



NOTIFICATION AUX PARTIES

No. 2024/118

Genève, le 28 octobre 2024

CONCERNE :

MALDIVES

Consultation des États de l'aire de répartition sur la proposition de transfert du requin baleine (*Rhincodon typus*) de l'Annexe II à l'Annexe I

1. La présente notification est publiée à la demande de la République des Maldives.
2. La République des Maldives soumet une proposition pour examen à la 20^e session de la Conférence des Parties en vue de transférer le requin baleine (*Rhincodon typus*) de l'Annexe II à l'Annexe I, sur la base des critères adoptés dans la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17) annexe 1, critère C.
3. À cet effet, conformément à la résolution Conf. 8.21 (Rev. CoP16) *Consultation des États de l'aire de répartition sur les propositions d'amendement des Annexes I et II*, la République des Maldives souhaite consulter les États de l'aire de répartition.
4. La République des Maldives demande, en conséquence, aux États de l'aire de répartition de fournir toute information dont ils disposeraient sur l'état de conservation (distribution, taille, structure, et tendances de la population), et sur le commerce légal, national et international de spécimens, parties et produits, ainsi que sur le commerce illégal (saisies et confiscations).
5. Tous les États de l'aire de répartition sont invités à communiquer leurs réponses à la présente notification avant le **30 novembre 2024**, directement à l'organe de gestion CITES des Maldives (et non au Secrétariat), par courriel, à l'adresse :

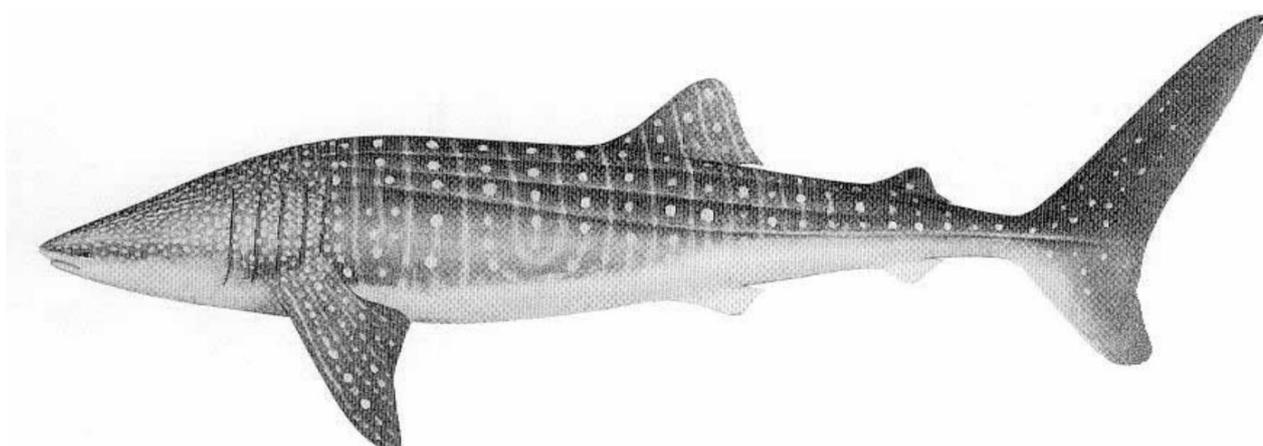
biodiversity@environment.gov.mv

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPÈCES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACÉES D'EXTINCTION



Vingtième session de la Conférence des Parties

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II



A. Proposition

Transférer le requin-baleine (*Rhincodon typus*) de l'Annexe II à l'Annexe I conformément à la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), Annexe 1 : critère C

Critères justificatifs [Res. Conf. 9.24 (Rev. CoP17)] Annexe 1 : critère C

Annexe 1, critère C : *Un déclin marqué de la taille de la population dans la nature, soit : i) en cours ou passé (mais avec la possibilité qu'il reprenne) ; ou ii) déduit ou prévu sur la base d'une quelconque des caractéristiques suivantes : – une diminution de la superficie de l'habitat ; – une diminution de la qualité de l'habitat ; – des niveaux ou modes d'exploitation ; – une grande vulnérabilité à des facteurs intrinsèques ou extrinsèques ; ou – un déclin du recrutement.*

B. Auteur de la proposition

République des Maldives*

* Les appellations géographiques employées dans ce document n'impliquent de la part du Secrétariat CITES (ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement) aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires ou zones, ni quant à leurs frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document incombe exclusivement à son auteur.

C. Justificatif

Le requin-baleine, *R. typus*, est le plus grand poisson du monde. C'est aussi l'un des requins les moins biologiquement productifs qui n'atteint pas la maturité sexuelle avant 25 ans et dont la mortalité naturelle est très basse (Pierce *et al.* 2021).

En 2016, compte tenu d'un déclin mondial estimé entre 40 et 92 % sur les trois dernières générations, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a évalué cette espèce comme « En danger » avec une tendance démographique en déclin (Pierce et Norman, 2016). Par rapport à son inscription à l'Annexe II de la CITES à la CoP12 (CoP12 Prop. 12.35), en 2002 parce qu'il était jugé « Vulnérable », le degré de préoccupation est désormais très élevé. Cet état satisfait aux critères d'inscription à l'Annexe I (critère C) points i) et ii).

Parmi les sources de mortalité expliquant ce déclin, il y a la pêche (les captures ciblées et accidentelles), le commerce illégal, les collisions avec les navires et la dégradation de l'habitat (Rowat *et al.* 2021). La CITES a inscrit les requins-baleines à l'Annexe II en 2002 et les échanges légaux à des fins commerciales ont pratiquement disparu après l'inscription (<https://trade.cites.org/>; accession 4 août 2024), probablement parce que l'espèce est généralement protégée sous les juridictions nationales et inscrite à l'Annexe I de la CMS, ce qui empêche la délivrance de permis d'exportation CITES. Cependant, il se pourrait que la nature même des requins-baleines, qui se déplacent sur de longues distances, fragilise la protection au niveau national. En effet, ces animaux passent probablement un certain temps dans des juridictions où ils peuvent être capturés légalement ou exposés à d'autres facteurs de stress (Reynolds *et al.* 2022).

Une publication récente documente les menaces croissantes qui s'exercent sur l'espèce du fait des changements climatiques qui entraînent la disparition de leurs habitats principaux. L'étude ajoute que d'ici à 2100, les principaux habitats des requins-baleines vont régresser de >50 % dans certaines eaux nationales, entraînant des déplacements géographiques de plus de 1000 km (~12 km par an⁻¹). Les habitats qui leur conviendront alors devraient se trouver en bordure de leur aire de distribution actuelle, augmentant les rencontres avec les grands navires (Womersley *et al.* 2024). Cette redistribution mondiale de l'espèce, induite par le climat, élimine son habitat principal et augmente l'exposition à des sources directes de mortalité par collisions avec les navires, preuve que le requin-baleine remplit les critères d'inscription à l'Annexe I décrits dans l'annexe 1, critère C, point ii).

Vu leur importance pour la biodiversité marine et le tourisme, les requins-baleines sont officiellement protégés aux Maldives depuis 1995. Ils ont été classés 'espèce protégée' par la ratification de la Loi sur la pêche des Maldives (Loi n° 14/2019). Plus récemment, l'espèce a été placée sous le mandat du Ministère du changement climatique, de l'environnement et de l'énergie et figure désormais sur la Liste des espèces protégées en vertu de la Loi de protection et de préservation de l'environnement des Maldives (Loi n° 4/93), depuis juillet 2016. Il est interdit de chasser, blesser, capturer ou tuer des requins-baleines et des lignes directrices régissant les pratiques touristiques durables ont été établies de manière à garantir leur conservation. L'Aire marine protégée de South Ari, aux Maldives, a été créée en 2009 pour protéger l'habitat des requins-baleines qui fréquentent ces eaux. C'est une des aires marines protégées les plus vastes du pays, couvrant une superficie de 42 km² dans l'Atoll South Ari.

Malgré l'inscription à l'Annexe II de la CITES et la protection dont l'espèce jouit au niveau national, aux Maldives, il reste encore des marchés d'exportation pour les ailerons, les lames branchiales, l'huile de foie et la viande des requins-baleines qui incitent aux captures ciblées et à la rétention des captures accidentelles de requins qui, autrement, seraient relâchés vivants (Rowat *et al.* 2021). Le commerce international illégal a été documenté dans l'Atlantique et le Pacifique (Rowat *et al.* 2021), et l'inscription actuelle à l'Annexe II pourrait permettre la poursuite d'un commerce certainement ni durable ni légal.

L'inscription du requin-baleine à l'Annexe I de la CITES est plus cohérente avec les mesures de protection nationales généralisées appliquées à cette espèce. Elle serait appropriée compte tenu du déclin constant et du risque d'extinction accru, et se révèle nécessaire pour réduire la mortalité due à la pêche motivée par le commerce en éliminant les incitations au commerce légal ou illégal et à la vente de produits de cette espèce.

1. Taxonomie

1.1 Classe : Chondrichthyes, subclass Elasmobranchii

1.2 Ordre : Orectolobiformes

1.3 Famille : Rhincodontidae

1.4 Genre, espèce ou sous-espèce, et auteur et année : *Rhincodon typus*, Smith, 1828

1.5 Synonymes scientifiques : Pas de synonyme actuel

1.6 Noms communs :
Maldives : Fehurihi
français : Requin-baleine
anglais : Whale Shark
espagnol : Tiburón Ballena

1.7 Numéros de code : Non applicable.

2. Vue d'ensemble

Le requin-baleine, *R. typus*, est un des animaux océaniques les plus charismatiques mais aussi l'un de ceux que l'on connaît le moins. Les travaux de recherche portent essentiellement sur un petit nombre de groupes de requins-baleines chassant ensemble composés presque entièrement de mâles sous-adultes. On ne sait pratiquement rien des petits juvéniles et des adultes, en particulier des femelles adultes qui soutiennent les populations. À ce jour, les chercheurs n'ont examiné qu'une seule femelle gravide (Joung *et al.* 1996, Schmidt *et al.* 2010). Une étude récente de la biologie de reproduction a conclu que cette espèce a la productivité biologique la plus faible de toutes les espèces de requins, ce qui la rend extrêmement vulnérable au déclin par une mortalité excessive induite par l'homme (Rowat *et al.* 2021).

La Liste rouge de l'UICN classait le requin-baleine dans la catégorie « Indéterminé » en 1990 et 1994 et « Données insuffisantes » en 1996. Lorsque suffisamment de données ont enfin été disponibles pour procéder à une évaluation, en 2000 et 2005, l'espèce a été classée « Vulnérable » à l'extinction. En 2002, les Parties à la CITES ont reconnu que ce statut menacé ainsi que les multiples preuves de déclin à l'échelon mondial indiquaient que le commerce mondial de l'espèce devait être géré et ont adopté la proposition d'inscription du requin-baleine à l'Annexe II. Malheureusement, l'évaluation spécialisée la plus récente de l'UICN, en 2016, classe les requins-baleines « En danger », sur la base d'un déclin de la population de 40 à 92 % à l'échelle mondiale en trois générations, justifiant une inscription à l'Annexe I conformément à la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), Annexe 1 : critère C, et aux multiples indicateurs contenus dans le critère C.

Les menaces comprennent la capture, qu'elle soit ciblée ou accidentelle, mais aussi les collisions avec les navires, le déclin de l'habitat et les conséquences d'un tourisme en augmentation pour l'observation des requins-baleines (section 5). La grande valeur des produits exportés -- ailerons, huile de foie et viande -- encourage peut-être la rétention des requins-baleines capturés de manière accidentelle ou ciblée, parfois en contravention avec la législation nationale qui les protège (section 6.4) (Reynolds *et al.* 2022, Rowat *et al.* 2021).

Une inscription à l'Annexe I compléterait et renforcerait les mesures de gestion adoptées par d'autres organismes internationaux (section 7). Le requin-baleine a été inscrit à l'Annexe II de la CMS en 2002 puis transféré à l'Annexe I en 2017, ce qui interdit la capture de l'espèce par les pays qui sont Parties à la CMS. Beaucoup de Parties à la CMS sont aussi Parties à la CITES et les Annexes correspondantes aideraient à renforcer les obligations découlant des deux Conventions. Cette inscription compléterait aussi les efforts déployés par les organisations régionales de gestion des pêches (ORPG) au thon pour empêcher la pose de sennes coulissantes pour les requins-baleines et améliorer les rapports établis par l'intermédiaire de ces organismes, sachant que les données disponibles sur les captures de requins-baleines sous-estiment probablement la capture totale et la mortalité (Clarke 2015).

Les données CITES sur le commerce (<https://trade.cites.org/> ; accession 3 août 2024) concernant les requins-baleines comprennent presque exclusivement de petits échantillons de tissu (quelques grammes)

à des fins de recherche scientifique ou d'exportation d'un petit nombre d'animaux vivants pour les aquariums publics. L'absence d'échanges commerciaux déclarés reflète presque certainement le fait que de nombreuses Parties ne peuvent pas faire d'avis de commerce non préjudiciable en appui aux permis d'exportation pour une espèce protégée au plan national et En danger, ce qui soutient la nécessité de classer l'espèce à l'Annexe I. Il y a des preuves de commerce illégal (section 6.4) et une inscription à l'Annexe I améliorerait les efforts visant à identifier tout commerce illégal en cours et à y mettre un terme.

Les avantages d'une inscription des requins-baleines à l'Annexe I sont élevés tandis que les conséquences pour les pêcheurs et les pêcheries à l'échelle mondiale seraient négligeables : en effet, l'espèce constitue une part infime des captures et ne joue aucun rôle dans la sécurité alimentaire ou les moyens d'existence des communautés côtières (section 6). En réalité, l'extinction des requins-baleines aurait un impact beaucoup plus important sur la sécurité alimentaire là où ces requins ont une valeur très élevée en tant qu'attraction pour l'écotourisme.

Compte tenu du statut En danger et des tendances au déclin des requins-baleines remplissant pleinement les critères d'inscription à l'Annexe I, ainsi que des menaces croissantes pour l'espèce en raison des collisions avec les navires et des changements climatiques, l'inscription à l'Annexe I de cette espèce unique est à la fois justifiée et opportune.

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

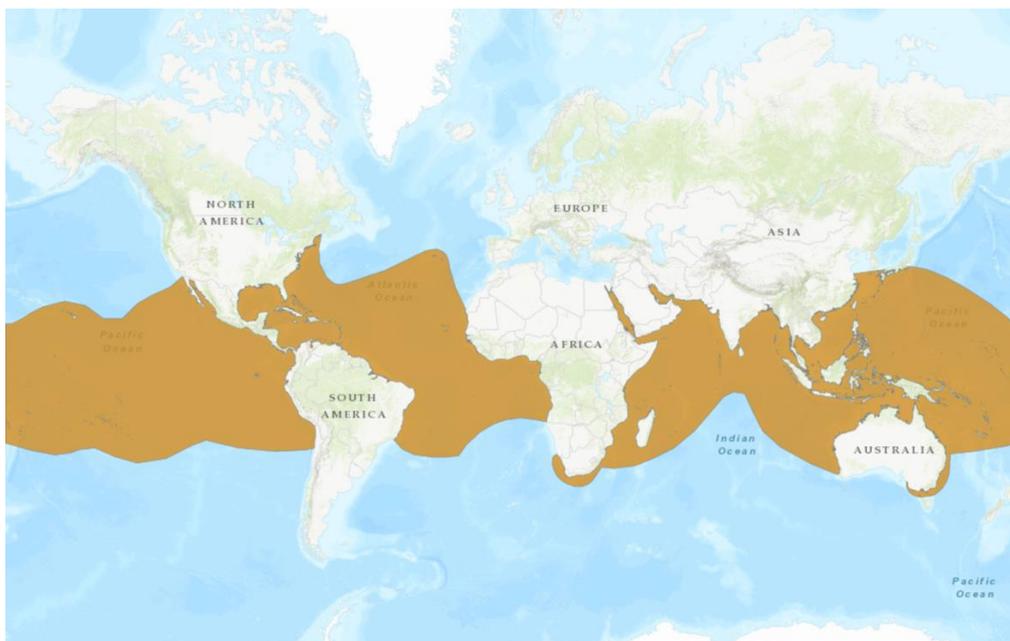


Figure 1. Carte de l'aire de répartition du requin-baleine, *R. typus* (source : Liste rouge de l'UICN 2024)

R. typus est une espèce pantropicale présente dans les eaux de l'Atlantique, du Pacifique et de l'océan Indien (Figure 1). On trouve souvent l'espèce entre 30 N et 35 S mais on l'observe parfois aussi légèrement plus au nord et au sud de ces limites (FAO, 1999 ; Colman 1997, Rowat et Brooks 2012, Sequeira *et al.* 2014a). Les requins-baleines sont rarement observés dans des eaux aux températures de surface inférieures à 21 °C, ce qui est probablement le facteur limitant de l'aire de répartition (Colman 1997, Duffy 2002, Afonso *et al.* 2014, Tomita *et al.* 2014).

Les requins-baleines sont de grands migrants et l'on pense qu'ils migrent de manière relativement prévisible (Rowat et Brooks, 2012). La plupart des observations concernent des animaux solitaires (Rowat et Brooks, 2012), mais on sait que les requins-baleines peuvent être observés en grand nombre, jusqu'à 500 individus ou plus, dans différentes parties du globe : golfe d'Arabie et golfe d'Oman, récif de Ningaloo en Australie-Occidentale, Quintana Roo au Mexique, province d'Inhambane au Mozambique, Philippines, Mahé, Seychelles et Galápagos accueillent des requins-baleines nageant en groupes importants

(Robinson *et al.* 2016 ; Meekan *et al.* 2006 ; de la Parra Venegas *et al.* 2011 ; Ramírez-Macías *et al.* 2012b ; Schleimer *et al.* 2015 ; Rowat *et al.* 2009, 2011 ; Brooks *et al.* 2010 ; Acuña-Marrero *et al.* 2014).

3.2 Habitat

L'habitat des requins-baleines est aussi bien côtier qu'océanique (Rowat et Brooks, 2012).

Les observations dans le milieu océanique sont étroitement corrélées aux températures des océans Indien et Atlantique (Sequeira *et al.*, 2014b) et, dans l'océan Indien, la plupart se trouvent entre 26,5 °C et 30 °C (Sequeira *et al.*, 2012). La profondeur est un facteur de prévision important dans les océans Atlantique et Pacifique, mais non significatif dans l'océan Indien (Sequeira *et al.*, 2014b). On a observé des requins-baleines qui plongeaient jusqu'à 1928 m, mais ils passent la majeure partie de leur vie à moins de 200 m (Rowat et Gore, 2007 ; Wilson *et al.*, 2006 ; Tyminsky *et al.* 2015). Dans le golfe du Mexique, les requins-baleines résident principalement le long de la bordure du plateau continental en été et se déplacent vers le sud pendant les mois d'hiver (Hoffmayer *et al.*, 2005, 2021 ; Burks *et al.*, 2006).

3.3 Caractéristiques biologiques

Il y a peu de données sur la biologie et le cycle de vie du requin-baleine et plus particulièrement sur la biologie de reproduction. La durée d'une génération est estimée à 25 ans (Pierce et Norman, 2016), mais on sait si peu de chose sur la reproduction, les périodes de gestation et la fréquence de la reproduction du requin-baleine qu'il faut exercer une grande prudence lorsqu'on analyse la productivité de l'espèce. Néanmoins, les études les plus récentes concluent que la croissance lente, la maturité tardive (~ 25 ans) et la longévité (probablement > 40 ans) de l'espèce la rendent extrêmement vulnérable à la surpêche et au déclin rapide de la population (Pierce *et al.* 2022, figure 2). Les estimations moyennes du taux maximum d'augmentation intrinsèque de la population (r_{max}) sont de 0,083-0,122 par an, c'est-à-dire l'un des plus bas, toutes espèces de requins ou de raies confondues (Pierce *et al.* 2022).

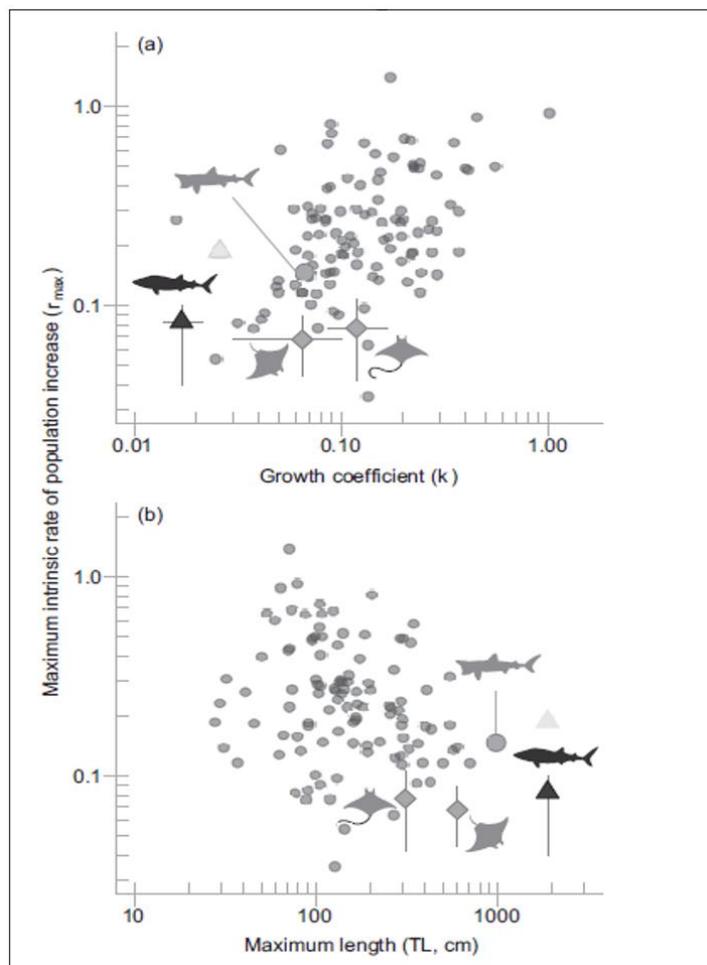


Figure 2. Productivité du requin-baleine – triangle noir (Pierce *et al.* 2022)

À La naissance, les petits requins-baleines mesurent environ 50 à 60 cm de long mais il est extrêmement rare d'observer des individus d'une taille inférieure à 3 m. La croissance très lente des requins-baleines s'explique par leur grande taille et leur longévité (Speakman, 2005). Lors des études, on a déterminé que les requins-baleines mâles ont des coefficients de croissance de $K = 0,088 \text{ an}^{-1}$ et les femelles, $K = 0,035 \text{ an}^{-1}$ (Meekan *et al.*, 2020).

De cette espèce vivipare aplacentaire, on n'a officiellement documenté qu'une seule femelle gravide. Le nombre de petits décrits lors de cette seule itération est le plus élevé de toutes les espèces de requins, soit 304 (Joung *et al.* 1996, Schmidt *et al.* 2010). Toutefois, leur très petite taille et leur présence dans un habitat océanique ouvert, où les prédateurs sont communs, indiquent que leur taux de survie est probablement extrêmement faible au départ. Très probablement, leur fécondité élevée associée à une croissance rapide au début est une stratégie permettant de compenser une mortalité juvénile très élevée au départ (*sensu* Branstetter 1991).

La fréquence de reproduction est inconnue.

3.4 Caractéristiques morphologiques

Les requins-baleines sont les plus grands poissons de l'océan et présentent une morphologie très distincte. Ils ont une tête plate et large et un corps assez massif et fusiforme présentant trois crêtes longitudinales proéminentes sur le haut de leurs flancs qui s'étendent de la région proche des branchies jusqu'au pédoncule caudal (Norman, 2002). Ils ont aussi une gueule extrêmement large qui s'ouvre pratiquement d'un œil à l'autre (Ebert *et al.*, 2013). Leur couleur va du bleu-gris au gris-brun et à la surface dorsale ainsi que sur les flancs, des lignes jaunes ou blanches et des taches dessinent une sorte de « damier » (Ebert *et al.*, 2013).

Compte tenu de leur taille, de leur forme et des motifs qui ornent leur peau, les requins-baleines ne peuvent être confondus avec aucune autre espèce de requin. Les ailerons, les carcasses préparées, la viande avec la peau attachée et les lames branchiales sont faciles à identifier visuellement. La viande est aussi particulière car elle a une texture molle et spongieuse unique et que les myomères sont de très grande taille.

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

Les requins-baleines filtrent leurs aliments qui se composent principalement de crustacés planctoniques et de la ponte des coraux et des poissons ainsi que de petits poissons se déplaçant en bancs (Rowat et Brooks 2012 ; Ebert *et al.*, 2013). Les requins-baleines consomment de grandes quantités de biomasse (Motta *et al.* 2010, Rohner *et al.* 2015, Tyminski *et al.* 2015). Au Mexique, les chercheurs estiment qu'ils peuvent consommer jusqu'à 142,5 kg d'œufs de thons par jour – ce qui équivaut à environ 43 000 Kcal (Tyminski *et al.* 2015). La consommation de biomasse à cette échelle peut elle-même avoir des effets sur les dynamiques trophiques (Estes *et al.* 2016), en particulier dans le cas d'un grand rassemblement de requins.

La différence de taille entre les mâles et les femelles de requins-baleines peut aussi avoir une influence sur les habitudes alimentaires. Dans le golfe de Californie, les requins juvéniles qui se composent de 60 % de mâles ont été observés en train de se nourrir dans les eaux peu profondes tandis que les requins de plus grande taille, composés de 84 % de femelles, se nourrissaient dans les eaux océaniques sur des bancs de crevettes Euphausiacea (Ketchum *et al.* 2012).

Les déplacements verticaux mentionnés précédemment, de la surface à au moins 1928 m de profondeur (Tyminski *et al.* 2015) et les migrations à longue distance laissent à penser que les requins-baleines pourraient également être d'importants vecteurs d'énergie, de carbone et de matières nutritives entre les écosystèmes océaniques (Estes *et al.* 2016). Au Mozambique (Rohner *et al.* 2013) et en Australie-Occidentale (Marcus *et al.* 2016) des études indiquent que le zooplancton des eaux profondes est une proie importante pour les requins-baleines. En plongeant pour chasser ces proies, les requins-baleines jouent probablement un rôle en opposition au flux du carbone descendant vers les profondeurs océaniques et en transférant de l'énergie et des matières (y compris des éléments nutritifs limitants clés, comme l'azote) de la zone mésopélagique à la zone euphotique. Résultat, dans les zones limitées en ressources, la croissance du phytoplancton est encouragée, perpétuant les niveaux trophiques pour créer un système rétroactif positif et améliorer la biodiversité (Estes *et al.* 2016).

Bien que l'on n'ait signalé que peu de cas de requins-baleines ayant sombré (Higgs *et al.*, 2014), on peut émettre, sans risquer de se tromper, l'hypothèse que les carcasses de requins-baleines sombrent vers les fonds marins après leur mort et que les effets pour l'écosystème sont semblables à ceux des baleines ayant sombré. Compte tenu de leur grande taille et des nutriments qu'ils contiennent, ils procurent une alimentation et un habitat aux organismes des fonds marins pouvant durer des décennies et pourraient jouer un rôle intégré dans les dynamiques des communautés des fonds marins (Estes *et al.*, 2016). De ce fait et par leurs défécations, les requins-baleines aident aussi probablement à séquestrer le carbone atmosphérique dans les profondeurs océaniques (Mariani *et al.* 2020).

4. État et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

Les habitats des requins-baleines étant à la fois côtiers et pélagiques, la détérioration globale de la santé des océans pourrait être préoccupante comme pour toute espèce marine. Les changements climatiques et l'élévation des températures océaniques pourraient avoir un effet sur la distribution des requins-baleines ainsi que sur leurs proies, en particulier parce qu'elle est liée aux températures dans plusieurs bassins océaniques (voir section 3). L'élévation des températures marines, les changements climatiques et les phénomènes de blanchissement accru des coraux dans toute leur aire de répartition peuvent aussi affecter les requins-baleines qui dépendent de la ponte des coraux et du frai des poissons comme principales sources alimentaires.

Dans toute l'aire de répartition, les activités humaines telles que l'expansion du tourisme dans les sites où les requins-baleines se regroupent ou l'utilisation des dispositifs de concentration des

poissons (DCP) dans lesquels ils peuvent s’emmêler sont des menaces additionnelles. Pacoureau *et al.* (2021) ont déterminé des pressions de la pêche multipliées par 18 dans la haute mer depuis 1970 et que les spécimens soient capturés de manière ciblée ou accidentelle, l’augmentation de l’activité accroît le risque de mortalité à travers toute l’aire de répartition de l’espèce.

Ces menaces sur l’habitat justifient l’application du critère C ii de l’Annexe I (étendue et qualité de l’habitat) dans la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17).

4.2 Taille de la population

Bien qu’aucune évaluation complète des stocks n’ait été réalisée, chaque requin-baleine est identifiable à sa livrée en damier caractéristique (Taylor 1994, Arzoumanian *et al.* 2005). Une base de données mondiale sur les observations de requins-baleines, comprenant des photographies communiquées à la fois par des chercheurs et par le public, est hébergée en ligne à Wildbook for whale sharks (www.whaleshark.org).

En janvier 2021, la base de données comptait 12 355 requins identifiés à partir d’images communiquées entre 1964 et 2020, dont 90 % des individus identifiés depuis 15 ans. Toutefois, ces chiffres ne sont pas représentatifs des populations mondiales de requins-baleines et ne peuvent que refléter la taille minimale de la population. Deux études ont essayé d’estimer la taille mondiale génétique réelle de la population : Castro *et al.* (2007) qui ont utilisé l’ADN mitochondrial (ADNmt) pour estimer la taille de la population génétique réelle entre 119 000 et 238 000 requins et Schmidt *et al.* (2009) qui ont estimé la taille de la population génétique réelle à environ 103 572, sur la base d’une analyse par microsatellite. La taille de la population génétique réelle n’est pas équivalente à la taille de la population totale et peut aussi être le reflet d’une population passée plutôt qu’actuelle.

4.3 Structure de la population

Les analyses de l’ADN mitochondrial et microsatellite indiquent que les populations de requins-baleines de l’Atlantique et de l’Indo-Pacifique sont fonctionnellement séparées (Vignaud *et al.* 2014). D’après les comptages, les estimations de populations modélisées et la disponibilité de l’habitat, il est probable qu’environ 75 % de la population mondiale de requins-baleines se trouve dans l’Indo-Pacifique et 25 % dans l’Atlantique (Pierce et Norman, 2016). Dans le bassin océanique, la connectivité entre les sous-populations de requins-baleines est élevée, ce qui concorde avec des déplacements à longue distance des individus (Sequeira *et al.* 2013b, Guzman *et al.*, 2018).

4.4 Tendances de la population

Les populations de requins-baleines ont diminué de manière constante depuis 75 ans et l’espèce est aujourd’hui considérée En danger par l’UICN (Pierce et Norman 2016). Sachant qu’aucune ORPG ou autre organe responsable des pêches n’a entrepris d’évaluation des stocks pour cette espèce, les déclin de population doivent être calculés par d’autres méthodes, y compris des études normalisées menées dans les sites écotouristiques, des études aériennes pilotées et non pilotées, des débarquements de captures de pêche et des initiatives de science citoyenne utilisant l’identification photographique.

Des études à long terme ont mis en évidence des réductions de 30 à 92 % en trois générations, mais des analyses récentes montrent que les déclin de requins-baleines pourraient s’être accélérés ces dernières années. Dans l’Atlantique, les observations de requins-baleines ont diminué de plus de 50 % entre les années 1990 et les années 2000 (Sequeira *et al.*, 2014) et l’on a constaté un déclin de 79 % dans les observations, dans l’Indo-Pacifique, sur une période de 7 ans (Rohner *et al.*, 2013).

Le déclin continu des populations de requins-baleines a conduit les Parties à la CMS à renforcer la protection dans le cadre de la Convention. Inscrite d’abord à l’Annexe II en 1999, l’espèce a été ajoutée à l’Annexe I en 2017, notant qu’une interdiction mondiale de captures de l’espèce était mise en place afin d’empêcher la poursuite du déclin des populations dans toute l’aire de répartition.

Tableau 1. Déclin de la population de *R. typus* selon les océans, démontrant une correspondance avec la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), Annexe 1 : critère C :

Région/bassin océanique	Déclin de la population	Sources
Indo-Pacifique	<p>63 % de déclin en 75 ans ou 3 générations</p> <p>58 % de déclin dans les captures de 1997 à 2002</p> <p>79 % de déclin dans les observations entre 2005 et 2011</p> <p>79 % de déclin dans les observations aux Seychelles entre 2005 et 2013</p> <p>40 % de déclin dans le taux d'observations entre 1995 et 2004</p> <p>92 % de déclin par rapport à la référence</p>	<p>Pierce, S.J. & Norman, B. 2016</p> <p>Chen et Phipps, 2002</p> <p>Rohner <i>et al.</i>, 2013</p> <p>Rohner <i>et al.</i>, 2013</p> <p>D. Rowat., Comm pers</p> <p>Mau et Wilson 2007, Holmberg <i>et al.</i> 2009</p> <p>Dearden 2006</p>
Atlantique	<p>> 30 % en 75 ans, ou 3 générations</p> <p>50 % de déclin dans les observations entre les années 1990 et les années 2000</p> <p>À grande échelle ~ 70 % de déclin global de l'observation par unité d'effort (OPUE) selon la flotte thonière en Afrique occidentale (1980 – 2010)</p>	<p>Pierce, S.J. & Norman, B. 2016</p> <p>Sequiera <i>et al.</i> 2014</p> <p>Sequeira <i>et al.</i> 2014</p>

Tendances des populations dans l'Indo-Pacifique

Dans l'Indo-Pacifique, une réduction de 63 % de la population est déduite sur les trois dernières générations, ou 75 ans (Pierce et Norman, 2016). Ce chiffre est dérivé des indices d'abondance pertinents du Mozambique, de l'océan Indien occidental en général, des Philippines, de Taiwan, province de Chine, de Thaïlande et du Pacifique central et occidental, et des taux réels d'exploitation en Chine continentale, aux Maldives, en Inde, aux Philippines et à Taiwan, province de Chine.

Jusqu'en 2007, il y avait à Taiwan, province de Chine, une pêcherie commerciale aux requins-baleines (Hsu *et al.* 2012). Selon des pêcheurs actifs au port de Hongchun, au sud de Taiwan, 50 à 60 requins-baleines étaient capturés chaque saison au milieu des années 1980, mais ce chiffre a diminué jusqu'à moins de 10 par an en 1994 et en 1995 (Chen et Phipps 2002). Bien que l'on ne dispose pas de tendances de captures définitives, il y a eu un déclin important (58 %) de la capture annuelle estimée en 1997, pour passer de 272 requins (Chen et Phipps 2002) à 113 requins déclarés en 15 mois, en 2001–2002 (Chen et Phipps 2002). La diminution de la longueur totale moyenne des requins débarqués est indicatrice de changements démographiques et d'une population soumise à une surpêche (Stevens *et al.* 1999). Des diminutions de la longueur totale moyenne des requins-baleines débarqués ont été observées entre 2002 et 2007 (Hsu *et al.* 2012). Un déclin de la taille moyenne des requins débarqués a également été observé dans les eaux de la Chine du Sud, de 8,27 m avant 2004 à 6,3 m en 2008–2011 (Li *et al.* 2012). Les données des

observateurs à bord de la flotte thonière à senne coulissante dans le Pacifique occidental et central font état de l'observation de 1073 requins-baleines entre 2003 et 2012, la plupart dans les mers de Bismark et de Solomon (Harley *et al.* 2013). La présence de requins-baleines en bancs nageant librement a diminué d'environ 50 % entre 2003 (1 %) et 2012 (0,5 %), ce qui pourrait représenter une baisse de l'abondance (Harley *et al.* 2013), bien qu'une faible croissance linéaire de la probabilité d'occurrence ait été modélisée par Sequeira *et al.* (2014) entre 2000 et 2010. Toutefois, la performance de la modélisation pour ce dernier ensemble de données était médiocre (Sequeira *et al.* 2014b).

Dans le nord du canal du Mozambique et plus généralement dans l'océan Indien occidental, on a constaté une légère augmentation des observations de requins-baleines entre 1991 et 2000, sur la base des données de navires thoniers pêchant à la senne coulissante, puis une diminution de 2000 à 2007 (Sequeira *et al.* 2013a). En termes absolus, 600 observations ont été faites dans les années 1990, qui ont diminué jusqu'à ~ 200 entre 2000 et 2007 (Sequeira *et al.* 2014b). Les observations maximales mensuelles ont diminué d'environ 50 % durant la période d'étude (Sequeira *et al.* 2014b). À Inhambane, Mozambique, dans le sud du canal du Mozambique, les observations ont diminué de 79 % entre 2005 et 2011 (Rohner *et al.* 2013). Ce taux de diminution des observations a persisté jusqu'en 2017 (S. Pierce, comm. pers.).

Avant que l'espèce ne soit protégée aux Maldives en 1995, on capturait environ 30 requins-baleines chaque année jusqu'au début des années 1980, dans l'un des sites de pêche importants mais en 1993, on n'en capturait plus que 20, voire moins, dans la totalité de l'archipel (Anderson et Ahmed 1993). Le nombre de requins-baleines identifiés par photo-identification aux Seychelles est resté relativement constant de 2005 à 2010 (148 individus ont été enregistrés en 2010), mais il est tombé à 32 seulement en 2011 et l'espèce a poursuivi son déclin jusqu'à aujourd'hui. De même, les études aériennes menées sur la même période enregistrent un déclin du nombre de requins observés par heure d'étude de 6,0 h⁻¹ en 2010 à 0,9 h⁻¹ en 2011 et le déclin s'est poursuivi jusqu'à ce que les études cessent en 2013 (D. Rowat comm. pers.). Des observations de 253 requins-baleines ont été enregistrées par une entreprise locale de plongée dans la mer d'Andaman, Thaïlande, entre 1991 et 2001 (Theberge et Dearden 2006). Les observations par unité d'effort ont enregistré un déclin important sur cette période avec une diminution globale de 1,58 requin-baleine par voyage en 1992-1993 à 0,13 requin par voyage en 2000–2001 (Theberge et Dearden 2006). Un nombre absolu faible d'observations a persisté jusqu'à la saison 2002–2003 au moins, même si les données d'effort n'ont pas été enregistrées (Theberge et Dearden 2006). À la fin de la collecte de données pour cette étude, les observations de requins semblent avoir augmenté en fréquence selon les rapports des clubs de plongée. Toutefois, les requins seraient plus petits que ceux qui étaient observés dans les années 1990 (P. Dearden, comm. pers.). Bradshaw *et al.* (2008) ont analysé les observations de touristes sur le récif de Ningaloo, Australie, entre 1995 et 2004, corrigées pour l'effort de recherche et la fluctuation environnementale, et ont identifié un déclin de 40 % dans le taux d'observations et un déclin de 1,6 m dans la longueur moyenne des requins durant la période. Ils ont présumé que les changements saisonniers dans l'abondance maximale en dehors des mois d'observation peuvent aussi avoir contribué à ce déclin observé (Mau et Wilson 2007, Holmberg *et al.* 2009). Toutefois, une étude génétique des requins de Ningaloo met en évidence une diversité génétique en déclin durant cinq années consécutives pour l'ADNmt (2007–2012) et deux (2010-2012) pour les microsatellites (Vignaud *et al.* 2014).

Les requins-baleines étaient pêchés de manière ciblée aux Philippines avant d'être protégés en 1998, et la capture de requins-baleines par unité d'effort (c'est-à-dire par bateau) a diminué de 4,44 à 1,7 à Pamilacan et 10 à 3,8 à Guiwanon entre deux études menées en 1993 et 1997 (Alava *et al.* 2002).

Tendances de la population Atlantique

La sous-population Atlantique de requins-baleines comprend environ 25 % de la population mondiale (Pierce et Norman, 2016). Cette sous-population a été évaluée et classée Vulnérable en 2016 sur la Liste rouge de l'UICN des espèces menacées avec un déclin déduit ≥ 30 % sur les trois dernières générations (75 ans). Entre 1980 et 2010, les observations par unité d'effort (OPUE) ont connu un déclin au large de l'Afrique occidentale, atteignant leur maximum en 1995 et diminuant à partir de là (Sequeira *et al.* 2014b). En termes absolus, les observations ont diminué d'environ 500 requins durant les années 1990 à environ 150 durant les années 2000. Les observations dans les mois où

les observations sont maximales ont aussi diminué d'environ 50 % avec le temps (Sequeira *et al.* 2014b). À Gladden Spit, au Belize, les observations de requins-baleines ont diminué en moyenne pour passer de 4 à 6 requins par jour entre 1998 et 2001 à moins de 2 par jour en 2003 (Graham et Roberts 2007), avec des rapports de guides de plongée indiquant que les chiffres sont restés faibles jusqu'en 2016 (R. Graham, comm. pers.). Aux Açores, à partir de 2008 on a constaté une augmentation importante des observations par rapport à la décennie précédente (Afonso *et al.* 2014). Ces observations sont fortement corrélées avec l'emplacement de l'isotherme 22 °C, indiquant que cette tendance à l'augmentation des observations est due à des conditions environnementales plutôt qu'à la santé de la population (Afonso *et al.* 2014).

4.5 Tendances géographiques

Voir 4. 4.

5. Menaces

Les principales menaces décrites dans cette section, justifiant l'application des multiples points des critères d'inscription à l'Annexe I (résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), Annexe 1 : critère C) pour les requins-baleines comprennent : les captures par la pêche, les captures accidentelles dans les filets, les collisions avec les navires, la perte de l'habitat et les changements climatiques. D'autres menaces touchent les requins-baleines à l'échelle locale ou régionale, comme par exemple l'émergence de pratiques touristiques non durables auxquelles plusieurs pays s'efforcent de remédier.

Les requins-baleines sont actuellement pêchés dans plusieurs sites, bien qu'ils ne soient pas souvent ciblés. Au sud de la Chine, la capture commerciale de requins-baleines semblait être en augmentation au début des années 2010 (Li *et al.* 2012). Bien que les requins-baleines ne soient pas nécessairement ciblés, ils sont capturés de manière routinière et conservés lorsqu'ils sont repérés (Li *et al.* 2012). Une pêcherie à petite échelle opportuniste de requins-baleines a également lieu à Oman (D. Robinson, comm. pers.). Plus récemment, des enquêtes indiquent la persistance de la pêche de cette espèce à des fins commerciales :

<https://www.nationalgeographic.com/animals/article/140129-whale-shark-endangered-cites-ocean-animals-conservation>

Les captures ciblées ou accidentelles de requins-baleines ont été documentées par plusieurs États de l'aire de répartition, en particulier lorsque des filets à grandes mailles sont utilisés couramment (Rowat et Brooks 2012). Dans les Caraïbes, là où les eaux profondes sont très proches du littoral, des requins-baleines peuvent être capturés dans la pêche au filet artisanal non réglementée. À Haïti, trois requins-baleines au moins ont été capturés et tués de cette manière depuis 2019 (*Pers comm* Haiti Ocean Project). Les thons sont souvent associés aux requins-baleines et les pêcheurs à la senne coulissante utilisent souvent les requins-baleines comme indicateurs de la présence des thons, et vont jusqu'à placer les filets autour des requins (Capietto *et al.* 2014). La mortalité directe dans les pêcheries à la senne coulissante semble être généralement faible, enregistrée à 0,91 % (un sur 107) et 2,56 % (un sur 38) des requins lorsqu'elle est signalée par les observateurs dans l'océan Atlantique et l'océan Indien, respectivement (Capietto *et al.* 2014). Toutefois, les taux de mortalité estimés dans la pêcherie à la senne coulissante du Pacifique Centre-Ouest sont plus élevés : 12 % pour 2007–2009 et 5 % pour 2010. Ces chiffres extrapolés donnent une mortalité totale de 56 requins en 2009 et 19 en 2010 (Harley *et al.* 2013). Les rapports d'observateurs sur les conditions de remise à l'eau dans cette région, entre 2010 et 2014, étaient généralement cohérents avec un pourcentage de 50 à 60 % de requins encerclés et libérés vivants, 5 à 10 % morts et 30 à 40 % de statut inconnu (Clarke 2015). Si l'on présume un résultat médiocre pour la dernière catégorie, les mortalités potentielles en 2014 vont de 11 au minimum à 42, le chiffre étant éventuellement plus élevé en fonction de la survie à plus long terme des requins libérés vivants (Clarke 2015). Les données disponibles sur le nombre de requins-baleines capturés sous-estiment probablement la capture totale (Clarke 2015). La survie à long terme des requins-baleines relâchés n'a pas été examinée à cette étape. Les pratiques communes de remise à l'eau consistant, par exemple, à soulever ou tirer le requin par le pédoncule caudal, causent probablement du stress, des blessures et peut-être la mort des requins.

Les voies maritimes qui sont situées à proximité des zones de nourrissage des requins-baleines peuvent faire courir des risques graves de collisions avec les navires (Womersley *et al.*, 2024). Habituellement, les requins-baleines se nourrissent près de la surface (Motta *et al.* 2010, Gleiss *et al.* 2013) et, durant les

programmes de suivi, l'on signale communément des blessures causées par les hélices (Rowat *et al.* 2006, Speed *et al.* 2008, Fox *et al.* 2013, Harvey-Carroll *et al.*, 2021, figure 3).

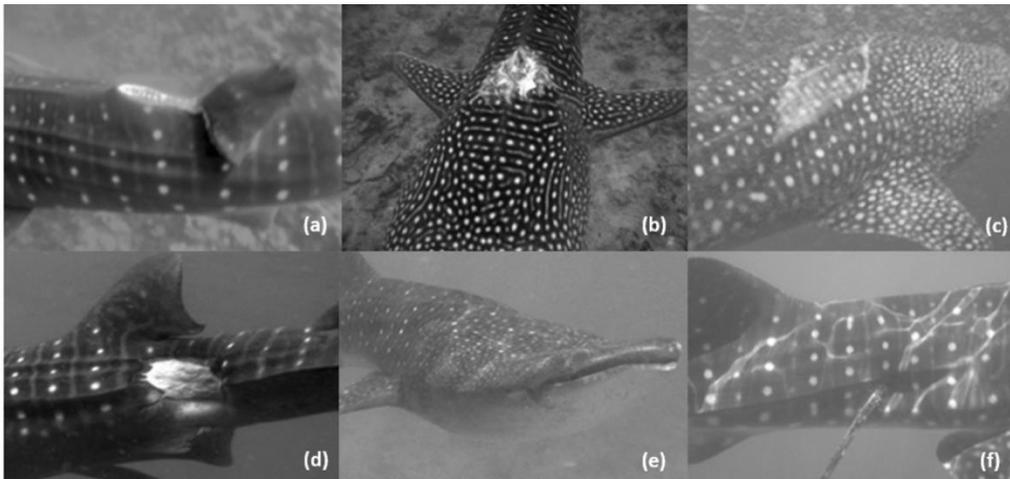


Figure 3. Principales blessures fréquemment infligées aux requins-baleines des Maldives, documentées par Maldives Whale Shark Research : a) amputation, b) lacération, c) abrasion, d) morsures, e) traumatisme causé par un objet contondant, f) empalement. L’emmêlement dans les filets n’est pas illustré. Images prises par MWSRP.

Les cas de mortalité sont rarement signalés dans la littérature scientifique contemporaine, mais ils étaient souvent mentionnés autrefois par des navires plus lents (Gudger 1941). Il est probable que les grands navires rapides n’enregistrent pas ou ne signalent pas les impacts et comme les requins-baleines sombrent généralement lorsqu’ils meurent, il est peu probable que les cas soient documentés (Speed *et al.* 2008). Les zones où les requins-baleines semblent être à risque comprennent les pays mésoaméricains où il y a des récifs, dans les Caraïbes occidentales (Graham 2007, R. de la Parra-Venegas comm. pers.) et les États du golfe (D. Robinson comm. pers.), où l’on a observé une fréquence plus élevée de blessures graves infligées par des hélices durant le suivi. Le tourisme inapproprié peut être une menace indirecte pour les requins-baleines dans certaines circonstances (par exemple, interférence, rassemblement de nombreux bateaux ou ravitaillement). Les événements de pollution marine qui se produisent dans les points chauds pour les requins-baleines tels que la marée noire du Deepwater Horizon dans le golfe du Mexique en 2010 (Hoffmayer *et al.* 2005, McKinney *et al.* 2012), peuvent entraîner la mortalité ou le déplacement hors des habitats de prédilection. Ces menaces plus locales ainsi que les futures préoccupations telles que les impacts des changements climatiques (Sequiera *et al.* 2014, Womersley *et al.* 2024), doivent être étroitement surveillées.

Une publication récente documente les menaces croissantes auxquelles les requins-baleines sont confrontés en raison de la disparition de leur habitat principal sous les effets des changements climatiques. L’étude note que les requins-baleines souffriront de la perte de plus de 50 % de la superficie de leur habitat naturel dans certaines eaux nationales d’ici à 2100, avec des déplacements géographiques de plus de 1000 km ($\sim 12 \text{ km an}^{-1}$). On prévoit que les habitats qui leur conviendront le mieux se trouvent en bordure de leur aire de répartition actuelle, ce qui augmentera les rencontres entre les requins et les grands navires (Womersley *et al.* 2024). Cette redistribution mondiale de l’espèce, induite par les changements climatiques, élimine l’habitat principal et augmente l’exposition à des sources de mortalité directes causées par les collisions avec les navires, ce qui démontre que le requin-baleine remplit les critères d’inscription à l’Annexe I au titre de l’annexe 1, critère C, point ii.

D’après les saisies de requins-baleines faisant l’objet d’un commerce illégal et leur présence sur les marchés de la RAS de Hong Kong et de la Chine (section 6), on peut déduire que des spécimens de l’espèce sont aussi utilisés dans le commerce international, probablement depuis quelques-unes des sources identifiées dans cette section. Toutefois, compte tenu de l’absence de commerce déclaré et d’ACNP publiés, il est probable que ce commerce soit illégal et contribue à d’autres déclin des populations.

6. Utilisation et commerce

6.1. Utilisation au plan national

Les grandes et les petites pêcheries capturent accidentellement des requins-baleines et il existe un commerce national et international des produits. Il s'agit aussi d'une espèce appréciée pour l'industrie touristique marine. La seule pêcherie ciblée connue aux requins-baleines qui ait existé dans l'océan Atlantique était celle de Santa Cruz, Cuba, où 8 à 9 requins étaient capturés chaque année jusqu'à ce que la pêche soit interdite en 1991 (Graham 2007).

On pense que le requin-baleine n'est pas ciblé au large de la Chine, mais d'importantes captures accidentelles ont eu lieu par le passé dans d'autres pêcheries, que l'on estime à plus de 1000 individus par an (Li *et al.* 2012). Le requin-baleine est considéré comme une prise de grande valeur dans cette pêcherie de sorte qu'il pourrait être activement ciblé à l'avenir (Li *et al.* 2012). Bien que l'espèce soit techniquement protégée, les captures ne sont pas surveillées et l'application des mesures est minimale (Li *et al.* 2012).

En Inde, une pêcherie au harpon, à petite échelle, traditionnelle et saisonnière, capturait le requin-baleine pour l'huile de foie qui était utilisée pour imperméabiliser les bateaux. Vers le milieu des années 1990, l'effort de pêche a augmenté le long de la côte du Gujarat pour combler la demande d'huile, de viande et d'ailerons de pays d'Europe et d'Asie du Sud-Est. Entre 1990 et 2001, année où les requins-baleines ont été légalement protégés dans les eaux territoriales, il existait une pêcherie commerciale ciblée au Gujarat. Entre 1889 et 1998, 1974 requins ont été déclarés débarqués dans toute l'Inde. Certaines captures accidentelles se produisent encore depuis la fermeture de cette pêcherie et il y a eu 79 débarquements entre 2001 et 2011 (Akhilesh *et al.* 2013). En mars 2023, dix pêcheurs braconnant le requin-baleine ont été arrêtés au large des côtes du Gujarat par la Garde côtière indienne et des forêts du Gujarat (<https://www.indiatoday.in/india-today-insight/story/why-whale-shark-poaching-off-the-gujarat-coast-has-authorities-worried-2350589-2023-03-23>).

Une petite pêcherie opportuniste est active à Oman (D. Robinson, comm. pers.). Dans plusieurs autres pays tels que l'Iran et le Pakistan, il y a eu une pêche au harpon, à petite échelle et une pêche par emmêlement de requins-baleines (Rowat et Brooks 2012). Aucun débarquement récent dans ces régions n'est connu. Les pêcheurs des Maldives capturaient 20 à 30 individus par an pour l'huile, mais signalaient des captures en déclin durant les années 1980 et le début des années 1990 (Anderson et Ahmed 1993), et la pêche a été interdite en 1995.

Entre décembre 2016 et décembre 2023, un programme de science citoyenne surveillant les débarquements de requins et de raies a rassemblé des informations au Bangladesh qui indiquent une rétention continue et un commerce de requins-baleines capturés accidentellement. Lors de 12 000 visites de 11 sites de débarquement, cinq débarquements de requins-baleines ont été enregistrés (E. F. Mansur, comm. pers.). Quatre de ces débarquements ont été enregistrés à Cox's Bazar et un autre sur l'île de St-Martin. On peut déduire à leur longueur totale de 292 à 523 cm que tous les spécimens débarqués étaient immatures. Le poids total des spécimens était de 3150 kg et le prix de vente environ 166 800 BDT (1668 USD pour un taux de conversion de 100 BDT), de sorte que le prix moyen du kg de viande était de 53 BDT ou 0,53 USD, les ailerons étant conservés pour l'exportation.

À Java, Indonésie, dans la zone touristique populaire de Pangandaran, des requins-baleines auraient été débarqués et dépecés sur la plage (<https://www.mdpi.com/2076-2615/13/16/2656>). Trente-huit débarquements de requins-baleines ont été documentés entre 2019 et 2022 à cet endroit.

Les garde-côtes du Sri Lanka ont arrêté quatre pêcheurs qui avaient pêché illégalement un requin-baleine de 170 kg le 11 octobre 2017 (<https://coastguard.gov.lk/news/2017/10/13/201710130909/>). Le poisson a été découvert durant une inspection de routine de bateaux de pêche dans le port de pêche de Valachchenai.

L'industrie du tourisme d'observation des requins-baleines s'est désormais développée dans plusieurs pays ou régions, notamment l'Arabie saoudite, l'Australie, le Belize, Cuba, Djibouti, l'Équateur, le Honduras, l'Indonésie, les Maldives, le Mexique, le Mozambique, Oman, le Panama, les Philippines, Sainte-Hélène, les Seychelles, la Tanzanie et la Thaïlande. Les excursions organisées embarquent un maximum de 24 touristes à la fois à Cuba (Graham 2007), mais il y a plus de 250 opérateurs de tourisme au large du Quintana Roo, au Mexique (Ziegler *et al.* 2012). Les dépenses directes pour un tourisme axé

sur le requin-baleine dans l'atoll South Ari, aux Maldives, étaient estimées à 9,4 millions USD en 2013 (Cagua *et al.* 2014), tandis que les paiements pour les tours au large du Quintana Roo au Mexique étaient estimés à 7 millions USD en 2013 (R. de la Parra Venegas, comm. pers.). En Australie-Occidentale, selon les estimations, les touristes d'observation des requins-baleines ont dépensé 4,5 millions USD dans la région de Ningaloo en 2006 (Catlin et Jones 2010). Depuis, le nombre de touristes a doublé, passant d'environ 10 000 à 20 000 par an, de sorte que les dépenses doivent avoir considérablement augmenté (B. Norman, comm. pers.). Graham (2007) prévoyait qu'à l'échelon mondial, le tourisme d'observation des requins-baleines valait probablement plus de 42 millions USD par an. Les augmentations rapides du nombre de participants dans certains endroits, tels que le Mexique (R. de la Parra Venegas, comm. pers.), l'Australie (D. Robb, comm. pers.) et les Philippines, s'élèvent à plus de 5 millions USD de ventes de billets, uniquement en 2015 à Oslob, Cebu (Araujo *et al.* Accepté), indiquant que cette industrie prend de plus en plus d'importance économique.

6.1.1. Statut de protection et gestion de l'espèce

L'espèce est maintenant protégée dans une bonne partie de son aire de répartition (voir section 8) mais un commerce non durable et illégal se poursuit (voir sections 6.3 et 6.4).

6.2 Commerce légal

Le requin-baleine est actuellement inscrit à l'Annexe II de la CITES, ce qui signifie qu'il faut faire la preuve que tout commerce est légal et provient d'une source durable. Toutefois, comme le taux de reproduction est inconnu, l'âge de maturation tardif et la croissance lente, et compte tenu de son inscription à l'Annexe I de la CMS et des protections nationales qui lui sont accordées, l'exploitation durable de cette espèce est difficile. C'est ce que reflète le commerce déclaré, enregistré dans la base de données sur le commerce CITES, qui est relativement bas depuis l'inscription du requin-baleine à l'Annexe II, il y a 20 ans ; moins de 55 cas de commerce international sont déclarés.

Depuis l'introduction, en 2001, de codes d'exportation spécifiques pour la viande de requin-baleine, Taiwan, province de Chine n'a déclaré que l'exportation de deux tonnes (vers l'Espagne, d'une valeur de 1,15 USD/kg) et aucune importation l'année suivante (Chen et Phipps 2002). Au total, 693 requins ont été capturés par Taiwan, province de Chine, entre 2001 et 2008 (Hsu *et al.* 2012). Les quotas de capture totaux autorisés ont diminué constamment de 2001 à 2007, jusqu'à zéro requin (Hsu *et al.* 2012). Un petit commerce international de requins-baleines vivants est également signalé par Taiwan, province de Chine (Chen et Phipps 2002) et on constate aussi la présence de ce commerce en Chine (Li *et al.* 2012). Avant la protection des requins-baleines en Inde (2001) et aux Philippines (1998), la viande de requin-baleine était exportée de ces deux pays vers Taiwan, province de Chine (Chen et Phipps 2002). De 1990 à 1997, entre 624 et 627 requins-baleines ont été capturés dans quatre des principaux sites de pêche des Philippines (Alava *et al.* 2002). La viande de requin-baleine de Chine continentale aurait également été exportée illégalement pour approvisionner le marché taiwanais (Chen et Phipps 2002).

Le requin-baleine est également inscrit aux Annexes I et II de la CMS, ce qui signifie que toute capture de l'espèce est interdite par les 131 Parties à cette Convention. La Commission des pêches du Pacifique occidental et central (Western and Central Pacific Fisheries Commission - WCPFC, 2012), la Commission thonière de l'océan Indien (Indian Ocean Tuna Commission - IOTC, 2013) et la Commission thonière interaméricaine tropicale (Inter-American Tropical Tuna Commission - IATTC, 2013, rev. 2019) interdisent également la pose de sennes coulissantes sur les bancs de thons associés à des requins-baleines.

6.3 Parties et produits commercialisés

Dans le commerce, il est souvent facile d'identifier les ailerons de requins-baleines, uniquement par leur taille, mais leurs marques caractéristiques contribuent à l'identification de l'espèce et la viande est habituellement consommée localement de sorte qu'elle n'entre pas dans le commerce international. Le plus souvent, le commerce concerne (Annexe II) des spécimens de requins-baleines portant les codes relatifs aux fins scientifiques. Il n'y a eu qu'un seul commerce déclaré de viande et aucun pour les ailerons. Toutefois, la littérature indique que la viande a été commercialisée (voir 6.2) et l'on trouve encore des ailerons de requins-baleines dans le commerce international des ailerons, que ce soit dans

des commerces de détail de la RAS de Hong Kong ou dans des saisies d'ailerons non déclarés (voir section 6.4).

6.4 Commerce illégal

Dans de nombreux pays, les requins-baleines ont peu de valeur pour l'alimentation de sorte qu'il n'existe aucune incitation à les capturer ou à les conserver lorsqu'ils sont pêchés accidentellement pour la consommation locale. Toutefois, les requins-baleines peuvent avoir une valeur élevée sur les marchés internationaux et l'on peut citer des records pour des spécimens entiers vendus 14 000 USD (petit animal de 2 tonnes) et 70 000 USD (un grand animal de 10 tonnes) à Taiwan, province de Chine, vers la fin des années 1990 (Chen *et al.* 1997).

Les ailerons de grands requins-baleines peuvent atteindre des prix élevés et sont utilisés par des détaillants d'aliments marins séchés à Hong Kong qui les exposent encore, drapés de rubans rouges, pour attirer les consommateurs et décorer les lieux (Chen et Phipps 2002, Li *et al.* 2012, Shea comm. pers. 2024), la source de ces ailerons étant probablement illégale compte tenu de l'absence de déclarations dans la base de données sur le commerce CITES et sachant que l'inscription à l'Annexe II étant relativement récente, il est improbable qu'il s'agisse de spécimens pré-Convention. Les lames branchiales servent aussi dans la médecine chinoise traditionnelle (O'Malley *et al.* 2017). Le foie produit des volumes d'huile importants pouvant être utilisés dans les cosmétiques et en suppléments alimentaires vendus en Amérique du Nord et dans l'Union européenne. La possibilité d'exporter ces produits et l'accès à des marchés lucratifs peuvent être des incitations à la rétention de requins-baleines capturés de manière accidentelle ou même motiver la capture ciblée.

Il y a des preuves de commerce illégal de requins-baleines en Chine, Taiwan, province de Chine, RAS de Hong Kong, à Singapour, en Équateur, au Bangladesh, en Indonésie et au Venezuela. En 2014, un commerce illégal de grande ampleur en Chine a été largement diffusé par les médias après une enquête de plusieurs années auprès d'usines de transformation des requins à Pu Qi, sud-est de la Chine (<https://wildliferisk.org/china-whale-sharks/> ; résumé dans Rowat *et al.* 2022). Selon l'enquête, environ 600 requins-baleines étaient transformés chaque année à ce moment-là, essentiellement pour l'huile de foie et les ailerons. Les requins-baleines étaient principalement capturés dans les eaux chinoises, mais certains provenaient des Philippines, de Sri Lanka, et d'Indonésie (<https://www.rfa.org/english/news/china/sharks-01282014105933.html>). Des entretiens informels avec les commerçants ont révélé que l'huile de foie était exportée vers des entreprises produisant des suppléments sanitaires et des cosmétiques aux États-Unis, en Italie et au Canada, bien qu'aucun commerce de cette nature n'ait été déclaré à la CITES. Les captures semblaient être faites en mer de Chine du Sud mais il est également possible que certaines provenaient de flottes hauturières et auraient en conséquence dû être soumises aux dispositions d'introduction en provenance de la mer.

En août 2017, le palangrier industriel Fu Yuan Yu Leng 99 portant pavillon chinois a été arrêté alors qu'il transitait illégalement dans la Réserve marine des Galápagos, en Équateur. L'inspection a révélé 7639 carcasses de requins, dont un seul requin-baleine. Les propriétaires et l'équipage du navire ont été jugés en vertu de la loi de l'Équateur qui interdit la possession non autorisée et le transport d'espèces protégées ainsi que l'intrusion dans la Réserve marine des Galápagos sans autorisation. Bien qu'il ne s'agisse que d'un cas unique, cela souligne que les requins-baleines sont probablement conservés par les flottes hauturières industrielles et commercialisés illégalement lorsque les navires retournent à leur port d'attache. La taille des flottes suggère que le problème pourrait être important : Li *et al.* (2012) signalent des captures chinoises accidentelles d'environ 1000 requins-baleines par an, principalement par la flotte industrielle chinoise. Des enquêtes plus récentes suggèrent que la transformation des requins à Pu Qi a diminué (Wu 2016), mais Rowat *et al.* (2022) suggèrent que cela pourrait refléter un déclin des requins-baleines plutôt qu'un manque d'activité et notent une occurrence récente de produits de requins-baleines dans des études sur le commerce chinois (O'Malley *et al.* 2017, Steneke *et al.* 2017). Plusieurs saisies d'ailerons de requins-baleines exportés illégalement ont eu lieu depuis l'inscription à l'Annexe II de la CITES en 2002 – plus récemment, en mai 2018, plus de 980 kg d'ailerons de requins-baleines exportés par Singapour ont été confisqués par les autorités de la RAS de Hong Kong (Reuters Staff 2018). Par ailleurs, après deux années d'enquête sur le commerce illégal et la criminalité contre les espèces sauvages, une autre saisie a été faite en 2016 de deux requins-baleines vivants destinés au marché international des espèces sauvages (<https://www.theguardian.com/environment/gallery/2016/jun/06/rescued-whale-sharks-released-back-into-the-ocean-in-pictures>).

On a signalé des ailerons de requins-baleines dans le commerce en Indonésie (White et Cavanaugh 2007), mais aucune déclaration CITES ne documente d'exportations d'Indonésie. Les rapports concernant le commerce illégal dans l'Atlantique sont moins communs que dans l'Indo-Pacifique, peut-être parce que cette région est plus éloignée des principaux marchés d'exportation des requins-baleines. Toutefois, Sanchez *et al.* (2020) ont signalé 21 captures de requins-baleines au Venezuela, entre 2014 et 2017, avec le prélèvement d'ailerons, probablement pour l'exportation.

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

Actuellement, comme aucun document ne prouve que les requins-baleines soient commercialisés en grand nombre, les impacts sur les pêcheries commerciales et locales seraient sans doute légers. Toutefois, les capacités de protection des requins-baleines contre des captures et un commerce opportunistes serait considérablement plus élevées si la protection de l'Annexe I était conférée à l'espèce. Vu l'absence générale de connaissances sur la biologie de reproduction de l'espèce et le déclin des populations, il serait bon de mettre un terme au commerce qui se poursuit, aussi limité soit-il ; tout commerce illégal augmente les risques d'extinction de l'espèce.

Une inscription à l'Annexe I, mise en œuvre avec efficacité, éliminerait le commerce international de l'espèce et réduirait la mortalité induite par l'homme, motivée par la rétention de cette espèce pour le marché d'exportation. La capture ciblée de l'espèce cesserait et les captures accidentelles conduiraient généralement à la remise en liberté et à la survie probable de l'animal. L'inscription à l'Annexe I serait aussi plus conforme avec les mesures de protection internationales (CMS Ann. I & II et ORGP fixant les interdictions) et/ou nationales que presque tous les États de l'aire de répartition sont obligés d'appliquer à cette espèce (voir section 7).

7. Instruments juridiques

7.1 Au plan national

Le requin-baleine est protégé de manière sporadique dans toute son aire de répartition mais des problèmes de mise en œuvre persistent. Voir section 8 pour d'autres détails.

7.2 Au plan international

Les Organisations régionales de gestion des pêches ont généralement interdit la pose intentionnelle de seines coulissantes autour des requins-baleines dans toute leur aire de répartition. La Commission des pêches du Pacifique occidental et central (WCPFC), la Commission thonière interaméricaine tropicale (IATTC) et la Commission thonière de l'océan Indien (IOTC) ont toutes adopté ces mesures de gestion. Toutefois, dans l'océan Atlantique, la Commission internationale pour la conservation des thons de l'Atlantique (CICTA) n'a pas encore mis cette mesure en place pour gérer et empêcher les captures accidentelles de requins-baleines. Cependant, dans la zone de la convention WCPFC, 73 % des requins-baleines emmêlés ne sont pas détectés avant déploiement des filets (SPC-OFP 2012).

La Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS) a inscrit le requin-baleine à l'Annexe I en 2017, interdisant la capture de l'espèce au niveau mondial. Toutes les Parties à la CMS sont juridiquement liées par cette décision. Une inscription à l'Annexe I de la CITES serait une mesure de gestion complémentaire, contribuant à l'application de la CMS car la majorité des Parties à la CITES sont aussi Parties à la CMS.

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion

Des mesures de protection de niveau national ou territorial, par l'intermédiaire d'interdictions de pêche aux requins ou protection d'espèces spécifiques sont en vigueur dans les régions et pays suivants : Afrique du Sud, Arabie saoudite, archipel des Chagos (R-U), Australie, Bahamas, Belize, Cambodge, Chine, Costa Rica, Djibouti, Égypte, El Salvador, Émirats arabes unis, Équateur, États-Unis d'Amérique, Guadeloupe, Guatemala, Guyana, Honduras, îles Cook, île de Sainte-Hélène (R-U), îles Marshall, Inde, Indonésie, Koweït, Malaisie, Maldives, Mexique, Myanmar, Nicaragua, Nouvelle-Calédonie, Nouvelle-Zélande, Palaos, Panama, Philippines, Polynésie française, RAS de Hong Kong,

République dominicaine, République du Congo (Congo-Brazzaville), Réunion, Samoa, Samoa américaines, Seychelles, Taiwan, province de Chine, Thaïlande et Tokelau. En Israël, tous les élasmobranches sont intégralement protégés dans les eaux territoriales d'Israël, aussi bien en Méditerranée qu'en mer Rouge. Les Philippines ont adopté un décret administratif sur la pêche (FAO 193, Département de l'agriculture) en 1998, qui protège l'espèce depuis le début des activités d'écotourisme à Donsol, Sorsogon.

Certains pays possèdent des aires marines protégées où aucune pêche aux requins n'est autorisée : l'île Cocos dans le Pacifique au Costa Rica, l'île de Malpelo dans le Pacifique en Colombie, les îles Galápagos, en Équateur, le Parc national du Banc d'Arguin en Mauritanie, et les Aires marines protégées en Guinée-Bissau.

Il y a aussi des règlements nationaux veillant à ce que les requins-baleines ne soient pas harcelés par le tourisme en Australie, au Belize, en Équateur (zone des îles Galápagos), à l'île de Sainte-Hélène (R-U) et au Mexique. Aux Philippines, des ordonnances locales réglementent les activités touristiques, à savoir à Donsol, Pintuyan et Oslob.

Une inscription à l'Annexe I aiderait cet ensemble de pays à renforcer leurs protections nationales des requins-baleines en ajoutant une surveillance supplémentaire du commerce illégal de l'espèce, dans le cadre des processus de la CITES.

8.2 Surveillance continue de la population

Les populations de requins-baleines sont surveillées de manière opportuniste dans toute l'aire de répartition, par les observateurs de la pêche dans le cadre des ORPG et par les observations de touristes, ou par des groupes d'observation des requins locaux. Toutefois, les rapports ne sont pas nécessairement cohérents et une inscription à l'Annexe I permettrait de donner la priorité à un suivi plus actif des populations de cette espèce.

9. Information sur les espèces semblables

Les ailerons de requins-baleines, en raison de leur très grande taille et des motifs qui ornent leur peau, sont faciles à distinguer, à l'œil nu, de ceux d'autres espèces de requins. La viande, avec sa texture molle et spongieuse unique et des myomères de très grande taille, est également particulière. La viande et les ailerons de très petits requins-baleines pourraient être confondus avec ceux d'autres espèces. Toutefois, afin d'aider les gouvernements à mettre en œuvre l'inscription à l'Annexe II, des tests rapides d'ADN à réaliser au port ont été conçus et un apprentissage visuel permet de distinguer les ailerons de petits requins-baleines de ceux d'autres espèces. En conséquence, le reclassement de l'espèce à l'Annexe I nécessiterait peu de nouveaux outils.

10. Consultations

Voir l'annexe 1.

11. Remarques supplémentaires

Les sections et annexes suivantes ne sont pas traduites.

12. Références

Aca, E.Q. and Schmidt, J.V. 2011. Revised size limit for viability in the wild: Neonatal and young of the year whale sharks identified in the Philippines. *Asia Life Sciences* 20: 361-367

Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty, P.F., Jr., Hearn, A., Green, J.R., Parades-Jarrin, J. and

Salinas-de-Leon, P. 2014. Whale shark (*Rhincodon typus*) seasonal presence, residence time and habitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE* 9: e102060. Web link. Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS ONE* 9: e102060

Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS ONE* 9: e102060.

Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebrayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. and Pillai, N.G.K. 2012. Landings of whale sharks *Rhincodon typus* Smith, 1828 in Indian waters since protection in 2001 through the Indian Wildlife (Protection) Act, 1972. *Environmental Biology of Fishes* 96: 713-722.

Alava, M.N.R., Dolumbaló, E.R.Z., Yaptinchay, A.A. and Trono, R.B. 2002. Fishery and trade of whale sharks and manta rays in the Bohol Sea, Philippines. Pp. 132-148. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (eds), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop*. Sabah, Malaysia, July 1997. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 25.

Anderson, R.C. and Ahmed, H. 1993. *The shark fisheries in the Maldives*. FAO, Rome, and Ministry of Fisheries, Male, Maldives.

Arzoumanian, Z., Holmberg, J. and Norman, B. 2005. An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks *Rhincodon typus*. *Journal of Applied Ecology* 42: 999- 1011.

Bonaccorso E, Ordóñez-Garza N, Pazmiño DA, Hearn A, Páez-Rosas D, Cruz S, Muñoz-Pérez JP,

Espinoza E, Suárez J, Muñoz-Rosado LD, Vizuete A (2021) International fisheries threaten globally endangered sharks in the Eastern Tropical Pacific Ocean: the case of the Fu Yuan Yu Leng 999 vessel seized within the Galápagos Marine Reserve. *Scientific Reports* 11(1):14959.

Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. and Cardona, L. 2011. Stable isotope profiles in whale shark (*Rhincodon typus*) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. *Environmental Biology of Fishes* 92: 559-567.

Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. and Meekan, M.G. 2008. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: the world's largest fish is getting smaller. *Biological Conservation* 141: 1894-1905.

Branstetter, S., 1991. Shark life history: one reason sharks are vulnerable to overfishing. *Discovering Sharks*. American Littoral Society, special publication, 14, pp. 29-34.

Brooks, K., Rowat, D., Pierce, S.J., Jouannet, D. and Vely, M. 2010. Seeing spots: photo-identification as a regional tool for whale shark identification. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2: 185-194

Burks, C. M., Driggers, W. B. I. I. I., and Mullin, K. D. 2006. Abundance and distribution of whale sharks (*Rhincodon typus*) in the northern Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* 104, 579–584.

Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., Dubroca, L., Delgado de Molina, A., Murua, H., Floch, L., Damiano, A., Rowat, D and Merigot, B. 2014. Mortality of marine megafauna induced by fisheries: Insights from the whale shark, the world's largest fish. *Biological Conservation* 174: 147-151.

Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. and Karl, S.A. 2007. Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Molecular Ecology* 16: 5183-5192.

Chen, C.T., Liu, K.M. and Joung, S.J. 1997. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. *TRAFFIC Bulletin* 17(1): 53-57.

Chen, V.Y. and Phipps, M.J. 2002. Management and trade of whale sharks in Taiwan. *TRAFFIC East Asia*, Taipei, Taiwan.

Clarke, S. 2015. Understanding and mitigating impacts to whale sharks in purse seine fisheries of the Western and Central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFCSC11-2015/EB-WP-03 Rev. 1. Pohnpei, Federated States of Micronesia.

Colman, J. 1997. A review of the biology and ecology of the whale shark. *Journal of Fish Biology* 51: 1219-1234.

de la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Gregorio Remolina, J., Maslanka, M. 2011. An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. *PLoS One* 6:e18994. doi: 10.1371/journal.pone.0018994

Duffy, C.A.J. 2002. Distribution, seasonality, lengths, and feeding behaviour of whale sharks (*Rhincodon typus*) observed in New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 565-570.

Ebert, D.A., Fowler, S., and Compagno, L. 2013. *Sharks of the World*. Wild Nature Press.

Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. and Worm, B. 2016. Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* 41: 83- 116.

FAO. 1999. *Rhincodon typus* Smith 1928. Website:
www.fao.org/waicent/faoinfo/fishery/sidp/htmls/sharks/rh_ty_ht.htm

Fischer J., Erikstein K., D'Offay B., Barone M. and S. Guggisberg. 2012 : Review of the implementation of the International Plan of Action for the conservation and management of sharks. Rep. No. C1076. FAO.2012; 125.

Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B.E., Graham, R.T., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J. and Pierce, S.J. 2013. Population structure and residency of whale sharks *Rhincodon typus* at Utila, Bay Islands, Honduras. *Journal of Fish Biology* 83: 574-587.

Gaines, J. 2016. A criminal organization kidnapped two whale sharks. This international team freed them. Upworthy. <https://www.upworthy.com/a-criminal-organization-kidnapped-2-whale-sharks-this-international-team-freed-them>.

Gifford, A., Compagno, L.J.V. and Levine, M. 2001. Aerial surveys of whale sharks (*Rhincodon typus*) off the east coast of southern Africa from 1993 to 1998. Report to the Shark Research Institute, Princeton.

Gleiss, A.C., Wright, S., Liebsch, N., Wilson, R.P. and Norman, B. 2013. Contrasting diel patterns in vertical movement and locomotor activity of whale sharks at Ningaloo Reef. *Marine Biology* 160: 2981-2992.

Graham, R.T. 2007. Whale sharks of the Western Caribbean: an overview of current research and conservation efforts and future needs for effective management of the species. *Gulf and Caribbean Research* 19: 149-159.

Gudger, E.W. 1941. The whale shark unafraid: The greatest of the sharks, *Rhineodon typus*, fears not shark, man nor ship. *The American Naturalist* 75: 550-568

- Guzman, H.M., Gomez, C.G., Hearn, A. et al. Longest recorded trans-Pacific migration of a whale shark (*Rhincodon typus*). *Mar Biodivers Rec* 11, 8 (2018). <https://doi.org/10.1186/s41200-018-0143-4>.
- Harley, S., Williams, P. and Rice, J. 2013. Spatial and temporal distribution of whale sharks in the western and central Pacific Ocean based on observer data and other data sources. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Pohnpei.
- Harvey-Carroll, J., Stewart, J.D., Carroll, D., Mohamed, B., Shameel, I., Zareer, I.H., Araujo, G. and Rees, R., 2021. The impact of injury on apparent survival of whale sharks (*Rhincodon typus*) in South Ari Atoll Marine Protected Area, Maldives. *Scientific Reports*, 11(1), p.937.
- Hearn, A.R., Green, J., Román, M.H., Acuña-Marrero, D., Espinoza, E. and Klimley, A.P. 2016. Adult female whale sharks make long-distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Marine Biology* 163: 214.
- Heyman, W., Graham, R., Kjerfve, B., and Johannes, R. E. 2001. Whale sharks *Rhincodon typus* aggregate to feed on fish spawn in Belize. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251, 275–282. doi: 10.3354/meps215275
- Higgs, N.D., Gates, A.R. and Jones, D.O.B. 2014. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PLoS ONE* 9: e96016
- Hoffmayer, E.R., Franks, J.S. and Shelley, J.P. 2005. Recent observations of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the northcentral Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17: 117-120
- Hoffmayer ER, McKinney JA, Franks JS, Hendon JM, Driggers WB III, Falterman BJ, Galuardi B and Byrne ME (2021) Seasonal Occurrence, Horizontal Movements, and Habitat Use Patterns of Whale Sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Mexico. *Front. Mar. Sci.* 7:598515. doi: 10.3389/fmars.2020.598515
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks *Rhincodon typus* through collaborative photo-identification. *Endangered Species Research* 7: 39-53
- Hsu, H.H., Joung, S.J. and Liu, K. 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *Journal of Fish Biology* 80: 1595-1607
- Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E. and Liu, K.M. 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Marine and Freshwater Research* 65: 1145-115
- Hueter, R.E., Tyminski, J.P. and de la Parra, R. 2013. Horizontal movements, migration patterns, and population structure of whale sharks in the Gulf of Mexico and northwestern Caribbean Sea. *PLoS ONE* 8: e71883
- Joung, S.J., Chen, C.T., Clark, E., Uchida, S. and Huang, W.Y.P. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes* 46: 219-223
- Kennish, M. (1994). Pollution in Estuaries and Coastal Marine Waters. *Journal of Coastal Research*, 27-49. Retrieved March 3, 2021, from <http://www.jstor.org/stable/2573558>
- Ketchum, J.T., Galván-Magaña, F. and Klimley, A.P. 2012. Segregation and foraging ecology of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the southwestern Gulf of California. *Environmental Biology of Fishes* 96: 779-795.
- Li, W., Wang, Y. and Norman, B. 2012. A preliminary survey of whale shark *Rhincodon typus* catch and trade in China: an emerging crisis. *Journal of Fish Biology* 80: 1608-1618

Marcus, L., Virtue, P., Pethybridge, H.R., Meekan, M.G., Thums, M. and Nichols, P.D. 2016. Intraspecific variability in diet and implied foraging ranges of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia, from signature fatty acid analysis. *Marine Ecology Progress Series* 554: 115-128.

Mariani G, Cheung WW, Lyet A, Sala E, Mayorga J, Velez L, Gaines SD, Dejean T, Troussellier M, Mouillot D (2020) Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Science Advances* 28, 6(44): eabb4848.

McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R. and Hendon, J. 2012. Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series* 458: 199-211.

Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.A., Press, M., Mclean, C., Richards, A., Quasnicka, S. and Taylor, J.G. 2006. Population size and structure of whale sharks *Rhincodon typus* at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series* 319: 275-285.

Meekan MG, Taylor BM, Lester E, Ferreira LC, Sequeira AMM, Dove ADM, Birt MJ, Aspinall A, Brooks K and Thums M 2020 Asymptotic Growth of Whale Sharks Suggests Sex-Specific Life-History Strategies. *Front. Mar. Sci.* 7:575683. doi: 10.3389/fmars.2020.57568

Motta, P.J., Maslanka, M., Hueter, R.E., Davis, R.L., de la Parra, R., Mulvany, S.L., Habegger, M.L., Strother, J.A., Mara, K.R., Gardiner, J.M., Tyminski, J.P. and Zeigler, L.D. 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology* 113: 199-212

Norman, B. (Shark Specialist Group). 2000. *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2000: e.T19488A8912689.

Norman, B. 2002. Review of Current and Historical Research on the Ecology of Whale Sharks (*Rhincodon typus*), and Applications to Conservation Through Management of the Species. Freemantle: Western Australian Department of Conservation and Land Management.

Norman, B.M. and Stevens, J.D. 2007. Size and maturity status of the whale shark (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef in Western Australia. *Fisheries Research* 84: 81-86

Pacoureaux N, Rigby CL, Kyne PM, Sherley RB, Winker H, Carlson JK, Fordham S v., Barreto R, Fernando D, Francis MP, et al. (2021). Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*, 589(7843), 567–571. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>

Perry CT, Clingham E, Webb DH, de la Parra R, Pierce SJ, Beard A, Henry L, Taylor B, Andrews K, Hobbs R, Araujo G and Dove ADM (2020) St. Helena: An Important Reproductive Habitat for Whale Sharks (*Rhincodon typus*) in the Central South Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 7:576343. doi: 10.3389/fmars.2020.576343

Perry, C. T., Figueiredo, J., Vaudo, J. J., Hancock, J., Rees, R., and Shivji, M. (2018). Comparing length-measurement methods and estimating growth parameters of free-swimming whale sharks (*Rhincodon typus*) near the South Ari Atoll, Maldives. *Mar. Freshw. Res.* 69, 1487–1495. doi: 10.1071/mf1739

Pierce, S.J. & Norman, B. 2016. *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T19488A2365291. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T19488A2365291.en>

Pierce, S.J., Pardo, S.A., Rohner, C.A., Matsumoto, R., Murakumo, K., Nozu, R., Dove, A.D., Perry, C. and Meekan, M.G., 2021. Whale shark reproduction, growth, and demography. *Whale sharks: Biology, ecology, and conservation*, pp.13-45.

Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A. and Vázquez-Juárez, R. 2012a. Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered Species Research* 18: 115-128

Ramírez-Macías, D., Meekan, M., de la Parra-Venegas, R., Remolina-Suárez, F., Trigo-Mendoza, M. and Vázquez-Juárez, R. 2012b. Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology* 80: 1401-1416

Reuters Staff. 2018. Endangered whale shark fins found in Singapore Airlines shipment to Hong Kong. <https://www.reuters.com/article/us-hongkong-environment/endangered-whale-shark-fins-found-in-singapore-airlines-shipment-to-hk-idUSKCN1IV08H>

Reynolds, S.D., Norman, B.M., Franklin, C.E., Bach, S.S., Comezzi, F.G., Diamant, S., Jaidah, M.Y., Pierce, S.J., Richardson, A.J., Robinson, D.P. and Rohner, C.A. 2022. Regional variation in anthropogenic threats to Indian Ocean whale sharks. *Global Ecology and Conservation*, 33, p.e01961.

Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Lee, K., Jabado, R.W., Rohner, R.A., March, A., Caprodossi, S., Henderson, A.C., Mair, J.M., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2016. Population structure, abundance and movement of whale sharks in the Arabian Gulf and Gulf of Oman. *PLoS ONE*.

Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Rohner, R.A., Jabado, R.W., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2017. Some like it hot: repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. *PLoS ONE*

Rohner, C. A., Richardson, A. J., Jaine, F. R. A., Bennett, M. B., Weeks, S. J., Cliff, G., et al. 2018. Satellite tagging highlights the importance of productive Mozambican coastal waters to the ecology and conservation of whale sharks. *Peer J*. 6:e4161. doi: 10.7717/peerj.4161

Rohner, C.A., Richardson, A.J., Prebble, C.E.M., Marshall, A.D., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Wintner, S.P. and Pierce, S.J. 2015. Laser photogrammetry improves size and demographic estimates for whale sharks. *PeerJ* 3: e886.

Rohner, C.A., Pierce, S.J., Marshall, A.D., Weeks, S.J., Bennett, M.B. and Richardson, A.J. 2013. Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 482: 153-168

Rowat, D. and Gore, M. 2007. Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the Indian Ocean off Seychelles. *Fisheries Research*. 84. 32-40. 10.1016/j.fishres.2006.11.009.

Rowat, D. and Brooks, K.S. 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. *Journal of Fish Biology* 80: 1019-1056.

Rowat, D., Brooks, K., March, A., McCarten, C., Jouannet, D., Riley, L., Jeffreys, G., Perri, M., Vely, M. and Pardigon, B. 2011. Long-term membership of whale sharks (*Rhincodon typus*) in coastal aggregations in Seychelles and Djibouti. *Marine and Freshwater Research* 62: 621-627.

Rowat, D., Meekan, M.G., Engelhardt, U., Pardigon, B. and Vely, M. 2006. Aggregations of juvenile whale sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Tadjoura, Djibouti. *Environmental Biology of Fishes* 80: 465-472

Rowat, D., Womersley, F.C., Norman, B.M. and Pierce, S.J., 2021. Global threats to whale sharks. *Whale Shark Biology, Ecology, and Conservation*, pp.239-265.

Sánchez, L., Briceño, Y., Tavares, R., Ramírez-Macías, D. and Rodríguez, J.P., 2020. Decline of whale shark deaths documented by citizen scientist network along the Venezuelan Caribbean coast. *Oryx*, 54(5), pp.600-601.

Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Delean, S., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J. A. 2013a. Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 478: 185-195.

Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Meekan, M.G., Sims, D.W. and Bradshaw, C.J.A. 2013b. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *Journal of Fish Biology* 82: 367-389.

- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Fordham, D.A., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2014a. Predicting current and future global distributions of whale sharks. *Global Change Biology* 20: 778-789.
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C. and Floch, L. 2014b. Inter-ocean asynchrony in whale shark occurrence patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450: 21-29. DOI: 10.1016/j.jembe.2013.10.019.
- Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2012. Ocean-scale prediction of whale shark distribution. *Diversity and Distributions* 18: 504-51
- Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. and Ponzo, A. 2015. Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. *PeerJ* 3: e1452
- Schmidt, J.V., Chen, C.C., Sheikh, S.I., Meekan, M.G., Norman, B.M. and Joung, S.J. 2010. Paternity analysis in a litter of whale shark embryos. *Endangered Species Research* 12: 117-124
- Speakman, J. R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *J. Exp. Biol.* 208, 1717–1730. doi: 10.1242/jeb.01556
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Rowat, D., Pierce, S.J., Marshall, A.D. and Bradshaw, C.J.A. 2008. Scarring patterns and relative mortality rates of Indian Ocean whale sharks. *Journal of Fish Biology* 72: 1488-1503
- Taylor, J.G. 1994. *Whale sharks, the giants of Ningaloo Reef*. Harper Collins, Australia.
- Theberge, M.M. and Dearden, P. 2006. Detecting a decline in whale shark *Rhincodon typus* sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. *Oryx* 40: 337-342.
- Tomita, T., Kawai, T., Matsubara, H. and Kobayashi, M. 2014. Northernmost record of a whale shark *Rhincodon typus* from the Sea of Okhotsk. *Journal of Fish Biology* 84: 243-246.
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J. and Hueter, R.E. 2015. Vertical movements and behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS ONE* 10: e0142156.
- Vignaud, T.M., Maynard, J.A., Leblois, R., Meekan, M.G., Vázquez-Juárez, R., Ramírez-Macías, D., Pierce, S.J., Rowat, D., Berumen, M.L., Beeravolu, C., Baksay, S. and Planes, S. 2014. Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. *Molecular Ecology* 23: 2590-2601
- White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. *Conservation Biology*, 29: 1186- 1197
- Wilson, S.G., Taylor, J.G. and Pearce, A.F. 2001. The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the El Niño/Southern Oscillation. *Environmental Biology of Fishes* 61: 1-1
- Wilson, S. G., Polovina, J. J., and Stewart, B. S. 2006. Movement of whale sharks (*Rhincodon typus*) tagged at Ningaloo Reef, Western Australia. *Mar. Biol.* 128, 1157–1166. doi: 10.1007/s00227-005-0153-8
- Womersley, F.C., Rohner, C.A., Abrantes, K., Afonso, P., Arunrugstichai, S., Bach, S.S., Bar, S., Barash, A., Barnes, P., Barnett, A. and Boldrocchi, G., 2024. Identifying priority sites for whale shark ship collision management globally. *Science of The Total Environment*, 934, p.172776.
- Womersley, F.C., Sousa, L.L., Humphries, N.E. *et al.* Climate-driven global redistribution of an ocean giant predicts increased threat from shipping. *Nat. Clim. Chang.* (2024). <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02129-5>

Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R. 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. *Tourism Management* 33: 692- 701

Annex I. Range states for *R. typus* – to be completed post range state consultation

CITES Party	Range state?	Support Indicated (Yes/No/Undecided/No objection)	Summary of Information Provided
Angola	Y		
Antigua and Barbuda	Y		
Argentina	Y		
Australia	Y		
Bahamas			
Bahrain			
Bangladesh	Y		
Barbados			
Belize			
Benin	Y		
Brazil	Y		
Brunei			
Cabo Verde	Y		
Cambodia			
Cameroon	Y		
Canada			
Chile	Y		
People's Republic of China			
Colombia			
Comoros			
Congo (Brazzaville)	Y		
Cook Islands	Y		
Costa Rica	Y		
Cuba	Y		

Côte d'Ivoire	Y		
DPR Korea			
Democratic Republic of the Congo	Y		
Djibouti	Y		
Dominica			
Dominican Republic	Y		
Ecuador	Y		
Egypt	Y		
El Salvador			
Equatorial Guinea	Y		
Eritrea	Y		
Fiji	Y		
France	Y		
French Polynesia			
Gabon	Y		
Gambia	Y		
Ghana	Y		
Grenada			
Guatemala			
Guinea	Y		
Guinea-Bissau	Y		
Guyana			
Honduras	Y		
India	Y		
Indonesia			
Iraq	Y		
Iran	Y		

Israel	Y		
Jamaica			
Japan			
Jordan	Y		
Kenya	Y		
Kiribati			
Kuwait			
Liberia	Y		
Madagascar	Y		
Malaysia			
Maldives	Y		
Marshall Islands			
Mauritania	Y		
Mauritius	Y		
Mexico			
Federated States of Micronesia			
Morocco	Y		
Mozambique	Y		
Myanmar			
Namibia			
Netherlands	Y		
New Zealand	Y		
Nicaragua			
Nigeria			
Oman			
Pakistan	Y		
Palau	Y		

Panama	Y		
Papua New Guinea			
Peru	Y		
Philippines	Y		
Portugal	Y		
Qatar			
Republic of Korea			
Saint Kitts and Nevis			
Saint Lucia			
Saint Vincent and the Grenadines			
Samoa	Y		
Saudi Arabia	Y		
Senegal	Y		
Seychelles	Y		
Sierra Leone			
Singapore			
Solomon Islands			
Somalia	Y		
South Africa	Y		
Sudan			
Sri Lanka	Y		
Suriname			
Thailand			
Togo	Y		
Tonga			
Trinidad and Tobago	Y		
United Arab Emirates	Y		

United Kingdom	Y		
Spain	Y		
United Republic of Tanzania	Y		
United States of America			
Uruguay	Y		
Vanuatu			
Venezuela			
Viet Nam			
Yemen	Y		

Annex II. CITES Trade Database summary of *R. typus* from 2000-2020

Yr	App.	Taxon	Import	Export	Origin	Importer reported quantity	Exporter reported quantity	Term	Unit	Purpose	Source
2004	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MY		6		soup		T	I
2005	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2006	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	MX	PH		23		specimen s		S	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	MX	ZA		28	28	specimen s		S	W
2007	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	TW		2		live		Z	W
2008	II	<i>Rhincodon typus</i>	SC	ZA			1	fins		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	BE	ZA		0.05		bones	kg	S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	BE	ZA			2	teeth		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	RU	XX		2	derivative s		Q	O
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	RU	DE	XX		2	skin pieces		Q	O
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	TW	MX			40	specimen s		S	W
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CA	TW	2		bones		S	I
2009	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	ZA			16	specimen s		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	SC			86	specimen s		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	CA	ZA			8	specimen s		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	RU	XX	2		skin pieces		Q	O
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN		6		derivative s		P	I
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PH		4		specimen s		S	W
2010	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	ZA		32		bone pieces		S	W

2011	II	<i>Rhincodon typus</i>	FR	MX			115	specimens		S	O
2011	II	<i>Rhincodon typus</i>	FR	MX		115		specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	CA	PK			1	specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN			3	bodies		Q	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	EC			20	specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PH		11		specimens		S	W
2012	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	PK			1	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	SC			61	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	IT	MX			30	specimens		S	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	CN		1		specimens		Q	W
2013	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MX		30	60	specimens		S	W
2015	II	<i>Rhincodon typus</i>	DE	CN			1	specimens		T	W
2015	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	SH		12		specimens		S	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	KR	CN		1	bodies		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	KR	CN		1		bodies		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	KR	CN			1	specimens		E	W
2016	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	SH		6	6	specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	MV			2	specimens	kg	S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	KR	CN	1		specimens		E	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	MV			500	specimens	g	S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	MV			2	specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	SA	MV			300	specimens	g	S	W

2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MV		1		specimens		S	W
2017	II	<i>Rhincodon typus</i>	US	MX		9		meat	kg	T	I
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	AU	ZA			17	specimens		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	CN	GB	CN		1	skeletons		E	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	AU		66		skin pieces		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	CN			3	specimens		E	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	EC		5		specimens		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	PH		40		specimens		S	W
2018	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	SH			130	specimens		S	W
2019	II	<i>Rhincodon typus</i>	DK	MX		2		specimens		S	W
2019	II	<i>Rhincodon typus</i>	GB	SH		23		specimens		S	W