



## CONVENCIÓN SOBRE ESPECIES MIGRATORIAS

UNEP/CMS/COP15/Doc.30.2.12

24 de octubre 2025

Original: Español

15ª REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES  
Campo Grande, Brasil, 23 to 29 marzo 2026  
Agenda Item 30.2.12

### PROPUESTA DE INCLUSIÓN DEL TIBURÓN ZORRO PELAGICO (*ALOPIAS PELAGICUS*), EL TIBURÓN ZORRO OJÓN (*ALOPIAS SUPERCILIOSUS*) Y EL TIBURÓN ZORRO COMÚN (*ALOPIAS VULPINUS*) EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCIÓN SOBRE ESPECIES MIGRATORIAS (CMS)

#### Resumen:

El Gobierno de Panamá ha presentado la propuesta adjunta para la inclusión de las tres especies de tiburón zorro [Tiburón zorro pelágico, tiburón zorro ojón y tiburón zorro común (*Alopias pelagicus*, *Alopias superciliosus*, *Alopias vulpinus*)] en el Apéndice I de la CMS.

\* Las denominaciones geográficas utilizadas en este documento no implican, por parte de la Secretaría de la CMS (ni del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), ninguna opinión sobre el estatus jurídico de ningún país, territorio o región, ni sobre la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad del contenido de este documento recae exclusivamente en su autor.

**PROPUESTA DE INCLUSIÓN DEL TIBURÓN ZORRO PELAGICO (*ALOPIAS PELAGICUS*), EL TIBURÓN ZORRO OJÓN (*ALOPIAS SUPERCILIOSUS*) Y EL TIBURÓN ZORRO COMÚN (*ALOPIAS VULPINUS*) EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCION SOBRE ESPECIES MIGRATORIAS (CMS)**

**A. PROPUESTA:**

Incluir al tiburón zorro de ojo (*Alopias superciliosus*), al tiburón zorro común (*Alopias vulpinus*) y al tiburón zorro pelágico (*Alopias pelagicus*) en el Apéndice I, manteniendo al mismo tiempo su actual estatus en el Apéndice II.

**B. PROPONENTE:**

Panamá

**C. DECLARACIÓN DE APOYO**

**1. Taxonomía**

1.1 Clase: Chondrichthyes, subclass Elasmobranchii

1.2 Orden: Lamniformes

1.3 Familia: Alopiidae

1.4 Genero: Alopias

Especies:

*Alopias pelagicus* (tiburón zorro pelágico) Nakamura, 1935.

*Alopias superciliosus* (tiburón zorro ojón) Lowe, 1841,

*Alopias vulpinus* (tiburón zorro común) Bonnaterre 1788,

1.5 Sinónimos científicos:

*Alopias profundus* (Nakamura, 1935), *Squalus vulpes* (Gmelin, 1788), *Alopias macrourus* (Rafinesque, 1810), *Squalus alopecias* (Gronow, 1854), *Alopecias chilensis* (Philippi, 1902)

1.6 Nombre(s) común(es): English: Pelagic thresher shark, Bigeye thresher shark, Common thresher shark.

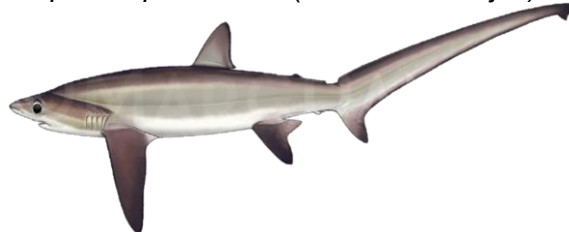
French: Renard pélagique, Requin-renard

Spanish: zorro pelagico, tiburon zorro/rabon ojo, zorro comun, Zorro de mar.

*Alopias pelagicus* (tiburón zorro pelágico)



*Alopias superciliosus* (tiburón zorro ojón)



*Alopias vulpinus* (tiburón zorro común)



Ilustraciones por Marc Dando

## 2. Resumen

El tiburón zorro ojón (*Alopias superciliosus*), el tiburón zorro común (*Alopias vulpinus*) y el tiburón zorro pelágico (*Alopias pelagicus*) son especies migratorias y transfronterizas que enfrentan un alto riesgo de extinción a nivel global. En 2018, las evaluaciones realizadas por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN categorizaron a *A. pelagicus* como En Peligro a nivel mundial, y a *A. superciliosus* y *A. vulpinus* como Vulnerables a nivel global. En los tres casos, se documentaron tendencias poblacionales decrecientes.

Las especies de *Alopias* son tiburones oceánicos y costeros de gran tamaño y altamente migratorios, que se encuentran en mares tropicales y templados de todo el mundo. Sus características biológicas los hacen particularmente vulnerables a la sobreexplotación. Todos presentan una productividad y tasas de crecimiento especialmente bajas, incluyendo madurez sexual tardía y largos periodos de gestación. Esto significa que tienen una alta susceptibilidad a las presiones antropogénicas, ya sea como especies objetivo o como captura incidental, y que presentan una recuperación muy lenta. *Alopias* es la familia con mayor riesgo de extinción entre todos los tiburones pelágicos.

Son capturados y sacrificados tanto en pesquerías dirigidas como en capturas incidentales, tanto en aguas nacionales como en alta mar, en todo el mundo. Estas capturas se encuentran en gran medida sin regulación, lo que permite una sobreexplotación severa. Las aletas de las especies de *Alopias* son un componente altamente valorado en el comercio mundial de aletas de tiburón, lo que llevó a su inclusión en el Apéndice II de la CITES en 2016. Un estudio integral del comercio realizado entre 2018 y 2019 identificó las aletas de tiburón zorro como un componente significativo del mercado de Hong Kong, representando aproximadamente el 1% de los tiburones comercializados.

A pesar de las medidas de no retención adoptadas por algunas OROP y su inclusión en CITES, sus poblaciones continúan en declive. La inclusión en el Apéndice I de la CMS es necesaria para brindar a estas especies el nivel más alto de protección bajo la Convención. Las amenazas actuales han llevado a estas especies a un estado crítico, en el cual un estatus de conservación desfavorable y la cooperación internacional por sí solas ya no son suficientes para garantizar su supervivencia. Una inclusión en el Apéndice I obligaría a todos los Estados del área de distribución a proteger estrictamente a estas especies, prohibiendo la captura de individuos y manejando todas las amenazas, incluido el comercio internacional de sus productos. Esta acción es crucial para evitar su extinción.

## 3. Migraciones

### 3.1 Tipos de movimiento, distancia, naturaleza cíclica e impredecible de la migración.

La familia Alopiidae figura en el Anexo 1 (Especies Altamente Migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM) debido a sus migraciones regulares, cíclicas y previsibles a través de fronteras internacionales. El informe realizado por la Secretaría del CMS sobre la revisión de los peces condríctidos migratorios señaló que sus migraciones no están bien estudiadas, pero que es probable que todas las especies de *Alopias* sean migratorias al menos en parte de su área de distribución (Serie Técnica del CMS n.º 15, 2007). Asimismo, el informe del CMS sobre el estado de conservación de los tiburones migratorios indica que los tiburones zorro son especies altamente migratorias (Fowler, 2014). Los datos de ejemplares de *A. superciliosus* marcados mostraron que se desplazaban desde la costa noreste de EE. UU. hasta el Golfo de México; una distancia en línea recta de 2767 km (1719 millas, Weng y Block, 2004), mientras que otros cruzaron fronteras internacionales en Centroamérica (Kohin et al., 2006). Otro estudio en el que se marcaron 12 ejemplares de *A. superciliosus* demostró su capacidad para realizar movimientos horizontales significativos, con desplazamientos medios de  $1235 \pm 235$  km (rango = 733-1523 km) en un periodo de solo 30 días (Aalbers et al., 2021). Estudios de marcaje y recaptura han registrado movimientos

desde la ZEE de EE. UU. hasta alta mar y las ZEE de los estados de Centroamérica (Kohler et al., 1998). *A. vulpinus* se considera una especie altamente migratoria, con migraciones estacionales anuales, y estudios demuestran que su área de distribución en el Pacífico noreste se extiende desde California (EE. UU.) hasta las aguas mexicanas (Cartamil et al., 2010). Investigaciones sobre *A. pelagicus* han indicado que esta especie migra entre Centroamérica y las aguas estadounidenses del Golfo de California (Cartamil et al., 2010; Cartamil et al., 2016; Kinney et al., 2020), y estudios genéticos sugieren flujo genético entre poblaciones de México y Ecuador, y posibles vínculos poblacionales hasta las aguas de China (Taiwán, Provincia de China) (Trejo, 2005).

### 3.2 Proporción de la población que migra y por qué esta proporción es significativa

No se dispone de información sobre las poblaciones globales de *Alopias spp.*, por lo que no es posible determinar la proporción de la población que migra. Sin embargo, *A. pelagicus* y *A. superciliosus* son especies altamente oceánicas, y la mayor parte de su población realiza migraciones estacionales o de larga distancia entre hábitats costeros y de alta mar (Coelho et al. 2015; Shidqi et al. 2024). Por otro lado, *A. vulpinus* (el tiburón zorro común) presenta una migración parcial. Algunos individuos permanecen en zonas costeras de afloramiento, mientras que una proporción considerable (entre el 50% y el 70%, según la población y la época del año) migra recorriendo cientos o miles de kilómetros (Cartamil et al. 2011).

## 4. Datos biológicos (distintos a la migración)

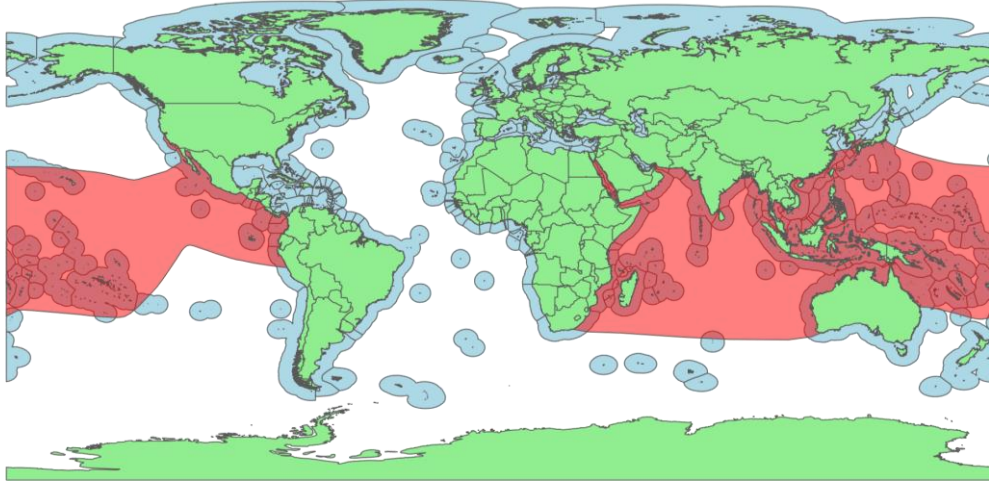
### 4.1 Distribución (actual e histórica)

Estas especies, altamente migratorias y de hábitat tanto oceánico como costero, se encuentran prácticamente en todo el mundo, en mares tropicales y templados.

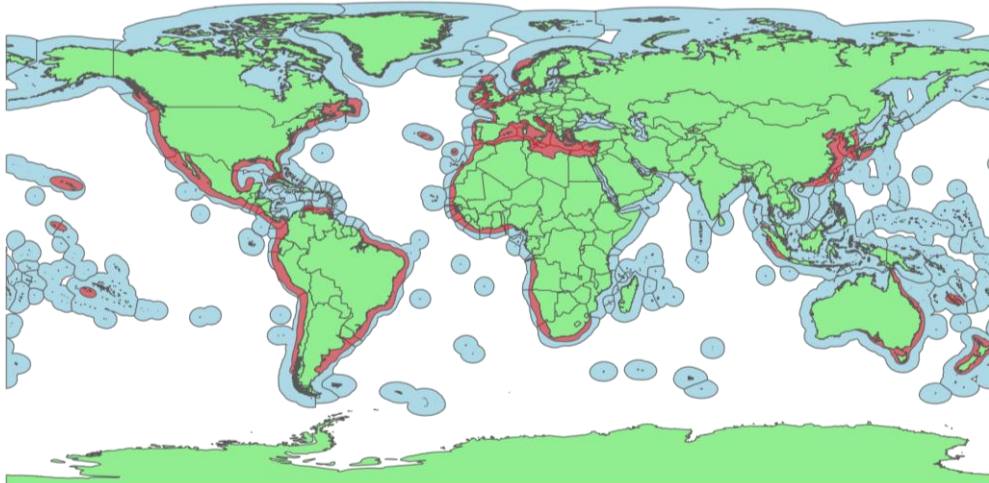
*A. superciliosus* tiene una distribución circumglobal y habita en mares tropicales y templados. Los análisis en curso no han revelado una estructuración poblacional de *A. superciliosus* en el Océano Pacífico, pero sí una importante divergencia genética entre las poblaciones del Atlántico y del Indo-Pacífico (Trejo 2005). La existencia de poblaciones separadas en el Océano Índico y el Pacífico aún no está confirmada.

*A. vulpinus* se encuentra en todo el mundo, desde aguas tropicales hasta aguas templadas frías (Last y Stevens 2009, Ebert et al. 2013), pero es más común en aguas templadas (Compagno 2001) y más abundante en aguas costeras hasta 40 o 50 millas de la costa (Strasburg 1958; Gubanov 1972; Moreno et al. 1989; Bedford 1992). Las observaciones de *A. vulpinus* en el Océano Índico tropical norte y ecuatorial podrían corresponder a una identificación errónea con *A. pelagicus* (Rigby et al., 2022). En el Atlántico noreste, *A. vulpinus* ha sido registrada desde Noruega hasta el Mediterráneo y el Mar Negro, así como frente a Madeira y las Azores, y se han capturado juveniles en aguas del Reino Unido, en el Canal de la Mancha y el sur del Mar del Norte (Ellis 2004). *A. pelagicus* se encuentra en aguas oceánicas tropicales y subtropicales del Indopacífico (Rigby et al., 2019a). Esta especie, propiamente oceánica, está documentada en toda la región del Indopacífico, Australasia al norte de Japón, la costa pacífica de México y el norte de Sudamérica. No se ha registrado en el océano Atlántico (Compagno, 1984). Se dispone de pocos datos sobre *A. pelagicus* en toda su área de distribución epipelágica. Se desconoce si las poblaciones de los océanos Índico y Pacífico están aisladas, aunque se considera probable que esta especie migre entre Centroamérica y el Golfo de California.

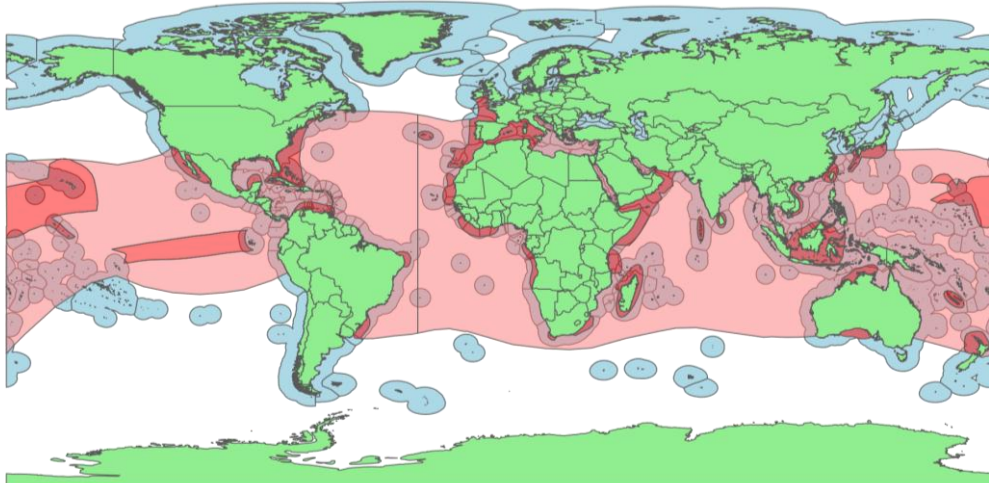
*Figura 2a – Distribución global de Alopias pelagicus:*



*Figura 2b Distribución global de Alopias vulpinus*



*Figura 2c - Distribución global de Alopias superciliosus:*



legend ■ Extant (resident) ■ Possibly Extant (resident)

*Fig. 2a-c; Mapas de distribución mundial de los tiburones zorro (datos de la Lista Roja de la UICN).*

#### 4.2 Población (estimaciones y tendencias)

En la familia del tiburón zorro se encuentra entre las especies de tiburones pelágicos más vulnerables a cualquier nivel de mortalidad pesquera, ya sea como especie objetivo o como captura incidental. Dado que los tiburones zorro suelen identificarse únicamente a nivel de familia, no existen datos sobre el tamaño de la población; sin embargo, existen algunos datos de tendencias para la familia y la especie, recopilados principalmente por las evaluaciones globales de la Lista Roja de la UICN.

A nivel mundial, el complejo de especies *Alopias* ha disminuido en casi todas las áreas donde se encuentra. Un estudio reciente estima que las capturas combinadas de las tres especies de *Alopias* promedian aproximadamente 33 200 toneladas al año, con totales anuales que superan las 70 000 toneladas (MacNeil et al., 2025, en revisión). La proporción de aletas de tiburón zorro en el mercado de aletas de Hong Kong, una fuente de datos registrada con mayor precisión, también ha disminuido durante un período de tres años, entre 2019 y 2021 (cardenosa et al., 2024). *A. superciliosus*, con la mayor vulnerabilidad biológica intrínseca a la sobrepesca de todos los zorros, es probablemente el más vulnerable del grupo.

Los estudios genéticos en *A. pelagicus* indican cierta estructuración genética entre el Pacífico oriental y occidental, pero se desconoce si existe alguna entre los océanos Índico y Pacífico (Trejo, 2005), mientras que *A. superciliosus* y *A. vulpinus* indican una población global, con cierta estructuración genética entre el Atlántico noroccidental y el Pacífico (Trejo, 2005; Morales et al., 2018).

Tabla 1: Disminución de la población de *Alopias* spp.

Cuenca oceánica	Disminución estimada de la población de tiburones zorro	Referencias
<b>Atlántico</b>	<b>83,1 %</b> a lo largo de tres generaciones (55,5 años) para <i>A. superciliosus</i> en el Atlántico Noroccidental.	Rigby et al., 2019b, Rigby et al., 2019c
	<b>97 %</b> a lo largo de tres generaciones (76,5 años) para <i>A. vulpinus</i> en el Atlántico Noroccidental.	
	<b>97 %</b> entre 2002 y 2005 para <i>A. vulpinus</i> en el Atlántico Sudoccidental.	
<b>Mediterráneo</b>	<b>99,9 %</b> desde principios del siglo XIX para <i>A. vulpinus</i> en el mar Mediterráneo.	Rigby et al., 2019c
<b>India</b>	<b>89 %</b> a lo largo de tres generaciones (55,5 años) para <i>A. pelagicus</i> .	Rigby et al., 2019a,
	<b>91,8 %</b> a lo largo de tres generaciones (55,5 años) para <i>A. superciliosus</i> .	Rigby et al., 2019b
<b>Pacífico</b>	<b>71,5%</b> a lo largo de tres generaciones (55,5 años) para <i>A. pelagicus</i> y <i>A. superciliosus</i> en el Pacífico centro-occidental, ya que <i>A. vulpinus</i> rara vez se registra en esta región.	Rigby et al., 2019a
<b>Global</b>	Disminución del <b>77-99%</b> en la proporción de tiburones zorro en el mercado de aletas en los últimos 10-15 años. <b>74,5%</b> , con la mayor probabilidad de una reducción >80% en tres generaciones (55,5 años) para <i>A. pelagicus</i> . <b>36,5%</b> en tres generaciones (55,5 años) para <i>A. superciliosus</i> , teniendo en cuenta que los datos para el Pacífico solo provienen de Hawái (lo que documenta un aumento de la población), lo cual es poco probable que sea representativo de todo el Pacífico. <u>Por lo tanto, es probable que esta cifra subrepresente las tendencias reales.</u> <b>47%</b> de disminución general de la población media para <i>A. vulpinus</i> , teniendo en cuenta que es poco probable que la tendencia (creciente) para el Pacífico Norte Oriental sea representativa de todo el Pacífico. <u>Por lo tanto, es probable que esta cifra subrepresente las tendencias reales.</u>	Fields et al. 2018 Rigby et al., 2019a, Rigby et al., 2019b, Rigby et al., 2019c

## Tendencias en el Atlántico

Las evaluaciones realizadas por la UICN (Rigby et al., 2019b) para *A. superciliosus* a partir de series temporales de observadores de abundancia relativa de la pesquería pelágica con palangre de los Estados Unidos para 1992-2013 indicaron que la abundancia en el Atlántico noroccidental se había estabilizado, al tiempo que señalaban que la presión pesquera había estado presente durante dos décadas antes de 1992 y que la abundancia probablemente se había estabilizado en un nivel inferior al de la biomasa no explotada (Young et al. 2016). Las disminuciones históricas observadas en la región del Atlántico noroccidental entre 1986 y 2000 sugieren una disminución del 80 % para *A. superciliosus* y *A. vulpinus*, lo que confirma que la población estabilizada es probablemente una población diezmada (Baum et al. 2003; Amorim et al. 2009; Goldman et al. 2013; Reardon et al. 2009). El análisis de tendencias de la UICN de la serie temporal para 1992-2013 (22 años) reveló tasas anuales de reducción del 3,1 %, lo que concuerda con una reducción media estimada del 83,1 % a lo largo de tres generaciones (55,5 años), con una probabilidad máxima de reducción superior al 80 % a lo largo de tres generaciones. Aunque se informó de que se había estabilizado, hubo una tasa de reducción anual en la serie temporal, lo que ha producido una gran reducción cuando se extrapola más allá de la duración de la serie temporal de datos a tres generaciones.

En el Atlántico sur, los datos de CPUE de una flota de palangreros indicaron una tendencia general a la baja entre 1971 y 2001 para *A. superciliosus* (Mancini 2005); sin embargo, debido a que los datos no se consideraron sólidos debido a las bajas tasas de captura (R. Barreto, datos no publicados), la UICN no los analizó a lo largo de tres generaciones. Una evaluación del riesgo ecológico (ERA) de los tiburones pelágicos en las pesquerías pelágicas de palangre del Atlántico identificó a *A. superciliosus* como una de las especies de tiburones más amenazadas por la sobreexplotación en el Atlántico, tras seis décadas de pesca incidental y dirigida (Cortés et al., 2012). Una publicación de 2007 destacó una disminución del 63 % de *A. superciliosus* y *A. vulpinus* en el Atlántico centro-occidental desde 1986, que probablemente haya aumentado debido a la continua presión pesquera (Cortés et al., 2007). Evaluaciones posteriores y análisis regionales (informes SAFE de la NOAA, 2020-2024; Kinney, 2020) indican que las poblaciones siguen mermadas y que algunos índices se han estabilizado en niveles bajos.

Al igual que en el caso de *A. superciliosus* en el Atlántico noroccidental, las evaluaciones de la UICN para *A. vulpinus* (Rigby et al., 2019c) muestran descensos del 97 % en el Atlántico noroccidental, a pesar de que se ha informado de que la población se ha estabilizado. El análisis de tendencias de la serie temporal de 1992-2013 (22 años) reveló tasas anuales de reducción del 4,6 %, lo que concuerda con una reducción media estimada del 97,0 % a lo largo de tres generaciones (76,5 años), con una probabilidad máxima de reducción superior al 80 % a lo largo de tres generaciones. Aunque se ha informado de que se ha estabilizado, la tasa de reducción anual del 4,6 % en la serie temporal produjo una alta reducción cuando se extrapola más allá de la duración de la serie temporal de datos a tres generaciones.

Y en el Atlántico sudoccidental, los datos de CPUE para *A. vulpinus* muestran descensos del 97 % entre 2002 y 2005 (Berrondo et al. 2006).

## Tendencias en el Mediterráneo

En el mar Mediterráneo, se recopilaron nueve series temporales de índices de abundancia procedentes de desembarques de pesca comercial y recreativa, estudios científicos y registros de avistamientos para reconstruir las tendencias poblacionales a largo plazo en el noroeste del mar Mediterráneo. Estas mostraron una tasa instantánea media de disminución de la abundancia de -0,11 (intervalo de tiempo de 108 años) y de la biomasa de -0,10 (intervalo de tiempo de 108 años), lo que equivale a una disminución estimada del 99,9 % en la abundancia y la biomasa desde principios del siglo XIX (Ferretti et al. 2008).

## Tendencias en el océano Índico

La revisión de la UICN (Rigby et al., 2019a) sobre *A. pelagicus* en el océano Índico para la CPUE nominal entre 1967 y 1987 (21 años) sugirió una tasa de disminución anual de aproximadamente el 1 % al año, pasando de 0,35 capturas por cada 1000 anzuelos a menos de 0,1 en 1987 (Romanov et al. 2006, E. Romanov, datos no publicados). El análisis de la tendencia de estos datos a lo largo de tres generaciones (55,5 años) reveló tasas anuales de reducción del 3,8 %, lo que concuerda con una reducción media estimada del 89 %, con una probabilidad máxima de reducción superior al 80 % a lo largo de tres generaciones.

Los datos de *A. superciliosus* (Rigby et al., 2019b) sobre la CPUE nominal entre 1966 y 1986 (agregada con *A. pelagicus*) en el océano Índico sugirieron una disminución de aproximadamente el 1 % anual, de 0,35 capturas por cada 1000 anzuelos a 0,1 en 1987 (Romanov et al. 2006, E. Romanov, datos no publicados). El análisis de la tendencia de estos datos para 1966-1986 (21 años) reveló tasas anuales de reducción del 4,4 %, lo que concuerda con una reducción media del 91,8 % a lo largo de tres generaciones (55,5 años), con una probabilidad máxima de reducción superior al 80 % a lo largo de tres generaciones.

Una revisión de las pesquerías en el océano Índico concluyó que los tiburones zorro de esta región están sobreexplotados (NOAA 2016). En Sri Lanka, los tiburones zorro desempeñaron históricamente un papel importante tanto en la pesca costera como en la alta mar, representando casi el 20 % del total de capturas de tiburones de la flota de Sri Lanka en 1994 (Williams, 1995; Dayaratne et al. 1996). Las capturas comprendían *A. pelagicus* y *A. superciliosus*, siendo este último el segundo tiburón más abundante capturado en las pesquerías de Sri Lanka (Jayathilaka y Maldeniya 2015). Sin embargo, las capturas de Sri Lanka disminuyeron en más de un 70 % en los años siguientes, lo que suscitó preocupación por el estado de las poblaciones de tiburones zorro. A pesar de la existencia de regulaciones nacionales, no se dispone de datos científicos sobre la situación actual.

## Tendencias en el océano Pacífico

El análisis realizado por la UICN (Rigby et al., 2019a) de los datos de observadores de la WCPFC (Comisión de Pesca del Pacífico Central Occidental) sobre la CPUE estandarizada del complejo de especies *Alopias* para 1996-2014 (19 años) ayuda a representar las capturas del Pacífico (Rice et al. 2015). Es probable que estas capturas incluyan *A. pelagicus* y *A. superciliosus*, ya que *A. vulpinus* rara vez se registra en el Pacífico, pero no se dispone de datos sobre las proporciones entre estas dos especies. La CPUE indicó un descenso, especialmente entre 2010 y 2014, y el análisis de tendencias de la UICN de la CPUE estandarizada de la WCPFC para 1996-2014 (19 años) reveló tasas anuales de reducción del 2,1 %, en consonancia con una reducción media estimada del 71,5 % a lo largo de tres generaciones (55,5 años), con una probabilidad máxima de reducción del 50-79 % a lo largo de tres generaciones (Rigby et al., 2019a). En la misma región, un análisis demográfico realizado frente a las costas de Taiwán informó de una reducción prevista de la población del 34,3 % en 20 años (2007-2027) y de que la población de *A. pelagicus* está sobreexplotada (Tsai et al. 2010). Esta conclusión coincidía con los análisis de desove por recluta realizados frente a las costas de Taiwán, que también revelaron una sobreexplotación (Liu et al. 2006).

Una evaluación del riesgo de sostenibilidad en todo el Pacífico para *A. superciliosus* reveló una baja mortalidad por pesca desde el año 2000 en las pesquerías de palangre pelágico del Pacífico, aunque la mortalidad por pesca superó el umbral máximo de impacto sostenible de la especie en algunos años (Fu et al. 2018). El análisis de tendencias de los datos de CPUE de los observadores de palangre de Hawái (Estados Unidos) para el período 1995-2014 (20 años) reveló tasas de aumento anual del 0,4 %, lo que concuerda con un aumento medio del 24,0 % a lo largo de tres generaciones (55,5 años), con la mayor probabilidad de aumento a lo largo de tres generaciones. Estos datos de CPUE proceden de una amplia zona alrededor de Hawái, pero pueden no ser representativos de toda la región del Pacífico.

En el caso de *A. vulpinus*, se utilizaron los datos nominales de CPUE de las bitácoras de la pesquería de pez espada/tiburón con redes de enmalle de deriva de California (costa oeste de los Estados Unidos) para el período 1981-2013 (33 años), ya que se consideraba la pesquería comercial más importante de la costa oeste para esta especie (Teo et al. 2016). Estos datos muestran que la población de *A. vulpinus* disminuyó drásticamente a principios de la década de 1980, se estabilizó a mediados de la década tras la aplicación de la normativa y volvió a aumentar hasta aproximadamente el año 2000, antes de estabilizarse de nuevo, considerándose que la población actual se encuentra cerca del nivel no explotado y que es poco probable que se produzca una sobrepesca (Teo et al. 2016). El análisis de la tendencia de la CPUE para 1981-2013 (33 años) reveló tasas anuales de aumento del 0,6 %, en consonancia con un aumento medio estimado del 18,7 % a lo largo de tres generaciones (76,5 años), con la mayor probabilidad de aumento a lo largo de tres generaciones. Sin embargo, la tendencia al alza en el Pacífico nororiental se debe a una pesquería gestionada y puede que no sea representativa de las tendencias en el Pacífico en general.

Un estudio de 2013 señala que la población de *A. pelagicus* en el Pacífico occidental y central se había reducido en un 34,3 % en los últimos 20 años (algo más de una generación) y que la población está sometida a una alta presión pesquera y sobreexplotada (Liu S-YV 2013). Además, en los últimos años se ha observado una disminución significativa de la talla promedio de los tiburones zorro capturados en el Pacífico occidental y central, así como una disminución de las tasas nominales de captura en algunas zonas del Pacífico occidental y central (Clarke et al., 2011).

La Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) publicó en septiembre de 2016 un informe de evaluación de las poblaciones de tiburones zorro ojón en todo el Pacífico, en el que se constataba que, en diversos escenarios, algunas tasas estimadas de mortalidad por pesca superaban los puntos de referencia biológicos indicativos. Esto significa que existía una alta probabilidad de que los tiburones zorro ojón estuvieran siendo sobreexplotados en algunas partes del Pacífico.

### 4.3 Hábitat (breve descripción y tendencias)

*A. pelagicus* tiene una distribución menos amplia que *A. superciliosus* y *A. vulpinus*, ya que solo se encuentra en los océanos Pacífico e Índico. Se cree que es altamente migratoria, es epipelágica y mesopelágica desde la superficie hasta profundidades de 300 m (Weigmann 2016). Factores como la temperatura y las corrientes oceánicas influyen en gran medida en su distribución; por ejemplo, se encuentra cerca del ecuador en invierno, pero no en verano (Dingerkus 1987).

*Alopias superciliosus* se encuentra en todas las zonas cálidas y templadas de los océanos del mundo, en la plataforma continental, en las zonas epipelágicas y mesopelágicas, y también en aguas costeras poco profundas (Stillwell y Casey 1976; Compagno 2001; Nakano et al. 2003; Weng y Block 2004, Rigby et al., 2019b). Esta especie es una de las pocas que muestra un comportamiento migratorio vertical diurno, desplazándose generalmente a aguas poco profundas por la noche para alimentarse (<100 m) y habitando en zonas más profundas (entre 400 y 600 m) durante el día (Nakano et al. 2003; Weng y Block 2004; Stevens et al. 2010). Se encuentran en temperaturas superficiales de 16 a 25 °C (61 a 77 °F), pero se les ha rastreado hasta una profundidad de 723 m (2372 pies), donde las temperaturas rondan los 5 °C (41 °F) (Nakano et al. 2003).

*A. vulpinus* también se encuentra en todas las zonas cálidas y templadas de los océanos del mundo, con una notable tolerancia a las aguas más frías (Moreno et al. 1989). Aunque se encuentra tanto en aguas costeras como oceánicas, es más abundante a 40-50 millas de la

costa (Moreno et al. 1989; Bedford 1992), y se distribuye entre las aguas superficiales y los 366 m de profundidad (Compagno, 1984).

En general, se desconocen en gran medida los hábitats críticos y las amenazas a las que se enfrentan todas las especies del género *Alopias*. Se han identificado zonas de cría de *Alopias spp.* en algunas regiones templadas costeras del mar Adriático, el Atlántico nororiental, el Mediterráneo occidental (mar de Alborán), el sur de California y las aguas de Sudáfrica (Moreno et al., 1989; Compagno, 2001; Notabartolo Di Sciara y Bianchi 1998). Se sospecha que existe una zona de cría de *A. superciliosus* en las aguas del suroeste de la Península Ibérica (Moreno y Morón 1992). Además, los mismos autores observaron agrupaciones de hembras grávidas de *A. vulpinus* en el estrecho de Gibraltar. Ninguna de estas posibles zonas de hábitat clave cuenta con medidas de protección específicas para las especies del género *Alopias*.

El reciente proyecto Áreas Importantes para Tiburones y Rayas (ISRA) documentó sitios clave para los tiburones zorro en las Azores (*A. superciliosus*); la corriente de Humboldt septentrional y la zona de transición para los tiburones zorro comunes y pelágicos; el corredor Cocos-Galápagos, la plataforma de Galápagos y la cordillera de Malpelo para los movimientos de los tiburones zorro pelágicos; y el atolón de Fuvahmulah, los bancos de Monad y Kimud, el estrecho de Pantar y el estrecho de Lombok como zonas de reproducción o limpieza. Se observaron otros hábitats amenazados en las islas Derawan, el sur de Hawái y el canal de Pemba, y también se reconoció la bahía de Solano como zona de alimentación. En conjunto, estos lugares ponen de relieve la importancia ecológica y la vulnerabilidad de los tiburones zorro, dadas las amenazas que se ciernen sobre muchas de estas zonas críticas.

#### 4.4 Características biológicas

*Alopias pelagicus* es el más pequeño de los tiburones zorro, alcanzando un tamaño máximo de 365 cm de longitud total (LT). Los machos y las hembras maduran a los 250-300 cm LT (Ebert et al. 2013). La reproducción es vivípara lecitotrófica con oofagia, y el tamaño de la camada es de solo dos crías muy grandes (158-190 cm LT), y el ciclo reproductivo es probablemente anual (Liu et al. 1999). Se cree que la tasa anual potencial de aumento de la población con una pesca sostenible es muy baja y se ha estimado en un 2-4 % (Smith et al. 1998), o 0,033 (es decir, 3,3 %) (Dulvy et al. 2008). La edad de madurez de las hembras varía entre los 9 y los 13,2 años, y la edad máxima entre los 24 y los 28 años en Taiwán e Indonesia, respectivamente (Liu et al. 1999, Chen y Yuan 2006, Drew et al. 2015); por lo tanto, la duración de la generación es de 16,5 años en Taiwán y de 20,6 años en Indonesia (media de 18,5 años).

*Alopias superciliosus* alcanza un tamaño máximo de 484 cm de longitud total (LT) (Compagno 2001). Los machos maduran a los 245-300 cm de LT y las hembras a los 282-355 cm de LT (Chen et al. 1997, Liu et al. 1998, Moreno y Moron 1992, Stillwelli y Casey 1976, Varghese et al. 2017). El tamaño al nacer es de 64-140 cm LT (Golani 1996, Chen et al. 1997, Bauchot 1987). El período de gestación es de 12 meses, con un tamaño medio de la camada de 2-4 crías por camada (normalmente dos) y el ciclo reproductivo es probablemente anual (Compagno 2001, Varghese et al. 2017). Tiene la tasa de aumento anual más baja de los tiburones zorro, estimada en un 1,6 % bajo una explotación sostenible (Smith et al. 2008), o entre 0,002 y 0,009 (Cortés 2008, Dulvy et al. 2008). La edad de madurez observada en las hembras es de 12-13 años y la edad máxima de 20 años en Taiwán, en el Pacífico noroccidental (Liu et al. 1998). Se estima que la edad de madurez de las hembras es de 9 años y la edad máxima de 28 años, con una duración generacional de 18,5 años (Chen y Yuan 2006).

*Alopias vulpinus* es el más grande de los tiburones zorro, alcanzando un tamaño máximo de 573 cm de longitud total (LT) y posiblemente 635 cm LT. Los machos maduran a los 260-420 cm de LT, las hembras a los 260-465 cm de LT, y el tamaño al nacer es de 120-150 cm de LT (Ebert et al. 2013, Young et al. 2016). La reproducción es vivípara oófaga sin placenta, con camadas de 2 a 6 crías y un ciclo reproductivo anual o bienal (Gubanov 1978, Cailliet y Bedford 1983, Ebert et al. 2013, Gervelis y Natanson 2013). La tasa anual potencial de aumento de la población en condiciones de pesca sostenible es la más alta de los tiburones zorro, estimada en 0,254 (Dulvy et al. 2008). La edad de madurez de las hembras se estima en 13 años y la edad máxima en 38 años, según las edades validadas por radiocarbono de bomba en el Atlántico noroccidental (Natanson et al. 2016). En el Pacífico centro-oriental, las estimaciones de la edad de madurez son mucho más jóvenes, con una edad de madurez de las hembras de 5,3 años y una edad máxima de 22 años frente a las costas de California (Smith et al. 2008). Es posible que se trate de diferencias regionales en los parámetros del ciclo biológico, pero, adoptando un enfoque precautorio, la duración de la generación es de 25,5 años.

#### **4.5 Papel del taxón en su ecosistema**

Las tres especies de *Alopias* son depredadores de nivel medio a alto que regulan las poblaciones de presas, conectan los ecosistemas a través de su comportamiento migratorio y alimentario, y sirven como importantes indicadores de la salud del ecosistema pelágico. Su disminución podría alterar el equilibrio trófico, reducir la resiliencia de la biodiversidad y disminuir los servicios ecosistémicos, como la pesca sostenible y el ecoturismo.

### **5. Estado de conservación y amenazas**

#### **5.1 Evaluación de la Lista Roja de la UICN (si está disponible)**

Las evaluaciones realizadas en 2018 clasificaron a *A. pelagicus* como En Peligro a nivel mundial (Rigby et al., 2019a), y a *A. superciliosus* (Rigby et al., 2019b) y *A. vulpinus* (Rigby et al., 2022) como Vulnerables a nivel global. En los tres casos, se documentó una tendencia a la disminución de la población.

Las evaluaciones son: En peligro en aguas europeas y mediterráneas, el Atlántico noroccidental y el Atlántico centrooccidental; Vulnerable en el Indo-Pacífico occidental, el Pacífico centrooriental y el Pacífico centrooccidental; y Casi amenazado en el Atlántico suroccidental.

#### **5.2 Información equivalente relevante para la evaluación del estado de conservación**

El Índice Planeta Vivo (LPI), que recopila 57 conjuntos de datos de series temporales de abundancia que se remontan a 1970, informa de que las poblaciones de tiburones zorro (*Alopias* spp.) han disminuido en un 71 %, debido en gran medida a un aumento de 18 veces en la presión pesquera.

#### **5.3 Amenazas para la población (factores, intensidad)**

La biología y la muy baja tasa reproductiva intrínseca de todos los tiburones zorro, *Alopias* spp., los convierten en una de las especies de tiburones más vulnerables a la mortalidad por pesca en todo el mundo, ya sea como especie objetivo o como captura incidental, y los tiburones zorro son la familia con mayor riesgo de extinción de todos los tiburones pelágicos (Oldfield et al 2012, Dulvy et al 2014).

La principal amenaza para *Alopias* spp. es la mortalidad insostenible en la pesca dirigida y la captura incidental. Con frecuencia son capturados por palangres costeros y de altura (a veces

enganchados por la cola) y redes de enmalle, la mayoría de los cuales no están regulados y no se declaran (Dulvy et al. 2008). La pesca fantasma, las redes de cerco, las redes de trampa y las redes de arrastre de fondo también son amenazas probables (Camhi et al. 2008, Martínez-Ortiz et al. 2015, Parton et al. 2019, Temple et al. 2019). La especie es muy apreciada por los pescadores deportivos de gran tamaño y, aunque muchos practican la captura y liberación, la pesca recreativa podría suponer una amenaza debido a la mortalidad tras la liberación. Los datos de *A. vulpinus* muestran una mortalidad del 78 % para los animales enganchados por la cola y del 0 % para los enganchados por la boca (es decir, todos los animales enganchados por la boca sobrevivieron) (Camhi et al. 2008, Sepúlveda et al. 2015). En el caso de la pesca comercial, la mortalidad por enganche en el barco (es decir, muerte al ser recogido) de *A. superciliosus* se sitúa entre el 49 % y el 68 % (Coelho et al. 2011, IOTC 2016). Se desconoce la tasa de mortalidad tras la liberación de los tiburones zorro liberados vivos de la pesca pelágica, pero probablemente sea elevada (IOTC 2015).

Hutchinson et al. (2021) descubrieron que la supervivencia de los tiburones zorro oídos descartados en las pesquerías de palangre del Pacífico depende en gran medida de la manipulación y del tipo de arte de pesca, y que los tiburones en buen estado y sin artes de pesca enganchadas muestran una mayor supervivencia. Esto indica que, si bien la mortalidad tras la liberación puede reducirse mediante mejores prácticas, sigue siendo elevada en condiciones deficientes.

La demanda de su carne y de sus grandes y valiosas aletas es un factor importante de mortalidad en muchas de estas pesquerías de captura selectiva e incidental (Clarke et al. 2006a, Clarke et al. 2006b, Dent y Clarke 2015, Fields et al. 2018). La cantidad de aletas de tiburón zorro identificadas en los mercados de aletas de Hong Kong a principios de la década de 2000 equivalía a entre 350 000 y 3,9 millones de tiburones zorro, o una biomasa de 12 000 a 85 000 toneladas capturadas y comercializadas al año (Clarke et al. 2006 b). En ese momento, se notificaban a la FAO capturas mundiales de menos de 4000 toneladas de tiburones zorro, lo que representaba entre el 5 % y el 40 % de los animales que entraban en el comercio. Las capturas mundiales de tiburones zorro más recientes notificadas fueron de alrededor de 25 058 toneladas en 2020 y 24 190 toneladas en 2021 (FishStat 2023), lo que demuestra el alto nivel de falta de notificación en años anteriores, mientras que el porcentaje de tiburones zorro en el comercio ha disminuido significativamente, hasta representar entre el 0,03 % y el 0,53 % de los tiburones en el mercado de Hong Kong en 2015 (Fields, presentado). El muestreo realizado entre 2015 y 2017 mostró que las aletas de tiburón zorro (casi todas *A. pelagicus*) ocupaban el 9 lugar entre las más frecuentes en el comercio (Cardeñosa et al., 2020). En 2020, las autoridades de Hong Kong incautaron 26 toneladas de aletas de tiburón, que se estima que procedían de unos 31 000 tiburones zorro. Las estimaciones de MacNeil et al. en revisión para *Alopias* spp indican que los desembarques mundiales medios anuales entre 2012 y 2023 fueron de alrededor de 38 503 t, oscilando entre 7610 t y 141 210 t, y reafirman que se encuentran entre las especies menos declaradas (desembarques por volumen) en la pesca pelágica.

Las OROP de toda su área de distribución han reconocido que la sobrepesca es la principal amenaza que afecta a estas especies. El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2007) señaló que la gestión de *A. vulpinus* en el Atlántico era motivo de preocupación debido a la falta de medidas de gestión. Se pueden establecer paralelismos con la pesca dirigida en el Pacífico de los Estados Unidos, que, al carecer también de medidas de gestión, experimentó un rápido declive y finalmente se cerró en la década de 1990 como consecuencia directa de la sobrepesca (Hanan et al. 1993). Cortés et al. (2010) llevaron a cabo una evaluación del riesgo ecológico (ERA) de los tiburones pelágicos en las pesquerías de palangre pelágico del Atlántico, que identificó a *A. superciliosus* como una de las especies de tiburones más amenazadas por la sobreexplotación en el Atlántico. Los estudios realizados en el sureste de los Estados Unidos también muestran un grave declive de la especie, con descensos en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) que indican que la población de *A.*

*supercilliosus* ha disminuido en un 70 % con respecto a los niveles históricos (Beerkircher et al. 2002). Sin embargo, las medidas para evitar una mayor mortalidad han sido insuficientes. A pesar de que la CICAA prohíbe la retención de tiburones zorro, las capturas declaradas de esta especie han seguido aumentando en el Atlántico.

Del mismo modo, una evaluación del riesgo ecológico (ERA) realizada por la CAOI sobre la presión de la pesca con palangre pelágico (Comité Científico de la CAOI, 2013) concluyó que *A. pelagicus* y *A. supercilliosus* tenían índices de vulnerabilidad muy altos (n.º 2 y n.º 3, respectivamente) porque son dos de las especies de tiburones menos productivas y muy susceptibles de ser capturadas en la pesca con palangre. También señalaron que las pruebas disponibles indican un riesgo considerable para el estado de las poblaciones de *Alopias spp.* del océano Índico con los niveles de esfuerzo actuales. En 2015, el Grupo de Trabajo sobre Ecosistemas y Capturas Incidentales (WPEB) de la CAOI revisó el estado del tiburón zorro o jón y concluyó que el estado de sus poblaciones era incierto. Consideraron que mantener o aumentar el esfuerzo, con la mortalidad por pesca asociada, puede dar lugar a una disminución de la biomasa, la productividad y la CPUE, y que la concentración del esfuerzo pesquero con palangre en el sur y el este del Océano Índico puede dar lugar a un agotamiento localizado. Recomendaron que se mantuviera la prohibición de retención.

Al igual que muchos tiburones, las capturas de *Alopias spp.* están significativamente infrarrepresentadas a nivel mundial (Clarke et al. 2006; Worm et al. 2013), y los datos específicos sobre las tendencias de la población del tiburón zorro son escasos. La FAO ha concluido que, debido a esta falta de datos, estas especies deben considerarse “totalmente explotadas o sobreexplotadas a nivel mundial” (Maguire et al. 2006). Una evaluación realizada en 2014 por TRAFFIC para el DEFRA del Reino Unido determinó que *Alopias spp.* se encontraba en la categoría de mayor riesgo en lo que respecta al nivel de gestión existente y a su vulnerabilidad intrínseca (Lack et al 2014).

Se estimó que las tres especies de tiburones zorro representaban el 13 % del total de capturas incidentales de tiburones y rayas de la industria de la pesca con palangre de atún alrededor de 2010, de las cuales el 98,9 % fueron aleteadas y luego descartadas (Bromhead et al., 2012). El trabajo realizado por TRAFFIC en 2014 reveló que *Alopias spp.* se encontraba en la categoría de mayor riesgo en lo que respecta al nivel de gestión existente y a su vulnerabilidad intrínseca (Lack, M. et al 2014).

Teniendo en cuenta que todo el género *Alopias* tiene un bajo potencial de recuperación intrínseco incluso ante niveles bajos de explotación debido a las características de su lento ciclo biológico, sus poblaciones, ahora muy mermadas, se ven agravadas por las continuas amenazas que se derivan de la superposición de sus áreas de distribución con muchas pesquerías de redes de enmalle y palangres, en gran parte no reguladas y no declaradas, la pesca fantasma y las amenazas a su hábitat.

La demanda de aletas y carne de tiburón impulsa esta sobreexplotación de *Alopias spp.* Sin embargo, otras amenazas, como el cambio climático que afecta a las áreas de distribución de tiburones pelágicos como los tiburones zorro, combinadas con los altos niveles de contaminantes del ecosistema (PCB, organoclorados y metales pesados) que se bioacumulan y se biomagnifican en los niveles tróficos altos, probablemente también afectan a estas especies. La pérdida de hábitat, especialmente en sus zonas de cría, también es una posible amenaza que contribuye a ello.

#### **5.4 Amenazas relacionadas especialmente con las migraciones**

No existe una protección específica para estas especies en sus hábitats críticos de alta mar o cercanos a la costa, ni en sus rutas migratorias. Esto supone una amenaza importante y constante para todas las especies del género *Alopias spp.*, dada su naturaleza migratoria,

pelágica y de amplio alcance, y el hecho de que la principal amenaza para sus poblaciones es la captura no regulada por parte de las pesquerías de alta mar y costeras que utilizan múltiples tipos de artes de pesca, en particular palangres y redes de enmalle. Estas pesquerías, que extraen una proporción insostenible de tiburones zorro, afectarán a su potencial migratorio y dificultarán las transiciones entre las aguas costeras y pelágicas.

El desarrollo costero, la contaminación y el turismo pueden alterar los hábitats críticos y afectar indirectamente al éxito de la migración (por ejemplo, Monad Shaol, Filipinas). El cambio climático, que provoca cambios en la temperatura, la acidez, las corrientes y la productividad de los océanos, puede obligar a los tiburones a modificar sus rutas migratorias.

## 5.5 Utilización nacional e internacional

Los *Alopias* se pescan por su carne, aletas, aceite de hígado y piel (Compagno 2001, Jabado et al. 2015). También existe una demanda a pequeña escala de su cartílago, dientes y mandíbulas para colección. Los datos de capturas de la mayoría de los tiburones son incompletos debido a la falta de notificación y a la pesca no regulada, mientras que también es probable que se produzca un infrarregistro de las capturas (MacNeil et al., 2025). Esto dificulta la cuantificación de estas tendencias.

Las especies del género *Alopias* se utilizan principalmente a nivel nacional por su carne, que es preferida a la de muchas otras especies de tiburones. A menudo se comercializa fresca/refrigerada o congelada en Europa, América del Norte (incluida una pesquería específica frente a las costas de California), Australia, Nueva Zelanda, Japón y Taiwán. En las zonas donde no se dispone de instalaciones de refrigeración o congelación inmediatas, la carne se suele salar y secar, ahumar o cocinar y procesar, y se consume a nivel nacional o se comercializa. En Asia oriental son comunes las formas procesadas de carne de tiburón. Entre ellas se incluye la producción de productos pesqueros picados, como las bolas de pescado. En Japón, las especies *Alopias spp.* se comercializan congeladas, mientras que en China la carne se utiliza para producir carne de tiburón salada, carne enlatada y albóndigas de tiburón (Parry-Jones et al.; 1996). Un estudio de Liu et al., 2013 mostró que *Alopias spp.* se consume en grandes cantidades en Taiwán, donde el 23 % de los productos de tiburón muestreados proceden de *A. pelagicus*. El estudio señala que la población de *A. pelagicus* en la región se redujo en un 34,3 % durante los 20 años anteriores al estudio y que la población está sometida a una gran presión pesquera y sobreexplotada. Entre 1989 y 2002, los tiburones zorro pelágicos pasaron de representar el 11,9 % del peso total de las capturas taiwanesas al 3,66 % (Liu & Tsai, 2011). En Ecuador, la carne de tiburón es una fuente importante de proteína animal, especialmente para comunidades de la Sierra, Amazonía y zonas costeras dependientes de la pesca artesanal.

Sus aletas se secan y suelen exportarse (a menos que existan instalaciones nacionales de procesamiento de aletas). Dado que los datos sobre el comercio internacional de productos derivados del tiburón no están documentados a nivel de especie o género en el Arancel Aduanero Armonizado, la información específica sobre la cantidad y/o el valor de las importaciones o exportaciones es limitada. Según las investigaciones, las tres especies representaron conjuntamente el 2-3 % en 1991-2001 y el 0,5 % en 2014 de las aletas importadas a Hong Kong (Clarke et al. 2006a, Fields et al. 2018). Un estudio exhaustivo del comercio en 2018-2019 identificó las aletas de tiburón zorro como un componente significativo del mercado de Hong Kong, ya que representaban aproximadamente el 1 % de los tiburones comercializados (Cardeñosa et al., 2024; Dr. Hau Cheuk Yu et al., 2025).

Datos reportados por las Partes en la CITES (tras su inclusión en el Apéndice II en 2017), se encuentran disponibles en el Anexo 1.

Es probable que se esté produciendo comercio ilegal. Se desconoce el alcance de las actividades de comercio ilegal, ya que hay muy poco control del cumplimiento y aplicación de la normativa. Sin embargo, por ejemplo, de los datos de capturas presentados a la FAO se desprende que las capturas declaradas de *A. superciliosus* en el Atlántico aumentaron considerablemente tras la adopción de las recomendaciones de la CICAA y la CGPM que prohíben esta especie, y que las capturas de todos los tiburones zorro en el Océano Índico solo disminuyeron un 20 % tras la recomendación de la CAOI. El comercio de productos procedentes de pesquerías gestionadas por OROPs en estos océanos habrá sido ilegal, al igual que el comercio de otras pesquerías de las Partes en la CITES sin conclusiones de adquisición legal (LAF) o con dictámenes de Extracción No Perjudicial positivos (NDF). El repentino aumento de las aletas preconvencción notificadas al comercio CITES en 2021 también resulta sospechoso, ya que es poco probable que las aletas se hayan almacenado durante cinco años antes de su exportación (véase el anexo 1). En 2019, se confiscaron en Perú un total de 13 054,5 kg de aletas de tiburón zorro con destino final en Hong Kong, y ese mismo año, las autoridades de Hong Kong confiscaron otros 513 kg de aletas de tiburón zorro. En mayo de 2020, las autoridades aduaneras de Hong Kong incautaron 21 000 kg de aletas de tiburón zorro pelágico procedentes de dos contenedores procedentes de Ecuador, lo que supone la mayor incautación de aletas de tiburón de la historia (Cardeñosa et al., 2021).

Los tiburones zorro también son un importante recurso para la pesca deportiva recreativa en algunos países, como Estados Unidos (en particular California), Reino Unido, Nueva Zelanda y otros lugares del Pacífico. Además, *A. pelagicus* es muy valioso para el turismo de buceo en Filipinas.

## **6. Estado de protección y gestión de la especie**

### **6.1 Estado de protección nacional**

Bahamas: Estableció un santuario de tiburones en 2011, prohibiendo la captura, posesión y venta de tiburones y sus productos en toda su ZEE.

Islas Cook: La pesca comercial de tiburones está prohibida desde 2011.

Costa Rica: En mayo de 2021, Costa Rica añadió al tiburón zorro a su lista nacional de especies en peligro de extinción (publicada en La Gaceta N.º 93, 17/5/2021) y la protección que le otorga la Ley de Conservación de la Vida Silvestre restringe su extracción y comercialización.

Ecuador: En cumplimiento de sus compromisos internacionales, está desarrollando una regulación específica para el manejo sostenible de los tiburones zorro (*Alopias pelagicus* y *A. superciliosus*), actualmente en proceso de socialización con el sector pesquero artesanal e industrial. Esta normativa propone un límite anual de captura incidental y una talla mínima de captura para proteger especímenes juveniles y garantizar la reproducción. El país reconoce la alta vulnerabilidad biológica del género *Alopias* y su inclusión en los Apéndices II de la CMS y CITES, reforzando su compromiso con la conservación y manejo sostenible de estas especies, cuya captura en Ecuador ocurre principalmente de forma incidental en las pesquerías artesanales e industriales.

Unión Europea: Prohíbe la retención a bordo, el transbordo o el desembarque de cualquier parte o cuerpo entero de tiburón zorro ojón (*A. superciliosus*) capturado en cualquier pesquería. También prohíbe la pesca dirigida a cualquier especie de tiburón zorro (género *Alopias*).

Polinesia Francesa: La pesca comercial de tiburones está prohibida desde 2006.

Honduras: Declaró sus aguas santuario de tiburones en 2010, prohibiendo su captura y comercio.

Indonesia: Si bien las protecciones específicas son limitadas, un decreto del gobernador de la provincia de Nusa Tenggara Oriental (Dis. Pkl. 188.48/B1. 57/VIII/2022) prohíbe la captura y el comercio de tiburones zorro pelágicos en dicha provincia. Indonesia también ha incorporado la Resolución 10/12 de la IOTC en un Reglamento Ministerial para regular las capturas en alta mar.

Israel: La pesca comercial de tiburones está prohibida desde 2005 (vigente desde 2008).

Maldivas: Prohibición total de la pesca de tiburones y su retención en cualquier pesquería dentro de su Zona Económica Exclusiva (ZEE) desde 2010.

Islas Marshall: En 2011, el país creó el santuario de tiburones más grande del mundo, prohibiendo la pesca comercial de tiburones dentro de su ZEE.

Nueva Caledonia: Prohibida la pesca comercial de tiburones desde 2014.

Palau: Santuario de tiburones (2009) que prohíbe la pesca comercial de tiburones, el aleteo y la posesión/comercio de tiburones o partes de tiburones.

Filipinas: En virtud de la Ley de la República de Filipinas 10654 (2015), Filipinas protege las especies incluidas en los Apéndices de la CITES (incluidos los tiburones zorro), lo que prohíbe la pesca, captura, recolección, venta, posesión, transporte o exportación de dichas especies a menos que se cuente con los dictámenes de extracción no perjudicial correspondientes.

España: Se publicó una Orden Ministerial el 22 de abril de 2010, que entró en vigor el 1 de enero de 2010. Esta orden prohíbe la captura, el desembarque y la comercialización de todos los tiburones zorro.

Sri Lanka: En respuesta a la resolución de la IOTC, Sri Lanka implementó un reglamento nacional en virtud de la Ley de Pesca y Recursos Acuáticos, n.º 2 de 1996, publicada en el Boletín Oficial 1768/36 el 27 de julio de 2012. Este reglamento prohíbe la captura, retención, transbordo, desembarque, almacenamiento y venta de tiburones zorro.

Tokelau: La pesca comercial de tiburones está prohibida desde 2011.

## 6.2 Estatus de protección internacional

Todas las especies del género *Alopias* figuran en el Apéndice II de la CITES, que entró en vigor en octubre de 2017 (Japón tiene una reserva).

En 2014, todas las especies de tiburones zorro se incluyeron en el Apéndice II de la Convención sobre las Especies Migratorias (CMS), lo que refleja el compromiso de las Partes de trabajar a nivel regional en pro de la conservación. Las especies también están cubiertas por el Memorando de Entendimiento de la CMS sobre los tiburones migratorios, cuyo objetivo es facilitar la conservación.

La Comisión del Atún para el Océano Índico (CAOI) actuó en respuesta a las disminuciones reportadas en las capturas de tiburón zorro en todo el océano Índico, prohibiendo la retención de este tiburón (Resolución 12/09 de la CAOI). La CICAA (Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico) ha implementado medidas similares para todos los tiburones zorro desde 2010 (adoptadas en 2009), adoptadas por la CGPM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo) y extendidas al mar Mediterráneo en 2010. La WCPFC (Comisión de Pesca

del Pacífico Occidental y Central) ha implementado medidas únicamente para *A. superciliosus* desde 2011 (adoptadas en 2010).

### 6.3 Medidas de Manejo

Austria: En lo que respecta a las importaciones y exportaciones de Austria, todas las especies de tiburones incluidas en los Apéndices de la CITES se tratarán como si estuvieran incluidas en el Apéndice I (2024).

Colombia: Prohibición de todo comercio de productos y derivados de tiburones, rayas marinas y quimeras, incluidas la exportación, la reexportación y la importación (2024).

Ecuador: Suspensión de todo comercio de especímenes de tiburones y rayas incluidos en el Apéndice II de la CITES antes de la CoP19 procedentes de Ecuador o con Ecuador como país de origen (2024).

Varias Partes de la CITES también han suspendido todo el comercio de especies incluidas en la CITES. Entre ellas se encuentran Dominica (2024), Libia (2024), Omán (2024), Guinea (2023), Panamá (2023: para todos los especímenes de fauna silvestre capturados en el medio natural (W) con fines comerciales (T)), Santo Tomé y Príncipe (2022), Somalia (2019), India (2018), Yibuti (2018), Liberia (2018), Granada (2016), Yibuti (2011) y Filipinas (2010).

Cuotas en virtud de la CITES:

*A. pelagicus*: El Salvador tiene una cuota de exportación de 702 kg de aletas secas y 835 kg de piel seca en 2024, mientras que Panamá tiene una cuota de 0 con una exención para fines científicos y de aplicación de la ley/judiciales/forenses.

*A. vulpinus*: El Congo tiene una cuota de exportación de 200 kg de aletas secas para 2025, mientras que El Salvador tiene 26 kg para aletas secas y 30 kg para piel seca en 2024, y Panamá tiene una cuota de 0.

*A. superciliosus*: El Salvador tiene 574 kg para aletas secas y 683 kg para piel seca en 2024, y Panamá tiene una cuota de 0.

Algunos países (Canadá, Reino Unido, ciertos estados y territorios de los Estados Unidos, Bahamas, Maldivas, Islas Marshall, Emiratos Árabes Unidos e India) también han prohibido la exportación de todas las aletas de tiburón.

La Unión Europea gestiona los tiburones zorro principalmente a través de reglamentos que aplican las medidas de las OROP (CICAA y CAO) y, por lo tanto, aparte de la prohibición de retener *A. superciliosus* en todas sus pesquerías, tendrá beneficios limitados para las otras dos especies de tiburones zorro fuera de las zonas de competencia de la CICAA y la CAO.

La pesquería del tiburón zorro común del Atlántico en los Estados Unidos es gestionada por la NOAA Fisheries en el marco del Plan Consolidado de Gestión Pesquera de Especies Altamente Migratorias del Atlántico. Este plan exige permisos y establece límites de captura. La Ley de Conservación de Tiburones también exige que todos los tiburones sean llevados a tierra con sus aletas intactas.

### 6.4 Conservación de Hábitat

Monad Shoal e Isla Gato, Malapascua, Filipinas: santuario de tiburones y rayas. Es muy pequeño y local, y no cubrirá todo el uso del hábitat de la especie.

AMP Selat Pantar, Nusa Tenggara Oriental (NTT), Indonesia: un decreto provincial prohíbe la captura y el comercio de tiburones zorro pelágicos en la provincia de NTT. Se trata de una protección muy localizada que ofrece una protección limitada para estas especies migratorias.

El establecimiento de áreas marinas protegidas dentro de las ZEE puede proporcionar cierto grado de protección a los *Alopias* y sus hábitats críticos; sin embargo, dados los distintos niveles de implementación de las AMP en todo el mundo y su naturaleza migratoria, será insuficiente. Además, no existe protección para los hábitats pelágicos críticos de alta mar, lo cual es muy significativo dada la naturaleza altamente migratoria y pelágica de todas las especies de *Alopias spp.*

### **6.5 Monitoreo de la población**

A menudo falta un seguimiento de poblaciones específicas de cada especie, ya que los datos extremadamente limitados recopilados suelen agruparse en niveles taxonómicos superiores.

## **7. Efectos de la enmienda propuesta**

### **7.1 Beneficios previstos de la enmienda**

La inclusión en el Apéndice I de la CMS daría lugar a la promulgación de reglamentos nacionales que prohibirían la captura de estas especies, lo que, junto con su inclusión actual en el Apéndice II (que fomenta la colaboración y la gestión regionales), contribuiría a reducir la mortalidad de estas especies altamente amenazadas, permitiendo su recuperación.

Todas las especies del género *Alopias* necesitan medidas de conservación urgentes debido a su ciclo biológico conservador, su biología vulnerable y la importante disminución de sus poblaciones como consecuencia de la presión pesquera antropogénica. Aunque existen algunas medidas de protección nacionales o regionales, estas no se extienden a toda su área de distribución, lo que, en el caso de especies migratorias como estas, da lugar a una protección inadecuada. La gestión actual también es insuficiente para detener la disminución continua de las poblaciones. La inclusión en el Apéndice I resolvería estos problemas.

### **7.2 Riesgos potenciales de la enmienda**

No se han identificado. La inclusión en el Apéndice I de la CMS complementaría las medidas de no retención de las OROP, reforzaría las pocas protecciones nacionales ya existentes y respaldaría la inclusión en el Apéndice II de la CITES al reducir la carga que recae sobre los organismos encargados de hacer cumplir las normas comerciales.

### **7.3 Intención del proponente con respecto a la elaboración de un acuerdo o una acción concertada**

El proponente tiene la intención de apoyar y fomentar la elaboración de acciones concertadas para mejorar la inclusión en el Apéndice I de la CMS.

## **8. Estados del área de distribución**

Las tres especies de tiburones zorro se encuentran en zonas fuera de la jurisdicción nacional, por lo que, a la hora de determinar un Estado del área de distribución, debe tenerse en cuenta el artículo I h) de la CMS:

Por Estado del área de distribución en relación con una especie migratoria determinada se entiende cualquier Estado [...] que ejerza jurisdicción sobre cualquier parte del área de distribución de esa especie migratoria, o un Estado cuyos buques enarbolen su pabellón y se dediquen a la captura de esa especie migratoria fuera de los límites de la jurisdicción nacional.

Por lo tanto, se considera que un Estado del área de distribución es cualquier nación en cuyas aguas territoriales se encuentre *Alopias spp.*, así como aquellas naciones pesqueras que operan en alta mar.

### **a) Tiburón zorro pelágico (*Alopias pelagicus*):**

Samoa Americana; Australia; Bangladesh; Territorio Británico del Océano Índico (Archipiélago de Chagos); Brunéi Darussalam; Camboya; Porcelana; Isla de Navidad; Islas

Cocos (Keeling); Colombia; Comoras; Islas Cook; Costa Rica; Territorio en disputa (Islas Spratly, Islas Paracelso); Yibuti; Ecuador (Ecuador (continental), Galápagos); Egipto; El Salvador; Eritrea; Fiyi; Polinesia Francesa; Guam; Guatemala; Honduras; Hong Kong; India (Islas Andamán); Indonesia; Irán, República Islámica del; Japón; Kenia; Kiribati; Corea, República de; Macao; Madagascar; Malasia; Maldivas; Islas Marshall; Mauricio; Mayotte; México; Micronesia, Estados Federados de ; Mozambique; Birmania; Nauru; Nueva Caledonia; Nicaragua; Niue; Isla Norfolk; Islas Marianas del Norte; Omán; Pakistán; Palaos; Panamá; Papúa Nueva Guinea; Perú; Filipinas; Pitcairn; Reunión; Samoa; Arabia Saudita; Seychelles; Singapur; Islas Salomón; Somalia; Sudáfrica; Sri Lanka; Sudán; Taiwán, Provincia de China; Tanzania, República Unida de; Tailandia; Timor-Leste; Tokelau; Tonga; Tuvalu; Estados Unidos (Islas Hawaianas); Islas menores alejadas de los Estados Unidos (Islas Johnston, Islas Howland-Baker, Islas Midway, Islas US Line, Islas Wake); Vanuatu; Vietnam; Wallis y Futuna; Yemen

**b) Tiburón zorro ojón (*Alopias superciliosus*):**

Argelia; Angola; Anguila; Antigua y Barbuda; Aruba; Australia; Bahamas; Barbados; Belice; Islas Bermudas; Bonaire, San Eustaquio y Saba (Bonaire, San Eustaquio, Saba); Bosnia y Herzegovina; Brasil; Territorio Británico del Océano Índico (Archipiélago de Chagos); Brunéi Darussalam; Cabo Verde; Camboya; Canadá; Islas Caimán; Porcelana; Colombia (Colombia (continental), Islas del Caribe colombiano); Comoras; Congo; Costa Rica; Cuba; Curazao; Costa de Marfil; Territorio en disputa (Islas Paracelso, Islas Spratly); Dominica; República Dominicana; Ecuador (Galápagos); El Salvador; Guinea Ecuatorial (Guinea Ecuatorial (continental), Annobón); Francia (Clipperton I., Francia (continental)); Guayana Francesa; Gabón; Gambia; Ghana; Granada; Guadalupe; Guatemala; Guinea; Guinea-Bisáu; Guayana; Haití; Honduras; Hong Kong; India (Islas Andamán); Indonesia; Irán, República Islámica de; Irlanda; Italia; Jamaica; Japón; Kenia; Kiribati; Líbano; Liberia; Libia; Macao; Madagascar; Maldivas; Malta; Martinica; Mauritania; Mauricio; Mayotte; México; Mónaco; Montenegro; Montserrat; Marruecos; Mozambique; Nauru; Nueva Caledonia; Nueva Zelanda; Nicaragua; Nigeria; Omán; Pakistán; Panamá; Filipinas; Portugal (Azores, Portugal (continental), Madeira, Selvagens); Puerto Rico (Puerto Rico (isla principal), Navassa I.); Reunión; San Bartolomé; San Cristóbal y Nieves; Santa Lucía; San Martín (parte francesa); San Pedro y Miquelón; San Vicente y las Granadinas; Senegal; Seychelles; Sierra Leona; Singapur; Sint Maarten (parte neerlandesa); Eslovenia; Somalia; Sudáfrica; España (Islas Canarias, España (continental), Territorios Españoles del Norte de África); Sri Lanka; Sudán; Surinam; Taiwán, Provincia de China; Tanzania, República Unida de; Timor Oriental; Trinidad y Tobago; Islas Turcas y Caicos; Emiratos Árabes Unidos; Reino Unido; Estados Unidos; Islas menores alejadas de los Estados Unidos (Islas Johnston, Isla Wake, Isla Howland-Baker, Isla Midway, Isla US Line); Uruguay; Venezuela, República Bolivariana de; Vietnam; Islas Vírgenes Británicas; Islas Vírgenes de los Estados Unidos; Sahara Occidental; Yemen.

*Posiblemente existentes:* Albania; Samoa Americana; Bangladesh; Benín; Camerún; Chile; Isla de Navidad; Islas Cocos (Keeling); Islas Cook; Croacia; Chipre; Yibuti; Ecuador (Ecuador (continental)); Egipto; Eritrea; Fiyi; Polinesia Francesa; Grecia; Guam; Israel; Islas Marshall; Micronesia, Estados Federados de ; Myanmar; Namibia; Niue; Isla Norfolk; Islas Marianas del Norte; Palaos; Papúa Nueva Guinea; Perú; Samoa; Arabia Saudita; Islas Salomón; República Árabe Siria; Tailandia; Togo; Tokelau; Tonga; Túnez; Tuvalu; Turquía; Estados Unidos (Islas Hawaianas); Vanuatu; Wallis y Futuna

**c) Tiburón zorro común (*Alopias vulpinus*):**

Albania; Argelia; Angola; Argentina; Aruba; Australia; Bélgica; Benín; Bonaire, San Eustaquio y Saba (Bonaire); Bosnia y Herzegovina; Brasil; Territorio Británico del Océano Índico (Archipiélago de Chagos); Canadá; Chile; China; Colombia (Colombia (continental)); Costa Rica; Croacia; Cuba; Curazao; Chipre; Côte d'Ivoire; Dinamarca; Territorio en disputa; Ecuador (Ecuador (continental)); Egipto; El Salvador; Francia (Francia (continental));

Polinesia Francesa; Gambia; Alemania; Ghana; Gibraltar; Grecia; Granada; Guatemala; Guernsey; Guinea; Guinea-Bissau; Hong Kong; Indonesia; Irlanda; Isla de Man; Israel; Italia; Japón; Jersey; Corea, República Popular Democrática de; Corea, República de; Líbano; Liberia; Libia; Macao; Malasia; Malta; Mauritania; México; Mónaco; Montenegro; Marruecos; Namibia; Países Bajos; Nueva Caledonia; Nueva Zelanda; Nicaragua; Nigeria; Noruega; Panamá; Perú; Portugal (Azores, Portugal (continental)); Senegal; Sierra Leona; Singapur; Eslovenia; Sudáfrica; España (España (continental)); República Árabe Siria; Taiwán, Provincia de China; Ir; Trinidad y Tabago; Túnez; Turquía; Reino Unido; Estados Unidos (Islas de Hawaii); Uruguay; Venezuela, República Bolivariana de; Sáhara Occidental

**Posiblemente existente:** Samoa Americana; Anguila; Antigua y Barbuda; Bahamas; Bangladesh; Barbados; Belice; Islas Bermudas; Bonaire, San Eustaquio y Saba (San Eustaquio, Saba); Brunéi Darussalam; Cabo Verde; Camboya; Camerún; Islas Caimán; Isla de Navidad; Islas Cocos (Keeling); Colombia (Islas del Caribe colombiano); Congo; Islas Cook; Territorio en disputa (Islas Spratly, Islas Paracelso); Yibuti; Dominica; República Dominicana; Ecuador (Galápagos); Guinea Ecuatorial (Guinea Ecuatorial (continental), Annobón); Islas Malvinas (Malvinas); Fiyi; Francia (Isla Clipperton); Guayana Francesa; Gabón; Guadalupe; Guam; Guyana; Haití; Honduras; India; Irán, República Islámica de; Jamaica; Kenia; Kiribati; Madagascar; Maldivas; Islas Marshall; Martinica; Mauricio; Mayotte; Micronesia, Estados Federados de; Montserrat; Mozambique; Myanmar; Nauru; Niue; Isla Norfolk; Islas Marianas del Norte; Omán; Pakistán; Palau; Papua Nueva Guinea; Filipinas; Pitcairn; Portugal (Madeira); Puerto Rico (Puerto Rico (isla principal), Isla Navassa); Reunión; San Bartolomé; Santa Elena, Ascensión y Tristán da Cunha (Tristán da Cunha, Santa Elena (isla principal), Ascensión); San Cristóbal y Nieves; Santa Lucía; San Martín (parte francesa); San Pedro y Miquelón; San Vicente y las Granadinas; Samoa; Santo Tomé y Príncipe; Seychelles; Sint Maarten (parte neerlandesa); Islas Salomón; Somalia; España (Islas Canarias); Sri Lanka; Surinam; República Unida de Tanzania; Tailandia; Timor Oriental; Tokelau; Tonga; Islas Turcas y Caicos; Tuvalu; Emiratos Árabes Unidos; Islas menores alejadas de los Estados Unidos (Islas Midway, Isla Wake, Isla US Line, Isla Johnston, Isla Howland-Baker); Vanuatu; Vietnam; Islas Vírgenes Británicas; Islas Vírgenes de los Estados Unidos; Wallis y Futuna; Yemen

## 9. Consultas

Se remitió la propuesta a las áreas de distribución geográfica de las tres especies, recibiendo respuesta e información de la delegación de Ecuador, las cuales ya se encuentran incorporadas en la propuesta.

## 10. Observaciones adicionales

ninguna

## 11. Referencias

- Aalbers, S.A., Wang, M., Villafana, C. and Sepulveda, C.A., (2021). Bigeye thresher shark *Alopias superciliosus* movements and post-release survivorship following capture on linked buoy gear. *Fisheries Research*, 236, p.105857.
- Amorim, A., Baum, J., Cailliet, G.M., Clò, S., Clarke, S.C., Fergusson, I., Gonzalez, M., Macias, D., Mancini, P., Mancusi, C., Myers, R., Reardon, M., Trejo, T., Vacchi, M. & Valenti, S.V. (2009). *Alopias superciliosus*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 13 March 2014.
- Baum, J. K. *et al.* (2003). Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. *Science* 299: 389-392.
- Bedford, D. (1992). Thresher shark. In California's living marine resources and their utilization, W. S. Leet, C. M. Dewees, and C. W. Haugen, eds. California Sea Grant Publication UCSGEP-92-12, Davis, Calif, pp. 49-51.
- Beerkircher, L.R., E. Cortes, and M. Shivji. (2002). Characteristics of shark bycatch observed on pelagic longlines off the Southeastern United States, 1992–2000. *Marine Fisheries Review* 64(4): 40-49.
- Cardeñosa, D., Fields, A.T., Babcock, E.A., Shea, S.K., Feldheim, K.A. and Chapman, D.D., (2020). Species composition of the largest shark fin retail-market in mainland China. *Scientific Reports*, 10(1), p.12914.
- Cardeñosa, D., Fields, A.T., Shea, S.K.H., Feldheim, K.A. and Chapman, D.D., (2021). Relative contribution to the shark fin trade of Indo-Pacific and Eastern Pacific pelagic thresher sharks. *Animal Conservation*, 24(3), pp.367-372.
- Cardeñosa, D., Babcock, E. A., Shea, S. K., Zhang, H., Feldheim, K. A., Gale, S. W., ... & Chapman, D. D. (2024). Small sharks, big problems: DNA analysis of small fins reveals trade regulation gaps and burgeoning trade in juvenile sharks. *Science advances*, 10(42), eadq6214.
- Cartamil, D. P., Sepulveda, C. A., Wegner, N. C., Aalbers, S. A., Baquero, A., & Graham, J. B. (2011). Archival tagging of subadult and adult common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) off the coast of southern California. *Marine Biology*, 158(4), 935-944.
- Cartamil, D., Wraith, J., Wegner, N.C., Kacev, D., Lam, C.H., Santana-Morales, O., Sosa-Nishizaki, O., Escobedo-Olvera, M., Kohin, S., Graham, J.B. and Hastings, P., (2016). Movements and distribution of juvenile common thresher sharks *Alopias vulpinus* in Pacific coast waters of the USA and Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 548, pp.153-163.
- Cartamil, D., Wegner, N.C., Kacev, D., Ben-Aderet, N., Kohin, S., and Graham, J.B. (2010). Movement patterns and nursery habitat of the juvenile common thresher shark *Alopias vulpinus* in the Southern California Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 404: 249-258.
- Clarke, S.C., J.E. Magnussen, , D.L. Abercrombie, M.K. McAllister, and M.S. Shivji. (2006a). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. *Conservation Biology* Volume 20, Issue 1, pages 201–211, February 2006
- Clarke, S C et al (2006b) - Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets *Ecology Letters*, 9: 1115–1126
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., & Santos, M. N. (2015). Habitat use and diel vertical migration of bigeye thresher shark: Overlap with pelagic longline fishing gear. *Marine environmental research*, 112, 91-99.
- Compagno, L. J. V. (1984). Sharks of the world: an annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Food and Agriculture Organisation species catalogue, vol. 4, part 2. Carcharhiniformes. F.A.O. Fisheries Synopsis 125, pp. 251-655.
- Compagno, L.J.V. (2001). Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date, vol. 2. Bullhead, mackerel, and carpet sharks (heterodontiformes, lamniformes and orectolobiformes) FAO species catalogue for fishery purposes, no. 1. FAO, Rome.
- Cortes, E., C. A. Brown, and L.R. Beerkircher. (2007). Relative abundance of pelagic sharks in the western North Atlantic Ocean, including the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Gulf Caribb Res* 19: 135–145.
- Dingerkus, G. - Facts on File publications (ed.) Sharks. New York, 1987.

Dr. Hau Cheuk Yu, Loby, Wong Cheuk Ting, Mandy, Shea Kwok Ho, Stan. (2025). King Fin. Extensive market survey of CITES-listed shark and shark-like batoid fins in Sheung Wan, the Hong Kong SAR major dried seafood market.

Dulvy, N.K., J.K. Baum, S. Clarke, L.J.V. Compagno, E. Cortés, A. Domingo, S. Fordham, S. Fowler, M.P. Francis, C. Gibson, J. Martínez, J.A. Musick, A. Soldo, J.D. Stevens, and S. Valenti. (2008). You can swim but you can't hide: The global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18(5): 459–482.

Ebert, D.A., Fowler, S. and Compagno, L. (2013). *Sharks of the World. A Fully Illustrated Guide*. Wild Nature Press, Plymouth, United Kingdom.

Ellis J.R. (2004). The occurrence of thresher shark off the Suffolk coast. *Transactions of the Suffolk Naturalists' Society* 40: 73–80.

FAO global landing statistics (2023): <http://www.fao.org/fishery/statistics/globalproduction/en>

Fields, A.T., Fischer, G.A., Shea, S.K., Zhang, H., Abercrombie, D.L., Feldheim, K.A., Babcock, E.A. and Chapman, D.D., (2018). Species composition of the international shark fin trade assessed through a retail-market survey in Hong Kong. *Conservation biology*, 32(2), pp.376-389.

Fowler, S.L. and Valenti, S., (2007). Review of Migratory Chondrichthyan Fishes. CMS Technical Report Series 15. IUCN & CMS.

Fowler, S. (2014). *The Conservation Status of Migratory Sharks*. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany.

Francesco ferretti,\*‡ Ransom a. Myers,\*§ Fabrizio Serena,† and Heike k. Lotze\* Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea (2008) *Conservation Biology* - Wiley Online Library

Goldman, K.J., Baum, J., Cailliet, G.M., Cortés, E., Kohin, S., Macías, D., Megalofonou, P., Perez, M., Soldo, A. & Trejo, T. (2013). *Alopias vulpinus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 13 March 2014.

Gubanov, Y.P. (1972). On the biology of the thresher shark *Alopias vulpinus* (Bonnaterre) in the northwest Indian Ocean. *J. Ichthyol.* 12: 591-600.

Hanan D.A., D.B. Holts and A.L. Coan Jr. (1993). The California drift gillnet fishery for sharks and swordfish, 1981–1982 through 1990–91. *California Department of Fish Game, Fishery Bulletin* 175: 95 pp.

Hutchinson, M., Siders, Z., Stahl, J., & Bigelow, K. (2021). Quantitative estimates of post-release survival rates of sharks captured in Pacific tuna longline fisheries reveal handling and discard practices that improve survivorship.

ICES WGEF Report (2007). ICES Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2007/ACFM: 27 REF. LRC IOTC Scientific Committee advice on pelagic and bigeye thresher sharks (2013): [http://www.iotc.org/sites/default/files/documents/science/species\\_summaries/Bigeye%20thresher%20shark%20%5BE%5D.pdf](http://www.iotc.org/sites/default/files/documents/science/species_summaries/Bigeye%20thresher%20shark%20%5BE%5D.pdf)

Kinney, M. J., Kacev, D., Sippel, T., Dewar, H., & Eguchi, T. (2020). Common thresher shark *Alopias vulpinus* movement. *Marine Ecology Progress Series*, 639, 155-167.

Kohler, N.E., J.G. Casey, and P.A. Turner. (1998). - NMFS Cooperative Shark Tagging Program, 1962-93: An Atlas of Shark Tag and Recapture Data. *Marine Fisheries Review*.

Kohin, S., R. Arauz, D. Holts, and R. Vetter (2006). Preliminary Results: Behavior and habitat preferences of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) and a big eye thresher shark (*Alopias superciliosus*) tagged in the Eastern Tropical Pacific.

Lack, M., Sant, G., Burgener, M. and Okes, N. (2014). Development of a Rapid Management-Risk Assessment Method for Fish Species through its Application to Sharks: Framework and Results - <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&ProjectID=18800&FromSearch=Y&Publisher=1&SearchText=shark&SortString=ProjectCode&SortOrder=Asc&Paging=10#Description>

Last, P.R. and Stevens, J.D. (2009). *Sharks and Rays of Australia*. Second Edition. CSIRO Publishing, Collingwood.

Liu K-M, Changa Y-T, Ni I-H, Jin C-B. (2006). Spawning per recruit analysis of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the eastern Taiwan waters. *Fisheries Research* 82: 52–64.

- Liu, K.M. and Tsai, W.P., (2011), July. Catch and life history parameters of pelagic sharks in the Northwestern Pacific. In Keelung, Chinese Taipei, ISC Shark Working Group Workshop.
- Liu S-YV, Chan C-LC, Lin O, Hu C-S, Chen CA. (2013). DNA Barcoding of Shark Meats Identify Species Composition and CITES-Listed Species from the Markets in Taiwan. PLoS ONE 8(11): e79373. doi:10.1371/journal.pone.0079373
- MacNeil, A M., Mull, C.G., Barbosa Martins, A., Babcock, E.A., Tyabji, Z., Andorra, A., Clarke, S., Jabado, R.W., Sant, G., Cinner, J.E. and Gephart, J.A., (2025). Hidden Diversity of Threatened Sharks and Rays in the Global Meat Trade. bioRxiv, pp.2025-04.
- Maguire, J.-J., M. Sissenwine, J. Csirke, R. Grainger, and S.M. Garcia. (2006). The State of World Highly Migratory, Straddling and Other High Seas Fishery Resources and Associated Species. FAO Fisheries Technical Paper No. 495, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Moreno, J.A., J.L. Parajua, and J. Moron. (1989). Breeding biology and phenology of *Alopias vulpinus* (Bonnaterre, 1788) (Alopiidae) in the north-eastern Atlantic and western Mediterranean. *Scientia Marina* (Barcelona) 53(1): 37–46.
- Notabartolo De Sciara, G. & I. Bianchi. (1998). Guida dcgli Squali e dellc Razze del Mediterráneo (Guide of sharks and rays from the Mediterranean). Franco Muzzio, Padova, 338 pp.
- Oldfield, T.E.E., Outhwaite, W., Goodman, G. and Sant, G. Assessing the intrinsic vulnerability of harvested sharks  
[http://www.cms.int/sites/default/files/document/MOS1\\_Inf\\_11\\_Intrinsic\\_Vulnerability\\_of\\_sharks\\_UK\\_Report\\_Only\\_0.pdf](http://www.cms.int/sites/default/files/document/MOS1_Inf_11_Intrinsic_Vulnerability_of_sharks_UK_Report_Only_0.pdf)
- Parton, K. J., Galloway, T. S., & Godley, B. J. (2019). Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. *Endangered Species Research*, 39, 173-190
- Parry-Jones, R. (1996). Traffic report on shark fisheries and trade in Hong Kong. In: Rose, D. (Ed.), *The World Trade in Sharks: A Compendium of Traffic's Regional Studies*, Vol. I. Traffic International, Cambridge, UK, pp. 87–143 (<http://www.traffic.wcmc.org.uk>)
- Reardon, M., F. Márquez, T. Trejo, and S.C. Clarke. (2009). *Alopias pelagicus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 13 March 2014.
- Rigby, C.L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureaux, N., Romanov, E., Sherley, R.B. & Winker, H. (2019a). *Alopias pelagicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T161597A68607857. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T161597A68607857.en>. Accessed on 04 September 2025.
- Rigby, C.L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureaux, N., Romanov, E., Sherley, R.B. & Winker, H. (2019b). *Alopias superciliosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T161696A894216. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T161696A894216.en>. Accessed on 04 September 2025.
- Rigby, C.L., Barreto, R., Fernando, D., Carlson, J., Charles, R., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureaux, N., Romanov, E., Sherley, R.B. & Winker, H. (2022). *Alopias vulpinus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T39339A212641186. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T39339A212641186.en>. Accessed on 04 September 2025.
- Shidqi, R. A., Erdmann, M. V., Setyawan, E., Lezama-Ochoa, N., Sari, D. R., Sianipar, A. B., & Croll, D. A. (2024). Identifying spatial movements and residency of pelagic thresher sharks (*Alopias pelagicus*) using satellite and passive acoustic telemetry to inform local conservation in central Indonesia. *Frontiers in Fish Science*, 2, 1391062.
- Smith, S.E., R.C. Rasmussen, D.A. Ramon and G.M. Cailliet. (2008). The biology and ecology of thresher sharks (Alopiidae). Pp. 60–68. In: *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation* (eds M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock). Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Stevens, J.D., R.W. Bradford, G.J. West. (2010). Satellite tagging of blue sharks (*Prionace glauca*) and other pelagic sharks off eastern Australia: depth behavior, temperature experience and movements. *Mar. Biol.* 157 (3): 575–591.
- Stillwell, C. and J. G. Casey. (1976). Observations on the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, in the western North Atlantic. *Fish. Bull.* 74: 221-225.

TRAFFIC - WORLD SHARK CATCH, PRODUCTION & TRADE 1990 – 2003 By Mary Lack and Glenn Sant: <http://www.traffic.org/fish/>

Trejo, T. 2005. Global phylogeography of thresher sharks (*Alopias* spp.) inferred from mitochondrial DNA control region sequences. M.Sc. thesis. Moss Landing Marine Laboratories, California State University.

Tsai, W.P., K.M. Liu, and A. Joung. (2010). Demographic analysis of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the north-western Pacific using a stochastic stage-based model. *Marine and Freshwater Research* 61(9): 1056-1066.

Weigmann, S. (2016). Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of Fish Biology* 88(3): 837-1037.

Weng K.C. and B.A. Block. (2004). Diel vertical migration of the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*), a species possessing orbital retia mirabilia. *Fish Bull* 102:221–229.

Worm B., B. Davis, L. Kettner, C.A. Ward-Paige, D.Chapman, M. R. Heithaus, S. T. Kessel, S. H. Gruber. (2013). Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Mar. Policy* 40, 194–204.

---

[1] Data aggregated to genus level which reflects the fact that fisheries data on thresher sharks are generally reported by genus by observers and in logbooks.

[2] I UCN summary based on data cited in figure 2c.

[3] CMS members indicated in capitals. Without prejudice to the provisions on application of the CMS to Overseas Territories/Autonomous Regions of Parties.

## ANEXO: DATOS DE COMERCIO DE LA CITES

### Top Importing Countries

Reported by exporter



#### Legend (Number of specimens)

- United States of America (20,444)
- Hong Kong, SAR (19,249)
- Viet Nam (785)
- United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland (156)
- Mexico (62)

#### Parameters

Taxon  
Aloupias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct

### Top Exporting Countries

Reported by exporter



#### Legend (Number of specimens)

- Canada (20,406)
- Indonesia (18,950)
- Oman (782)
- El Salvador (340)
- Ecuador (212)

#### Parameters

Taxon  
Aloupias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct

### Top Trade Terms

Reported by exporter



#### Legend (Number of specimens)

- Specimens (20,652)
- Fins (19,321)
- Skins (782)
- Skeletons (6)
- Bones (1)

#### Parameters

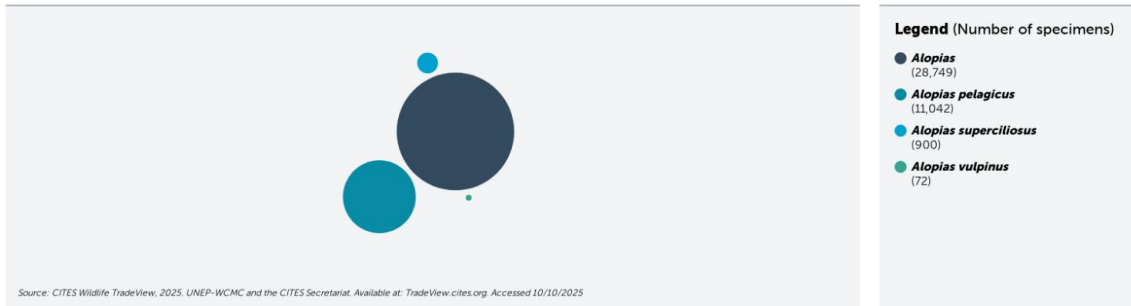
Taxon  
Aloupias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct

### Top Taxa in Trade by species

Reported by exporter



#### Parameters

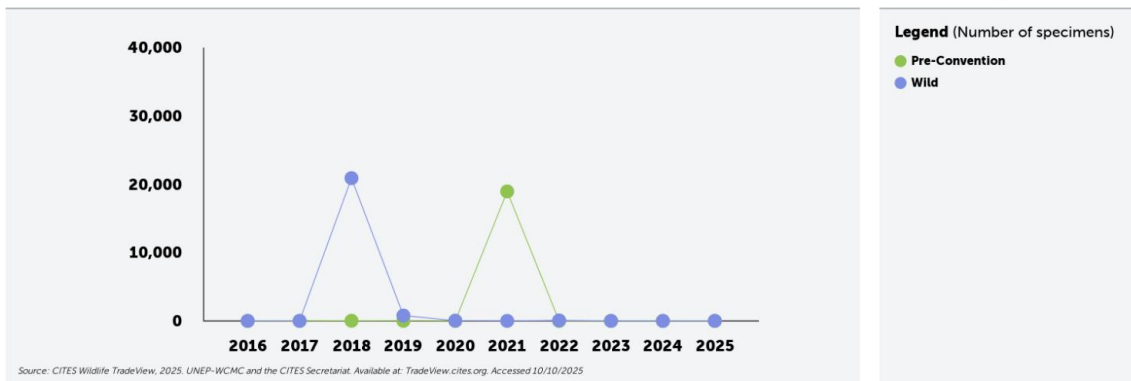
**Taxon**  
*Alopias*

**Date range**  
2016 - 2025

**Origin**  
Direct

### Source over time

Reported by exporter



#### Parameters

**Taxon**  
*Alopias*

**Date range**  
2016 - 2025

**Origin**  
Direct