

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

Decimosexta reunión de la Conferencia de las Partes
Bangkok (Tailandia), 3-14 de marzo de 2013

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).

Criterios de calificación (Conf. 9.24 (Rev. CoP15)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. Las mayores poblaciones mundiales de este tiburón de baja productividad han experimentado disminuciones históricas a bastante menos del 30% de la línea referencial - el activador del Apéndice II - como resultado de la pesca selectiva e incidental insostenible impulsada en gran parte o parcialmente por la demanda del comercio internacional por su carne de alto valor. Estas poblaciones están actualmente gestionadas en algunas ZEE, pero la mayor amenaza constante para la especie es la captura insostenible en otras partes para abastecer el comercio internacional de carne y aletas.

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.

Sobre la base del desarrollo de pesquerías anteriores para atender la demanda del comercio internacional, en particular el cambio de esfuerzo de las poblaciones del noreste al noroeste del Atlántico, y una rápida tasa de disminución reciente en los datos de la captura por unidad de esfuerzo de algunas poblaciones del sur, se puede proyectar que las poblaciones del Hemisferio meridional han sufrido o pueden sufrir reducciones similares, lo que da lugar a las consideraciones para la inclusión en el Apéndice I, a menos que la reglamentación del comercio internacional proporcione el incentivo para introducir la gestión sostenible y/o mejorar los regímenes de gestión y supervisión existentes a fin de ofrecer una base para dictámenes de extracción no perjudicial y adquisición legal.

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 las cuestiones técnicas y administrativas correspondientes².

¹ La interpretación y la aplicación de la Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP14) aplicada aquí se describe con más detalle en el Anexo 5.

² Por ejemplo, la designación de una Autoridad Administrativa adicional y la adopción de códigos aduaneros.

B. Autor de la propuesta

Brasil, Comoras, Croacia, Dinamarca³ y Egipto⁴.

C. Justificación

1. Taxonomía

1.1 Clase: Chondrichthyes (Elasmobranchii)

1.2 Orden: Lamniformes

1.3 Familia: Lamnidae

1.4 Especie: *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788)

1.5 Sinónimos científicos: See Annex 2.

1.6 Nombres comunes:

español:	Marrajo sardinero; cailón marrajo, moka, pinocho
francés:	Requin-taupe commun, loutre de mer, (market name: veau de mer)
inglés:	Porbeagle, mackerel shark
Danés:	Sillhaj, sildehaj
alemán:	Heringshai (market nameS: Kalbsfisch, See-Stör)
italiano:	Talpa (market names: vitello di mare, smeriglio)
japonés:	mokazame
portugués:	Tubarão-sardo, tubarão golfinho, cavalha
sudafricano:	Haringhaai
sueco:	hábrand; haamar, sillhaj



Figure 1. Porbeagle *Lamna nasus*

1.7 Número de código: n/d

2. Visión general

2.1 Esta propuesta se ha actualizado considerablemente desde la CoP15: se han añadido datos sobre el comercio de la UE, tras la introducción de códigos específicos de la especie en 2010. Se han agregado nuevos datos del informe del Grupo de expertos de la FAO (2010a) (que concluyó que la evidencia de que se dispone apoya la propuesta de incluir *Lamna nasus* en el Apéndice II de la CITES). La disminución de las poblaciones meridionales significa que no se utiliza el criterio de semejanza (Anexo 2 b A). Se proporciona una guía de identificación de aletas (Anexo 8).

2.2 Se propone la inclusión en el Apéndice II del marrajo sardinero (*Lamna nasus*) de conformidad con el párrafo 2 a) del Artículo II de la Convención y la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP15). Las evaluaciones de las poblaciones indican marcadas disminuciones históricas y recientes a bastante menos del 30% de la línea referencial para las mayores poblaciones del Atlántico. La explotación de poblaciones más pequeñas en los océanos del Hemisferio meridional no está gestionada en gran parte y no es probable que sea sostenible. La última revisión de los datos de tendencia para el marrajo sardinero (sección 4.4) indica que las poblaciones anteriormente propuestas para la inclusión con arreglo al criterio del Anexo 2 b A ("semejanza") cumplen las condiciones para la inclusión en virtud del Anexo 2 a B (FAO, 2011).

2.3 *Lamna nasus* cumple las directrices propuestas por la FAO para la inclusión de las especies acuáticas sometidas a explotación comercial. 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, sección 3.3). Es muy

³ En nombre de los Estados miembros de la Unión Europea, actuando en interés de la Unión Europea.

⁴ 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.

vulnerable a la sobreexplotación en pesquerías y se recupera muy lentamente del agotamiento. Se obtiene en pesca selectiva y es una captura de gran importancia económica que se retiene y utiliza en alguna pesca pelágica con palangre (sección 5). 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 (sección 6). Se dispone de pruebas de ADN para partes y derivados en el comercio (sección 11.2.2).

- 2.4 La extensión y la tasa de disminución de la mayoría de la población mundial excede considerablemente de los niveles de cumplimiento de los requisitos para la inclusión en el Apéndice II. Algunas poblaciones cumplen ya los criterios para considerar la inclusión en el Apéndice I (sección 4.4). 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 suroccidental del SCRS de la CICAA y el CIEM⁵ (2009) se han identificado notables descensos a bastante menos del 30% de la línea referencial histórica. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en el Mediterráneo ha disminuido a menos del 5% de la línea referencial. Datos más limitados de otras poblaciones del Hemisferio meridional, que son también un objetivo de gran valor y la captura secundaria de la pesca con palangre y biológicamente menos resistentes a la pesca que las poblaciones del Atlántico norte, también sugieren tendencias descendentes (sección 4.4).
- 2.5 La gestión de los cupos sobre la base de la evaluación de la población y el asesoramiento científico comenzó en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de Canadá en 2002 (la población se ha estabilizado debido a un plan de recuperación), y en la UE en 2008 (con un cupo nulo desde 2010). La gestión de los cupos sin restricción comenzó en los Estados Unidos en 1999 (pero el cupo se redujo notablemente en 2008, y ha conducido a la veda de la pesca en los últimos años), y en Nueva Zelanda en 2004. Argentina exige que cuando se capturan incidentalmente grandes tiburones se liberen vivos. Las capturas en alta mar no reglamentadas y no declaradas ponen en peligro la gestión nacional y los planes de recuperación de las poblaciones. En el momento de redactar el presente documento, las organizaciones regionales de ordenación de la pesca (OROP) todavía no han fijado límites a las capturas en alta mar (en las pesquerías de la Comisión de la Pesca del Atlántico noreste no se trata ya de obtener marrajos sardineros y cuando se capturan incidentalmente se liberan vivos) (sección 8).
- 2.6 La finalidad de la inclusión de *Lamna nasus* en el Apéndice II es garantizar 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 extracción no perjudicial 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, particularmente controles sobre la introducción procedente del mar. 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

Lamna nasus se encuentra en una franja circunglobal de ~30–60°S en el Hemisferio meridional y sobre todo entre 30–70°N en el océano Atlántico norte y el Mediterráneo (Figura 3). En el Anexo 4 se enumeran los Estados del área de distribución y las zonas de pesca de la FAO (Figura 3).

3.2 Hábitat

L. nasus es epipelágico en los mares boreales y templados de 2–22°C, pero prefiere 5–10°C en el Atlántico noroccidental (Campana y Joyce, 2004; Forselledo, 2012; Svetlov, 1978), desde la superficie hasta 200 m de profundidad, y a veces hasta 350–700 m. Se informa más comúnmente que existe en las plataformas continentales y taludes cercanos a la costa (especialmente en verano),

⁵ El Comité Permanente de Investigación y Estadísticas (SCRS) de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA) y el Consejo Internacional para la Exploración de los Mares (CIEM).

hasta lejos de la costa (donde a menudo se asocia con bancos sumergidos y arrecifes). Aparentemente es menos abundante en alta mar fuera de las ZEE de 200 millas (Campana y Gibson, 2008). Las poblaciones se dividen (al menos en algunas regiones) por edad, fase reproductiva y sexo y realizan migraciones estacionales en el interior de su área de distribución (Campana *et al.*, 1999, 2001, Campana Joyce, 2004; Compagno, 2001; Jensen *et al.*, 2002). Las hembras maduras marcadas frente a la costa canadiense migran al parecer hasta 2.000 km al sur para parir en aguas profundas en el mar de los Sargazos, el Atlántico norte central; las crías siguen presumiblemente la corriente del golfo para volver al norte (Campana *et al.*, 2010a).

3.3 Características biológicas

L. 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 la FAO de más baja productividad de las especies acuáticas y es el tiburón pelágico de Europa Septentrional más vulnerable (Anon. 2012). Las características de su ciclo biológico varían según las poblaciones (véase el cuadro 2). Los tiburones del Atlántico nororiental crecen algo más lentamente que la población noroccidental. Ambas poblaciones septentrionales son mucho mayores, de crecimiento más rápido y tienen un ciclo vital más corto que los marrajos sardineros más pequeños y más longevos (~65 años) del sur, que tienen, por lo tanto, una productividad incluso inferior y son más vulnerables a la sobrepesca que las poblaciones del Atlántico norte (Francis *et al.*, 2008, 2009; Forselledo, 2012).

3.4 Características morfológicas

Cuerpo cilíndrico robusto, cabeza cónica y cola en forma de media luna (Figura 1). La mancha blanca distintiva en el borde de salida inferior de la primera aleta dorsal se utiliza para identificar las aletas en el comercio (Grupo de Medio Ambiente de Pew, 2012).

3.5 Función de la especie en su ecosistema

L. nasus es un depredador que se alimenta de peces, calamares y pequeños tiburones (Compagno 2001; Joyce *et al.*, 2002). Tiene pocos depredadores que no sean humanos, pero puede ser comido por orcas y tiburones blancos (Compagno, 2001). Stevens *et al.* (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. DFO Canadá (2006) no pudo demostrar una función en el ecosistema con los bajos niveles actuales.

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencias del hábitat

Los hábitat críticos *L. nasus* 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 *et al.*, 2005), pero no se conocen sus impactos sobre *L. nasus*. Los efectos de los cambios climáticos sobre las temperaturas de los océanos, 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. CoP15) 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 machos.⁶ El único caladero respecto del tamaño de cuya población se dispone de datos es el del Atlántico noroccidental. En evaluaciones recientes de la población (DFO, 2005a; Campana y Gibson, 2008; Campana *et al.*, 2010b, CICAA/CIEM, 2009, Figura 16) 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

⁶ Las orientaciones de la FAO para la evaluación de especies acuáticas con fines comerciales para la inclusión en los Apéndices de la CITES (FAO, 2001) se destaca la importancia de esta consideración

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 (Shivji, 2010; Pade *et al.*, 2006). Hay poblaciones posiblemente separadas en el Atlántico nororiental y noroccidental (estas fueron históricamente las mayores poblaciones mundiales), y probablemente también en el Mediterráneo y en el Atlántico suroriental y suroccidental. Estas últimas se extienden hasta el océano Índico suroccidental y el Pacífico suroriental, respectivamente, pero en el Hemisferio Meridional los límites de las poblaciones no están claros y otras poblaciones del Indo-Pacífico no se han identificado. Los estudios de marcado muestran movimientos de gran distancia dentro de cada población. *L. nasus* marcados frente al Reino Unido se han recapturado frente a España, Dinamarca y Noruega, y los tiburones marcados frente a Irlanda han viajado hasta la cordillera del Atlántico medio cerca de Madeira (África Noroccidental) (Saunders *et al.*, 2011). Sólo un tiburón marcado ha sido recuperado después de cruzar el Atlántico (Campana *et al.*, 1999; Kohler *et al.*, 2002; Stevens, 1990), pero los nuevos estudios de telemetría pueden demostrar una mayor conectividad entre las poblaciones del Atlántico noroccidental y nororiental (R Saunders, com. pers., 2012). *L. nasus* marcados en aguas canadienses se trasladan hasta alta mar durante períodos de tiempo desconocidos (Campana y Gibson, 2008), incluidos lugares de cría en el mar de los Sargazos (Campana *et al.*, 2010a). La estructura de las poblaciones explotadas no es nada natural, con muy pocas grandes hembras maduras presentes (3-5% de la captura uruguaya (Forselledo, 2012). Esto da lugar a una capacidad de reproducción bajísima en las poblaciones muy explotadas y agotadas (por ejemplo, Campana *et al.*, 2001).

4.4 Tendencias de la población

Casi todos los índices de tendencias de la población (porcentaje que disminuye desde la línea referencial o disminuciones recientes) la sitúan claramente en el umbral para al menos una inclusión en el Apéndice II, si no en el Apéndice I. Estas tendencias se resumen en la figura 1 y en los cuadros 1 y 3, presentados en el contexto del Anexo 5 de Conf. 9.24 (Rev. CoP15) y la 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. Las tendencias en las hembras maduras (tamaño de población efectivo⁷) deben considerarse siempre que sea posible. Las evaluaciones de la población de *L. nasus* (CICAA SCRS/CIEM, 2009) muestran por lo general una correlación entre menos desembarcos, menos captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y menos biomasa, porque la demanda del mercado y los precios han sido siempre altos y, hasta hace poco, ha habido poca o ninguna gestión restrictiva. 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.

La evaluación del estado en la Lista Roja de la UICN del *L. nasus* 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 *et al.*, 2005).

La pesca histórica se resume en el Anexo 4. El Atlántico norte ha sido históricamente la principal fuente notificada de las capturas mundiales, y se dispone de datos detallados sobre la tendencia de la pesca a largo plazo. 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. Las capturas notificadas del Atlántico norte (FAO-FIGIS FISHSTAT) en el pasado decenio fueron menos del 10% de las comunicadas en los últimos 50 años (debido sólo en

⁷ Las orientaciones de la FAO para la evaluación de especies acuáticas con fines comerciales para la inclusión en los Apéndices de la CITES (FAO, 2001) se destaca la importancia de esta consideración

parte a la reciente introducción de cupos de captura restrictivos). Se dispone de menos datos sobre las capturas en el Hemisferio Meridional (la información a la FAO comenzó en el decenio de 1990), pero algunos de ellos muestran tendencias decrecientes. Los datos de la FAO sobre las capturas de *L. nasus* (Figura 5) 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 (CICAA SCRS/CIEM, 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). Clarke y Harley (2010) se refieren a la no información de capturas a la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC), incluso respecto a algunas de las naciones que capturan grandes tiburones.

4.4.1 Atlántico norte y Mediterráneo

En el Anexo 4 se describen las pesquerías históricas. Las pesquerías de poblaciones de la plataforma continental seriamente mermadas en las ZEE del Atlántico nororiental y noroccidental están sometidas ahora a una estricta gestión. En la pesca con palangre de atún y pez espada en alta mar se explotan también esas poblaciones (como captura selectiva o valiosa captura secundaria) en las zonas reguladas por la NAFO, la CICAA y GFPM, donde las capturas de *L. nasus* siguen en gran parte sin reglamentar, salvo las prohibiciones de pesca de aletas de tiburones.

Atlántico nororiental: En la evaluación de poblaciones del modelo de producción estructurado por edad del Atlántico nororiental se estimó una disminución desde la línea referencial de más del 90%, 6% de biomasa y 7% de los números (muy por debajo del rendimiento máximo sostenible (RMS)). En otro modelo de producción excedentaria se estimó que la biomasa había disminuido entre el 15% y el 39% de línea referencial, y en más del 50% desde el nivel de 1972, muy por debajo del RMS (CICAA SCRS/CIEM, 2009; figuras 13 y 14.) Durante este período, los desembarcos totales del Atlántico nororiental disminuyeron al 13% desde sus niveles del decenio de 1930 (figura 7), siguiendo la disminución de la biomasa de la población (el CIEM de 2012 no actualiza esta evaluación).

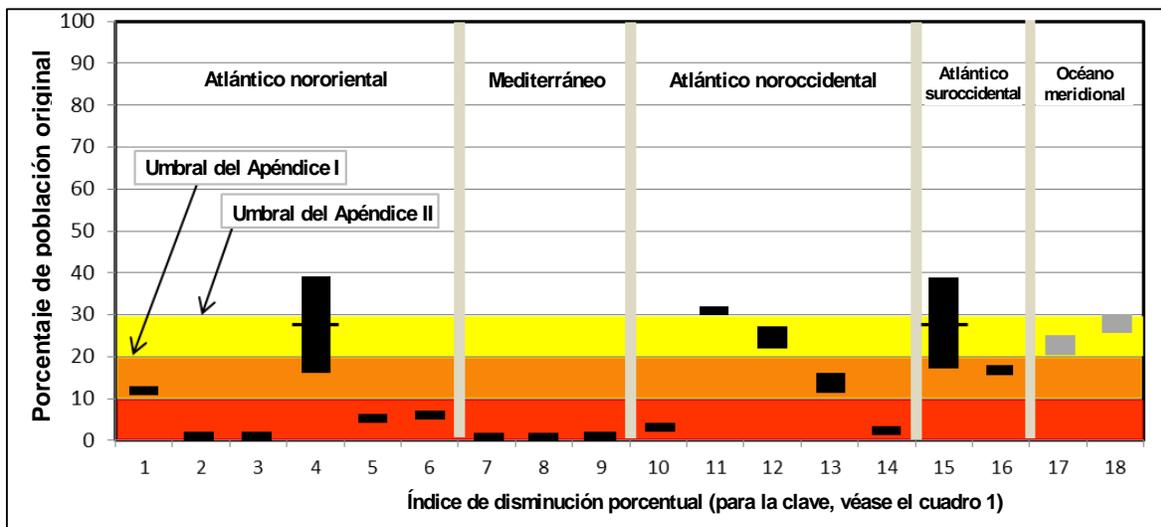


Figura 2. Tendencias de disminución de las poblaciones del marrajo sardinero *Lamna nasus* (de FAO 2010a y fuentes citadas en la sección 4).

Las disminuciones de la población desde la línea referencial histórica se indican en negro, las disminuciones recientes (≤ 3 generaciones, o 50 años) en gris. Cuando procede, se indican los valores medianos y la gama para las evaluaciones de la población. Una especie de baja productividad que ha disminuido al 15-20% de la línea referencial (naranja) se puede considerar para la inclusión en el Apéndice I, o si se encuentra entre el 20-30% de la línea referencial (amarillo) para la inclusión en el Apéndice II (véase la nota al Anexo 5 de la Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP15)).

Cuadro 1. Los índices de la disminución porcentual (tendencias registradas como % de la línea referencial) se ilustran en la figura 2.

	Índice	Tendencia
Atlántico nororiental		
1	Todos los desembarcos	13%
2	Desembarcos noruegos	1%
3	Desembarcos noruegos	1%
4	Biomasa (modelo de producción excedentaria)	15-39%
5	Biomasa (modelo de producción estructurado por edad)	6%
6	Abundancia de la población (modelo de producción estructurado por edad)	7%
Mediterráneo		
7	Todas las observaciones	1%
8	Capturas en el mar de Liguria	1%
9	CPUE en el mar Jónico	2%

Para las fuentes de los datos del cuadro 1 véase el cuadro 3 (Anexo).

	Índice	Tendencia
Atlántico noroccidental		
10	Todos los desembarcos	4%
11	Biomasa de la población (modelo de producción excedentaria)	32%
12	Abundancia de la población (modelo de producción estructurado por edad)	22-27%
13	Abundancia de hembras maduras (modelo de producción estructurado por edad)	12-16%
14	Biomasa de la población (modelo de producción excedentaria bayesiano)	3%
Atlántico suroccidental		
15	Biomasa de la población (modelo de producción excedentaria)	18-39%
16	Biomasa de la población de desove (modelo de producción estructurado por edad)	18%
Océanos meridionales		
17	Desembarcos NZ recientes (véanse los comentarios en 4.2.2)	25%
18	CPUE con palangre NZ reciente (véanse los comentarios en 4.2.2)	30%
19	CPUE incidental de atún común japonés reciente	Sin tendencia

Mar Mediterráneo: *L. nasus* ha desaparecido prácticamente de los registros del Mediterráneo. Ferretti *et al.* (2008) examinaron los datos históricos de bitácora, informaron de disminuciones en las almadrabas de atún de >99,99 % en una amplia gama de series temporales (135 a 56 años). FAO-FIGIS Fishstat (2012) sólo registra desembarcos muy pequeños. En los mares Tirreno y Ligur septentrionales, Serena y Vacchi (1997) notificaron sólo 15 especímenes de *L. nasus* durante varios decenios de observación. Soldo y Jardas (2002) informan de nueve registros en el Adriático oriental en el siglo XX, y pocos registros desde entonces (A. Soldo, datos inéditos). Se informó de algunos *L. nasus* recién nacidos y juveniles en los mares de Liguria y el Adriático (Orsi Relini y Garibaldi, 2002; Marconi y De Maddalena, 2001). Durante las investigaciones sobre las capturas incidentales en la pesca con palangre del pez espada en el Mediterráneo occidental, no hubo capturas de *L. nasus* (De la Serna *et al.*, 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 *et al.*, 2000). Se informó de algunos tiburones machos en el Adriático en 2010 y 2011 (Scacco *et al.*, 2012).

Atlántico noroccidental: Se dispone de evaluaciones de la población y proyecciones de recuperación detalladas (DFO 2005a y b; Gibson y Campana, 2005; Campana y Gibson, 2008; ICCAT SCRS/ICES 2009; Campana *et al.*, 2010b). La biomasa de la población de desove (BPD) se estima actualmente en alrededor del 22-27% de la línea referencial histórica en 1961, cuando comenzó la pesca (véase el Anexo 4). El tamaño medio de los tiburones y las tasas de captura fueron los menores registrados en 1999 y 2000; las tasas de captura de tiburones maduros en 2000 fueron el 10% de las de 1992; la biomasa se estimó en el 11-17% de la biomasa virgen y F plenamente reclutados como 0,26 (DFO 2001a). Los números totales de población se han mantenido relativamente estables desde que se redujeron los cupos en 2002 (véase la sección 8), pero las hembras reproductoras pueden haber seguido disminuyendo ligeramente. La CICA 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 16),

o sea, 12-16% de la línea referencial. El número estimado de hembras maduras en 2009 se sitúa en la gama de 11.000 a 14.000 ejemplares, o sea, entre el 12% y el 16% de su nivel de 1961 y sólo el 6% de la población total (CICAA SCRS/CIEM, 2009; Campana *et al.*, 2010b). El modelo de producción excedentaria bayesiano (PEB) es más pesimista, pues estima la población de 2004 en sólo el 3% de la biomasa de 1961 (Babcock y Cortes, 2010).

Los modelos de evaluación de la población han determinado que la recuperación es posible, pero Campana *et al.* (2010b) advierten de que la trayectoria es sumamente reducida y sensible a la mortalidad inducida por el hombre. 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}) será 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%. A una tasa de perjuicio incidental del 7% de la biomasa vulnerable, lo que corresponde a una captura de sólo 315 t, la población no se recuperará a SSN_{msy} (figura 17), pero Campana y Gibson (2008) advirtieron de que las pesquerías en alta mar (véase *infra*) en que se explota esta población pueden poner en peligro la gestión pesquera de Canadá y el plan de recuperación: la población se hundiría a esas tasas de explotación.

Palangreros de atún de Taiwán, Provincia de China, la República de Corea y Japón obtuvieron una captura incidental en gran parte desconocida de *L. nasus* en alta mar en el Atlántico norte (CIEM, 2005). Se informa de que la mayor parte de las capturas se descartan o desembarcan en puertos cerca de las zonas pesqueras. Las poblaciones y las capturas "se están investigando" (Organismo de Pesca de Japón, 2004). Las estimaciones de las capturas en alta mar del Atlántico norte de Japón, la mayoría no comunicadas, oscilaron entre 15 t y 280 t anuales en el período 2000-2002 (DFO 2005b), o ~200 t en 2000 y 2001 (Campana y Gibson, 2008). Además, Campana *et al.* (2011) estimaron que aproximadamente 30 t/año de *L. nasus* mueren como consecuencia del descarte de las pesquerías comerciales canadienses solamente. Las evaluaciones de la población indican que esos niveles de desembarcos del Atlántico norte combinados impedirán la recuperación de la población.

4.4.2 Hemisferio meridional

El último examen de los datos de la tendencia de *L. nasus* indica que las poblaciones del Hemisferio meridional propuestas anteriormente para la inclusión según el criterio del Anexo 2 b A ("semejanza") reúnen realmente las condiciones para la inclusión con arreglo al Anexo 2 a B. Los datos de FAO-FIGIS FISHSTAT han mejorado en los últimos años; se dispone de datos sobre las capturas en el Hemisferio meridional para varios países desde mediados del decenio de 1990 (figura 21), pero algunas de las mayores naciones pesqueras de tiburón siguen sin informar de las capturas (Clarke y Harley, 2010). Los datos de que se dispone muestran una tendencia decreciente, predominando las capturas en Nueva Zelanda, seguida de España (desde la adopción del cupo cero en la UE para *L. nasus*) y Uruguay (FAO-FIGIS FISHSTAT). Los datos de las capturas comunicados a la CICAA (p. ej., figura 12) muestran la dificultad de interpretar esos datos cuando la pesca se desplaza entre diferentes zonas pesqueras.

Los datos de observadores y los registros de la flota de palangre de atún y pez espada uruguayo mostraron una disminución de la CPUE de *L. nasus* entre 1982 y 2008 (Pons y Domingo, 2010). Esos y otros datos se utilizaron para evaluar el estado de la población del 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 (BMSY) (Figura 20, CICAA/CIEM, 2009), lo que refleja la disminución en CPUE. 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. La WCPFC y otras OROP del Indo-Pacífico no han investigado aún el estado de la población de *L. nasus* (Clarke y Harley, 2010).

La captura comercial y los registros de esfuerzo de Nueva Zelanda se ilustran en la figura 18. No se dispone de estimaciones de captura incidental de *L. nasus* con palangre de atún para todos los años, y además son imprecisas debido a la baja cobertura de observadores. En el peso total de *L. nasus* comunicado desde 1998-1999 ha habido una

disminución del 86%, hasta 41 t en 2007-2005. Esta disminución comenzó en un período de rápido y creciente esfuerzo de la pesca nacional correspondiente al atún con palangre, y se ha acelerado, puesto que ese esfuerzo de pesca del atún con palangre disminuyó en los dos últimos años. La captura por unidad de esfuerzo no normalizada registrada por observadores entre 1992-1993 y 2005-06 (figura 19) varía considerablemente, pero ha sido muy reducida en los últimos años. Puede que esta tendencia no refleje la abundancia de población debido a la reducida cobertura de observadores y a otras posibles fuentes de variación (p. ej., embarcaciones, artes de pesca, ubicación y temporada), pero esos datos se utilizaron para evaluar la población como improbable (<40%) y situarse en el RMS o por encima (MFSC, 2011). Las organizaciones de investigación y gestión del tiburón australianas y neozelandesas están recopilando datos sobre el estado y la captura de marrajo sardinero en aguas australianas, y en el momento oportuno pueden colaborar con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico para elaborar una evaluación de la población de marrajo sardinero (Clarke y Harley, 2010; Barry Bruce, com. pers.).

Después del tiburón azul, el marrajo sardinero es uno de los tiburones capturados comúnmente en los barcos japoneses de palangre de atún en el sur de Japón (Matsunaga, 2009). Según se informa, la mayor parte de las capturas se descartan y se desembarcan en puertos próximos a las zonas de pesca (Organismo de Pesca de Japón, 2004), pero no figuran en las bases de datos de la FAO ni de la mayoría de las OROP. Matsumoto (2005) informa de un aumento en la captura desde niveles muy bajos entre 1989 y 1995, seguido de una disminución en los desembarcos anuales de alrededor del 40% de los niveles originales entre 1997 y 2003. El CPUE normalizado comunicado varió entre 1992 y 2002, pero las tendencias recientes de la población se consideran estables (Matsunaga y Nakano, 2002). Matsunaga (2009) informó de que no había tendencia de la captura de *L. nasus* en la misma pesquería entre 1992 y 2007, pero es difícil interpretar esos datos. En 2011 y 2012 se notificaron al Comité de Fauna de la CITES y a la FAO diferentes capturas de “todos los tiburones”⁸, y la fiabilidad de los datos sobre las capturas japonesas ha sido cuestionada por la CCSBT⁹.

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 *et al.*, 2008; Stevens *et al.*, 2006 - véase la sección 4.4.1).

5. Amenazas

La principal amenaza para *L. nasus* en el mundo entero es la sobreexplotación en pesquerías selectivas, que agotó las poblaciones del Atlántico norte mayores del mundo hace más de 50 años (figura 5, Anexo 4), y como captura con palangre secundaria o captura incidental. Los recientes desembarcos mundiales comunicados de *L. nasus* han disminuido de 1.719 t en 1999 a 746 t en 2009 y a 252 t en 2010. Las mayores capturas en 2009 y 2010 fueron de Francia (305 t, 9 t), España (239 t, 70 t), Canadá (63 t, 83 t) y Nueva Zelanda (63 t, 56 t) (FAO FISHSTAT, 2012), si bien CICAA/CIEM (2009) señalan que los desembarcos notificados “*subestiman enormemente los desembarcos reales*” y FISHSTAT no dispone de datos sobre *L. nasus* de Japón, Taiwán, Provincia de China, o la República de Corea. Desde entonces se ha establecido un cupo nulo para las aguas de la UE, todas las flotas del UE, y la zona de la NEAFC. Las pesquerías de los Estados Unidos y de Canadá están sometidas a una estricta gestión de cupos. Sin embargo, otras pesquerías también disminuyen, incluso en ausencia de una gestión restrictiva (p. ej., en el Hemisferio Meridional (figura 21)). Esta especie es particularmente vulnerable a la pesca, ya que, a falta de gestión, se persiguen los adultos y los juveniles de todas las clases de edad (MFSC, 2011, Francis *et al.*, 2007). Además, debido a las características del ciclo biológico del marrajo sardinero del océano austral, es mucho más vulnerable a la sobrepesca que las poblaciones agotadas del Atlántico norte.

5.1 Pesca directa

La pesca directa intensiva de *L. nasus* por su valiosa carne fue la principal causa de las disminuciones de la población en el siglo XX (véase el Anexo 4). El CIEM (2005) señaló: “*La pesca*

⁸ Las capturas totales de tiburones comunicadas a la FAO muestran una tendencia decreciente entre 2003 y 2008, con una captura en 2008 de ~18.000 t, en tanto que los datos proporcionados al Comité de Fauna de la CITES muestran una tendencia creciente en el mismo período, con una captura en 2008 de 37.400 t.

⁹ La Comisión para la Conservación del Atún de Aleta Azul del Sur, organización regional de ordenación de la pesca.

directa [Atlántico norte] de marrajos sardineros cesó a finales del decenio de 1970 debido a las bajísimas tasas de captura. Desde entonces ha habido una pequeña pesca esporádica. El alto valor de esta especie en el mercado significa que se vuelve a intensificar la pesca directa cuando aumenta la abundancia". En Canadá sigue habiendo pesca selectiva de *L. nasus* por su carne. En la reunión de evaluación de las poblaciones de la CICAA SCRS/CIEM de 2009 se recomendó que en las pesquerías de alta mar no debía capturarse el marrajo sardinero, pero no hay ninguna gestión de los cupos para las capturas en alta mar, salvo cuando están sometidos a la reglamentación de las flotas (p. ej., cupos de Partes en la NEAFC, la UE y Canadá). *L. nasus* es también una importante especie objeto de pesca recreativa en Irlanda y el Reino Unido. La pesca recreativa en Canadá, los Estados Unidos y Nueva Zelandia es muy pequeña.

5.2 Pesca incidental

Las capturas incidentales de *L. 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 *et al.*, 1998), pero también de la pesca en que se utilizan redes de enmalle, redes de deriva, de arrastre y aparejos de mano. Esa captura está con frecuencia registrada indebidamente o no se comunica. Debido al alto valor de la carne de *L. nasus* normalmente se retiene y utiliza todo el despojo, a menos que el espacio de la bodega de los buques que capturan atún y pez de pico en alta sea limitado, en cuyo caso sólo pueden retenerse las aletas si no existe una prohibición de esa pesca. Aproximadamente en el 60% de las capturas incidentales con palangre de Nueva Zelandia los animales están vivos cuando se recuperan, y alrededor del 80% de la captura se procesa. La supervivencia de los tiburones desechados sin procesar se estima en el 50% (Campana *et al.*, 2011). 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 ICIM (2009) advirtieron que un mayor esfuerzo en alta mar podría comprometer los esfuerzos de recuperación de la población.

Si bien hay una gran cantidad de esfuerzo de pesca oceánica en los océanos meridionales, y varias flotas capturan *L. nasus* como parte de su actividad pesquera, los registros de la FAO sobre la producción de capturas sólo comenzaron en 1994 y son relativamente reducidos, con excepción de Nueva Zelandia, España y Uruguay. Gran parte de las capturas de *L. nasus* de Japón en pesquerías del océano meridional no están declaradas, pero debe ser considerables: el marrajo sardinero era la segunda especie de tiburón más abundante después del tiburón azul, y comprendía el 5,5% de los registros de los observadores de capturas de tiburón en la pesca de atún japonesa realizada en virtud de un acuerdo de acceso en aguas australianas (Stevens y Wayte, 2008).

Buques españoles solían retener la captura de *L. nasus* en sus pesquerías de pez espada con palangre, antes de establecerse el cupo nulo en la UE, y Uruguay y otros países (algunos de los cuales no informan a la FAO) realizan una considerable captura de pez espada y atún con palangre en aguas internacionales frente a la costa atlántica de América del Sur (Domingo, 2000; Domingo *et al.*, 2001; Hazin *et al.*, 2008; Forselledo, 2012).

La pesca secundaria importante en gran parte no declarada incluye la pesca con palangre y arrastre demersal de merluza negra y draco rayado en torno a las islas Heard y Macdonald y en el océano Índico septentrional (van Wijk y Williams, 2003; Compagno, 2001), y la pesca de pez espada con palangre artesanal e industrial chilena, entre 26-36°S, con registros de *L. nasus* (E. Acuña, datos inéditos; Acuña *et al.*, 2002). Hernández *et al.* (2008) observaron que *L. nasus* representa hasta el 1,7% de todas las aletas sometidas a prueba en el comercio de aletas de tiburón del norte y el centro de Chile, y que el 98% de las aletas etiquetadas "tintorera" (50 especímenes) era *L. nasus* (es decir, que fueron correctamente identificadas por los comerciantes). En general, las capturas de *L. nasus* por Argentina totalizaron 30,1 t, 17,7 t, 19,8 t y 69,7 t entre 2003 y 2006 (INIDEP, 2009) (esos datos no aparecen en FAO FISHSTAT), pero las capturas de *L. nasus* por la flota argentina probablemente se limiten ahora a capturas incidentales por tres buques de pesca de merluza negra de Patagonia, y debido a las estrictas medidas en vigor para proteger a los tiburones en aguas argentinas (los tiburones vivos de más de 1,5 m deben ser liberados si se capturan) probablemente las capturas sean mínimas. Hay observadores en todas las flotas argentinas, y en 2012 deberá publicarse el informe de un observador sobre los tiburones (incluido *L. nasus*) (Ramiro Sánchez, com. pers.).

6. Utilización y comercio

Hasta hace poco, debido a la falta de datos sobre desembarcos y comercio de especies específicas no era posible evaluar las proporciones de las capturas mundiales que atienden la demanda nacional y entran en el comercio internacional, aunque el alto valor comercial de la especie se ha documentado mediante estudios de mercado (Fleming y Papageorgiou, 1997; Rose, 1996; TRAFFIC inédito). Las conclusiones de los estudios indican que la demanda de carne fresca, congelada o procesada de carne y aletas de *L. nasus* era suficientemente alta para justificar la existencia de un mercado internacional, mientras que otros productos comprenden la carne seca salada para el consumo humano, aceite y harina de pescado (Compagno, 2001). La extensión del consumo nacional frente a las exportaciones de los Estados del área de distribución puede variar considerablemente, dependiendo de la demanda local. Por ejemplo, el mercado de la UE de productos de marrajo sardinero está bien documentado, en tanto que otros Estados con menor consumo nacional de alimentos marinos, como Uruguay, probablemente exporte sus desembarcos de marrajo sardinero, mezclado con maco, otra carne de tiburón de gran valor (Andrés Domingo, com. pers.). Tras la introducción por la UE de nuevos códigos de especies específicas en 2010, ahora se dispone de algunos datos sobre el comercio internacional de esta especie (aunque sólo para el comercio en que interviene la UE).

6.1 Utilización nacional

L. nasus es desde hace mucho tiempo una de las especies de peces marinos (en peso) más valiosas desembarcadas en Europa, de valor similar, y a veces comerciada como pez espada (Gauld, 1989; Vas y Torpe, 1998; TRAFFIC inédito; Vannucini, 1999). El marrajo sardinero también puede utilizarse en el ámbito nacional en algunos Estados del área de distribución por el aceite de hígado, cartílago y la piel (Vannuccini, 1999), pero no se ha informado de un importante uso nacional de partes y derivados de *L. nasus* en parte quizá por no disponerse fácilmente de registros a nivel de la especie, y en parte porque las cantidades desembarcadas son ahora muy pequeñas, sobre todo en comparación con otras especies de tiburones.

Los pescadores deportivos capturan el marrajo sardinero en los Estados Unidos, Nueva Zelanda y algunos Estados miembros de la UE. Las capturas pueden retenerse por la carne y/o trofeos, marcadas y liberadas (p. ej., en la UE). La captura recreativa en Nueva Zelanda probablemente sea insignificante, ya que *L. nasus* se da generalmente en la plataforma continental exterior o más allá (MFSC, 2011).

6.2 Comercio lícito

Todo el comercio internacional de productos de *L. nasus* está sin reglamentar y es legal, a menos que intervengan los Estados que tienen prohibido poseer y/o comerciar productos de tiburón. No existen datos cuantitativos sobre el comercio histórico porque, antes de 2010, todo el comercio mundial de productos de *L. nasus* se notificaba con arreglo a los códigos aduaneros generales sobre productos para las especies de tiburones, y por lo tanto no podía diferenciarse de otras especies. En 2010, la UE introdujo nuevos códigos aduaneros para especies específicas sobre productos de *L. nasus* frescos y congelados (con exclusión de las aletas de tiburón) y modificó los códigos anteriores sobre la mayoría de las especies de tiburones en consecuencia (cuadro 4). Otros países y territorios no tienen aún códigos de especies específicas para el comercio de esta especie, y siguen informando de su comercio con arreglo a los códigos generales de productos de tiburón, lo que impide el análisis.

Hay un considerable mercado de *L. nasus* productos en la Unión Europea (UE). Entre el 60 y el 75% de los registros mundiales de la FAO de capturas de *L. nasus* en 2006 y 2007 correspondió a Estados miembros de la UE, antes del establecimiento de una CTP (que se redujo a cero en aguas de la UE y flotas de la UE en 2010). La demanda del mercado de la UE debe atenderse ahora, pues, mediante importaciones. Las importaciones y las exportaciones de *L. nasus* en 2010 y 2011, notificadas en EUROSTAT, se resumen en los cuadros 5 y 6 (con exclusión del comercio interno de la UE). Los siguientes Estados del área de distribución (excluidos otros países de la UE) fueron los principales proveedores de carne fresca y congelada de *L. nasus* a la UE en 2010 y 2011 (el importador de la UE se muestra entre paréntesis): Sudáfrica (Italia), Japón (España), Marruecos (España), Noruega (Alemania y Dinamarca), las islas Feroe (Dinamarca) y Nueva Zelanda (Bulgaria). Durante este período de dos años se importó un total de 50.500 kg de carne de *L. nasus*, por valor de 128.425 euros.

En Sudáfrica no hay ninguna pesca directa de *L. nasus*, y sólo ocasionalmente se captura en la pesca con palangre pelágica sudafricana. Por lo tanto, las grandes cantidades importadas de Sudáfrica en la UE probablemente se deriven de la pesca de buques con pabellón extranjero y fuera de la ZEE de Sudáfrica se desembarquen en puertos sudafricanos, incluidos buques de Japón, la República de Corea y Taiwán, Provincia de China, que se dedican al atún y especies similares (Fuente: TRAFFIC África Oriental y Meridional, 2011). En el momento de redactar la presente propuesta ninguna de esas entidades pesqueras informaban regularmente de capturas de *L. nasus* a la FAO ni a OROP. Dos Estados ajenos al área de distribución (anteriormente desconocidos en el mercado de esta especie) informaron también de exportaciones a la UE en 2010 y 2011: Senegal y Suriname. Sin embargo, hay muchas dificultades para determinar el origen de la carne en el comercio (como se ha señalado para Sudáfrica).

Los precios medios de las importaciones variaron de sólo 1,26 euros/kg para la carne importada de Japón y 3,64 euros/kg para la carne importada de las islas Feroe. Esa cifra es muy inferior a la de los precios comunicados en años anteriores para desembarcos de *L. nasus* en puertos europeos y de carne (*vitello di mare*) vista a la venta a 12,80 euros/kg en el mercado de pescado de Venecia (Italia) en noviembre de 2010 (com. pers., Mats Forslund, WWF-SE).

La UE también informó de importantes exportaciones de *L. nasus*, por un total de 141.300 kg en 2010 y 2011. Puede tratarse de exportaciones de capturas desembarcadas y congeladas en 2009, antes del cupo cero, o de reexportaciones. Marruecos era, con mucho, el principal destino de *L. nasus* exportado de la UE, seguido de Afganistán. Sin embargo, el precio de *L. nasus* exportado a Marruecos era muy bajo (0,70 euros/kg por término medio) en comparación con los 17,81 euros/kg de *L. nasus* exportado a China y 2-4 euros/kg de *L. nasus* exportado a Ceuta (territorio español en el norte de África), Andorra, Afganistán, Suiza y Turquía. Todas las exportaciones de la UE procedieron de España, con excepción de las destinadas a Suiza que procedieron de Dinamarca. En estudios anteriores se informó de que Canadá exporta carne de *L. nasus* a Estados Unidos y a la UE, Japón exporta a la UE, 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) y también es importado por Japón (Sonu, 1998). Los nuevos datos sobre el comercio de la UE confirman exportaciones de Japón a la UE, pero no hay registros de importación en la UE de *L. nasus* de Canadá, o de la exportación (o reexportación) de la UE a los Estados Unidos, como se informó en estudios anteriores.

EUROSTAT también registra comercio intracomunitario: expediciones (equivalente a exportaciones en el interior de la UE) y llegadas (equivalente a importaciones). Si bien es difícil estimar las cantidades totales de productos específicos en el comercio, debido a la circulación de mercancías entre los Estados miembros de la UE y diferentes fuentes/métodos utilizados para informar de este comercio, los datos de comercio intracomunitario pueden ofrecer una indicación de los Estados miembros más importantes que intervienen en el comercio. En 2010 y 2011 España (~58%) e Italia (~32%) fueron los principales destinos del comercio de productos de *L. nasus* (fresco y congelado) en la UE, y España (~80%) y Portugal (~15%) los principales proveedores de productos comercializados en la UE.

6.3 Partes y derivados en el comercio

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).

Aletas: El marrajo sardinero figura en la lista de especies preferidas por sus aletas en Indonesia (Vannuccini, 1999), pero McCoy e Ishihara informaron de un valor relativamente bajo (1999, citando a Fong y Anderson, 1998). 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 (Shivji *et al.*, 2002). Las aletas de tiburón son también fácilmente reconocibles a nivel de la especie por los comerciantes de aletas en Chile (Hernández *et al.*, 2008). Nueva Zelanda ha establecido factores de conversión para la aleta húmeda (45) y aleta seca (108) 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, com. pers., DFO).

Otros: Con la piel del marrajo sardinero se elabora cuero y se extrae de ella aceite de hígado (Vannuccini, 1999; Fischer *et al.*, 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 su carne (Vannuccini, 1999). Hay una limitada utilización de las fauces y los dientes como curiosidades marinas.

6.4 Comercio ilícito

Los Estados del área de distribución y las naciones comerciales no han promulgado legislación sobre especies específicas para reglamentar el comercio nacional o internacional de *L. nasus*. Las importantes medidas nacionales para la gestión de la pesca adoptadas con el fin de que las poblaciones puedan recuperarse son vulnerables a la violación/infraacción, a falta de supervisión y regulación del comercio de especies específicas. Hay cada vez más Estados que prohíben todo el comercio de productos de tiburón o simplemente el comercio de aletas de tiburón, pero ninguno de ellos son Estados del área de distribución de *L. nasus* (Anon., 2012).

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, incluida la demanda de la UE. El comercio ha sido, pues, la fuerza impulsora del agotamiento consecutivo de poblaciones en el Atlántico norte (véase el Anexo 4), y, con el cierre de las principales pesquerías del norte, ahora amenaza a las anteriores poblaciones ligeramente pescadas en el Hemisferio meridional. Las poblaciones meridionales revisten especial preocupación porque son intrínsecamente incluso más vulnerables a la sobreexplotación en las pesquerías que en los caladeros mermados del norte.

7. Instrumentos jurídicos

7.1 Nacional

Desde 2004 está prohibido capturar y desembarcar *L. nasus* en Suecia. En 2007, Noruega adoptó el dictamen del CIEM y prohibió toda la pesca directa de *L. nasus*. Todos los especímenes de capturas incidentales entre 2007 y 2011 tenían que desembarcarse y venderse. A partir de 2011, los especímenes vivos han de ser liberados, en tanto que los especímenes muertos pueden (no tienen que) desembarcarse y venderse. La información se amplió para incluir el número de especímenes desembarcados, además del peso. Desde 2011, la reglamentación incluye también la pesca recreativa. Argentina exige que los grandes tiburones vivos capturados incidentalmente se liberen con vida. 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.

Muchos Estados del área de distribución prohíben la pesca de aletas, o han prohibido todo tipo de pesca de tiburones en sus aguas. Algunos Estados del área de distribución tienen una reglamentación de la pesca legalmente vinculante para *L. nasus*. Por ejemplo, los reglamentos de la UE han prohibido la pesca de *L. nasus* en aguas de la UE desde 2010, y las embarcaciones de la UE no pueden pescar, retener a bordo, trasbordar o desembarcar *L. nasus* en aguas internacionales (Reglamento de la CE 43/2012 y Reglamento del Consejo 44/2012). Las medidas de ordenación de la pesca se describen en la sección 8.1.

7.2 Internacional

La "Family 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), pero ninguna especie de tiburón oceánico incluido se gestiona en virtud del Acuerdo de las Naciones Unidas sobre las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorios (en vigor desde 2001).

L. nasus está incluido en el Apéndice II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias (CEM) y en el Anexo del Memorando de Entendimiento de los Tiburones Migratorios (los firmantes se reunirán en septiembre de 2012). *L. nasus* se ha pasado al Anexo II (Especies en Peligro o Amenazadas) del Protocolo del Convenio de Barcelona sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica (ZEP/DB) en el Mediterráneo. Las Partes están obligadas a

proteger estas especies y ayudar a su recuperación. En mayo de 2012, la CGPM prohibió la retención a bordo, el trasbordo, el desembarque, la transferencia, el almacenamiento, la venta o la exhibición para la venta de todas las especies de tiburones enumerados en el Anexo II de este Protocolo. Se añadió también la población de esta especie en el Mediterráneo al Apéndice III de la Convención de Berna (Convención sobre la conservación de la vida silvestre y los hábitats naturales europeos) como especie cuya explotación se debe regular para mantener su población fuera de peligro. *L. nasus* está incluido en la lista del Anexo V de Especies Amenazadas y/o Especies en Declive y los hábitats del Convenio OSPAR para la Protección del Medio Marino y del Atlántico Nordeste.

8. Ordenación de la especie

8.1 Medidas de gestión (gestión de la pesca)

En el Plan de Acción Internacional para la Conservación de los Tiburones (IPOA-Sharks) se insta a todos los Estados con pesquerías de tiburones a que apliquen planes de conservación y ordenación, pero con carácter voluntario. En 2012, sólo 47 países (33% de los 143 países que comunicaron capturas a la FAO) habían adoptado un NPOA. Treinta de ellos han informado de menos del 1% de las capturas mundiales de tiburones a la FAO desde 2002. Veintiséis Estados pesqueros de tiburones y entidades representan al menos el 1% de las capturas mundiales de tiburones notificadas a la FAO, con un total del 84% de las capturas globales. Nueve de los 26 Estados (35%) no han adoptado aún su NPOA. Cuatro de las principales naciones pesqueras de tiburones del mundo todavía no han abordado la aplicación del IPOA-Sharks (Fischer *et al.*, 2012). Entre los Estados del área de distribución y que pescan *L. nasus* y tienen planes para los tiburones figuran Argentina, Australia, Canadá, la UE, Japón, Nueva Zelanda, España, Taiwán, Provincia de China, Uruguay y los Estados Unidos. *L. nasus* está incluido como especie de “Alta prioridad” en el Plan de Acción de los Tiburones de Uruguay.

Muchas OROP han prohibido la pesca de aletas de tiburón. Algunas han adoptado resoluciones para apoyar el mejor registro o gestión de tiburones pelágicos capturados incidentalmente en las pesquerías que gestionan, y/o han prohibido la retención de especies amenazadas, pero ninguno ha adoptado aún límites de captura basados en la ciencia. La CICAA exige a las Partes desde 2007 que reduzcan la mortalidad de *L. nasus* en la pesca directa del Atlántico, donde no se dispone aún de una evaluación de la población examinada por otros expertos, pero el cumplimiento no se supervisa. En 2008 se advirtió al Consejo Científico de la NAFO que la sobrepesca en la zona reglamentaria de la NAFO de alta mar estaba debilitando la gestión de Canadá sobre *L. nasus* y que conduciría a una fuerte reducción de la población (Campana y Gibson, 2008), pero las Partes decidieron que la gestión de los tiburones era competencia de la CICAA. Aunque se preparó una evaluación de la población en 2009, ni la CICAA ni la NAFO han adoptado propuestas para introducir límites de captura o para prohibir la retención de *L. nasus* capturado en alta mar. En una evaluación del riesgo ecológico de la CICAA (CIEM SCRS/2012/079) se observó que *L. nasus* era una de las especies pelágicas más vulnerables (seguido por el marrajo dientuso, el zorro pelágico, el tiburón azul y el pez espada). Las Partes en la Comisión de la Pesca del Atlántico Noreste (NEAFC), que abarca las pesquerías no incluidas en el mandato de la CICAA, han convenido desde 2010 no capturar *L. nasus* y liberar vivos los ejemplares capturados incidentalmente.

Para gestionar las poblaciones del sur de *L. nasus* se requiere una estrecha coordinación entre varias OROP del Atlántico, el Pacífico y el océano Índico y la Comisión para la Conservación de los Recursos Marinos Vivos del Antártico (CCAMLR). La CCAMLR (2006) adoptó una moratoria sobre la pesca directa del tiburón hasta disponerse de datos para evaluar los impactos de la pesca sobre los tiburones en la región del Antártico. La liberación de tiburones vivos capturados incidentalmente se recomienda (pero no es obligatoria). La Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC), establecida en 2004, es responsable de la gestión del tiburón pelágico. Todavía no se ha tratado de *L. nasus*, que el Comité Científico considera una especie clave. Se pide a los miembros de la Comisión, a los no miembros cooperantes y a los territorios participantes que informen de los datos sobre la captura, el esfuerzo y los descartes (WCPFC, 2010).

La conservación y la ordenación de los tiburones corresponde a la Política pesquera común 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. El Plan de Acción Comunitario para la Conservación y Ordenación de los Tiburones (CPOA, UE COM(2009) 40 final) determina cómo se recuperan las poblaciones de tiburones mermadas pescadas por la flota de la CE dentro y fuera de las aguas comunitarias. En el Informe de evaluación de los tiburones de la CPOA

se presta particular atención a *L. nasus*, que está sometido a la gestión legalmente vinculante de la UE en aguas de la CE e internacionales desde 2008 (véase la sección 7.1).

La información sobre las medidas de gestión y la legislación nacionales (inclusive en Australia, Canadá, los Estados miembros de la UE, Nueva Zelanda, Noruega y los Estados Unidos) se resume en el Anexo 6.

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 para apoyar la gestión sostenible de la pesca. 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. La supervisión de las capturas en alta mar es particularmente deficiente (p. ej., Campana y Gibson, 2008; Clarke y Harley, 2010). Los datos de la FAO y de las OROP son incompletos. 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 han notificado datos sobre el comercio de *L. nasus*, salvo en la UE. La FAO (2010a) señaló que es de esperar que la inclusión en la CITES permita una mejor supervisión de las capturas que entran en el comercio internacional de todas las poblaciones y, por lo tanto, que haya un efecto beneficioso sobre la gestión de la especie en todas las partes de su área de distribución. 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 *L. nasus*.

8.3 Medidas de control

8.3.1 Internacional

Aparte de las reglamentaciones sanitarias relativas a los productos alimentarios 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 nacionales de gestión de la pesca descritas anteriormente y enumeradas en el Anexo 6 no pueden permitir una captura sostenible de *L. nasus* cuando las poblaciones son explotadas por varias flotas, especialmente en pesquerías de alta mar no reglamentadas y no declaradas. Incluso cuando se han establecido cupos de captura, no hay medidas comerciales que impidan la venta o la exportación de desembarcos superiores a los cupos. El CCTEP (2006) señaló que aunque la inclusión en el Apéndice II no sería por sí sola suficiente para impedir la captura de *L. nasus*, se podría considerar como medida accesoría. La FAO (2010a) consideró que la regulación del comercio internacional mediante la inclusión en el Apéndice II de la CITES podría fortalecer los esfuerzos nacionales para mantener la captura para el comercio en consonancia con los planes de recuperación de la población. Se aplican los reglamentos habituales sobre la higiene para el control del comercio y la utilización nacionales.

8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

No se conocen especímenes criados en cautividad.

8.5 Conservación del hábitat

La investigación en zonas de pesca de las flotas canadienses y francesas y los estudios de telemetría han identificado algún hábitat importante de *L. nasus*, en el interior de las ZEE y en alta mar. Algún hábitat puede protegerse incidentalmente en el interior de zonas marinas protegidas o reservas para aparejos estáticos, pero no hay ninguna protección para el hábitat crítico en alta mar.

9. Información sobre especies similares

L. nasus es una de las cinco especies de la familia *Lamnidae* (tiburones caballa) que comprenden el gran tiburón blanco *Carcharodon carcharias* y dos especies de marrajos del género *Isurus*. El marrajo salmón *Lamna ditropis* se da en el Pacífico norte. El marrajo sardinero y el tiburón azulejo *Isurus oxyrinchus* se pueden confundir en algunas pesquerías, a pesar de disponerse de buenas claves (p. ej., Fernández-Costa y Mejuto, 2009).

10. Consultas

Respondieron 10 Estados del área de distribución, proporcionando varios de ellos información adicional que se ha incorporado en la propuesta cuando el espacio lo permite. Para más información véase el Anexo 9.

11. Observaciones complementarias

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

La mayor parte de la pesca selectiva tiene lugar en ZEE. Existe una considerable captura de *L. nasus* en algunas pesquerías de alta mar pelágicas no registradas y no gestionadas. Para la inclusión en el Apéndice II sería necesario que las introducciones procedentes del mar fueran acompañadas de dictámenes de extracción no perjudicial (DENP). Por lo tanto, habrían de extraerse de una pesquería en alta mar explotada en forma sostenible, lo que requiere la gestión por la RFMO correspondiente. La FAO (2010a) consideró que con la regulación del comercio internacional mediante la inclusión en el Apéndice II se podría mejorar el control de las capturas en alta mar utilizando certificados de introducción procedente del mar acompañados de DENP.

11.2 Cuestiones de aplicación

Lamna nasus se incluyó en el Apéndice III de la CITES con efecto del 25 de septiembre de 2012. Esta inclusión permitirá a las Partes familiarizarse con la estructura del comercio de productos de *L. nasus* en la expedición de documentación de la CITES en relación con este comercio, antes de la entrada en vigor de la plena aplicación de esta inclusión propuesta en el Apéndice II 18 meses después de la adopción de la propuesta, en septiembre de 2014.

11.2.1. *Autoridad Científica*: Convendría que un experto en pesca asesore a la Autoridad Científica.

11.2.2 *Identificación de productos en el comercio*: Sería importante elaborar y adoptar códigos de productos de especies específicas y guías de identificación para la carne y las aletas de esta 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. Existe una guía fotográfica para las aletas pectorales y dorsales secas de *L. nasus* (Pew Environment Group, 2012, Anexo 8), y una guía dicotómica para la identificación de las aletas de 48 especies de tiburón (Deynat, 2010). Varios grupos de investigación han elaborado múltiples RCP (reacción en cadena de la polimerasa) seleccionando ensayos para identificar partes del cuerpo de *L. nasus* (p. ej., Shivji *et al.*, 2002; Pade *et al.*, 2006). Además, Testerman *et al.* (2007) han desarrollado una prueba de RCP sencilla y rápida que permite identificar simultáneamente partes del cuerpo de *L. nasus* y distinguir entre poblaciones del Hemisferio septentrional y meridional, que pueden utilizarse para confirmar fácilmente la identificación de especies y el origen del producto con fines de observancia. El costo por muestra procesada comienza en 12-60 USD, según la condición de la muestra, y es menor en el caso de grandes cantidades. El tiempo que se tarda varía entre 2 y 7 días a partir de la recepción de la muestra, según la urgencia.

11.2.3 *Dictámenes de extracción no perjudicial (DENP)*: La CITES (2006) ofrece las primeras consideraciones sobre la preparación de DENP para especies de tiburones. La Autoridad Científica Española (García-Núñez, 2008) examinó las medidas de gestión y las restricciones a la pesca establecidas por organizaciones internacionales relacionadas con la conservación y el uso sostenible de tiburones, ofreciendo algunas directrices y una guía de recursos útiles, y adaptadas a la lista de DENP de la UICN para especies de elasmobranquios (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. Esta es la práctica normal de gestión de la pesca, aunque actualmente no se aplica aún comúnmente 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 7)

List of Annexes to the proposal to list *Lamna nasus* in Appendix II

Annex 1. Figures and Tables

Annex 2. Scientific synonyms of *Lamna nasus*

Annex 3. Range States and Areas where *Lamna nasus* has been recorded

Annex 4. Historical fisheries development (extracts from CoP15 Prop-17)

Annex 5. Application of the criteria for amendment of Appendices I and II for commercially exploited aquatic species, with regard to Porbeagle shark *Lamna nasus*

Annex 6. National management measures for porbeagle *Lamna nasus*

Annex 7. References

Annex 8. Fin identification guide

Annex 9. Consultations with range States

Figures and Tables

Table 1.	Indices of percentage decline illustrated in Figure 2	p. 7
Table 2.	<i>Lamna nasus</i> life history parameters	p.20
Table 3.	Summary of population and catch trend data	p.21
Table 4.	EU Commodity codes related to trade in <i>Lamna nasus</i>	p. 22
Table 5.	EU imports of porbeagle <i>Lamna nasus</i> products, products (fresh and frozen) by source countries/territories, value and weight, 2010 and 2011	p. 22
Table 6.	EU exports of <i>Lamna nasus</i> products (fresh and frozen) by destination, value and weight, 2010-2011	p. 23
Figure 1.	Porbeagle <i>Lamna nasus</i>	p. 2
Figure 2.	Decline trends for porbeagle <i>Lamna nasus</i> stocks	p. 6
Figure 3.	Global <i>Lamna nasus</i> distribution and overlap with RFMOs	p. 23
Figure 4.	FAO fishing areas	p. 24
Figure 5.	Global reported capture production (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> , 1950–2010	p. 25
Figure 6.	Reported Northeast Atlantic capture production (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by major fishing States, 1950–2010	p. 25
Figure 7.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2005	p. 26
Figure 8.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2009	p. 26
Figure 9.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2010 ..	p. 27
Figure 10.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Faroe Islands in the North Atlantic, 1973–2010 ..	p. 27
Figure 11.	French landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> in the Northeast Atlantic, 1978–2005	p. 28
Figure 12.	Atlantic Ocean catches of porbeagle shark reported to ICCAT by Spain and Japan	p. 28
Figure 13.	Surplus production age-structured model for northeast Atlantic porbeagle shark	p. 29
Figure 14.	Depletion in total biomass and numbers for Northeast Atlantic porbeagle shark	p. 29
Figure 15.	<i>Lamna nasus</i> landings in the Northwest Atlantic, 1961–2008	p. 30
Figure 16.	Estimated trends in numbers of mature females, age-1 recruits, and total number of <i>Lamna nasus</i> in Canadian waters, 1960–2010, from four population models	p. 30
Figure 17.	Projections for recovery of the Canadian porbeagle stock. a) Population Viability Analyses; b) Bayesian Surplus Production models	p. 31
Figure 18.	Catch of porbeagle sharks in New Zealand waters and domestic longline fishing effort ..	p. 32
Figure 19.	Unstandardised CPUE indices for the New Zealand tuna longline fishery based on observer reports	p. 32
Figure 20.	Relative spawning stock biomass trend for a catch free age structured production model for southwest Atlantic porbeagle shark.....	p. 33
Figure 21.	Southern hemisphere landings of porbeagle <i>Lamna nasus</i> , 1990–2010	p. 33

Table 2. *Lamna nasus* life history parameters

Age at 50% 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; Jensen <i>et al.</i> 2002; Natanson <i>et al.</i> 2002
	male	8 years (North Atlantic); 8–11 years (SW Pacific)	Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007; Jensen <i>et al.</i> 2002; Natanson <i>et al.</i> 2002
Size at 50% maturity (total length (TL) in cm)	female	195 cm TL (SW Pacific), 230–260 cm TL (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Francis & Duffy 2005
	male	165 cm TL (SW Pacific), 180–215 cm TL (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Francis & Duffy 2005
Maximum size (fluke length (FL) and total length (TL) in cm)	female	302 cm FL, 357 cm TL (N Atlantic); 208 cm FL (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
	male	253 cm FL, 295 cm TL (N Atlantic); 204 cm FL (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
Longevity (years)	>25–46 years (Northwest Atlantic); ~65 years (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2002, 2008, 2010b; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Natanson <i>et al.</i> 2002
Size at birth (cm)	58–77 cm FL		Francis <i>et al.</i> 2007, 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; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008
Gestation time	8–9 months		Francis & Stevens 2000; Jensen <i>et al.</i> 2002
Reproductive periodicity	Annual		Jensen <i>et al.</i> 2002
Average litter size	Four pups		Jensen <i>et al.</i> 2002
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); 0.05–0.1 (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2001; Francis (unpublished data cited in HMS WG 2011)

Table 3. Summary of population and catch trend data

Year	Location	Data used	Trend	Source
1926–2008	NE Atlantic	Stock assessment	94% decline in biomass, 93% decline in numbers from historic baseline	Surplus production age-structured model ICCAT SCRS/ICES 2009 (Figure 13)
1933/37–2004/08	NE Atlantic	All Northeast Atlantic landings	87% decline in 5 yr average landings from historic baseline	ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a) (Figure 6)
1936–2007	NE Atlantic	Norwegian landings	>99 % decline from historic baseline. Trend is the same if 5-year averages are used.	Norwegian and ICES data (Figure 8); ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a)
1950/54–2004/08	NE Atlantic	Danish fishery	99% decline from historic baseline	ICES data (Figure 9); ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a)
1986–2007	NE Atlantic	Spanish longline bycatch CPUE	No trend in recent catch rates	ICES WGEF (2011).
1972–2007	NE Atlantic	French target longline CPUE	Approximately one third decline in two most recent generations	ICES WGEF (2011); Biais and Vollette (2009) (Figure 13)
Various, 1800–2006	Mediterranean	Records of <i>Lamna nasus</i>	Virtual disappearance from landings and research survey records	Stevens <i>et al.</i> 2005 and sources cited in section 4.1.1.
1950–2006	Ligurian Sea, Mediterranean	Abundance &/or biomass of lamnids	>99% decline in tuna traps	Ferretti <i>et al.</i> 2008
1978–1999	Ionian Sea, Mediterranean	Standardised CPUE of lamnids	>98% decline in tuna traps	Ferretti <i>et al.</i> 2008
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (age structured model)	84–88% decline in number of mature females from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b (Figure 16)
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (age structured model)	73–78% decline in total numbers from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b (Figure 16)
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (surplus production model)	68% decline in stock biomass from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b
1961–2004	NW Atlantic	Bayesian surplus production model	97% decline in stock biomass from historic baseline	Babcock & Cortes 2010
1963–1970	NW Atlantic	Norwegian & Faroese landings	~90% decline in catch and collapse of fishery	Landings data (Figures 10 and 15)
1961–2008	NW Atlantic	5 year average of all catches	~96% decline	Landings data (Figure 15)
1994–2003	North Atlantic	Catches	Decline, 1000 to near zero/year	Matsunaga and Nakano 2005
1993–2003	North Atlantic	CPUE	Decline with slope -0.6	Matsunaga and Nakano 2002
1961–2008	SW Atlantic	Stock assessment (catch free, age structured production model)	82% decline in spawning stock biomass (SSB) from historic baseline	ICCAT SCRS/ICES 2009 (Figure 20)
1992–2002	SW Pacific (New Zealand)	Longline CPUE	70% decline in about 10 years, most during 5 year period of highest effort	NZ MFSC 2011 (Figures 18 and 19)
1998–2005	SW Pacific (New Zealand)	Weight landed	75% decline in about 10 years	NZ MFSC 2011 (Figure 18)

A 'marked historical extent of decline' is a percentage decline to 5%–30% of the baseline, depending upon the productivity of the species [30% for porbeagle]. A 'marked recent rate of decline' is a percentage decline of 50% per cent or more within the last 10 years or three generations, whichever is the longer

Table 4. EU Commodity codes related to trade in *Lamna nasus*

Customs code	Commodity	Validity
FRESH		
0302.6590	Fresh or chilled sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> " and " <i>Scyliorhinus</i> spp.")	01/01/1988 – 31/12/2009
0302.6560	Fresh or chilled porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0302.8130	Fresh or chilled porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0302.6595	Fresh or chilled sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> spp. and <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010
FROZEN		
0303.7590	Frozen sharks (excl. dogfish)	01/01/1988 – 31/12/2009
0303.7560	Frozen porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0303.8130	Frozen porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0303.7595	Frozen sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> spp." or " <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010
FROZEN FILLETS		
0304.2069	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish)	01/01/1988 – 31/12/2006
0304.2969	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish)	01/01/2007 – 31/12/2009
0304.2965	Frozen fillets of porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0304.8955	Frozen fillets of porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0304.2968	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> " spp. or " <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010

Table 5. EU imports of porbeagle *Lamna nasus* products, products (fresh and frozen) by source countries/territories, value and weight, 2010 and 2011.

(Source EUROSTAT, downloaded April 2012)

EUR

Source	2010	2011	Total
SOUTH AFRICA	0	35,221	35,221
NORWAY	15,893	11,187	27,080
MOROCCO	21,613	727	22,340
FAROE ISLANDS	15,995	0	15,995
JAPAN	0	13,878	13,878
NEW ZEALAND		5,397	5,397
SENEGAL	4,486	0	4,486
SURINAME	4,028	0	4,028
Total	62,015	66,410	128,425

kg

Source	2010	2011	Total
SOUTH AFRICA	0	12,600	12,600
JAPAN	0	11,600	11,600
NORWAY	5,000	3,100	8,100
MOROCCO	7,300	500	7,800
FAROE ISLANDS	4,400	0	4,400
SURINAME	2,500	0	2,500
NEW ZEALAND		2,200	2,200
SENEGAL	1,300	0	1,300
Total	20,500	30,000	50,500

EUR/kg

Source	2010	2011	Average
FAROE ISLANDS	3.64		3.64
SENEGAL	3.45		3.45
NORWAY	3.18	3.54	3.36
SOUTH AFRICA		2.80	2.80
NEW ZEALAND		2.45	2.45
MOROCCO	2.96	1.12	2.04
SURINAME	1.61		1.61
JAPAN		1.26	1.26
Average	2.97	2.18	2.57

Table 6. EU exports of *Lamna nasus* products (fresh and frozen) by destination, value and weight, 2010-2011. (Source EUROSTAT, downloaded April 2012)

EUR

Destination	2010	2011	Total
MOROCCO	47,068	0	47,068
AFGHANISTAN	0	8,208	8,208
CHINA	0	3,562	3,562
ANDORRA	0	2,776	2,776
CEUTA	0	2,460	2,460
SWITZERLAND	602	0	602
TURKEY	0	410	410
Total	47,670	66,330	114,000

kg

Destination	2010	2011	Total
MOROCCO	68,000	69,000	137,000
AFGHANISTAN	0	2,300	2,300
ANDORRA	0	800	800
CEUTA	0	600	600
CHINA	0	200	200
SWITZERLAND	200	0	200
TURKEY	0	200	200
Total	68,200	73,100	141,300

EUR/kg

Destination	2010	2011	Average
CHINA		17.81	17.81
CEUTA		4.10	4.10
ANDORRA		4.05	4.05
AFGHANISTAN		3.63	3.63
SWITZERLAND	3.01		3.01
TURKEY		2.05	2.05
MOROCCO	0.69	0.70	0.70
Average	1.85	5.39	

NOTES ON TABLES:

High value Chinese exports likely include fins.

Exports can exceed imports when stockpiles are being utilised.

Landings by non-EU vessels from non-EU waters may not appear as imports.

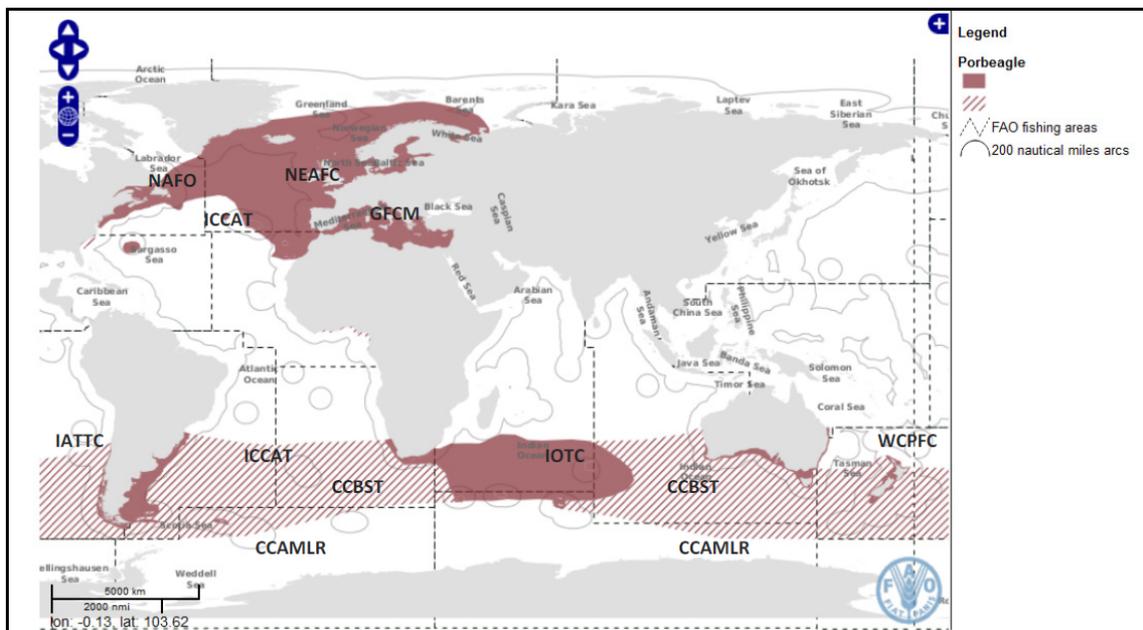


Figure 3. *Lamna nasus* distribution and overlap with Regional Fisheries Management Organisations (Source: FAO FIGIS, including <http://www.fao.org/fishery/species/2798/en> 2012)

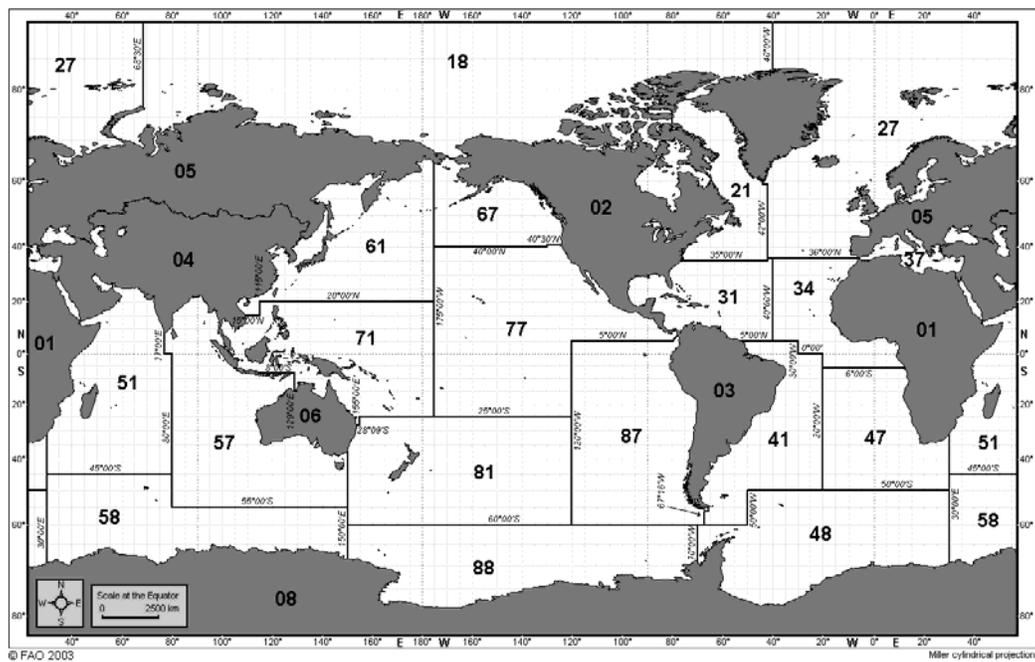


Figure 4. FAO fishing areas.

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

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

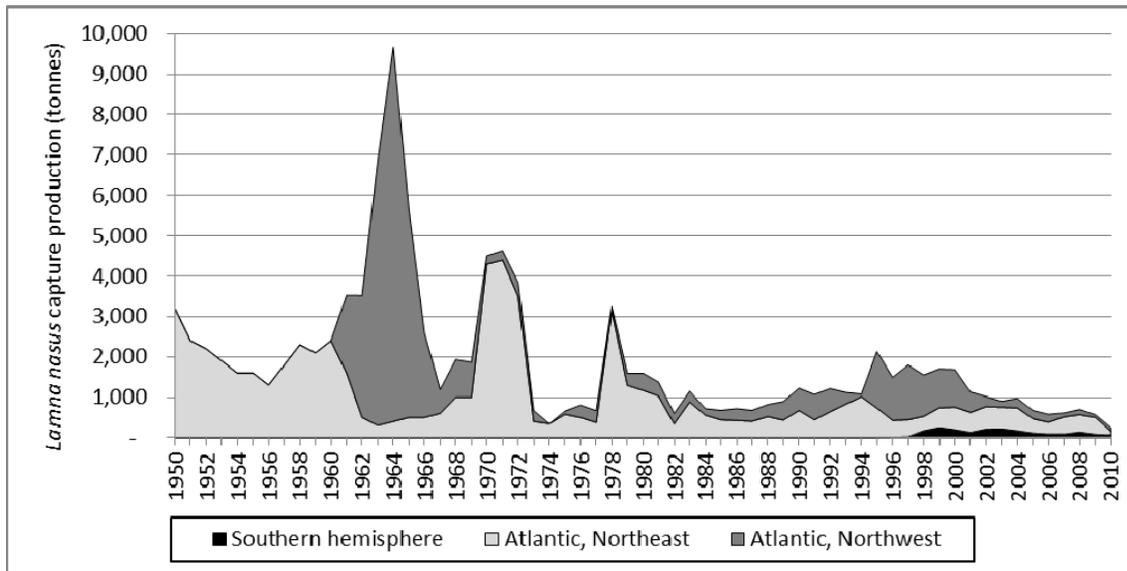


Figure 5. Global reported capture production (tonnes) of *Lamna nasus*, 1950–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

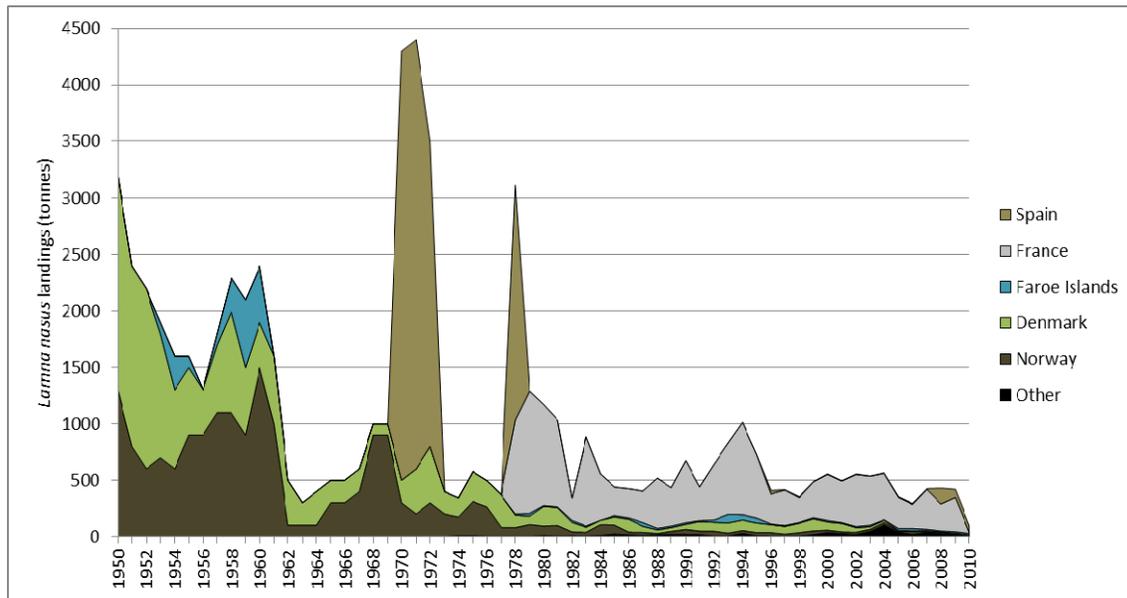


Figure 6. Reported Northeast Atlantic capture production (tonnes) of *Lamna nasus* by major fishing States, 1950–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

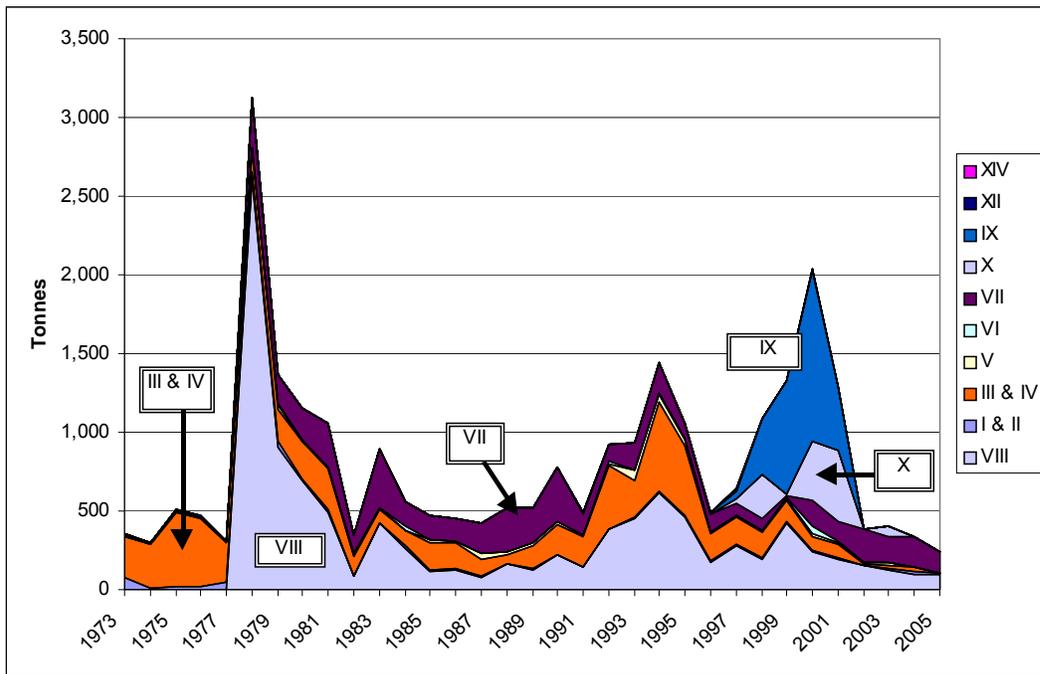


Figure 7. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2005. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes)

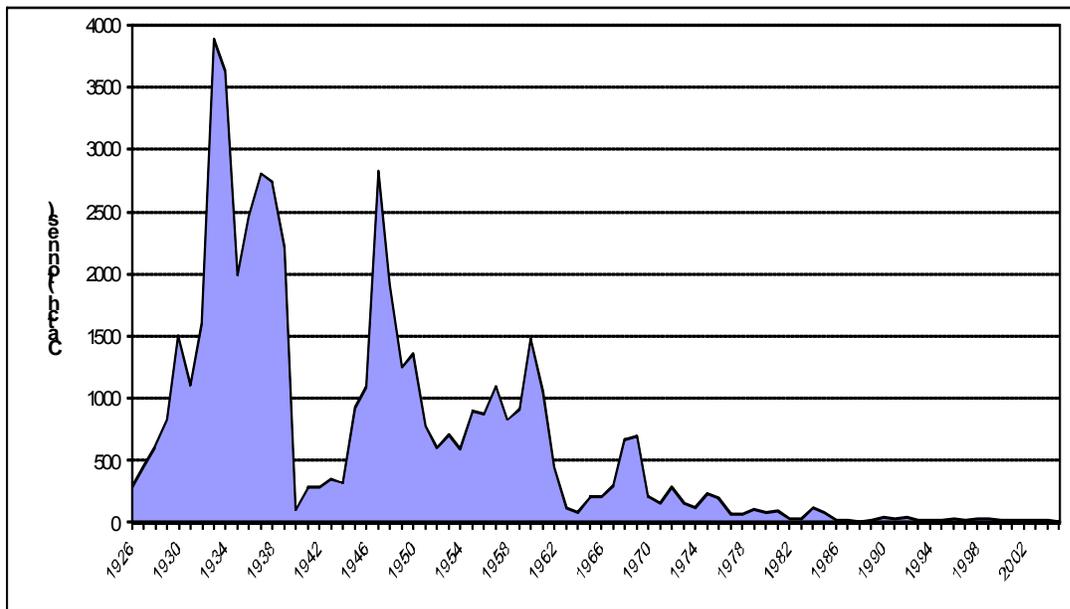


Figure 8. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2009. (Source: Norwegian fisheries data & ICES WGEF.) (Norway prohibited target porbeagle fisheries in 2007. Bycatch since then has been 10–20t/yr.)

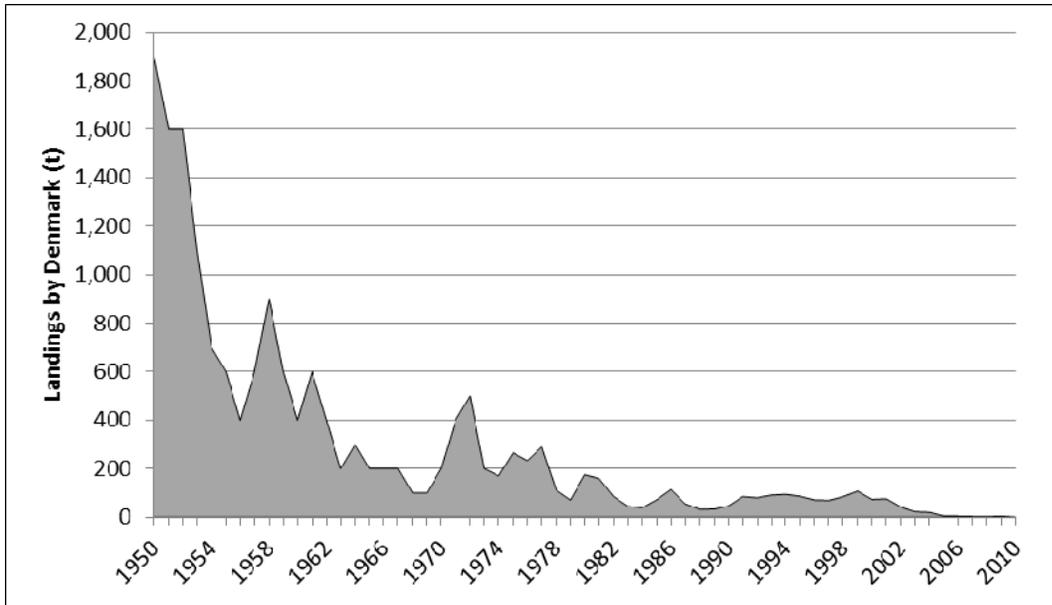


Figure 9. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

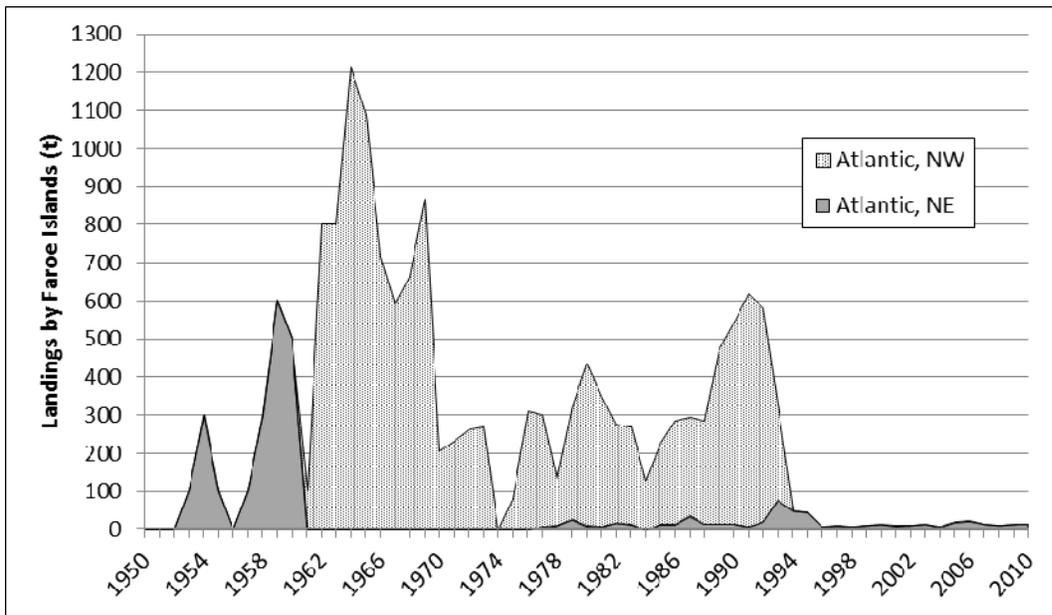


Figure 10. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Faroe Islands in the North Atlantic, 1973–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012.)

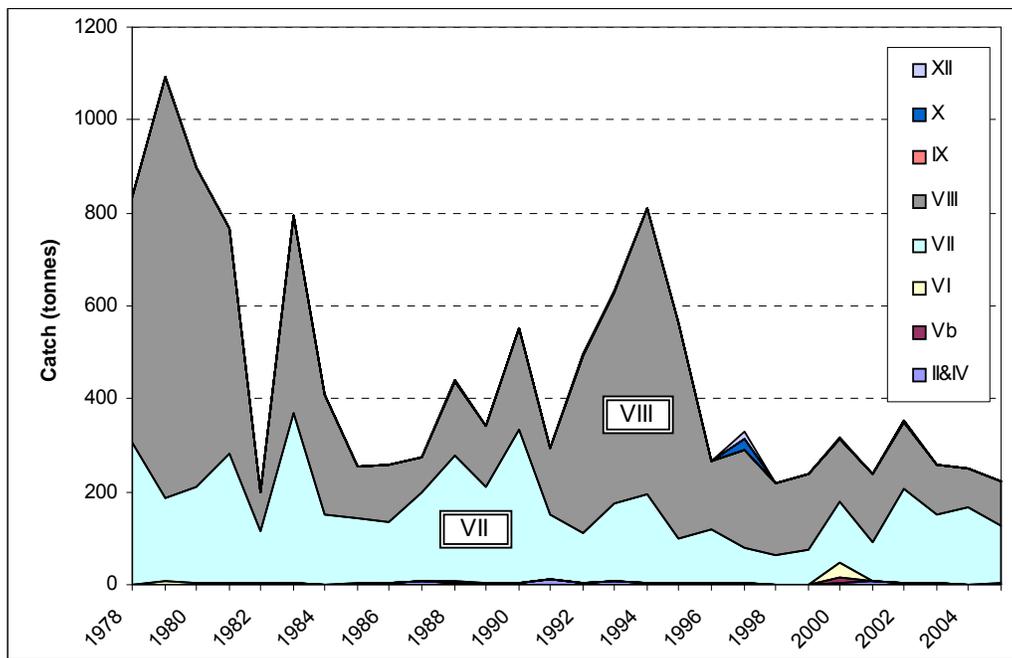


Figure 11. French landings (tonnes) of *Lamna nasus* in the Northeast Atlantic, 1978–2005. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes)

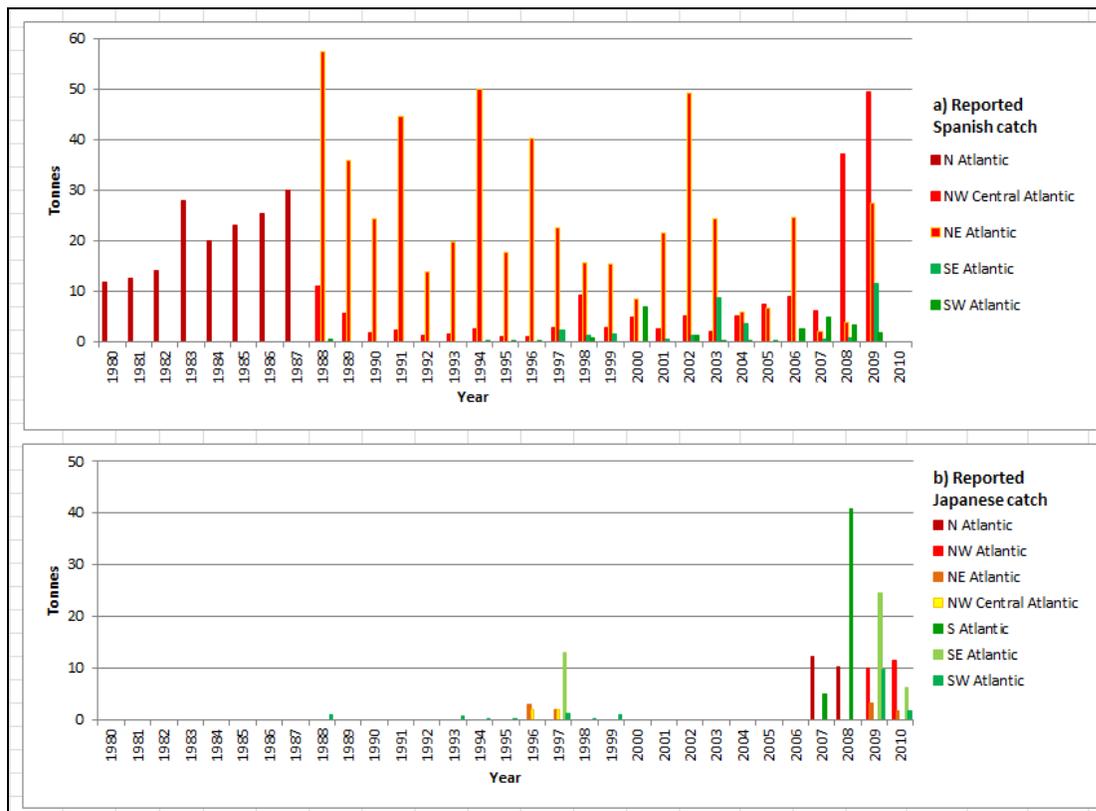


Figure 12. Atlantic Ocean catches of porbeagle shark reported to ICCAT by a) Spain and b) Japan. (Source ICCAT database, downloaded February 2012)

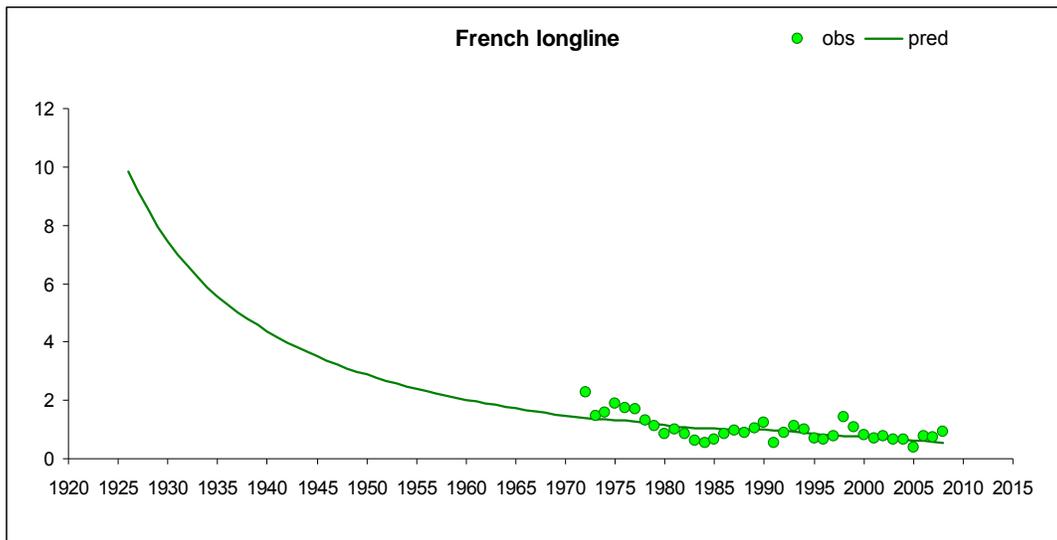


Figure 13. Surplus production age-structured model fits to French longline CPUE indices (assuming virgin conditions in 1926) for northeast Atlantic porbeagle shark. (Source ICCAT SCRS/ICES 2009).

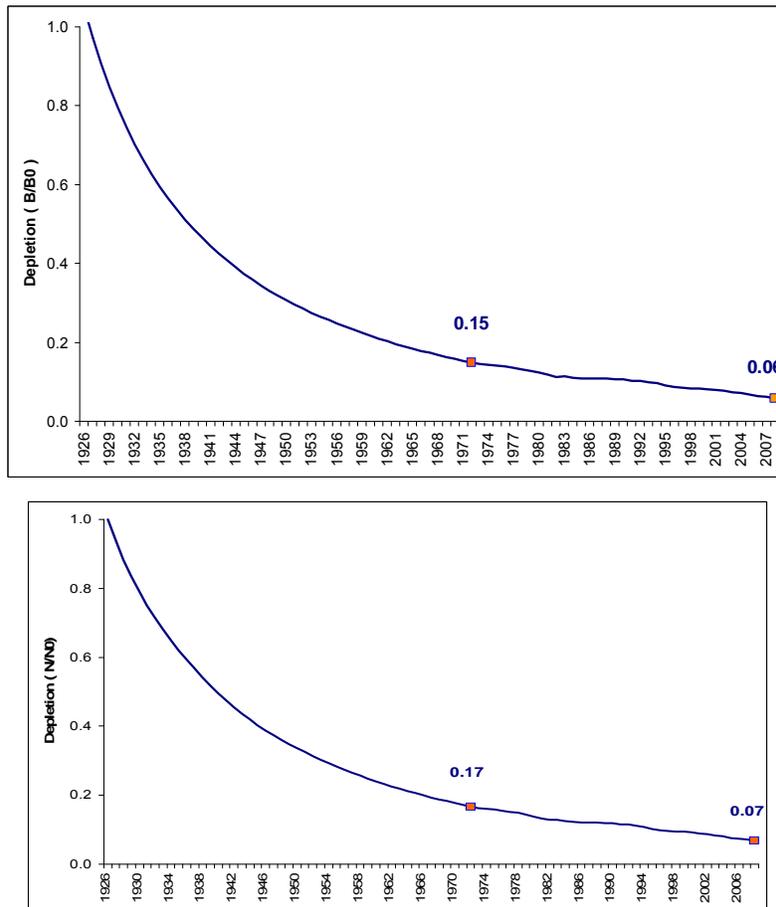


Figure 14. Depletion in total biomass (upper panel) and numbers (lower panel) for a surplus production age-structured model for Northeast Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1972) and current depletion (2008). (Source ICCAT SCRS/ICES 2009).

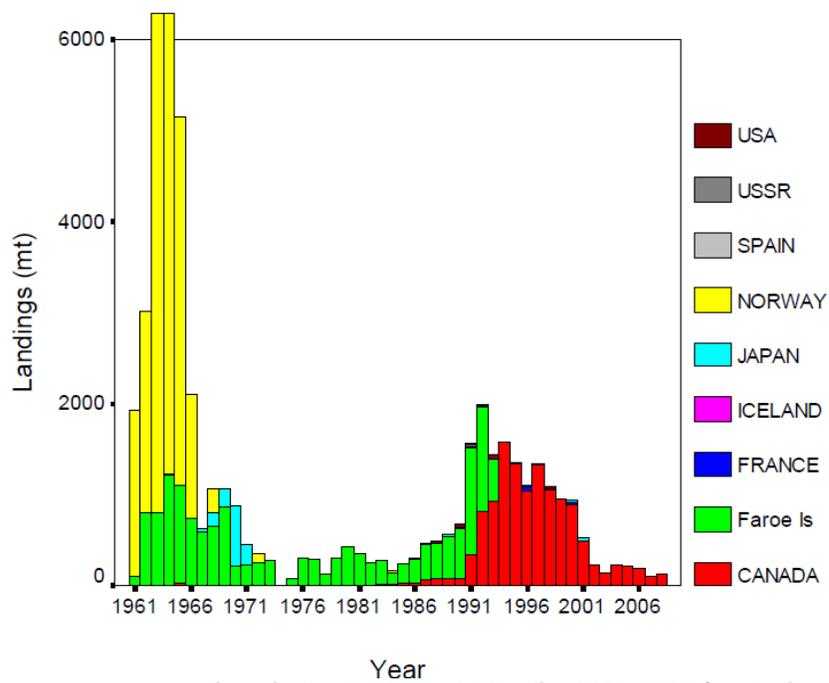


Figure 15. *Lamna nasus* landings in the Northwest Atlantic, 1961–2008 (excluding unreported high seas captures). (Source: Campana *et al.* 2010)

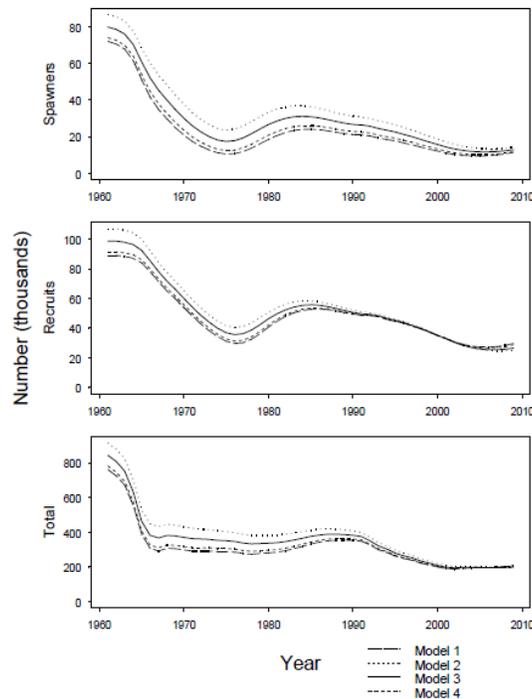
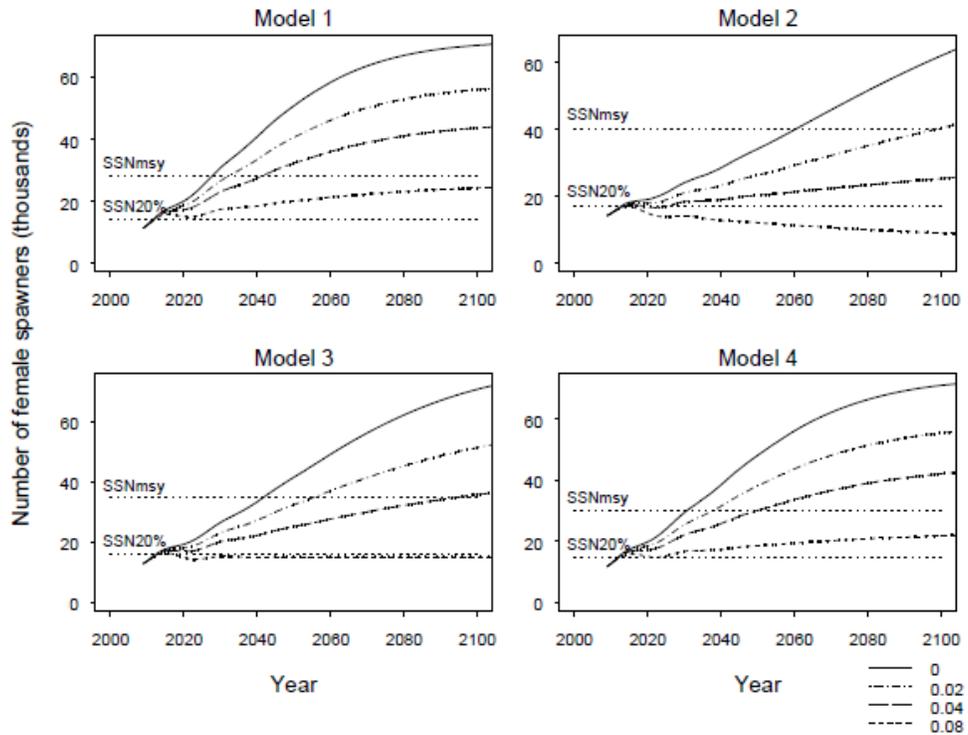


Figure 16. Estimated trends in numbers of mature females (top), age-1 recruits (centre) and total number of *Lamna nasus* in Canadian waters, 1960–2010, from four porbeagle population models (all show similar trajectories). (Source: Campana *et al.* 2010.)

17 a)



17 b)

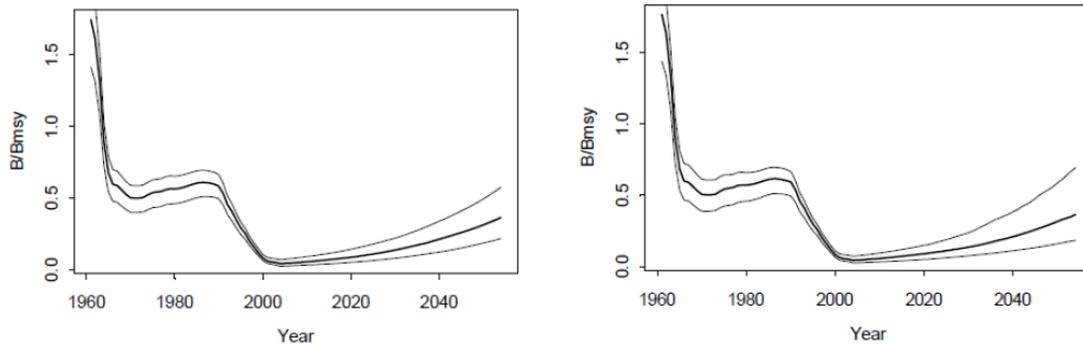


Figure 17. Projections for recovery of the Canadian porbeagle stock.

- a) Comparison of recovery targets and trajectories for the Canadian porbeagle stock during 2009–2100, obtained using Population Viability Analysis from four population models projected deterministically under four different exploitation rates (0% to 8% *per annum*). (Source: Campana *et al.* 2010.)
- b) Two Bayesian Surplus Production model results for depletion and future recovery trajectories for the Canadian porbeagle stock, 1961–2050s, showing median and 80% credibility intervals for biomass relative to BMSY with no fishing after 2004. (Source: Babcock and Cortes 2010)

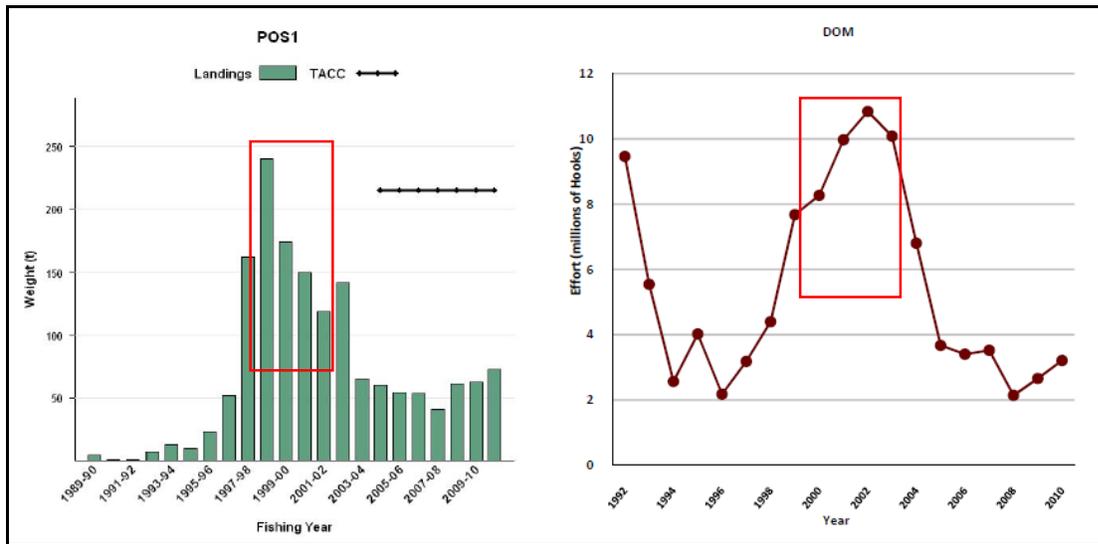


Figure 18. Catch of porbeagle sharks from 1989-90 to 2010-11 within New Zealand waters (POS1, left), and fishing effort (number of hooks set) for all domestic (including effort by foreign vessels chartered by NZ fishing companies) New Zealand flagged surface longline vessels 1992 to 2010 (DOM, right). (Source: MFSC 2011: New Zealand Highly Migratory Species Stock Assessment Working Group Report 2011-12.)

Substantial foreign landings up to about 1992–93 have not been quantified and are not included. The four boxed years (1999 to 2002) highlight the period when increasing domestic longline fishing effort (right) coincided with decreasing catches (left).

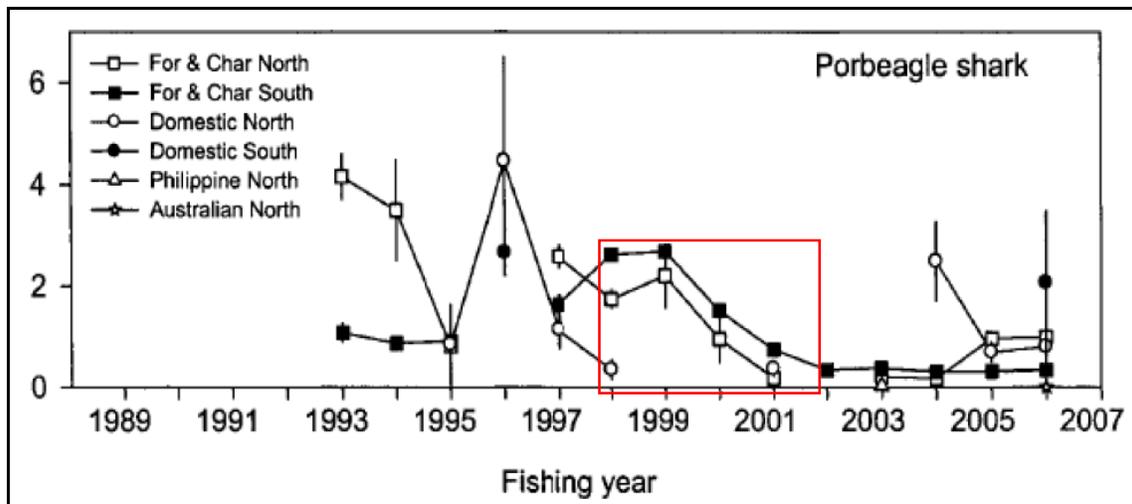


Figure 19. Unstandardised CPUE indices (number of *Lamna nasus* per 1000 hooks) for the New Zealand tuna longline fishery based on observer reports.

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 (2011). Source: Griggs *et al.* 2008.)

The four boxed years (1999 to 2002) highlight the period when increasing domestic longline fishing effort coincided with decreasing catches

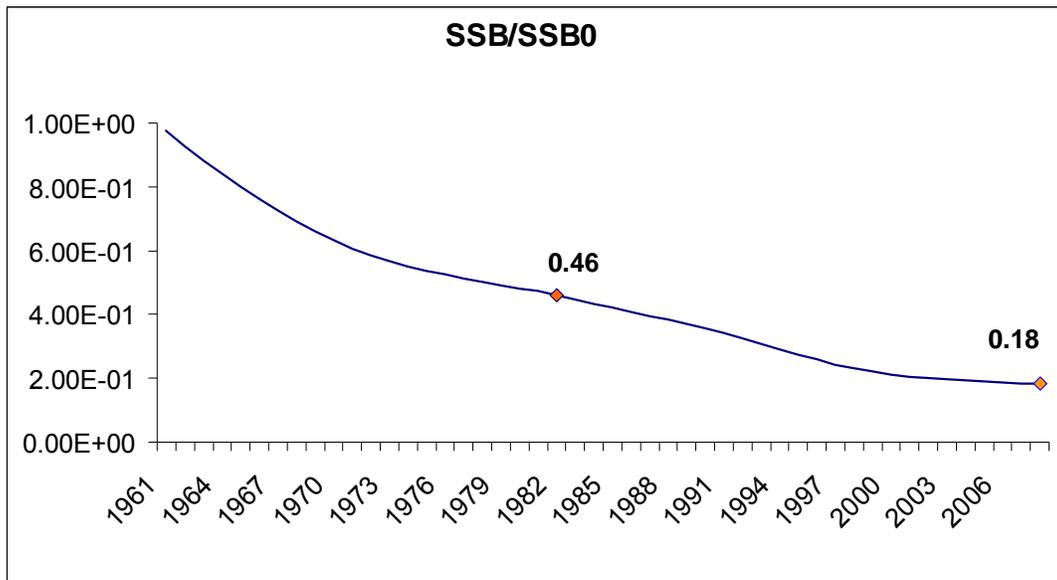


Figure 20. Relative spawning stock biomass (SSB) trend for a catch free age structured production model, assuming virgin conditions in 1961, for southwest Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1982) and current depletion (2008). (Source ICCAT SCRS/ICES (2009)).

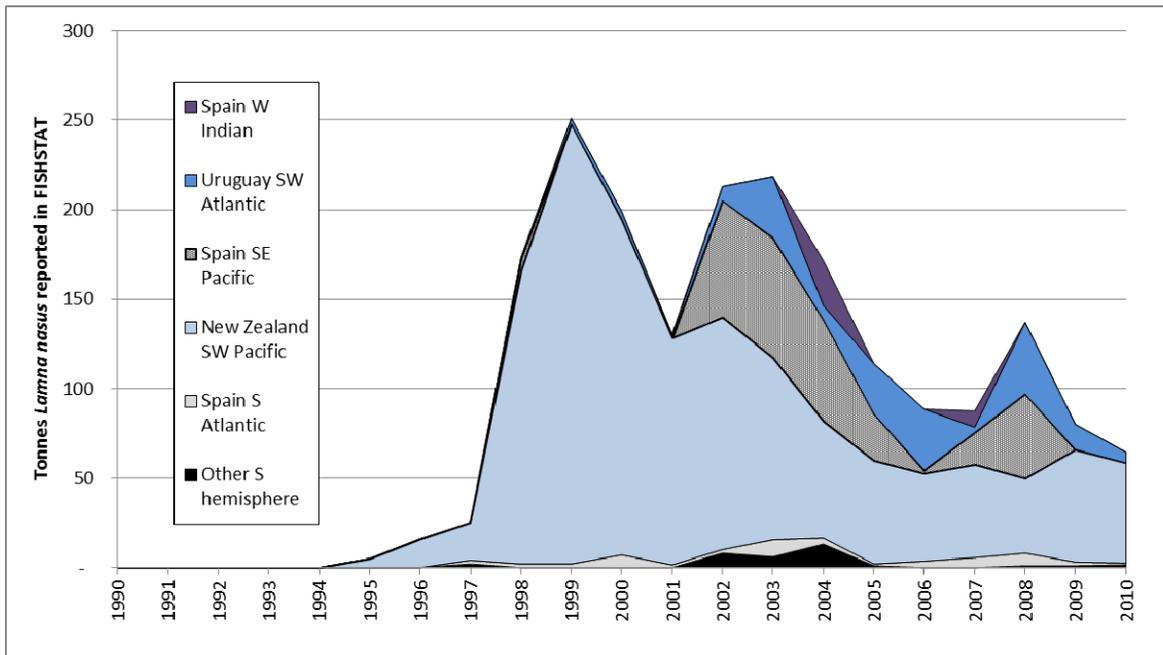


Figure 21. Southern hemisphere landings of porbeagle *Lamna nasus*, 1990–2010 (Source FAO FISHSTAT).

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.

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

(Source Compagno 2001)

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

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.

** A dispute exists between the Governments of Argentina and the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland concerning sovereignty over the South Georgia and the South Sandwich Islands/ Islas Georgia del Sur y Sandwich del Sur.

Historical Fisheries Trends

NOTE – REFERENCES TO FIGURES IN ANNEX 4 HAVE BEEN AMENDED TO REFER TO THE FIGURES IN THIS PROPOSAL.

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<i>Northeast Atlantic</i>	<i>Atlantique Nord-Est</i>	<i>Atlántico nororiental</i>
<p><i>Lamna nasus</i> has been fished by many European countries, principally Denmark, France, Norway, Faroes and Spain (Figures 6–11). Norway's target <i>L. nasus</i> longline fishery began in the 1920s and first peaked at 3,884t in 1933. About 6,000t were landed in 1947, when the fishery reopened after the Second World War, followed by a decline to between 1,200–1,900t from 1953–1960. The collapse of this fishery led to the redirection of fishing effort by Norwegian, Faroese and Danish longline shark fishing vessels into the Northwest Atlantic (see below). Norwegian landings from the Northeast Atlantic subsequently decreased to a mean for the past decade of 20t (Figure 8). Average Danish landings (Figure 9) fell from over 1500t in the early 1950s to a mean of ~50t. (DFO 2001a, Gauld 1989, ICES and Norwegian data.)</p>	<p><i>Lamna nasus</i> a été pêché dans cette région par de nombreux pays européens, principalement le Danemark, l'Espagne, les îles Féroé, la France et la Norvège (fig. 6 à 11). La Norvège a commencé ses pêches ciblées à la palangre de <i>L. nasus</i> dans les années 1920. Les débarquements ont atteint un premier point culminant (3884 t) en 1933. Environ 6000 t ont été débarquées en 1947, lorsque la pêche a repris après la seconde guerre mondiale, puis il y a eu une baisse progressive, à 1200 à 1900 t entre 1953 et 1960. Cet effondrement a conduit à la réorientation vers l'Atlantique Nord-Ouest de l'effort de pêche des palangriers norvégiens, féroïens et danois pêchant le requin (voir ci-dessous). Les débarquements norvégiens en provenance de l'Atlantique Nord-Est ont alors baissé de 20 t en moyenne ces 10 dernières années (fig. 8). Les débarquements danois moyens (fig. 9) sont passés de plus de 1500 t au début des années 1950 à une moyenne d'environ 50 t (DFO 2001a, Gauld 1989, CIEM et statistiques norvégiennes).</p>	<p><i>Lamna nasus</i> se pesca en muchos países europeos, principalmente Dinamarca, Francia, Noruega, Islas Feroe y España (Figuras 6 a 11). La pesca selectiva con palangre de <i>L. nasus</i> 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 <i>infra</i>). Los desembarcos noruegos del Atlántico noroccidental disminuyeron posteriormente a una media en el pasado decenio de 20 t (Figura 8). Los desembarcos daneses (Figura 9) 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.)</p>
<p>Reported landings from the historically most important fisheries, around the UK and in the North Sea and adjacent inshore waters (ICES areas III & IV) have decreased to very low levels during the past 30–40 years. Catches from offshore ICES sub-regions west of Portugal (IX), west of the Bay of Biscay (VIII) and around the Azores (X) have increased since 1989 (Figure 7). This is attributed to a decline in heavily fished and depleted inshore populations and redirection of effort to previously lightly exploited offshore areas.</p>	<p>Les débarquements notifiés lors des pêches passées les plus importantes autour du Royaume-Uni et dans la mer du Nord et les eaux côtières adjacentes (zones III & IV du CIEM) ont fortement diminué ces 30 à 40 dernières années et ont atteint des niveaux très faibles. Le nombre des captures dans les sous-régions de haute mer du CIEM ouest Portugal (IX), ouest golfe de Gascogne (VIII) et autour des Açores (X) a augmenté depuis 1989 (fig. 7). Cela s'explique par un déclin des populations des eaux côtières fortement pêchées et appauvries, ainsi que par une réorientation de l'effort de pêche vers des zones de haute mer qui n'étaient auparavant que peu exploitées.</p>	<p>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 7). 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.</p>
<p>French longliners have targeted <i>L. nasus</i> since the</p>	<p>Les palangriers français pratiquent la pêche ciblée de <i>L. nasus</i> depuis</p>	<p>Los palangreros franceses capturan <i>L. nasus</i> desde el decenio de</p>

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<p>1970s in the Celtic Sea and Bay of Biscay. The fleet has declined from eleven vessels in 1994 to five in 2008. Mean CPUE fell from 1 to 0.73 kg per hook; from 3t/vessel in 1994, to less than 1t in 2005 (ICES WGEF 2008, Biseau 2006). Reported landings fell from over 1,092t in 1979 to 3–400t in the late 1990s to present (Figure 11). Spanish longliners took <i>L. nasus</i> opportunistically in the 1970s and since 1998, as bycatch from the longline swordfish fishery in the Mediterranean and Atlantic and from a target Blue Shark fishery that also catches Mako and Porbeagle (Biseau 2006, Bonfil 1994, Mejuto 1985, Mejuto and Garcés 1984, Lallemand-Lemoine 1991). Biomass and numbers have declined 94% and 93%, respectively, from baseline, and by more than 50% from the level in 1972, to well below MSY (Figures 13 and 14, ICCAT/ICES 2009).</p>	<p>les années 1970 en mer Celtique et dans le golfe de Gascogne. La flotte est passée de 11 navires en 1994 à cinq en 2008. Les CUEP moyennes sont tombées de 1 à 0,73 kg par hameçon et de 3 t/navire en 1994 à moins de 1 t en 2005 (CIEM WGEF 2008, Biseau 2006). Les débarquements notifiés sont passés de plus de 1092 t en 1979 à 300 à 400 t depuis la fin des années 1990 (fig.11). Les navires espagnols ont pêché <i>L. nasus</i> de façon opportuniste au cours des années 1970 et depuis 1998. Certains de ces débarquements sont des captures incidentes des palangriers pêchant l'espadon en Méditerranée et dans l'océan Atlantique (Bonfil 1994), et certains proviennent de pêches ciblées du requin bleu, qui capturent également des requins mako et des requins taupes communs (Biseau 2006, Bonfil 1994, Mejuto 1985, Mejuto et Garcés 1984, Lallemand-Lemoine 1991). La biomasse et le nombre ont diminué de 94% et 93% respectivement par rapport au niveau de référence, et de plus de 50% par rapport au niveau de 1972, et qu'ils se situent dès lors nettement au-dessous du RMD (fig. 13 et 14, CICTA/CIEM 2009).</p>	<p>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 (Figura 11). Los palangreros españoles capturaron <i>L. nasus</i> 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 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 La realizaron la primera evaluación de esta población (Figuras 13 y 14, CICAA y ICEM 2009).</p>
<p>Northwest Atlantic</p>	<p>Atlantique Nord-Ouest</p>	<p>Atlántico noroccidental</p>
<p>Targeted <i>Lamna nasus</i> fishing started in 1961, when the Norwegian and subsequently the Faeroese shark longline fleets moved from the depleted Northeast Atlantic to the coast of New England and Newfoundland. Catches increased rapidly from ~1,900t in 1961 to > 9,000t in 1964 (Figure 15). By 1965 many vessels had switched to other species or fishing grounds because of the population decline (DFO 2001a). The fishery collapsed after six years, landing less than 1,000t in 1970. It took 25 years for only very limited recovery to take place. Norwegian and Faroese fleets have been excluded from Canadian waters since 1993. Canadian and US authorities reported all landings after 1995.</p>	<p>Les pêches ciblées de <i>Lamna nasus</i> ont commencé en 1961, suite à l'appauvrissement du stock de l'Atlantique Nord-Est, lorsque la flotte des palangriers norvégiens pêchant le requin a réorienté ses opérations vers les côtes de la Nouvelle-Angleterre et de Terre-Neuve. Les captures ont augmenté rapidement, passant d'environ 1900 t en 1961 à plus de 9000 t en 1964 (fig. 15). Dès 1965, de nombreux navires s'étaient tournés vers d'autres espèces ou s'étaient déplacés sur d'autres zones de pêche à cause du déclin de la population (DFO 2001a). Cette pêche s'est effondrée en six ans seulement, avec des débarquements inférieurs à 1000 t en 1970, et il a fallu 25 ans avant que l'on puisse constater un très léger redressement. Les flottes des îles Féroé et de la Norvège ont été exclues des eaux canadiennes depuis 1993. Les autorités du Canada et des Etats-Unis ont notifié tous les débarquements intervenus après 1995.</p>	<p>La pesca directa de <i>Lamna nasus</i> 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 15). 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.</p>
<p>Three offshore and several inshore Canadian vessels entered the targeted Northwest Atlantic fishery in the 1990s. Catches of 1,000–2,000 t/year reduced population levels to a new low in under ten years: the</p>	<p>Dans les années 1990, trois navires canadiens de pêche côtière et plusieurs navires canadiens de pêche en haute mer se sont lancés dans la pêche ciblée dans l'Atlantique Nord-Ouest. Le volume des captures, qui a atteint 1000 à 2000 t/an, a ramené en moins de 10 ans</p>	<p>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</p>

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<p>average size of sharks and catch rates were the smallest on record in 1999 and 2000, catch rates of mature sharks in 2000 were 10% of those in 1992, and biomass estimated as 11–17% of virgin biomass and fully recruited F as 0.26 (DFO 2001a). The annual catch quota was reduced for 2002–2007 to allow population growth (DFO 2001a, 2001b) and reduced again in 2006. Landings have since ranged from 139t to 229t. Total population numbers have remained relatively stable since 2002, although female spawners may have continued to decline slightly. ICCAT/ICES (2009) estimate that spawning stock biomass (SSB) is now about 95–103% of its size in 2001 and the number of mature females 83% to 103% of the 2001 value (Figure 16), or 12–16 % of baseline.</p>	<p>la population à de nouveaux niveaux record vers le bas: en 1999 et 2000, la taille moyenne des requins et les taux de capture ont été les plus faibles jamais enregistrés, et en 2000 le nombre des captures de requins adultes a été inférieur de 10% à celui de 1992; la biomasse a été estimée à 11 à 17% de la biomasse vierge et le plein recrutement à 0,26 (DFO 2001a). Le quota annuel de captures a été réduit une première fois pour 2002 à 2007 afin de permettre la croissance de la population (DFO 2001a, 2001b), puis réduit de nouveau en 2006. Depuis, les débarquements ont été de 139 t à 229 t. La population totale est restée relativement stable depuis 2002, bien que le nombre de femelles frayeuses ait continué à baisser légèrement. La CICTA/CIEM (2009) estime que la biomasse du stock de géniteurs (BSG) est aujourd'hui comprise entre 95 et 103% de sa taille de 2001 et que le nombre de femelles parvenues à maturité sexuelle est compris entre 83% et 103% de ce qu'il était en 2001 (fig. 16), ou entre 12 à 16 % par rapport au niveau de référence.</p>	<p>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 16), o sea, 12-16% de la línea referencial.</p>
<p>In addition to the Canadian quota of 185t, in 1999 a quota of 92t was set in the US EEZ, which is presumed to share the same stock. The TAC for all US fisheries was reduced to 11t, including a commercial quota of 1.7t, in 2008. tuna longliners from Taiwan Province of China, the Republic of Korea and Japan take a largely unknown bycatch of <i>L. nasus</i> on the high seas in the North Atlantic (ICES 2005). Most of the catch is reportedly discarded or landed at ports near the fishing grounds. Stocks and catches are "under investigation" (Fishery Agency of Japan 2004). Campana and Gibson (2008) note that the unreported Porbeagle bycatch observed on Japanese vessels could have amounted to ~200t in 2000 and 2001. Spanish catches are usually also unreported. These levels of combined Northwest Atlantic landings will prevent stock recovery.</p>	<p>Outre le quota canadien de 185 t, un petit quota de 92 t a été fixé en 1999 pour <i>L. nasus</i> dans la ZEE des Etats-Unis, censée faire partie du même stock. Les captures totales autorisées pour l'ensemble des pêches des Etats-Unis ont été ramenées à 11 t, y compris un quota commercial de 1,7 t, en 2008. Les captures incidentes de <i>L. nasus</i> en haute mer, dans l'Atlantique Nord, par des palangriers de la province chinoise de Taiwan, de la République de Corée et du Japon pêchant le thon sont en grande partie inconnues (CIEM 2005). La plupart de ces captures sont notifiées comme déchargées ou débarquées dans des ports proches des lieux de pêche. Les stocks et les captures "font actuellement l'objet d'une étude" (Administration des pêches, Japon 2004). Campana et Gibson (2008) notent que les captures incidentes non notifiées de requins-taupes communs observées à bord de navires japonais pourraient avoir atteint quelque 200 t en 2000 et 2001. Les captures espagnoles, elles non plus, ne sont habituellement pas notifiées. Ces niveaux de débarquements combinés dans l'Atlantique Nord-Ouest empêcheront le redressement du stock.</p>	<p>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 de la provincia china de Taiwan, la República de Corea y Japón obtuvieron una captura incidental en gran parte desconocida de <i>L. nasus</i> 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.</p>

Application of the criteria for amendment of Appendices I and II for commercially exploited aquatic species, with regard to Porbeagle shark *Lamna nasus*

CITES Standing Committee 58 [SC58 Sum. 7 (Rev. 1) (09/07/2009)] asked Parties, as they prepared for CoP15, to clearly define in their listing proposals how they have interpreted and applied Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14), particularly paragraph B of Annex 2a of the Resolution, which deals with the inclusion of species in Appendix II in accordance with Article II paragraph 2a of the Convention. This paragraph has been interpreted differently by the CITES and FAO Secretariats, and by Parties.

The 15th meeting of the Conference of Parties also discussed this issue, introduced in CoP15 Doc.63, adopting Decision 15.28 (addressed to the Secretariat) and 15.29 (addressed to the Animals Committee), and further amending Res Conf 9.24 (Rev. CoP15). The discussion on the application of the listing criteria within CITES and FAO has continued since then within the framework set out by these Decisions. The following documents were prepared and discussed by the Animals Committee in July 2011: AC25 Doc. 10; AC25 Inf. 10 (Germany); AC25 Inf. 12 (FAO 2011, the report of a workshop on the application of criterion Annex 2a B), and in March 2012: AC26 Doc. 14. The latter meeting of the Animals Committee recognised the complexity of the issue and invited the Standing Committee to consider the merit of continuing a discussion on this matter within CITES.

Since these discussions are still underway with no recommendations available yet, this proposal has been developed on the basis of the EU position so far.

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, 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 and meat 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 other 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;
- Improved management of all stocks is a high priority. As also pointed out by the 2009 FAO expert panel (FAO 2010), regulation of international trade through CITES listing can supplement traditional management measures, including by strengthening national efforts to keep harvesting for trade commensurate with stock rebuilding plans and improving the control of high seas catches through the use of certificates of introduction from the sea accompanied by non detriment findings, thus providing a significant contribution to the conservation of this species.

National management measures for porbeagle *Lamna nasus*

Argentina	Requires live bycatch of large sharks to be released alive.
Canada	<p>Pelagic shark Fisheries management plans in Atlantic Canada established non-restrictive catch guidelines of 1500t for <i>L. nasus</i> prior to 1997, followed by a provisional TAC of 1000t for 1997–1999, based largely on historic reported landings and observations of decreased recent catch rates (DFO 2001b). Following analytical stock assessments (Campana <i>et al.</i> 1999, 2001), the Shark Management Plan for 2002–2007 reduced the TAC to 250t, followed by a further reduction to 185t (60t bycatch, 125t directed fishery) from 2006. Stock projections (Figure 17) indicate that the population will eventually recover if harvest rates are kept under 4% (~185 mt, DFO 2005b). Finning is prohibited.</p> <p>The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) designated <i>L. nasus</i> as Endangered in 2004 (COSEWIC 2004). The Federal Government of Canada declined to list it under Schedule 1 of Canada's Species at Risk Act because recovery measures were being implemented.</p>
European Community	<p>The conservation and management of sharks in EU waters falls under the European Common Fishery Policy, which manages fish stocks through a system of Total Allowable Catch (TAC or annual catch quotas) and reduction of fishing capacity. The Community Action Plan for the Conservation and Management of Sharks (CPOA, EU COM(2009) 40 final) sets out to rebuild depleted shark stocks fished by the EC fleet within and outside EC Waters. The CPOA's Shark Assessment Report pays particular attention to <i>L. nasus</i>, which has been under legally-binding EU management in EC and international waters since 2008.</p> <p>EC Regulation 40/2008 established a TAC for porbeagle taken in EC and international waters of I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XII and XIV of 581 t. In 2009, the TAC was reduced to 436 t (a decrease of 25%) and regulations stated that "A maximum landing size of 210 cm (fork length) shall be respected" (EC Regulation No 43/2009). The TAC was reduced to zero in 2010. Since 2012, EC Regulations 23/2010, 57/2011 and 44/2012 have prohibited fishing for porbeagle in EU waters and, for EU vessels, to fish for, to retain on board, to tranship and to land porbeagle in international waters.</p> <p>EC Regulation 1185/2003 prohibits the removal of shark fins of this species, and subsequent discarding of the body. This regulation is binding on EC vessels in all waters and non-EC vessels in Community waters.</p>
Malta	<i>L. nasus</i> is listed in appendices to the Flora, Fauna and Natural Habitats Protection Regulations 2006
New Zealand	<i>L. nasus</i> has been included in New Zealand's Quota Management System (QMS) since 2004, with an unrestrictive TAC set at 249t (Sullivan <i>et al.</i> 2005). Finning and discard of carcasses is permitted, but discards must be reported.
Norway	In 2007 Norway banned all direct fisheries for porbeagle, based on ICES advice. Until 2011, by-catch could be landed and sold. Since 2011, live specimens must be released and dead specimens can (not must) be landed. Weight and number of specimens landed must be reported. From 2011, the regulations also include recreational fishing. Since 2012, landings of porbeagle are not remunerated.
Spain	Included in Spanish National List of Endangered Species (RD 139/2011)
Sweden	It has been forbidden to catch and land porbeagle since 2004 (FIFS 2004:36)
USA	There is quota management for <i>L. nasus</i> in USA Atlantic waters. A 92t TAC was adopted in US waters in 1999 and reduced in 2008 to 11t for all US fisheries, including a commercial quota of 1.7t (NOAA NMFS 2011). When exceeded, the fishery is closed.

NOTE:

The above list is based upon consultation with range States and may be incomplete.

It excludes national regulations adopted by EU Member States in order to implement the zero TAC and other Community-level management measures, or by Barcelona Convention signatories and GFCM Contracting Parties implementing the listing in Annex II (Endangered or Threatened Species) of the Barcelona Convention Protocol concerning specially protected areas and biological diversity (SPA/BD) in the Mediterranean.

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
- Anonymous, 2012. Response to Notification to the Parties No. 2011/049, Concerning Sharks. CITES AC26 Inf. 1. <http://www.cites.org/common/com/AC/26/E26-01i.pdf>.
- Anonymous, 2012. Report of the 2012 Shortfin mako stock assessment and ecological risk assessment meeting. http://www.iccat.es/Documents/Meetings/Docs/2012_SHK_ASS_ENG.pdf
- Babcock, E.A. and Cortes, E., 2010. Bayesian surplus production model applied to porbeagle catch, CPUE and effort data. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2051-2057.
- Biais G. and Vollette J. 2009. CPUE of the French porbeagle fishery. ICES WGEF Working Document, 3 pp.
- 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 on 14 May 2012 at http://www.ccamlr.org/pu/e/e_pubs/cm/11-12/32-18.pdf.
- 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.
- Campana, S. E., Joyce, W. and Fowler, M. 2010a. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67:769-773.
- Campana, S. E., Gibson, A. J. F., Fowler, M., Dorey, A., and Joyce, W. 2010b. Population dynamics of porbeagle in the northwest Atlantic, with an assessment of status to 2009 and projections for recovery. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2109-2182.
- Campana, S.E., J. Brading, and W. Joyce. 2011. Estimation of pelagic shark bycatch and associated mortality in Canadian Atlantic fisheries. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/067: vi + 19p.
- CITES 2006. Conservation and Management of Sharks: Implementation of CITES shark listings. AC22 Doc.17.2. 5pp. www.cites.org.
- Clarke, S. and Harley, S.J. 2010. A Proposal for a Research Plan to Determine the Status of the Key Shark Species. Secretariat of the Pacific Community (SPC), Ocean Fisheries Programme (OFP), Noumea, New Caledonia. WCPFC-SC6-2010/EB-WP-01.
- 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. 2010. *Les requins: Identification des nageoires*. Éditiones Quae. 464 pp.
- 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.
- Dulvy, N.K., Baum, J.K., Clarke, S., Compagno, L.J.V., Cortés, E., Domingo, A., Fordham, S., Fowler, S., Francis, M.P., Gibson, C., Martinez, J., Musick, J.A., Soldo, A., Stevens, J.D. and Valenti S. 2008. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 18, 459–482.
- FAO. 2000. An appraisal of the suitability of the CITES criteria for listing commercially-exploited aquatic species. FAO Circulaire sur les pêches No. 954, FAO, Rome. 76pp.
- 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–FIGIS. 2012. FISHSTAT Capture production statistics. FAO website, downloaded 2012.
- FAO–FIGIS. 2012a. *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 2012.
- FAO 2010a. Report of the Third FAO Expert Advisory Panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Rome, 7–12 December 2009. FAO Fisheries and Aquaculture Report No.FIRF/R925.
- FAO 2010b. Report to COFI 29 on Progress in the implementation of the Code of Conduct for Responsible Fisheries and related instruments, including International Plans of Action and strategies, and other matters. COFI/2011/2, FAO, Rome.
- FAO 2011. Report of the FAO workshop to review the application of CITES Criterion Annex 2 a B to commercially-exploited aquatic species. Rome, 19–21 April 2011. *FAO Fisheries and Aquaculture Report* No.976. FAO, Rome, Italy.
- Fernández-Costa, J. and Mejuto, J. 2009. A short note on the FAO statistics for the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Atlantic and its relation to other lamnid. ICCAT SCRS/2009/062.
- 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. 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.
- Forselledo Caldera. R. (2012). Estructura poblacional y aspectos reproductivos del tiburón pinocho *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) en el Atlántico Sudoccidental. Pasantía de grado para optar a la Licenciatura en Ciencias Biológicas, opción Oceanografía, Facultad de Ciencias-UDELAR (Convenio DINARA-Facultad de Ciencias, Uruguay).
- Francis, M.P., Campana, S.E. and Jones, C.M. 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*, 58, 10-23.
- Francis, M. P. and Duffy, C. (2005). Length at maturity in three pelagic sharks (*Lamna nasus*, *Isurus oxyrinchus* and *Prionace glauca*) from New Zealand. *Fishery Bulletin* 103: 489–500.
- Francis, M. P., Natanson, L. J. and Campana, S. E. 2008: The biology and ecology of the Porbeagle shark *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. 179 pp.
- Griggs, L.H., Baird, S.J., Francis, M.P. (2008). Fish bycatch in New Zealand tuna longline fisheries in 2005-06. New Zealand Fisheries Assessment Report 2008/27. 47p.
- 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.
- Hernandez, S., P. A. Haye and M. S. Shivji (2008) Characterization of the pelagic shark-fin trade in north-central Chile by genetic identification and trader surveys, *Journal of Fish Biology* 73, 2293–2304
- ICCAT SCRS/ICES 2009. Report of the 2009 Porbeagle stock assessments meeting. Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009. SCRS/2009/014. 57 pp.
- ICES. 2005. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. Copenhagen, Denmark.
- ICES WGEF 2008. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, 3-6 March 2008. ICES CM 2008/ACOM:16. www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/ACOM/ACOM1608.pdf
- ICES WGEF 2011. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, 20–24 June 2011. ICES CM 2011/ACOM:19. 492 pp. www.ices.dk/reports/ACOM/2011/WGEF/wgef_2011.pdf
- ICES WGEF 2012. Draft Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, Lisbon, 19-26th June 2012.
- 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, 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.
- Lack, M. and Sant G. (2011). *The Future of Sharks: A Review of Action and Inaction*. TRAFFIC International and the Pew Environment Group.
- 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. 2009. CPUE trend for Porbeagle caught by the Japanese tuna longline in the SBT fishery ground during 1992-2007. SCRS 2009-91. 6 pp.
- Matsunaga, H. and H. Nakano 2002. Preliminary results of standardized CPUE for porbeagles caught by Japanese longline fishry 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 A. G. Garcés. 1984. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, and porbeagle, *Lamna nasus*, associated with longline swordfish fishery in NW and N Spain. ICES Council Meeting 19841G 72:1-10.
- Ministry of Fisheries. 2005. New Zealand Gazette of Thursday, November 3 2005. Issue No. 184. Wellington, New Zealand.
- MFSC 2011. Ministry of Fisheries Science Group. Highly Migratory Species Stock Assessment Report. (Unpublished report held in NIWA Greta Point Library, Wellington, New Zealand.)
- MFSC, 2008. Ministry of Fisheries, Science Group (Comps.). 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.)
- Natanson, L.J., Mello, J.J. and Campana, S.E. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* **100**, 266–278.
- NOAA NMFS. 2011. www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/species/porbeagleshark_detailed.pdf
- 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., Antsalo, 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.
- Pew Environment Group. 2012. Identifying Shark Fins: Oceanic Whitetip, Porbeagle and Hammerheads.

- Pons, M. and Domingo, A. 2010. Standardized CPUE of Porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet (1982-2008). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2098-2108.
- 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.
- Saunders R.A., Royer F., and Clarke M.W. (2011) Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 68(1): 166-174
- Scacco, U., I. Consalvo, S. DiMuccio and L. Tunesi. 2012. On the by-catch of two porbeagle sharks *Lamna nasus* in the central Adriatic Sea. *Marine Biodiversity Records*, 5, e61 doi:10.1017/S1755267212000127.
- 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.S. 2010. DNA forensic applications in shark management and conservation. In: *Sharks and their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology and Conservation*. Eds. J.C. Carrier, M.R. Heithaus and J.A. Musick. Pp 593-610. CRC Press.
- 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.
- Smith, S. E., Au, D. W. and Show, C. 2008. Intrinsic Rates of Increase in Pelagic Elasmobranchs, in *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation* (eds M. D. Camhi, E. K. Pikitch and E. A. Babcock), Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. doi: 10.1002/9781444302516.ch25
- 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. (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 2012. *2012 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>.
- Stevens, J. D., and Wayte, S. E. (2008). The bycatch of pelagic sharks in Australia's tuna longline fisheries. In: *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Eds M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock. Blackwell Publishing, Oxford, U.K.
- 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.
- 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.
- WCPFC 2010. Conservation and Management Measures for Sharks. Conservation and Management Measure 2010-07. Western and Central Pacific Fisheries Commission.

Fin identification guide (3 pages)

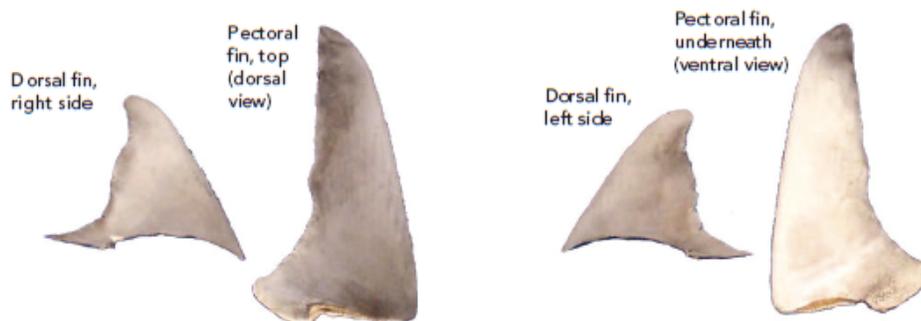
Three steps to using this guide

- Step 1. Distinguish 1st dorsal fins from other highly-valued traded fins: pectoral fins and lower caudal lobes (see below).
- Step 2. Look for white 1st dorsal fin markings, and use the flowchart on Page 3 to identify either porbeagle or oceanic whitetip sharks or exclude many species with black fin markings.
- Step 3. Take several simple measurements (Page 4) to help identify hammerhead 1st dorsal fins, which are much taller than they are broad and are dull brown or light grey.

Step 1: Distinguish 1st dorsal fins from pectoral fins and lower caudal lobes

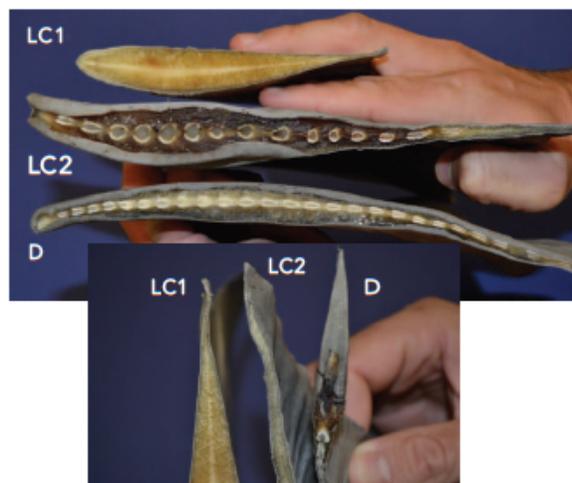
a. Check the fin color on each side

Dorsal fins are the same color on both sides (see right and left side views below). In contrast, pectoral fins are darker on the top side (dorsal view) and lighter underneath (ventral view); (see both views below).

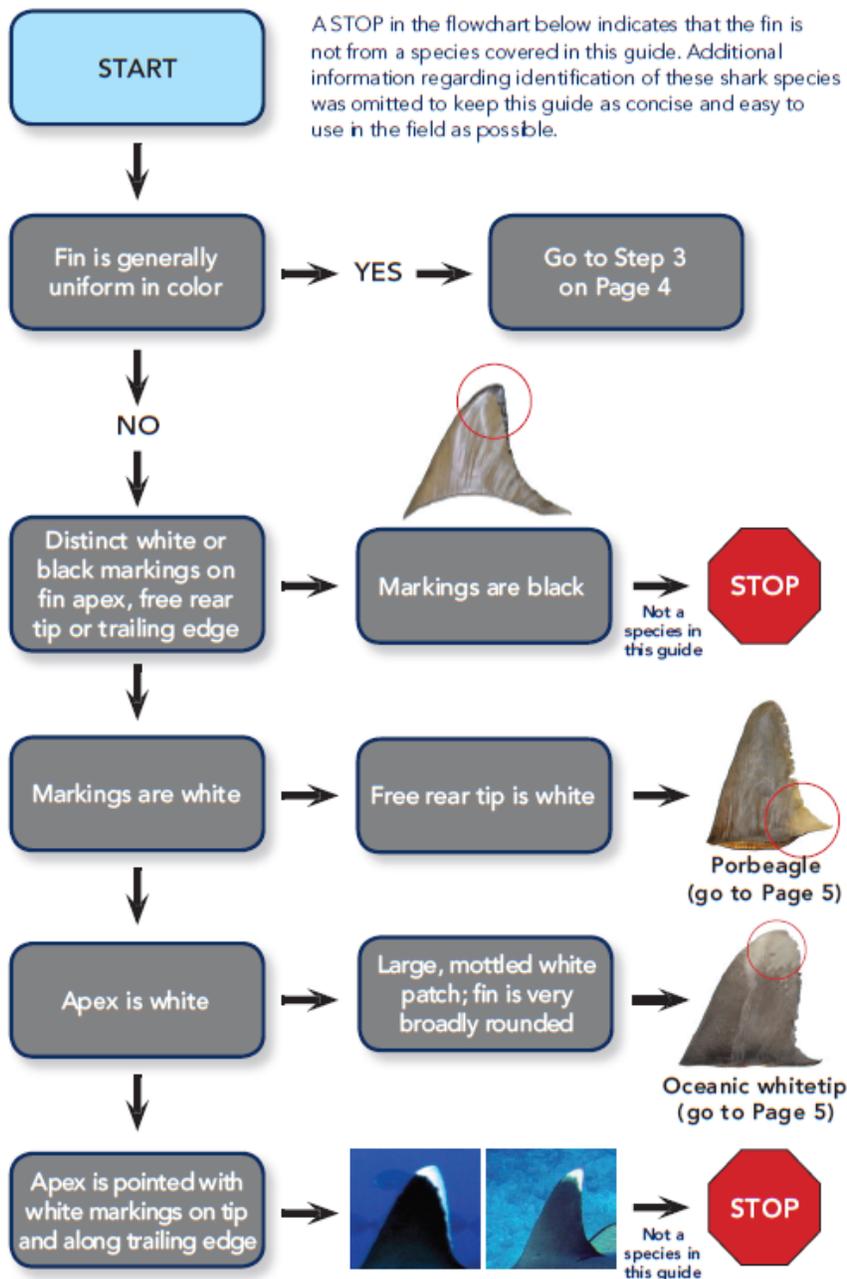


b. Check the base of the fin

Dorsal fins (D) have a continuous row of closely spaced cartilaginous blocks running along almost the entire fin base. When looking at a cross section of the base of a lower caudal lobe (LC1), there is typically only a yellow, "spongy" material called ceratotrichia, which is the valuable part of the lower caudal lobe. In some lower caudal lobes (LC2) there may be a small number of the cartilaginous blocks, but they are usually widely spaced and/or occur only along part of the fin base. Usually the lower caudal lobe has been cut along its entire base when removed from the shark; in contrast, dorsal fins frequently have a free rear tip that is fully intact.



Step 2: Identify porbeagle and oceanic whitetip fins



Porbeagle *Lamna nasus*

IUCN Red List Designation **VULNERABLE**



1st dorsal fin: dark blue/black to dark greyish brown, rounded apex with white patch on lower trailing edge onto free rear tip



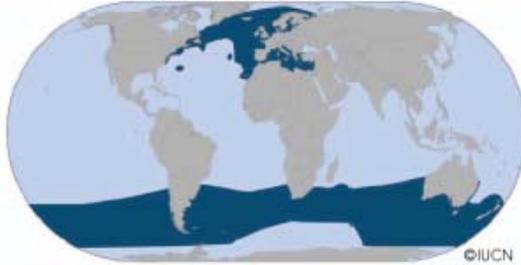
Pectoral fins: short, rounded at apex; ventral surface has dusky coloration from apex throughout midsection of fin and along leading edge



Dorsal view (top)



Ventral view (undereath)



IUCN Red List Designations: NE Atlantic and the Mediterranean subpopulations are Critically Endangered, and the NW Atlantic subpopulation is designated as Endangered

Oceanic Whitetip *Carcharhinus longimanus*

IUCN Red List Designation **VULNERABLE**



1st dorsal fin: large and broadly rounded (paddle-like); mottled white color at apex



Pectoral fins: long, broadly rounded at apex; dorsal surface has mottled white color at apex; ventral surface is typically white but can have mottled brown coloration

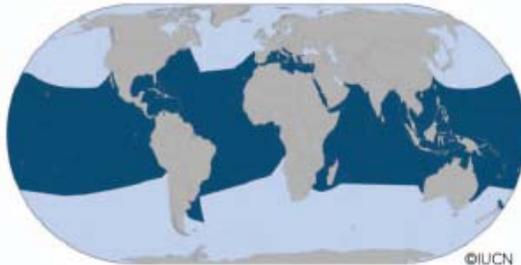
- mottled white color also present on caudal fin (upper and lower lobe)
- very small juveniles may have mottled black coloration on dorsal, pectoral and caudal fins



Dorsal view (top)



Ventral view (underneath)



IUCN Red List Designations: NW Atlantic and Central Atlantic subpopulations are designated as Critically Endangered

Consultations with Range States

Responses were received from the following Range States, Secretariats and Management bodies. Additional information was provided by several of these bodies and incorporated to the extent possible (within the constraints of the 12 page limit on the length of proposal).

Australia

Canada

Croatia

Monaco

New Zealand

Norway

South Africa

Tunisia

Turkey

USA

General Fisheries Committee for the Mediterranean