de generación > 10 años (FAO 2001). Los datos sobre el ciclo biológico que se presentan en la sección 2.4 indican que esta especie queda dentro de la categoría de menor productividad de la FAO y, por tanto, cumpliría las condiciones para que se considerase su inclusión en las listas del Apéndice I si su población se hubiera reducido al 20% del valor histórico de referencia (FAO 2001). Además, la FAO (FAO 2001) recomendó que, incluso si una especie no sigue estando en declive, si las poblaciones se hubieran reducido hasta situarse cerca (definido como entre el 5% y el 10% por encima del grado correspondiente a la directriz para la inclusión en el Apéndice I) de la directriz de declive mencionada anteriormente, podría considerarse su inclusión en las listas del Apéndice II. Como se ha demostrado más arriba y en el Anexo 4, los datos sobre capturas indican claramente que algunas pesquerías de tiburón peregrino han mostrado descensos de la población (expresada en número de ejemplares desembarcados) de entre el 87% y el 95% dentro del período de generación para esta especie, y en algunas ocasiones una reducción de las capturas hasta el 5% del nivel histórico de referencia. Esos descensos se consideran una indicación del declive de la población, como se describe en las pesquerías de otras especies de grandes tiburones con un alto valor de mercado.

En resumen, además de satisfacer los criterios para la inclusión en las listas enunciados en la Resolución Conf. 9.24, esta especie cumple las directrices recomendadas por la FAO para la inclusión de especies acuáticas objeto de explotación comercial en las listas.

8. Referencias

Ver Anexo 3.

Annexes (English only)

Annex 1 Scientific synonyms of *Cetorhinus maximus*.

Annex 2 Countries where *Cetorhinus maximus* has been recorded.

Annex 3 References

Annex 4 Trends in fisheries yields or sightings for the basking shark.

Annex 5 North East Atlantic basking shark landings data.

5a Targeted Northeast Atlantic basking shark landings (numbers of sharks caught), 1946-1996.

5b Norwegian basking shark landings, recorded by ICES Fishing Area from 1973.

Annex 6 Detailed review of additional fisheries for basking shark.

Annex 7 Executive summary.

Scientific synonyms of *Cetorhinus maximus*

Halsydrus pontoppidani (Neill, 1809);
Tetroras angiova Rafinesque, 1809;
Squalus gunnerianus Blainville, 1810;
Squalus homianus Blainville 1810;
Squalus pelegrinus Blainville, 1810;
Squalus peregrinus Blainville, 1811;
Squalus (Cetorhinus) gunneri Blainville, 1816;
Squalus (Cetorhinus) shavianus Blainville, 1816;
? *Scoliophis atlanticus* Anon., 1817;
Squalus isodus Macri, 1819;
Squalus rostratus Macri, 1819;
Squalus elephas LeSueur, 1822;
Squalus rashleighanus Couch, 1838;
Squalus rhinoceros Mitchell, in DeKey, 1842;
Squalus cetaceus Gronow, 1854;
Polyprosopus macer Couch, 1962;
Cetorhinus blainvillei Brito Capello, 1870;
Selachus pennantii Cornish, 1885;
Cetorhinus maccoyi Barrett, 1933;
Cetorhinus maximus forma infanuncula Deinse & Adriani, 1953;
Cetorhinus maximus normani Siccardi, 1960.

Countries where *Cetorhinus maximus* is found

Alaska (USA)	Germany	New Zealand
Albania	Gibraltar (UK)	Norway
Algeria	Greece	Peru
Argentina	Greenland	Portugal
Australia	Iceland	Russian Federation
Belgium	Ireland	Senegal
Brazil	Isle of Man (UK)	Slovenia
Canada	Italy	South Africa
Cape Verde	Japan	Spain
Chile	Korea D P Republic	Sweden
China	Korea, Republic of	Taiwan
Croatia	Libyan Arab Jamhiriya	Tunisia
Cuba	Malta	Turkey
Denmark	Mexico	United Kingdom
Ecuador	Monaco	United States of America
Faeroe Islands	Morocco	Uruguay
Falkland Islands (UK)	Namibia	Western Sahara
France	Netherlands	Yugoslavia

(source: www.fishbase.org FAO Catalogue of Sharks of the World; Checklist of fish and invertebrates listed in the CITES appendices and in EC Regulation 338/97, 5th edition. JNCC report No. 292).

References

- Anon. (1991a). The good oil. *New Zealand Professional Fisherman* 5(8): 35-36.
- Anon. (1991b). Shark fins – facts and fallacies. *New Zealand Professional Fisherman* 5(9): 12-14.
- Anon. (2000). *UK Biodiversity Group Tranche 2 Action Plans. Volume V: maritime species and habitats*. English Nature, Peterborough, UK.
- Beddington, J.R. and Cooke, J.G. (1983). The potential yield of fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* (242) 47pp.
- Berrow, S.D. & Heardman, C. (1994). The basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus) in Irish waters - patterns of distribution and abundance. *Proceedings of the Royal Irish Academy* 94B, 2. 101-107.
- Berrow, S.D. (1994). Incidental capture of elasmobranchs in the bottom set gill-net fishery off the south coast of Ireland. *Journal of Marine Biological Association UK*, 74. 837-847.
- Blumer, M. (1967). Hydrocarbons in the digestive tract and liver of a basking shark. *Science* 156:390-391.
- Blumer, M and DW Thomas. (1965). "Zamane", isomeric C19 monoolefins from marine zooplankton, fishes and mammals. *Science* 148:370-371
- Blumer, M., MM Mullin and DW Thomas. (1963). Pristane in zooplankton. *Science* 143:974.
- Bonfil, R. (1994). *Overview of world elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper 341. FAO, Rome, Italy.
- Buranudeen, F. & Richards-Rajadurai, P.N. (1986). Squalene. *Infofish Marketing Digest* n1/86:42-43.
- Cailliet, G.M., Holts, D.B., & Bedford, D. (1993). A review of the commercial fisheries for sharks on the west coast of the United States. In: J.Pepperell, J.West, & P.Woon (eds). *Shark Conservation*. Zoological Parks Board of NSW. Australia.
- Camhi, M., S.L. Fowler, J. Musick, A. Brautigam & S. Fordham. 1998. Sharks and their relatives: Ecology and Conservation. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 20. IUCN, Gland, Switzerland.
- Casey, J.G., Mather, F.J., Mason, J.M. & Hoenig, J. (1978). Offshore fisheries of the Middle Atlantic Bight. In: H. Clepper, (ed.). *Marine recreational fisheries 3: Proc. of the Second Annual Marine Recreational Fisheries Symposium*. 107-129. Sport Fishing Institute, Washington DC.
- Castro, J.I., Woodley, C.M., and Brudek, R.L. (1999). *A preliminary evaluation of the status of shark species*. FAO Fisheries Technical Paper No 380. Rome, FAO.
- Chen, C.T., Liu, K.M., Joung, S.J. and Phipps, M.J. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in Taiwan. In: Phipps, M.J. TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Clemens, W.A. & Wilby, G.V. (1961). *Fishes of the Pacific coast of Canada* Fisheries Research Board of Canada, Bull. 86, 2nd Edition.
- Compagno, L.J.V. (1984). *Sharks of the World. Hexanchiformes to Lamniformes*. FAO Fisheries Synopsis No. 124, Volume 4, Part 1. FAO, Rome.
- Darling, J.D. & Keogh, K.E. (1994). Observations of basking sharks *Cetorhinus maximus* in Clayoquot Sound, British Columbia. *Canadian Field Naturalist* 108, 199-210.
- Earll, R.C. (1990). The basking shark: its fishery and conservation. *British Wildlife*. 121-129.
- Fairfax, D. (1998). *The basking shark in Scotland: natural history, fishery and conservation*. Tuckwell Press, East Linton, Scotland. 206 pp.
- FAO. (2001). Report of the second technical consultation of the CITES criteria for listing commercially exploited aquatic species. FAO Fisheries Report No. 667. FAO, Rome.
- FAO. (2000). An appraisal of the suitability of the CITES criteria for listing commercially-exploited aquatic species. FAO Fisheries Circular No. 954. FAO, Rome.
- Fleming, E.H. and Papageorgiou, P. (1996.) European regional overview of elasmobranch fisheries and trade in selected Atlantic and Mediterranean countries. TRAFFIC Europe.
- Fowler, S.L. (1996). Status of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Shark News* 6:4-5. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- Fowler, S.L. (in press). Status of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). In: Fowler, S.L., Camhi, M., Burgess, G., Fordham, S., and Musick, J. In press. *Sharks, rays and chimaeras: the status of the Chondrichthyan fishes*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Francis, M.P. and Duffy, C. (2002). Distribution, seasonal abundance and bycatch composition of basking sharks *Cetorhinus maximus* in New Zealand, with observations on their winter habitat. *Marine Biology* 140(4): 831-842.
- Gauld, J.A. (1989). Records of Porbeagles landed in Scotland, with observations on the biology, distribution and exploitation of the species. *Scottish Fisheries Research Report* 45. Aberdeen.

- Hoelzel, A.R. (2001). Shark fishing in fin soup. *Conservation Genetics* 2: 69-72.
- Holden, M.J. (1968). The rational exploitation of the Scottish-Norwegian stocks of spurdogs (*Squalus acanthias* L.). *Fishery Investigations Series II*, 25(8), 28 pp.
- Holden, M.J. (1974). Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. In: Harden Jones, F.R. (ed.) *Sea Fisheries Research*. pp 117-137. John Wiley and Sons.
- Hueter, R.E. (1998). Philopatry, natal homing and localised stock depletion in sharks. *Shark News* 12, 1-2. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- ICES (1995). Report of the Study Group on Elasmobranch Fishes. *ICES CM 1995/G:3*. International Council for the Exploration of the Sea. Denmark.
- IUCN (2000). *IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN–The World Conservation Union, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Kunzlik, P.A. (1988). The basking shark. *Scottish Fisheries Information Pamphlet No. 14*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. Aberdeen.
- Last, P.R. & Stevens, J.D. (1994). *Sharks and rays of Australia*. CSIRO Division of Fisheries, Australia.
- Lien, J. and Aldrich, D. (1982). The basking shark (*Cetorhinus maximus*) in Newfoundland. Report to the Department of Fisheries, Government of Newfoundland and Labrador. 186 pp.
- Lien, J. and Fawcett, L. (1986). Distribution of basking sharks *Cetorhinus maximus* incidentally caught in inshore fishing gear in Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist*, 100, 246-252.
- Lum, M. (1996). Every mouthful of shark's fin in high demand. *Singapore Sunday Times, (Straits Times)* May 19 1996, Leisure page.
- McNally, K. (1976). *The Sun-Fish Hunt*. Blackstaff Press, Belfast.
- Olsen, A.M. (1954). The biology, migration and growth rate of the school shark *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhinidae) in south-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 5:353-410.
- Owen, R.E. (1984). Distribution and ecology of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus 1765). A Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science in Oceanography. University of Rhode Island.
- Parker, H.W. and Stott, F.C. (1965). Age, size and vertebral calcification in the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Zoologische Mededelingen*, 40, 305-319.
- Parry-Jones, R. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the People's Republic of China. In: Phipps, M.J. TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Pauly, D. (1978). A critique of some literature data on the growth, reproduction and mortality of the lamnid shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). International Council for the Exploration of the Sea. Council Meeting 1978/H:17 Pelagic Fish Committee, 10 pp.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39(3): 175-192.
- Pauly, D. (2002). Growth and mortality of the basking shark *Cetorhinus maximus* and their implications for management of whale sharks *Rhincodon typus*. In: Fowler, S.L., Reed, T.M. and Dipper, F.A. (eds). (2002). *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*. IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xv + 258 pp.
- Pawson, M. and Vince, M. (1999). Management of shark fisheries in the Northeast Atlantic. In: Shotton, R. (ed.). *Case studies of the management of elasmobranch fisheries*. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 378, part 1. Rome, FAO. 1999. pp 1-46.
- Phillips, J.B. (1947). Basking shark fishery revived in California. *California Fish and Game*. V.? 11-23.
- Phipps, M.J. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Rae, B.B. (1962). Porbeagle sharks. *Scottish Fisheries Bulletin* 18, 17-19.
- Reid, P.C., Planque, B. and Edwards, M. (1998a). Is observed variability in the long-term results of the Continuous Plankton Recorder survey a response to climate change? *Fish. Oceanography* 7:3/4, 282-288.
- Reid, P.C., Edwards, M. E., Hunt, H., and Warner, A.E. (1998b). Phytoplankton change in the North Atlantic. *Nature* 391: 546.
- Ripley, W.E. (1946). The biology of the soupfin *Galeorhinus zyopterus* and biochemical studies of the liver. *Fishery Bulletin. California Department Fish Game*, 64, 93pp.
- Robinson, G.A. and Hunt, H.G. (1986). Continuous plankton records: annual fluctuations of the plankton in the western English Channel, 1958-83. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 66, 791-802.
- Roedel, P.M. and Ripley, W.M.E. (1950). California sharks and rays. *California Department Fish Game, Fishery Bulletin* 64:7-37.
- Rose, D. (1996). *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes*. TRAFFIC International.
- Russell, F.S. (1936). On the value of certain plankton animals as indicators of water movements in the

- English Channel and the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 20, 309-331.
- Siccardi, E.M. (1960). *Cetorhinus* in el Atlantico sur. In: Actas y trabajos del Primer Congreso Sudamericano de Zoología, La Plata, 1959. Vol. 4:251-63.
- Siccardi, E.M. (1971). *Cetorhinus* in el Atlantico sur (Elasmobranchii: Cetorhinidae). *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat.* 6(2):61-101.
- Sims, D.W., Fox, A.M., and Merrett, D.A. (1997). Basking shark occurrence off south-west England in relation to zooplankton abundance. *Journal Fishery. Biology*. 51: 436-440.
- Sims, D.W. and Quayle, V.A. (1998). Selective foraging behaviour of basking sharks on zooplankton in a small-scale front. *Nature* 393: 460-464.
- Sims, D.W. and Reid, P. C. (2002). Congruent trends in long-term zooplankton decline in the Northeast Atlantic and basking shark (*Cetorhinus maximus*) fishery catches off west Ireland. *Fisheries Oceanography* 11:1, 59-63.
- Sims, D., Southall, E., and Metcalfe, J. (2002). Basking shark population assessment. First Annual Report (including literature review) for Global Wildlife Division of DEFRA. CEFAS Contract report C1310. CEFAS, Lowestoft, UK.
- Sims, D., Southall, E. & Metcalfe, J.D. (In prep.). Migratory movements and over-wintering behaviour of basking sharks.
- Smith, S.E., Au, D.W. & Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49, 663-678.
- Southward, A.J. (1980). The western English Channel – an inconstant ecosystem? *Nature*, London, 285, 361-366.
- Speedie, C. (1998). Basking shark report – Cornwall 1998. *Shark focus* No. 3, p.6.
- Springer, S. and Gilbert, P.W. (1976). The basking shark *Cetorhinus maximus*, from Florida and California, with comments on its biology and systematics. *Copeia*, 1976, 47-54.
- Squire, J.L. (1967). Observations of basking sharks and great white sharks in Monterey Bay 1948-1950. *Copeia* 1:247-250.
- Squire, J.L. (1990). Distribution and apparent abundance of the basking shark *Cetorhinus maximus* off the central and southern California coast, 1962-85. *Marine Fisheries Review* 52(2): 8-11.
- Tomás, A.R.G. and Gomes, U.L. (1989). Observacoes sobre a presenca de *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765) (Elasmobranchii, Cetorhinidae) no sudeste e sul do Brasil. *B. Inst. Pesca*, 16(1): 111-116.
- Uchida, S. (1995). Basking shark. In "*Basic data for the Japanese rare wild animals II* (eds. by Japan Fisheries Resource Conservation Association)", p. 159-167. (In Japanese.)
- Walker, T. (1996). Localised stock depletion: does it occur for sharks? *Shark News* 6:1-2. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- Watkins, A. (1958). *The Sea My Hunting Ground*. London, Heinemann, 250pp.
- Yano, K. [Ken-ichi] (1976). *World of sharks*. Shincho-sha, Tokyo, 230 pp. (In Japanese)
- Yano, K. [Ken-ichi] (1979). *Sharks*. Hosei University Press, Tokyo, 267 + 10 pp. (In Japanese).

Trends in fisheries yields or sightings for the basking shark

Geographical area and description of records.	Time scale	Average catches or sightings per year	Overall (decline) or increase in catches	Average (decline) or increase per decade
Achill Island , Ireland. A targeted coastal basking shark fishery	1947-1975	360/year in 1947-1950, 1,475/year in 1951-1955, 489/year in 1956-1960, 107/year in 1961-1965, 64/year in 1966-1970, 50/year in 1971-1975. Rarely seen in 1990s	(> 95% decline in 25 years)	1940s: increase as fishery develops (1950s: 65% decline) (1960s: 30% decline) (1970s: 20% decline and closure)
West coast of Scotland	1946-1953	121/year throughout fishery. 142/year in 1946-1949, 100/year in 1950-1953.	(~ 30% in 7 years, but trend unclear)	(~ 30%, but trend unclear)
Firth of Clyde, Scotland	1982-1994	58.6/yr in first 5 years, 4.8/yr in last 5 years.	(> 90% in 12 years)	(~ 90%)
Norwegian catches	1946-1996	837/year in 1946-1950 554/year in 1951-1955, 1,541/year in 1956-1960, 1,792/year in 1961-1965, 3,213/year in 1966-1970, 2,236/year in 1971-1975. 1,706/year in 1976-1980 797/year in 1981-1985 343/year in 1986-1990 491/year in 1991-1995 132/year in 1996 – 2000	(90% decline from peak landings in late 1960s to levels in the early 1990s)	~ 200% increase, 1950s ~ 100% increase, 1960s (1970s: 47% decrease) (1980s: 80% decrease) (1990s: 60% overall)
Northeast Atlantic (all catches combined)	1946-1996	1,254/year in 1946-1950 2,094/year in 1951-1955, 2,030/year in 1956-1960, 1,899/year in 1961-1965, 3,277/year in 1966-1970, 2,385/year in 1971-1975. 1,706/year in 1976-1980 848/year in 1981-1985 355/year in 1986-1990 494/year in 1991-1995 132/year in 1996 – 2000	(> 90% decline from the main period of peak landings in the late 1960s to landings in the 1990s). This followed 20 years of fluctuating but rising catches.	~ 40% increase, 1950s ~ 20% increase, 1960s (1970s: 40% decrease) (1980s: 65% decrease) (1990s: 80% overall)
Canadian Pacific	1956-1990s	50-60/year killed in 1950s < 25/year sighted in 1990s	(50% decline)	Data unclear, but a few years of catches resulted in an approximately 50% decline in sightings over 40 years.
California	1946-1950s	300/yr in 1946 200/yr in late 1940s Fishery closed, early 1950s	(30% decline in first few years, then fishery closed)	Data unclear, but a few years of high catches was followed by closure of the fishery.

Japan	1967-1990s	127/yr average, 1967-1974 150 sharks in 1975 20 sharks in 1976 9 sharks in 1977 6 sharks in 1978 Fishery closed, early 1980s 0-2/year sighted in 1990s	(> 95% decline in 10 years)	Data summarised for first 8 years of the fishery, so early trends unclear, but decline rapid in the 2nd half of the fishery and has persisted to present.
China	1960-1990	No quantitative data. Reported to be common in the 1960s, occasionally caught in the 1970s, and rare in 1980s and 1990s.	(No quantitative data, but decline to very low levels reported.)	(No quantitative data, but significant decline indicated in the 1960s and 1970s.)
Isle of Man sightings	1985-1998	Data available suggest a decrease in sightings/effort.	(Average sightings declined by ~ 90%)	(Average sightings declined by ~ 90%)

North East Atlantic basking shark landings data

Targeted NE Atlantic basking shark landings (no. of sharks caught), 1946-1996

Year	Achill Island	Other Irish catches	Scotland	Norway*	Norway 5-yr mean	Total	Total 5-yr mean
1946	0		66	426		492	
1947	6		245	250		501	
1948	80		222	964	837	1,266	1,254
1949	450		35	782	913	1,267	1,673
1950	905		77	1,764	942	2,746	2,026
1951	1,630		147	806	868	2,583	2,128
1952	1,808		68	392	848	2,268	2,243
1953	1,068		110	596	554	1,774	2,094
1954	1,162		0	682	498	1,844	1,879
1955	1,708			294	472	2,002	1,570
1956	977			528	377	1,505	1,340
1957	468			258	747	726	1,533
1958	500			122	1,541	622	2,030
1959	280			2,532	1,844	2,812	2,189
1960	219			4,266	2,046	4,485	2,320
1961	258			2,042	2,463	2,300	2,653
1962	116			1,266	2,384	1,382	2,526
1963	75			2,210	1,792	2,285	1,899
1964	39			2,138	1,748	2,177	1,813
1965	47			1,304	2,331	1,351	2,380
1966	46			1,822	2,521	1,868	2,570
1967	41			4,180	2,719	4,221	2,784
1968	75			3,160	3,213	3,235	3,277
1969	113			3,130	3,190	3,243	3,250
1970	42			3,774	2,642	3,816	2,706
1971	29			1,708	2,446	1,737	2,512
1972	62			1,438	2,250	1,500	2,330
1973	85	0		2,214	2,229	2,299	2,378
1974	33	150		2,148	2,188	2,331	2,331
1975	38	350		3,670	2,217	4,058	2,348
1976	0	?		1,502	2,095	1,502	2,209
1977				1,586	2,119	1,586	2,197
1978				1,570	1,706	1,570	1,706
1979				2,268	1,561	2,268	1,561
1980				1,606	1,430	1,606	1,430

* Numbers of sharks caught by Norway are mainly calculated from landings data in metric tonnes, converted through an estimated mean weight of 5t per shark. This calculation may under-estimate numbers of sharks taken by up to 30%. From 1992 onwards Norwegian landings were recorded as weight of fins (kg) only, scaled up to total weight in ICES data. Estimates of numbers of sharks landed in 2001 are based on an estimated average weight of 55 kg of fins per individual shark. Data for 2001 are preliminary only.

1981	0	776	1,268	776	1,292
1982	1	930	995	931	1,038
1983	122	758	800	880	851
1984	92	888	744	980	802
1985	40	631	572	671	630
1986	38	493	429	531	466
1987	1	70	299	71	319
1988	15	46	250	61	262
1989	3	256	217	259	221
1990	2	387	349	389	355
1991	1	325	456	326	459
1992	9	732	476	741	480
1993	0	582	403	582	406
1994	9	352	417	361	420
1995	0	22	317	22	319
1996		396	206	396	208
1997		232	138	232	138
1998		27	146	27	146
1999		15	74	15	74
2000		59		59	
2001		36		36	

North East Atlantic basking shark landings data (cont.)

Norwegian basking shark landings*³, recorded by ICES Fishing Area from 1973

	Area I Barents Sea	Area IIa N. Norway	Area IVa S. Norway/ Shetland	Area Vb(1) Faeroes	Area VIa W. Scotland	Area VIIb-c W. Ireland	Total
1973	20	1,850	150			160	2,180
1974		1,598		200		350	2,148
1975		2,776	444		450		3,670
1976	14	1,488					1,502
1977	5	1,581					1,586
1978		1,443		6		120	1,570
1979	1	2,206				60	2,268
1980		1,570		36			1,606
1981		764		12			776
1982		849				80	930
1983		416	316			26	758
1984	1	375	512				888
1985	1	630					631
1986		493					493
1987		70					70
1988		3	43				46
1989			256				256
1990		337	50				387
1991		230	95				325
1992		695					731
1993		582					582
1994		301	51				352
1995		21	1				22
1996		396					396
1997		211	21				232
1998		27					27
1999		15					15
2000		59					59

Source: ICES, Denmark (May 23rd 2002).

* Numbers are derived by converting published landings (tonnes) to number of 5t fish. This may result in an underestimate of the numbers of sharks taken by up to 30%.

Detailed review of additional fisheries for basking shark

California, USA

Basking sharks were only taken occasionally during the winter in Californian waters before a directed fishery commenced. Harpooning was initially only for sport, with carcasses incidentally being processed for oil and fish meal. However, the value of these products increased until the fishery became profitable and was operated from two centres: Monterey Bay and the San Luis Obispo Bay to Morro Bay area, 100 miles to the south. These two small areas are the two most important locations for winter concentrations of basking sharks along the central and northwestern southern Californian coast (Squire 1990). An average of 25 sharks *per annum* was landed during each season (September to May) from 1924 and 1938, with a maximum of about 100 in a single year. The fishery was inactive for several years then was revived in autumn 1946 to develop new uses for the valuable liver oil. It was also intended to process the carcasses for their very thick leather and for animal feed meal, and dry the fins for export to China. Three hundred basking sharks were taken in the first season, with 12 vessels operating in Monterey Bay and about six in the San Luis Obispo Bay area. Some vessels were directed to basking sharks on or near the surface by a spotter plane (Phillips 1947). This fishery continued until the early 1950s with about 200 sharks taken annually (Roedel and Ripley 1950, Annex 3). Squire (1967) reports that the fishery was suspended in California in 1950, because of the low prices paid for the oil and the low availability of basking sharks. Lea (pers. comm.) reports that basking shark sightings off central California over the past 20 years are not as numerous in the past. It has been suggested that the early 1940s and 1950s fisheries reduced the populations substantially, and that the species has never fully recovered.

Canadian Pacific

Basking sharks are common in the traditional knowledge of the Hesquiat and Ahousat people along the central west coast of Vancouver Island. In the 1940s, salmon fishermen complained about the problems with these fish being caught in their nets in Barkley Sound, Vancouver Island. The Department of Fisheries and Oceans therefore ran a shark eradication programme in the 1950s. A large blade was placed on the bow of Fisheries vessels and the sharks were rammed and killed. Information on the numbers of fish killed in this manner varies. Newspaper articles report a maximum of 31 being killed in one day and 50 in the first month of operation in 1956, and a total of 59 sharks killed in 1955 and 51-56 in 1956. Clemens and Wilby (1961) state that 'several hundred' were killed in Barkley Sound up to 1959. Presumably the programme ceased when numbers had been depleted to the extent where basking sharks were no longer posing a significant problem to the salmon fishermen. Darling and Keogh (1994) state 'Basking sharks are rarely sighted in Barkley Sound today, suggesting that the majority of the population in that area were killed.' It seems that a single vessel managed to deplete significantly the Barkley Sound stock of basking sharks over a period of just a few years. This occurred between 35 and 40 years ago, but the population has not recovered (Annex 3).

China

Parry-Jones (1996a in Phipps 1996) reports that basking sharks used to be landed by a harpoon fishery in Fujian Province and Guangxi Zhuang Autonomous Region up to the 1970s. The species was commonly caught in the 1960s, but is seldom landed now. The report concludes that catches and landings of this species had decreased over the last 40 years, and recommended prohibition of catches of this species (and whale sharks *Rhincodon typus*) in near-shore waters as a precautionary measure until their status is ascertained.

Scotland

Fairfax (1998) summarises the limited information available on the earlier 18th and 19th century fisheries in Scotland. These appear, like the Irish fishery, to have ceased by the mid 1830s, with large numbers of

sharks not being reported again until the 1930s. Fairfax (1998) and Kunzlik (1984) present data on landings from the 20th century Scottish basking shark fisheries, which concentrated on the Firth of Clyde and West coast (see Annex I). Several such fisheries started up in the 1940s, some targeted full time at the basking shark during the summer season, while others were more opportunistic. Regardless, all appear to have ceased after only a few years of good catches (Figure 3, Annex 3 & 4a). It is unclear whether this fishery was short-lived because of stock depletion (by the Scottish fishermen themselves, or Norwegian shark catchers operating close to the west coast of Scotland), or because of falling oil prices in the 1950s.

Oil prices rose again in the mid 1970s, Norwegian catchers took several hundred sharks in 1975, some Clyde basking shark by-catch was processed in the late 1970s, and a small target harpoon fishery started again in the Clyde in 1982. Initial yields from this fishery were good, but these were extremely short-lived and the fishery ceased at the end of 1994 after several poor years of catches (Fairfax 1998, Annex 4a).

New Zealand

Between 1986 and 1999 about 203 basking sharks were reported caught by observers on commercial trawlers off the coast of New Zealand. Catches were obtained in midwater and on or near the seabed, and multiple catches were common, including 14 in one tow (Francis and Duffy 2002). These authors also reported that, in the 1980s, Japanese bottom trawlers frequently caught and sometimes targeted basking sharks on the seabed. Catch data are also available from returns made by fishermen (provided by S Black, Ministry of Fisheries, NZ) and Licensed Fish Receivers (fish wholesalers, provided by M Francis, National Institute of Water and Atmospheric Research, NZ). The latter do not include discards and the former may only report processed weights (e.g. fins), not whole weights, resulting in obvious discrepancies. Both sets of data (see below) indicate a marked increase in landings in recent years, most likely due to an increased awareness of the value of fins for export to international markets (Malcolm Francis, NIWA, pers. comm.).

Fishing Year (Oct-Sept)	Greenweight reported by fishers (t)	Licensed Fish Receiver records (t)
1988/89	N/a	10.00
1989/90	N/a	3.81
1990/91	90.67	1.05
1991/92	21.22	0.00
1992/93	0.02	0.80
1993/94	42.67	32.93
1994/95	22.65	90.92
1995/96	20.09	11.50
1996/97	21.94	20.60
1997/98	72.82	49.33
1998/99	64.44	33.36
1999/00	172.80	142.80
2000/01	228.18	121.97

Incidental fisheries

There are reports of finned basking sharks being washed up dead in areas where no directed fisheries are known to exist (e.g. Monterey Bay, van Sommeran pers. comm.). Berrow (1994) extrapolated from very limited observer data to suggest that 77-120 sharks may be taken annually in the bottom set gill net fishery in the Celtic Sea (south of Ireland), though the reliability of this estimate has been questioned (P. Kunzlik in litt.). Berrow and Heardman (1994) received 28 records from fishermen of sharks entangled in fishing gear

(mostly surface gill-nets) around the Irish coast during 1993, representing nearly 20% of all records of the species that year. At least 22% of basking shark by-catch in fishing nets died. By-catch in Isle of Man herring fishery has amounted to 10-15 sharks annually, and a further by-catch source here is entanglement in pot fishermen's ropes, amounting to some 4-5 fish annually (Watterson in litt.). Lien and Fawcett (1986) record that at least 410 basking sharks were caught between 1980 and 1983 in salmon gill nets and cod-traps in the coastal waters of Newfoundland. Some basking sharks were also taken in deepwater trawls nearby during the winter months. Fairfax (1998) also reports that basking sharks are sometimes brought up from deep water trawls near the Scottish coast during winter. In contrast to these relatively large coastal by-catches, extrapolation of observer data from oceanic gill net fleets suggests that only about 50 basking sharks were among the several million sharks taken annually offshore in the Pacific Ocean (Bonfil 1994).

Executive summary

- An Appendix II listing is proposed for the basking shark (*Cetorhinus maximus*); the species meets the criteria in Resolution Conf. 9.24, as outlined below and meets the guidelines suggested by FAO for the listing of commercially exploited aquatic species. Such a listing would help ensure that exploitation of this globally threatened species is regulated and monitored and that international trade is not detrimental to the survival of the species. The species is only protected within a limited part of its range and evidence suggests that fisheries are not being effectively managed by national or regional Fishery Management Organisations. Listing on Appendix II would also contribute to the implementation of the FAO International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks.
- *C. maximus* is widely distributed in coastal waters and on continental shelves of temperate zones in the northern and southern hemispheres. The species is planktivorous, bears a small number of live young (ovoviviparous) and is the second largest fish in the world (up to 10m in length and 47t in weight), exceeded only by the whale shark *Rhincodon typus*.
- *C. maximus* is considered to be **Vulnerable** in the 2000 IUCN Red List based on past records of declining catch rates, attributed to over-exploitation by fisheries, slow recovery rates and the potential for similar declines to occur in future due to targeted and by-catch fisheries.
- The biology of the species makes it especially vulnerable to exploitation: it has a slow growth rate, a long time to sexual maturity (c. 12-20 years), a long gestation period (1-3 years) and possibly a similar interval between pregnancies, low fecundity, and probable small populations. Estimates of natural mortality (M) and productivity (r) are very low.
- Catches in well-documented fisheries for *C. maximus* (especially from the NE Atlantic) have declined by 50-90% over short periods (typically a few decades or less). These declines have persisted into the long-term with no apparent recovery several decades after exploitation has ceased. Other data, based on sightings and less well-recorded fisheries, suggest similar declines.
- Demand for the fins of *C. maximus* has increased. Fins are known to enter international trade, particularly from the NE Atlantic to eastern Asia, where they command a high value, either fresh or dried, as a food item. This demand currently maintains the viability of targeted fisheries for this species and encourages incidental take in non-target fisheries. A single *C. maximus* can yield over 90kg of fins and reported prices range from USD 100-300/kg (dried) and USD 26/kg (fresh). Unprocessed or partly processed fins are identifiable in trade; a CITES identification sheet has been distributed to the Parties. There is only limited demand for the flesh and cartilage of this shark. A DNA test is available to identify parts and derivatives in trade.
- This species meets the criteria listed in Conference Resolution Conf. 9.24, Annex 2a, Bi, namely that '*it is known, inferred and projected that harvesting of specimens from the wild for international trade has, or may have, a detrimental impact on the species by exceeding, over an extended period, the level that can be continued in perpetuity*'. The species also meets criterion in Annex 1, Ci & ii, namely that '*a decline has been either observed as ongoing or as having occurred in the past, and is inferred and projected on the basis of levels or patterns of exploitation*'. FAO's recommended quantitative guidelines for considering listing commercially exploited marine species on CITES are also satisfied for this species (in view of its low productivity and declining population status).