



**CONVENTION SUR  
LES ESPÈCES  
MIGRATRICES**

UNEP/CMS/COP15/Doc.30.2.12

28 octobre 2025

Français

Original : Anglais

15<sup>ème</sup> SESSION DE LA CONFÉRENCE DES PARTIES  
Campo Grande, Brésil, 23 au 29 mars 2026  
Point 30.2 de l'ordre du jour

**PROPOSITION D'INSCRIPTION DU REQUIN-RENARD PÉLAGIQUE (*ALOPIAS PELAGICUS*),  
DU REQUIN-RENARD À GROS YEUX (*ALOPIAS SUPERCILIOSUS*) ET DU REQUIN-  
RENARD COMMUN (*ALOPIAS VULPINUS*) À L'ANNEXE I DE LA CONVENTION\***

Résumé :

Le gouvernement du Panama a soumis la proposition ci-jointe pour l'inscription des trois espèces de requins-renards [le requin-renard pélagique, le requin-renard à gros yeux et le requin-renard commun (*Alopias pelagicus*, *Alopias superciliosus*, *Alopias vulpinus*)] à l'Annexe I de la CMS.

\* Les appellations géographiques utilisées dans ce document n'impliquent d'aucune manière l'opinion de la part du Secrétariat de la CMS (ou du Programme des Nations Unies pour l'Environnement) concernant le statut juridique de tout pays, territoire ou zone ou concernant la délimitation de ses frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document repose exclusivement sur son auteur.

**PROPOSITION D'INSCRIPTION DU REQUIN-RENARD PÉLAGIQUE (*ALOPIAS PELAGICUS*),  
DU REQUIN-RENARD À GROS YEUX (*ALOPIAS SUPERCILIOSUS*) ET DU REQUIN-  
RENARD COMMUN (*ALOPIAS VULPINUS*) À L'ANNEXE I DE LA CONVENTION**

**A. PROPOSITION**

Inscription du requin-renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*), du requin-renard commun (*Alopias vulpinus*) et du requin-renard pélagique (*Alopias pelagicus*) à l'Annexe I tout en maintenant leur statut actuel à l'Annexe II.

**B. AUTEUR DE LA PROPOSITION**

Panama

**C. NOTE JUSTIFICATIVE**

**1. Taxonomie**

1.1 Classe : Chondrichthyes, Sous-classe : Elasmobranchii

1.2 Ordre : Lamniformes

1.3 Famille : Alopiidae

1.4 Genre : *Alopias*

Espèce :

*Alopias pelagicus* (requin-renard pélagique) Nakamura, 1935.

*Alopias superciliosus* (requin-renard à gros yeux) Lowe, 1841,

*Alopias vulpinus* (requin-renard commun) Bonnaterre 1788,

1.5 Synonymes scientifiques :

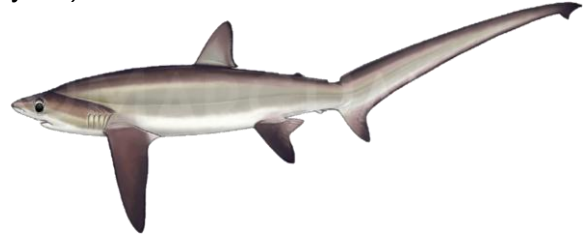
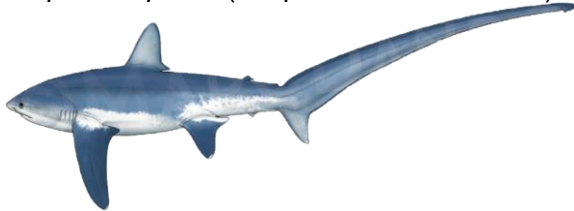
*Alopias profundus* (Nakamura, 1935), *Squalus vulpes* (Gmelin, 1788), *Alopias macrourus* (Rafinesque, 1810), *Squalus alopecias* (Gronow, 1854), *Alopecias chilensis* (Philippi, 1902)

1.6 Noms communs :

Anglais : pelagic thresher shark, bigeye thresher shark, common thresher shark

Français : renard pélagique, requin-renard

Espagnol : zorro pelagico, tiburón zorro/rabón ojo, zorro común, zorro de mar

*Alopias pelagicus* (Requin-renard pélagique)*Alopias superciliosus* (Requin-renard à gros yeux)*Alopias vulpinus* (Requin-renard commun)

Illustrations de Marc Dando

## 2. Aperçu

Le requin-renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*), le requin-renard commun (*Alopias vulpinus*) et le requin-renard pélagique (*Alopias pelagicus*) sont des espèces migratrices transfrontalières exposées à un risque élevé d'extinction à l'échelle mondiale. En 2018, les évaluations réalisées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) dans le cadre de la Liste rouge des espèces menacées ont classé le *Alopias pelagicus* parmi les espèces en danger à l'échelle mondiale, et le *Alopias superciliosus* ainsi que le *Alopias vulpinus* parmi les espèces vulnérables à l'échelle mondiale. Dans les trois cas, des déclin de population ont été clairement documentés.

Les requins du genre *Alopias* sont de grandes espèces océaniques et côtières, hautement migratrices, présentes dans les eaux tropicales et tempérées du monde entier. Leurs caractéristiques biologiques les rendent particulièrement vulnérables à la surexploitation. Tous affichent des taux de productivité et de croissance particulièrement bas, notamment en raison de leur maturité sexuelle tardive et de leurs longues périodes de gestation. Cela signifie qu'ils sont particulièrement vulnérables aux pressions d'origine anthropique, qu'ils soient capturés de manière ciblée ou accidentelle, et qu'ils présentent une très faible capacité de rétablissement. Les requins du genre *Alopias* constituent la famille la plus menacée d'extinction parmi l'ensemble des requins pélagiques.

Ils sont capturés et tués dans le cadre de pêches ciblées ainsi que de prises accessoires, que ce soit dans les eaux nationales ou en haute mer à l'échelle mondiale. Ces prises ne sont pas gérées, ce qui entraîne une grave surexploitation. Les ailerons des espèces du genre *Alopias* sont très recherchés sur le marché mondial des ailerons de requin, ce qui a conduit à leur inscription à l'Annexe II de la CITES en 2016. Une étude approfondie menée en 2018-2019 a montré que les ailerons de requins-renards représentaient environ 1% des requins commercialisés sur le marché de Hong Kong, soit une part non négligeable.

Malgré les mesures de non-rétention prises par certaines ORGP et leur inscription sur la liste de la CITES, leurs populations continuent de décliner. Une inscription à l'Annexe I de la CMS est nécessaire pour offrir à ces espèces le niveau de protection le plus élevé prévu par la Convention. Les menaces actuelles ont conduit ces espèces à une situation critique, où leur état de conservation défavorable rend indispensable une coopération internationale renforcée pour assurer leur survie. L'inscription à l'Annexe I imposerait à tous les États de l'aire de répartition de garantir une protection stricte de ces espèces, en interdisant toute capture et en

prenant des mesures pour gérer l'ensemble des menaces, notamment le commerce international de leurs produits. Cette action est cruciale pour prévenir leur extinction.

### 3 Migrations

#### 3.1 Types de mouvements, distance, nature cyclique et prévisible de la migration

La famille *Alopiidae* est inscrite à l'Annexe 1 (espèces hautement migratrices) de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (CNUDM) en raison de ses migrations régulières, cycliques et prévisibles à travers les frontières internationales. Le rapport commandé par le Secrétariat de la CMS sur l'examen des poissons chondrichthyens migrateurs a souligné que leurs migrations sont encore peu étudiées, mais que toutes les espèces du genre *Alopias* sont probablement migratrices dans au moins une partie de leur aire de répartition (Série technique de la CMS n°15, 2007). Par ailleurs, le rapport ultérieur de la CMS sur l'état de conservation des requins migrateurs indique que les requins-renards sont des espèces hautement migratrices (Fowler, 2014).

Les données issues du marquage du requin-renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*) ont révélé des déplacements depuis la côte nord-est des États-Unis jusqu'au golfe du Mexique, soit une distance en ligne droite de 2 767 km (Weng et Block, 2004), tandis qu'un autre individu a été observé franchissant les frontières internationales en Amérique centrale (Kohin *et al.*, 2006). Une autre étude ayant marqué 12 individus de requins-renards à gros yeux (*Alopias superciliosus*) a mis en évidence leur forte capacité de déplacement horizontal, avec une distance moyenne parcourue d'environ 1 235 km en seulement 30 jours, variant entre 733 km et 1 523 km selon les individus (Aalbers *et al.*, 2021). Des études de marquage et de recapture ont mis en évidence des déplacements depuis la zone économique exclusive (ZEE) des États-Unis vers la haute mer et vers les ZEE des États d'Amérique centrale (Kohler *et al.*, 1998). Le *Alopias vulpinus* est reconnu comme une espèce hautement migratrice, effectuant des migrations saisonnières chaque année. Des études ont montré que, dans le Pacifique Nord-Est, son aire de répartition s'étend de la Californie (États-Unis) jusqu'aux eaux mexicaines (Cartamil *et al.*, 2010). Les recherches sur le *Alopias pelagicus* ont montré que cette espèce migre entre l'Amérique centrale et les eaux américaines du golfe de Californie (Cartamil *et al.*, 2010 ; Cartamil *et al.*, 2016 ; Kinney *et al.*, 2020), et des études génétiques indiquent un flux génétique entre les populations du Mexique et de l'Équateur, ainsi que des liens possibles avec des populations jusqu'aux eaux de Chine (Taïwan, province de Chine) (Trejo, 2004).

#### 3.2 Proportion de la population qui migre et pourquoi cette proportion est significative

Il n'existe pas de données sur les populations mondiales des espèces du genre *Alopias*, et il est donc impossible de déterminer quelle proportion de la population migre. Cependant, le *Alopias pelagicus* et le *Alopias superciliosus* sont très océaniques, la majeure partie de la population effectuant des migrations saisonnières ou de longue distance entre les habitats côtiers et océaniques (Coelho *et al.*, 2015 ; Shidqi *et al.*, 2024), tandis que le *Alopias vulpinus* (requin-renard commun) présente une migration partielle : certains individus restent résidents dans des zones côtières productives de remontée d'eau, tandis qu'une proportion importante (estimée entre 50 % et 70 % selon la population et la saison) migre sur plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres (Cartamil *et al.*, 2011).

### 4. Données biologiques (autres que la migration)

#### 4.1 Répartition (actuelle et historique)

Ces espèces très migratrices, à la fois océaniques et côtières, se rencontrent presque partout dans les mers tropicales et tempérées.

*Le Alopias superciliosus* a une distribution circumglobale et se rencontre dans les mers tropicales et tempérées. Les analyses en cours n'ont révélé aucune structuration des populations de *Alopias superciliosus* dans l'océan Pacifique, mais ont mis en évidence une divergence génétique significative entre les populations de l'Atlantique et de l'Indo-Pacifique (Trejo, 2005). L'existence de populations distinctes dans l'océan Indien et dans l'océan Pacifique n'a pas encore été confirmée.

*Le Alopias vulpinus* se rencontre dans le monde entier, des mers tropicales aux mers tempérées-froides (Last et Stevens, 2009 ; Ebert et al., 2013), mais est plus fréquent dans les eaux tempérées (Compagno, 2001) et atteint sa plus forte abondance dans les eaux situées jusqu'à 40 à 50 milles marins au large (Strasburg, 1958 ; Gubanov, 1972 ; Moreno *et al.*, 1989 ; Bedford, 1992). Les observations de *Alopias vulpinus* dans l'océan Indien équatorial et tropical nord pourraient correspondre à des erreurs d'identification avec le *Alopias pelagicus* (Rigby et al., 2022). Dans l'Atlantique Nord-Est, le *Alopias vulpinus* a été observé de la Norvège jusqu'à la mer Méditerranée et à la mer Noire, ainsi qu'au large de Madère et des Açores, des juvéniles ayant été capturés dans les eaux britanniques, notamment dans la Manche et le sud de la mer du Nord (Ellis, 2004).

*Le Alopias pelagicus* se rencontre dans les eaux océaniques tropicales à subtropicales de l'Indo-Pacifique (Rigby et al., 2019a). Cette espèce véritablement océanique est présente dans l'ensemble de l'Indo-Pacifique, dans la région de l'Australasie jusqu'au nord du Japon, ainsi que le long de la côte pacifique du Mexique et du nord de l'Amérique du Sud. Elle n'a pas été enregistrée dans l'océan Atlantique (Compagno 1984). Peu de données sont disponibles pour le *Alopias pelagicus* dans l'ensemble de son aire de répartition épipelagique. On ne sait pas si les populations de l'océan Indien et de l'océan Pacifique sont isolées, bien qu'il soit probable que cette espèce migre entre l'Amérique centrale et le golfe de Californie.

Figure 2a - Répartition mondiale de l'*Alopias pelagicus* :

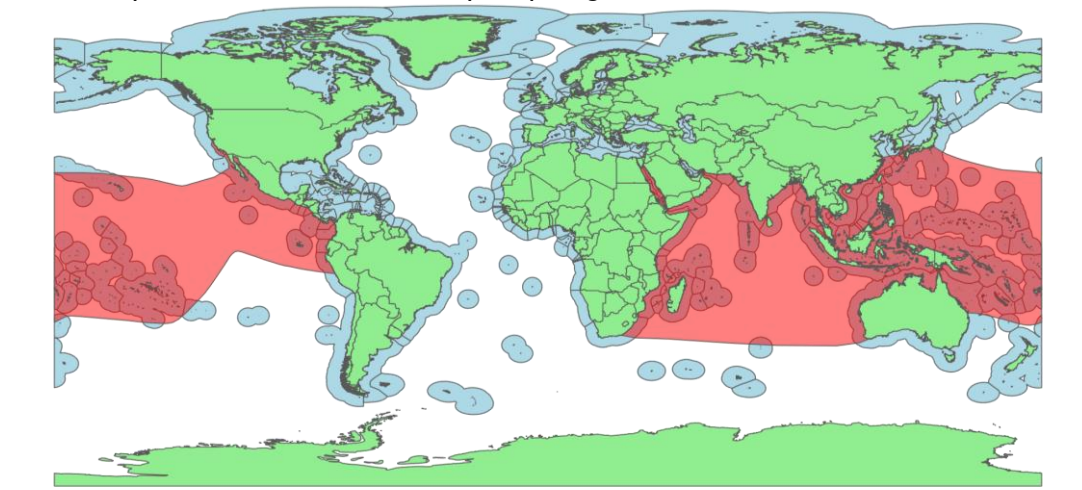


Figure 2b - Répartition mondiale de l'*Alopias vulpinus* :

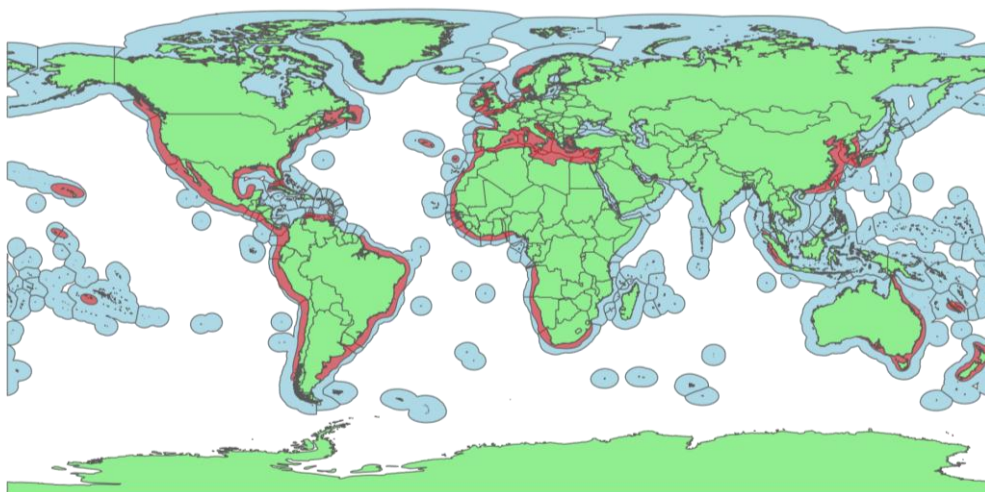
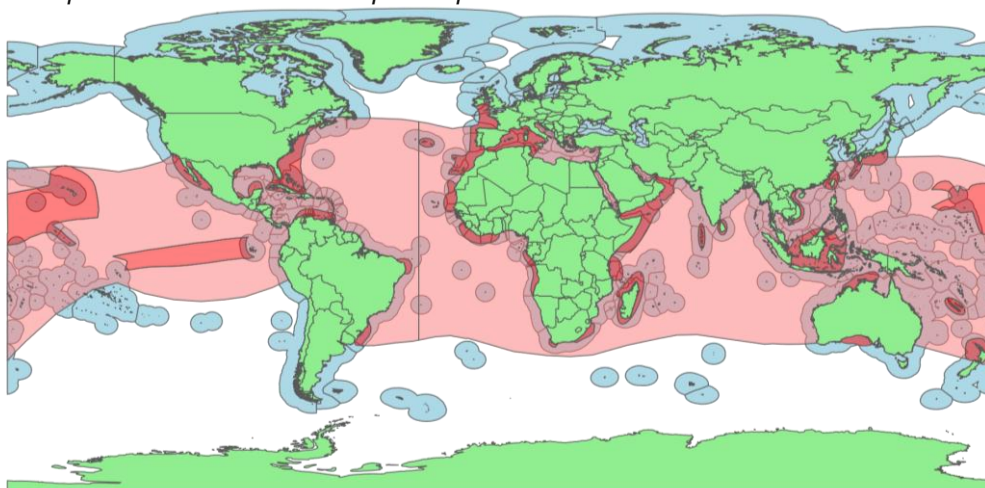


Figure 2c - Répartition mondiale de l'*Alopias superciliosus* :



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

Fig. 2a-c ; Cartes de répartition mondiale des requins-renards (données de la Liste rouge de l'UICN).

#### 4.2 Population (estimations et tendances)

La famille des requins-renards figure parmi la plus vulnérable de toutes les espèces de requins pélagiques face à toute forme de mortalité liée à la pêche, qu'il s'agisse d'espèces ciblées ou de prises accessoires. Étant donné que les requins-renards ne sont généralement identifiés qu'un tant que famille, il n'existe pas de données sur la taille des populations. Toutefois, certaines tendances pour la famille et pour les espèces ont été recensées, principalement par les évaluations mondiales de la Liste rouge de l'UICN.

À l'échelle mondiale, le groupe d'espèces *Alopias* a connu un déclin dans presque toutes les régions où il se rencontre. Une étude récente estime que les captures combinées des trois espèces d'*Alopias* s'élèvent en moyenne à environ 33 200 tonnes par an, avec des pics annuels dépassant 70 000 tonnes (MacNeil et al., 2025, en révision). La proportion d'ailerons de requins-renards sur le marché des ailerons de requin de Hong Kong, source de données plus fiable, a également diminué sur une période de trois ans 2019-2021 (Cardenosa et al., 2024). Le *Alopias superciliosus*, dont la vulnérabilité biologique intrinsèque à la surpêche est la plus élevée parmi tous les requins-renards, est probablement le plus vulnérable du groupe.

Les résultats génétiques pour le *Alopias pelagicus* indiquent une certaine structuration entre Pacifique Est et Pacifique Ouest, mais il reste inconnu s'il existe une structuration génétique entre les océans Indien et Pacifique (Trejo, 2005). En revanche, le *Alopias superciliosus* et le *Alopias vulpinus* semblent former une population globale unique, avec toutefois une structuration génétique entre l'Atlantique Nord-Ouest et l'océan Pacifique (Trejo, 2005 ; Morales et al., 2018).

Tableau 1 : Déclin des populations d'*Alopias*

Océan/Mer	Déclin estimé des populations de requins-renards	Référence
<b>Atlantique</b>	<b>83,1 %</b> sur trois générations (55,5 ans) pour <i>Alopias superciliosus</i> dans l'Atlantique Nord-Ouest. <b>97 %</b> sur trois générations (76,5 ans) pour <i>Alopias vulpinus</i> dans l'Atlantique Nord-Ouest. <b>97 %</b> entre 2002 et 2005 pour <i>Alopias vulpinus</i> dans l'Atlantique Sud-Ouest.	Rigby et al., 2019b, Rigby et al., 2019c
<b>Méditerranée</b>	<b>99,9 %</b> depuis le début du 19e siècle pour <i>Alopias vulpinus</i> en mer Méditerranée.	Rigby et al., 2019c
<b>Indien</b>	<b>89 %</b> sur trois générations (55,5 ans) pour <i>Alopias pelagicus</i> . <b>91,8 %</b> sur trois génération (55,5 ans) pour <i>Alopias superciliosus</i> .	Rigby et al., 2019a, Rigby et al., 2019b
<b>Pacifique</b>	<b>71,5 %</b> sur trois générations (55,5 ans) pour <i>Alopias pelagicus</i> et <i>Alopias superciliosus</i> dans le Pacifique occidental et central, tandis que <i>Alopias vulpinus</i> est rarement observé dans cette région.	Rigby et al., 2019a
<b>Monde entier</b>	<b>77 à 99 %</b> de déclin de la proportion de requins-renards sur le marché des ailerons de requins de Hong Kong sur une période de 10 à 15 ans <b>74,5 %</b> , avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations (55,5 ans) à > 80 % pour <i>Alopias pelagicus</i> . <b>36,5 %</b> sur trois générations (55,5 ans) pour <i>Alopias superciliosus</i> , <i>en précisant que les données pour le Pacifique proviennent uniquement d'Hawaï (où une augmentation de la population a été documentée), ce qui est peu probable d'être représentatif de l'ensemble du Pacifique. Par conséquent, cette valeur sous-estime probablement les tendances réelles.</i> <b>47 %</b> de déclin médian global de la population pour <i>Alopias vulpinus</i> , <i>en notant que la tendance (à la hausse) observée dans le Pacifique Nord-Est n'est probablement pas représentative de l'ensemble du Pacifique. Par conséquent, cette valeur sous-estime probablement les tendances réelles.</i>	Fields et al, 2018  Rigby et al., 2019a, Rigby et al., 2019b, Rigby et al., 2019c

### Tendances dans l'océan Atlantique

Les évaluations de l'UICN (Rigby et al., 2019b) pour le *Alopias superciliosus*, basées sur des séries temporelles d'abondance relative observées dans la pêcherie palangrière pélagique des États-Unis pour 1992-2013, ont indiqué que l'abondance dans l'Atlantique Nord-Ouest s'était stabilisée. Il est cependant précisé que la pression de pêche existait depuis deux décennies avant 1992 et que l'abondance s'était probablement stabilisée à un niveau inférieur à celui de la biomasse non exploitée (Young et al., 2016). Les déclinés historiques observés dans la région de l'Atlantique Nord-Ouest entre 1986 et 2000 suggèrent une diminution de 80 % pour *Alopias superciliosus* et *Alopias vulpinus*, confirmant que la population stabilisée est probablement une population appauvrie (Baum et al., 2003 ; Amorim et al., 2009 ; Goldman et al., 2013 ; Reardon et al., 2009). L'analyse des tendances de l'UICN sur les séries temporelles 1992-2013 (22 ans) a révélé un taux annuel de réduction de 3,1 %, cohérent avec une réduction médiane estimée à 83,1 % sur trois générations (55,5 ans), avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations à > 80 %. Bien que la population ait été rapportée comme stabilisée, le taux annuel de réduction observé dans la série temporelle entraîne une forte diminution lorsqu'il est extrapolé sur trois générations.

Dans l'Atlantique Sud, les données de CPUE provenant d'une flotte palangrière ont montré une tendance générale à la baisse pour *Alopias superciliosus* entre 1971 et 2001 (Mancini,

2005). Cependant, comme ces données n'étaient pas jugées robustes en raison des faibles taux de capture (données inédites de R. Barreto), elles n'ont pas été analysées sur trois générations par l'UICN. Une évaluation des risques écologiques pour les requins pélagiques dans les pêcheries palangrières de l'Atlantique a identifié le *Alopias superciliosus* comme l'une des espèces de requins les plus exposées à la surexploitation dans l'Atlantique, après six décennies de pêche accidentelle et ciblée (Cortés *et al.*, 2012). Une publication de 2007 a mis en évidence un déclin de 63 % pour *Alopias superciliosus* et *Alopias vulpinus* dans l'Atlantique central occidental depuis 1986, qui a probablement encore diminué compte tenu de la pression de pêche persistante (Cortés *et al.*, 2007). Des évaluations et analyses régionales ultérieures (rapports SAFE de la NOAA, 2020–2024 ; Kinney *et al.*, 2020) indiquent que les populations restent appauvries et que certains indices se sont stabilisés à des niveaux faibles. Comme pour le *Alopias superciliosus* dans l'Atlantique Nord-Ouest, les évaluations de l'UICN concernant le *Alopias vulpinus* (Rigby *et al.*, 2019c) indiquent des déclins de 97 % dans l'Atlantique Nord-Ouest, malgré une population rapportée comme stabilisée. L'analyse des tendances de la série temporelle 1992-2013 (22 ans) a mis en évidence des taux annuels de réduction de 4,6 %, cohérents avec une réduction médiane estimée à 97,0 % sur trois générations (76,5 ans), avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations à > 80 %. Bien que la population soit rapportée comme stabilisée, le taux annuel de réduction de 4,6 % dans la série temporelle conduit à une forte diminution lorsqu'il est extrapolé sur trois générations.

Dans l'Atlantique Sud-Ouest, les données de CPUE pour le *Alopias vulpinus* indiquent un déclin de 97 % entre 2002 et 2005 (Berrondo *et al.*, 2006).

### **Tendances en Méditerranée**

En Méditerranée, neuf séries temporelles d'indices d'abondance provenant des débarquements de la pêche commerciale et récréative, d'études scientifiques et de relevés d'observation ont été compilées afin de reconstruire les tendances à long terme de la population dans le nord-ouest du bassin. Ces analyses ont révélé un taux instantané moyen de déclin de l'abondance de -0,11 (sur une période de 108 ans) et un taux moyen de déclin de la biomasse de -0,10 (même période). Ces valeurs correspondent à une réduction estimée de 99,9 % de l'abondance et de la biomasse depuis le début du XIX<sup>e</sup> siècle (Ferretti *et al.*, 2008).

### **Tendances dans l'océan Indien**

L'évaluation de l'UICN (Rigby *et al.*, 2019a) concernant le *Alopias pelagicus* dans l'océan Indien, fondée sur les données de CPUE nominale (captures par unité d'effort) de 1967 à 1987 (soit 21 ans), a mis en évidence un taux annuel de déclin d'environ 1 %, passant de 0,35 prise pour 1 000 hameçons à < 0,1 en 1987 (Romanov *et al.*, 2006 ; E. Romanov, données non publiées). L'analyse des tendances sur trois générations (55,5 ans) indique un taux annuel de réduction de 3,8 %, cohérent avec une diminution médiane estimée de 89 %, avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations à > 80 %.

Pour le *Alopias superciliosus* (Rigby *et al.*, 2019b), les données de CPUE nominale couvrant la période 1966–1986 (agrégées avec celles du *Alopias pelagicus*) dans l'océan Indien suggèrent également un déclin d'environ 1 % par an, passant de 0,35 à 0,1 capture pour 1 000 hameçons en 1987 (Romanov *et al.*, 2006 ; E. Romanov, données non publiées). L'analyse des tendances de ces données pour 1966–1986 (21 ans) a révélé un taux annuel de réduction de 4,4 %, cohérent avec une diminution médiane de 91,8 % sur trois générations (55,5 ans), avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations à > 80 %.

Une revue des pêcheries dans l'océan Indien a conclu que les requins-renards dans cette région sont surexploités (NOAA, 2016). Au Sri Lanka, les requins-renards ont historiquement joué un rôle important dans les pêcheries côtières et hauturières, représentant près de 20 % des captures totales de requins par la flotte sri-lankaise en 1994 (Williams, 1995 ; Dayaratne

et al., 1996). Les captures étaient composées de *Alopias pelagicus* et *Alopias superciliosus*, ce dernier étant le deuxième requin le plus abondant capturé dans les pêcheries sri-lankaises (Jayathilaka & Maldeniya, 2015). Cependant, les captures sri-lankaises ont décliné de plus de 70 % au cours des années suivantes, suscitant des inquiétudes sur l'état des populations de requins-renards. Malgré la mise en place de réglementations nationales, aucune donnée scientifique n'est disponible sur leur état actuel.

### **Tendances dans l'océan Pacifique**

L'analyse réalisée par l'UICN (Rigby et al., 2019a) à partir des données d'observateurs de la CPPOC (Commission des pêches du Pacifique occidental et central) sur la CPUE standardisée du complexe d'espèces *Alopias* pour la période 1996–2014 (19 ans) permet d'estimer les captures dans le Pacifique (Rice et al., 2015). Ces captures concernent probablement le *Alopias pelagicus* et le *Alopias superciliosus*, car le *Alopias vulpinus* est rarement observé dans le Pacifique, cependant aucune donnée n'est disponible sur les proportions entre ces deux espèces. La CPUE a montré un déclin, particulièrement entre 2010 et 2014. L'analyse des tendances de l'UICN sur la CPUE standardisée de la CPPOC pour 1996–2014 (19 ans) a révélé un taux annuel de réduction de 2,1 %, cohérent avec une diminution médiane estimée de 71,5 % sur trois générations (55,5 ans), avec la plus grande probabilité de réduction sur trois générations à 50-79 % (Rigby et al., 2019a). Dans la même région, une analyse démographique menée au large de Taiwan a projeté une réduction de la population de 34,3 % sur 20 ans (2007–2027) et a conclu que la population de *Alopias pelagicus* est surexploitée (Tsai et al., 2010). Cette conclusion est cohérente avec une analyse du nombre de reproducteurs par recrue réalisée au large de Taiwan, qui indiquait également une surexploitation (Liu et al., 2006).

Une évaluation des risques de durabilité à l'échelle du Pacifique pour *Alopias superciliosus* a indiqué une faible mortalité par pêche depuis 2000 dans les pêcheries palangrières pélagiques du Pacifique. Toutefois, la mortalité par pêche a dépassé le seuil maximal d'impact durable pour cette espèce au cours de certaines années (Fu et al., 2018). L'analyse des tendances de la CPUE issue des données d'observateurs de la pêcherie palangrière américaine d'Hawaï pour la période 1995–2014 (20 ans) a révélé un taux annuel d'augmentation de 0,4 %, cohérent avec une augmentation médiane estimée de 24,0 % sur trois générations (55,5 ans), avec la plus grande probabilité d'une augmentation sur trois générations. Cependant, ces données proviennent d'une zone géographique restreinte autour d'Hawaï et ne sont probablement pas représentatives de l'ensemble du Pacifique.

Pour *Alopias vulpinus*, les données de CPUE nominale issues des journaux de bord de la pêcherie de filets dérivants ciblant l'espadon et les requins au large de la côte ouest des États-Unis (Californie) ont été utilisées pour la période 1981–2013 (33 ans), cette pêcherie étant considérée comme la principale pêcherie commerciale de la côte ouest pour cette espèce (Teo et al., 2016). Les résultats montrent que la population de *Alopias vulpinus* a fortement décliné au début des années 1980, avant de se stabiliser au milieu des années 1980 à la suite de la mise en œuvre de mesures de régulation. Par la suite, les abondances ont augmenté jusqu'à environ 2000, puis se sont stabilisées de nouveau, la population actuelle étant considérée comme proche d'un niveau non exploité et peu susceptible d'être en situation de surpêche (Teo et al., 2016). L'analyse des tendances de la CPUE pour 1981–2013 (33 ans) a révélé un taux annuel d'augmentation de 0,6 %, cohérent avec une augmentation médiane estimée de 18,7 % sur trois générations (76,5 ans), avec la plus grande probabilité d'une augmentation sur trois générations. Cependant, il convient de noter que cette tendance à la hausse observée dans le nord-est du Pacifique provient d'une pêcherie réglementée, et ne reflète pas nécessairement les tendances dans le reste du Pacifique.

Une étude publiée en 2013 a indiqué que la population de *Alopias pelagicus* dans le Pacifique occidental et central a diminué de 34,3 % au cours des 20 dernières années (soit un peu plus d'une génération) et que cette population est soumise à une forte pression de pêche et est

surexploitée (Liu S-YV, 2013). De plus, une diminution significative de la taille médiane des requins-renards capturés dans cette région a été observée ces dernières années, ainsi qu'une baisse des taux de capture nominaux dans certaines zones du Pacifique occidental et central (Clarke *et al.*, 2011).

La Commission des pêches du Pacifique occidental et central (CPPOC) a publié en septembre 2016 un rapport d'évaluation des stocks à l'échelle du Pacifique pour le requin-renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*). Ce rapport a révélé que, selon plusieurs scénarios étudiés, certains taux de mortalité par pêche estimés dépassaient les points de référence biologiques indicatifs, ce qui indique une forte probabilité que les populations de requins-renards à gros yeux soient en situation de surpêche dans certaines parties du Pacifique.

#### 4.3 Habitat (description succincte et tendances)

*Le Alopias pelagicus* est moins largement réparti que le *Alopias superciliosus* et le *Alopias vulpinus*, car on ne le trouve que dans les océans Pacifique et Indien. Cette espèce est considérée comme hautement migratrice et occupe les zones épipélagiques et mésopélagiques, depuis la surface jusqu'à environ 300 m de profondeur (Weigmann, 2016). Des facteurs tels que la température et les courants océaniques influencent grandement sa répartition. Par exemple, on la trouve près de l'équateur en hiver, mais pas en été (Dingerkus 1987).

*Le Alopias superciliosus* est quant à lui présent dans toutes les zones tropicales et tempérées des océans du monde, notamment sur le plateau continental, ainsi que dans les zones épipélagiques et mésopélagiques, et parfois dans les eaux côtières peu profondes (Stillwell & Casey, 1976 ; Compagno, 2001 ; Nakano *et al.*, 2003 ; Weng & Block, 2004 ; Rigby *et al.*, 2019b). Cette espèce fait partie des rares requins présentant un comportement de migration verticale nyctémérale, se déplaçant généralement vers les eaux peu profondes (<100 m) la nuit pour se nourrir, puis vers les eaux plus profondes (entre 400 et 600 m) le jour (Nakano *et al.*, 2003 ; Weng & Block, 2004 ; Stevens *et al.*, 2010). Elle fréquente des températures de surface comprises entre 16 et 25°C, mais a été suivie jusqu'à 723 m de profondeur, où les températures avoisinent 5°C (Nakano *et al.*, 2003).

*Le Alopias vulpinus* est également présent dans toutes les zones tropicales et tempérées des océans du monde, avec une tolérance marquée aux eaux plus froides (Moreno *et al.*, 1989). Bien qu'on le rencontre à la fois dans les eaux côtières et océaniques, il est le plus abondant à 40–50 milles des côtes (Moreno *et al.*, 1989 ; Bedford, 1992), et occupe des profondeurs allant de la surface jusqu'à 366 m (Compagno, 1984).

De manière générale, les habitats essentiels et les menaces qui les affectent demeurent encore largement méconnus pour l'ensemble des espèces du genre *Alopias*. Des zones de nurricerie ont néanmoins été identifiées dans certaines régions tempérées côtières, notamment en mer Adriatique, dans l'Atlantique Nord-Est, en Méditerranée occidentale (mer d'Alboran), au large de la Californie méridionale et dans les eaux sud-africaines (Moreno *et al.*, 1989 ; Compagno, 2001 ; Notarbartolo Di Sciara & Bianchi, 1998). Une zone de nurricerie potentielle pour le *Alopias superciliosus* est également suspectée au large de la péninsule Ibérique sud-ouest (Moreno & Morón, 1992). Les mêmes auteurs ont observé des agrégations de femelles gravides de *Alopias vulpinus* dans le détroit de Gibraltar. Aucune de ces zones d'habitat clé potentielles ne bénéficie actuellement de mesures de protection spécifiques pour les espèces du genre *Alopias*.

Le projet récent de l'ISRA (Important Shark and Ray Areas) a documenté des sites clés pour les requins-renards : les Açores (*Alopias superciliosus*) ; le courant de Humboldt nord et la zone de transition pour les requins-renards communs et pélagiques ; le corridor Cocos–

Galápagos, le plateau des Galápagos et la crête de Malpelo pour les déplacements du requin-renard pélagique ; et l'atoll de Fuvahmulah, les bancs Monad et Kimud, le détroit de Pantar et le détroit de Lombok comme zones de reproduction ou de nettoyage. D'autres habitats menacés ont été signalés dans les îles Derawan, le sud d'Hawaï et le canal de Pemba, la baie de Solano étant également reconnue comme zone d'alimentation. Collectivement, ces sites soulignent l'importance écologique et la vulnérabilité des requins-renards, compte tenu des menaces présentes dans de nombreuses zones critiques.

#### 4.4 Caractéristiques biologiques

*Le Alopias pelagicus* est le plus petit des requins-renards, atteignant une longueur totale maximale (LT) de 365 cm. Les mâles et les femelles atteignent la maturité sexuelle entre 250 et 300 cm LT (Ebert et al., 2013). La reproduction est vivipare léchithotrophe avec oophagie, avec une taille de portée de seulement deux très grands juvéniles (158–190 cm LT), et le cycle reproductif est probablement annuel (Liu et al., 1999). Le taux annuel potentiel d'accroissement de la population sous pêche durable est considéré comme très faible, estimé entre 2 et 4 % (Smith et al., 1998), ou 0,033 (soit 3,3 %) (Dulvy et al., 2008). L'âge de maturité des femelles varie de 9 à 13,2 ans, et l'âge maximal de 24 à 28 ans à Taiwan et en Indonésie, respectivement (Liu et al., 1999 ; Chen & Yuan, 2006 ; Drew et al., 2015). La durée d'une génération est donc de 16,5 ans à Taiwan et de 20,6 ans en Indonésie (moyenne de 18,5 ans).

*Le Alopias superciliosus* atteint une longueur totale maximale (LT) de 484 cm (Compagno, 2001). Les mâles atteignent la maturité sexuelle entre 245 et 300 cm LT, et les femelles entre 282 et 355 cm LT (Chen et al., 1997 ; Liu et al., 1998 ; Moreno & Moron, 1992 ; Stillwell & Casey, 1976 ; Varghese et al., 2017). La taille à la naissance varie de 64 à 140 cm LT (Golani, 1996 ; Chen et al., 1997 ; Bauchot, 1987). La gestation dure environ 12 mois, avec une taille moyenne de portée de 2 à 4 juvéniles (habituellement deux), et le cycle reproductif est probablement annuel (Compagno, 2001 ; Varghese et al., 2017). Cette espèce présente le taux annuel d'accroissement le plus faible parmi les requins-renards, estimé à 1,6 % sous exploitation durable (Smith et al., 2008), ou 0,002–0,009 (Cortés, 2008 ; Dulvy et al., 2008). L'âge observé de maturité des femelles est de 12–13 ans, et l'âge maximal de 20 ans à Taiwan, dans le nord-ouest du Pacifique (Liu et al., 1998). L'âge de maturité des femelles est estimé à 9 ans et l'âge maximal à 28 ans, avec une durée de génération de 18,5 ans (Chen & Yuan, 2006).

*Le Alopias vulpinus* est le plus grand des requins-renards, atteignant une longueur totale maximale (LT) de 573 cm, et pouvant éventuellement atteindre 635 cm LT. Les mâles atteignent la maturité sexuelle entre 260 et 420 cm LT, et les femelles entre 260 et 465 cm LT. La taille à la naissance est comprise entre 120 et 150 cm LT (Ebert et al., 2013 ; Young et al., 2016). La reproduction est vivipare aplacentaire oophagique, avec des portées de 2 à 6 juvéniles et un cycle reproductif annuel ou biennal (Gubanov, 1978 ; Cailliet & Bedford, 1983 ; Ebert et al., 2013 ; Gervelis & Natanson, 2013). Le taux annuel potentiel d'accroissement de la population sous exploitation durable est le plus élevé parmi les requins-renards, estimé à 0,254 (Dulvy et al., 2008). L'âge estimé de maturité des femelles est de 13 ans, et l'âge maximal de 38 ans, basé sur des âges validés par radiocarbonate-bombe dans l'Atlantique Nord-Ouest (Natanson et al., 2016). Dans le Pacifique centre-est, l'âge estimé de maturité est beaucoup plus précoce, avec les femelles atteignant la maturité à 5,3 ans et un âge maximal de 22 ans au large de la Californie (Smith et al., 2008). Il est possible que ces différences reflètent des variations régionales des paramètres biologiques, mais en adoptant une approche de précaution, la durée de génération est estimée à 25,5 ans.

#### 4.5 Rôle du taxon dans son écosystème

Les trois espèces du genre *Alopias* sont des prédateurs de niveau moyen à supérieur qui régulent les populations de proies, connectent les écosystèmes grâce à leur comportement migratoire et alimentaire, et constituent des indicateurs importants de l'état de santé des écosystèmes pélagiques. Leur déclin pourrait perturber l'équilibre trophique, réduire la résilience de la biodiversité et diminuer les services écosystémiques, tels que la pêche durable et l'écotourisme.

### 5. État de conservation et menaces

#### 5.1 Évaluation de la Liste rouge de l'UICN (si disponible)

Les évaluations menées en 2018 ont classé le *Alopias pelagicus* comme en danger au niveau mondial (Rigby et al., 2019a), et le *Alopias superciliosus* (Rigby et al., 2019b) ainsi que le *Alopias vulpinus* (Rigby et al., 2022) comme vulnérables au niveau mondial. Dans les trois cas, une tendance à la baisse des populations a été documentée.

Les évaluations régionales de la Liste rouge indiquent que les trois espèces sont en danger dans les eaux européennes et méditerranéennes, dans l'Atlantique Nord-Ouest et dans l'Atlantique Centre-Ouest ; vulnérables dans le Pacifique Indo-Ouest, dans le Pacifique Centre-Est et dans le Pacifique Centre-Ouest ; et quasi menacées dans l'Atlantique Sud-Ouest.

#### 5.2 Information équivalente liée à l'évaluation de l'état de conservation

L'Indice Planète Vivante (IPV), qui compile 57 séries temporelles d'abondance remontant à 1970, rapporte que les populations de requins renards (*Alopias*) ont diminué de 71 %, cette baisse étant principalement due à une augmentation de 18 fois de la pression de pêche.

#### 5.3 Menaces pesant sur la population (facteurs, intensité)

La biologie et le très faible taux reproductif intrinsèque de tous les requins-renards (*Alopias*) font de ces espèces parmi les plus vulnérables de tous les requins face à la mortalité par pêche dans le monde, que ce soit en tant qu'espèces ciblées ou prises accessoires. Les requins-renards constituent la famille de requins pélagiques la plus exposée au risque d'extinction (Oldfield et al., 2012 ; Dulvy et al., 2014).

La menace principale pour les espèces d'*Alopias* est la mortalité non durable dans les pêcheries ciblées et accessoires. Ils sont fréquemment capturés par les palangres côtières et hauturières (parfois hameçonnés par la queue) et les filets maillants, la plupart de ces pêcheries étant non régulées et non déclarées (Dulvy et al., 2008). La pêche fantôme, les sennes coulissantes, les filets trémails et les chaluts de fond constituent également des menaces probables (Camhi et al., 2008 ; Martinez-Ortiz et al., 2015 ; Parton et al., 2019 ; Temple et al., 2019). En outre, l'espèce est très recherchée par les pêcheurs récréatifs de gros poissons. Bien que beaucoup pratiquent la remise à l'eau, la pêche récréative pourrait constituer une menace en raison de la mortalité après la remise à l'eau. Pour le *Alopias vulpinus*, les données indiquent une mortalité de 78 % pour les individus hameçonnés par la queue et de 0 % pour ceux hameçonnés par la bouche (c'est-à-dire que tous les individus hameçonnés par la bouche ont survécu) (Camhi et al., 2008 ; Sepulveda et al., 2015). Pour les pêcheries commerciales, la mortalité à l'hameçon au navire (c.-à-d. morts lors du relevage) pour le *Alopias superciliosus* est comprise entre 49 et 68 % (Coelho et al. 2011, CTOI 2016). Le taux de mortalité post-libération des requins-renards relâchés vivants par les pêcheries pélagiques est inconnu, mais probablement élevé (CTOI, 2015). Hutchinson et al. (2021) ont constaté que la survie des requins-renards à gros yeux rejetés dans les pêcheries palangrières du Pacifique dépend fortement de la manière dont ils sont manipulés et du type

d'engin utilisé, les requins en bon état et sans matériel traînant présentant une survie plus élevée. Cela montre que, bien que la mortalité après la remise à l'eau puisse être réduite grâce à de meilleures pratiques, elle demeure élevée en cas de conditions défavorables.

La demande pour leur chair et leurs grands ailerons précieux constitue un facteur important de mortalité dans de nombreuses pêcheries ciblées et accessoires (Clarke et al., 2006a ; Clarke et al., 2006b ; Dent & Clarke, 2015 ; Fields et al., 2018). La quantité d'ailerons de requins-renards identifiée sur les marchés d'ailerons de Hong Kong au début des années 2000 correspondait à une estimation de 350 000 à 3,9 millions de requins-renards individuels, soit une biomasse de 12 000 à 85 000 tonnes tuées et commercialisées chaque année (Clarke et al., 2006 b). À l'époque, des captures mondiales de moins de 4 000 t de requins-renards étaient signalées à la FAO, soit seulement 5 % à 40 % des animaux entrant dans le commerce. Les captures mondiales déclarées les plus récentes s'élevaient à environ 25 058 t en 2020 et 24 190 t en 2021 (FishStat, 2023), ce qui démontre le niveau élevé de non-déclaration dans les années précédentes, tandis que le pourcentage de requins-renards dans le commerce a en réalité fortement diminué, ne représentant que 0,03 à 0,53 % des requins sur le marché de Hong Kong en 2015 (Fields, soumis). Les échantillonnages de 2015 à 2017 ont montré que les requins-renards (presque tous *Alopias pelagicus*) étaient le 9<sup>ème</sup> aileron le plus rencontré dans le commerce (Cardeñosa et al., 2020). En 2020, les autorités de Hong Kong ont saisi 26 tonnes d'ailerons de requins, estimés provenir d'environ 31 000 requins-renards. Les estimations de MacNeil et al. (en révision) pour les espèces d'*Alopias* indiquent que les débarquements annuels mondiaux moyens de 2012 à 2023 étaient d'environ 38 503 t, variant entre 7 610 t et 141 210 t, et confirment qu'il s'agit de l'une des espèces les plus sous-déclarées (en volume) dans les pêcheries pélagiques.

Les ORGP présentes sur l'ensemble de leur aire de répartition ont reconnu que la surpêche constitue la principale menace pesant sur ces espèces. Le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) (2007) a noté que la gestion du *Alopias vulpinus* dans l'Atlantique suscitait des préoccupations en raison de l'absence de mesures de gestion en vigueur. Des parallèles peuvent être établis avec la pêche ciblée du Pacifique américain, qui, également dépourvue de mesures de gestion, a connu des baisses rapides des populations et une fermeture définitive dans les années 1990, conséquence directe de la surpêche (Hanan et al., 1993). Cortés et al. (2010) ont réalisé une évaluation du risque écologique (ERA) des requins pélagiques dans les pêcheries palangrières pélagiques de l'Atlantique, qui a identifié le *Alopias superciliosus* comme l'une des espèces de requins les plus exposées à la surexploitation dans l'Atlantique. Des études menées dans le sud-est des États-Unis révèlent également un déclin important de l'espèce, avec des diminutions de la capture par unité d'effort (CPUE) indiquant que la population de *Alopias superciliosus* a diminué de 70 % par rapport aux niveaux historiques (Beerkircher et al., 2002). Toutefois, les mesures prises pour prévenir de nouvelles mortalités ont été insuffisantes. Bien que la CICTA interdise la rétention des requins-renards, les captures déclarées de ces espèces ont continué à augmenter dans l'Atlantique.

De même, une évaluation du risque écologique (ERA) menée par la CTOI sur la pression de pêche des palangres pélagiques (Comité scientifique de la CTOI, 2013) a conclu que le *Alopias pelagicus* et le *Alopias superciliosus* présentaient des indices de vulnérabilité très élevés (respectivement n°2 et n°3), car ce sont deux des espèces de requins les moins productives, et elles sont très susceptibles d'être capturées dans les pêcheries palangrières (avec une mortalité à l'hameçon élevée, comme indiqué dans le résumé CTOI 2024 pour ces espèces). Les données disponibles indiquent également un risque considérable pour l'état des populations d'*Alopias* dans l'océan Indien compte tenu des niveaux actuels d'effort de pêche. En 2024, le Groupe de travail sur les écosystèmes et les prises accessoires (WPEB) de la CTOI a examiné la situation du requin-renard à gros yeux et a conclu que l'état de sa population était incertain. Le groupe a estimé que le maintien ou l'augmentation de l'effort de pêche, et donc de la mortalité par pêche associée, pouvaient entraîner une diminution de la

biomasse, de la productivité et de la CPUE, et que la concentration de l'effort de pêche à la palangre dans le sud et l'est de l'océan Indien pouvait provoquer un appauvrissement localisé des populations. Il a recommandé de maintenir l'interdiction de rétention.

Comme pour de nombreuses espèces de requins, les captures d'*Alopias* sont largement sous-déclarées à l'échelle mondiale (Clarke *et al.*, 2006 ; Worm *et al.*, 2013 ; MacNeil *et al.*, 2025), et les données spécifiques par espèce sur les tendances des populations de requins-renards demeurent rares. La FAO a conclu qu'en raison de ce manque de données, ces espèces devraient être considérées comme « pleinement exploitées ou surexploitées à l'échelle mondiale » (Maguire *et al.*, 2006). Une évaluation menée en 2014 par TRAFFIC pour le DEFRA (Royaume-Uni) a classé les *Alopias* dans la catégorie de risque la plus élevée, en raison du faible niveau de gestion en place et de leur vulnérabilité intrinsèque (Lack *et al.*, 2014).

Les trois espèces de requins-renards étaient estimées représenter 13 % du total des prises accessoires de requins et de raies dans l'industrie palangrière thonière autour de 2010, dont 98,9 % étaient aileronnées puis rejetées (Bromhead *et al.*, 2012). Des travaux menés par TRAFFIC en 2014 ont classé les *Alopias* dans la catégorie de risque la plus élevée, en raison du faible niveau de gestion en place et de leur vulnérabilité intrinsèque (Lack *et al.*, 2014).

Il convient de noter que l'ensemble du genre *Alopias* possède un faible potentiel intrinsèque de rétablissement, même en cas de faible pression de pêche, en raison de leur cycle biologique lent. Leurs populations aujourd'hui fortement appauvries, déjà soumises à des menaces persistantes liées au chevauchement de leurs aires de répartition avec de nombreuses pêcheries à la palangre et au filet maillant, souvent non réglementées et non déclarées, ainsi qu'à la pêche fantôme et à la dégradation de leur habitat, voient ainsi leur situation gravement compromise.

La demande d'ailerons et de chair de requin est le moteur de cette surexploitation d'*Alopias*. Cependant, d'autres menaces, telles que le changement climatique affectant les aires de répartition des requins pélagiques comme les requins-renards, combinées à des niveaux élevés de contaminants dans les écosystèmes (PCB, organochlorés et métaux lourds) qui s'accumulent dans les organismes et se bioamplifient aux niveaux trophiques supérieurs, ont probablement également un impact sur ces espèces. La perte d'habitat, en particulier dans leurs zones de nourricerie, constitue également une menace potentielle.

#### 5.4 Menaces propres à la migration

Il n'existe aucune protection spécifique pour ces espèces dans leurs aires critiques en haute mer, leurs zones côtières de reproduction juvénile ou leurs routes migratoires. Il s'agit d'une menace majeure et persistante pour toutes les espèces d'*Alopias*, compte tenu de leur large aire de répartition, de leur nature migratoire et essentiellement pélagique, et du fait que la principale menace pour leurs populations est la capture non réglementée par des pêcheries hauturières et côtières utilisant différents types d'engins, en particulier les palangres et les filets maillants. Ces pêcheries, en prélevant une proportion non durable de requins-renards, affectent leur potentiel migratoire et entravent les transitions entre eaux côtières et pélagiques.

Le développement côtier, la pollution et le tourisme peuvent perturber des habitats essentiels et affecter indirectement le succès des migrations (par exemple, Monad Shaol, aux Philippines). Le changement climatique, en modifiant la température des océans, l'acidité, les courants et la disponibilité de la nourriture, peut contraindre les requins à modifier leurs routes migratoires.

## 5.5 Exploitation nationale et internationale

Les *Alopias* sont pêchés pour leur chair, leurs ailerons, leur huile de foie et leur peau (Compagno, 2001 ; Jabado et al., 2015). Il existe également une demande à petite échelle pour leur cartilage, ainsi que pour leurs dents et mâchoires en tant que curiosités. Les données de capture pour la plupart des requins sont incomplètes en raison des pêcheries non déclarées et non réglementées, tandis que la sous-déclaration des captures est également fréquente (MacNeil et al., 2025). Cela rend difficile la quantification de ces tendances.

Les espèces d'*Alopias* sont principalement exploitées au niveau national pour leur chair, qui est préférée à celle de nombreuses autres espèces de requins. Elle est souvent commercialisée fraîche, réfrigérée ou congelée en Europe, en Amérique du Nord (y compris dans le cadre d'une pêcherie ciblée au large de la Californie), en Australie, en Nouvelle-Zélande, au Japon et à Taiwan. Dans les régions où des installations de réfrigération ou de congélation immédiates ne sont pas disponibles, la chair est souvent salée et séchée, fumée, ou cuite et transformée, puis consommée localement ou commercialisée. En Asie de l'Est, les formes transformées de chair de requin sont courantes, notamment pour la production de produits de poisson haché, comme les boulettes de poisson. Au Japon, les espèces d'*Alopias* sont commercialisés congelés, tandis qu'en Chine, la chair est utilisée pour produire du requin salé, des conserves de chair et des boulettes de requin (Parry-Jones et al., 1996). Une étude de Liu et al. (2013) a montré que les espèces d'*Alopias* sont fortement consommées à Taïwan, 23 % des produits de requin échantillonnés provenant de l'espèce *Alopias pelagicus*. L'étude indique que la population de *Alopias pelagicus* dans la région a diminué de 34,3 % au cours des 20 années précédant l'étude et que cette population est soumise à une forte pression de pêche et surexploitée. Entre 1989 et 2002, les requins-renards pélagiques sont passés de 11,9 % à 3,66 % du total des captures taïwanaises en poids (Liu & Tsai, 2011). En Équateur, la chair de requin est une source importante de protéines animales, notamment pour les communautés de la Sierra, de l'Amazonie et des zones côtières qui dépendent de la pêche artisanale.

Leurs ailerons sont séchés et généralement exportés (sauf en présence d'installations locales de transformation des ailerons). Comme les données sur le commerce international des produits de requins ne sont pas documentées au niveau de l'espèce ou du genre dans le Système harmonisé des tarifs douaniers, les informations spécifiques par espèce sur la quantité ou la valeur des importations et exportations sont limitées. Selon les recherches, les trois espèces représentaient collectivement 2 à 3 % des ailerons importés à Hong Kong entre 1991 et 2001, et 0,5 % en 2014 (Clarke et al., 2006a ; Fields et al., 2018). Une étude complète du commerce menée en 2018-2019 a identifié les ailerons de requins-renards comme un composant important du marché de Hong Kong, représentant environ 1 % des requins commercialisés (Cardeñosa et al., 2024 ; Dr Hau Cheuk Yu et al., 2025).

Les données communiquées par les Parties à la CITES (à la suite de leur inscription à l'Annexe II, mise en œuvre en 2017) sont présentées à l'Annexe 1.

Le commerce illégal est avéré, bien que l'ampleur totale de ces activités demeure inconnue en raison du faible niveau de suivi de la conformité et de l'application des réglementations. Ainsi, les données de capture soumises à la FAO montrent que les captures déclarées d'*Alopias superciliosus* dans l'Atlantique ont fortement augmenté après l'adoption par la CICTA et le CGPM de recommandations interdisant cette espèce, tandis que les captures de requins-renards dans l'océan Indien n'ont diminué que de 20 % après la recommandation de la CTOI. Le commerce de produits issus de pêcheries gérées par les ORGP dans ces océans serait donc illégal, tout comme celui provenant d'autres pêcheries de Parties à la CITES ne disposant pas de constatations de prélèvement légal (LAF) ou d'avis de commerce non préjudiciables (NDF) positifs. Une hausse soudaine des déclarations d'ailerons pré-Convention dans les échanges commerciaux déclarés au titre de la CITES en 2021 est

également suspecte, car il est peu probable que des ailerons aient été stockés pendant cinq ans avant leur exportation (voir l'Annexe 1). En 2019, un total de 13 054,5 kg d'ailerons de requin-renard destinées à Hong Kong ont été confisqués au Pérou, et la même année, les autorités hongkongaises ont saisi 513 kg supplémentaires. En mai 2020, les autorités douanières de Hong Kong ont saisi 21 000 kg d'ailerons de requins-renards pélagiques dans deux conteneurs en provenance de l'Équateur ; il s'agit de la plus grande saisie d'ailerons de requins de l'histoire (Cardeñosa *et al.*, 2021).

Le requin-renard constitue également une ressource importante pour la pêche sportive dans certains pays, notamment aux États-Unis (en particulier en Californie), au Royaume-Uni, en Nouvelle-Zélande et dans d'autres régions du Pacifique. Par ailleurs, le *Alopias pelagicus* constitue une espèce phare du tourisme de plongée aux Philippines.

## 6. Niveau de protection et gestion de l'espèce

### 6.1 Niveau de protection nationale

Bahamas : un sanctuaire pour les requins a été établi en 2011, interdisant la capture, la possession et la vente de requins et de leurs produits dans l'ensemble de sa ZEE.

Îles Cook : toute pêche commerciale aux requins est interdite depuis 2011.

Costa Rica : en mai 2021, le Costa Rica a ajouté le requin-renard à sa liste nationale des espèces en danger (publiée dans La Gaceta N°93, le 17/5/2021), et la protection accordée par la loi sur la conservation de la vie sauvage limite son extraction et sa commercialisation.

Équateur : conformément à ses engagements internationaux, le gouvernement équatorien élabore des réglementations spécifiques pour la gestion durable des requins-renards (*Alopias pelagicus* et *Alopias superciliosus*), qui sont actuellement diffusées aux secteurs de la pêche artisanale et industrielle. Ce règlement propose une limite annuelle de prises accessoires et une taille minimale de capture afin de protéger les spécimens juvéniles et d'assurer leur reproduction. Le pays reconnaît la forte vulnérabilité biologique du genre *Alopias* ainsi que son inscription aux Annexes II de la CMS et de la CITES, ce qui renforce son engagement en faveur de la conservation et de la gestion durable de ces espèces, dont la capture en Équateur se produit principalement comme prises accessoires dans les pêcheries artisanales et industrielles.

Union européenne : il est interdit de conserver à bord, de transborder ou de débarquer toute partie ou la carcasse entière du requin-renard océanique (*Alopias superciliosus*) capturé dans le cadre de toute pêche. Il est également interdit de mener des pêcheries ciblées pour toute espèce de requin-renard (genre *Alopias*).

Polynésie française : toute pêche commerciale des requins est interdite depuis 2006.

Honduras : en 2010, le pays a instauré un sanctuaire pour les requins dans ses eaux, interdisant toute capture et commercialisation de ces espèces.

Indonésie : bien que les protections spécifiques soient limitées, un décret du gouverneur de la province d'East Nusa Tenggara (dis. Pkl. 188.48/B1. 57/VIII/2022) interdit la capture et le commerce des requins-renards pélagiques dans cette province. L'Indonésie a également intégré la résolution 10/12 de la CTOI dans un règlement ministériel afin de réglementer les captures en haute mer.

Israël : toute pêche commerciale de requins est interdite depuis 2005 (appliqué depuis 2008).

Maldives : depuis 2010, le pays applique une interdiction totale de toute pêche aux requins ainsi que de la conservation de requins dans toutes les pêcheries de sa zone économique exclusive.

Îles Marshall : en 2011, le pays a créé le plus grand sanctuaire pour les requins au monde, interdisant toute pêche commerciale de requins dans sa zone économique exclusive.

Nouvelle-Calédonie : toute pêche commerciale aux requins est interdite depuis 2014.

Palaos : un sanctuaire pour les requins instauré en 2009, interdit toute pêche commerciale de requins, l'amputation d'ailerons, ainsi que la possession ou le commerce de requins et de leurs parties.

Philippines : en vertu de la loi de la République 10654 (2015), les Philippines protègent les espèces inscrites aux Annexes de la CITES (y compris le requin-renard), rendant illégale la pêche, la capture, la collecte, la vente, la possession, le transport ou l'exportation de ces espèces, à moins que des avis de commerce non préjudiciable appropriés ne soient en place.

Espagne : un arrêté ministériel a été publié le 22 avril 2010 et est entré en vigueur le 1er janvier 2010. Cet arrêté interdit la capture, le débarquement et la commercialisation de tous les requins-renards.

Sri Lanka : en réponse à la résolution de la CTOI, le Sri Lanka a mis en place une réglementation nationale en vertu de la Fisheries and Aquatic Resources Act (loi sur les pêches et les ressources aquatiques), n°2 de 1996, publiée dans la Gazette n°1768/36 le 27 juillet 2012. Ce règlement interdit la capture, la détention, le transbordement, le débarquement, le stockage ou la vente de requins-renards.

Tokelau : toute pêche commerciale aux requins est interdite depuis 2011.

## 6.2 Niveau de protection internationale

Toutes les espèces d'*Alopias* ont été inscrites à l'Annexe II de la CITES en 2016, mise en œuvre en octobre 2017 (le Japon a formulé une réserve).

En 2014, toutes les espèces de requins-renards ont été inscrites à l'Annexe II de la CMS. Ces espèces sont également couvertes par le Mémoire d'entente sur les requins migrateurs de la CMS, visant à faciliter leur conservation.

La Commission des thons de l'océan Indien (CTOI) a réagi à la baisse signalée des captures de requins-renards dans l'ensemble de l'océan Indien en interdisant la rétention de ces requins (Résolution 12/09 de la CTOI). Des mesures similaires pour tous les requins-renards sont en vigueur depuis 2010 par la CICTA (Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique), adoptées en 2009, puis reprises par le CGPM (Conseil général des pêches pour la Méditerranée) et étendues à la mer Méditerranée en 2010. La CPPOC (Commission des pêches du Pacifique occidental et central) a mis en place des mesures uniquement pour le *Alopias superciliosus* depuis 2011 (adoptées en 2010).

## 6.3 Mesures de gestion

Autriche : pour les importations vers et les exportations depuis l'Autriche, toutes les espèces de requins inscrites aux Annexes de la CITES sont traitées comme si elles figuraient à l'Annexe I (2024).

Colombie : interdiction de tout commerce de produits et dérivés de requins, de raies marines et de chimères, y compris l'exportation, la réexportation et l'importation (2023).

Équateur : suspension de tout commerce de spécimens de requins et de raies inscrits à l'Annexe II de la CITES avant la COP19, en provenance de l'Équateur ou dont le pays d'origine est l'Équateur (2024).

Plusieurs Parties à la CITES ont également suspendu tous les échanges commerciaux d'espèces inscrites sur la liste de cette convention. Il s'agit de la Dominique (2024), de la Libye (2024), d'Oman (2024), de la Guinée (2023), du Panama (2023 : pour toutes les espèces sauvages prélevées dans la nature à des fins commerciales), de Sao Tomé-et-Principe (2022), de la Somalie (2019), de l'Inde (2018), de Djibouti (2018), du Libéria (2018), de la Grenade (2016), de Djibouti (2011), et des Philippines (2010).

#### Quotas dans le cadre de la CITES :

*Alopias pelagicus* : le Salvador dispose d'un quota d'exportation de 702 kg pour les ailerons séchés et de 835 kg pour la peau séchée en 2024, tandis que le Panama a un quota de 0, avec une exemption à des fins scientifiques, judiciaires, d'application de la loi ou médico-légales.

*Alopias vulpinus* : le Congo possède un quota d'exportation de 200 kg d'ailerons séchés pour 2025, tandis que le Salvador a un quota de 26 kg pour les ailerons séchés et de 30 kg pour la peau séchée en 2024, et le Panama a un quota de 0.

*Alopias superciliosus* : le Salvador dispose d'un quota de 574 kg pour les ailerons séchés et de 683 kg pour la peau séchée, tandis que Panama a un quota de 0.

Certains pays, notamment le Canada, le Royaume-Uni, certains États et territoires des États-Unis, les Bahamas, les Maldives, les Îles Marshall, les Émirats arabes unis et l'Inde, ont également interdit l'exportation de tous les ailerons de requin.

L'Union européenne gère les requins-renards principalement via des réglementations mettant en œuvre les mesures des ORGP (CICTA et CTOI). En dehors de l'interdiction de conserver les *Alopias superciliosus* dans toutes ses pêcheries, ces mesures offrent donc des bénéfices limités pour les deux autres espèces de requins-renards en dehors des zones de compétence de la CICTA et de la CTOI.

La pêche américaine de requin-renard commun de l'Atlantique est gérée par NOAA Fisheries dans le cadre du Plan de gestion consolidé des pêches pour les espèces hautement migratrices de l'Atlantique. Ce plan nécessite des permis et établit des limites de capture. La Shark Conservation Act stipule également que tous les requins doivent être débarqués avec leurs ailerons conservés sur le corps.

#### 6.4 Conservation de l'habitat

Monad Shoal & Gato, Malapascua, Philippines : sanctuaire pour les requins et les raies. Il est très petit et localisé, et ne couvre donc pas l'ensemble des habitats utilisés par l'espèce.

Aire marine protégée de Selat Pantar, Nusa Tenggara oriental (NTT), Indonésie : un décret provincial interdit la capture et le commerce des requins-renards pélagiques dans la province de NTT. Une protection très localisée qui offre une protection limitée pour ce type d'espèces migratrices.

L'établissement d'aires marines protégées (AMP) au sein des ZEE peut offrir un certain niveau de protection aux *Alopias* et à leurs habitats essentiels. Cependant, compte tenu des niveaux variables de mise en place des AMP dans le monde et de la nature migratoire de ces espèces, cette protection reste insuffisante. De plus, les habitats pélagiques critiques en haute mer ne

bénéficient d'aucune protection, ce qui est particulièrement préoccupant si l'on tient compte de la nature hautement migratoire et pélagique de toutes les espèces d'*Alopias*.

## 6.5 Surveillance de la population

Le suivi des populations par espèce fait souvent défaut, car les données disponibles sont très limitées et généralement agrégées à des niveaux taxonomiques supérieurs.

## 7. Effets de l'amendement proposé

### 7.1 Avantages prévus de l'amendement

Une inscription à l'Annexe I de la CMS entraînerait la mise en place de réglementations nationales interdisant la capture de ces espèces, ce qui, combiné à leur inscription actuelle à l'Annexe II (favorisant la coopération et la gestion régionales), contribuerait à réduire la mortalité de ces espèces fortement menacées et à favoriser leur rétablissement.

Toutes les espèces du genre *Alopias* nécessitent des mesures de conservation urgentes, en raison de leur cycle de vie lent, de leur biologie vulnérable, et des fortes réductions observées dans leurs populations du fait de la pression de pêche anthropique. Bien que certaines protections nationales ou régionales existent, elles ne couvrent pas l'ensemble de leur aire de répartition, ce qui, pour des espèces migratrices de ce type, ne garantit pas une protection adéquate. Les mesures de gestion actuelles sont également insuffisantes pour stopper le déclin continu des populations. L'inscription à l'Annexe I permettrait de résoudre ces problèmes.

### 7.2 Risques potentiels de l'amendement

Aucun risque n'a été identifié. L'inscription à l'Annexe I de la CMS viendrait compléter les mesures de non-conservation des ORGP, renforcer les rares protections nationales déjà en place, et soutenir l'inscription à l'Annexe II de la CITES en allégeant la charge des agences chargées de l'application des règles commerciales.

### 7.3 Intention du proposant concernant l'élaboration d'un accord ou d'une Action concertée

Le proposant a l'intention de soutenir et d'encourager la mise en place d'Actions concertées afin de renforcer l'inscription de l'espèce à l'Annexe I de la CMS.

## 8. États de l'aire de répartition

Les trois espèces de requins-renards se trouvent dans des zones situées au-delà des juridictions nationales, de sorte que l'article I h) de la CMS doit être pris en compte pour déterminer un État de répartition :

« État de l'aire de répartition, signifie, pour une espèce migratrice donnée, tout État [...] qui exerce sa juridiction sur une partie quelconque de l'aire de répartition de cette espèce migratrice, ou encore, un État dont les navires battant son pavillon procèdent à des prélèvements sur cette espèce en dehors des limites de juridiction nationale. »

En conséquence, un État de l'aire de répartition inclut tout pays où les espèces d'*Alopias* sont présentes dans les eaux nationales, ainsi que tous les États dont les flottes exploitent ces espèces en haute mer.

**a) Requin-renard pélagique (*Alopias pelagicus*) :**

Samoa américaines ; Australie ; Bangladesh ; Chagos (archipel, Territoire britannique de l'océan Indien) ; Brunei Darussalam ; Cambodge ; Chine ; Christmas (île) ; Cocos (Keeling) (îles) ; Colombie ; Comores ; Cook (îles) ; Costa Rica ; Territoire contesté (îles Spratley, îles Paracel) ; Djibouti ; Équateur (continent, Galápagos) ; Égypte ; El Salvador ; Érythrée ; Fidji ; Polynésie française ; Guam ; Guatemala ; Honduras ; Hong Kong ; Inde (îles Andaman) ; Indonésie ; Iran, République islamique d' ; Japon ; Kenya ; Kiribati ; Corée, République de ; Macao ; Madagascar ; Malaisie ; Maldives ; Îles Marshall ; Maurice ; Mayotte ; Mexique ; Micronésie, États fédérés de ; Mozambique ; Myanmar ; Nauru ; Nouvelle-Calédonie ; Nicaragua ; Niue ; Norfolk (île) ; Îles Mariannes du Nord ; Oman ; Pakistan ; Palaos ; Panama ; Papouasie-Nouvelle-Guinée ; Pérou ; Philippines ; Pitcairn ; La Réunion ; Samoa ; Arabie Saoudite ; Seychelles ; Singapour ; Îles Salomon ; Somalie ; Afrique du Sud ; Sri Lanka ; Soudan ; Taïwan, province de Chine ; Tanzanie, République-Unie de ; Thaïlande ; Timor-Leste ; Tokelau ; Tonga ; Tuvalu ; États-Unis (îles Hawaï) ; Îles mineures éloignées des États-Unis (Johnston, Howland-Baker, Midway, ligne US, Wake) ; Vanuatu ; Viêt Nam ; Wallis et Futuna ; Yémen.

**b) Requin-renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*) :**

Algérie ; Angola ; Anguilla ; Antigua-et-Barbuda ; Aruba ; Australie ; Bahamas ; Barbade ; Belize ; Bermudes ; Bonaire, Saint-Eustache et Saba (Bonaire, Saint-Eustache, Saba) ; Bosnie-Herzégovine ; Brésil ; Chagos (archipel, Territoire britannique de l'océan Indien) ; Brunei Darussalam ; Cap-Vert ; Cambodge ; Canada ; Îles Caïmans ; Chine ; Colombie (continent, îles caraïbes colombiennes) ; Comores ; Congo ; Costa Rica ; Cuba ; Curaçao ; Côte d'Ivoire ; Territoire contesté (îles Paracel, îles Spratley) ; Dominique ; République dominicaine ; Équateur (Galápagos) ; El Salvador ; Guinée équatoriale (continent, Annobón) ; France (île Clipperton, France continentale) ; Guyane française ; Gabon ; Gambie ; Ghana ; Grenade ; Guadeloupe ; Guatemala ; Guinée ; Guinée-Bissau ; Guyana ; Haïti ; Honduras ; Hong Kong ; Inde (îles Andaman) ; Indonésie ; Iran, République islamique d' ; Irlande ; Italie ; Jamaïque ; Japon ; Kenya ; Kiribati ; Liban ; Libéria ; Libye ; Macao ; Madagascar ; Maldives ; Malte ; Martinique ; Mauritanie ; Îles Maurice ; Mayotte ; Mexique ; Monaco ; Monténégro ; Montserrat ; Maroc ; Mozambique ; Nauru ; Nouvelle-Calédonie ; Nouvelle-Zélande ; Nicaragua ; Nigéria ; Oman ; Pakistan ; Panama ; Philippines ; Portugal (Açores, Portugal continental, Madère, Selvagens) ; Porto Rico (île principale, Navassa) ; La Réunion ; Saint-Barthélemy ; Saint-Christophe-et-Niévès ; Sainte-Lucie ; Saint-Martin (partie française) ; Saint-Pierre-et-Miquelon ; Saint-Vincent-et-les-Grenadines ; Sénégal ; Seychelles ; Sierra Leone ; Singapour ; Saint-Martin (partie néerlandaise) ; Slovaquie ; Somalie ; Afrique du Sud ; Espagne (îles Canaries, Espagne continentale, territoires espagnols d'Afrique du Nord) ; Sri Lanka ; Soudan ; Suriname ; Taïwan, province de Chine ; Tanzanie, République-Unie de ; Timor-Leste ; Trinité-et-Tobago ; Îles Turques-et-Caïques ; Émirats arabes unis ; Royaume-Uni ; États-Unis ; Îles mineures éloignées des États-Unis (Johnston, Wake, Howland-Baker, Midway, ligne US) ; Uruguay ; Venezuela, République bolivarienne du ; Viêt Nam ; Îles Vierges britanniques ; Îles Vierges américaines ; Sahara occidental ; Yémen.

*Possiblement présent* : Albanie ; Samoa américaines ; Bangladesh ; Bénin ; Cameroun ; Chili ; Île Christmas ; Îles Cocos (Keeling) ; Îles Cook ; Croatie ; Chypre ; Djibouti ; Équateur (continent) ; Égypte ; Érythrée ; Fidji ; Polynésie française ; Grèce ; Guam ; Israël ; Îles Marshall ; États fédérés de Micronésie ; Myanmar ; Namibie ; Niue ; Île Norfolk ; Îles Mariannes du Nord ; Palaos ; Papouasie-Nouvelle-Guinée ; Pérou ; Samoa ; Arabie saoudite ; Îles Salomon ; République arabe syrienne ; Thaïlande ; Togo ; Tokelau ; Tonga ; Tunisie ; Tuvalu ; Türkiye ; États-Unis (îles hawaïennes) ; Vanuatu ; Wallis et Futuna

**c) Requin-renard commun (*Alopias vulpinus*) :**

Albanie ; Algérie ; Angola ; Argentine ; Aruba ; Australie ; Belgique ; Bénin ; Bonaire, Saint-Eustache et Saba (Bonaire) ; Bosnie-Herzégovine ; Brésil ; Territoire britannique de l'océan Indien (archipel des Chagos) ; Canada ; Chili ; Chine ; Colombie (continent) ; Costa Rica ;

Croatie ; Cuba ; Curaçao ; Chypre ; Côte d'Ivoire ; Danemark ; Territoire contesté ; Équateur (continent) ; Égypte ; El Salvador ; France (continent) ; Polynésie française ; Gambie ; Allemagne ; Ghana ; Gibraltar ; Grèce ; Grenade ; Guatemala ; Guernesey ; Guinée ; Guinée-Bissau ; Hong Kong ; Indonésie ; Irlande ; Île de Man ; Israël ; Italie ; Japon ; Jersey ; Corée, République populaire démocratique de ; Corée, République de ; Liban ; Libéria ; Libye ; Macao ; Malaisie ; Malte ; Mauritanie ; Mexique ; Monaco ; Monténégro ; Maroc ; Namibie ; Pays-Bas ; Nouvelle-Calédonie ; Nouvelle-Zélande ; Nicaragua ; Nigéria ; Norvège ; Panama ; Pérou ; Portugal (Açores, Portugal continent) ; Sénégal ; Sierra Leone ; Singapour ; Slovénie ; Afrique du Sud ; Espagne (continent) ; République arabe syrienne ; Taïwan, province de Chine ; Togo ; Trinité-et-Tobago ; Tunisie ; Türkiye ; Royaume-Uni ; États-Unis (îles hawaïennes) ; Uruguay ; Venezuela, République bolivarienne du ; Sahara occidental

*Possiblement présent* : Samoa américaines ; Anguilla ; Antigua-et-Barbuda ; Bahamas ; Bangladesh ; Barbade ; Belize ; Bermudes ; Bonaire, Saint-Eustache et Saba (Saint-Eustache, Saba) ; Brunéi Darussalam ; Cap-Vert ; Cambodge ; Cameroun ; Îles Caïmans ; Île Christmas ; Îles Cocos (Keeling) ; Colombie (îles des Caraïbes colombiennes) ; Congo ; Îles Cook ; Territoire disputé (îles Spratleys, îles Paracels) ; Djibouti ; Dominique ; République dominicaine ; Équateur (Galápagos) ; Guinée équatoriale (Guinée équatoriale continentale, Annobón) ; Falkland Islands (Malvinas) ; Fidji ; France (Île Clipperton) ; Guyane française ; Gabon ; Guadeloupe ; Guam ; Guyana ; Haïti ; Honduras ; Inde ; Iran, République islamique d' ; Jamaïque ; Kenya ; Kiribati ; Madagascar ; Maldives ; Îles Marshall ; Martinique ; Maurice ; Mayotte ; Micronésie, États fédérés de ; Montserrat ; Mozambique ; Myanmar ; Nauru ; Niue ; Île Norfolk ; Îles Mariannes du Nord ; Oman ; Pakistan ; Palaos ; Papouasie-Nouvelle-Guinée ; Philippines ; Pitcairn ; Portugal (Madère) ; Porto Rico (Porto Rico (île principale), Île Navassa) ; Réunion ; Saint-Barthélemy ; Sainte-Hélène, Ascension et Tristan da Cunha (Tristan da Cunha, Sainte-Hélène (île principale), Ascension) ; Saint-Kitts-et-Nevis ; Sainte-Lucie ; Saint-Martin (partie française) ; Saint-Pierre-et-Miquelon ; Saint-Vincent-et-les-Grenadines ; Samoa ; Sao Tomé-et-Principe ; Seychelles ; Saint-Martin (partie néerlandaise) ; Îles Salomon ; Somalie ; Espagne (îles Canaries) ; Sri Lanka ; Suriname ; Tanzanie, République-Unie de ; Thaïlande ; Timor-Leste ; Tokelau ; Tonga ; Îles Turques-et-Caïques ; Tuvalu ; Émirats arabes unis ; Îles mineures éloignées des États-Unis (Île Midway, Île Wake, Îles de la Ligne américaines, Île Johnston, Îles Howland-Baker) ; Vanuatu ; Viêt Nam ; Îles Vierges britanniques ; Îles Vierges des États-Unis ; Wallis-et-Futuna ; Yémen

## 9. Consultations

La proposition a été envoyée aux aires de répartition géographique des trois espèces, et des réponses ainsi que des informations ont été reçues de la délégation équatorienne, qui ont été intégrées à la proposition.

## 10. Remarques supplémentaires

Aucune.

## 11. Références

- 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 orrectolobiformes) 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>

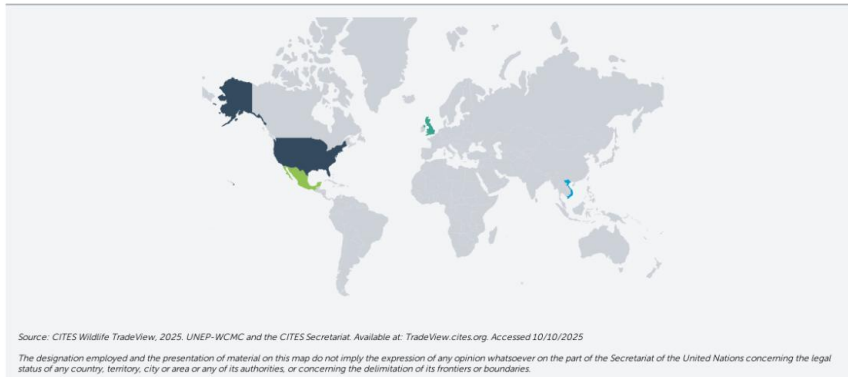
- Last, P.R. and Stevens, J.D. (2009). *Sharks and Rays of Australia*. Second Edition. CSIRO Publishing, Collingwood.
- Liu K-M, Changa Y-T, Ni I-H, Jin C-B. (2006). Spawning per recruit analysis of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the eastern Taiwan waters. *Fisheries Research* 82: 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 degli Squali e delle Razze del Mediterraneo* (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\\_Rpt\\_Only\\_0.pdf](http://www.cms.int/sites/default/files/document/MOS1_Inf_11_Intrinsic_Vulnerability_of_sharks_UK_Rpt_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.

## DONNÉES COMMERCIALES 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

Alopias

##### Date range

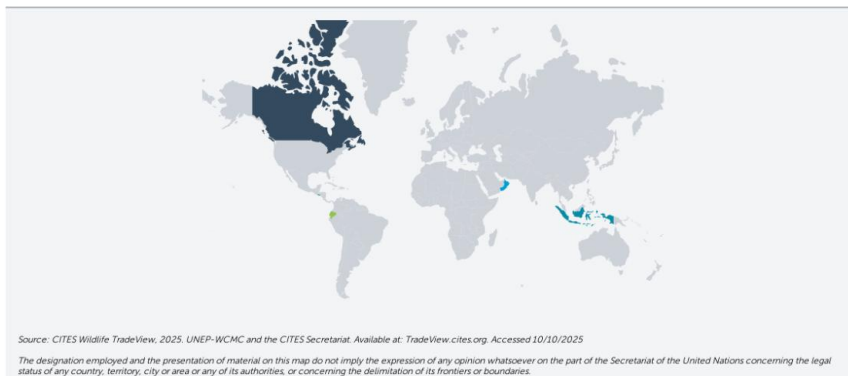
2016 - 2025

##### 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

Alopias

##### Date range

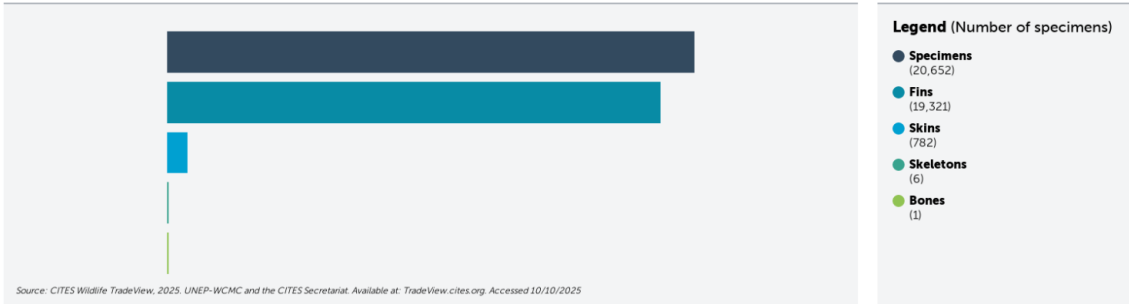
2016 - 2025

##### Origin

Direct

### Top Trade Terms

Reported by exporter



#### Parameters

Taxon  
Alopias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct

### Top Taxa in Trade by species

Reported by exporter



#### Parameters

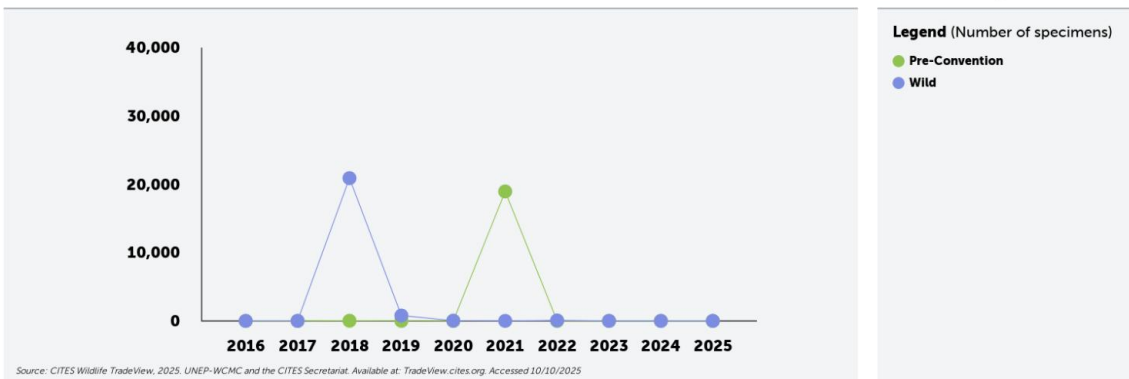
Taxon  
Alopias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct

### Source over time

Reported by exporter



#### Parameters

Taxon  
Alopias

Date range  
2016 - 2025

Origin  
Direct