

**CONVENTION SUR LA CONSERVATION DES ESPÈCES MIGRATRICES APPARTENANT
À LA FAUNE SAUVAGE**

**PLAN D'ACTION PAR ESPÈCE POUR LA SOUS-POPULATION DU REQUIN HÂ
(*Galeorhinus galeus*) DANS L'ATLANTIQUE NORD-EST ET LA MÉDITERRANÉE**



Octobre 2025

À propos de ce plan

La conception de ce Plan d'action par espèce pour la sous-population de requins hâ de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée a été menée par le Gouvernement néerlandais au nom du Groupe de travail de la CMS de l'Union européenne.

La Dutch Elasmobranch Society a été mandatée pour coordonner le processus d'établissement et rédiger le rapport. Ce travail a été réalisé par le Dr Paddy Walker et la Dre Irene Kingma, avec le soutien éditorial de Mme Eleanor Greenway (titulaire d'un master ès Sciences). Tout au long du processus, des contributions ont été recueillies auprès d'un vaste réseau d'experts et par des cycles d'examen effectués par les États de l'aire de répartition.

Experts consultés

- Dr James Thorburn – Université Napier
- Dr Lydia Khoeler – Coalition pour la conservation des profondeurs marines (DSCC)
- Dr Nicholas L. Payne – Trinity College Dublin
- Dr Sophy McCully – CEFAS
- Dr Sarah Fowler – Fondation Save Our Seas
- Mme Eva Meyer (titulaire d'un master ès Sciences) – Angel Shark Network
- M. Ali Hood (titulaire d'un master ès Sciences) – Shark Trust
- M. Jack Renwick – Shark Trust
- M. Nathan Pancoureau – LEMAR
- Mme Alice Hall – Université de Plymouth

Aperçu du processus

Juillet 2024 – accord au sein du Groupe de travail de la CMS de l'UE concernant la conception d'un plan d'action par espèce (SSAP)

Octobre 2024 – réunion de lancement à Thessalonique

Décembre 2024 – 1^{re} réunion virtuelle d'experts

Janvier 2025 – webinaire d'introduction sur les États de l'aire de répartition

Février 2025 - 2^e réunion virtuelle d'experts

Mai 2025 – 1^{re} réunion des États de l'aire de répartition

Juin 2025 – réunion d'experts en personne à Plymouth

Juillet 2025 – 2^e réunion des États de l'aire de répartition

Août 2025 – cycle d'examen final par les experts et les États de l'aire de répartition

Table des matières

À propos de ce plan 2

 Aperçu du processus 2

GLOSSAIRE 5

Résumé analytique 7

Introduction 8

1. ÉVALUATION BIOLOGIQUE 10

 1.1 Caractéristiques 10

 1.4 Répartition et connectivité 12

 1.5 Habitats 14

 1.5.1 Sites d'agrégation 15

 1.5.2 Aires importantes pour les requins et les raies 15

 1.6 Productivité et tendance de la population 15

 1.6.1 Atlantique Nord-Est et Méditerranée 16

2. PÊCHE ET COMMERCE 16

 2.1 À l'échelle mondiale 16

 2.2 Atlantique Nord-Est 17

 2.2.1 Évaluation des stocks 17

 2.2 Méditerranée 18

 2.3 Afrique de l'Ouest 19

 2.4 Pêche récréative 19

 2.5 Lacunes dans les données : débarquements, erreurs de marquage et d'identification 20

 2.5.1 Débarquements 20

 2.5.2 Rejets 21

 2.5.3 Commerce 21

 2.5.4 Erreurs de marquage et d'identification 22

3. POLITIQUES ET LÉGISLATION PERTINENTES EN MATIÈRE DE GESTION 23

 3.1. Atlantique Nord-Est 23

 3.1.1 UE 23

 3.1.2 Royaume-Uni 25

 3.2 Méditerranée 25

 3.3 Skagerrak/Kattegat 25

 3.4 Afrique de l'Ouest 26

 3.5 International 26

4. MENACES ET OBSTACLES 27

 4.1 Menaces 27

 4.1.2 Dégradation de l'habitat 28

 4.1.3 Autres facteurs (changement climatique et pollution) 29

 4.2 Hiérarchisation des menaces 30

4.2.1 Matrice des menaces	31
4. 3. Obstacles	32
4.3.1 Lacunes dans la contribution reçue des données	32
Critères de rétablissement (fondés sur l'analyse des menaces et l'évaluation biologique).....	33
4.3.2 Une attention limitée portée à la cohérence dans la collaboration internationale	33
4.3.3. Financement nécessaire à la mise en œuvre des mesures	34
5. CADRE D'ACTION	34
L'objectif global du plan d'action par espèce :	34
Cadre des objectifs	34
BIBLIOGRAPHY	43

GLOSSAIRE

Liste des acronymes

CMS – Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage

CPUE – Capture par unité d'effort de pêche

CR - En danger critique d'extinction (Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN))

EN – En danger (Liste rouge de l'UICN)

UE – Union européenne

FAO – Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

CGPM – Commission générale des pêches pour la Méditerranée

CIEM – Comité international pour l'exploration de la mer

UICN – Union internationale pour la conservation de la nature

IUU – Illícite, non déclaré, non réglementé

MdE – Mémoire d'entente

RCM – Rendement constant maximal

AP – Approche de précaution

TAC – Total admissible des captures

TL – Longueur totale

UK – Royaume-Uni

VU – Vulnérable (Liste rouge de l'UICN)

WGEF – Groupe de travail sur les élasmobranches du CIEM

Termes utilisés

- Bioaccumulation – le processus par lequel une substance chimique s'accumule dans un organisme au fil du temps
- Bioamplification – Augmentation des concentrations de contaminants d'un niveau trophique à l'autre, résultant de leur accumulation dans la chaîne alimentaire
- Brassage génétique – combinaison de matériel génétique entre deux ou plusieurs populations de la même espèce précédemment isolées, conduisant à la formation d'un nouveau patrimoine génétique reflétant les contributions de toutes les populations d'origine
- Diversité haplotypique – une mesure de la variation génétique de l'ADN mitochondrial qui indique la probabilité que deux individus sélectionnés aléatoirement au sein d'une population présentent des haplotypes distincts
- Néonates – individus nouveau-nés également désignés par le terme « jeunes de l'année » (YOY), qui, dans le cas du requin hâ, sont des individus mesurant moins de 45 cm
- Diversité nucléotidique – une mesure de la variation génétique au niveau de la séquence d'ADN, représentant le nombre moyen de différences nucléotidiques par site entre deux séquences d'ADN choisies au hasard dans une population, reflétant une histoire riche en sélection, migration, recombinaison et systèmes d'accouplement
- Philopatrie – tendance d'un organisme à rester ou à revenir habituellement dans une zone spécifique

- Vivipare – se dit des embryons qui se développent à l'intérieur du corps de la mère, laquelle donne naissance à des petits entièrement formés et autonomes sur le plan métabolique

Résumé analytique

1. Le Requin hâ (*Galeorhinus galeus*) est un élasmobranche à croissance lente et hautement migratoire, pouvant atteindre jusqu'à 2 m de longueur. Il est inscrit dans la catégorie « *En danger critique d'extinction* » sur la Liste rouge de l'UICN dans la majeure partie de son aire de répartition mondiale, notamment les sous-populations de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée. À l'échelle mondiale, l'espèce a connu un déclin sévère de ses populations en raison de la surpêche, des prises accessoires, de la dégradation de son habitat et d'une gestion insuffisante.
2. L'espèce a été inscrite à l'Annexe II de la CMS en 2020 et ajoutée à l'Annexe 1 du MdE requins en 2023. Si certaines protections régionales sont en vigueur (par exemple, les recommandations de la CGPM et les mesures nationales au Royaume-Uni), leur application et mise en œuvre restent incohérentes, et il est urgent d'adopter une approche internationale exhaustive en matière de conservation.
3. Pour répondre à ces questions, un projet de Plan d'action par espèce pour le requin hâ de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée a été élaboré. Ce plan décrit des actions coordonnées visant à soutenir le rétablissement de l'espèce, à promouvoir la coopération internationale et à lutter contre les principales menaces grâce à une gestion fondée sur la science, à la protection des habitats essentiels et à l'amélioration de la collecte de données.
4. Le plan d'action par espèce a été élaboré grâce aux contributions d'experts, à une revue de la littérature, à des consultations avec les États de l'aire de répartition et à la prise en compte des cadres de conservation existants. Il comprend une analyse des menaces et des obstacles, ainsi que des critères de rétablissement mesurables pour guider la mise en œuvre.
5. Cinq objectifs principaux ont été identifiés :
 - Mettre en œuvre des mesures de gestion des pêches sur la base de conseils scientifiques.
 - Identifier et protéger les habitats essentiels aux étapes clés de la vie.
 - Améliorer les connaissances scientifiques grâce à des études ciblées.
 - Renforcer la collaboration internationale.
 - Assurer un financement à long terme pour la mise en œuvre.
6. Ces objectifs sont conformes aux mandats de la CMS et du MdE requins et reflètent une approche collaborative et multisectorielle, soulignant l'importance de la coopération et de la coordination des États de l'aire de répartition avec les organismes compétents tels que le CIEM, la CGPM et les autorités nationales.
7. Le plan d'action par espèce propose une feuille de route concrète, avec des priorités et des échéances clairement définies, conçue pour être adaptable et régulièrement révisée afin de tenir compte des nouvelles données et de l'évolution des conditions environnementales.

Introduction

Le requin hâ, *Galeorhinus galeus*, est un requin de taille moyenne (jusqu'à 2 m) dont l'aire de répartition est très étendue. Il se trouve principalement dans les habitats démersaux du plateau continental, principalement dans les zones côtières démersales allant de tempérées froides à chaudes. Cependant, il a également été observé dans des environnements océaniques, à des profondeurs dépassant les 800 m. L'espèce est répartie dans les eaux tempérées, notamment dans le nord-est, le centre-est, le sud-ouest et le sud-est de l'Atlantique, la mer Méditerranée, l'est de l'océan Indien et le Pacifique, avec une absence notable dans le nord-ouest du Pacifique et le nord-ouest de l'Atlantique (Walker et al. 2020). D'après Fricke et al. (2025), la répartition du requin hâ inclut l'Atlantique occidental, de la région Sud du Brésil jusqu'à l'Argentine ; l'Atlantique oriental : de la Norvège au Sénégal (y compris l'ouest de la mer Baltique, la mer du Nord, la mer Méditerranée, la mer de Marmara, les Açores, Madère, les îles Canaries et le Cap-Vert) au nord, et de la Namibie à l'Afrique du Sud au sud ; le sud-ouest de l'océan Indien : le Cap occidental et le Cap oriental (Afrique du Sud) ; le Pacifique Nord ; le Pacifique oriental : du Canada (Colombie-Britannique) au Mexique, y compris le golfe de Californie au nord, et de l'Équateur au Chili au sud ; les eaux tempérées de l'hémisphère Sud (Figure 1).

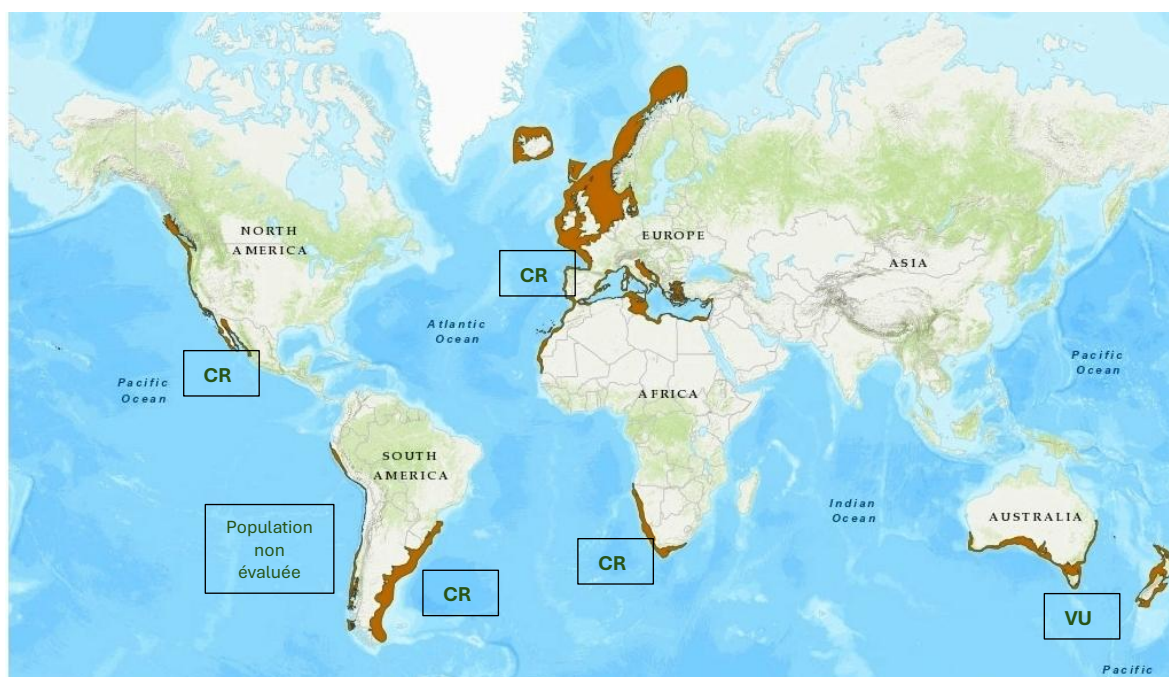


Figure 1. Répartition géographique de *Galeorhinus galeus* (Carcharhiniformes, Chondrichthyes), incluant l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN pour chaque sous-population, adaptée de Walker et al. (2020). Ce plan d'action par espèce concerne les sous-populations de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée.

Les requins hâ effectuent des migrations saisonnières vastes et étendues, à la fois latitudinales et entre les zones côtières et au large, entre les États de l'aire de répartition dans l'hémisphère nord. Dans l'Atlantique Sud-Ouest, des migrations latitudinales de plus de 1 400 km ont été signalées. En Australie, qui partage une population avec la Nouvelle-Zélande, le mélange se produit le long de la partie méridionale du continent par des migrations côtières de plus de 4 000 km, des traversées de 2 000 km de la mer de Tasman vers la Nouvelle-Zélande, et des migrations à travers tout le pays. Bien que les connaissances sur les déplacements du requin hâ dans son aire de distribution sud-africaine dans l'océan Atlantique soient limitées, les variations saisonnières dans la composition et la localisation des prises suggèrent l'existence de migrations entre d'éventuelles zones de reproduction et d'alimentation. Dans le Pacifique Nord-Est, des migrations saisonnières, tant latitudinales qu'au large, ont également été

observées. Au moins six sous-populations ont été recensées à l'échelle mondiale, présentant des niveaux variables d'état de conservation.

Dans la majeure partie de son aire de répartition, le requin hâ a été exploité en réponse à la demande de viande, d'ailerons et d'huile de foie, à l'aide de filets maillants et de palangres (Walker et al., 2020). L'espèce est fréquemment capturée comme prise accessoire dans les chaluts et autres engins de pêche. En raison de sa valeur marchande élevée, cette prise accessoire est souvent débarquée (Dominguez-Bustos et al., 2025). Toutes les populations évaluées par l'UICN sont considérées comme épuisées à des degrés divers.

L'évaluation la plus récente de la Liste rouge a identifié quatre des cinq sous-populations de requins hâ évaluées comme étant en danger critique d'extinction (Atlantique Nord-Est et Méditerranée, Atlantique Sud-Ouest, Pacifique Nord-Est, Afrique australe), tandis que la cinquième, en Australie et Nouvelle-Zélande, est classée comme vulnérable. Les sous-populations du Pacifique Sud-Est n'ont pas été évaluées en raison du manque de données disponibles. L'espèce a été évaluée à l'échelle mondiale comme étant en danger critique d'extinction (CR) et confrontée à un risque extrêmement élevé d'extinction à l'état sauvage, en raison d'une réduction de la taille de la population égale ou supérieure à 80 % au cours des trois dernières générations (critères A2bd de l'UICN ; Walker et al., 2020). À l'heure actuelle, seules quelques mesures de conservation sont mises en place pour certaines sous-populations de requins hâ, malgré une prise de conscience internationale croissante des menaces communes. La Nouvelle-Zélande et l'Australie ont instauré des limites de capture strictes afin de reconstituer (Australie) ou de préserver (Nouvelle-Zélande) leurs stocks. Les deux pays gèrent également le requin hâ dans le cadre d'un système de contingent individuel transférable (CIT), ce qui a limité la croissance de la capacité de pêche et a largement empêché la surcapacité de la flotte de pêche.

Sous-populations de requins hâ dans l'Atlantique Nord-Est et en Méditerranée.

Dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée, le requin hâ a été recensé dans les eaux de tous les États de l'aire de répartition de la CMS, et il existe des sites d'agrégation, des zones d'alimentation ainsi que des zones de mise bas et d'alevinage connues dans les zones côtières de nombreux pays (Bovcon et al., 2018 ; Thorburn et al., 2019 ; Cameron et al., 2025). Des informations concernant l'utilisation de l'habitat dans l'Atlantique Nord-Est ont récemment été compilées dans le cadre d'un processus visant à identifier des [Aires importantes pour les requins et les raies \(AIRR\)](#), dirigé par le Groupe de spécialistes des requins de l'UICN. Les résultats ont été publiés en septembre 2025. Pour la Méditerranée, ces aires ont déjà été identifiées, plusieurs zones situées à la fois en Méditerranée orientale et occidentale étant pertinentes pour le requin hâ, voir le chapitre 1.5 pour de plus amples informations.

Le Comité international pour l'exploration de la mer (CIEM) fournit des conseils sur les débarquements tous les quatre ans. En raison du manque de données (par exemple, un indice de biomasse rigoureux et des estimations des rejets), le CIEM n'est pas en mesure de procéder à une évaluation quantitative. Les conseils actuels du CIEM sont basés sur l'approche de précaution. Un aperçu complet des conseils du CIEM concernant le requin hâ figure au point 2.2.

Les préoccupations relatives à l'état de conservation du requin hâ ont entraîné l'adoption de mesures de conservation nationales dans certains pays de son aire de répartition. Au Royaume-Uni, des limites de captures quotidiennes (45 kg par jour avec la tête et les nageoires intactes) ainsi que des restrictions concernant les engins sont en vigueur en Angleterre et au Pays de Galles, en vertu de l'ordonnance de 2008 sur le requin hâ (interdiction de la pêche) et de l'ordonnance de 2008 sur le requin hâ (interdiction de la pêche) pour le Pays de Galles, respectivement. En Écosse, l'arrêté de 2012 sur l'interdiction de la pêche, du transbordement et du débarquement des requins, raies et pocheteaux (Écosse) interdit également la pêche au

requin hâ, sauf au moyen d'une canne et d'une ligne ou d'une ligne à main, et interdit tout débarquement.

L'UE n'a pas défini de limites de capture pour cette espèce dans l'Atlantique Nord-Est. Cependant, conformément au règlement 2024-257 du Conseil de l'UE, le débarquement du requin hâ est interdit lorsqu'il est capturé à la palangre dans les eaux de l'UE de la division 2.a et de la sous-zone 4 du CIEM, ainsi que dans les eaux de l'UE et les eaux internationales des sous-zones 1, 5 à 8, 12 et 14. En Méditerranée, l'Annexe II du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (Protocole SPA/BD) de la Convention de Barcelone et la Recommandation GFCM/42/2018/2 de la CGPM offrent une protection complète du requin hâ (CGPM, 2018) et a été renforcée par la Résolution GFCM/44/2021/12 de 2021 concernant une Stratégie 2030 de la CGPM pour une pêche et une aquaculture durables en Méditerranée et en mer Noire, ainsi que par le [Plan d'action régional de la CGPM](#) et l'approche visant à atténuer les interactions entre les pêcheries et les espèces vulnérables. Au niveau de l'Union européenne, les décisions de la CGPM sont transposées dans le Règlement (UE) 2023/2124, mais dans plusieurs États côtiers méditerranéens non membres de l'UE, cela n'a pas encore été concrétisé.

1. ÉVALUATION BIOLOGIQUE

Taxonomie

Classe : Chondrichthyens

Sous-classe : Elasmobranchii

Ordre : Carcharhiniformes

Famille : Triakidae

Genre/espèce : *Galeorhinus galeus* (Linnaeus 1758)



Figure 2. Représentation graphique d'un requin hâ (*Galeorhinus galeus*), (source : NOAA fisheries)

1.1 Caractéristiques

Le requin hâ est l'une des plus grandes espèces de requins-chiens, pouvant atteindre une longueur totale maximale de 2 mètres. Ce sont des requins élancés dotés d'un long museau, d'une grande bouche munie de dents acérées en forme de lame, de spiracles distincts situés derrière leurs grands yeux en forme d'amande, de deux nageoires dorsales et d'une encoche bien visible dans le lobe caudal dorsal (queue). La nageoire dorsale antérieure est beaucoup plus grande que la seconde, qui a une taille similaire à celle de la nageoire anale (Figure 2). La

couleur varie du bleuâtre au gris sombre sur la surface dorsale, s'estompant vers le blanc en dessous. Les petits juvéniles, définis comme des individus mesurant moins de 60 cm de longueur totale, présentent des extrémités noires sur leurs nageoires dorsale et caudale, ainsi qu'un bord de fuite blanc sur les nageoires pectorales. Les requins-chiens appartiennent à la famille des Triakidae, qui est l'une des plus grandes familles de requins de l'ordre des Carcharhiniformes (Compagno, 1984). Les caractéristiques biologiques varient selon les différentes localisations géographiques (Tableau 1). Les nouveau-nés mesurent environ 30 cm de longueur totale (TL). Les femelles atteignent leur maturité entre 118 et 185 cm de TL (10 à 15 ans) et les mâles entre 107 et 170 cm de TL. L'âge maximum, basé sur les retours de marquage, est estimé entre 40 et 60 ans, avec un temps de génération d'environ 26 ans (Olsen, 1954 ; Ferreira & Vooren, 1991 ; Freer, 1992 ; Francis & Mulligan, 1998 ; Walker, 1999). Les requins hâ ont un cycle de vie marqué par une croissance lente, une maturité tardive et une longévité d'au moins 54 ans (Coutin, 1992 ; Kohler & Turner, 2001).

Tableau 1. Comparaison des paramètres du cycle de vie du requin hâ (*Galeorhinus galeus*). Tableau modifié à partir de 1) Capapé et al. (2005) avec des informations supplémentaires tirées de 2) Peres & Vooren (1991), 3) Francis & Mulligan (1998), 4) Ebert et Stehmann (2013), 5) Dureuil & Worm (2015), et 6) Olsen (1954).

Localisation	Taille à la naissance (TL, mm)	Taille à l'âge adulte (TL, mm)		Âge adulte	Taille maximale (TL, mm)		Diamètre de l'ovocyte (mm)	Taille de la portée	Référence
		Mâle	Femelle		Mâle	Femelle			
Atlantique Nord-Est					1 750	1 950			4, 5
Californie	350-370	1 400	1 700	-	1 550	1 950	40-60	16-54	1
Australie méridionale	310	1 200	1 350	12-17	1 550	1 740	40-50	17-41	6
Nouvelle-Zélande	350	1 250	1 350	12-17	1 420	1 790			3
Sud du Brésil	303	1 170	1 280	-	1 480	1 545	46-55	4-41	1 & 2
Argentine	310	1 190	1 250	-	1 528	1 532	42-57,5	25	1
Méditerranée	240-320	1 260	1 400	-	1 580	1 990	42-48	8-41	1

Le requin hâ est vivipare, ce qui signifie que la mère donne naissance à des petits vivants (Hurst et al. 1999). Il est généralement admis que la période de gestation est d'environ 12 mois (Ripley, 1946 ; Peres & Vooren, 1991 ; Lucifora et al., 2004 ; Walker, 2005) et que les petits naissent dans des aires d'élevage abritées, où ils passent leurs premières années de vie (Olsen, 1954 ; McAllister et al., 2015 ; McMillian et al., 2021). La durée du cycle de reproduction des femelles a été rapportée comme étant annuelle à triennale selon les différentes régions. Cependant, des études portant sur des échantillons de grande taille et des échantillonnages intensifs indiquent qu'il est probablement triennal avec des phases de repos, de maturation des ovocytes, de copulation et de gestation (Peres & Vooren, 1991 ; Lucifora et al., 2004 ; Walker 2005). La taille moyenne des portées est de 20 à 35 petits, en fonction de la taille et de l'âge de la mère, allant de quatre chez les petites femelles récemment parvenues à maturité à un maximum de 52 petits signalés (Capapé et al., 2005). Le requin hâ entreprend de vastes migrations saisonnières pouvant atteindre 4 000 km, se déplaçant entre les zones côtières d'alimentation et de reproduction, parfois en haute mer, et traversant occasionnellement des eaux profondes.

1.3 Régime alimentaire et niveaux trophiques

Le requin hâ est un prédateur de haut niveau trophique, se nourrissant principalement de poissons téléostéens et de céphalopodes (Walker, 1999 ; Ebert & Stehmann, 2013), avec un niveau trophique estimé à 4,2. Ce taux est supérieur à la moyenne des espèces de requins (Cortés, 1999), mais il varie selon l'ontogenèse, les juvéniles se nourrissant de niveaux trophiques inférieurs tels que les crustacés et les gastéropodes (Lucifora et al., 2006). La variation régionale de la composition du régime alimentaire (Ellis et al. 1996, West & Stevens 2001, Morato et al. 2003, Lucifora et al. 2006) indique que les topes adaptent leur alimentation aux ressources disponibles, et que le positionnement trophique varie entre les populations et les écosystèmes (Torres et al., 2014). On sait que le requin hâ (notamment les juvéniles) est la proie du requin blanc (*Carcharodon carcharias*), du requin plat-nez (*Notorynchus cepedianus*), et peut-être de mammifères marins (Ripley, 1946 ; Ebert & Stehmann, 2013). Il existe des preuves que le requin hâ présente des migrations verticales diéliques régulières, notamment lorsqu'il se déplace des zones du plateau continental vers les eaux profondes atteignant des profondeurs de plus de 800 m (Thorburn et al. 2019, Schaber et al. 2022). On suppose que ces vastes mouvements verticaux sont liés au comportement prédateur et à la disponibilité de la nourriture, les individus plongeant plus en profondeur se nourrissant probablement de calmars (West & Stevens, 2001 ; Schaber et al. 2022).

1.4 Répartition et connectivité

Le requin hâ est réparti globalement mais de manière discontinue dans les zones côtières du Pacifique Nord-Est et Sud-Est, de l'Australasie, de l'Atlantique Nord-Est, de la Méditerranée, de l'Atlantique Sud-Ouest et Sud-Est, ce dernier stock entrant tout juste dans l'océan Indien Sud-Ouest (Figure 1 ; Compagno, 1984 ; Walker, 1999 ; Walker et al., 2020). L'espèce est généralement présente dans les eaux côtières (Chabot & Allen 2009 ; Thorburn et al., 2019 ; Cameron et al., 2025), mais elle est également capturée dans des milieux océaniques et a été observée à des profondeurs pouvant atteindre 850 m (Thorburn et al., 2019). Certains éléments indiquent que l'utilisation de la profondeur est liée à l'âge, car l'étendue de la profondeur semble augmenter avec la taille corporelle (Thorburn et al., 2019). Malgré la capacité migratoire de cette espèce (Holden & Horrod 1979 ; Sutcliffe 1994 ; Hurst et al., 1999 ; Chabot & Allen, 2009), il semble exister une absence de flux génétique dans l'ensemble des eaux équatoriales (Chabot & Allen, 2009 ; Chabot 2015), ainsi qu'entre les bassins océaniques (Chabot & Allen, 2009 ; Chabot 2015 ; Hernández et al., 2015). De manière inhabituelle, la différenciation génétique transéquatoriale dans le Pacifique est plus prononcée qu'entre le Pacifique Nord et l'Atlantique Nord-Est, ce qui suggère qu'un flux génétique transarctique a pu se produire après la divergence des populations Nord/Sud (Chabot & Allen 2009).

Les données génétiques et de marquage indiquent l'existence de 5 à 7 sous-populations distinctes (Figure 1) : 1. Atlantique Nord-Est et Méditerranée ; 2. Pacifique Nord-Est ; 3. Afrique australe ; 4a. Australie ; 4b. Nouvelle-Zélande ; 5a. Atlantique Sud-Ouest ; 5b. Pacifique Sud-Est. Il est possible qu'il existe une ou plusieurs populations en Océanie et que les populations du sud-est du Pacifique et du sud-ouest de l'Atlantique soient liées. Les individus effectuent d'importants mouvements migratoires saisonniers au sein de chacune de ces sous-populations, mais il n'existe aucune preuve de recombinaison génétique entre les sous-populations (Bester-van der Merwe et al., 2017 ; Chabot 2015 ; Chabot & Allen 2009). Il semblerait qu'il existe un brassage génétique de requins hâ dans l'Atlantique Nord-Est, où le flux génétique est élevé avec une diversité génétique relativement faible.

1.4.1 Répartition et connectivité dans l'Atlantique Nord-Est et en Méditerranée

Dans l'Atlantique Nord-Est, le requin hâ est présent de l'Islande et de la Scandinavie jusqu'aux Açores, aux îles Canaries et au Sénégal (Capapé et al., 2005). Ils sont également signalés en Méditerranée, mais l'étendue de la connectivité entre la Méditerranée et l'Atlantique Nord-Est reste incertaine, bien qu'il existe des preuves limitées d'une certaine séparation au sein de la Méditerranée, avec quelques géotypes distincts du reste de l'Atlantique Nord-Est (Thorburn et al., 2015).

Les données de marquage conventionnelles indiquent un certain niveau de connectivité dans l'Atlantique Nord-Est, principalement par le biais des migrations saisonnières Nord-Sud (Capapé et al., 2005 ; Thorburn et al., 2019 ; Cameron et al., 2025). Cependant, on ne sait pas si ces mouvements témoignent d'échanges entre des populations régionales distinctes ou de la dispersion d'individus au sein d'une seule population plus vaste. Une connectivité limitée entre la Méditerranée et l'Atlantique Nord-Est a également été mise en évidence (Colloca et al., 2019).

On pense que les mouvements saisonniers du requin hâ sont liés à son cycle de reproduction (Holden & Horrod, 1979 ; Sutcliffe, 1994 ; Little, 1995 ; Thorburn et al., 2019 ; Nosal et al., 2021). Dans l'Atlantique Nord-Est, il a été suggéré que les femelles effectuent des migrations plus longues vers les régions méridionales pendant l'hiver afin de mettre bas dans des eaux plus chaudes (Sutcliffe, 1994 ; Little, 1995 ; Thorburn et al., 2019). On pense que les femelles migrent depuis différentes régions pour se regrouper dans des zones d'alevinage situées dans des eaux côtières peu profondes, telles que les baies et les ports (Capapé et al., 2005 ; Hurst et al., 1999).

Les différences dans les schémas de déplacement entre les classes d'âge et de sexe peuvent compliquer les efforts de suivi des migrations annuelles (Hurst et al., 1999). Les requins hâ se distinguent de manière saisonnière et locale en fonction du sexe et de la taille, et présentent des changements ontogénétiques dans l'utilisation de l'habitat, avec des variations des schémas de déplacement basées sur la taille. Les individus juvéniles et subadultes exploitent des habitats distincts par rapport aux individus adultes (Thorburn et al., 2019 ; Cameron et al., 2025). Cela indique que les changements d'habitat ontogénétiques pourraient jouer un rôle dans la structuration de la connectivité des populations dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée. On pense que les juvéniles de l'Atlantique Nord-Est migrent vers les eaux du Royaume-Uni depuis des régions plus méridionales (Holden & Horrod 1979 ; Sutcliffe, 1994 ; Little, 1995), mais il existe peu de données sur les individus plus petits (35-40 cm) pour étayer ce schéma de déplacement. La présence de requins hâ <40 cm dans les eaux britanniques suggère qu'il pourrait y avoir des mises bas dans certaines zones, notamment le sud de la mer du Nord, l'estuaire de la Severn, la baie de Cardigan, la baie de Liverpool et la Tamise (Thorburn et al., 2019). De même, des nouveau-nés ont été observés dans les eaux côtières irlandaises de la mer d'Irlande et de la côte sud-ouest, des jeunes de l'année ayant probablement été repérés autour d'une grande partie du littoral irlandais, de Dublin à la baie de Galway (Cameron et al., 2025). Les données relatives à la présence de nouveau-nés et d'adultes de requins hâ autour de la mer des Wadden (au large de la côte nord des Pays-Bas) indiquent que cette région constitue une zone d'alevinage (Edwards et al., sous presse). Cette information est étayée par un rapport sur les connaissances écologiques locales concernant les requins dans la mer des Wadden (Noorlander et al., 2019).

Les animaux marqués au Royaume-Uni ont démontré des échanges sur l'ensemble de leur aire de répartition dans l'Atlantique Nord-Est et ont été recapturés jusqu'en Islande, aux îles Canaries, aux Açores et en Méditerranée, à plus de 2 000 km de leur lieu de remise à l'eau (Thorburn et al., 2019). Un travail de marquage parallèle en Irlande a révélé un schéma similaire, avec des recaptures couvrant les eaux norvégiennes du cercle arctique jusqu'aux Açores et aux îles Canaries, ainsi que d'autres recaptures provenant de la mer Méditerranée et

des détroits danois (Cameron et al., 2025). Il convient de noter que Sutcliffe (1994) et Little (1995) n'ont trouvé aucune preuve de migrations à grande échelle touchant l'ensemble de la population. Cependant, Cameron et al. (2025) ont constaté que les femelles présentaient un certain degré de mouvement cyclique nord-sud, en accord avec le paradigme migratoire classique, bien qu'avec un degré élevé de variation individuelle. L'étude susmentionnée n'a trouvé aucune preuve de tels mouvements chez les mâles, tandis que les femelles de plus petite taille présentent également des mouvements annuels moins prononcés. En se basant sur les lieux de capture des femelles gravides, les auteurs de cette étude ont émis l'hypothèse que ce comportement pourrait être lié à la reproduction des femelles, les femelles gravides utilisant potentiellement des eaux plus méridionales, notamment la Méditerranée et les côtes occidentales de l'Espagne et du Portugal, pendant la gestation.

Le requin hâ présente de faibles niveaux de diversité génétique (haplotype (h) et nucléotidique (π)) dans l'Atlantique Nord-Est (Royaume-Uni ; $h = 0,79$, $\pi = 0,001$). Ces valeurs sont comparables à celles d'autres populations mondiales, Nouvelle-Zélande : $h = 0,735$, $\pi = 0,001$; Australie : $h = 0,729$, $\pi = 0,001$; Chili : $h = 0,8$, $\pi = 0,002$ (Chabot et Allen, 2009 ; Hernández et al., 2015 ; Thorburn, 2015), ce qui indique que les requins hâ de l'Atlantique Nord-Est ont des histoires démographiques similaires à celles des requins hâ d'Australasie, qui ont subi un goulot d'étranglement démographique, contrairement à la sous-population chilienne qui représente historiquement une population stable (Hernández et al., 2015). Il n'existe actuellement aucune donnée disponible sur la structure génétique des sous-populations méditerranéennes. Le manque d'informations sur l'exploitation historique et le déclin du requin hâ en Méditerranée indique qu'il pourrait être préoccupant que la diversité observée dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée soit similaire à celle des régions où cette espèce a été fortement décimée, notamment parce que le requin hâ dans ces deux régions est géré comme un stock unique (McCully et al., 2015). De faibles niveaux de diversité peuvent avoir un effet négatif sur la survie et la viabilité d'une population (Larson, 2012). Il n'existe aucune preuve de structuration génétique entre les sites d'échantillonnage de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée, ce qui indique l'existence d'une seule population génétique. Bien que certains génotypes uniques aient été identifiés dans la région méditerranéenne, cela suggère qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches. Le CIEM considère qu'il existe une seule population dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée : « *Le stock de requins hâ de l'Atlantique Nord-Est est principalement réparti dans les sous-zones 4 à 10 du CIEM et s'étend au large de l'Afrique du Nord-Ouest et dans la mer Méditerranée, mais l'évaluation ne porte que sur les sous-zones 1 à 10, 12 et 14 en raison de la limitation des données* ». Pour ce plan d'action par espèce, la Méditerranée sera traitée séparément de l'Atlantique Nord-Est, non seulement en raison des incertitudes possibles concernant le niveau de connectivité entre ces deux régions et la régionalisation éventuelle du requin hâ (Thorburn, 2015), mais également en raison du fait que cette zone dispose de ses propres cadres législatifs et de gestion.

1.5 Habitats

Les requins hâ sont présents dans les eaux tempérées, sur les plateaux continentaux et les pentes supérieures à moyennes, depuis les zones côtières jusqu'au large, à des profondeurs allant jusqu'à 826 m, mais le plus souvent entre 0 et 200 m (Weigmann, 2016 ; Thorburn et al., 2019 ; Walker et al., 2020). Ils apparaissent souvent en bancs, partiellement séparés en fonction de la taille et du sexe (Walker et al., 2008). Certains grands individus parcourent de longues distances océaniques au large, bien loin des plateaux et des pentes continentales, effectuant des migrations verticales diurnes vers les couches mésopélagiques, mais n'ont pas traversé les bassins océaniques (Walker, 1999 ; Walker et al., 2008 ; Colloca et al., 2019 ; Schaber et al., 2022).

Les requins hâ dépendent fortement des baies et des estuaires peu profonds et protégés pour les zones essentielles de mise bas et d'alevinage, où les nouveau-nés et les juvéniles peuvent rester jusqu'à deux ans tout en constituant les réserves d'énergie essentielles qui permettent

aux juvéniles de se disperser (Stevens & West, 1997 ; Walker, 1999 ; Bovcon et al., 2018 ; McMillan et al., 2018 & 2021). L'espèce est très philopatride (COSEPAC, 2021 ; Nosal et al., 2021). Les requins hâ de moins de 50 cm de TL semblent rester dans l'eau à une profondeur de <45 m (Thorburn et al., 2019). Des populations distinctes sur le plan de la reproduction utilisent des aires de mise bas différentes et semblent être philopatrides à ces zones (Thomson et al., 2020).

Des aires de mise bas et d'alevinage ont été identifiées dans le delta néerlandais et la mer des Wadden, dans la Manche autour des îles Anglo-Normandes, dans la mer d'Irlande et dans les îles des Açores.

Ces habitats sont particulièrement vulnérables au développement côtier (par exemple, les activités industrielles, urbaines, récréatives et aquacoles), au ruissellement, à la dégradation de la qualité de l'eau et à la désoxygénation. L'impact du changement climatique, notamment le réchauffement des océans, les phénomènes météorologiques violents et la diminution de l'oxygène dissous, aggrave ces problèmes (Oliver et al., 2017 & 2018). Plusieurs anciennes zones d'alevinage bien documentées sur la côte australienne semblent ne plus accueillir de jeunes requins hâ (Stevens & West, 1997). On ne sait pas dans quelle mesure cette situation est due à la réduction de l'habitat disponible causée par les impacts susmentionnés, à la forte diminution des individus de la population qui se reproduisaient auparavant en Australie ou à la disparition des populations philopatrides. Cependant, Ward et Gardner (1997) ont indiqué qu'il y avait peu de croisements entre les requins australiens et néo-zélandais.

1.5.1 Sites d'agrégation

Des rassemblements d'un grand nombre de requins hâ ont été observés à plusieurs endroits, notamment dans les eaux côtières autour de l'Écosse (Luce Bay et les Hébrides intérieures – *(SSTP et Thorburn pers. Comms.), Île de Wight et la région du Solent (Hall, pers. Comms). Des regroupements mixtes ont également été enregistrés dans plusieurs zones le long de la côte est irlandaise, allant du Canal du Nord à la mer Celtique du Nord, au cours des mois d'été. De plus, les femelles plus grandes peuvent se regrouper spécifiquement dans les mêmes régions de la fin de l'été au début de l'hiver, avec des zones de reproduction supposées identifiées autour du Royaume-Uni et de l'Irlande dans le Canal du Nord, la mer d'Irlande et le nord de la mer Celtique (Cameron et al., 2025). La présence de cicatrices d'accouplement indique que cette zone joue un rôle essentiel dans la procréation.

1.5.2 Aires importantes pour les requins et les raies

Le groupe de spécialistes des requins de l'UICN a récemment achevé son travail de [cartographie des Aires importantes pour les requins et les raies \(AIRR\) dans l'Atlantique Nord-Est](#). Les résultats sont disponibles depuis septembre 2025. Cette analyse présente un aperçu de toutes les zones connues et potentielles de grande importance pour le requin hâ, sur la base des connaissances actuelles concernant les zones utilisées pour la reproduction (aires de mise bas et d'alevinage), l'alimentation et la migration. Ces informations seront intégrées à ce plan d'action par espèce lors de la prochaine étape. Pour la Méditerranée, ces informations sont déjà disponibles, avec des zones de requins hâ désignées dans la Méditerranée orientale et occidentale (<https://sharkrayareas.org/e-atlas/>).

1.6 Productivité et tendance de la population

Il n'existe pas de données disponibles concernant les changements à grande échelle dans la répartition du requin hâ et de ses sous-populations, bien que certaines anciennes zones d'alevinage (par exemple en Australie ; Stevens & West, 1997) ne semblent plus être fonctionnelles. L'évaluation la plus récente de la Liste rouge de l'UICN (Walker et al., 2020) a

conclu que l'espèce a subi une réduction de 88 % de sa population mondiale au cours des trois dernières générations (79 ans), avec une probabilité maximale de >80 %, ce qui a entraîné une évaluation mondiale et plusieurs évaluations régionales de l'espèce comme étant « en danger critique d'extinction » (tableau 2). Les informations suivantes s'appuient *entre autres* sur l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN (Walker et al., 2020), ainsi que sur la proposition préparée en 2019 pour inscrire le requin hâ à l'Annexe II de la CMS (UNEP/CMS/COP13/Doc. 27.1.10), et l'évaluation et le Rapport de situation du Requin hâ *Galeorhinus galeus* au Canada (COSEPAC, 2021). Les captures déclarées sont souvent la seule source de données sur les tendances.

1.6.1 Atlantique Nord-Est et Méditerranée

Walker et al. (2020) ont exclu les données de l'étude sur le chalutage en mer du Nord de leurs analyses en raison de préoccupations concernant la confusion taxonomique entre le requin hâ et l'émissole (*Mustelus* spp.). Leur analyse des tendances des données issues des enquêtes indépendantes sur la pêche, combinées pour la période 1990-2018 (29 ans), a mis en évidence des taux annuels de réduction de 1,7 %, ce qui correspond à une réduction médiane estimée à 76,6 % sur trois générations (79 ans), avec une probabilité maximale de >80 % de réduction sur trois générations (CR). Cette tendance est principalement due à des taux de capture plus élevés au début de la série temporelle, tandis que les données de la dernière partie de la série temporelle indiquent des tendances plus stables (CIEM 2019). Le requin hâ n'est désormais que rarement observé en Méditerranée, suite à de sévères réductions historiques (Ferretti et al., 2013 ; Ramírez-Amaro et al., 2020). Des données spécifiques aux espèces étaient limitées pour les eaux méditerranéennes. Par conséquent, les baisses des captures en Europe et les disparitions constatées dans les études méditerranéennes ont été utilisés pour déduire une diminution continue en Méditerranée. Le requin hâ a ainsi été évalué comme « vulnérable » en 2016 (McCully et al., 2015). Ce stock présente une certaine connectivité avérée avec la population de l'Atlantique Nord-Est (Colloca et al., 2019). Ainsi, les trois ensembles de données décrits ci-dessus ont également été appliqués à la Méditerranée par Walker et al. (2020) dans le cadre de l'évaluation globale (CR), tout en excluant les données de déclin issues du programme de relevés au chalut [MEDITS](#) (1994-2015), car elles ne sont pas déclarées en tant que CPUE.

2. PÊCHE ET COMMERCE

2.1 À l'échelle mondiale

Walker (1999) et Chiaramonte (2023) présentent une description des pêcheries mondiales de requins hâ. Depuis la préhistoire, le requin hâ a probablement été une cible traditionnelle de la pêche artisanale dans les eaux côtières peu profondes de l'ensemble de son aire de répartition. Au cours du siècle dernier, la pêche ciblée à une échelle industrielle est devenue non viable, et l'histoire de l'effondrement des pêcheries est bien documentée. Les filets maillants sont particulièrement préjudiciables aux stocks, car le requin hâ est vulnérable aux prises accessoires dans les filets maillants déployés pour d'autres espèces de requins plus résilientes (par exemple *Mustelus* spp), même lorsque les stocks sont gravement épuisés. Ils sont également menacés par la pêche à la ligne et au chalut, *entre autres*, et sont la cible des pêcheurs de loisir. À l'exception de la Nouvelle-Zélande, toutes les grandes pêcheries se sont effondrées en raison de la surpêche. Les efforts de reconstruction sont freinés par un taux intrinsèque d'accroissement de la population extrêmement faible et par la persistance des prises accessoires. La gestion durable est également entravée par la nature hautement migratoire de cette espèce, notamment lorsque plusieurs États de l'aire de répartition et de pêche exploitent un même stock, et qu'il est facile de cibler les femelles en période de mise bas près des côtes.

La plupart des populations de requins hâ ont fortement diminué en raison d'une mortalité insoutenable due à la pêche ciblée, provoquée par la demande commerciale pour leur précieuse viande, leurs nageoires et (jadis) leur huile de foie. L'utilisation de prises accessoires provenant de populations épuisées, souvent dans des pêcheries ciblant d'autres requins-chiens, continue de provoquer ces déclin.

L'ampleur mondiale des pêches ciblées et des prises accessoires de requins hâ, ainsi que de la consommation intérieure et du commerce de leurs produits, est obscurcie par l'agrégation des données dans des groupes taxonomiques supérieurs. Ces données incluent « l'aiguillat et les émissoles » (FAO, 2020) et « l'aiguillat et d'autres requins » (UN COMTRADE <https://comtradeplus.un.org/>).

2.2 Atlantique Nord-Est

Au début des années 1990, 6 % des débarquements de requins étaient constitués de requins hâ, et cette espèce était commercialement la troisième plus importante dans l'Atlantique Nord-Est, malgré une diminution constante des débarquements, passant d'environ 1 100 tonnes en 1982 à 225 tonnes en 1992 (Bonfil, 1994). La France est actuellement le plus grand pays pêcheur (CIEM, 2024b), approvisionnant les marchés français et italien. Les estimations du CIEM concernant la mortalité par pêche dans l'Atlantique Nord-Est et les eaux adjacentes (à l'exclusion de la Méditerranée) sont incomplètes, car tous les États de l'aire de répartition ne fournissent pas de données spécifiques aux espèces. Certains présentent des catégories agrégées telles que « Aiguillats et requins-chiens » (Cazon, en espagnol, regroupe les espèces *Galeorhinus* et *Mustelus*), et les taux de rejets ainsi que la survie des rejets restent inconnus. Le requin hâ est l'une des principales espèces d'élasmobranches capturées par la flotte palangrière de fond des Açores (Morato et al., 2003) et les pêcheries artisanales (Torres et al., 2016). Il a été signalé dans 29 % des sorties, représentant jusqu'à 2 % de la capture totale débarquée au cours de la période étudiée.

2.2.1 Évaluation des stocks

Le CIEM (2023) a analysé les tendances issues de cinq enquêtes indépendantes sur la pêche. Ces études couvraient les zones de la mer du Nord (1992-2022), l'ouest de l'Écosse et de l'Irlande (2005-2022), la mer Celtique et le golfe de Gascogne (1997-2022) – toutes utilisant des données de chalutage, tandis que les îles et les bancs autour des Açores ont été étudiés à la palangre (1995-2021). La capture standardisée par unité d'effort (CPUE) a indiqué une CPUE en déclin jusqu'aux années 2000, lorsqu'une lente augmentation s'est amorcée en raison de la diminution des débarquements commerciaux. Toutefois, ces tendances sont bruitées, avec une grande variabilité interannuelle et des pics associés à des captures importantes dans des traits individuels, et le CIEM a exclu les données de la mer du Nord de l'analyse des tendances (CIEM, 2023). Combinées à la faible capturabilité du requin hâ dans les enquêtes indépendantes de la pêche, ce qui se traduit par des taux de capture faibles et variables, ces données sur les tendances doivent être interprétées avec prudence et peuvent ne pas refléter pleinement l'état du stock. L'évaluation de la Liste rouge a exclu les données des enquêtes au chalut de la mer du Nord de ses analyses en raison de préoccupations liées à une confusion taxonomique entre le requin hâ et l'émissole (*Mustelus* spp.) dans certaines de ces enquêtes (Walker et al., 2020).

Des investigations détaillées des données NS-IBTS-Q3 sur DATRAS ont été menées par le WGEF en 2023, pour ce qui est de la longueur et de la distribution spatiale par nations (CIEM, 2023). Les distributions de fréquences de longueur indiquent que les données concernant le requin hâ et *Mustelus* spp. ont pu être perturbées. Il est probable que certains requins hâ aient été classés sous *Mustelus* au cours de certaines années, et par conséquent, jusqu'à ce que d'autres analyses de ces données soient entreprises, les tendances temporelles des taux de capture excluent les données pertinentes. De plus, le WGEF souligne que le « pic » apparent du requin hâ en 1992 est imputable à une seule capture significative réalisée dans une station

(RV « Thalassa » dans le 35F1, trait numéro 15 avec une CPUE de 182 ind/h). Un examen plus approfondi de ces données est nécessaire.

Le CIEM (2023) n'a donc pas été en mesure d'évaluer l'état des stocks et de leur exploitation par rapport aux points de référence du rendement constant maximal (RCM) et de l'approche de précaution (AP). Il a préconisé que, dans le cadre de l'application de l'approche de précaution, les débarquements ne dépassent pas 241 tonnes pour chacune des années 2024 à 2027. Cette recommandation inclut une marge de précaution de 20 %. Le CIEM n'est pas en mesure de quantifier les captures correspondantes (CIEM, 2023). Des débarquements annuels compris entre 340 et 715 tonnes ont été déclarés au CIEM entre 2005 et 2022, et sont demeurés largement stables depuis 2012. Des conseils sur les débarquements compris entre ≤ 241 et ≤ 376 tonnes ont été émis depuis 2016, les débarquements déclarés dépassant ces valeurs chaque année.

Le CIEM déclare ce qui suit : « *WGEF 2024 : Les données sur les captures sont de mauvaise qualité et les données biologiques ne sont pas collectées conformément aux dispositions sur la collecte de données. Certaines données biologiques génériques sont disponibles* **Résumé** : *Le WGEF considère que toute analyse des tendances doit être interprétée avec prudence, en raison de la faible capturabilité dans les études indépendantes de la pêche. Compte tenu des faibles taux de capture et de leur variabilité, le WGEF ne considère pas que ces taux soient entièrement appropriés pour fournir des conseils quantitatifs sur l'état des stocks... »*

Et en ce qui concerne les considérations en matière de gestion, le CIEM déclare : « **Considérations en matière de gestion** : *Le requin hâ est jugé extrêmement vulnérable à la surexploitation, car cette espèce a une faible productivité démographique, une fécondité relativement basse et un cycle de reproduction prolongé. Dans d'autres régions du monde, des pêches ciblées non réglementées ont entraîné l'effondrement des stocks (par exemple au large de la Californie et de l'Amérique du Sud).*

Le requin hâ est une espèce cible importante dans la pêche récréative ; bien que les données soient insuffisantes pour évaluer l'importance économique relative du requin hâ dans le secteur de la pêche récréative, celle-ci pourrait être élevée dans certaines régions. »

2.2 Méditerranée

Bien que l'interdiction de débarquer le requin hâ et de relâcher tous les spécimens sains et saufs (voir chapitre 3) pour l'ensemble de la Méditerranée entre en vigueur en 2026, les données de FishStat de la FAO (Figure 3) montrent que, même si les débarquements ont considérablement diminué, l'espèce est toujours signalée dans les débarquements de certains pays méditerranéens.

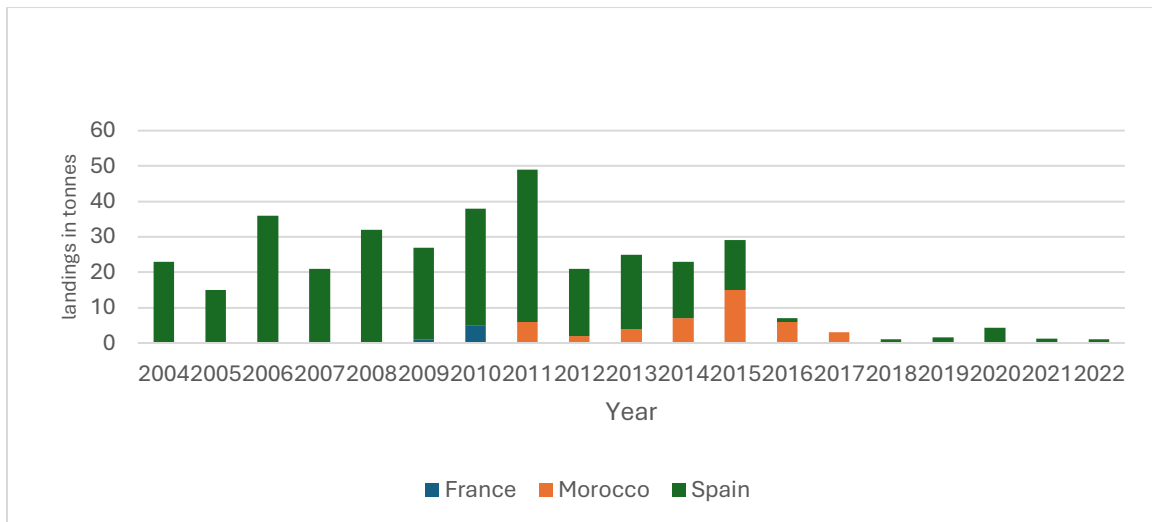


Figure 3 : Débarquements de requins hâ en Méditerranée tels que rapportés dans FishStat de la FAO

Les données de la CGPM n'indiquent aucun débarquement au cours de la même période, à l'exception de débarquements fortuits en 2012 et 2013. Il convient toutefois de noter qu'une forte prévalence de débarquements agrégés déclarés en Méditerranée pourrait masquer les débarquements de requins hâ.

2.3 Afrique de l'Ouest

Les premières mentions du requin hâ dans les eaux mauritaniennes de l'Afrique de l'Ouest remontent aux années 1920, avec un spécimen à Port-Etienne, désormais appelé Nouadhibou (Maurin & Bonnet, 1970). Les campagnes de chalutage scientifique menées sur le plateau continental mauritanien depuis les années 1980 ont signalé la présence de l'espèce entre 1988 et 1998, le plus souvent au cours de la seconde moitié de l'année. Des individus de l'espèce ont été identifiés du nord au sud du plateau continental mauritanien à des profondeurs comprises entre 10 et 128 m (Source : base de données IMROP ; El Vadhel, 2016).

L'espèce est probablement débarquée dans le cadre des prises de pêche artisanale et côtière. En règle générale, les élasmobranches ne font pas l'objet d'une pêche ciblée, et aucune mesure de conservation n'est mise en place pour préserver la fraîcheur des spécimens capturés. Les experts rapportent que les nageoires sont retirées et séchées après le débarquement pour être vendues à des négociants internationaux de la République centrafricaine. Les carcasses sont ensuite laissées en décomposition sur la terre ferme, ce qui rend l'identification difficile. Pour les observateurs non-initiés, l'espèce peut être confondue avec *Mustelus mustelus* ou *Leptocharias smithii*.

2.4 Pêche récréative

Le requin hâ est une espèce cible essentielle pour la pêche récréative en mer dans plusieurs pays, impliquant des pêcheurs à la ligne, des clubs de pêche et des bateaux affrétés. Au Royaume-Uni, tous les pêcheurs à la ligne sont tenus de respecter une obligation de capture et de remise à l'eau, tandis que dans d'autres États de l'aire de répartition, une telle obligation n'est pas en vigueur. Aux Pays-Bas, il existe un protocole volontaire de capture et de remise à l'eau. En Espagne, des rapports anecdotiques indiquent que des captures récréatives de requins hâ sont conservées pour la consommation humaine. Le requin hâ est utilisé dans le plat de tapas populaire « Cazón en adobo ».

L'Inland Fisheries Ireland [Marine Sportfish Tagging Programme](#) a identifié par marquage 6 406 requins hâ entre 1970 et 2009 au large des côtes irlandaises, principalement dans la baie

de Tralee, avec une forte augmentation des efforts de marquage réalisés par les skippers de charters pêchant le requin hâ au fil des années (<https://www.fisheriesireland.ie/fish-species/tope-galeorhinus-galeus>). Des programmes de marquage similaires ont été réalisés au Royaume-Uni : les programmes de marquage britannique et écossais ainsi que le programme de marquage du musée de Glasgow. Collectivement, 2 043 requins hâ ont été marqués au Royaume-Uni. L'ensemble de ces programmes de marquage a montré que les requins hâ migrent sur de longues distances après avoir été marqués, avec des recaptures au nord jusqu'aux îles Shetland et au sud le long de la côte européenne, atteignant les Açores, les Canaries et la Méditerranée. Ces mouvements constituent une preuve supplémentaire que les requins hâ de l'Atlantique Nord-Est forment une seule population (Thorburn et al., 2019 ; Cameron et al., 2025).

Les prises de requins hâ dans la pêche récréative sont rares en Suède, et les individus sont généralement remis à l'eau.

2.5 Lacunes dans les données : débarquements, erreurs de marquage et d'identification

2.5.1 Débarquements

Aucune estimation précise des captures historiques n'est disponible, car de nombreux pays qui débarquent des requins hâ déclarent une proportion inconnue de ces débarquements dans des catégories de captures agrégées (par exemple, les aiguillats et les requins-chiens). Les données estimées récentes concernant les débarquements du requin hâ de 2005 à 2022 semblent relativement stables au cours des dernières années, à hormis les années 2019 et 2020 en raison de la pandémie de COVID-19 (Figure 4).

Sur la base des meilleures données disponibles, la France est le principal pays de débarquement du requin hâ, représentant 77 % sur la période 2019-2022 et 76 % en 2023 (figure 4), la Manche et la mer Celtique restant d'importantes zones de pêche. Les pêcheries britanniques débarquent également du requin hâ, bien que les données spécifiques à l'espèce fassent défaut pour les premières années, et que les débarquements déclarés aient diminué depuis l'introduction de mesures de gestion prudentes (limites de capture ne dépassant pas 45 kg par jour) en Angleterre et au Pays de Galles. Depuis 2001, l'Irlande, le Portugal et l'Espagne ont également déclaré les débarquements par espèce. Cependant, on pense que certains des débarquements portugais enregistrés comme étant du requin hâ peuvent également inclure des proportions inconnues d'autres espèces de requins, notamment des émissoles et des requins des profondeurs (CIEM, 2024b).

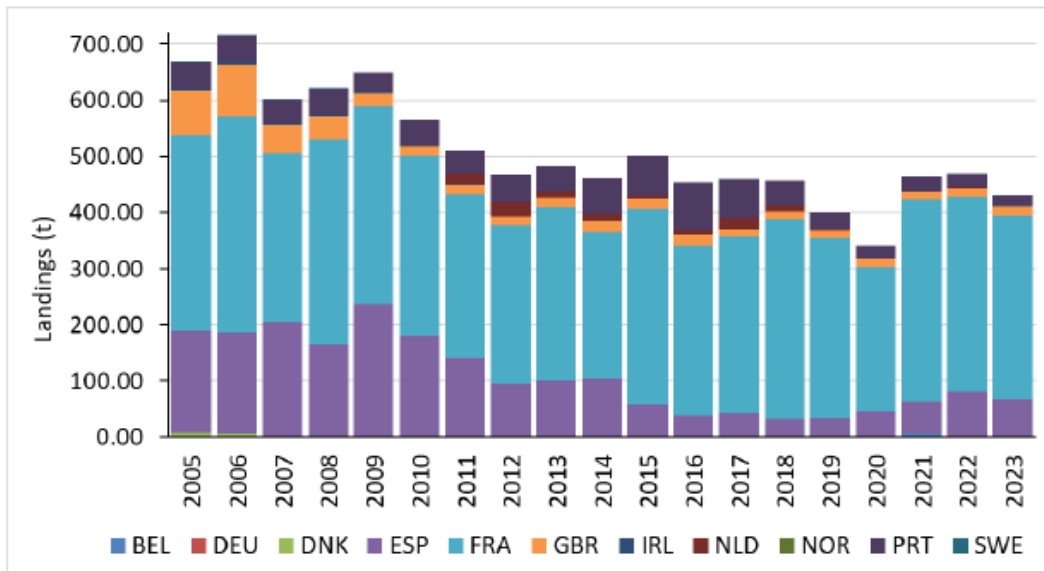


Figure 4. Débarquements de requins hâ (en tonnes) dans l'Atlantique Nord-Est, déclarés par pays, au cours de la période 2005-2023 (CIEM, 2024b)

2.5.2. Rejets

Le CIEM (2024b) signale que les informations disponibles sur les rejets sont limitées pour la plupart des pays et des pêcheries, ce qui peut être dû à la couverture limitée des navires rencontrant le requin hâ dans les programmes d'observation des rejets. Les données des programmes d'observation au Royaume-Uni indiquent que l'introduction de mesures de conservation (limite de capture par sortie de pêche, voir chapitre 3) a influencé les schémas de rejet et de rétention.

2.5.3 Commerce

Bien que le requin hâ ait été historiquement capturé pour son huile de foie, sa viande et ses nageoires sont aujourd'hui commercialisées. La viande est commercialisée sous forme de troncs et de filets frais ou congelés, et exportée vers l'Australie, le Japon, l'Europe et l'Amérique du Sud. Sous forme séchée ou salée, elle est envoyée sur les marchés d'Afrique et d'Amérique du Sud, où elle est connue sous le nom de biltong (McCord, 2005 ; da Silva et al., 2015 ; Chiamonte, 2023). Les nageoires sont commercialisées en tant que sous-produit.

Cardeñosa et al. (2024) ont analysé le commerce des petits ailerons de requins à Hong Kong, RAS. Un tiers des espèces présentes dans les échantillons étaient des membres de la famille des Triakidae (qui inclut *Mustelus* et *Galeorhinus*), et plus de 20 % étaient des espèces de *Mustelus*. Le requin hâ était la quatorzième espèce la plus échangée dans le commerce des nageoires. En raison de la sous-déclaration par de nombreux États de l'aire de répartition, l'ampleur mondiale de ce commerce n'est pas pleinement évaluée.

Les estimations de MacNeil et al., 2025 concernant le requin hâ indiquent que les débarquements mondiaux annuels moyens entre 2012 et 2019 étaient d'environ 5 067 tonnes, avec une fourchette allant de 4 163 à 6 480 tonnes (soit environ 1 000 tonnes de plus que ce qui a été déclaré à la FAO). La Nouvelle-Zélande, l'Australie et la France ont enregistré les volumes de débarquements les plus élevés, avec respectivement 2 969, 349 et 324 tonnes. Les estimations des exportations annuelles moyennes de viande de requin hâ placent une fois de plus la Nouvelle-Zélande au premier rang avec 1 969 tonnes, suivie de l'Afrique du Sud avec 185 tonnes et de la France avec 97 tonnes. Ces trois pays exportent plus de 80 % des prises annuelles mondiales de requins hâ (MacNeil et al., 2025).

2.5.4 Erreurs de marquage et d'identification

Erreurs de marquage :

Le terme « erreur de marquage » désigne l'affichage incorrect d'informations sur les produits à base de requin concernant les espèces d'origine. Il pourrait s'agir d'une tromperie délibérée ou une information erronée accidentelle transmise par le système. L'erreur de marquage engendre plusieurs problèmes : non seulement il entrave une gestion efficace en raison de l'utilisation non transparente des espèces, mais il empêche également les consommateurs de prendre une décision éclairée. Les erreurs de marquage intentionnelles peuvent être motivées par des marges bénéficiaires plus élevées si la viande de requin « bon marché » est vendue comme une espèce commerciale de plus grande valeur, telle que l'espadon, ou par la dissimulation de l'utilisation d'espèces légalement protégées afin d'éviter des conséquences telles que des sanctions financières. Dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée, les requins mâ sont souvent répertoriés sous des appellations communes de pêche regroupées, telles que « requins-chiens », « aiguillats » ou le terme espagnol « cazón ». Bien qu'il ne s'agisse pas, à proprement parler, d'une erreur de marquage étant donné que la catégorie générale est correcte, cela entrave la collecte des données spécifiques aux espèces nécessaires à leur gestion.

Erreurs d'identification :

Les erreurs de marquage involontaires, telles que celles résultant d'une mauvaise identification des espèces débarquées, peuvent être liées à un manque de connaissance des espèces et de formation des pêcheurs, des courtiers et des autres parties responsables tout au long de la chaîne de valeur. Le problème se pose à toutes les échelles, de l'échelle mondiale à l'échelle locale. Des guides d'identification ont été élaborés spécifiquement afin de remédier à ce type d'erreur. La Figure x présente un exemple extrait de la brochure du Shark Trust intitulée « Sustainable shark, skate and ray fisheries in Northern English waters » (Pêcheries durables de requins, de pocheteaux et de raies dans les eaux du nord de l'Angleterre).

Le règlement (UE) n° 1379/2013 impose aux États membres de l'Union européenne d'étiqueter les produits de la pêche. L'article 35 inclut des informations obligatoires sur l'étiquette, telles que le nom de l'espèce (nom vernaculaire et scientifique), l'origine (zone ou lieu de pêche) et le type d'engin utilisé pour la capturer. L'article 39 de ce règlement prévoit des options supplémentaires pour les informations volontaires qui peuvent être incluses sur les étiquettes, telles que les informations environnementales.

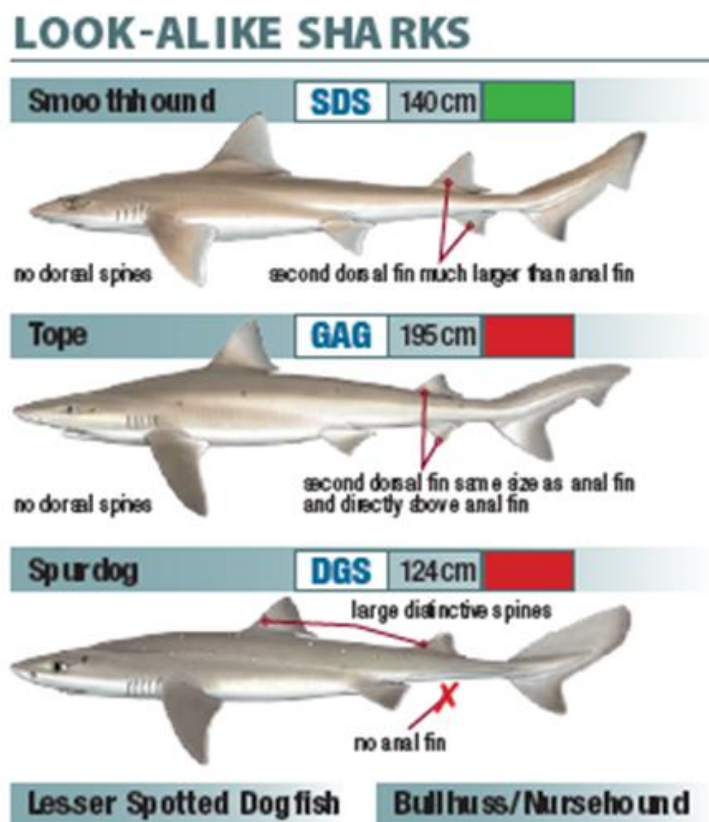


Figure 5. Guide d'identification créé par le Shark Trust mettant en évidence les principales différences entre les espèces de requins courants.

À mesure que les stocks de requins mâ ont diminué, les

pêcheries ont également commencé à cibler et à commercialiser les petites émissoles, notamment *Mustelus mustelus* (Dominguez-Bustos et al., 2025). La viande est commercialisée à l'international sous forme fraîche-congelée et séchée-salée (Castro, 2011). Plusieurs pays de la région méditerranéenne ont reconnu que le mauvais marquage constitue un problème existant et persistant. Les outils génétiques ont permis de découvrir l'existence d'erreurs de marquage du requin hâ et d'autres espèces de requins dans de nombreux pays tels que la Grèce (Pazartzi et al., 2019 ; Giovos et al., 2020), l'Espagne (Pardo et al., 2020), l'Égypte (Galal-Khallaf et al., 2014), l'Australie (Parker Kielniacz et al., 2024), l'Argentine (Delpiani et al., 2020) et l'Allemagne (Niedermeier et al., 2023).

3. POLITIQUES ET LÉGISLATION PERTINENTES EN MATIÈRE DE GESTION

À l'heure actuelle, des mesures de gestion de la conservation ne sont en vigueur pour le requin hâ que dans certaines régions, malgré une prise de conscience internationale croissante des menaces communes.

En Australie, une combinaison de longueurs minimales et maximales légales, de tailles minimales et maximales légales de mailles pour les filets maillants, de saisons de pêche fermées et de zones d'alevinage fermées a été appliquée dans le cadre de mesures de gestion des pêches (CIEM, 2023). Tandis que l'Australie et la Nouvelle-Zélande utilisent certaines formes de contrôle des intrants, comme les limites de taille de maillage, les zones fermées et les saisons de fermeture, etc., les deux pays mettent en œuvre des contrôles des prises bien plus efficaces, notamment des quotas imposés ou des totaux admissibles des captures (TAC) ainsi qu'un système de contingent individuel transférable (CIT), qui tendent à limiter la capacité de pêche à des niveaux durables. Aux États-Unis, le requin hâ (connu sous le nom de requin-hâ) n'est ni activement géré ni reconnu comme une espèce hautement migratrice ; cependant, étant donné son comportement hautement migratoire, cette désignation devrait être réexaminée par le Conseil de gestion des pêches pour le Pacifique des États-Unis (Nosal et al., 2021). Aux États-Unis, une pétition est en cours au titre de la loi sur les espèces menacées d'extinction (Endangered Species Act, ESA) et, au Canada, le requin hâ est protégé par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2021).

3.1. Atlantique Nord-Est

3.1.1 UE

L'UE ne fixe pas de limite de capture (Total admissible des captures, TAC) pour le requin hâ dans l'Atlantique Nord-Est. Entre 2005 et 2011, le CIEM n'a fourni aucun conseil ; entre 2013 et 2015, le conseil était de réduire les captures de 20 %, et depuis 2016, le CIEM fournit des conseils sur les débarquements basés sur l'approche de précaution, d'abord tous les deux ans, puis, depuis 2020, tous les quatre ans (CIEM 2024).

Bien qu'aucune limite de TAC ne soit actuellement fixée sur la base de ce conseil, les débarquements déclarés pour le requin hâ dépassent chaque année les débarquements conseillés (Figure 4 ; CIEM, 2024b). Voir la Figure 6 et le Tableau 2 ci-dessous.

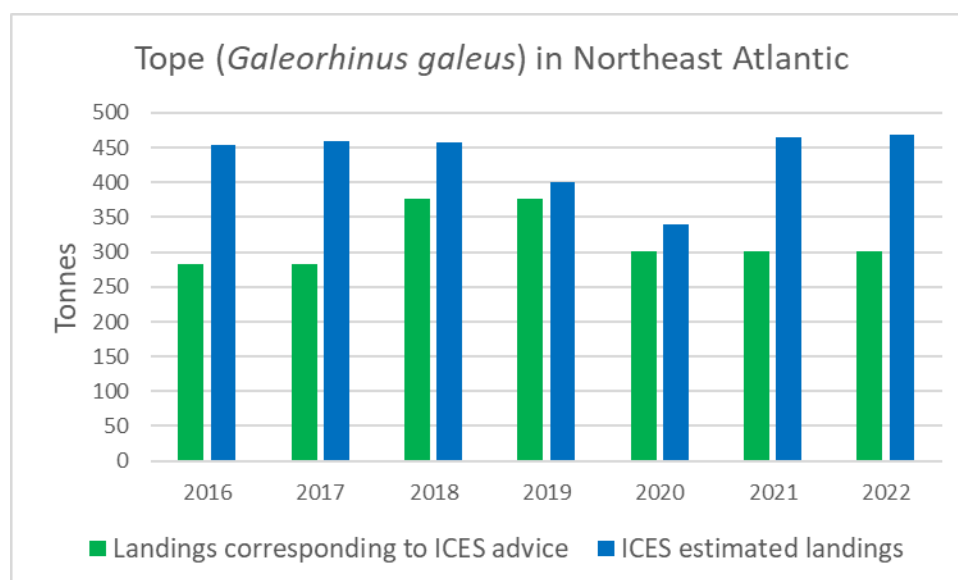


Figure 6. Aperçu des débarquements de requins hâ (*Galeorhinus galeus*) estimés par le CIEM et des débarquements correspondant au conseil du CIEM pour la période 2016 – 2022, sur la base de l'approche de précaution

Entre 2013 et 2015, le CIEM a conseillé de réduire les captures de 20 %. Bien que les captures ne puissent pas être quantifiées, les débarquements estimés par le CIEM entre 2013 et 2015 n'ont pas montré de diminution, malgré le conseil du CIEM en 2013 de réduire ces débarquements de 20 %. Voir le Tableau 2 ci-dessous

Tableau 2, débarquements estimés de requins hâ (*Galeorhinus galeus*) par le CIEM pour la période 2012-2015. En 2013-2015, le CIEM a conseillé de réduire les captures de 20 %. Bien qu'il n'existe pas de données sur les captures, les débarquements n'ont pas diminué au cours de cette période.

Année	Conseil du CIEM	Débarquements estimés en tonnes par le CIEM	Pourcentage de changement rapport à 2012
2012		466	
2013	Réduire les captures de 20 %	483	104 %
2014	Réduire les captures de 20 %	462	99 %
2015	Réduire les captures de 20 %	501	108 %

Il est également mentionné dans le même conseil qu'il existe d'importantes erreurs de marquage de requins hâ à de nombreux points de débarquement (voir la section sur les erreurs de marquage ci-dessus) et que la quantité réelle de requins hâ débarquée est probablement plus élevée.

La liste des espèces interdites dans les règlements de l'UE relatifs aux TAC et aux quotas interdit de cibler, conserver, transborder et débarquer le requin hâ capturé dans les pêcheries à la palangre sur une grande partie de son aire de répartition en Europe du Nord (eaux de l'UE de la division 2.a et de la sous-zone 4 du CIEM, ainsi que les eaux de l'UE et les eaux internationales des sous-zones 1, 5 à 8, 12 et 14). Cette interdiction s'applique uniquement à la pêche à la palangre et vise à prévenir le développement d'une pêche à la palangre pour cette espèce. On estime que cette mesure n'a pas entraîné de diminution de la mortalité du requin hâ car, dans la zone où cette mesure est applicable, le requin hâ est principalement capturé dans les pêcheries démersales et les pêcheries à filets fixes (STECF, 2025).

3.1.2 Royaume-Uni

Les préoccupations au Royaume-Uni concernant les publicités commerciales offrant d'acheter des nageoires de requin hâ ont conduit à l'adoption de l'ordonnance de 2008 sur l'interdiction de la pêche du requin hâ. En vertu de [cette ordonnance](#), il est interdit de cibler le requin hâ autrement qu'à la canne et à la ligne – les pêcheurs utilisant une canne et une ligne à partir de bateaux ne sont pas autorisés à débarquer leurs captures à terre, qu'elles soient vivantes ou mortes. Les prises accessoires par d'autres engins commerciaux sont limitées à 45 kilogrammes par jour. Une protection supplémentaire pour le requin hâ est assurée dans les eaux écossaises par l'arrêté de 2012 sur l'interdiction de la pêche, du transbordement et du débarquement des requins, raies et pocheteaux (Écosse), qui interdit la pêche au requin hâ, sauf au moyen d'une canne et d'une ligne ou d'une ligne à main, et interdit tout débarquement.

3.2 Méditerranée

En 2012, le requin hâ a été inscrit à l'Annexe II (Espèces en danger ou menacées) du Protocole relatif aux Aires spécialement protégées et à la Diversité biologique en Méditerranée (Protocole SPA/BD), qui exige des Parties qu'elles garantissent la protection et la reconstitution maximales des espèces inscrites (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2018). La Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM) a ensuite adopté la recommandation CGPM/42/2018/2 concernant les mesures de gestion des pêches pour la conservation des requins et des raies (modifiant la recommandation CGPM/36/2012/3), qui interdisait initialement la rétention et la vente, et rendait obligatoire la remise en liberté avec précaution pour 24 espèces d'élastomobranches inscrites à l'Annexe II de la Convention de Barcelone, avant d'être élargie à 30 espèces. Les Parties contractantes et les Parties non contractantes coopérantes (CPC) sont invitées à « *s'assurer que les requins hâ (*Galeorhinus galeus*) capturés avec des filets maillants de fond, des palangres et dans des madragues à thon soient rapidement remis à l'eau, indemnes et vivants, dans la mesure du possible* ». Autres décisions de la CGPM visant à renforcer la gestion de la conservation des élastomobranches : la recommandation CGPM/44/2021/16 portant sur des mesures supplémentaires d'atténuation pour la conservation des élastomobranches en Méditerranée, ainsi que la Résolution CGPM/46/2023/4 relative à un plan d'action régional pour surveiller et atténuer les interactions entre les pêcheries et les espèces vulnérables en Méditerranée et en mer Noire.

En vertu de cet arrêté, les pays méditerranéens signataires de la Convention de Barcelone sont tenus de garantir la protection et la reconstitution maximales du requin hâ en se conformant aux mesures adoptées dans le cadre de la Convention de Barcelone et de la Commission générale des pêches pour la Méditerranée, et de soumettre un rapport sur la mise en œuvre. Même si cela impliquait que tous les débarquements soient interdits en Méditerranée, le fait que tous les pays n'aient pas transposé cet accord dans leur législation nationale sur la pêche signifie que le cadre d'application nécessaire à sa mise en œuvre fait défaut.

3.3 Skagerrak/Kattegat

Les requins hâ sont considérés comme des visiteurs rares dans la zone HELCOM (la mer Baltique incluant Kattegat et certaines parties du Skagerrak). La Liste rouge HELCOM des espèces menacées et en déclin (2013) identifie le requin hâ comme une espèce vulnérable et prioritaire.

Le requin hâ dans les eaux suédoises

Le requin hâ est relativement fréquent dans les relevés démersaux scientifiques dans le reste de l'Atlantique Nord-Est (dans 327 traits), mais il n'a pas été enregistré dans les relevés au chalut effectués dans le Skagerrak ou le Kattegat. Depuis 2011, les requins hâ capturés à la palangre en mer du Nord ne peuvent pas être débarqués et les spécimens doivent être immédiatement relâchés, afin d'augmenter leur taux de survie. À l'exception d'une pêche limitée à l'aiguillat, il n'y a plus de pêche dirigée de requins et de raies dans les pêcheries suédoises. Toutefois, entre 2003 et 2008, des navires suédois ont débarqué des requins hâ du Skagerrak (27 voyages) et du Kattegat (deux voyages), à raison de trois fois par an en moyenne. Tous les débarquements, à l'exception d'un seul signalé en provenance du Skagerrak, ont été réalisés à l'aide de filets à requins, c'est-à-dire de filets à larges mailles. L'un des débarquements du Kattegat a été réalisé au moyen de chaluts de fond, tandis que l'autre reste inconnu. Depuis 2010, aucun autre débarquement de requin hâ n'a été enregistré dans le Skagerrak et le Kattegat. Pour plus de détails, voir le rapport SLU Aqua 2022 :14 <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=116702>.

3.4 Afrique de l'Ouest

En 2006, dans le cadre de l'accord entre la Mauritanie et l'Union européenne, une interdiction de capture d'une série d'espèces de requins, notamment le requin hâ, a été imposée aux thoniers canneurs et aux palangriers de surface opérant dans les eaux relevant de la juridiction mauritanienne.

3.5 International

Les requins hâ ont été inscrits à l'Annexe II de la CMS en 2020, et à l'Annexe 1 du [MdE requins](#) de la CMS en 2023. Aucune action concertée n'a été adoptée jusqu'à présent.

L'examen approfondi de l'état de conservation des espèces individuelles inscrites aux Annexes de la CMS (UNEP/CMS/COP14/DOC.21.3) a fourni les informations suivantes sur les Organisations régionales de gestion des pêches (ORGP)

Le requin hâ n'est pas inscrit comme une espèce cible ou clé dans le cadre d'une ORGP, et aucune disposition spécifique à cette espèce n'a été identifiée.

Dans l'Atlantique, la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA) est l'ORGP compétente. Les prises accessoires de requins hâ peuvent être déclarées à la CICTA sous le groupe « Autres requins » et disposent d'un code de déclaration spécifique (GAG) qui est conforme au code utilisé par le CIEM (CICTA, 2019). Les données relatives aux prises accessoires sont disponibles de 1999 à 2023, avec une déclaration limitée des prises accessoires (>5 tonnes par an) pour les 10 dernières années. Voir la capture d'écran ci-dessous (figure 7).

La CICTA a formulé des recommandations générales visant à limiter la mortalité, à améliorer les données et à renforcer la conformité pour les requins « capturés en association avec les pêcheries de la CICTA » :

- Recommandation 04-10 : (2005) concernant la conservation des requins capturés en association avec les pêcheries gérées par la CICTA (ICCAT, 2004).
- Recommandation 18-06 : (2019) sur l'amélioration de l'examen de l'application des mesures de conservation et de gestion concernant les requins capturés en association avec les pêcheries de la CICTA (CICTA, 2018).

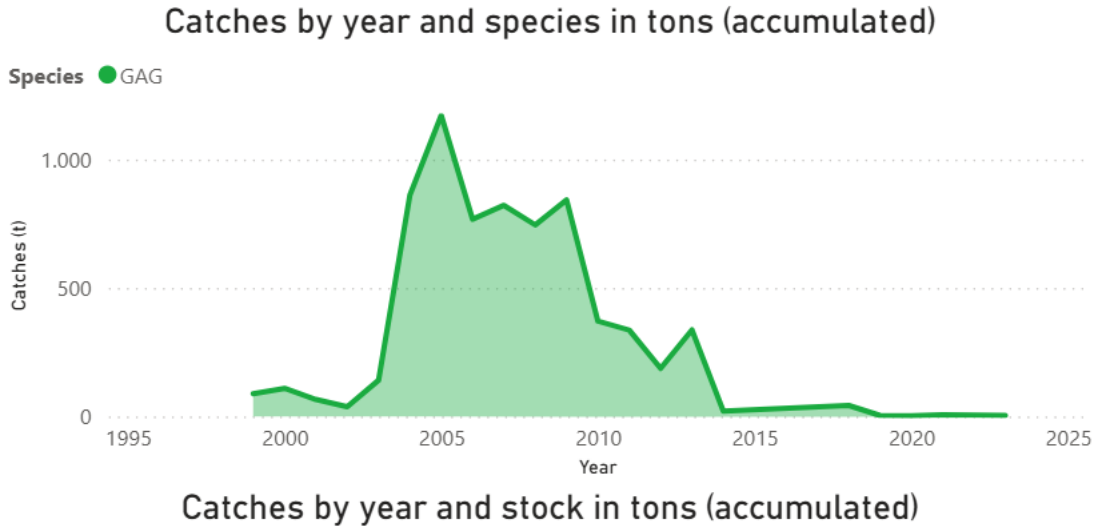


Figure 7. Capture d'écran des données de la CICTA sur les captures de REQUINS HÂ dans l'Atlantique et la Méditerranée par l'ensemble des flottes. Source : iccat.int

4. MENACES ET OBSTACLES

La gestion durable du requin hâ doit s'attaquer à la fois aux menaces directes qui pèsent sur l'espèce et aux obstacles qui empêchent une gestion et une conservation efficaces. Dans cette section, nous définissons les menaces comme des « activités et événements qui contribuent directement à la mortalité du requin hâ » et les obstacles comme des « facteurs qui doivent être abordés pour garantir que les politiques et les mesures aient l'effet escompté ».

4.1 Menaces

4.1.1 Surexploitation

Malgré l'absence de pêcheries ciblées pour le requin hâ dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Est, celui-ci est conservé comme prise accessoire dans de nombreuses pêcheries démersales, car il existe un marché pour cette espèce dans de nombreux pays de l'UE. Les requins hâ sont capturés en tant que prises accessoires dans des pêcheries mixtes utilisant des filets maillants, des chaluts et des palangres. Historiquement, dans certaines régions, les pêcheries dirigées se concentraient sur les individus plus grands et adultes en raison de la taille plus importante de leur foie et de leur plus grande valeur, ce qui a eu un impact direct sur les stocks reproducteurs. Leur croissance lente et leur maturité tardive signifient que les populations se remettent lentement de l'appauvrissement, ce qui les rend notamment sensibles à une pression de pêche soutenue (Francis & Mulligan, 1998 ; Dureil et al., 2015). Comme indiqué au chapitre 2, le conseil actuel sur les débarquements fourni par le CIEM a été dépassé chaque année.

Pour la partie ouest-africaine de la population, il n'existe pas de données quantitatives sur les captures ou les débarquements. Des rapports en provenance de Mauritanie indiquent que des prises accessoires de requins hâ sont débarquées, seules les nageoires sont prélevées et vendues, tandis que le reste de la carcasse est abandonné pour se décomposer sur la terre ferme.

En Méditerranée, le requin hâ est une espèce interdite en vertu de la Convention de Barcelone, mais les données de FishStat (FAO) indiquent que des débarquements de requins hâ en provenance de la Méditerranée ont encore lieu. Ces débarquements seraient qualifiés d'illicites, non déclarés et non réglementés (INN). Le chevauchement entre les habitats critiques de

reproduction du requin hâ et les zones côtières soumises à une forte pression de pêche augmente la probabilité que les regroupements soient interceptés pendant les périodes de reproduction maximales. En l'absence de protections spatiales et temporelles adéquates, ces pressions peuvent entraîner des réductions localisées et, avec le temps, des déclin plus importants des populations. La protection des principaux sites d'agrégation est donc essentielle pour sauvegarder la capacité de reproduction de cette espèce.

Pour encadrer la pêche de loisir, des interdictions de débarquement du requin hâ sont en vigueur en Écosse, en Angleterre et au Pays de Galles, ainsi qu'une interdiction générale en Méditerranée. Dans d'autres États de l'aire de répartition, il n'existe aucune mesure de conservation visant les pêcheries récréatives. Il semble que le requin hâ soit conservé pour la consommation directe dans certaines pêcheries récréatives. Dans les zones où la capture et la remise à l'eau sont obligatoires, il existe un risque de mortalité accidentelle si l'animal ne survit pas au processus de capture.

En tant que prédateur, le requin hâ est tributaire d'une abondance d'espèces de proies pour assurer sa survie. Les requins hâ sont des prédateurs opportunistes, se nourrissant d'une variété de poissons téléostéens ainsi que de certaines espèces d'invertébrés. Il est de ce fait peu probable que la disponibilité d'espèces proies telles que le maquereau dans l'Atlantique Nord-Est ait un impact sévère sur l'ensemble de la sous-population.

À l'heure actuelle, il n'existe pas de pêcheries ciblées pour le requin hâ dans l'Atlantique Nord-Est, et la probabilité que cela se produise est jugée peu élevée. Menaces spécifiques liées à la surexploitation et à la pêche non durable :

- Débarquements de requins hâ supérieurs aux conseils de débarquements du CIEM
- Pêcheries chevauchant les zones de mise bas, d'alevinage et d'alimentation
- Débarquements en Méditerranée signalés à la FAO, considérés comme INN, étant donné qu'une interdiction de débarquement est actuellement en vigueur
- Rétention dans les pêcheries récréatives et mortalité involontaire dans les pêcheries récréatives.

4.1.2 Dégradation de l'habitat

La perturbation et la dégradation des sites d'agrégation, en particulier des zones côtières où les individus se rassemblent pour mettre bas et s'accoupler, peuvent affecter le potentiel reproductif de l'espèce. Ces sites se caractérisent généralement par des eaux côtières peu profondes, offrant des conditions optimales pour le succès de la reproduction et le développement des juvéniles. La perturbation de ces habitats essentiels, qu'elle soit due à l'activité de pêche ou au développement côtier, peut réduire considérablement la survie des juvéniles et entraver le recrutement, menaçant ainsi la stabilité à long terme de la population. La protection de ces sites devrait être complétée par des mesures de conservation plus larges afin de garantir la survie de la population (Stevens et al., 2002).

Les zones d'alevinage côtières sont confrontées à une dégradation due au développement industriel, urbain et récréatif, ce qui peut non seulement affecter l'habitat physique, mais aussi entraîner une détérioration de la qualité de l'eau en raison de niveaux élevés de matière organique présents dans celle-ci. Le changement climatique exacerbe ces problématiques en influant sur la qualité de l'eau, la température et la disponibilité des habitats. Par exemple, certaines zones de reproduction en Australie pourraient ne plus être fonctionnelles en raison de la perte d'habitat, éventuellement associée à l'extirpation de populations philopatrides (McAllister et al., 2018). Des recherches sont actuellement menées sur les effets des champs électromagnétiques sur les élastomobranches (Hermans et al., 2024), mais les effets ne sont pas encore clairement définis.

Menaces spécifiques associées à la dégradation de l'habitat :

- Dégradation de l'habitat des zones essentielles au cycle de vie du requin hâ, causée par les infrastructures et les aménagements des zones côtières
- Dégradation de la qualité de l'eau due au ruissellement (pollution, sédimentation, modification de la salinité)
- Les champs électromagnétiques des parcs éoliens agissent comme une barrière
- Perturbation des habitats essentiels causée par la plongée et les sports nautiques

4.1.3 Autres facteurs (changement climatique et pollution)

La répartition saisonnière et les migrations pourraient être affectées par le réchauffement des océans, ce qui obligerait cette espèce à se rapprocher des pôles lors de ses migrations estivales, mais l'exclurait également des nurseries côtières peu profondes en raison des températures élevées et de l'appauvrissement en oxygène. Le réchauffement des océans peut également modifier la répartition saisonnière en l'éloignant des habitats optimaux pour les juvéniles. On ignore si ces changements pourraient également rendre accessibles de nouveaux habitats pour les juvéniles. Les archives fossiles indiquent que le requin hâ avait une répartition historique dans l'Atlantique Nord-Ouest avant la fermeture de l'isthme de Panama (Chabot et Allen, 2009). Il a été suggéré que l'élévation des températures, induite par l'accélération du Gulf Stream au cours du Pliocène (Kaneps 1979), a entraîné la disparition du requin hâ dans l'Atlantique Nord-Ouest (Chabot et Allen 2009). Cela suggère que les requins hâ sont sensibles aux eaux plus chaudes, une hypothèse soutenue par l'absence de flux génétique transéquatorial observé chez l'espèce (Chabot & Allen 2009), malgré les données d'archives de marquage indiquant qu'ils peuvent tolérer des températures comprises entre 8,1 °C et 27 °C (West et Stevens, 2001 ; Cuevas et al., 2014 ; Rogers et al., 2017).

Pollution

En tant qu'espèce prédatrice à longue durée de vie, les grands adultes bioaccumulent et peuvent bioamplifier les métaux lourds toxiques tels que le mercure, le cadmium et le plomb qui remontent la chaîne alimentaire (Boldrochi et al., 2021). La bioaccumulation et la bioamplification de composés organiques tels que les PCB ont également été mises en évidence (Weijs et al., 2015). Bien que l'impact des toxines bioaccumulées sur la santé des requins soit inconnu (Torres et al., 2014), ces dernières ont tendance à dépasser les niveaux d'orientation fixés par l'EPA des États-Unis (EPA, 2001). Les effets sur la santé des requins eux-mêmes restent incertains (Weijs et al., 2015 ; Boldrochi et al., 2021).

Il existe peu d'informations publiées sur les effets du plastique sur les requins, mais certaines études montrent que les requins et les raies ingèrent des plastiques (Lipej et al., 2022) et que des microplastiques sont présents dans leurs branchies et leur peau (Pasalari et al., 2025). Aucune donnée n'est disponible concernant les effets des microplastiques sur le cycle de vie de l'espèce. Il est peu probable que les macroplastiques aient des effets néfastes sur les élasmobranches, car ces derniers ont la capacité d'expulser l'intégralité du contenu de leur estomac en cas d'ingestion de substances indigestes.

Les élasmobranches, à l'instar de nombreuses espèces marines, peuvent être enchevêtrés dans des débris d'origine anthropique en mer. Un aperçu systématique de 26 articles sur le sujet a révélé que 74 % des cas étaient dus à la pêche fantôme, notamment dans les océans Pacifique et Atlantique, ainsi que dans l'Atlantique Nord-Est (Godley et al., 2019). Menaces spécifiques associées à d'autres facteurs

- Changement climatique affectant les disponibilités alimentaires et l'adéquation de l'habitat

- Changement climatique influençant la répartition saisonnière, de telle sorte que les habitats essentiels ne peuvent être atteints
- Bioaccumulation des toxines
- Pollution plastique
- Pêche fantôme

4.2 Hiérarchisation des menaces

Matrice des menaces illustrant la combinaison de la probabilité d'occurrence (constatant les mesures de gestion en place) et l'impact de chaque menace.

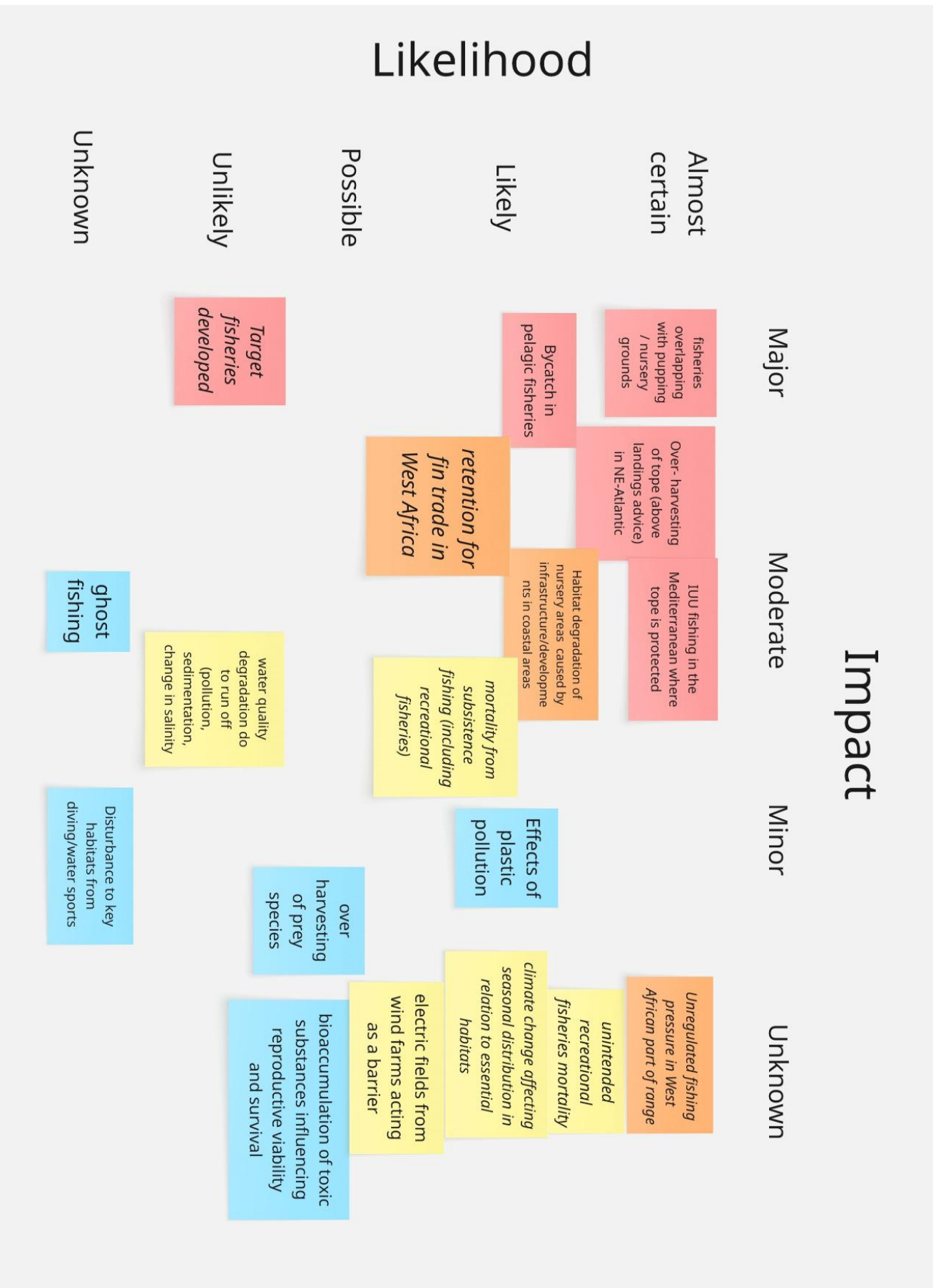
La probabilité d'occurrence a été classée comme suit : « quasi certaine », « probable », « possible », « improbable » et « inconnue ». La définition des classifications de menaces est la suivante :

- Majeure – Pourrait entraîner un déclin important de l'espèce dans une zone donnée si aucune mesure n'est prise.
- Modérée – Pourrait contribuer au déclin de l'espèce, mais ne constitue pas une menace immédiate.
- Mineure – Contribution possible, mais non attestée, au déclin de l'espèce. Ne devrait pas être prioritaire par rapport aux autres menaces.
- Inconnue/pas encore évaluée – Aucune incidence connue sur le déclin des espèces si aucune mesure n'est prise.

La matrice applique une évaluation qualitative reposant sur l'analyse bibliographique susmentionnée et sur l'évaluation réalisée par le groupe d'experts. Les niveaux de risque et la priorité d'action qui leur est associée sont définis comme suit.

Très élevé :	action immédiate requise
Élevé :	mettre en œuvre des mesures d'atténuation et adopter une approche de précaution
Modéré :	obtenir des informations supplémentaires et élaborer des mesures supplémentaires, le cas échéant
Faible :	surveiller l'apparition de la menace et réévaluer le niveau si la probabilité ou l'impact évolue

La hiérarchisation des menaces est adaptée de Gordon et al. (2019).



4.3. Obstacles

4.3.1 Lacunes dans la contribution reçue des données

L'un des thèmes récurrents dans les informations concernant le requin hâ est l'insuffisance de données spécifiques à l'espèce en ce qui concerne les paramètres liés au cycle de vie, les lieux des habitats essentiels au cours du cycle biologique ainsi que les connaissances sur les itinéraires migratoires.

De plus, les données spécifiques à l'espèce nécessaires pour réaliser des évaluations rigoureuses des stocks et pour obtenir une idée précise des volumes et des itinéraires commerciaux font défaut, en raison de l'absence d'études indépendantes sur les pêches. Il est bien documenté que le requin hâ est souvent déclaré dans des catégories agrégées (« requin-chien », « aiguillat ») lors du débarquement, ce qui rend impossible un calcul précis des débarquements.

Enfin, peu d'informations sont disponibles concernant l'influence des facteurs de stress externes tels que le changement climatique, la pollution et les champs électromagnétiques sur le requin hâ.

Afin de combler ces lacunes de connaissances, des améliorations sont nécessaires dans les domaines suivants :

Collecte de données biologiques et écologiques :

- investir dans des programmes de recherche visant à identifier les routes migratoires, les habitats essentiels (par exemple, les zones de mise bas et d'alimentation) et l'utilisation des habitats tout au long du cycle de vie ;
- Investir dans des programmes de recherche visant à déterminer les niveaux de connectivité physique et génétique entre les habitats essentiels, tant entre les régions qu'à l'intérieur de celles-ci.
- Évaluer les menaces liées au climat et intégrer la résilience climatique dans les stratégies de gestion adaptative
- Étudier l'ampleur et les sources de la bioaccumulation des substances toxiques dans la (sous-)population du requin hâ

Investir dans la recherche afin de quantifier l'impact de l'exploitation offshore sur les mouvements, la connectivité et l'utilisation de l'habitat essentiel du requin hâ

Données pour la gestion des pêcheries

Afin de faciliter l'introduction de toute mesure de gestion des ressources halieutiques par le biais de la PCP à un stade ultérieur, il est souhaitable que le niveau de priorité soit étayé par des résultats scientifiques concernant l'importance de ces mesures pour la reconstitution du requin hâ.

- Améliorer l'exactitude des rapports sur les prises, les rejets et les débarquements
- Améliorer les estimations de la survie des rejets afin de permettre l'estimation des prélèvements totaux (débarquements et rejets morts)
- Demander aux organismes scientifiques nationaux compétents de procéder à la collecte de données spécifiques et d'entreprendre de nouvelles évaluations au niveau régional (Comité International pour l'Exploration de la Mer (CIEM/UICN/CGPM))
- Collaborer avec les pêcheries récréatives afin d'optimiser l'utilisation des bases de données existantes sur les captures (ou créer des bases de données si nécessaire), et

évaluer l'impact écologique. Renforcer la surveillance spécifique des espèces ainsi que leur identification sur les marchés aux poissons

- Remédier aux limites des données agrégées ainsi qu'à l'absence de codes douaniers harmonisés, lesquels permettraient de fournir des informations sur le niveau du commerce spécifique à chaque espèce.

Erreurs de marquage et d'identification :

Améliorer l'identification du requin hâ et des espèces similaires (par exemple, l'émissole) parmi les scientifiques de la pêche, les inspecteurs de marché et les pêcheurs, notamment par le biais de formations et de l'utilisation de guides illustrés. Utiliser le codage à barres ADN pour examiner et quantifier l'ampleur des erreurs d'étiquetage dans les chaînes d'approvisionnement en produits de la mer impliquant le requin hâ et les émissoles.

Surveillance à long terme :

- investir dans la surveillance des zones côtières afin d'identifier les tendances de la population dans les zones non couvertes par les programmes d'échantillonnage actuels

Critères de rétablissement (fondés sur l'analyse des menaces et l'évaluation biologique)

Il est important de définir des critères de rétablissement afin de mesurer et de suivre les progrès accomplis. Ces critères doivent concerner à la fois les actions visant à stopper ou à traiter les menaces et le rétablissement écologique lui-même (indicateurs de rétablissement des espèces, par exemple les tendances positives en matière d'observation, les indicateurs génétiques, etc.). Le recours à la modélisation de scénarios pourrait également être utile ici pour définir les résultats que les actions devraient chercher à atteindre.

- Développer des indicateurs ou des outils pour mesurer le rétablissement de la (sous-)population - voir l'explication ci-dessous

4.3.2 Une attention limitée portée à la cohérence dans la collaboration internationale

L'une des conclusions de l'examen approfondi de l'état de conservation des espèces figurant aux Annexes de la CMS (UNEP/CMS/COP14/DOC.21.3, était que l'espèce bénéficierait d'une coopération internationale continue dans le cadre de son inscription à l'Annexe II, au titre du MdE requins. En outre, il a été noté que « toutes les populations géographiques pourraient bénéficier d'études collaboratives ». À la lumière de ces recommandations, il est proposé de se concentrer sur les points suivants :

- Élargir le groupe actuel d'experts, si nécessaire, en y intégrant des représentants des États de l'aire de répartition, notamment ceux de la région méditerranéenne et du nord-ouest africain de la sous-population, et inclure des représentants des États de l'aire de répartition d'autres sous-populations.
- Investir dans le renforcement des capacités
- Organiser des ateliers collaboratifs entre les chercheurs étudiant le requin hâ afin de consolider les ressources de données et de favoriser le développement de connaissances écologiques et de gestion à une échelle plus large.
- Investir dans la coordination entre les autorités compétentes en matière de conservation et de gestion en Afrique de l'Ouest, en Méditerranée et dans l'Atlantique Nord-Est, et veiller à ce qu'une législation cohérente soit appliquée pour le requin hâ dans l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-population.
- Investir dans la coordination entre les organismes de pêche d'Afrique de l'Ouest, de Méditerranée (CGPM) et de l'Atlantique Nord-Est (CIEM) afin d'assurer la protection des requins dans l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-population et de partager les

données relatives à la pêche (captures, débarquements, rejets) pour garantir le développement de conseils cohérents en matière de pêche

4.3.3. Financement nécessaire à la mise en œuvre des mesures

La recherche, la gestion et l'application de la législation en mer sont complexes et onéreuses et, comme le requin hâ n'est pas une espèce hautement prioritaire en matière de conservation ou de gestion, peu d'attention et de budget ont été consacrés au comblement des lacunes décrites plus haut.

- Veiller à ce que le requin hâ soit intégré dans les politiques marines axées sur la conservation (par exemple, les plans nationaux liés à la loi sur la restauration de la nature, etc.)
- Intégrer la recherche sur le requin hâ dans les recherches à grande échelle (horizon, etc.)
- Faciliter des ateliers collaboratifs

5. CADRE D'ACTION

Les menaces pesant sur la population de requins hâ de l'Atlantique Nord-Est ont été identifiées et un niveau de risque leur a été attribué à l'aide de la matrice des menaces (Tableau 3). Le cadre d'action donne la priorité aux menaces classées comme présentant le risque le plus élevé.

L'objectif global du plan d'action par espèce :

« D'ici 2030, tous les obstacles qui entravent actuellement la capacité de la population de requins hâ de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée à accomplir son cycle de vie auront été identifiés, et une stratégie d'atténuation aura été élaborée, accompagnée d'un engagement à poursuivre sa mise en œuvre, garantissant ainsi que la sous-population puisse atteindre un niveau d'abondance et une répartition correspondant à son potentiel biologique. »

Afin de parvenir à ce résultat, cinq objectifs ont été formulés pour faire face aux menaces et aux obstacles exposés au chapitre 4. Ensemble, ils établissent les conditions favorables à la gestion durable à long terme du requin hâ.

Objectif général : les principales menaces à la survie de la population de requins hâ sont identifiées et efficacement atténuées

- *Objectif 1 : La politique de la pêche et les mesures de gestion fondées sur les meilleurs conseils scientifiques disponibles sont mises en œuvre et appliquées*
- *Objectif 2 : Les habitats essentiels au cycle de vie du requin hâ sont identifiés et protégés*
- *Objectif 3 : Des études visant à améliorer la base de connaissances scientifiques sur le requin hâ sont menées*
- *Objectif 4 : La collaboration internationale est facilitée*
- *Objectif 5 : Assurer le financement nécessaire à la mise en œuvre du plan d'action par espèce dans la durée*

Cadre des objectifs

Le cadre suivant (Tableaux xxx) a été créé afin de définir les actions et les résultats nécessaires à l'atteinte de chacun des objectifs. À chaque objectif est associé un résultat attendu, lui-même obtenu à travers diverses actions ayant chacune une priorité, un délai et des États de l'aire de répartition responsables de sa mise en œuvre.

Les actions ci-dessous ont été hiérarchisées de la façon suivante :

- Absolue
- Élevée
- Moyenne
- Faible

Un délai a également été associé à chaque action selon le barème suivant :

- — Immédiat : action à mener à terme au cours de l'année prochaine
- — Court terme : action à mener à terme dans les 3 prochaines années
- — Moyen terme : action à mener à terme dans les 5 prochaines années
- — Long terme : action à mener à terme dans les 10 prochaines années
- — En cours : action dont la mise en œuvre a débuté et doit se poursuivre

Tableau 3 : Objectifs, résultats et actions avec priorités, délais et États de l'aire de répartition responsables

Objectif 1 : La politique de la pêche et les mesures de gestion fondées sur les meilleurs conseils scientifiques disponibles sont mises en œuvre et appliquées (en accord avec les actions de l'objectif 3 : améliorer la base de connaissances)				
Résultat à atteindre	Action	Priorité	Délai	États de l'aire de répartition
1.1 Les débarquements et les captures se situent à des niveaux durables, conformément aux meilleurs conseils scientifiques disponibles	1.1a : Si nécessaire, initier un processus visant à définir des limites de capture ou de sortie pour le requin hâ dans l'Atlantique Nord-Est, sur la base des conseils de capture du CIEM, en tenant compte de toute conséquence imprévue concernant l'obligation de débarquement	Absolue	Moyenne Limites déjà en place pour l'Angleterre et le Pays de Galles	UE* + Royaume-Uni ; (l'Écosse et l'Irlande du Nord sont soumises à des interdictions) *Cette action ne s'applique pas de manière uniforme à l'ensemble des États membres de l'UE. Les pays concernés seront spécifiés lors de la prochaine étape du processus
	1.1 b : Évaluer la situation concernant les pêcheries et la conservation en Afrique de l'Ouest dans le cadre d'une série de sessions d'experts, afin de concevoir une stratégie permettant d'atteindre l'objectif	Absolue	Immédiat	Tous les États de l'aire de répartition*, en particulier ceux de l'Afrique de l'Ouest *Cette action ne s'applique pas de manière uniforme à l'ensemble des États de l'aire de répartition. Les pays concernés seront spécifiés lors de la prochaine étape du processus
1.2 Les prises accessoires du requin hâ à des stades de vie vulnérables sont réduites au minimum	1.2a : Tester des mesures spécifiques aux engins de pêche visant à éviter la capture de requins hâ (comme les trappes d'évacuation, etc.) et initier un processus visant à explorer les moyens de rendre ces mesures obligatoires pour les pêcheries actives dans les sites connus pour leur forte abondance de requins hâ (par exemple, les zones de reproduction). 1.2b : Envisager la fermeture temporaire de zones de pêche pendant les périodes où les espèces de requins hâ sont connues pour se regrouper dans ces zones (par exemple, des zones d'alimentation), guidée par	Absolue Absolue	Moyenne Court terme	Tous Tous

	les informations disponibles concernant l'utilisation de l'habitat du requin hâ (par exemple, AIRR (voir chapitre 1.5)).			
1.3 Les captures à des fins récréatives et de subsistance sont réglementées et la mortalité est réduite	1.3 a Pour la pêche récréative, imposer la pratique de la « capture et remise à l'eau » uniquement pour le requin hâ	Élevée Pour les pays où les prises récréatives de requins hâ sont négligeables, cette mesure est de faible priorité (Suède)	Court terme	Tous (à l'exception des pays où cette mesure est déjà appliquée)
	1.3 b Pour les pêcheries récréatives, développer i) les meilleures pratiques visant à limiter la mortalité et ii) un cadre de collecte de données destiné à la déclaration des captures auprès des autorités nationales compétentes iii) quantifier la survie après la remise à l'eau ainsi que les meilleures pratiques pour limiter la mortalité dans les pêcheries récréatives, de subsistance et commerciales.			
	1.3 c Pour la pêche de subsistance, collaborer avec les communautés locales afin de développer les meilleures pratiques visant à limiter la mortalité et mettre en place un système de rapport destiné aux autorités nationales compétentes	Élevée	Court terme	Tous

Objectif 2 : Les habitats essentiels aux différentes étapes de vie de la tope sont identifiés et protégés (en cohérence avec les actions de l'objectif 3 : améliorer la base de connaissances)				
Résultat à atteindre	Action	Priorité	Délai	États de l'aire de répartition
2.1 Protection complète des stades de vie vulnérables du requin hâ dans une zone spécifique	2.1 : Accorder un statut de protection à l'habitat côtier essentiel du requin hâ	Élevée	Court terme	Tous
2.2 La mortalité des stades de vie vulnérables du requin hâ est réduite au minimum	2.2 : Mettre en œuvre des mesures visant à protéger les stades de vie vulnérables (petits, femelles gravides, etc.) dans les habitats clés	Élevée	Court terme	Tous
2.3 Les mesures d'atténuation font partie du processus de planification du développement des infrastructures	2.2 : Inclure les impacts possibles sur le requin hâ dans l'évaluation des impacts environnementaux liés au développement des infrastructures côtières et en haute mer	Élevée	Court terme	Tous

Objectif 3 : Des études visant à améliorer la base de connaissances scientifiques sur le requin hâ sont menées				
Résultat à atteindre	Action	Priorité	Délai	États de l'aire de répartition
3.1 Les données servant à étayer la gestion des pêches sont améliorées	3.1a Améliorer la contribution reçue de données sur les captures, les rejets et les débarquements i) en augmentant la couverture des programmes d'observation et ii) en améliorant les compétences en matière d'identification de tous ceux qui participent à la contribution reçue, si cela est financièrement envisageable	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
	3.1b Examiner une demande adressée au CIEM par l'UE, le Royaume-Uni et la Norvège, visant à procéder à une collecte de données spécifiques et à entreprendre une nouvelle évaluation des stocks	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
	3.1 c Améliorer le suivi spécifique des espèces sur les marchés aux poissons et dans les criées, notamment en renforçant les compétences en identification grâce à la mise à disposition d'orientations en matière d'identification et/ou de supports de formation, si nécessaire	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition qui mènent nos études de marché

	3.1d Développer une stratégie pour répondre aux données agrégées et au manque de codes douaniers harmonisés en vue de garantir la collecte et la communication de données spécifiques aux espèces	Élevée	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition qui présentent des rapports sur les données de captures et débarquements
	3.1e Pour la pêche récréative, élaborer un rapport sur les captures dans le cadre de la collecte de données	Élevée	Moyenne	UE Tous les autres États de l'aire de répartition disposant de pêcheries récréatives
	3.1f Collaborer avec les pêcheries récréatives pour optimiser l'utilisation des bases de données existantes sur les captures (ou créer de nouvelles bases de données si nécessaire) et évaluer l'impact écologique			
3.2 Amélioration des données sur la biologie et l'écologie du requin hâ	3.2a Organiser un atelier afin de partager i) les connaissances actuelles sur la migration et les mouvements du requin hâ, ii) des informations sur les techniques de recherche complémentaires (par exemple, les prélèvements sanguins et les examens par ultrasons) et iii) élaborer un programme de marquage pluriannuel. Partager des méthodes concernant des techniques de recherche complémentaires, telles que les prélèvements sanguins et les examens échographiques	Absolue	Immédiat	Tous les États de l'aire de répartition
	3.2b investir dans des programmes de recherche visant à identifier les routes migratoires, les habitats critiques (par exemple, les aires de mise bas et d'alimentation) et l'utilisation des habitats tout au long du cycle de vie	Élevée	Court terme	
	3.2c Investir dans des programmes de recherche visant à déterminer les niveaux de connectivité physique et génétique entre les habitats essentiels, tant	Élevée	Moyenne	Tous les États de l'aire de répartition

	entre les régions qu'à l'intérieur de celles-ci.			
3.3 Les effets des facteurs de stress sur le requin hâ sont compris et quantifiés	<p>3.3a Étudier l'ampleur et les sources de la bioaccumulation des substances toxiques dans la (sous-)population du requin hâ</p> <p>3.3b Évaluer les menaces liées au climat et intégrer la résilience climatique dans les stratégies de gestion adaptative</p>	Moyenne	Moyenne	Tous les États de l'aire de répartition
	3.3c Investir dans la recherche afin de quantifier l'impact de l'exploitation offshore sur les mouvements, la connectivité et l'utilisation de l'habitat essentiel du requin hâ	Élevée	Moyenne	
3.4 La surveillance à long terme de l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-population est assurée	3.4 Investir dans la surveillance des zones côtières afin d'identifier les tendances de la population dans les zones non couvertes par les programmes d'échantillonnage actuels	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
3.5 Des outils permettant de mesurer le rétablissement de la sous-population sont disponibles	3.5a Organiser une session d'experts afin de déterminer comment aborder le rétablissement en fonction du cycle de vie du requin hâ et en lien avec les actions visant à stopper ou à traiter les menaces, ainsi que le rétablissement écologique ; tout en prenant en considération les indicateurs et/ou outils actuels	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
	3.5b Élaborer des indicateurs ou des outils permettant de mesurer le rétablissement de la (sous-)population en s'appuyant sur l'approche du cycle de vie	Absolue	Moyenne	Tous les États de l'aire de répartition
3.6 Une stratégie est élaborée pour répondre aux erreurs de marquage et d'identification	3.6a Améliorer l'identification du requin hâ et des espèces similaires (par exemple, l'émissole) parmi les scientifiques de la pêche, les inspecteurs de marché et les pêcheurs, notamment à travers des formations et l'utilisation de guides illustrés	Absolue	Immédiat	Tous les États de l'aire de répartition

	3.6 b Utiliser le codage à barres ADN pour examiner et quantifier l'ampleur des erreurs d'étiquetage dans les chaînes d'approvisionnement en produits de la mer impliquant le requin hâ et les émissiles	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
--	--	---------	-------------	---

Objectif 4 : La collaboration internationale est facilitée				
Résultat à atteindre	Action	Priorité	Délai	États de l'aire de répartition
4.1 Un réseau d'experts est créé	4.1a Élargir le groupe actuel d'experts, si nécessaire, en y intégrant des représentants des États de l'aire de répartition, notamment ceux de la région méditerranéenne et du nord-ouest africain de la sous-population, et inclure des représentants des États de l'aire de répartition d'autres sous-populations	Élevée	Immédiat	Tous les États de l'aire de répartition
	4.1 b Investir dans le renforcement des capacités pour le requin hâ, le cas échéant, en ce qui concerne l'expertise en matière de pêche, de politique et de gestion, ainsi que l'expertise scientifique	Absolue	Immédiat	Tous les États de l'aire de répartition
	4.1c Organiser des ateliers collaboratifs entre les chercheurs étudiant le requin hâ afin de consolider les ressources de données et de favoriser le développement de connaissances écologiques et de gestion à une échelle plus large	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
4.2 La collaboration entre les organismes compétents est renforcée	4.2a Investir dans la coordination entre les autorités compétentes en matière de conservation et de gestion des pêcheries en Afrique de l'Ouest, en Méditerranée et dans l'Atlantique Nord-Est, et veiller à ce qu'une législation cohérente soit appliquée pour le requin hâ dans l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-population	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
	4.2b Investir dans la coordination entre les organismes de pêche d'Afrique de l'Ouest, de Méditerranée (CGPM) et de l'Atlantique Nord-Est (CIEM) dans l'ensemble de l'aire de répartition de la sous-population afin de partager les données relatives à	Absolue	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition

	la pêche (captures, débarquements, rejets) et de garantir le développement de conseils cohérents en matière de pêche			
--	--	--	--	--

Objectif 5 : Assurer le financement nécessaire à la mise en œuvre du plan d'action par espèce dans la durée				
Résultat à atteindre	Action	Priorité	Délai	États de l'aire de répartition
5.1 Le requin hâ est inclus dans les politiques marines	5.1 Veiller à ce que le requin hâ soit intégré dans les politiques marines axées sur la conservation (par exemple, les plans nationaux liés à la loi sur la restauration de la nature, etc.) et les pêcheries durables	Élevée	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition
5.2 Le requin hâ est inclus dans les projets de recherche à grande échelle	5.2 Intégrer la recherche sur les requins hâ dans les programmes de recherche à grande échelle (par exemple, le Programme Horizon de l'UE, etc.)	Élevée	Court terme	Tous les États de l'aire de répartition

BIBLIOGRAPHIE

- Bester-van der Merwe, A. E., Bitalo, D., Cuevas, J. M., Ovenden, J., Hernández, S., da Silva, C., et al. (2017). Population genetics of Southern Hemisphere tope shark (*Galeorhinus galeus*) : Intercontinental divergence and constrained gene flow at different geographical scales. *PLOS ONE*, 12(9), e0184481. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184481>
- Boldrocchi, G., Spanu, D., Mazzoni, M., Omar, M., Baneschi, I., Boschi, C., et al. (2021). Bioaccumulation and biomagnification in elasmobranchs : A concurrent assessment of trophic transfer of trace elements in 12 species from the Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112853. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112853>
- Bonfil, R. (1994). *Overview of world elasmobranch fisheries* : Food & Agriculture Org.
- Bovcon, N. D., Cochia, P. D., Navoa, X., Ledesma, P., Caille, G. M., & Baigun, C. R. M. (2018). First report on a pupping area of the tope shark *Galeorhinus galeus* (Carcharhiniformes, Triakidae) in the south-west Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 93(6), 1229-1232. <https://doi.org/10.1111/jfb.13781>
- Cameron, L. W., Jones, E. O., Mensink, P. J., Roche, W. K., Wögerbauer, C., & Payne, N. L. (2025). Movements, growth rates and strong sexual segregation in critically endangered tope sharks *Galeorhinus galeus* in the Northeast Atlantic. *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/jfb.70075>
- Capapé, C., Ben Souissi, J., Méjri, H., Guélorget, O. i Hemida, F. . (2005). The reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus* Linnaeus 1758 (Chondrichthyes : Triakidae), from the Maghreb shore (southern Mediterranean). *Acta Adriatica*, 46(2), 109-214. Retrieved from <https://hrcak.srce.hr/84>
- Cardeñosa, D., Babcock, E. A., Shea, S. K., Zhang, H., Feldheim, K. A., Gale, S. W., et al. (2024). Small sharks, big problems : DNA analysis of small fins reveals trade regulation gaps and burgeoning trade in juvenile sharks. *Science Advances*, 10(42), eadq6214. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adq6214>
- Chabot, C. L. (2015). Microsatellite loci confirm a lack of population connectivity among globally distributed populations of the tope shark *Galeorhinus galeus* (Triakidae). *Journal of Fish Biology*, 87(2), 371-385. <https://doi.org/10.1111/jfb.12727>
- Chabot, C. L., & Allen, L. G. (2009). Global population structure of the tope (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial control region sequence data. *Molecular Ecology*, 18(3), 545-552. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.04047.x>
- Chiaromonte, G. E. (2023). A most versatile shark. *The Marine Biologist*, 26, 19-20.
- Colloca, F., Scannella, D., Geraci, M. L., Falsone, F., Batista, G., Vitale, S., et al. (2019). British sharks in Sicily : records of long distance migration of tope shark (*Galeorhinus galeus*) from North-eastern Atlantic to Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 20(2), 309-313. <https://doi.org/10.12681/mms.18121>
- Compagno, L. (1984). *Sharks of the world. FAO species catalog : FAO fish synopsis No. 125, vol. 4 pts 1 and 2*. Rome.
- Cortés, E. (1999). Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56(5), 707-717. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0489>
- COSEWIC. (2021). COSEWIC assessment and status report on the Tope *Galeorhinus galeus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 49 pp. (Species at risk public registry).
- Coutin, P. (1992). Sharks... and more sharks. *Australian Fisheries*, 51(6), 41-42.
- Cuevas, J. M., García, M., & Di Giacomo, E. (2014). Diving behaviour of the critically endangered tope shark *Galeorhinus galeus* in the Natural Reserve of Bahia San Blas, northern Patagonia. *Animal Biotelemetry*, 2(1), 11. <https://doi.org/10.1186/2050-3385-2-11>
- Delpiani, G., Delpiani, S. M., Deli Antoni, M. Y., Covatti Ale, M., Fischer, L., Lucifora, L. O., et al. (2020). Are we sure we eat what we buy ? Fish mislabelling in Buenos Aires province, the largest sea food market in Argentina. *Fisheries Research*, 221, 105373. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105373>
- Domínguez-Bustos, Á. R., Sanz-Fernández, V., Castro-Gutiérrez, J., Gonçalves-Neto, J. B., Rodríguez-García, C., Arana, D., et al. (2025). Sharks unveiled : Comparing impact of management measures on two shark species in different grounds in southern Spain. *Ocean & Coastal Management*, 262, 107557. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2025.107557>

- Dureuil, M., & Worm, B. (2015). Estimating growth from tagging data : an application to north-east Atlantic tope shark *Galeorhinus galeus*. *Journal of Fish Biology*, 87(6), 1389-1410. <https://doi.org/10.1111/jfb.12830>
- Ebert, D. A., & Stehmann, M. (2013). *Sharks, batoids and chimaeras of the North Atlantic* : Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Edwards, J. B., NWP ; Walke,r PA ; Buijse, AD ; Bijleveld, AI ; Winter HV. (In press). Evidence for a pupping area around the Dutch Wadden Islands for the critically endangered tope shark (*Galeorhinus galeus*). *Note in Endangered Species Research*.
- El Vadhel, H. (2016). Méta-analyse des données de campagnes de chalutages démersales en Mauritanie de 1982 à 2011. *DUMAS - Dépôt Universitaire de Mémoires Après Soutenance. France*. Retrieved from <https://coiilink.org/20.500.12592/1evluy8>
- EPA. (2001). Water Quality Criterion for the Protection of Human Health : Methyl Mercury. US Environmental Protection Agency, Washington, DC ; 2001. EPA 0823-R-01-001.
- FAO. (2022). Report of the Second Technical Consultation on the Suitability of the CITES Criteria for Listing Commercially-Exploited Aquatic Species. Windhoek, Namibia, 22-25 October 2001. . *FAO Fisheries Report No. 667*.
- Ferreira, B. P. (1992). Age, growth, and structure of vertebra in the school shark *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) from southern Brazil. *Fish. Bull.*, 89, 19-32.
- Ferretti, F., Osio, G. C., Jenkins, C. J., Rosenberg, A. A., & Lotze, H. K. (2013). Long-term change in a meso-predator community in response to prolonged and heterogeneous human impact. *Scientific Reports*, 3(1), 1057. <https://doi.org/10.1038/srep01057>
- Francis, M. P., & Mulligan, K. P. (1998). Age and growth of New Zealand school shark, *Galeorhinus galeus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32(3), 427-440. <https://doi.org/10.1080/00288330.1998.9516835>
- Fricke, R., Eschmeyer, W., & Van der Laan, R. (2025). Catalog of fishes : genera, species, references. *California Academy of Sciences, San Francisco, CA, USA* <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Galal-Khallaf, A., Ardura, A., Mohammed-Geba, K., Borrell, Y. J., & Garcia-Vazquez, E. (2014). DNA barcoding reveals a high level of mislabeling in Egyptian fish fillets. *Food Control*, 46, 441-445. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.06.016>
- GFCM. (2018). Recommendation GFCM/42/2018/2 on fisheries management measures for the conservation of sharks and rays in the GFCM area of application, amending Recommendation GFCM/36/2012/3. *The General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM)*. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mul201606.pdf>
- Giovas, I., Aga-Spyridopoulou, R. N., Serena, F., Soldo, A., Barash, A., Doumpas, N., et al. (2022). An Updated Greek National Checklist of Chondrichthyans. *Fishes*, 7(4), 199. Retrieved from <https://www.mdpi.com/2410-3888/7/4/199>
- Godley, B. J., Galloway, T. S., & Parton, K. J. (2019). Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. *Endangered Species Research*, 39, 173-190. Retrieved from <https://www.int-res.com/abstracts/esr/v39/esr00964>
- Gordon, C. A., Hood, A. R., Al Mabruk, S. A. A., Barker, J., Bartolí, A., Ben Abdelhamid, S., et al. (2019). Mediterranean Angel Sharks : Regional Action Plan. The Shark Trust, United Kingdom. 36 pp.
- Hermans, A., Winter, H. V., Gill, A. B., & Murk, A. J. (2024). Do electromagnetic fields from subsea power cables effect benthic elasmobranch behaviour ? A risk-based approach for the Dutch Continental Shelf. *Environmental Pollution*, 346, 123570. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123570>
- Hernández, S., Daley, R., Walker, T., Braccini, M., Varela, A., Francis, M. P., et al. (2015). Demographic history and the South Pacific dispersal barrier for school shark (*Galeorhinus galeus*) inferred by mitochondrial DNA and microsatellite DNA mark. *Fisheries Research*, 167, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.02.010>
- Holden, M. J., & Horrod, R. G. (1979). The migrations of tope, *Galeorhinus galeus* (L), in the eastern North Atlantic as determined by tagging. *Journal du Conseil*, 38(3), 314-317. <https://doi.org/10.1093/icesjms/38.3.314>
- Hurst, R. J., W., B. N., A., M. G., & Francis, M. P. (1999). Movements of the New Zealand school shark, *Galeorhinus galeus*, from tag returns. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33(1), 29-48. <https://doi.org/10.1080/00288330.1999.9516854>

- ICCAT (2004). RECOMMENDATION BY ICCAT CONCERNING THE CONSERVATION OF SHARKS CAUGHT IN ASSOCIATION WITH FISHERIES MANAGED BY ICCAT, 2004-10, <https://www.iccat.int/Documents/Recs/compendiopdf-e/2004-10-e.pdf>
- ICCAT (2018). RECOMMENDATION BY ICCAT TO REPLACE RECOMMENDATION 16-13 ON IMPROVEMENT OF COMPLIANCE REVIEW OF CONSERVATION AND MANAGEMENT MEASURES REGARDING SHARKS CAUGHT IN ASSOCIATION WITH ICCAT FISHERIES, 2018-06, <https://www.iccat.int/Documents/Recs/compendiopdf-e/2018-06-e.pdf>
- ICCAT (2019). RECOMMENDATION BY ICCAT ON FISHES CONSIDERED TO BE TUNA AND TUNA-LIKE SPECIES OR OCEANIC, PELAGIC, AND HIGHLY MIGRATORY ELASMOBRANCHS, 2019-01, <https://www.iccat.int/Documents/Recs/compendiopdf-e/2019-01-e.pdf>
- ICES. (2019). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). *ICES Scientific Reports*, 1 :25. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5594>
- ICES. (2023). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). *ICES Scientific Reports*. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.24190332.v1>
- ICES. (2024a). Mackerel (<i>Scomber scombrus</i>) in subareas 1–8 and 14 and Division 9.a (the Northeast Atlantic and adjacent waters). <https://doi.org/10.17895/ices.advice.25019339.v1>
- ICES. (2024b). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). *ICES Scientific Reports*, 06 :75, 994. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.26935504.v1>
- Jaureguizar, A. J., Argemi, F., Trobbiani, G., Palma, E. D., & Irigoyen, A. J. (2018). Large-scale migration of a school shark, *Galeorhinus galeus*, in the Southwestern Atlantic. *Neotropical Ichthyology*, 16, e170050. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170050>
- Kaneps, A. G. (1979). Gulf Stream : Velocity Fluctuations During the Late Cenozoic. *Science*, 204(4390), 297-301. <https://doi.org/10.1126/science.204.4390.297>
- Kohler, N. E., & Turner, P. A. (2001). Shark Tagging : A Review Of Conventional Methods and Studies. *Environmental Biology of Fishes*, 60(1), 191-224. <https://doi.org/10.1023/A:1007679303082>
- Larson, S. (2012). Loss of genetic diversity in wild populations. *Analysis of genetic variation in animals (M. Caliskan ed.)*, Tech Publishers, Croatia, 231-242.
- Lipej, L., Cumani, F., Acquavita, A., & Bettoso, N. (2022). 5 - Plastic impact on sharks and rays. In G. Bonanno & M. Orlando-Bonaca (Eds.), *Plastic Pollution and Marine Conservation* (pp. 153-185) : Academic Press.
- Little, W. (1995). Common skate and tope : first results of Glasgow Museum's tagging study. *Glasgow Naturalist*, 22(5), 455-466.
- Lucifora, L. O., Menni, R. C., & Escalante, A. H. (2004). Reproductive biology of the school shark, *Galeorhinus galeus*, off Argentina : support for a single south western Atlantic population with synchronized migratory movements. *Environmental Biology of Fishes*, 71(2).
- Lucifora, L. O., Menni, R. C., Escalante, A. H., & García, V. B. (2006). Food habits, selectivity, and foraging modes of the school shark *Galeorhinus galeus*. *Marine Ecology Progress Series*, 315, 259-270. Retrieved from <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v315/meps315259>
- MacNeil, A. M., Mull, C. G., Barbosa Martins, A., Babcock, E. A., Tyabji, Z., Andorra, A., et al. (2025). *Hidden Diversity of Threatened Sharks and Rays in the Global Meat Trade*. bioRxiv. Retrieved from <https://www.biorxiv.org/content/biorxiv/early/2025/04/26/2025.04.24.650194.full.pdf>
- McAllister, J. D., Barnett, A., Lyle, J. M., Stehfest, K. M., & Semmens, J. M. (2018). Examining trends in abundance of an overexploited elasmobranch species in a nursery area closure. *Marine and Freshwater Research*, 69(3), 376-384. <https://doi.org/10.1071/MF17130>
- McCully, S., Dureuil, M. & Farrell, E. . (2015). *Galeorhinus galeus*. Europe Regional Assessment. The IUCN Red List of Threatened Species 2015 : e.T39352A48938136. <https://www.iucnredlist.org/species/39352/48938136>.
- McMillan, M. N., Huveneers, C., Semmens, J. M., & Gillanders, B. M. (2018). Partial female migration and cool-water migration pathways in an overfished shark. *ICES Journal of Marine Science*, 76(4), 1083-1093. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy181>
- McMillan, M. N., Semmens, J. M., Huveneers, C., Sims, D. W., Stehfest, K. M., & Gillanders, B. M. (2021). Grow or go ? Energetic constraints on shark pup dispersal from pupping areas. *Conservation Physiology*, 9(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/coab017>
- Morato, T. (2003). *Diets of thornback ray (Raja clavata) and tope shark (Galeorhinus galeus) in the bottom longline fishery of the Azores, northeastern Atlantic*.
- Niedermeier, K., Affenzeller, M., & Tribsch, A. (2023). COI-Barcoding evidences mislabelling and the use of endangered species in German shark products. *Acta ZooBot Austria*, 159, 275-285.

- Noorlander, K. M., S ; Walker, PA. (2018). Local ecological knowledge on spatial and temporal distribution of sharks in the Dutch Wadden Sea and North Sea. . *Thesis Van Hall Larenstein University of Applied Sciences* <https://www.elasmobranch.nl/wp-content/uploads/2025/02/Local-Ecological-Knowledge-on-sharks-in-the-Dutch-Wadden-Sea-Noorlander-Maycock-Walker-1.pdf>.
- Nosal, A. P., Cartamil, D. P., Ammann, A. J., Bellquist, L. F., Ben-Aderet, N. J., Blincow, K. M., et al. (2021). Triennial migration and philopatry in the critically endangered soupfin shark *Galeorhinus galeus*. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1570-1582. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13848>
- Oliver, E., Donat, M., Burrows, M. T., Moore, P. J., Smale, D. E., Alexander, L., et al. (2020). *Changes in marine heatwaves globally over the 20th and 21st centuries*. Paper presented at the American Geophysical Union, Ocean Sciences Meeting, San Diego, CA. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2020AGUOS..PC51A01O>
- Oliver, E. C. J., Benthuisen, J. A., Bindoff, N. L., Hobday, A. J., Holbrook, N. J., Mundy, C. N., et al. (2017). The unprecedented 2015/16 Tasman Sea marine heatwave. *Nature Communications*, 8(1), 16101. <https://doi.org/10.1038/ncomms16101>
- Olsen, A. (1954). The Biology, Migration, and Growth Rate of the School Shark, *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhanidae) in the South-eastern Australian Waters. *Marine and Freshwater Research*, 5(3), 353-410. <https://doi.org/10.1071/MF9540353>
- Pardo, M. Á., & Jiménez, E. (2020). DNA barcoding revealing seafood mislabeling in food services from Spain. *Journal of Food Composition and Analysis*, 91, 103521. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2020.103521>
- Parker Kielniacz, T. J., Stow, A. J., & Armansin, N. C. (2024). High levels of mislabelling of shark flesh in Australian fish markets and seafood shops. *Marine and Freshwater Research*, 75(7), -. <https://doi.org/10.1071/MF23198>
- Pasalari, M., Esmaeili, H. R., Keshavarzi, B., Busquets, R., Abbasi, S., & Momeni, M. (2025). Microplastic footprints in sharks and rays : First assessment of microplastic pollution in two cartilaginous fishes, hardnose shark and whitespotted whiplay. *Marine Pollution Bulletin*, 212, 117350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117350>
- Pazartzi, T., Siaperopoulou, S., Gubili, C., Maradidou, S., Loukovitis, D., Chatzisprou, A., et al. (2019). High levels of mislabeling in shark meat – Investigating patterns of species utilization with DNA barcoding in Greek retailers. *Food Control*, 98, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.11.019>
- Peres, M. B. (1991). Sexual development, reproductive cycle and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* of south Brazil. *Fish. Bull*, 89, 566-667.
- Ramírez-Amaro, S., Ordines, F., Esteban, A., García, C., Guijarro, B., Salmerón, F., et al. (2020). The diversity of recent trends for chondrichthyans in the Mediterranean reflects fishing exploitation and a potential evolutionary pressure towards early maturation. *Scientific Reports*, 10(1), 547. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56818-9>
- Ripley, W. E. (1946). The soupfin shark and the fishery. *California Division of Fish and Game Fish Bulletin*, 64(64), 7-37.
- Rogers, P. J., Knuckey, I., Hudson, R. J., Lowther, A. D., & Guida, L. (2017). Post-release survival, movement, and habitat use of school shark *Galeorhinus galeus* in the Great Australian Bight, southern Australia. *Fisheries Research*, 187, 188-198. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.11.011>
- Schaber, M., Gastauer, S., Cisewski, B., Hielscher, N., Janke, M., Peña, M., et al. (2022). Extensive oceanic mesopelagic habitat use of a migratory continental shark species. *Scientific Reports*, 12(1), 2047. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05989-z>
- STECF. (2025). Evaluation of Fisheries Dependent Information (FDI) for EU Fleets (STECF 24-11), ZANZI, A., MOTOVA-SURMAVA, A. and HEKIM, Z. editor(s), Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/3446647>.
- Stevens, J. D., & West, G. J. (1997). *Investigation of school and gummy shark nursery areas in southeastern Australia* : CSIRO Marine Research Hobart, Australia.
- Sutcliffe, R. (1994). *Twenty years of tagging common skate and tope off the west coast of Scotland*. Paper presented at the Shark, Skate and Ray Workshop, London.
- Thomson, R., Bravington, M., Feutry, P., Gunasekera, R., & Grewe, P. (2020). Close kin mark recapture for school shark in the SESSF. *FRDC report for project(2014/024)*, 108.

- Thorburn, J., Neat, F., Burrett, I., Henry, L.-A., Bailey, D. M., Jones, C. S., et al. (2019). Ontogenetic Variation in Movements and Depth Use, and Evidence of Partial Migration in a Benthopelagic Elasmobranch. *Frontiers in Ecology and Evolution, Volume 7 - 2019*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00353>
- Thorburn, J. A. (2015). *Aspects of movement, habitat use and connectivity in two North East Atlantic sharks : spurdog Squalus acanthias and tope Galeorhinus galeus*. University of Aberdeen,
- Torres, P., da Cunha, R. T., Maia, R., & dos Santos Rodrigues, A. (2014). Trophic ecology and bioindicator potential of the North Atlantic tope shark. *Science of the Total Environment, 481*, 574-581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.091>
- Torres, P., Tristão da Cunha, R., & Santos Rodrigues, A. d. (2016). The elasmobranch fisheries of the Azores. *Marine Policy, 73*, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.07.027>
- UNEP/MAP-SPA/RAC. (2018). SAP/RAC : SPA-BD Protocol - Annex II : List of endangered or threatened species. https://www.rac-spa.org/sites/default/files/annex/annex_2_en_20182.pdf.
- Walker, T. (1999). Galeorhinus galeus fisheries of the world. *FAO Fisheries Technical Paper (FAO)(378)*.
- Walker, T. I. (2005). General biology of Chondrichthyan fishes. *Marine and Freshwater Systems. Victoria. Australia. White*.
- Walker, T. I., Rigby, C.L., Pacoureaux, N., Ellis, J.R., Kulka, D.W., Chiaramonte, G.E. & Herman, K. (2020). Galeorhinus galeus. The IUCN Red List of Threatened Species 2020 : e.T39352A2907336. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T39352A2907336.en>
- Walker, T. I., Taylor, B. L., Brown, L. P., & Punt, A. E. (2008). Embracing Movement and Stock Structure for Assessment of Galeorhinus Galeus Harvested off Southern Australia. *Sharks of the Open Ocean, 369-392*. <https://doi.org/10.1002/9781444302516.ch32>
- Ward, R., & Gardner, M. (1997). Stock structure and species identification of school and gummy sharks in Australasian waters. Project FRRF 93/11 and FRDC 93/64. February 1997. In : CSIRO Marine Research : Hobart, Tasmania, Australia.
- Weigmann, S. (2016). Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of Fish Biology, 88(3)*, 837-1037. <https://doi.org/10.1111/jfb.12874>
- Weijs, L., Briels, N., Adams, D. H., Lepoint, G., Das, K., Blust, R., et al. (2015). Bioaccumulation of organohalogenated compounds in sharks and rays from the southeastern USA. *Environmental Research, 137*, 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.022>
- West, G. J., & Stevens, J. D. (2001). Archival tagging of school shark, Galeorhinus galeus, in Australia : initial results. In T. C. Tricas & S. H. Gruber (Eds.), *The behavior and sensory biology of elasmobranch fishes : an anthology in memory of Donald Richard Nelson* (pp. 283-298). Dordrecht : Springer Netherlands.