

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES
AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Decimoquinta reunión de la Conferencia de las Partes
Doha (Qatar), 13-25 de marzo de 2010

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

A. PROPUESTA

Incluir *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) en el Apéndice II, de conformidad con el Artículo II 2(a) y (b).

Criterios de calificación (Conf. 9.24 (Rev. CoP14))¹

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

Las poblaciones del Atlántico norte y suroccidental y del Mediterráneo de *Lamna nasus* cumplen las condiciones para la inclusión según este criterio, porque la marcada disminución del tamaño de la población se ajusta a las directrices de la CITES para la aplicación de la disminución a especies acuáticas explotadas comercialmente. Los caladeros de este tiburón de baja productividad (mortalidad natural 0,1–0,2) han experimentado disminuciones históricas a ~20% de la línea referencial y rápidas tasas recientes de disminución.

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

La pesca selectiva insostenible de *Lamna nasus* en varias partes de su área de distribución se ha debido a la demanda del comercio internacional por el elevado valor de su carne. Sobre la base de la evolución pasada de las pesquerías y el cambio de esfuerzo del Atlántico Nororiental al Atlántico noroccidental, puede preverse que probablemente otras poblaciones del hemisferio austral experimenten disminuciones similares, a menos que con la regulación del comercio internacional se ofrezca un incentivo para introducir gestión sostenible.

Anexo 2b A: En la forma en que se comercializan, los especímenes de la especie se asemejan a los de otra especie incluida en el Apéndice II (con arreglo a lo dispuesto en el párrafo 2 a) del Artículo II) o en el Apéndice I, de tal forma que es poco probable que los funcionarios encargados de la observancia que se encuentren con especímenes de especies incluidas en los Apéndices de la CITES puedan diferenciarlos.

A causa de las tendencias y estructuras de la exportación, la elaboración y la reexportación de carne, es difícil distinguir fácilmente productos de distintas poblaciones, a menos que se utilice el análisis de ADN para confirmar el origen de productos procesados. Por lo tanto, no se recomienda la inclusión dividida porque podría facilitar la pesca ilícita, no declarada y no reglamentada de poblaciones incluidas en el Apéndice II y declarar legales capturas de poblaciones no incluidas. Es evidente que ese resultado no sería deseable y puede debilitar la eficacia de los esfuerzos mundiales de conservación y ordenación (FAO, 2007). Se propone, pues, la inclusión en virtud del Artículo II b) de poblaciones que no reúnen las condiciones según el Anexo 2 a.

¹ El Comité Permanente de la CITES, en su 58ª reunión, con arreglo al punto 43 [SC58 Sum. 7 (Rev. 1) (09/07/2009)] ha pedido a las Partes que, al prepararse para la siguiente CoP15, entre otras cosas, definan claramente en sus propuestas de inclusión cómo interpretan y aplican la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14). Esta interpretación se describe en el Anexo 4 a esta propuesta.

Anotación

La entrada en vigor de la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II de la CITES se aplazará 18 meses para que las Partes puedan resolver cuestiones técnicas y administrativas conexas, como la posible designación de una Autoridad Administrativa complementaria y la adopción de códigos aduaneros.

B. AUTOR DE LA PROPUESTA

Suecia, en nombre de los Estados miembros de la Comunidad Europea, actuando en interés de la Comunidad Europea*

C. JUSTIFICACIÓN

1. Taxonomía

- 1.1 Clase: Chondrichthyes (Subclass: Elasmobranchii)
- 1.2 Orden: Lamniformes
- 1.3 Familia: Lamnidae
- 1.4 Especie: *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788)
- 1.5 Sinónimos científicos: Véase el Anexo 2
- 1.6 Nombres comunes:
 - Inglés: Porbeagle
 - Danés: Sildehaj
 - Sueco: Hábrand; sillhaj
 - Alemán: Heringshai (market name: Kalbsfisch, See-Stör)
 - Italiano: Talpa (market name: smeriglio)
 - Español: Marrajo sardinero; cailón marrajo, moka, pinocho
 - Francés: Requin-taupe commun (market name: veau de mer)
 - Japonés: Mokazame

Figure 1. Porbeagle *Lamna nasus nasus*



2. Visión general

- 2.1 El marrajo sardinero (*Lamna nasus*) grande y de sangre caliente se da en aguas templadas de los océanos meridional y del Atlántico norte. Es muy vulnerable a la sobreexplotación en pesquerías y se recupera muy lentamente del agotamiento. Se obtiene en la pesca selectiva y es también un importante componente retenido y utilizado de la captura incidental en la pesca de palangre pelágico. La carne y las aletas son de gran calidad y gran valor en el comercio internacional. Los registros sobre el comercio generalmente no se hacen por especies; se desconocen en gran medida los niveles, las estructuras y las tendencias del comercio internacional. Se dispone de pruebas de ADN para partes y derivados en el comercio.
- 2.2 La pesca selectiva insostenible en el Atlántico norte de *L. nasus* está bien documentada. Hay poblaciones muy agotadas; los desembarcos disminuyeron de miles de toneladas a unos centenares en menos de 50 años. En las evaluaciones conjuntas de las poblaciones del Atlántico norte y sur por científicos de la CICAA y de la CIEM (2009) se han identificado notables disminuciones históricas a menos del 30% de la línea referencial, y marcadas tasas recientes de disminución que exceden del 50%. Donde se dispone de datos para otras poblaciones del hemisferio austral, de gran valor en la pesca selectiva y la captura incidental de pesquerías de palangre que tienen menos capacidad de recuperación biológica, también muestran tendencias de disminución.
- 2.3 En la Zona Económica Exclusiva (ZEE) canadiense se estableció en 2002 una gestión de cupos basada en la evaluación de la población y en el asesoramiento científico, por lo que la población se ha estabilizado ahora allí; en Estados Unidos se hizo en 1999, en Nueva Zelandia en 2004 y en la UE en 2008. Con las medidas de ordenación nacionales no se pueden controlar las capturas en alta mar, donde la pesca no reglamentada y no declarada pone en peligro la recuperación de la población. En el

* Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican juicio alguno por parte de la Secretaría CITES o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente sobre la condición jurídica de ninguno de los países, zonas o territorios citados, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad sobre el contenido del documento incumbe exclusivamente a su autor.

momento de redactar el presente informe, las organizaciones regionales de pesca (ORP) no han establecido límites de captura para las poblaciones de alta mar.

- 2.4 *Lamna nasus* cumple las directrices sugeridas por la FAO para la inclusión de especies acuáticas explotadas comercialmente. Corresponde a la categoría de productividad más baja de la FAO de las especies más vulnerables: las que tienen una tasa intrínseca de aumento de la población de $<0,14$ y un tiempo de generación de >10 años (FAO, 2001). La extensión y la tasa de la población declina, donde se conoce, y excede de los niveles para cumplir las condiciones de inclusión en el Apéndice II.
- 2.5 Se propone la inclusión en el Apéndice II de *Lamna nasus* de conformidad con el punto II a) y b) del Artículo II de la Convención y la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14). En las evaluaciones de población del Atlántico se describen marcadas disminuciones históricas y recientes. La explotación de las poblaciones en otros océanos del hemisferio austral no está gestionada en gran medida y no es probable que sea sostenible.
- 2.6 Con la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II se garantizaría el abastecimiento del comercio internacional por pesquerías registradas con precisión y gestionadas en forma sostenible que no sean perjudiciales para el estado de las poblaciones silvestres que explotan. Esto puede lograrse si con los dictámenes de extracciones no perjudiciales se requiere la existencia de un programa de gestión de la pesca sostenible y eficaz que se aplique antes de expedir permisos de exportación, y utilizando otras medidas de la CITES para la reglamentación y supervisión del comercio internacional. Esos controles del comercio complementarán y reforzarán las medidas tradicionales de gestión de las pesquerías, con lo que contribuirán también a la ejecución del Plan de Acción Internacional de la FAO para la Conservación y Ordenación del Tiburón
- 2.7 Con la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II se lograría suministrar para el comercio internacional con una pesca registrada con precisión y gestionada en forma sostenible sin perjuicio para el estado de las poblaciones silvestres que explotan. Esto puede lograrse si en dictámenes de extracción no perjudicial se exige el establecimiento de un programa de gestión de la pesca sostenible efectivo y aplicado antes de expedirse permisos de exportación, y aplicando otras medidas de la CITES para la regulación y supervisión del comercio internacional. En los controles del comercio se completarán y reforzarán las medidas de ordenación de la pesca tradicionales, contribuyendo además a la aplicación del IPOA–Sharks de la FAO.

3. Características de la especie

3.1 Distribución

En el hemisferio austral, en una banda circunglobal de $\sim 30\text{--}60^{\circ}\text{S}$; en el océano Atlántico norte, entre $30\text{--}70^{\circ}\text{N}$ (Compagno 2001, Figura 2). Hay dos poblaciones separadas en el Atlántico nororiental y noroccidental y en el Atlántico sudoriental y sudoccidental. Las dos últimas poblaciones penetran en el océano Índico sudoccidental y en Pacífico Sudoriental, respectivamente. En el Anexo 3 se enumeran los Estados del área de distribución y las zonas de pesca de la FAO (Figura 3).

3.2 Hábitat

Epipelágico en aguas boreales y templadas de $2\text{--}18^{\circ}\text{C}$, pero con preferencia de $5\text{--}10^{\circ}\text{C}$ en el Atlántico noroccidental (Campana y Joyce 2004; Svetlov, 1978), desde la superficie hasta profundidades de 200 m, y ocasionalmente hasta 350–700 m. La mayor parte de él, según se informa generalmente, se encuentra en plataformas continentales y taludes cerca de la costa (especialmente en verano) hasta alta mar (donde se asocia a menudo con bancos sumergidos y arrecifes). También se encuentra en alta mar más allá de ZEE de 200 millas (Campana y Gibson, 2008), donde es menos abundante. Las poblaciones se dividen (al menos en algunas regiones) por edad, fase reproductiva y sexo, y realizan migraciones estacionales en el interior de su zona (Campana y otros, 1999, 2001; Campana y Joyce, 2004; Compagno, 2001; Jensen y otros, 2002).

3.3 Características biológicas

Lamna nasus es un tiburón activo, de sangre caliente, crecimiento relativamente lento y madurez tardía, longevo y pare sólo pequeños números de crías. Corresponde a la categoría de productividad más baja de la FAO de las especies más vulnerables. Las características a lo largo de la vida varían entre poblaciones y se resumen en el Cuadro 2. Los tiburones del Atlántico nororiental crecen algo más lentamente que las poblaciones noroccidentales. Ambas poblaciones septentrionales son mucho mayores, crecen más rápidamente y tienen un ciclo vital más corto que los marrajos sardineros de los océanos australes, más

pequeños y más longevos (~65 años de edad), que son incluso más vulnerables a la sobrepesca que las poblaciones del Atlántico norte.

3.4 Características morfológicas

Cuerpo cilíndrico robusto, cabeza cónica y cola en forma de media luna (Figura 1). La primera aleta dorsal tiene una mancha blanca distintiva en el borde de salida inferior.

3.5 Función de la especie en su ecosistema

Gran depredador, se alimenta de peces, calamares y algunos tiburones pequeños, pero no de mamíferos marinos (Compagno, 2001; Joyce y otros, 2002). Tiene pocos depredadores, exceptuado el hombre, pero puede ser presa de las orcas y los tiburones blancos (Compagno, 2001). DFO Canadá (2006) no pudo demostrar una función en el ecosistema con los bajos niveles actuales. Stevens y otros (2000) advierten que la supresión de grandes depredadores marinos puede tener repercusiones desproporcionadas e inesperadas en la dinámica de la población de peces, causando incluso disminuciones en algunas especies de presa.

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencias del hábitat

Los hábitat críticos y las amenazas a esos hábitat son en gran medida desconocidos, si bien se han identificado algunos lugares de apareamiento en el Atlántico norte. Elevados niveles de contaminantes del ecosistema (BPD, organoclorados y metales pesados) que bioacumulan están biomagnificados a elevados niveles tróficos y asociados con la esterilidad de los tiburones (Stevens y otros, 2005), pero no se conocen sus impactos sobre *L. nasus*. Los efectos de los cambios climáticos sobre las temperaturas de los océanos mundiales, el pH y la producción de biomasa conexas podrían tener repercusiones en las poblaciones.

4.2 Tamaño de la población

El tamaño efectivo de la población (definido en la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) Anexo 5), se define mejor por el número de hembras maduras en la población, particularmente en poblaciones muy explotadas en las que predominan ejemplares inmaduros o machos². El único caladero con respecto al cual se dispone de datos sobre el tamaño de la población se encuentra en el Atlántico noroccidental. En evaluaciones recientes de la población (DFO, 2005a; Campana y Gibson, 2008; CICAA/CIEM, 2009, Figura 13) se estimó el tamaño de la población total de este caladero en 188.000-195.000 tiburones (22–27% de las cifras originales antes de comenzar la pesca; posiblemente entre 800.000 y 900.000 ejemplares) pero sólo de 9.000 a 13.000 hembras desovadoras (12–16% de su abundancia original, y 83–103% de la abundancia en 2001). No se conoce el tamaño de la población en otras partes.

4.3 Estructura de la población

En estudios genéticos se han identificado dos poblaciones aisladas, en los océanos Atlántico norte y austral (Pade y otros, 2006). En estudios sobre marcado en el Atlántico se apoyan dos poblaciones distintas en el Atlántico noroccidental y nororiental. Se producen movimientos de grandes distancias en cada población, y peces marcados frente al Reino Unido y capturados de nuevo frente a España, Dinamarca y Noruega, se desplazan hasta 2.379 km. Sólo un tiburón marcado cruzó el Atlántico (de Irlanda a Canadá oriental, 4.260 km) (Campana y otros, 1999; Kohler y Turner, 2001; Kohler y otros, 2002; Stevens, 1976 y 1990). Los marrajos sardineros marcados en aguas canadienses se desplazan hasta alta mar durante períodos desconocidos (Campana y Gibson, 2008). No están claros los límites de las poblaciones en el hemisferio austral. Las poblaciones del Atlántico suroccidental y sudoriental llegan, al parecer, a los océanos Pacífico e Índico adyacentes. La estructura de las poblaciones explotadas es sumamente antinatural, y se observa la presencia de muy pocas hembras maduras grandes. Esto da lugar a una capacidad de reproducción bajísima en las poblaciones muy explotadas y agotadas (por ejemplo, Campana y otros, 2001).

² Procede señalar que este aspecto de las orientaciones de la FAO para la evaluación de especies acuáticas comercialmente para la inclusión en la CITES (FAO, 2001) es sumamente pertinente.

4.4 Tendencias de la población

Las evaluaciones de población realizadas en 2009 y descritas a continuación han proporcionado nueva información importante sobre disminuciones de poblaciones de marrajos sardineros en el hemisferio septentrional y austral, de la que no se disponía en 2007. Para obtener información sobre la metodología de la evaluación se deben consultar documentos originales.

Las tendencias de la población, que se resumen en el Cuadro 1, se presentan en el contexto del Anexo 5 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP14) y FAO (2001). El tiempo de generación estimado para *L. nasus* es al menos de 18 años en el Atlántico norte, y de 26 años en los océanos australes (Cuadro 2). El período de tres generaciones respecto al cual se deben evaluar las disminuciones recientes es de 54 a 78 años, mayor que la línea referencial histórica para la mayoría de las poblaciones. Cuando sea posible, hay que considerar las tendencias de las hembras maduras (tamaño efectivo de la población²). Las evaluaciones de la población muestran normalmente una correlación entre disminuciones de desembarcos, disminución de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y biomasa reducida. Cuando no se dispone de evaluaciones de la población se utilizan para medir las tendencias el CPEU, el tamaño medio y los desembarcos.

Cuadro 1. Resumen de los datos sobre tendencias de población y captura

Año	Lugar	Datos utilizados	Tendencia	Fuente
1936–2007	Atlántico nororiental	Pesca noruega	Disminución de >99% desde la línea referencial	Datos noruegos y del CIEM (Figura 7)
1973–2007	Atlántico nororiental	Pesca noruega	Disminución de 96%	Datos noruegos y del CIEM (Figura 7)
1954–2007	Atlántico nororiental	Pesca danesa	Disminución de 99% desde la línea referencial	Datos del CIEM (Figura 8)
1973–2007	Atlántico nororiental	Pesca danesa	Disminución de 90%	Datos del CIEM (Figura 8)
1973–2007	Atlántico nororiental	Pesca feroesa	Disminución y cierre	Datos del CIEM (Figura 9)
1936–2007	Atlántico nororiental	Todas las capturas directas	Disminución de 80% desde el máximo después de la segunda guerra mundial	Datos noruegos, franceses y del CIEM
1926–2008	Atlántico nororiental	Evaluación de la población	Disminución de 94% en la biomasa, 93% en números desde la línea referencial	Producción excedentaria, modelo estructurado por edad CICAA/CIEM 2009 (Figura 11)
1972–2008	Atlántico nororiental	Evaluación de la población	Disminución de 60% en la biomasa, 59% en números	Producción excedentaria, modelo estructurado por edad CICAA/CIEM, 2009 (Figura 11)
Varios, 1800–2006	Mediterráneo	Abundancia y biomasa de lámnicos	Disminución de >99% en trampas de atún en 50–100 años	Ferretti y otros, 2008
1963–1970	Atlántico noroccidental	Desembarcos noruegos y feroeses	Disminución de ~90% de las capturas y agotamiento de la pesca	Datos de desembarcos (Figura 12)
1961–2005	Atlántico noroccidental	Evaluación de la población	Disminución de 73–78% desde la biomasa de la línea referencia.	Campana y Gibson, 2008; CICA/CIAM, 2009
1961–2005	Atlántico noroccidental	Evaluación de la población	Disminución de 84–88% de hembras maduras	Campana y Gibson, 2008; CICA/CIAM, 2009
1994–2003	Atlántico norte	Capturas	Disminución, 1.000 a cerca de cero/año	Matsunaga y Nakano, 2005
1993–2003	Atlántico norte	CPUE	Disminución con talud -0,6	Matsunaga y Nakano, 2002
1961–2008	Atlántico suroccidental	Evaluación de la población	Disminución de 82% de la biomasa (SSB)	CICA/CIAM 2009 (Figura 19)
1982–2008	Atlántico suroccidental	Evaluación de la población	Disminución de 60% de la biomasa (SSB)	CICA/CIAM 2009 (Figura 19)
1992–2002	Pacífico suroccidental	CPUE con palangre	Disminución de >50–80% en 10 años	Ministerio de Pesca de NZ 2008 (Figura 17)
1998–2005	Pacífico suroccidental	Peso desembarcado	Disminución de 75%	Ministerio de Pesca de NZ 2008 (Figura 16)

Una "marcada disminución histórica" es una disminución porcentual de 5–30% de la línea referencial, dependiendo de la productividad de la especie [30% para el marrajo sardinero]. Una "marcada disminución reciente" es una disminución porcentual de 50% o más en los 10 últimos años, o tres generaciones, si éstas representan un período más largo.

La evaluación del estado en la Lista Roja de la UICN del marrajo sardinero es **Vulnerable** mundialmente, **Críticamente en peligro** en el Atlántico nororiental y el Mediterráneo (reducciones pasadas, en curso y estimadas para el futuro en el tamaño de la población superiores al 90%), **En peligro** en el Atlántico noroccidental (reducciones estimadas superiores al 70% que han cesado ahora merced a la gestión, y **Casi amenazado** en el océano austral (Stevens y otros, 2005).

El Atlántico septentrional es la mayor fuente de capturas mundiales notificadas y existe un registro de datos detallados sobre la pesca durante un largo período. Los desembarcos de capturas han mostrado una marcada tendencia descendente en los 60 ó 70 últimos años (véase *infra*) durante un período de aumento del esfuerzo de pesca y de la demanda del mercado correspondiente a esta especie tan valiosa y de mejora de la tecnología pesquera. Se dispone de menos datos correspondientes al océano austral, pero también muestran disminuciones. Los datos de la FAO sobre las capturas de marrajo sardinero (Figura 4) son generalmente inferiores a los de otras fuentes (desembarcos nacionales, datos del CIEM, etc.). La información insuficiente está generalizada, sumamente también en el Atlántico sur (CIEM/CICAA, 2009). Los desembarcos de la zona reglamentaria de la NAFO notificados a ésta "raramente se parecen a los comunicados a la CICAA... capturas de 2005–2006 por países distintos de Canadá son dudosas y probablemente se notifiquen insuficientemente" (Campana y Gibson, 2008).

Las evaluaciones de que se dispone sobre la población del Atlántico (CICAA/CIEM, 2009), muestran la correlación entre fuertes disminuciones de desembarco y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y reducción de la biomasa. Por lo tanto, la CPUE y los desembarcos se han utilizado como indicadores de tendencias de la población para esta valiosa especie comercial en pesquerías no gestionadas en otras partes, aun reconociendo que otros factores pueden influir también en las posibilidades de captura.

4.4.1 Atlántico norte y Mediterráneo

La pesca directa continúa en poblaciones de plataformas seriamente agotadas en el Atlántico nororiental y noroccidental (véase el Cuadro 1). Las pesquerías de palangre de atún y pez espada en alta mar explotan también estas poblaciones (como pesca selectiva o captura incidental retenida) en las zonas reglamentarias de la NAFO y de la CICAA, donde la captura de tiburón no está regulada.

Atlántico nororiental

En la evaluación de la población del Atlántico nororiental se estimó una disminución de la línea referencial de más del 90%, muy inferior al rendimiento máximo sostenible (RMS), al 6% de biomasa y al 7% de las cantidades (CICAA/CIEM, 2009, Figura 11).

Lamna nasus se pesca en muchos países europeos, principalmente Dinamarca, Francia, Noruega, Islas Feroe y España (Figuras 5 a 9). La pesca selectiva con palangre de *L. nasus* en Noruega empezó en el decenio de 1920, y alcanzó su primer máximo de 3.884 t en 1933. En 1947 se desembarcaron unas 6.000 t, al reanudarse la pesca después de la segunda guerra mundial, lo que fue seguido de una disminución de entre 1.200 y 1.900 t de 1953 a 1960. El hundimiento de esta pesquería indujo a reorientar el esfuerzo de pesca de las embarcaciones de pesca de tiburón con palangre noruegas, feroesas y danesas en el Atlántico noroccidental (véase *infra*). Los desembarcos noruegos del Atlántico noroccidental disminuyeron posteriormente a una media en el pasado decenio de 20 t (Figura 7). Los desembarcos daneses (Figura 8) disminuyeron por término medio de más de 1.500 t a comienzos del decenio de 1950 a una media de ~50 t. (DFO, 2001a; Gauld, 1989; CIEM, y datos noruegos.)

Los desembarcos comunicados de las pesquerías históricamente más importantes en torno al Reino Unido y el Mar del Norte y aguas costeras adyacentes (zonas del CIEM III y IV) han disminuido a niveles muy bajos en los últimos 30 a 40 años, en tanto que las capturas de las subregiones del CIEM en alta mar al oeste de Portugal (IX), el oeste del golfo de Vizcaya (VIII) y en torno a las Azores (X) han aumentado desde 1989 (Figura 6). Esto se atribuye a una disminución de las poblaciones costeras muy pescadas y mermadas y a la reorientación del esfuerzo hacia zonas costeras poco explotadas anteriormente.

Los palangreros franceses capturan *L. nasus* desde el decenio de 1970 en el mar Celta y el golfo de Vizcaya. La flota se ha reducido de 11 embarcaciones en 1994 a cinco en 2008. El CPUE medio disminuyó de 1 a 0,73 kg por anzuelo; de 3 t/embarcación en 1994 a menos de 1 t en 2005 (WGEF del CIEM, 2008; Biseau, 2006). Los desembarcos comunicados disminuyeron de más 1.092 t en 1979 a 300-400 t a finales del decenio de 1990, hasta ahora. Los palangreros españoles capturaron *L. nasus* en acciones oportunistas en el decenio de 1970 y desde 1998 como captura incidental de la pesca de pez espada con palangre en el Mediterráneo y el Atlántico y de pesca directa de tiburón azul en que se captura también el tiburón azulejo y

el marrajo sardinero (Biseau, 2006; Bonfil, 1994; Mejuto, 1985; Mejuto y Garcés, 1984; Lallemand-Lemoine, 1991). La CICAA y el ICEM (2009) realizaron la primera evaluación de esta población (Figuras 10 y 11), y llegaron a la conclusión de que la biomasa y las cantidades habían disminuido un 94 y un 93%, respectivamente, desde la línea referencial, y más de un 50% desde el nivel de 1972, a bastante menos del RMS.

Mar Mediterráneo

Lamna nasus ha desaparecido prácticamente de los registros del Mediterráneo. Ferretti y otros (2008) examinaron datos históricos de cuadernos de navegación de pescadores, en que se informaba de disminuciones de almadrabas de >99,99% durante una gama de series cronológicas (135 a 56 años). En Fishstat de la FAO (2009) se registran desembarcos muy pequeños desde el decenio de 1970 por Malta, y en los últimos años también España. En el norte del Mar Tirreno y del mar de Liguria, Serena y Vacchi (1997) informaron de sólo 15 especímenes de *L. nasus* durante varios decenios de observación. Soldo y Jardas (2002) informaron sólo de nueve registros en el Adriático oriental desde finales del siglo XIX hasta 2000. Desde entonces sólo ha habido unos pocos registros nuevos (A. Soldo, datos inéditos). Se ha informado de neonatos y ejemplares jóvenes de *L. nasus* en los mares de Liguria occidental y Adriático central (Orsi Relini y Garibaldi, 2002; Marconi y De Maddalena, 2001). Durante la investigación de capturas incidentales de pesca con palangre de pez espada en el Mediterráneo no se capturaron *L. Nasus* (De La Serna y otros, 2002). Durante la investigación realizada en 1998-1999 sobre capturas incidentales en pesquerías pelágicas grandes únicamente se capturaron 15 especímenes (principalmente con redes de deriva) al sur del mar Adriático y del mar Jónico (Megalofonou y otros, 2000).

Atlántico noroccidental

Se dispone de evaluaciones detalladas de la población y proyecciones de recuperación (DFO, 2005; Gibson y Campana, 2005; Campana y Gibson, 2008; actualizadas por CICAA/CIEM, 2009). La biomasa de la población de desove (BPD) se estima actualmente entre el 22 y el 27% de su tamaño en 1961. El número estimado de hembras maduras en 2009 se sitúa en la gama de 11.000 a 14.000 individuos, o sea, entre el 12 y el 16% de su nivel de 1961 (CICAA/CIEM, 2009).

La pesca directa de *Lamna nasus* comenzó en 1961, cuando flotas de palangreros de tiburón noruegas y posteriormente feroesas se desplazaron del Atlántico nororiental agotado a la costa de Nueva Inglaterra y Terranova. Las capturas aumentaron rápidamente de ~1.900 t en 1961 a > 9.000t en 1964 (Figura 12). En 1965, muchas embarcaciones se dedicaron a otras especies o trasladaron a otros caladeros debido a la disminución de la población (DFO, 2001a). La pesquería se hundió después de seis años, desembarcando menos de 1.000 t en 1970. Se tardó 25 años en lograr una recuperación muy limitada. Las flotas noruegas y feroesas están excluidas de las aguas canadienses desde 1993. Las autoridades canadienses y estadounidenses informaron de todos los desembarcos después de 1995.

Tres barcos de pesca de altura y varios costeros canadienses iniciaron la pesca específica en el Atlántico noroccidental en el decenio de 1990. Las capturas de entre 1.000 y 2.000 t/año redujeron los niveles de población a un nuevo punto mínimo en menos de diez años: el tamaño medio de los tiburones y las tasas de capturas fueron los más pequeños registrados en 1999 y 2000; en 2000 las tasas de capturas de tiburones adultos habían quedado reducidas al 10% de las de 1992, y la biomasa se estimaba entre el 11 y el 17% de la biomasa virgen y F plenamente reclutados en 0,26 (DFO, 2001). El cupo anual de capturas se redujo en 2000-2007 para permitir el crecimiento de la población (DFO, 2001a, 2001b) y disminuyó de nuevo en 2006. Desde entonces, los desembarcos han variado entre 139 t y 229 t. Las cifras de la población total han permanecido relativamente estables desde 2002, si bien las hembras desovadoras pueden haber seguido disminuyendo ligeramente. La CICAA y el CIEM (2009) estimaron que la biomasa de la población de desove (BPD) se sitúa ahora entre 95-103% de su tamaño en 2001, y el número de hembras maduras entre el 83 y el 103% del valor de 2001 (Figura 13), o sea, 12-16% de la línea referencial.

Las evaluaciones de la población han determinado que la recuperación es posible, pero sensible a la mortalidad de origen humano. La trayectoria es sumamente baja (de decenios a más de 100 años). La mortalidad de origen humano de ~2 a 4% de la biomasa vulnerable de 4.500 t a 4.800 t (equivalente a un rendimiento de la pesca de 185-192 t en 2005) debe permitir la recuperación al 20% de la biomasa virgen ($SSN_{20\%}$) en 10-30 años. La recuperación al rendimiento máximo sostenible (SSN_{msy}) sería mucho más larga: entre 2030 y 2060 sin mortalidad de origen humano, o en el siglo XXII (o después) con una tasa de perjuicio incidental de 4%. Con una tasa de perjuicio incidental de 7% de la biomasa vulnerable, que corresponde a una captura de 315 t, la población no se recuperará a SSN_{msy} (Figuras 14 y 15). Campana y Gibson (2008) advirtieron que la pesca en alta mar en que se explota esta población pone en peligro la

gestión de las pesquerías canadienses y el plan de recuperación. A esas tasas de explotación, la población se hundiría.

Además del cupo canadiense de 185 t, en 1999 se estableció un cupo de 92 t en la ZEE de Estados Unidos, que se supone que comparte la misma población. La CTP para todas las pesquerías estadounidenses se redujo a 11 t, incluido un cupo comercial de 1,7 t, en 2008. Palangreros de atún taiwaneses, coreanos y japoneses obtuvieron una captura incidental en gran parte desconocida de *L. nasus* en alta mar en el Atlántico norte (CIEM, 2005). Según se informa, la mayoría de las capturas se descartaron o desembarcaron en puertos próximos a los caladeros. Las poblaciones y las capturas se "están investigando" (Organismo de Pesca de Japón, 2004). Campana y Gibson (2008) señalan que la captura incidental de marrajo sardinero no comunicada observada en embarcaciones japonesas podría haber ascendido a ~200 t en 2000 y 2001. Tampoco se informa normalmente de las capturas españolas. Estos niveles de desembarcos combinados del Atlántico noroccidental impedirán la recuperación de la población.

4.4.2 Hemisferio austral

Se utilizaron datos de observadores de flota uruguaya de atún y pez espada para evaluar el estado de la población en el Atlántico suroccidental. La evaluación identificó una disminución del 82% en la biomasa (SSB) desde 1961, y del 60% desde 1982, hasta bastante menos del nivel máximo sostenible (B_{MSY}) (Figura 19, CICAA/CIEM, 2009), lo que refleja la disminución en CPUE (Figura 18). Esta población probablemente se extienda hasta penetrar en el Pacífico suroccidental. No se disponía de datos para apoyar una evaluación de la población en el Atlántico suroriental/océano Índico suroccidental.

Si bien sólo Nueva Zelanda comunica a la FAO desembarcos de tiburón sardinero del hemisferio austral, los datos de capturas neocelandesas correspondientes al suroeste del Pacífico, primordialmente como captura incidental con palangres de atún, pero también capturas con palangre de arrastre y palangre de fondo, a veces se basa en los registros de capturas totales en el océano meridional de la FAO (Fishstat de la FAO, 2008). En la Figura 16 se ilustran los registros de capturas comerciales, descartes y elaboración de Nueva Zelanda. Los volúmenes elaborados son a veces mayores que los de las capturas comunicadas. No se dispone de estimaciones de capturas incidentales con palangre de atún para la totalidad de los años, aparte de que no son precisos por la reducida cobertura del observador. Aproximadamente el 60% de los tiburones capturados incidentalmente con palangre están vivos cuando se recuperan. La supervivencia de tiburones descartados sin tratar se desconoce. Aunque se trata el 80% de la captura incidental, el 80% corresponde a la pesca de aletas, y el 20% se elabora para la carne y las aletas (MFSC, 2008). Ha habido una disminución del 75% del peso total de *L. nasus* comunicado desde 1998-1999, a tan sólo 55 t en 2005-2006. Esta disminución empezó en el período de esfuerzo de la pesca nacional, que aumentó rápidamente, y la pesca con palangre de atún se ha acelerado desde que ese esfuerzo decayó en los dos últimos años. La captura por unidad de esfuerzo no normalizada registrada por observadores entre 1992-1993 y 2004-2005 varía considerablemente, pero ha sido muy reducida en los últimos años (Figura 17). Tal vez esto no refleje la abundancia de la población debido a la baja cobertura de los observadores y a otras posibles fuentes de variación (p. ej., embarcación, aparejo, lugar y estación).

Los palangreros de atún japoneses logran una cantidad de capturas incidentales desconocida de *L. nasus* en las zonas pesqueras meridionales de atún común. El CPUE normalizado varió entre 1992 y 2002, pero las tendencias recientes de la población se consideran estables. Se están investigando los niveles de la población actuales. Según se informa, la mayoría de las capturas se descartan o desembarcan en puertos cercanos a las zonas de pesca (Organismo de Pesca de Japón, 2004). Matsumoto (2005, citado en FAO, 2007) informa de una disminución de desembarcos anuales en torno al 40% de los niveles originales entre 1997 y 2003, seguida de un aumento desde los bajísimos niveles registrados entre 1989 y 1995.

4.5 Tendencias geográficas

Esta especie parece ahora escasa, si no ausente, en zonas del Mediterráneo donde anteriormente se informaba de que era común (Ferretti y otros, 2008; Stevens y otros, 2006).

5. Amenazas

La principal amenaza para *L. nasus* en todo el mundo es la sobrexplotación, en la pesca selectiva y capturas incidentales. En FishStat de la FAO (2009) se informa de las mayores capturas de marrajo sardinero en 2007 de Francia (356 t), España (228 t), Canadá (94 t) y Nueva Zelanda (52 t), pero la CICAA y el CIEM (2009) señalan que los desembarcos comunicados "son muy inferiores a los desembarcos

reales". Los datos sobre capturas canadienses indican que los desembarcos de marrajo sardinero han disminuido progresivamente, desde un máximo de 1.400 t en 1995 a 92 t en 2007, lo que corresponde a la disminución de los niveles de CTP (Campana y Gibson, 2008, Figura 20), pero también han disminuido en otras pesquerías, por falta de gestión. Los desembarcos de marrajo sardinero globales comunicados de pesquerías de captura incidental y directa han disminuido de 2.700 t en 1999 a 887 t en 2007 (FIGIS de la FAO, 2008), aunque la notificación es insuficiente. Esta especie es particularmente vulnerable a las pesquerías, porque en ellas se trata de capturar adultos y ejemplares jóvenes de toda clase de edad (Ministerio de Pesca, 2006; Francis y otros, 2007). Debido a las características del ciclo biológico del marrajo sardinero del océano austral, esta población es mucho más vulnerable a la sobrepesca que las poblaciones agotadas del Atlántico norte.

5.1 Pesca directa

La intensiva pesca directa por la valiosa carne de *L. nasus* fue la principal causa de las disminuciones de la población en el siglo XX. El CIEM (2005) señaló: "La pesca directa de marrajo sardinero [en el Atlántico nororiental] se interrumpió a finales del decenio de 1970, en vista de que las tasas de capturas eran muy bajas. Desde entonces ha habido una pequeña pesca esporádica. Como esta especie tiene gran valor en el mercado, habría de nuevo pesca directa si fuera más abundante". La pesca directa por la carne de *L. nasus* sigue realizándose en Canadá y Francia, y en otros Estados hay pesca directa oportunista durante cortos períodos cuando se localizan agrupaciones. **Las reuniones de especialistas CICAA/CIEM (2009) recomendaron que en las pesquerías de alta mar no se debe capturar marrajo sardinero.** *L. nasus* es también una importante especie objeto de pesca recreativa en Irlanda y el Reino Unido. La pesca recreativa en Canadá y Estados Unidos tiene muy poca importancia (FIGIS de la FAO, sin fecha; DFO, 2001b).

5.2 Pesca incidental

Las capturas incidentales de *Lamna nasus* son un valioso objetivo secundario de muchas modalidades de pesca, en particular de la pesca con palangre pelágico del atún y del pez espada (Buencuerpo y otros, 1998), pero también de la pesca en que se utilizan redes de enmalle, redes de deriva, de arrastre y aparejos de mano. La captura incidental con frecuencia no se registra debidamente en comparación con capturas de pesca directa. Dado el alto valor de la carne del marrajo sardinero, se suele retener y utilizar el cuerpo entero, a menos que el espacio para carga de los barcos que capturan atún y pez de pico en alta mar sea limitado, en cuyo caso se retienen sólo las aletas (p. ej., pesquerías de palangre de Nueva Zelanda y alta mar para el atún común del sur, y otras flotas de pesca pelágica que operan en el hemisferio austral; véase Compagno, 2001). El CIEM (2005) observó lo siguiente: "En los últimos años ha aumentado el esfuerzo de pesca pelágica con palangre del atún de aletas azules (Japón, República de Corea y Taiwán, provincia de China) en el Atlántico nororiental. En esa pesca pueden darse capturas incidentales de marrajos sardineros. Es probable que esa pesca se caracterice por su eficiencia para capturar cantidades considerables de esta especie". Esto fue confirmado por Campana y Gibson (2008). La CICAA y el ICEM (2009) advirtieron que un mayor esfuerzo en alta mar podría comprometer los esfuerzos de recuperación de la población.

Pese a la gran cantidad de actividad pesquera como consecuencia de las capturas de *L. nasus* en el hemisferio meridional, Nueva Zelanda es el único país que notifica desembarcos de capturas a la FAO (pero los datos de desembarcos totales de la FAO siguen siendo inferiores a los datos publicados por Nueva Zelanda). Entre los ejemplos de pesca con importantes capturas incidentales, pero en gran medida no notificadas, figuran la pesca demersal con palangre y redes de arrastre de merluza negra y draco rayado en torno a las islas Heard y Macdonald en el océano Atlántico meridional (van Wijk y Williams, 2003; Compagno, 2001) y por la flota argentina (Victoria Lichtstein, Autoridad Administrativa CITES de Argentina, *in litt.* a TRAFFIC Europa, 27 de octubre de 2003); la pesca con palangre de pez espada y atún en aguas internacionales frente a las costas del Atlántico de América del Sur (Domingo, 2000; Domingo y otros, 2001; Hazin y otros, 2008); la pesca artesanal e industrial chilena de pez espada con palangre dentro y fuera de la zona económica exclusiva de Chile, entre 26° y 36°S (E. Acuña, datos inéditos; Acuña y otros, 2002), y la pesca de atún japonesa en aguas australianas, donde el marrajo sardinero es la segunda especie más abundante después del tiburón azul y comprende el 5,5% de las capturas de tiburón (Stevens y Wayte, 2008). Las capturas globales de *Lamna nasus* por Argentina fueron de 30,1 - 17,7 - 19,8 - 69,7 t entre 2003 y 2006 (fuente: INIDEP, 2009).

6. Utilización y comercio

La falta de desembarcos por especies y de datos sobre el comercio no permite evaluar las proporciones de capturas globales que atienden la demanda nacional y entran en el comercio internacional. Entre los productos del marrajo sardinero figuran la carne fresca, congelada, desecada y salada para el consumo

humano, el aceite y la harina de pescado como fertilizantes y las aletas para sopa (Compagno, 2001). Se ha documentado el gran valor comercial de la especie mediante estudios de mercado (Fleming y Papageorgiou, 1997; Rose, 1996; y estudios de mercado de TRAFFIC Europa, 2003, inéditos). Las conclusiones indican que la demanda de carne fresca, congelada o elaborada de *L. nasus*, además de las aletas, es suficientemente importante para justificar la existencia de un mercado internacional. Pese al gran valor de su carne y a diferencia de otros peces que alcanzan precios altos, como el pez espada, el atún común y la mielga, el comercio de *L. nasus* no está documentado a nivel de la especie, lo que dificulta la comparación de datos sobre el comercio y desembarcos y la evaluación de la importancia y la escala de su utilización en el mundo. También se utiliza esta especie para la pesca deportiva en Irlanda, Estados Unidos y el Reino Unido (FIGIS de la FAO, sin fecha). Las capturas se retienen por la carne o para trofeos, o se etiquetan y liberan (DFO, 2001). También se capturan reducidos niveles de *L. nasus* en la pesca deportiva frente a la Isla Sur de Nueva Zelanda, pero no se dispone de estimaciones de la captura recreativa y probablemente sea insignificante, porque *L. nasus* normalmente se da en la plataforma continental exterior o más allá (MFSC, 2008).

6.1 Utilización nacional

L. nasus fue una de las especies marinas más valiosas (por peso) desembarcadas en Escocia en el decenio de 1980 (Gauld, 1989). En 1997 y 1998, la carne de *L. nasus* se subastaba en el suroeste de Inglaterra a entre 5 y 7 euros por kilo, unas cuatro veces más que el precio al por mayor del tiburón azul (1,5 euros/kg) (Vas y Thorpe, 1998). En el puerto pesquero de Newlyn (Inglaterra meridional), el precio al por menor del lomo de *L. nasus* era de 25 euros/kg, aproximadamente (estudio de mercado de TRAFFIC Europa, noviembre de 2003). En Alemania es ofrecida como carne de *Kalbsfisch* o *See-Stör*. El marrajo sardinero se considera de calidad similar a la carne del pez espada y se ha comercializado como tal en Italia (Vannuccini, 1999). En 2009, el precio al por menor del lomo fresco de *L. nasus* era por término medio de unos 16 euros/kg (estudio de mercado de TRAFFIC Europa, 2009). Según recientes informes de entrevistas en el mercado alemán, ahora hay muy poca disponibilidad (R. Melisch, TRAFFIC, *in litt.*, mayo de 2006).

Los marrajos pueden ser utilizados también a escala nacional en algunos Estados del área de distribución por su aceite de hígado, cartílagos y piel (Vannuccini, 1999). Las partes poco valiosas del cuerpo pueden ser utilizadas para elaborar harina de pescado. Hay una limitada utilización de las fauces y los dientes como curiosidades marinas. No se ha notificado utilización nacional importante de partes y derivados de *L. nasus*, entre otras cosas tal vez porque no se dispone fácilmente de registros a nivel de la especie y porque ahora los desembarcos de capturas son muy pequeños, en particular en comparación con otras especies.

6.2 Comercio lícito

El mercado de estos productos en la Unión Europea (UE) es considerable, representando los Estados miembros de la UE el 60% de las capturas mundiales notificadas de marrajo sardinero en 2006, y el 75% en 2007 (antes de establecerse una CTP), según datos (muy incompletos) notificados a la FAO. El comercio internacional de productos de *Lamna nasus* no está reglamentado, por lo que todo es lícito. Si bien se dispone de muy poca información reciente, en estudios anteriores se decía que Canadá exporta carne de *L. nasus* a Estados Unidos y a la UE, Japón exporta a la UE y Estados miembros de la UE exportan *L. nasus* a Estados Unidos, donde se consume sobre todo en restaurantes (Vannuccini, 1999; S. Campana *in litt.* al Grupo de Especialistas en Tiburones de la UICN, 2006). *L. nasus* también es importado por Japón (Sonu, 1998). Sin embargo, esas transacciones comerciales no pueden cuantificarse ni estimarse su valor económico, debido a la falta de código aduanero correspondiente a los productos de *L. nasus* en el Sistema Aduanero Armonizado (SA). En la mayoría de los casos, se agrupa con otros productos de tiburón en el código general, SA 0303 7500, lo que no permite estimar el comercio a nivel de la especie. En la nomenclatura combinada (NC) de la UE, códigos como 0302 65 90 – Carne fresca o refrigerada de tiburón (excluido el tiburón espinoso de las especies *Squalus acanthis* y *Scyliorhinus* spp.), 0303 75 90 – Carne congelada de tiburón (excluido el tiburón espinoso) y 0304 20 69 – Filetes congelados de tiburón (excluido el tiburón espinoso) no se pueden utilizar para estimar el comercio de *L. nasus*, porque mezclan productos de diversas especies de tiburones y, por tanto, propiciarían la formulación de conclusiones incorrectas. En Australia, los datos sobre las exportaciones de *L. nasus* a Estados Unidos forman parte de un mismo grupo con los correspondientes a los marrajos (Ian Cresswell, Autoridad Administrativa CITES de Australia, *in litt.* a BMU, febrero de 2004). Hasta que se establezcan sistemas de control y vigilancia aduaneros o mecanismos de notificación obligatoria a la FAO, no se dispondrá de datos sobre el comercio internacional de *L. nasus*. Actualmente, no se puede evaluar la escala y el valor del consumo mundial de la especie.

6.3 Partes y derivados en el comercio

6.3.1 **Carne:** Se trata de un producto de gran valor, una de las especies de tiburones más sabrosa y valiosa, que se comercializa fresca y congelada (véanse las secciones 6.1 y 6.2).

6.3.2 **Aletas:** El marrajo sardinero figura en la lista de especies preferidas por sus aletas en Indonesia (junto con las especies guitarra, tigre, azulejo, de sierra, pardo, sarda, martillo, macuira, zorro pelágico y azul; Vannuccini, 1999), pero McCoy e Ishihara (1999, citando a Fong y Anderson, 1998) informaron de que su valor era relativamente bajo. Sin embargo, debido al gran tamaño de las aletas de *L. nasus* éstas constituyen un producto relativamente valioso. Se han visto en el comercio de aletas de Hong Kong, y son una de las seis especies que se utilizan frecuentemente en el mercado mundial de aletas (junto a los tiburones azulejo, azul, arenoso y sedoso (Shivji y otros, 2002)). Nueva Zelanda ha establecido factores de conversión para la aleta húmeda (45) y aleta seca (108,00) de *L. nasus* (equivalente a una proporción de peso de 2,2% y 0,9%, respectivamente) a fin de verificar los cupos y de determinar el tamaño de capturas anteriores extrapolando los desembarcos comunicados (Ministerio de Pesca, 2005). El coeficiente de peso de la aleta húmeda es 1,8-2,8% (S. Campana, comunicación personal, DFO).

6.3.3 **Otros:** Con la piel del marrajo sardinero se elabora cuero y se extrae de ella aceite de hígado (Vannuccini, 1999; Fischer y otros, 1987), pero no se llevan registros sobre el comercio. Probablemente se elaboren y comercialicen también los cartílagos. Otras partes de los tiburones son utilizadas en la producción de harina de pescado, que probablemente no sea un producto importante de la pesca de *L. nasus*, debido al gran valor de la carne de esta especie (Vannuccini, 1999).

6.4 Comercio ilícito

Como los Estados del área de distribución y las naciones comerciales no han promulgado legislación para reglamentar el comercio nacional ni internacional de *Lamna nasus*, las transacciones comerciales y los transbordos no son ilícitos.

6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

La pesca insostenible de *L. nasus* descrita *supra* se ha debido al gran valor de su carne en los mercados internacional y nacionales. Así, pues, el comercio ha sido el causante de la merma de las poblaciones del Atlántico Norte y también puede amenazar potencialmente a las poblaciones del hemisferio austral. Las poblaciones meridionales revisten especial preocupación porque son intrínsecamente incluso más vulnerables a la sobrexplotación en las pesquerías que en los caladeros mermados del norte.

7. Instrumentos jurídicos

7.1 Nacional

Suecia protege legalmente al marrajo sardinero. El Comité sobre el estado de la fauna silvestre en peligro de Canadá (COSEWIC) designó a *L. nasus* como En peligro en 2004 (COSEWIC, 2004). El Gobierno federal de Canadá declinó incluir la especie en la Lista 1 de la Ley de especies en peligro de Canadá (SARA), porque ya se estaban aplicando medidas de recuperación.

7.2 Internacional

La "Familia Isurida" (ahora Lamnidae, que comprende *L. nasus*) está incluida en el Anexo 1 (Especies altamente migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS). El Acuerdo de las Naciones Unidas sobre las poblaciones de peces transzonales y las poblaciones de peces altamente migratorias establece normas y medidas de conservación para los recursos pesqueros de alta mar. Ordena a los Estados que persigan la cooperación en relación con las especies incluidas en dicho acuerdo mediante organizaciones o arreglos subregionales apropiados para la gestión de la pesca, pero aún no se han logrado avances en la aplicación de la gestión de la pesca de los tiburones.

Lamna nasus figura en el anexo III –"Especies cuya explotación está regulada"– del Protocolo de la Convención de Barcelona sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo. En 1997 se añadió también esta población al Apéndice III de la Convención de Berna (Convención sobre la conservación de la vida silvestre y los hábitat naturales europeos) como especie cuya explotación se debe regular para mantener su población fuera de peligro. Las inclusiones no han ido seguidas todavía de ninguna medida de gestión.

L. nasus está incluido en el Apéndice II de la Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias (CEM), que está desarrollando un instrumento para la conservación de tiburones migratorios, lo que puede estimular oportunamente las acciones de conservación de la especie.

L. nasus está incluido en el Convenio OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico nordeste, lista de hábitat y especies amenazadas cuya población disminuye, o ambas cosas. En esta lista, confeccionada en el marco del Anexo V sobre la protección y conservación de los ecosistemas y de la diversidad biológica de la zona marítima OSPAR se identifican especies y hábitat que necesitan protección o conservación. Las propuestas sobre acciones, medidas y supervisión que deben realizarse sobre esta especie se considerarán a finales de 2009.

8. Ordenación de la especie

8.1 Medidas de gestión

En el Plan de Acción Internacional para la Conservación y Ordenación de los Tiburones (IPOASharks) se insta a todos los Estados con pesquerías de tiburones a que apliquen planes de conservación y ordenación. Sin embargo, esta iniciativa tiene carácter voluntario y menos de 20 Estados han preparado informes sobre evaluación de los tiburones o planes sobre los tiburones. Muchas OROP han adoptado prohibiciones sobre la pesca de aletas de tiburones. Algunas ORP han adoptado recientemente resoluciones sobre los tiburones para apoyar el mejoramiento de los registros o de la gestión de tiburones pelágicos obtenidos como captura incidental en las pesquerías que gestionan, pero no han impuesto límites de captura con base científica. La ordenación de las poblaciones de marrajo sardinero meridionales requerirá estrecha coordinación entre OROP en aguas del Atlántico, el Pacífico y el océano Índico.

La CICAA exige a las Partes que, desde 2007, reduzcan la mortalidad de marrajos sardineros en pesquerías selectivas del Atlántico donde no se dispone de una evaluación de la población revisada por homólogos. También en 2007, Estados Unidos propuso una prohibición sobre la retención de marrajos sardineros por medio de la Organización de la Pesca del Atlántico Noroeste (NAFO), que se retiró por falta de apoyo. En 2008, el Consejo Científico de la NAFO advirtió que la sobrepesca en la zona reglamentaria de la NAFO de alta mar estaba debilitando la ordenación del marrajo sardinero por Canadá, y que acabaría con la población (Campana y Gibson, 2008). Las Partes en la NAFO decidieron en la reunión anual de 2008 que la ordenación del tiburón pelágico correspondía a la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA, el órgano de gestión de la pesca pelágica), e instó a la CICAA a que tomara medidas sobre el marrajo sardinero en su reunión anual. En la reunión anual de 2008 de la CICAA no se establecieron límites sobre la pesca de marrajo sardinero, pero en una reunión sobre políticas se considerarán las medidas de ordenación después de la reunión sobre evaluación de las poblaciones por la CICAA y el ICEM de junio de 2009.

En el Atlántico nororiental, la conservación y la ordenación de los tiburones corresponde a la Política pesquera común (PPC) europea, que gestiona las poblaciones de peces mediante un sistema de captura total permisible (CTP o cupos de captura anuales) y la reducción de la capacidad de pesca. Para la pesca de *L. nasus* la UE implantó la gestión CTP en 2008. El cupo restrictivo inicial se redujo un 25% en 2009, y se implantó un tamaño de desembarco máximo (longitud hasta la horquilla caudal de 210 cm) para proteger a las hembras grandes. El Reglamento 1185/2003 de la CE prohíbe la extracción de aletas de tiburón y el subsiguiente descarte del cuerpo por embarcaciones de la CE en todas las aguas y por embarcaciones no correspondientes a la CE en aguas comunitarias. En el Plan de acción de la Comunidad Europea para la conservación y ordenación de los tiburones (CPOA, COM UE (2009) 40 final), presentado por la Comisión Europea en 2008 se determina el restablecimiento de poblaciones de tiburón mermadas pescadas por embarcaciones de la comunidad dentro y fuera de las aguas comunitarias, inclusive mediante la fijación de límites de captura de poblaciones de tiburón de conformidad con el asesoramiento del ICEM y de las OROP pertinentes, la liberación del animal vivo de la captura incidental no deseado, una mayor selectividad de los aparejos de pesca, la creación de programas para la reducción de capturas incidentales de especies de tiburón críticamente en peligro y en peligro, y la cooperación internacional en la CMS y en la CITES con el fin de controlar la pesca y el comercio de tiburones. En el informe de evaluación de los tiburones de la CPOA se presta especial atención a *Lamna nasus*. Estas medidas se aplicarán a nivel comunitario y de los Estados miembros, y la comunidad recabará su apoyo por todas las OROP pertinentes.

En el Atlántico noroccidental, la gestión de la pesca del tiburón se aplica en aguas canadienses y estadounidenses. En 1999 se adoptó un cupo anual de 92 t en aguas estadounidenses, en virtud del Plan de ordenación de la pesca de especies altamente migratorias. Esta cifra se redujo en 2008 a una CTP de 11 t para todas las pesquerías estadounidenses, incluido un cupo comercial de 1,7 t, lo que condujo al cierre de la pesquería antes de finalizar el año. Desde 2008, los tiburones del Atlántico estadounidense han de

desembarcarse con sus aletas en estado natural. El plan canadiense de gestión de la pesca de 1995 limita el número de licencias, los tipos de aparejos, las zonas y las estaciones de pesca, prohíbe la extirpación de las aletas y sólo permite la pesca recreativa que entraña la liberación posterior de las capturas. Los planes de gestión de la pesca de tiburones pelágicos en el Canadá atlántico establecieron directrices no restrictivas sobre las capturas de 1.500 t para *L. nasus* antes de 1997, a lo que siguió una CTP provisional de 1.000 t para el período 1997-1999, basado en gran medida en los desembarcos de capturas históricamente notificados y la observación de que recientemente han disminuido las tasas de capturas (DFO, 2001). Después de que se hicieran evaluaciones analíticas de las poblaciones (Campana y otros, 1999 y 2001), con el plan de gestión de los tiburones para el período 2002-2007 se redujo la CTP a 250 t, lo cual fue seguido de una nueva reducción a 185 t (captura incidental 60 t, pesca directa 125 t, desde 2006 (Figura 20). Las proyecciones sobre la población indican que ésta se recuperaría si se mantuvieran las tasas de captura por debajo del 4% (~185 mt, DFO, 2005b), pero las capturas no reglamentadas y no declaradas en alta mar ponen en peligro la recuperación (Campana y Gibson, 2008, Figuras 14 y 15).

En 2006, la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR) adoptó una moratoria sobre la pesca directa de tiburón hasta que se disponga de datos para evaluar los impactos de la pesca sobre los tiburones en la región antártica. Se alienta la liberación de tiburones vivos obtenidos como capturas incidentales, pero no se impone (Medida de conservación 32-18; CCAMLR, 2006). La Comisión de la Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) será la encargada de la ordenación del tiburón pelágico, pero no es probable que se trate de hacerlo en los primeros años de esta Comisión (Ministerio de Pesca, 2006). Australia promulgó legislación en 1991 para impedir que palangreros japoneses que pescan en la ZEE desembarquen aletas de tiburón a menos que vayan acompañadas del cuerpo. No han pescado en la ZEE australiana desde 1996. La extirpación de aletas está prohibida en los palangreros de atún australianos. Nueva Zelanda incluyó a *L. nasus* en su Sistema de Gestión de Cupos (SGC) en 2004, con una CTP sin restricciones de 249 t (Sullivan y otros, 2005), lo que permite la extirpación de aletas y el descarte del cuerpo.

8.2 Supervisión de la población

La supervisión de la población requiere una vigilancia habitual de las capturas, la recogida de datos fiables sobre los indicadores de biomasa de las poblaciones y buenos conocimientos de biología y ecología. En la mayoría de los Estados no se registran los datos sobre capturas, capturas incidentales, esfuerzo y descarte a nivel de la especie o no se realizan estudios independientes de la pesca, lo que impide evaluar los caladeros y la población. Las capturas en alta mar se vigilan particularmente poco (p. ej., Campana y Gibson, 2008). Los datos precisos sobre el comercio ofrecen un medio de confirmar los desembarcos y dan una indicación del cumplimiento de los niveles de captura, permiten identificar nuevas capturas y Estados comerciantes, y ofrecen información sobre las tendencias en el comercio (Lack, 2006). Sin embargo, no se notifican datos sobre el comercio de marrajo sardinero. A falta de una inclusión en la CITES, no se dispone de un mecanismo fiable para seguir las tendencias sobre la captura y el comercio de esta especie.

8.3 Medidas de control

8.3.1 Internacional

Aparte de las reglamentaciones sanitarias relativas a los productos alimenticios marinos y a las medidas que facilitan la percepción de derechos de importación, no hay controles ni sistemas de verificación para regular ni evaluar la naturaleza, el nivel y las características del comercio de *L. nasus*.

8.3.2 Nacional

Las medidas de ordenación de la pesca nacional adoptadas por algunos Estados descritas anteriormente no permiten conocer la captura sostenible de *L. nasus* cuando varias flotas explotan las poblaciones. Incluso cuando se han establecido cupos de captura, como en algunos países del Atlántico norte, no hay medidas comerciales que impidan la venta o la exportación de desembarcos superiores a los cupos. Por lo demás, sólo se aplican los reglamentos habituales sobre la higiene para el control del comercio y la utilización nacionales. El CCTEP (2006) señaló que aunque la inclusión en el Apéndice II no sería por sí sola suficiente para impedir la captura de marrajo sardinero, se podría considerar como medida accesoría.

8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

No se conocen especímenes mantenidos en cautividad.

8.5 Conservación del hábitat

La investigación en zonas de pesca de las flotas canadienses y francesas ha permitido identificar algunos hábitat importantes de *L. nasus*. Parte del hábitat puede estar preservada incidentalmente dentro de las zonas marinas protegidas o en las reservadas para aparejos estáticos.

9. Información sobre especies similares

Lamna nasus es una de las cinco especies de la familia *Lamnidae*, o tiburones caballa, de la que también forman parte el gran tiburón blanco *Carcharodon carcharias* y dos especies de marrajos del género *Isurus*. El tiburón salmón *Lamna ditropis* está limitado al Pacífico norte. El marrajo *Isurus oxyrinchus* puede ser confundido con *L. nasus* en las pesquerías del Mediterráneo, si bien la identificación del conjunto de los tiburones es fácil utilizando las claves existentes.

10. Consultas

En el proceso de consultas se ha mantenido contacto con los 51 Estados del área de distribución de *Lamna nasus*. Hasta agosto de 2009 se habían recibido ocho respuestas. También se ha contactado con la FAO y con OROP. Se han considerado la información adicional y las recomendaciones recibidas durante este proceso.

11. Observaciones complementarias

11.1 Disposiciones de la CITES contenidas en el Artículo IV, párrafos 6 y 7: *Introducción procedente del mar*

No está claro el grado en que la introducción procedente del mar sería una cuestión importante para esta especie. La mayoría de las pesquerías, incluida la pesca en la plataforma continental, se encuentran en la ZEE. Sin embargo, barcos de especies pelágicas de Japón, la República de Corea y Taiwán capturan incidentalmente marrajo sardinero en alta mar; las estimaciones de Japón varían de 15 t a 280 t anuales entre 2000 y 2002 (DFO, 2005b). Para la inclusión en el Apéndice II de la CITES sería necesario que las introducciones procedentes del mar fueran acompañadas de dictamen de extracción no perjudicial. Por lo tanto, habrían de extraerse de una pesquería en alta mar explotada en forma sostenible, lo que requiere la gestión por la Organización Regional de Ordenación de la Pesca correspondiente.

11.2 Cuestiones de aplicación

11.2.1 Autoridad Científica

Lo mejor sería que la Autoridad Científica para esta especie estuviera asesorado por un experto en pesca.

11.2.2 Identificación de productos en el comercio

Es importante utilizar códigos de productos específicos de la especie y guías de identificación de la carne y las aletas de esa especie. La carne de *L. nasus*, el producto más comercializado, es una de las carnes de tiburón de mayor valor en el comercio por lo que, con frecuencia, se identifica por el nombre. La aleta dorsal (con piel) tiene un borde trasero libre blanco característico, y se está preparando una guía genérica para la identificación de aletas de tiburón (Deynat, en preparación). Varios grupos de investigación han desarrollado un ensayo de análisis de iniciador de PCR (reacción en cadena de la polimerasa) múltiple y sumamente eficiente específico de la especie para *L. nasus*, capaz de distinguir entre poblaciones del hemisferio austral y septentrional (p. ej., Shivji y otros, 2002; Pade y otros, 2006; Testerman y otros, 2007). El costo por muestra procesada comienza en 20-60 USD, según la condición de la muestra, y es menor en el caso de grandes cantidades. El tiempo total es de 2 a 7 días a partir de la recepción de la muestra, según la urgencia. Se dispone de estas muestras, que se pueden utilizar para confirmar la identificación y el origen del producto con fines de observancia.

11.2.3 Dictámenes de extracción no perjudicial

En el documento AC22 Doc. 17.2 de la CITES se ofrecen las primeras consideraciones sobre dictámenes de extracción no perjudicial para especies de tiburones. En 2008 se hicieron nuevas contribuciones sobre instrumentos prácticos para hacer esos dictámenes. En un documento preparado por la Autoridad Científica española (García-Núñez, 2008) se analizan las medidas de ordenación y las restricciones a la pesca

establecidas por organizaciones internacionales en relación con la conservación y el uso sostenible de tiburones, ofreciendo algunas directrices y una guía de recursos útiles. También se adapta a especies de elasmobranquios la lista preparada para hacer dictámenes por la UICN (Rosser y Haywood, 2002). En un procedimiento similar, los resultados del Taller de expertos sobre dictámenes de extracción no perjudicial (Anónimo, 2008) se refieren a la información considerada esencial para hacer dictámenes sobre tiburones y otras especies de peces, y se proponen además medidas lógicas que deben adoptarse al afrontar esa tarea.

La ordenación de *L. nasus* se basaría idealmente en las evaluaciones de la población y en el asesoramiento científico para permitir la recuperación de las poblaciones (cuando sea necesario) y garantizar la pesca sostenible (p. ej., mediante cupos o medidas técnicas, incluidas zonas de veda, límites de tamaño y la liberación del animal vivo obtenido en capturas incidentales). Se trata de una práctica de gestión de la pesca normalizada, aunque en la actualidad no se aplica ampliamente a esta especie. Otros Estados que deseen exportar productos de *L. nasus* también habrían de elaborar y aplicar planes de ordenación de la pesca sostenibles, si es que se van a declarar dictámenes de extracción no perjudicial, y sería necesario que todos los Estados que pescan en los mismos caladeros aplicaran e impusieran igualmente medidas cautelares de conservación y ordenación.

12. Referencias (véase el Anexo 5)

ANNEX 1 – TABLES AND FIGURES

(Pagination refers to the following pages, unless otherwise indicated)

Tables

Table 1. Summary of population and catch trend data.....	Proposal page 4
Table 2. <i>Lamna nasus</i> life history parameters	3

Figures

Figure 1. Porbeagle <i>Lamna nasus</i>	Proposal page 1
Figure 2. Global <i>Lamna nasus</i> distribution	2
Figure 3. FAO fishing areas.....	2
Figure 4. Global reported landings of <i>Lamna nasus</i> by FAO area 1950–2006.....	4
Figure 5. Northeast Atlantic landings of <i>Lamna nasus</i> by fishing State, 1950–2006.....	4
Figure 6. Landings of <i>Lamna nasus</i> from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2004.....	5
Figure 7. Landings of <i>Lamna nasus</i> by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2006	5
Figure 8. Landings of <i>Lamna nasus</i> by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2004	6
Figure 9. Landings of <i>Lamna nasus</i> by Faroe Islands in the Northeast Atlantic, 1973–2007	6
Figure 10. Population trends from a BSP model of Northeast Atlantic porbeagle	7
Figure 11. Depletion in total biomass and numbers from 1926 of Northeast Atlantic porbeagle	7
Figure 12. <i>Lamna nasus</i> landings in the Northwest Atlantic	8
Figure 13. Modelled trends in <i>Lamna nasus</i> stocks in Canadian waters, 1961–2008	8
Figure 14. Predicted stochastic recovery trajectories of Northwest Atlantic <i>Lamna nasus</i>	9
Figure 15. Predicted deterministic recovery trajectories of Northwest Atlantic <i>Lamna nasus</i>	9
Figure 16. New Zealand commercial landings of porbeagle sharks	10
Figure 17. Unstandardised CPUE indices for the New Zealand tuna longline fishery	10
Figure 18. Catch per unit effort and biomass trends for Southwest Atlantic porbeagle	11
Figure 19. Spawning Stock Biomass trend for Southwest Atlantic porbeagle	11
Figure 20. Canadian Atlantic landings and TAC for porbeagle shark, 1995–2007	12

ANNEX 2 – SCIENTIFIC SYNONYMS OF *LAMNA NASUS*

ANNEX 3 – RANGE STATES AND SEA AREAS WHERE *LAMNA NASUS* HAS BEEN RECORDED

ANNEX 4 - EU CONSIDERATIONS ON CRITERIA FOR AMENDMENT OF APPENDICES I AND II REGARDING COMMERCIALLY EXPLOITED AQUATIC SPECIES

ANNEX 5 - REFERENCES

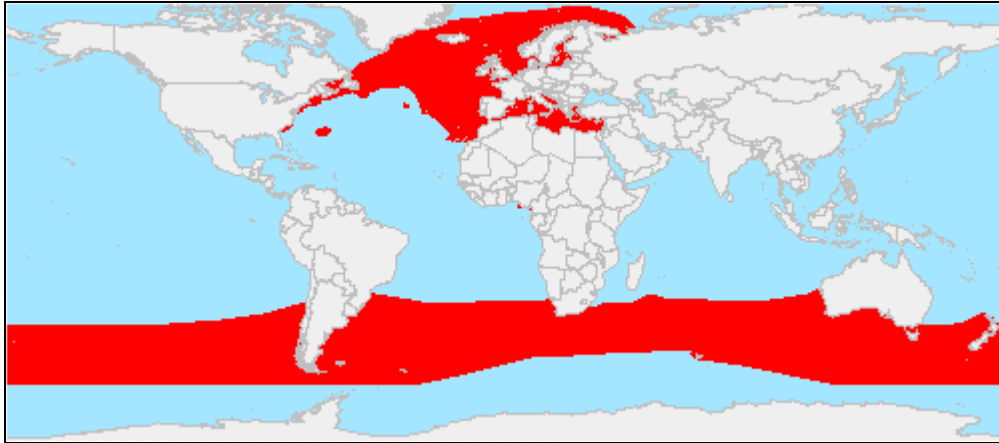


Figure 2. Global *Lamna nasus* distribution (Source: FAO FIGIS 2004).

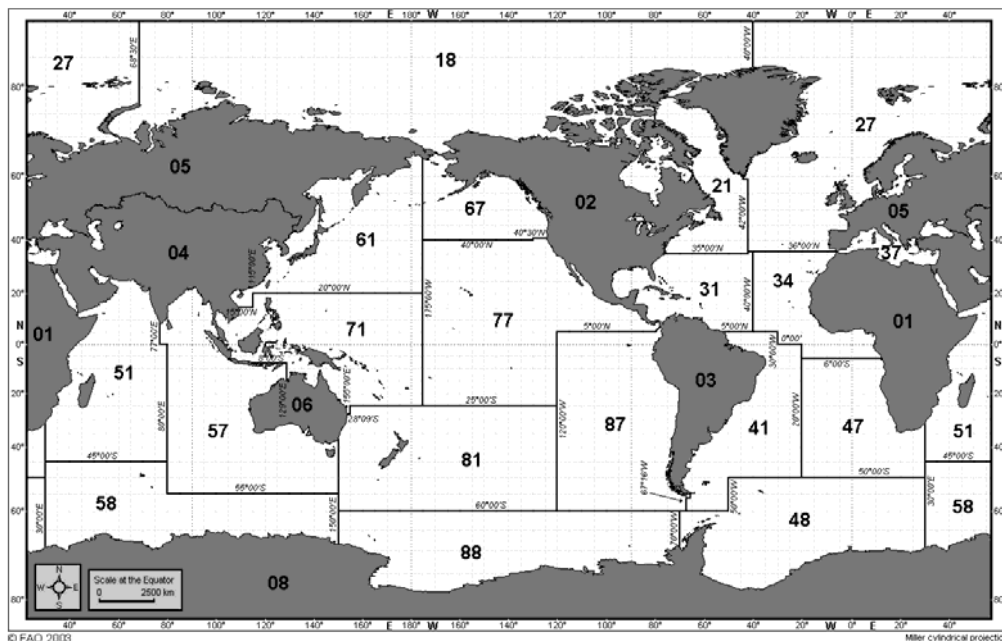


Figure 3. FAO fishing areas.

Key: *Lamna nasus* is reported from the fishing areas underlined below.

- | | |
|--|-------------------------------------|
| 01 - Africa-Inland Water | <u>51 - Indian Ocean, Western</u> |
| 02 - America-Inland Water | <u>57 - Indian Ocean, Eastern</u> |
| 03 - America, South-Inland Water | <u>58 - Indian Ocean, Antarctic</u> |
| 04 - Asia-Inland Water | 61 - Pacific, Northwest |
| 05 - Europe-Inland Water | 67 - Pacific, Northeast |
| 06 - Oceania-Inland Water | 71 - Pacific, Western Central |
| <u>21 - Atlantic, Northwest</u> | 77 - Pacific, Eastern Central |
| <u>27 - Atlantic, Northeast</u> | <u>81 - Pacific, Southwest</u> |
| <u>31 - Atlantic, Western Central</u> | <u>87 - Pacific, Southeast</u> |
| <u>34 - Atlantic, Eastern Central</u> | 88 - Pacific, Antarctic |
| <u>37 - Mediterranean & Black seas</u> | |
| <u>41 - Atlantic, Southwest</u> | |
| <u>47 - Atlantic, Southeast</u> | |
| <u>48 - Atlantic, Antarctic</u> | |

Table 2. *Lamna nasus* life history parameters.

Age at maturity (years)	female:	13 years (North Atlantic); 15–18 years (SW Pacific)	Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007
	male:	8 years (North Atlantic); 8–11 years (SW Pacific)	Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007
Size at maturity (total length cm)	female:	195 cm (SW Pacific), 230–260 cm (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007; Francis & Duffy 2005
	male:	165 cm (SW Pacific), 180–215 cm (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007
Maximum size (total length cm)	female:	302, 357 cm (N Atlantic); 240 cm (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
	male:	253, 295 cm (N Atlantic); 240 cm (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
Longevity (years)	>29–45 years (Northwest Atlantic); ~65 years (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007
Size at birth (cm)	58–77 (North Atlantic), 72–82 (Southwest Pacific)		Francis <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008
Average reproductive age/ generation time	18 years (Northwest Atlantic); 26 years (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007
Gestation time	8–9 months		
Reproductive periodicity	Annual		
Average litter size	Four pups		
Annual rate of population increase	5–7% (unfished, North Atlantic); 2.6% (from MSY, southwestern Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2008; Smith <i>et al.</i> 2008
Natural mortality	0.10 (immatures), 0.15 (mature males), 0.20 (mature F) (Northwest Atlantic)		Campana <i>et al.</i> 2001

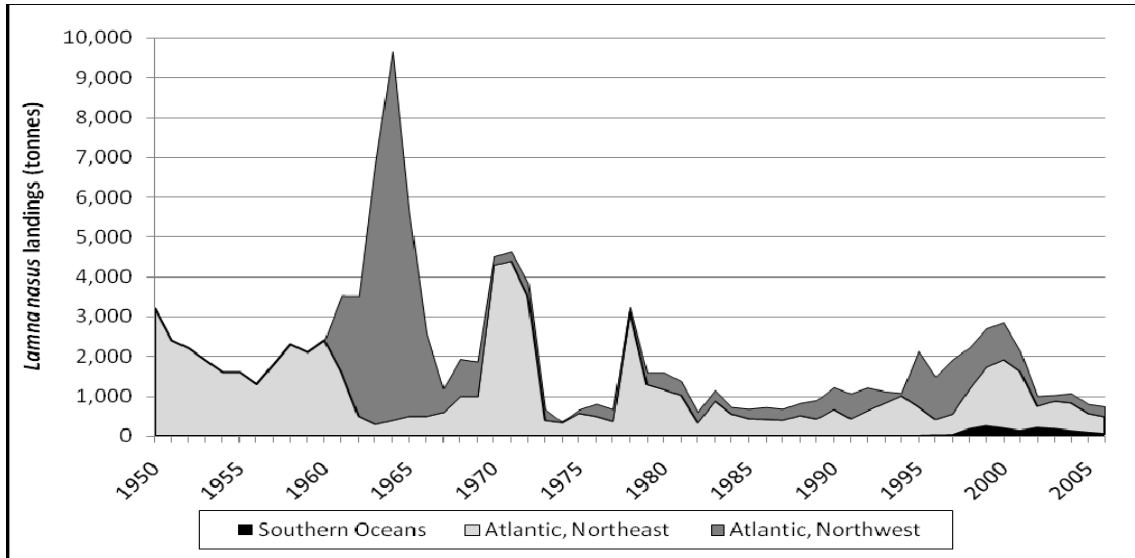


Figure 4. Global reported landings (tonnes) of *Lamna nasus* by FAO fishing area, 1950–2006. (Source: FAO FishStat)

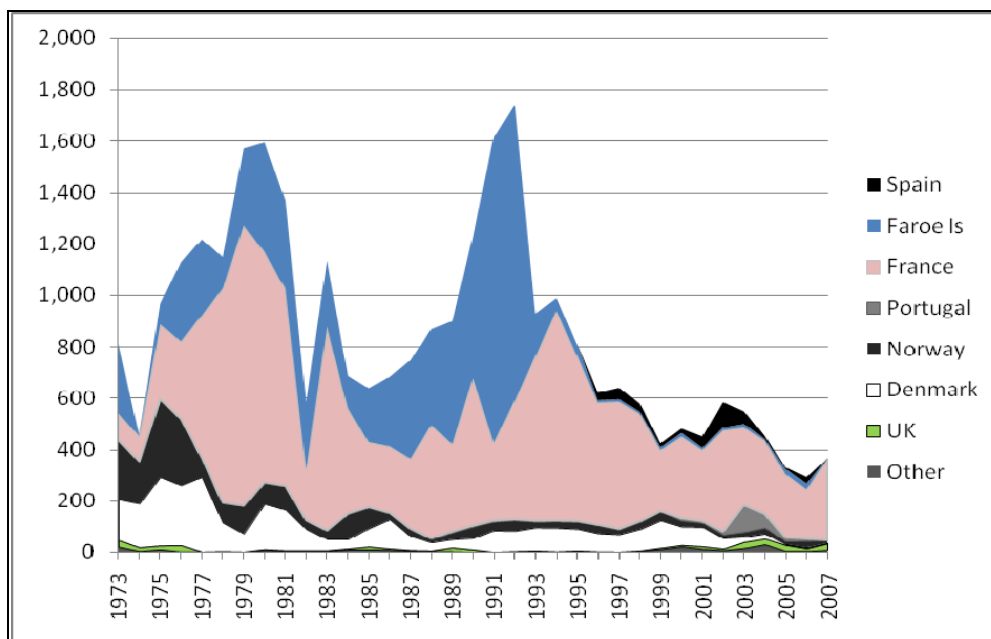


Figure 5. Northeast Atlantic landings (tonnes) of *Lamna nasus* by major fishing States, 1950–2006. (Source: ICES WGEF 2008.)

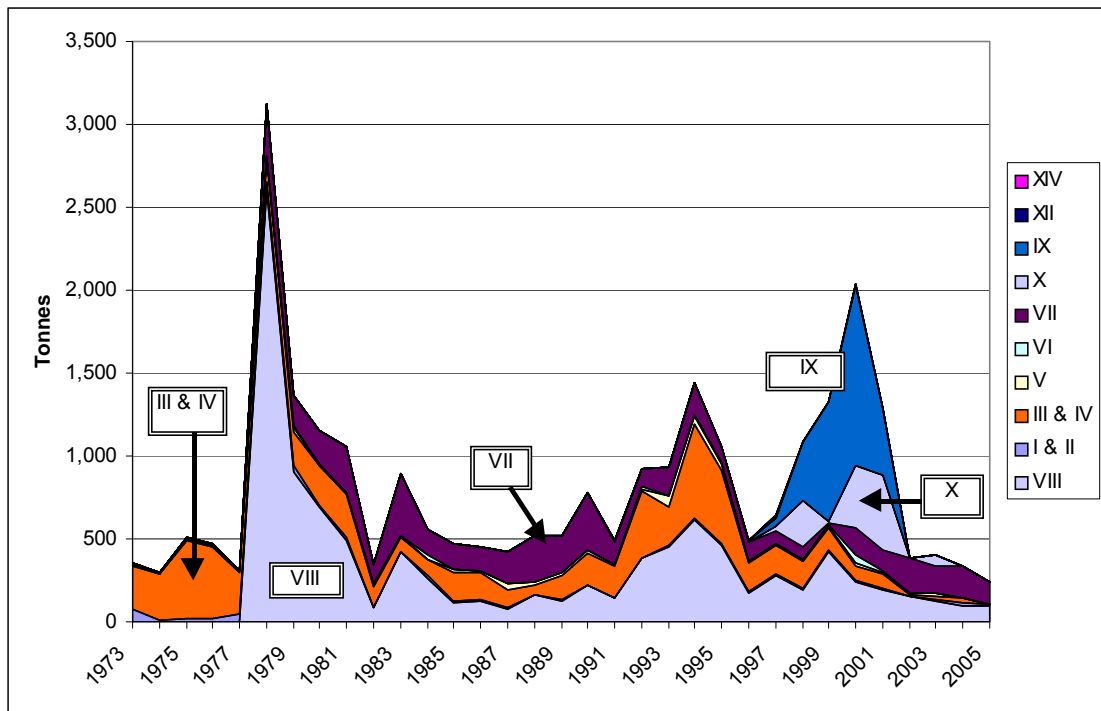


Figure 6. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2004. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes 2006)

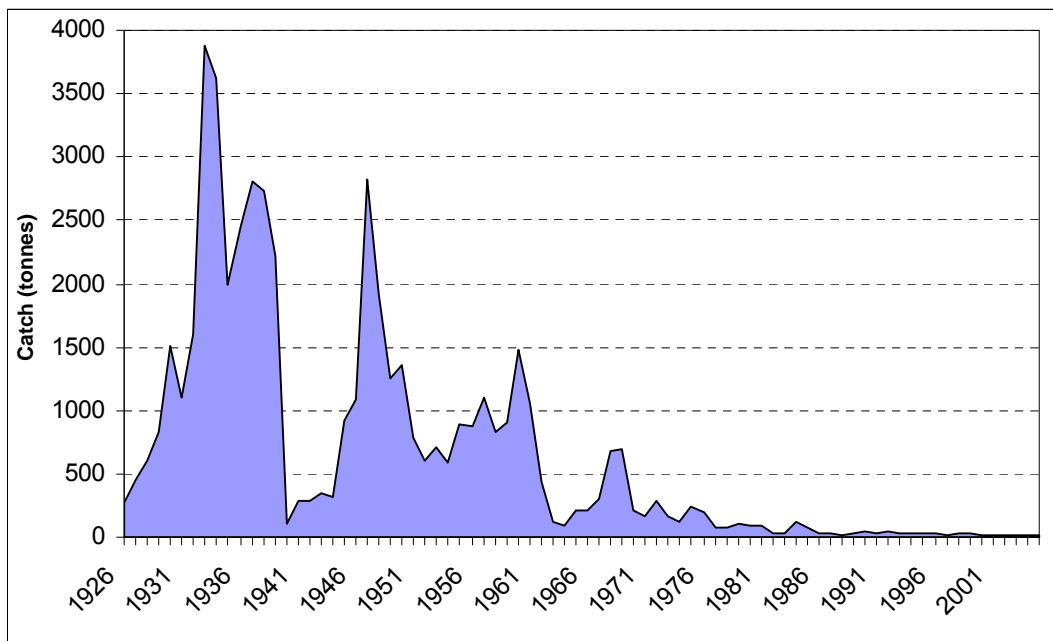


Figure 7. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2006. (Source: Norwegian fisheries data & ICES WGEF)

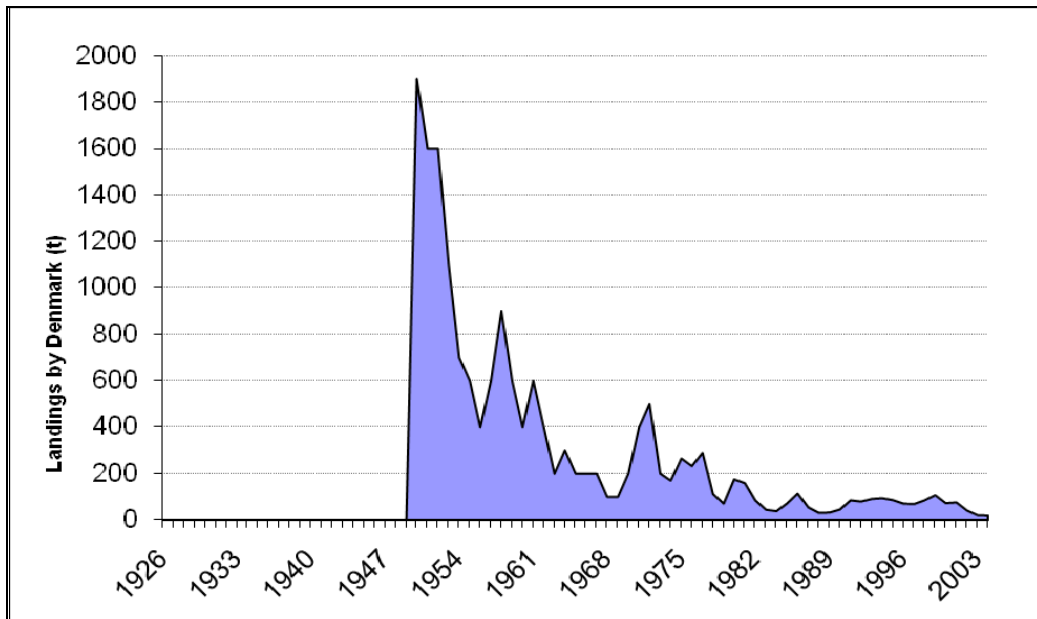


Figure 8. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2004. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes)

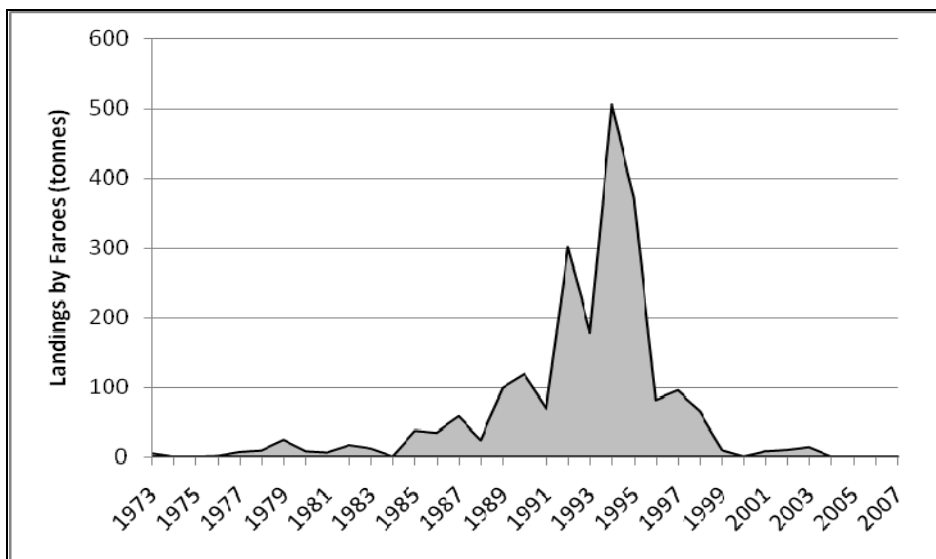


Figure 9. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Faroe Islands in the Northeast Atlantic, 1973–2007. (Source: ICES WGEF and European Commission.)

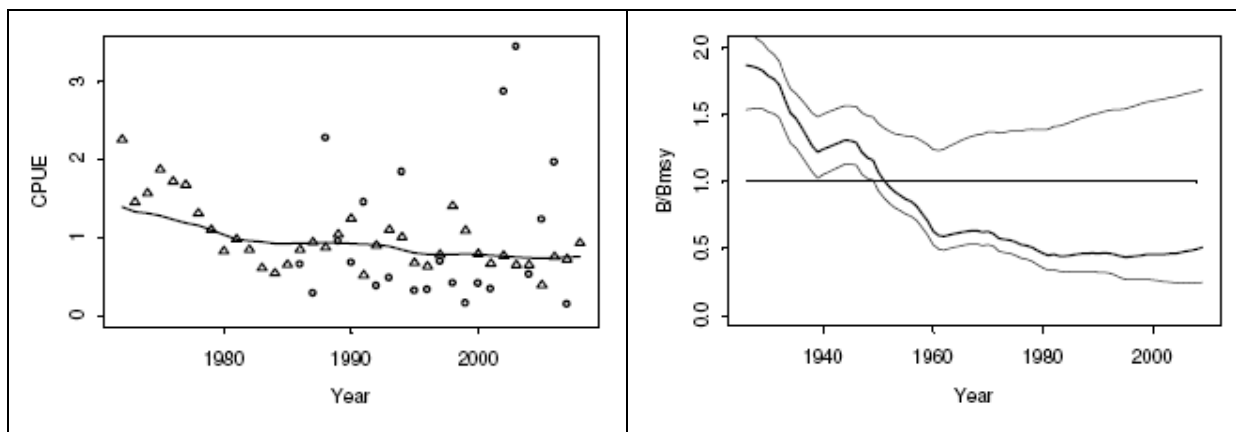


Figure 10. Results of a Bayesian Surplus Production model of the Northeast Atlantic porbeagle stock from 1929 (Source: ICCAT/ICES 2009). Left: French and Spanish catch per unit effort and fitted biomass trend. Right: biomass (B) relative to biomass at MSY (B_{msy}).

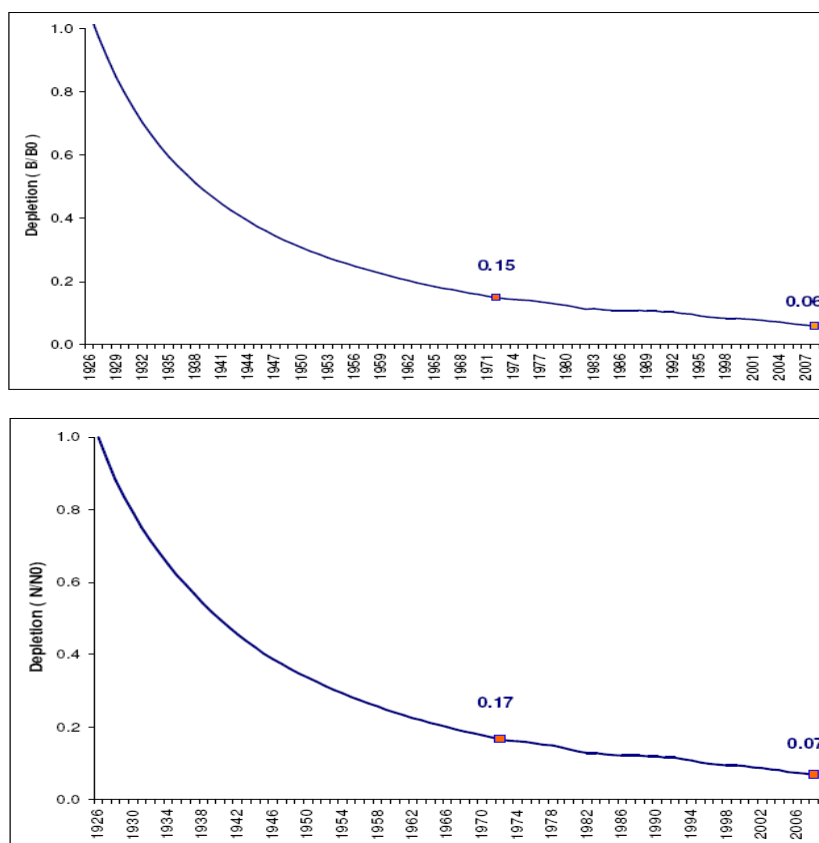


Figure 11. Depletion in total biomass (upper panel) and numbers (lower panel) for a surplus production age-structured model, assuming virgin conditions in 1926, for Northeast Atlantic porbeagle (Source: ICCAT/ICES 2009). The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1972) and current depletion (2008).

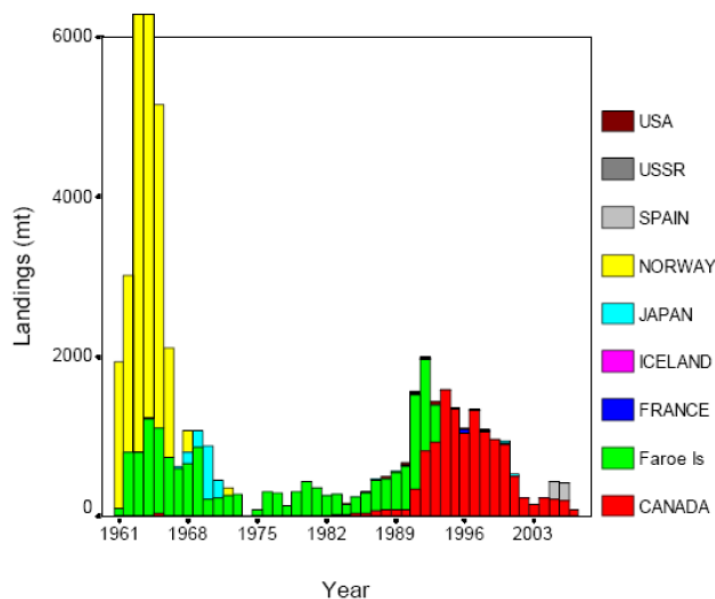


Figure 12. *Lamna nasus* landings in the Northwest Atlantic, 1961–2007 (excluding unreported high seas captures). (Stacked columns - Source: Campana and Gibson 2008)

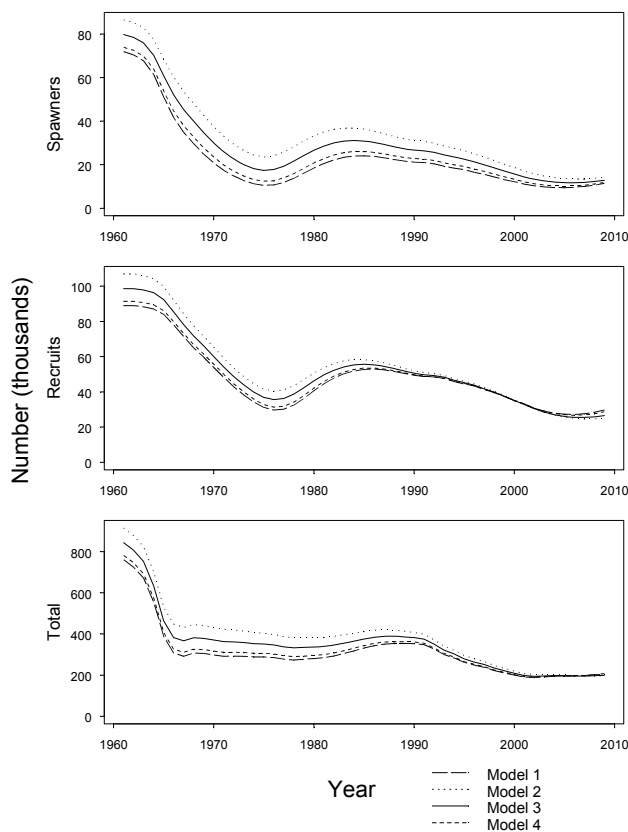


Figure 13. Comparison of the predicted time series for numbers of mature females (top), age-1 recruits (centre) and total number of *Lamna nasus* in Canadian waters, 1961–2008, from four porbeagle population models (all show similar trajectories). (Source: ICCAT/ICES 2009, updating Campana and Gibson 2008)

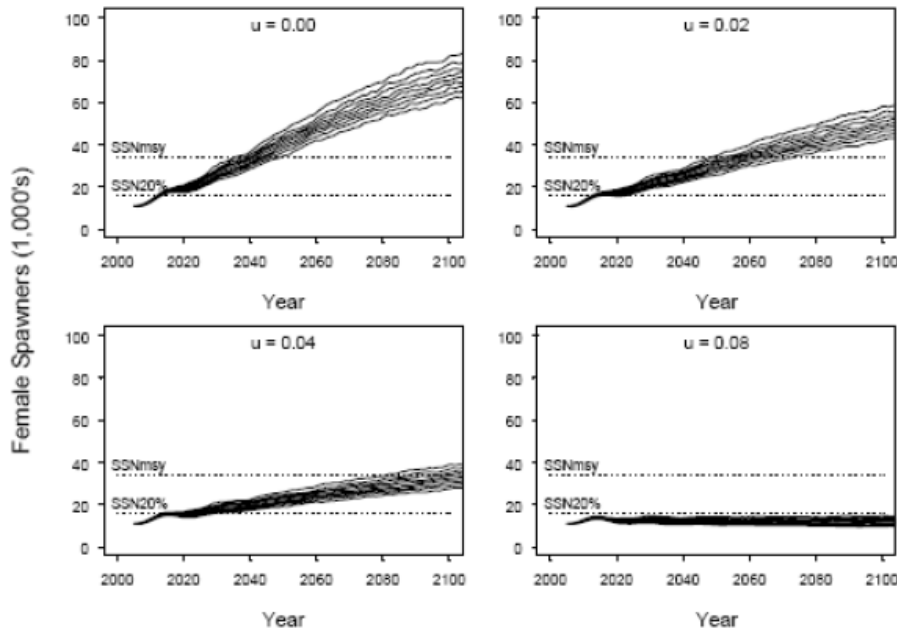


Figure 14. Predicted stochastic recovery trajectories from the population viability analysis under four different exploitation scenarios. Quantiles of population size in each year from low (bottom line = 0) to high (top line = 0.9). Time to recover at 4% exploitation rate was 30-100+yr. (Source: Campana and Gibson 2008.)

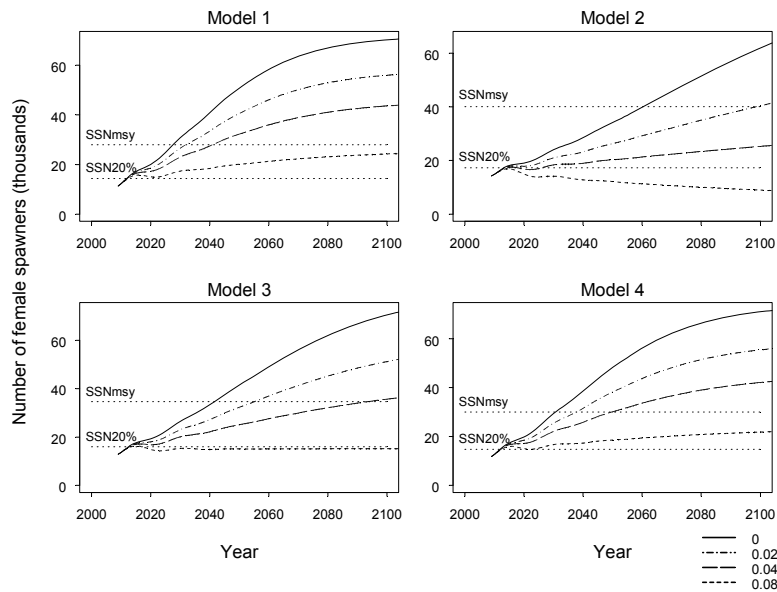


Figure 15. Predicted deterministic recovery trajectories from each of four porbeagle population models at each of four exploitation rates in the Northwest Atlantic. Quantiles of population size in each year from low (bottom line = 0) to high (top line = 0.9). All simulate populations recover at exploitation rates of less than about 4% (corresponding to a total catch of 185t). Time to recover at 4% exploitation rate was 30-100+yr. (Source: ICCAT/ICES 2009 updating Campana and Gibson 2008.)

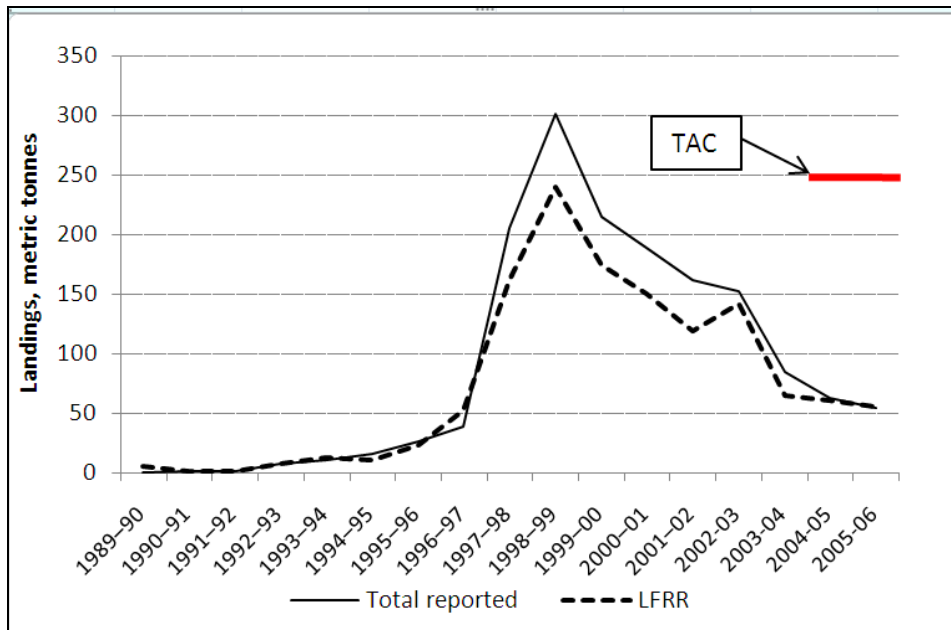


Figure 16. New Zealand commercial landings of porbeagle sharks reported by fishers and processors (LFRR), 1989/90 to 2004/05. (Source Ministry of Fisheries 2008.)

Substantial foreign landings up to about 1992–93 have not been quantified and are not included here. Domestic tuna longline fishing effort rose until 2002/03, but has fallen in recent years.

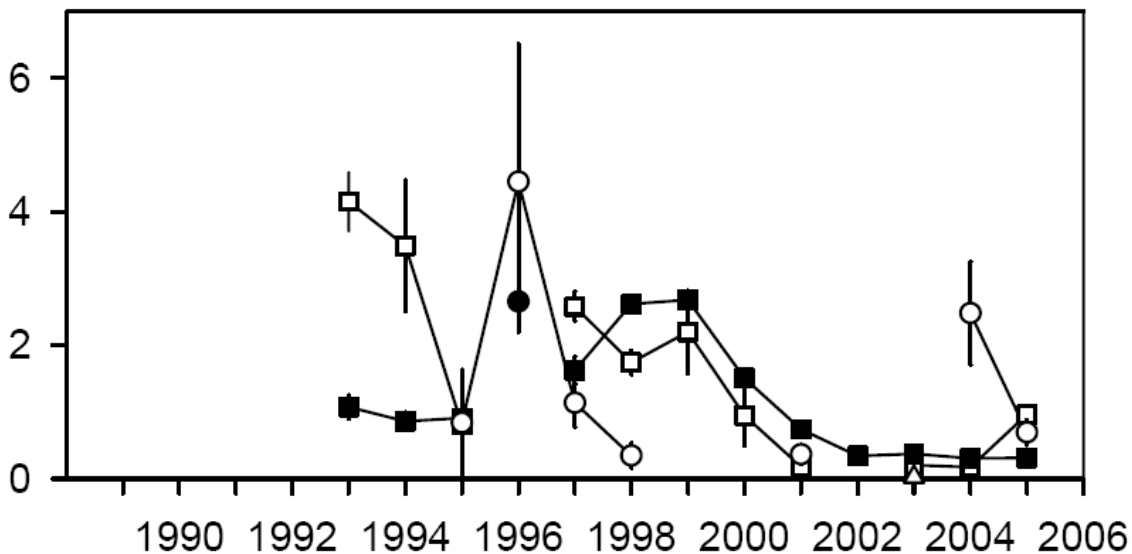


Figure 17. Unstandardised CPUE indices (number of *Lamna nasus* per 1000 hooks) for the New Zealand tuna longline fishery based on observer reports.

Years are fishing years (1993 = October 1992 to September 1993). Confidence intervals are from bootstrapped data. -■- foreign and charter fleet, southern New Zealand; -□- foreign and charter fleet, northern New Zealand; -●- domestic fleet, southern New Zealand; -○- domestic fleet, northern New Zealand. (Taken from Ministry of Fisheries (2008). Source: Griggs *et al.* 2007.)

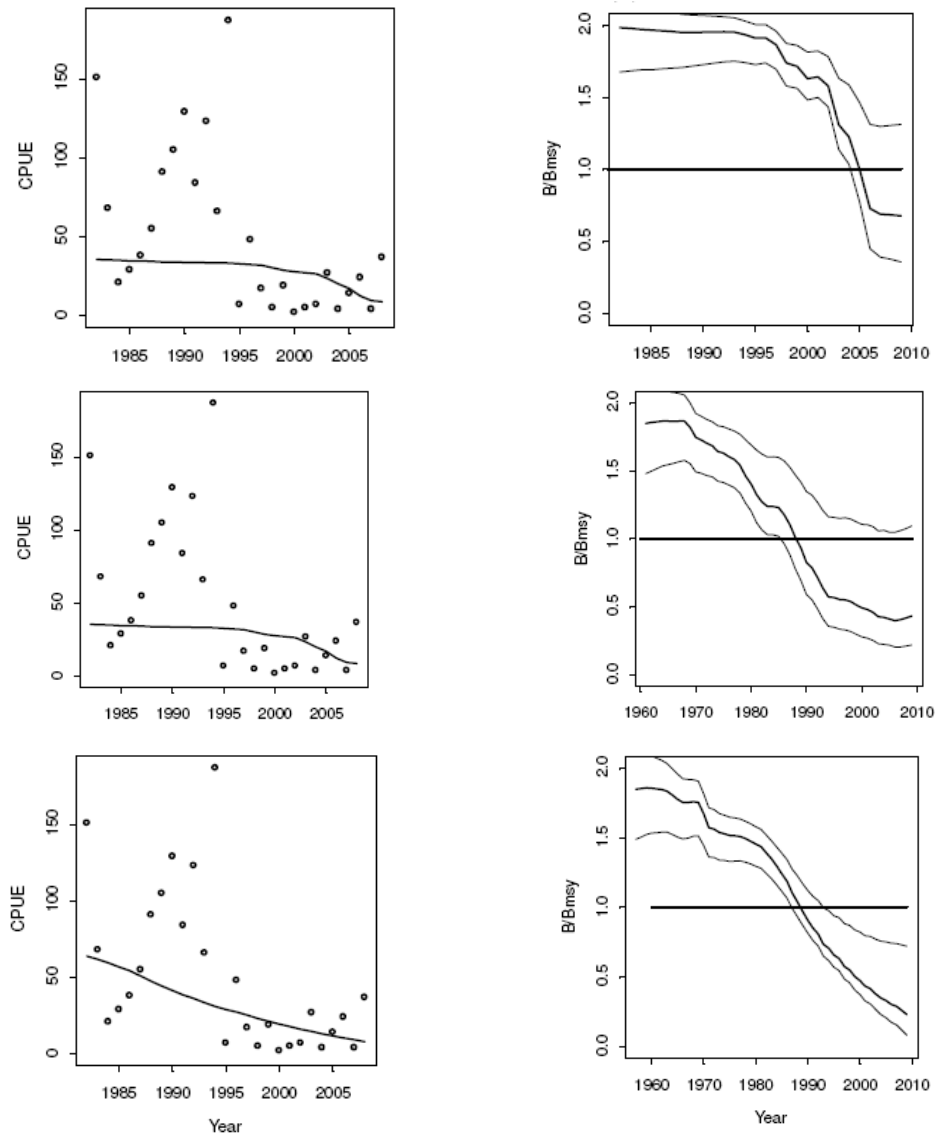


Figure 18. Results of three Bayesian Surplus Production models of Southwest Atlantic porbeagle stock (Source ICCAT/ICES 2009). Left: Uruguay catch per unit effort series and fitted biomass trend. Right: biomass (B) relative to biomass at MSY (B_{msy}).

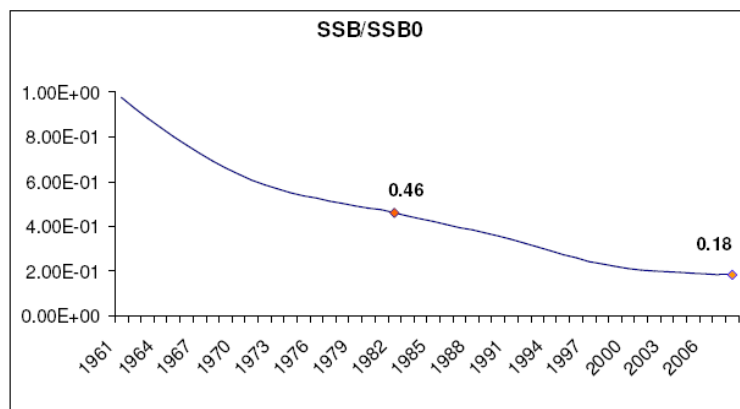


Figure 19. Depletion in spawning stock biomass for a surplus production age-structured model, assuming virgin conditions in 1961, for Southwest Atlantic porbeagle (Source: ICCAT/ICES 2009). Dots on the line correspond to levels of depletion in 1982 and 2008.

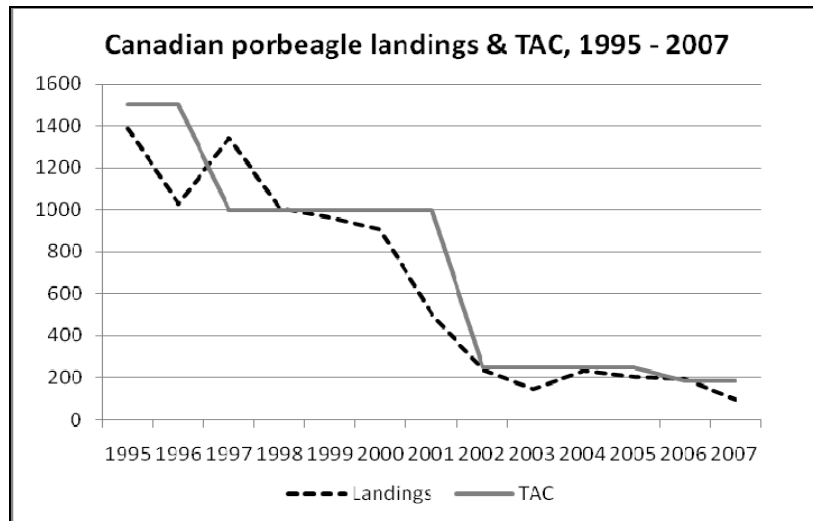


Figure 20. Canadian Atlantic landings and TAC for porbeagle shark, 1995–2007.

Annex 2.

Scientific synonyms of *Lamna nasus*

(Source: FAO Species Identification Sheet 2003)

- *Squalus glaucus* Gunnerus, 1768 (not *S. glaucus* Linnaeus, 1758 = *Prionace glauca*);
- *Squalus cornubicus* Gmelin, 1789;
- *Squalus pennanti* Walbaum, 1792 (also *Lamna pennanti*, Desvaux, 1851);
- *Squalus monensis* Shaw, 1804;
- *Squalus cornubiensis* Pennant, 1812;
- *Squalus selanonus* Walker, in Leach, 1818;
- *Selanonius walkeri* Fleming, 1828;
- *Lamna punctata* Storer, 1839;
- *Oxyrhina daekayi* Gill, 1862;
- *Lamna philippi* Perez Canto, 1886;
- *Lamna whitleyi* Philipps, 1935.

Annex 3.

Range States and Areas where *Lamna nasus* has been recorded

(Source Compagno 2001)

Albania	Egypt	Morocco
Algeria	Faeroe Islands	Netherlands
Antarctica	*Falkland/Malvinas Islands	New Zealand
Argentina	Finland	Norway
Australia (New South Wales; Queensland; South Australia; Tasmania; Victoria; Western Australia)	France	Portugal
Azores Is. (Portugal)	France (Corse)	Russian Federation
Belgium	French Polynesia	Slovenia
Bermuda	Germany	South Africa
Brazil	Gibraltar	South Georgia and the South Sandwich Islands
Canada (New Brunswick; Newfoundland; Nova Scotia; Prince Edward Island)	Greece (East Aegean Is.; Kriti)	Spain
Canary Islands	Greenland	Sweden
Cape Verde	Iceland	Syria
Channel Islands (UK)	Ireland	Tunisia
Chile	Isle of Man	Turkey
Croatia	Israel	United Kingdom (England, Wales, Scotland, Northern Ireland)
Cyprus	Italy (Sardinia; Sicilia)	United States of America (Maine; Massachusetts; New Jersey; New York; Rhode Island; South Carolinas?)
Denmark	Kerguelen Is.	Uruguay
	Lebanon	Yugoslavia
	Libya	
	Madeira Islands (Portugal)	
	Malta	
	*Malvinas/Falkland Islands	
	Monaco	

FAO Fisheries Areas:

21, 27, 31, 34, 37, 41, 47, 48, 51, 57, 58, 81 and 87 (see Figure 3).

Oceans:

Northwest Atlantic: Greenland, Canada, United States, and Bermuda.

Northeast Atlantic: Iceland and western Barents Sea to Baltic, North and Mediterranean Seas, including Russia, Norway, Sweden, Denmark, Germany, Holland, United Kingdom, Ireland, France, Portugal, Spain, and Gibraltar; Mediterranean (not Black Sea); Morocco, Madeira, and Azores.

Southern Atlantic: southern Brazil and Uruguay to southern Argentina; Namibia and South Africa.

Indo-West Pacific: South-central Indian Ocean from South Africa east to between Prince Edward and Crozet Islands, between Kerguelen and St. Paul Islands, and southern Australia, New Zealand. Sub Antarctic waters off South Georgia, Marion, Prince and Kerguelen Islands.

Eastern South Pacific: southern Chile to Cape Horn.

* A dispute exists between the Governments of Argentina and the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland concerning sovereignty over the Falkland Islands/Islas Malvinas

Annex 4

EU CONSIDERATIONS ON using the CRITERIA FOR AMENDMENT OF
APPENDICES I AND II for COMMERCIALY EXPLOITED AQUATIC SPECIES
with regard to *Lamna nasus*

CITES Standing Committee 58 [SC58 Sum. 7 (Rev. 1) point 43 (09/07/2009)] has asked Parties, as they prepare for CoP15, to clearly define in their listing proposals how they have interpreted and applied Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14).

Interpreting the Text of Annex 2 a with regard to *Lamna nasus*

The proponents have carefully considered the FAO's views on how CITES Parties should interpret the criteria in Resolution Conf. 9.24 (SC 58 Inf. 6), and the interpretation suggested by the CITES Secretariat (SC 58 Doc. 43). In the view of the proponents, the definition of the term "decline" given in Annex 5 of Resolution Conf. 9.24 and the Footnote "Application of decline for commercially exploited aquatic species" is clearly relevant for Criterion A of Annex 2 a, and we have interpreted it according to the guidelines and the footnote.

Criterion A of Annex 2 a states that a species should be included in Appendix II "to avoid it becoming eligible for inclusion in Appendix I in the near future". According to Article II Paragraph 1 of the Convention, it shall be included in Appendix I if it is "threatened with extinction". According to Annex 1 of Res. Conf. 9.24 (Biological criteria for Appendix I), a species is threatened with extinction if it meets or is likely to meet at least one of the criteria A, B or C, with C specifying "a marked decline in the population size in the wild [...]". This term "decline" used in Criterion C for Appendix I is then further defined in Annex 5 (Definitions, explanations and guidelines) and specified for commercially exploited aquatic species in the abovementioned footnote.

By contrast, Criterion B of Annex 2 a does not refer to Appendix I. Criterion B states that a species should be included in Appendix II "to ensure that the harvest of specimens from the wild is not reducing the wild population to a level at which its survival might be threatened by continued harvesting or other influences." Whether the Appendix I definition of "decline" is relevant for Criterion B has been subject to different interpretations. The proponents do not wish to enter into this general discussion through the present document. However, the proponents would like to underline that Criterion B represents the outcome of a rewording of the previous version of Paragraph B of Annex 2a in Res. Conf. 9.24, which reads as follows:

"It is known, or can be inferred or projected, that harvesting of specimens from the wild for international trade has, or may have, a detrimental impact on the species by either

- i) exceeding, over an extended period, the level that can be continued in perpetuity; or*
- ii) reducing it to a population level at which its survival would be threatened by other influences."*

In the criteria working group at Johannesburg (20th Animals Committee, 2004) it was recognized that Criterion B of Annex 2 a in its current version encompasses both meanings of the abovementioned original text, i.e. paragraph i) and ii). With respect to paragraph ii) of the original criterion, decline is relevant with respect to the special case of reducing a population to a level at which depensation might occur. Paragraph i) of the original criterion is a reference to long-term unsustainable harvesting that is known or might be inferred or projected and to the detrimental impact that such harvesting has, or may have, on the species.

This represented the understanding of European Community Parties when the revised criteria were adopted, and the proponents feel that this remains a valid interpretation of this criterion.

Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) also recognizes the importance of the application of the precautionary approach in cases of uncertainty and indicates that the definitions, explanations and guidelines provided in Annex 5 should be interpreted in a flexible manner, taking account of the specific features of each species considered. This was highlighted by the Standing Committee at its 58th meeting, and the proponents have interpreted the Resolution accordingly in their listing proposal for *Lamna nasus*.

On this basis, with regard to the relevant stocks of *Lamna nasus* referred to in the proposal, Criterion B of Res. Conf. 9.24 Annex 2a is regarded to be met because:

- This species is of high biological vulnerability, falling within FAO's lowest productivity category, and takes decades to recover from depletion, even under fisheries management;
- Exploitation in target fisheries is driven primarily by international trade demand for this species' meat, while fins enter international trade from target and bycatch fisheries;
- Stock assessments identify serious impacts of exploitation in the North Atlantic and Southwest Atlantic (possibly extending into Southeast Pacific), where populations depleted by target and bycatch fisheries qualify for listing in the CITES Appendices;
- Data are lacking on most southern hemisphere stocks, but these populations are of lower biological productivity, even more vulnerable to depletion than northern stocks, and are also exploited by fisheries;
- *Lamna nasus* is taken in high seas IUU fisheries, which undermine conservation measures adopted by coastal fishing states;
- Management of all stocks is a high priority. Regulation of international trade through CITES listing can supplement traditional management measures, thus providing a significant contribution to the conservation of this species.

Annex 5

References

- Acuña, E., Villarroel, J.C. y Grau, R. 2002. Fauna Ictica Asociada a la Pesquería de Pez Espada (*Xiphias gladius* Linnaeus). *Gayana (Concepc.)*, 66(2):263–267.
- Anonymous, 2008. Results of the International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings. Cancun, Mexico, November 17th to 22nd, 2008. [http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/TallerNDF/ Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf](http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/TallerNDF/Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf)
- Biseau, A. 2006. Untitled summary of french porbeagle fisheries and market data. Working Document, ICES Working Group on Elasmobranch Fishes.
- Bonfil, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 341 119 pp.
- Buencuerpo, V., Rios, S., Moron, J. 1998. Pelagic sharks associated with the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. *Fishery Bulletin* (96): 667–685
- CCAMLR. 2006. Conservation of sharks. Conservation Measure 32-18, 2006. At www.ccamlr.org. Accessed 23 March 2009.
- Campana, S., L. Marks., Joyce, W., Hurley, P., Showell, M., and Kulka, D. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. Canadian Science Advisory Secretariat. CSAS. Res. Doc.99/158.
- Campana, S., Marks, L., Joyce, W. and Harley, S. 2001. Analytical assessment of the porbeagle (*Lamna nasus*) population in the Northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. Canadian Science Advisory Secretariat. CSAS Res. Doc. 2001/067. 17 pp.
- Campana, S.E. and W.N. Joyce. 2004. Temperature and depth associations of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the northwest Atlantic. *Fish. Oceanogr.* 13:52–64.
- Campana S. and J. Gibson. 2008. Catch and Stock Status of Porbeagle Shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic to 2007, NAFO Doc. 08/36.
- Compagno, L.J.V. 2001. Sharks of the World. Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). An annotated and illustrated catalogue of the shark species known to date. *FAO Species Catalogue for Fisheries Purposes* (1): i–v, 1–269.
- COSEWIC 2004. COSEWIC assessment and status report on the porbeagle shark *Lamna nasus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. viii + 43 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).
- De la Serna, J.M., Valeiras, J., Ortiz, J.M., Macias D., 2002. Large Pelagic sharks as by-catch in the Mediterranean Swordfish Longline Fishery : some biological aspects. NAFO SCR Doc.02/137 Serial No. N4759.
- Deynat, P. in prep. Guide de détermination des nageoires de requins. Espèces vulnérables, en danger et en danger critique de'extinction. WWF France et TRAFFIC.
- DFO. 2001a. Porbeagle shark in NAFO subareas 3–6. *Scientific Stock Status Report*. B3-09. 9 pp.
- DFO. 2001b. Canadian Atlantic Pelagic Shark Integrated Fishery Management Plan, 2000–2001. Pp. 1–72.
- DFO, 2005a. Stock assessment report on NAFO Subareas 3–6 porbeagle shark. CSAS Science Advisory Report 2005/044.
- DFO, 2005b. Recovery Assessment Report on NAFO Subareas 3–6 Porbeagle Shark. CSAS Science Advisory Report 2005/043.

- DFO 2006. Potential Socio-economic Implications of Adding Porbeagle Shark to the List of Wildlife Species at Risk in the *Species at Risk Act* (SARA). Fisheries and Oceans Canada, Policy and Economics Branch – Maritimes Region, Dartmouth, Nova Scotia.
- Domingo, A. , O. Mora y M. Cornes. 2001. Evolución de las capturas de elasmobranquios pelágicos en la pesquería de atunes de Uruguay, con énfasis en los tiburones azul (prionace glauca), moro (Isurus oxyrinchus) y porbeagle (*Lamna nasus*). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 54(4): 1406–1420.
- Domingo, A. 2000. Los Elasmobranquios Pelágicos Capturados por la flota de longline Uruguay. In: M. Rey (Editor). Consideraciones Sobre la Pesca Incidental Producida por la Actividad de la Flota Atunera Dirigida a Grandes Pelágicos. “Plan De Investigación Pesquera”. Inape – Pnud Uru/92/003.
- 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. 2007. Report of the Second FAO Ad Hoc Expert Advisory Panel for the Assessment of Proposals to Amend Appendices I and II of CITES Concerning Commercially-exploited Aquatic Species, Rome, 26-30 March 2007. FAO Fisheries Report No. 833. FIMF/R833, Rome, Italy.
- FAO FIGIS. undated. *Lamna nasus* Species Fact Sheet. In: A world overview of species of interest to fisheries. FIGIS Species Fact Sheets. SIDP -Species Identification and Data Programme. FAO–FIGIS. <<http://www.fao.org/figis/servlet/species?fid=2798>>, downloaded in August 2009.
- FAO FishStat.2009 Global Production Fisheries Statistics. 1950–2008 data downloaded in 2009. <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-production/en>
- Ferretti, F. R. A. Myers, F, Serena and H. K. Lotze. 2008. Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00938.x.
- Fischer, W., Bauchot, M.-L. and Schneider, M.-L 1987. *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire*. Zone de peche 37. Volume 2. Vertébrés. FAO, Rome. 761–1530.
- Fishery Agency of Japan. 2008. Salmon Shark *Lamna ditropis*; Porbeagle Shark *Lamna nasus*, Pacific, Atlantic and Indian Oceans. In: The current status of international fishery stocks (summarised edition). Pp. 82–83. Fishery Agency, Japan.
- Fishery Agency of Japan. 2004. Salmon Shark *Lamna ditropis*; Porbeagle Shark *Lamna nasus*, Pacific, Atlantic and Indian Oceans. In: The current status of international fishery stocks (summarised edition). Pp. 82–83. Fishery Agency, Japan.
- Fleming, Elizabeth. H. and Papageorgiou, P.A. 1997. *Shark fisheries and trade in Europe*. TRAFFIC Europe. 78 pp.
- Fong, Q.S.W. and J.L. Anderson (1998). Assessment of Hong Kong shark fin trade. Department of Environmental and Natural Resource Economics, University of Rhode Island, Kingston, 9 pp.
- Francis, M.P., S.E. Campana, and C.M. Jones. 2007. Age under-estimation in New Zealand porbeagle sharks (*Lamna nasus*): is there an upper limit to ages that can be determined from shark vertebrae? *Marine and Freshwater Research*, 2007, 58, 10–23.
- Francis, M. P., Natanson, L. J. and Campana, S. E. 2008: Porbeagle (*Lamna nasus*). In: Pikitch, E. K. and M. Camhi (Eds). *Sharks of the open ocean*. Blackwell Scientific Publications.
- García Núñez, N.E. 2008. Sharks: Conservation, Fishing and International Trade. Bilingual edition. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 111 pp. <http://www.cites.org/common/com/AC/24/EF24i-05.pdf>
- 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, ISSN 0308 8022. 15 pp.
- Gibson, A.J. and S. E. Campana. 2005. Status and recovery potential of porbeagle shark in the Northwest Atlantic. CSAS Res. Doc. 2005/53. 79pp.

- Greig, T.W., Moore, K.M., Woodley, C.M., and Quattro, J.M. 2005. Gene sequences useful for identification of western North Atlantic shark species. *Fishery Bulletin* 103(3) 516–525.
- Hazin, F., M. Broadhurst, A. Amorim, C. Arfelli and A. Domingo. 2008. Catch of pelagic sharks by subsurface longline fisheries in the South Atlantic Ocean: A review of available data with emphasis on Uruguay and Brazil In: “Sharks of the open Ocean” M. Camhi and E. Pikitch (Eds.) Blackwell Scientific, New York.
- ICCAT/ICES 2009. Report of the 2009 porbeagle stock assessments meeting, (Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009). <http://www.iccat.int/en/meetingscurrent.htm> downloaded 14 August 2009.
- ICES WGEF. 2008. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes. ICES, Denmark.
- ICES. 2005. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. Copenhagen, Denmark.
- INIDEP. 2009. Análisis de las capturas de *Squalus acanthias* y *Lamna nasus* en embarcaciones congeladoras y factorías (convencional y surimera) con observadores a bordo. Periodo 2003 - 2006. 5th January 2009, pp. 12
- Jensen, C. F., L.J. Natanson, H.L. Pratt, N.E. Kohler, and S.E. Campana. 2002. The reproductive biology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the western North Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 100:727–738.
- Joyce, W., S.E. Campana, L.J. Natanson, N.E. Kohler, H.L. Pratt, and C.F. Jensen. 2002. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 59:1263–1269.
- Kohler NE, Turner PA 2001. Shark tagging: A review of conventional methods and studies. *Environmental Biology of Fishes* 60 (1–3): 191–223.
- Kohler, N.E., P.A. Turner, J.J. Hoey, L.J. Natanson, and R. Briggs. 2002. Tag and recapture data for three pelagic shark species, blue shark (*Prionace glauca*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean, ICCAT Collective Volume of Scientific Papers SCRS/2001/064 1231–1260.
- Lack, M. (2006). Conservation of Spiny Dogfish *Squalus acanthias*: A Role for CITES? TRAFFIC Oceania.
- Lallemand-Lemoine, L. 1991. Analysis of the French fishery for porbeagle *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788). ICES-CM-1991/G:71, 10 pp.
- Marconi, M., De Maddalena, A. 2001. On the capture of a young porbeagle, *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788), in the western Adriatic Sea. *Annales, Ser.hist.nat.* 11, 2 (25): 179–184
- Matsumoto, H. 2005, Report of observer program for Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005, Col. Vol. Sci. Rap. ICCAT, 59(2): 663–681).
- Matsunaga, H. and H. Nakano 2002. Preliminary results of standardized CPUE for porbeagles caught by Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4); 1381–1385. Available at http://www.iccat.es/Documents/CVSP/CV054_2002/no_4/CV054041381.pdf
- Matsunaga, H. and H., Nakano 2005. Estimation of shark catches by Japanese tuna longline vessels in the Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 58(3): 1096–1105. Available at http://www.iccat.es/Documents/CVSP/CV058_2005/no_3/CV058031096.pdf.
- McCoy, M.A. and H. Ishihara. 1999. *The Socio-economic Importance of Sharks in the U.S. Flag Areas of the Western and Central Pacific* (Administrative Report AR-SWR-99-01), prepared for U.S. Department of Commerce, National Marine Fisheries Service, Southwest Region, Long Beach, California, United States.
- Megalofonou, P., Damalas, D., Yannopoulos, C., De Metrio, G., Deflorio, M., De La Serna, J.M., Macias, D. 2000. By catches and discards of sharks in the large pelagic fisheries in the Mediterranean Sea. Final report of the Project No 97/50 DG XIV/C1, Comm. Of the Eu. Communities.
- Mejuto, J. 1985. Associated catches of sharks, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* and *Lamna nasus*, with NW and N Spanish swordfish fishery in 1984. ICES C.M. 1985/H:42: 16pp.

- Mejuto, J. and Garcés, A. G. 1984. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, and porbeagle, *Lamna nasus*, associated with longline swordfish fishery in NW and N Spain. ICES CM 1984/G:72 Demersal Fish Committee.
- Ministry of Fisheries. 2005. New Zealand Gazette of Thursday, November 3 2005. Issue No. 184. Wellington, New Zealand.
- MFSC, 2008. Ministry of Fisheries, Science Group (Comps.). 2008. Report from the Mid-Year Fishery Assessment Plenary, November 2008: stock assessments and yield estimates. (Unpublished report held in NIWA Greta Point Library, Wellington, New Zealand).
- Ministry of Fisheries, Science Group (Comps.). 2006. Report from the Fishery Assessment Plenary, May 2006: stock assessments and yield estimates. 875pp. (Porbeagle on pp. 592–596.) Unpublished report held in NIWA Library, Wellington, New Zealand.
- Orsi Relini L. & Garibaldi F. 2002. Pups of Lamnid sharks from the Ligurian Sea: morphological and biometrical characteristics of taxonomic value. In M. Vacchi, G. La Mesa, F. Serena & B. Seret (eds.) *Proc. 4th Elasm. Assoc. Meet.*, Livorno (Italy) 2000. ICRAM, ARPAT & SFI: 199.
- Pade, N., Sarginson, J., Antsallo, M., Graham, S., Campana, S., Francis, M., Jones, C., Sims, D., and Noble, L. 2006. Spatial ecology and population structure of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the Atlantic: an integrated approach to shark conservation. Poster presented at 10th European Elasmobranch Association Science Conference. 11–12 November 2006. Hamburg, Germany.
- Rose, D.A. 1996. An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes. TRAFFIC International. 106 pp.
- Rosser, A.R. & Haywood, M.J. (compilers). 2002. Guidance For CITES Scientific Authorities: Checklist to assist in making non-detriment findings for Appendix II exports. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 146pp.
- Serena, F. & Vacchi, M. 1997. Attività di studio sui grandi pesci cartilaginei dell'alto Tirreno e Mar Ligure nell'ambito del programma L.E.M. (Large elasmobranchs monitoring). *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.* N. 22: 17–21
- Shivji, M., Clarke, S., Pank, M., Natanson, L., Kohler, N., and Stanhope, M. 2002. Rapid molecular genetic identification of pelagic shark body-parts conservation and trade-monitoring. *Conservation Biology* 16(4): 1036–1047.
- Soldo, A. & I. Jardas. 2002. Large sharks in the Eastern Adriatic. In M. Vacchi, G. La Mesa, F. Serena & B. Seret (eds.) *Proc. 4th Elasm. Assoc. Meet.*, Livorno 2000. ICRAM, ARPAT & SFI: 141–155.
- Sonu, S.C. 1998. Shark fisheries, trade, and market of Japan. *NOAA Technical Memorandum NMFS*.
- STECF 2006. Report of subgroup on porbeagle. European Scientific, Technical and Economic Committee on Fisheries. Brussels.
- Stevens, J.D. (1976). Preliminary results of shark tagging in the north-east Atlantic, 1972–1975. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 56, 929–937.
- Stevens, J.D. (1990). Further results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70, 707–720.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K. and Walker, P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, Volume 57, Issue 3, 476–494 pp.
- Stevens, J., Fowler, S.L., Soldo, A., McCord, M., Baum, J., Acuña, E., Domingo, A. & Francis, M. 2005. *Lamna nasus*. In: IUCN 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>.
- Stevens, J. D., and Wayte, S. E. (1999). A review of Australia's pelagic shark resources. FRDC Project No. 98/107. Fisheries Research and Development Corporation, Canberra.

- Stevens, J.D. and Wayte, S.E. 2008. The bycatch of pelagic sharks in Australia's tuna longline fisheries. In: E. Pikitch & M. Camhi (eds). *Sharks of the open ocean. Proceedings of the Monterey pelagic shark meeting Feb 1999*. Blackwell Scientific Press,
- Sullivan, K. J., P. M. Mace, N. W. M. Smith, M. H. Griffiths, P. R. Todd, M. E. Livingston, S. Harley, J. M. Key & A. M. Connell (ed.). 2005. Report from the Fishery Assessment Plenary, May 2005: stock assessments and yield estimates. Ministry of Fisheries, Wellington. 792 pp.
- Svetlov, M.F. (1978). The porbeagle, *Lamna nasus*, in Antarctic waters. *Journal of Ichthyology* 18 (5), 850–851.
- Testerman, C., Richards, V., Francis, M., Pade, N., Jones, C., Noble, L. and Shivji, M. 2007. Global phylogeography of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) reveals strong genetic separation of northern and Southern Hemisphere populations. Abstract presented at the American Elasmobranch Society Annual Conference 2007
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 389. Rome, FAO. 470 pp.
- Van Wijk, E.M. and R. Williams (2003). Fishery and invertebrate by-catch from Australian fisheries for *D. eleginoides* and *C. gunnari* in Division 58.5.2. CCAMLR WG-FSA 03/73. 26 pp.
- Vas, P. and Thorpe, T. 1998. Commercial landings of sharks in South-Western England. *Shark News* 12: November 1998.